



INFORME FINAL

Convenio de Desempeño 2016

Evaluación directa de langostino amarillo y langostino
colorado entre la II y VIII Regiones, año 2016.

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / JULIO 2017



INFORME FINAL

Convenio de Desempeño 2016

Evaluación directa de langostino amarillo y langostino
colorado entre la II y VIII Regiones, año 2016.

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / JULIO 2017

REQUIRENTE

**SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y
EMPRESAS DE MENOR TAMAÑO**

Subsecretaria de Economía y EMT:
Natalia Piergentili Domenech

ORGANISMO RESPONSABLE

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO-IFOP

Director Ejecutivo

Leonardo Núñez Montaner

Jefe División Investigación Pesquera

Mauricio Gálvez Larach

CONTRAPARTE TÉCNICA

Jefe Departamento Evaluaciones Directas

Sergio Lillo Vega

ORGANISMO EJECUTOR

P. UNIVERSIDAD CATÓLICA DE VALPARAISO-PUCV

Rector

Claudio Elórtegui Raffo

JEFE DE PROYECTO

Dante Queirolo Palma



SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / Marzo 2017

AUTORES

Dante Queirolo Palma

Mauricio Ahumada Escobar

Pedro Apablaza Bastías

Rodrigo Wiff Oneto

Jorge Páramo Granados

Mauricio Lima Arce

José Montero Styles

T. Mariella Canales Andrades

Andrés Flores Inostroza

Freddy López Quinteros



PRESENTACIÓN

En el marco del Convenio de Desempeño 2016, el Instituto de Fomento Pesquero recibió el mandato de parte de la Subsecretaría de Economía y Empresas de Menor Tamaño de ejecutar el Estudio de Investigación Pesquera y Acuícola denominado ***"Evaluación directa de langostino amarillo y langostino colorado entre la II y VIII Regiones, año 2016"***.

El IFOP efectuó una licitación en el portal de compras públicas (Licitación ID:1049-7-LR16) a la que concurrieron dos oferentes. Luego de la evaluación experta de IFOP, tanto de las Ofertas Técnicas y Económicas recibidas, este Estudio fue adjudicado a la **Pontificia Universidad Católica de Valparaíso**, pasando a ser el organismo ejecutor del estudio.

Se presenta el **Informe Final** que incluye las actividades realizadas durante el desarrollo del estudio y los resultados obtenidos más la base de Datos, según la programación establecida en los Términos Técnicos de Referencia del Estudio



RESUMEN EJECUTIVO

El crucero de evaluación directa de langostino amarillo y langostino colorado se realizó entre el 10 de mayo de 2016 y 18 de julio de 2016, en conformidad a la Resolución Exenta SUBPESCA N° 1.322 (2 de mayo de 2016) que autorizó la respectiva pesca de investigación. En el crucero participaron las naves LM Trauwün I, PAM Don Stefan y PAM Altair I.

Se realizó un total de 644 lances de pesca. De dicho total, 607 lances correspondieron a lances de evaluación utilizados para la estimación de la biomasa vulnerable de cada especie, mientras que 37 correspondieron a lances usados para complementar la delimitación de los focos de abundancia. En 548 lances de pesca (90,3%) se capturó langostino amarillo y/o langostino colorado. En 391 lances de pesca se capturó langostino amarillo (64,4%) y en 406 langostino colorado (66,9%).

Se capturó langostino amarillo entre los 26°S y 36°55'S, entre 102 y 365 m de profundidad, mientras que el langostino colorado entre 25°30'S y 36°57'S y en el rango de profundidad 92 - 365 m.

En total se midieron y sexaron 26.228 ejemplares de langostino amarillo, de los cuales 18.112 fueron machos (69%) y 8.116 hembras (31%). Se registraron 5.590 hembras portadoras, correspondientes al 69% de las hembras capturadas en el crucero. En el caso del langostino colorado, se midieron 39.993 ejemplares, de los cuales 18.761 ejemplares fueron machos (47%) y 21.232 hembras (53%), de las cuales 16.601 fueron hembras portadoras (78% de las hembras).

Igualmente, para análisis específicos de talla-peso y otros, se sexaron, midieron y pesaron 2.455 ejemplares de langostino amarillo y 4.078 de langostino colorado. Las tallas del langostino amarillo variaron entre 16,1 y 55,7 mm de longitud cefalotorácica (LC) (promedio global de 36,2 mm LC). La talla promedio de machos fue 38,8 mm, la de hembras portadoras (ovíferas) de 34,2 mm y las de hembras totales (ovíferas + no portadoras) 32,9 mm.

En el caso de tallas del langostino colorado, éstas variaron entre 3,1 y 53,9 mm de longitud cefalotorácica (LC) (promedio global de 29,8 mm LC). Desglosando por sexo, la talla promedio en machos fue 29,7 mm, en hembras portadoras (ovíferas) fue 32,2 mm y en hembras totales 29,8 mm.

La proporción sexual del langostino amarillo indicó el predominio de machos en el área prospectada, los que representaron el 55% y 58% de la captura en número en la zona centro-norte y centro-sur, respectivamente. En el caso del langostino colorado, los machos representaron el 53% en la zona centro-norte, mientras que las hembras representaron el 57% en la zona centro-sur.

El crucero se desarrolló durante el período de portación de hembras de ambos crustáceos, predominando el estado de madurez 2 en las hembras ovíferas. Así, en el caso de langostino amarillo, la proporción de hembras ovíferas representó el 89% y 60% para la zona centro-norte y centro-sur, respectivamente, mientras que en el langostino colorado fue el 83% y 76%, respectivamente.

Respecto de los aspectos de historia de vida de ambos recursos, las estimaciones de talla de madurez sexual media (L50%) desglosadamente por zona centro-norte y centro-sur fueron en langostino amarillo



26,4 mm (25,8-26,9 mm) y 33,1 mm (32,5-33,4 mm), mientras que en el langostino colorado 23,9 mm (23,5-24,3 mm) y 24,8 mm (24,6-24,9 mm), respectivamente.

Respecto a los parámetros de crecimiento, se discutieron los resultados con la información publicada a la fecha para ambas especies, y se sugiere complementar el análisis llevado a cabo con una base de datos de mayor extensión temporal, implementándose para la estimación de t_0 una solución basada ya sea en restricciones para este parámetro (en un análisis de máxima verosimilitud) o prioris informativas en el caso de hacer una estimación usando inferencia Bayesiana. En el caso de la Mortalidad Natural, la gran variabilidad de resultados obtenidos mediante distintas metodologías, generan como recomendación que en la evaluación de stock se implementen análisis de sensibilidad a este parámetro, o alternatively se incorpore la incertidumbre de M a la evaluación.

En el crucero, la fauna acompañante del año 2016 se compuso de 51 especies donde los peces y crustáceos aportan la mayor diversidad de especies, en tanto la estructura comunitaria fue representada por cuatro ensambles de especies, donde la merluza común (*M. gayi*), el lenguado de ojos grandes (*H. macrops*) y camarón nailon (*H. reedi*) fueron las especies más relevantes.

Para la aplicación de las herramientas de análisis de geoestadística intrínseca, en el langostino amarillo se subdividió el área de evaluación en un total de tres Zonas de Análisis Geoestadístico (ZAG), empleándose variogramas clásicos en las ZAG1 (mod. Gaussiano) y ZAG3 (mod. Exponencial) y un variograma robusto en la ZAG 2 (mod. Esférico). En el langostino colorado se consideró 4 ZAG, dos de ellos clásicos (ZAG 1 y 2) y dos robustos (ZAG 3 y 4), empleándose en todos ellos el modelo exponencial.

Se estimó una biomasa vulnerable de langostino amarillo de 24.683 ton (19.829-29.537 ton), de las cuales 11.381 ton (5.514-17.248 ton) corresponden a la Unidad de Pesquería Norte y 13.302 ton (11.411-15.194 ton) a la Unidad de Pesquería Sur. Se estimó una biomasa vulnerable al interior del Área de Reserva Artesanal (ARPA) de 8.809 ton (36%) y al exterior de 15.874 ton (64%). La abundancia de langostino amarillo fue 722.898.216 ejemplares.

En el caso de langostino colorado, se estimó una biomasa vulnerable de 50.332 ton (34.686-65.989 ton). Dicho total se desglosa en 10.594 ton (7.052-14.137 ton) en la Unidad de Pesquería Norte y 39.738 ton (22.419-57.068 ton) en la Unidad de Pesquería Sur. La biomasa vulnerable estimada al interior del Área de Reserva Artesanal (ARPA) fue 8.696 ton (17%) y al exterior de 41.636 ton (83%). La abundancia estimada de langostino colorado fue 3.397.408.213 ejemplares.

Un análisis de datos atípicos, descartó su presencia en la estimación de biomasa vulnerable. Adicional y complementariamente, mediante el método de geoestadística basada en verosimilitud, se estimó una biomasa vulnerable de 16.405 ton de langostino amarillo y de 43.691 ton de langostino colorado. Mediante estadística bayesiana, se estimó en tanto 24.416 ton de langostino amarillo y 52.569 ton de langostino colorado.

El primer taller de coordinación se efectuó el 25 de mayo de 2015, mientras que en un segundo taller, llevado a cabo el día 28 de febrero en Valparaíso, se dieron a conocer y se discutieron los resultados del presente estudio. Se sugieren opciones de mejora para los cruceros de evaluación directa, basados fundamentalmente en la adopción criterios comunes y en la estandarización de formas de operación y



de redes de pesca diseñadas para muestreo, tópicos que debiesen ser abordados en un proyecto metodológico específico.



INDICE GENERAL

RESUMEN EJECUTIVO	ii
INDICE GENERAL.....	v
INDICE DE FIGURAS, TABLAS Y ANEXOS	ix
INDICE DE FIGURAS	ix
INDICE DE TABLAS	xvi
ANEXOS	xxii
1. ANTECEDENTES.....	1
1. OBJETIVOS	4
Objetivo general	4
Objetivos específicos.....	4
3. METODOLOGÍA GENERAL Y POR OBJETIVO	5
3.1 Metodología General	5
3.1.1. Área y período de estudio	5
3.1.2 Unidad muestral.....	5
3.1.3 Estrategia de aleatorización	5
3.1.4 Tamaños muestrales	7
3.1.5 Estrategia muestral	7
3.1.6 Crucero de evaluación	7
3.1.7 Muestreos en tierra	10
3.2. Objetivo específico 1. Determinar la distribución espacial de los recursos langostino amarillo y langostino colorado, en el área de estudio.	10
3.2.1 Distribución espacial	10
3.2.2 Centro de gravedad, Inercia del centro de gravedad y coeficiente de Gini.....	14
3.3. Objetivo específico 2. Determinar la biomasa vulnerable total (en peso) y la abundancia vulnerable total (en número), según talla y sexo, del langostino amarillo y langostino colorado en el área de estudio, por región y focos de abundancia, según corresponda.....	14
3.3.1 Estimación del área barrida	14
3.3.2 Estimadores de CPUA, varianzas e intervalos de confianza asociados	15



3.3.3 Biomasa vulnerable	18
3.3.4 Estimación del área de los focos	18
3.3.5 Biomasa vulnerable mediante inferencia bayesiana	19
3.3.6 Estimaciones de biomasa y abundancia por talla, sexo, región y foco de abundancia	22
3.3.7 Desagregación de la biomasa vulnerable	23
3.4. Objetivo específico 3. Determinar la condición reproductiva del langostino amarillo y langostino colorado, en el área y período de estudio.....	24
3.4.1 Proporción sexual	24
3.4.2 Proporción de hembras ovíferas	24
3.4.3 Estado de desarrollo de los huevos	25
3.5. Objetivo específico 4. Determinar la composición e importancia relativa de las especies que constituyen la fauna acompañante de recursos langostino amarillo y langostino colorado durante los cruceros de evaluación.	27
3.5.1 Composición e importancia relativa de las especies que constituyen la fauna acompañante	27
3.5.2 Cambios espacio-temporales de la riqueza de especies y los factores ambientales asociadas.....	29
3.5.3 Análisis de contenido estomacal principales especies fauna acompañante	31
3.6. Objetivo específico 5. Estimar los parámetros de crecimiento, la mortalidad natural y talla media de madurez para los recursos langostino amarillo y langostino colorado.	31
3.6.1 Crecimiento.....	31
3.6.2 Mortalidad natural	34
3.6.3 Talla media de primera madurez	44
3.6.4 Fecundidad	44
 4. RESULTADOS.....	 45
4.1. Resultados generales.....	45
4.1.1 Crucero de evaluación directa.....	45
4.1.2 Desempeño de los artes de pesca usados en la evaluación	49
4.1.3 Medición de tamaños y pesos	54
4.1.4 Composición de tamaños de merluza común	56
4.1.5 Talleres de coordinación y de difusión y discusión de resultados.....	58
4.2 Objetivo 1. Determinar la distribución espacial de los recursos langostino amarillo y langostino colorado, en el área de estudio	60



4.2.1 Langostino amarillo	60
4.2.2 Langostino colorado	65
4.2.3 Centro de gravedad, Inercia del centro de gravedad y coeficiente de Gini	70
4.3. Objetivo 2. Determinar la biomasa vulnerable total (en peso) y la abundancia vulnerable total (en número), según talla y sexo, del langostino amarillo y langostino colorado en el área de estudio, por región y focos de abundancia, según corresponda	72
4.3.1 Geoestadística intrínseca: Estimación de biomasa y abundancia vulnerables	72
4.3.2 Geoestadística basada en verosimilitud: Estimación de biomasa	84
4.3.3 Estimación de biomasa vulnerable mediante inferencia bayesiana	90
4.3.4 Relaciones talla-peso	97
4.3.5 Estimaciones de biomasa y abundancia por talla, sexo, región y foco de abundancia	104
4.4. Objetivo específico 3. Determinar la condición reproductiva del langostino amarillo y langostino colorado, en el área y período de estudio	120
4.4.1 Proporción sexual	120
4.4.2 Proporción de hembras ovíferas	122
4.4.3 Estado de desarrollo de los huevos	124
4.4.4 Distribución espacial de la proporción sexual, hembras ovíferas y estado de desarrollo de los huevos	128
4.4.5 Descripción de la gónada y ovocitos de langostino amarillo	134
4.5. Objetivo específico 4. Determinar la composición e importancia relativa de las especies que constituyen la fauna acompañante de estos dos recursos durante los cruceros de evaluación	136
4.5.1 Composición e importancia relativa de las especies que constituyen la fauna acompañante de langostino amarillo y langostino colorado durante los cruceros de evaluación	136
4.5.2 Cambios espacio-temporales de la riqueza de especies y los factores ambientales asociadas para la fauna acompañante desde el 2010 hasta el 2014	145
4.5.3 Análisis de contenido estomacal	156
4.6. Objetivo específico 5. Estimar los parámetros de crecimiento, la mortalidad natural y talla media de madurez para los recursos langostino amarillo y langostino colorado.	160
4.6.1 Estimación de parámetros de crecimiento	160
4.6.2 Estimaciones de Mortalidad Natural (M)	172
4.6.3 Ojiva de madurez y talla media de madurez (L ₅₀)	177
4.7 Clasificación del fondo marino	183



5. ANALISIS Y DISCUSION DE RESULTADOS.....	194
6. CONCLUSIONES	211
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	215
8. ANEXOS	230
I. EQUIPO DE TRABAJO.....	231
II. FECHAS Y LUGARES DE MUESTREO	233
III. PROFESIONALES POR OBJETIVO Y HORAS	235
IV. PLANOS DE REDES USADAS EN EL CRUCERO	237
V. ABUNDANCIA A LA TALLA POR ESPECIE OBJETIVO Y FOCO.....	240
VI. BIOMASA REGIONALIZADA Y POR ARPA – NO ARPA.....	244
VII. ANALISIS DE DATOS ATÍPICOS (OUTLIERS)	246
VIII. CARACTERIZACIÓN HISTOMORFOLÓGICA DE LA GÓNADA DE HEMBRAS DE LANGOSTINO COLORADO DE LA VIII REGIÓN.	247



INDICE DE FIGURAS, TABLAS Y ANEXOS

FIGURAS

Figura 1. Estimaciones directas de biomasa vulnerables de langostino amarillo langostino colorado entre 2007 y 2015. Se indica el resultado desglosado por Unidad de Pesquería (UPN y UPS) y total.	3
Figura 2. Zonas de Análisis Geoestadístico (ZAG) determinadas para la estimación de biomasa vulnerable de langostino amarillo (a la izquierda) y langostino colorado (a la derecha) en la evaluación directa realizada el año 2015 (Queirolo <i>et al.</i> , 2016).....	6
Figura 3. Parámetros del semivariograma	12
Figura 4. Posición de lances de pesca llevados a cabo durante la ejecución del crucero de evaluación. En anaranjado se muestran los lances con captura de langostino amarillo. En negro se muestran los lances sin captura de langostino amarillo. La línea azul indica el límite del Área de Reserva Artesanal (ARPA).....	47
Figura 5. Posición de lances de pesca llevados a cabo durante la ejecución del crucero de evaluación. En rojo se muestran los lances con captura de langostino colorado. En negro se muestran los lances sin captura de langostino colorado. La línea azul indica el límite del Área de Reserva Artesanal (ARPA).....	49
Figura 6. Distribución de frecuencias porcentuales de abertura de punta de alas (APA) de las redes de arrastre usadas en la evaluación directa.....	51
Figura 7. Efecto de las variables relación cable-profundidad (RELAC), altura de la ola (OLA), profundidad de arrastre (PROF) y velocidad de arrastre (VELOC) sobre la abertura de alas en la L/M Trauwün I obtenida mediante GLM.....	52
Figura 8. Efecto de las variables relación cable-profundidad (RELAC), velocidad del viento (VTO), altura de ola (OLA) y profundidad de arrastre (PROF) sobre la abertura de alas en el PAM Don Stefan obtenida mediante GLM.....	53
Figura 9. Efecto de las variables relación cable-profundidad (RELAC), altura de la ola (OLA), profundidad de arrastre (PROF) y velocidad de arrastre (VELOC) sobre la abertura de alas en el PAM Altair I obtenida mediante GLM.....	53
Figura 10. Distribución de frecuencia de tallas de los ejemplares muestreados de merluza común según sexo y región.....	57



Figura 11. Lista de asistentes al taller de difusión y discusión de resultados.	59
Figura 12. Distribución espacial de la CPUA de langostino amarillo (kg/km ²).	62
Figura 13. Resultados de la modelación GAM de las relaciones funcionales entre la densidad (log CPUA +1) (kg/km ²), y la longitud cefalotórácica (mm) en hembras (H) y machos (M) con los predictores profundidad, latitud y longitud). Langostino amarillo.	63
Figura 14. Variogramas ajustados (modelos esféricos, gaussiano y exponencial) en el langostino amarillo, por ZAG.	64
Figura 15. Distribución espacial de la CPUA de langostino colorado (kg/km ²).	67
Figura 16. Resultados de la modelación GAM de las relaciones funcionales entre la densidad (log CPUA +1) (kg/km ²), y la longitud cefalotórácica (mm) en hembras (H) y machos (M) con los predictores profundidad, latitud y longitud). Langostino colorado.	68
Figura 17. Variogramas ajustados (modelos esféricos, gaussiano y exponencial) en el langostino colorado en la zona norte (gráfico superior) y sur de análisis geoestadístico ZAG (gráfico inferior).	69
Figura 18. Evolución anual de Centros de Gravedad (CG) y del Coeficiente de Gini (GINI) para langostino amarillo en su Unidad de Pesquería Norte (A) y Sur (B) y langostino colorado en su Unidad de Pesquería Norte (C) y Sur (D).	71
Figura 19. Focos de agregación de langostino amarillo en el área de prospección.	73
Figura 20. CPUA (kg/km ²) interpolada por kriging en los focos 1 y 2 (III y IV Región) de langostino amarillo durante el crucero.	74
Figura 21. CPUA (kg/km ²) interpolada por kriging desde el foco 3 al foco 6 (IV a V Regiones) de langostino amarillo.	75
Figura 22. CPUA (kg/km ²) interpolada por kriging en los focos 7 a 9 (V y VII Regiones) de langostino amarillo.	76
Figura 23. CPUA (kg/km ²) interpolada por kriging en los focos 10 a 13 (VII y VIII Regiones) de langostino amarillo.	77
Figura 24. Focos de agregación de langostino colorado en el área de prospección.	79



Figura 25. CUPA (kg/km ²) interpolada por kriging en los focos 1 y 2 (IV Región) de langostino colorado durante el crucero.	80
Figura 26. CUPA (kg/km ²) interpolada por kriging desde los focos 3 y 4 al foco 4 (IV Región) de langostino colorado durante el crucero.	81
Figura 27. CUPA (kg/km ²) interpolada por kriging desde el foco 5 al foco 9 (V a VII Regiones) de langostino colorado durante el crucero.	82
Figura 28. CUPA (kg/km ²) interpolada por kriging desde el foco 10 al foco 14 (VII y VIII Regiones) de langostino colorado durante el crucero.	83
Figura 29. Resultados de la modelación GAM de las relaciones funcionales entre la biomasa (log CUPA +1) (Kg/km ²), y la longitud cefalotórax (mm) en hembras (H) y machos (M) con los predictores profundidad, latitud y longitud) en langostino amarillo.	85
Figura 30. Resultados de la modelación GAM de las relaciones funcionales entre la biomasa (log CUPA +1) (Kg/km ²), y la longitud cefalotórax (mm) en hembras (H) y machos (M) con los predictores profundidad, latitud y longitud) en langostino colorado.	88
Figura 31. Predicción de la abundancia espacial (en escala logarítmica) de foco 11 langostino amarillo. Los círculos grises indican las observaciones de la CUPA en proporción relativa.	91
Figura 32. Predicción de la CUPA en langostino amarillo por foco, usando el método de campos aleatorios gaussianos (GRF) con prioris informativas. El área gris denota el intervalo de credibilidad de la estimación (95%). En línea roja se compara con la mediana de los resultados provenientes de la geoestadística intrínseca (Geo.Int).	92
Figura 33. Distribución posterior del log de CUPA por foco en Langostino Amarillo. La línea punteada indica la media de CUPA a través de todos los focos.	93
Figura 34. Distribución posterior empírica de la biomasa langostino amarillo (todos los focos). Se indica la media y el intervalo del 95% de credibilidad. La línea punteada vertical indica la mediana.	94
Figura 35. Predicción de la abundancia espacial (en escala logarítmica) de foco 10 langostino colorado. Los círculos grises indican las observaciones de la CUPA en proporción relativa.	95
Figura 36. Predicción de la CUPA en langostino colorado por foco, usando el método de campos aleatorios gaussianos (GRF) con prioris informativas. El área gris denota el intervalo	



de credibilidad de la estimación (95%). En línea roja se compara con la mediana de los resultados provenientes de la geoestadística intrínseca (Geo.Int).	96
Figura 37. Distribución posterior del log de CPUA por foco en Langostino colorado. La línea punteada indica la media de CPUA a través de todos los focos.	97
Figura 38. Distribución posterior empírica de la biomasa langostino colorado (todos los focos). Se indica la media y el intervalo del 95% de credibilidad. La línea punteada vertical indica la mediada	98
Figura 39. Gráficos de dispersión y modelos ajustados de las relaciones talla-peso, por Región y Sexo (machos y hembras no portadoras) para langostino amarillo	100
Figura 40. Gráficos de dispersión y modelos ajustados de las relaciones talla-peso, por Región y Sexo (machos y hembras no portadoras) para langostino amarillo	101
Figura 41. Gráficos de dispersión y modelos ajustados de las relaciones talla-peso, por Región y Sexo (machos y hembras no portadoras) para langostino colorado	103
Figura 42. Gráficos de dispersión y modelos ajustados de las relaciones talla-peso, por Región y Sexo (machos y hembras no portadoras) para langostino colorado.	104
Figura 43. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por foco y sexo en langostino amarillo (Focos 1 al 4)	106
Figura 44. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por foco y sexo en langostino amarillo (Focos 5 al 8)	107
Figura 45. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por foco y sexo en langostino amarillo (Focos 9 al 13)	108
Figura 46. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por región administrativa y sexo en langostino amarillo (Regiones de Atacama (III) a Valparaíso (V))	109
Figura 47. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por región administrativa y sexo en langostino amarillo (Regiones de O'Higgins (VI) a Maule (VII))	110
Figura 48. Longitud cefalotorácica promedio (mm) interpolada por kriging ordinario en los focos de langostino amarillo durante el crucero.	111



Figura 49. Proporción de juveniles de langostino amarillo por lance de pesca durante el crucero de evaluación (III y IV Regiones LC<26 mm; V a VIII Regiones LC<33 mm).	112
Figura 50. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por foco y sexo en langostino colorado (Focos 1 al 5).	114
Figura 51. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por foco y sexo en langostino colorado (Focos 6 al 10).	115
Figura 52. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por foco y sexo en langostino colorado (Focos 11 al 14).	116
Figura 53. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por región administrativa y sexo en langostino colorado (Regiones de Antofagasta (II) a Valparaíso (V)).	117
Figura 54. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por región administrativa y sexo en langostino colorado (Regiones de O'Higgins (VI) a Biobío (VIII)).	118
Figura 55. Longitud cefalotorácica promedio (mm) interpolada por kriging ordinario en los focos de langostino colorado durante el crucero.	119
Figura 56. Proporción de juveniles de langostino colorado por lance de pesca durante el crucero de evaluación (III y IV Regiones LC<24 mm; V a VIII Regiones LC<25 mm).	120
Figura 57. La proporción sexual ponderado a la captura por zona de langostino amarillo para los últimos tres cruceros de evaluación directa.	122
Figura 58. La proporción sexual ponderado a la captura por zona de langostino colorado para los últimos tres cruceros de evaluación directa.	122
Figura 59. La proporción de hembras ponderada a la captura por zona de langostino amarillo para los últimos tres cruceros de evaluación directa.	123
Figura 60. La proporción de hembras ponderada a la captura por zona de langostino colorado para los últimos tres cruceros de evaluación directa.	124
Figura 61. Distribución de frecuencia relativa mensual de los estadios de desarrollo embrionario de langostino amarillo por zona y año de crucero de evaluación.	125
Figura 62. Proporción de hembras portadoras de huevos en fase de desarrollo embrionario avanzado (3 y 4) por estrato de talla para cada zona y año en langostino amarillo.	126



Figura 63. Distribución de frecuencia relativa mensual de los estadios de desarrollo embrionario de langostino colorado por zona y año de cruce de evaluación	127
Figura 64. Proporción de hembras portadoras de huevos en fase de desarrollo embrionario avanzado (3 y 4) por estrato de talla para cada zona y año en langostino colorado	128
Figura 65. Distribución espacial de la proporción de hembras, ovíferas y estados de desarrollo temprano (1 y 2) y avanzados (3 y 4) ponderada a la captura por foco de abundancia de langostino amarillo, periodo 2016. Cada recuadro y número corresponde a un foco de abundancia determinado. Cada círculo rojo corresponde a un lance de pesca	130
Figura 66. Distribución espacial de la proporción de hembras, ovíferas y estados de desarrollo temprano (1 y 2) y avanzados (3 y 4) ponderada a la captura por foco de abundancia de langostino colorado, periodo 2016. Cada recuadro y número corresponde a un foco de abundancia determinado. Cada círculo rojo corresponde a un lance de pesca	132
Figura 67. Relación lineal entre el tamaño del huevo y la fecundidad relativa por zona de ambas especies de langostinos. Información acumulada de 2015 y 2016	133
Figura 68. Comparación interanual de la fecundidad y tamaño del huevo por zona en ambas especies de langostinos. Datos acumulados de los cruceros de evaluación 2015 y 2016	134
Figura 69. Hembra ovífera de langostino amarillo con la vista ventral que muestra huevos en estadio de desarrollo embrionario 4 (a) y a la misma vez con la vista dorsal se observa dos lóbulos ovárico-vitelados (b y c).	135
Figura 70. Hembra ovífera de langostino amarillo (a) con huevos en estadio de desarrollo embrionario 1 que a la misma vez posee un ovario con ovocitos inmaduros (OI) y (b) otra hembra ovífera con huevos en estadio 4 que posee gónada con ovocitos vitelados (OV). N indica el núcleo o vesícula germinativa; C corresponde el citoplasma	136
Figura 71. Distribución de frecuencia de los tamaños de ovocitos de dos hembras ovíferas de langostino amarillo con huevos en estadio de desarrollo embrionario 4.	136
Figura 72. Dendrograma de la captura por unidad de área (kg/km ²) expresada como raíz cuarta de la fauna acompañante observada en los lances positivos de evaluación de langostino amarillo y colorado entre las Regiones de Antofagasta (II) y del Biobío (VIII). La línea roja representa el corte con similitud mayor al 20%.	140



Figura 73. Número de grupos identificados mediante el análisis residual: a) criterio de información bayesiano, b) grupos identificados basado en el método del codo sobre la matriz de similitud de Bray–Curtis de la CPUA transformada, c) incertidumbre, d) análisis de ordenamiento.	142
Figura 74. Distribución de la batimetría (a) y por regiones políticas (b) chilenas de los ensamblajes comunitarios identificados como parte de la fauna acompañante en el análisis de clúster	144
Figura 75. Test de Tukey de los parámetros comunitarios para comparar las diferencias entre ensamblajes comunitarios, mostrando la diferencia de promedios entre ensamblajes. a) Número de especies, b) diversidad, c) dominancia y d) uniformidad. La línea punteada indica el valor referencial de cero que representa diferencias no significativas en los promedios	145
Figura 76. Curvas de k-dominancia para los ensamblajes comunitarios identificados en el análisis de clúster.	146
Figura 77. Número de grupos identificados mediante el análisis residual: a) criterio de información bayesiano, b) grupos identificados basado en el método del codo sobre la matriz de similitud de Bray–Curtis de la CPUA transformada, c) análisis de ordenamiento, d) incertidumbre	152
Figura 78. Variación de la riqueza de especies en la fauna acompañante predicha por el modelo BRT, usando variables ambientales, espaciales y temporales. La línea negra representa la respuesta en la variación de riqueza de especies. El valor en porcentaje representa la influencia relativa de cada variable sobre la respuesta. NOTA: SST = Temperatura superficial; Chla-a = Clorofila-a	154
Figura 79. Variación en la diversidad de especies en la fauna acompañante predicha por el modelo BRT, usando variables ambientales, espaciales y temporales. La línea negra representa la respuesta en la variación de riqueza de especies. El valor en porcentaje representa la influencia relativa de cada variable sobre la respuesta	155
Figura 80. Riqueza y diversidad predicha por los modelos BRT respectivamente. El gráfico de la izquierda muestra la riqueza de especies y el de la derecha la diversidad a lo largo de Chile.....	156
Figura 81. Langostino amarillo: Datos de longitud. Histogramas observados y curvas ajustadas de los modelos estimados.....	165
Figura 82. Langostino amarillo: Asignación de las clases de edad a las clases de años.....	166



Figura 83. Langostino amarillo: Longitud media estimada en los modelos de mezclas de distribuciones junto con la curva estimada de crecimiento	166
Figura 84. Langostino colorado: Datos de longitud. Histogramas observados y curvas ajustadas de los modelos estimados.....	170
Figura 85. Langostino colorado: Asignación de las clases de edad a las clases de años	171
Figura 86. Langostino colorado: Longitud media estimada en los modelos de mezclas de distribuciones junto con la curva estimada de crecimiento	171
Figura 87. Resumen de las estimaciones de mortalidad natural (M) para machos y hembras de langostino amarillo, considerando error de rasgos (eje-x) y error de coeficientes (eje-y) de los modelos de estimación de M. En el caso de los machos no se consideran modelos que incorporan madurez.....	174
Figura 88. Resumen de las estimaciones de mortalidad natural (M) para machos y hembras de langostino colorado considerando error de rasgos y error de rasgo y coeficiente para cada modelo de estimación de M. La primera fila corresponde a las estimaciones de M de langostino colorado al Norte del cañón del Biobío (Roa y Tapia 1998) y el segundo panel a la zona sur.	177
Figura 89. Proporción madura observada y ojiva de madurez estimada por zona (lado izquierdo). Distribución de frecuencia relativa de los tamaños de las hembras analizada (lado derecho). Hembras de langostino amarillo muestreada durante el crucero de evaluación 2015 y 2016	179
Figura 90. Proporción madura observada y ojiva de madurez estimada por zona (lado izquierdo). Distribución de frecuencia relativa de los tamaños de las hembras analizada (lado derecho). Hembras de langostino colorado muestreada durante el crucero de evaluación 2015 y 2016	180
Figura 91. Relación entre el tamaño de la hembra y la fecundidad parcial por zona en langostino amarillo, periodo 2016	181
Figura 92. Relación entre el tamaño de la hembra y la fecundidad parcial por zona en langostino colorado, periodo 2016	183
Figura 93. Gráfica ping con curva de potencia constante para el cálculo del valor Bottom echo threshold a 1 m	186



Figura 94. Distribución espacial de la clasificación acústica determinada por cada escenario. A- Cinco clases acústicas obtenidas con el escenario I. B- Cinco clases acústicas con el escenario II. C- Cuatro clases acústicas obtenidas con el escenario III.....	189
Figura 95. Representación espacial de los tipos de sedimentos (limo muy grueso y arena muy fina), sobre el mapa de la clasificación acústica obtenida por el escenario I	191
Figura 96. Distribución espacial de la reclasificación acústica. A- Dos clases acústicas. B- Tres clases acústicas.....	191
Figura 97. Características del fondo marino de la V región, se puede identificar la rugosidad y la dureza registradas por las señales acústicas. A-Dos clases acústicas. B-Tres clases acústicas.....	192
Figura 98. Distribución espacial de la clasificación acústica obtenida para la IV y VIII regiones. A- IV Región. B- VIII Región.	193
Figura 99. Características del fondo marino de la IV y VIII regiones, se puede identificar la rugosidad y la dureza registradas por las señales acústicas. A- IV Región. B- VIII Región	193
Figura 100. Posición de lances de investigación (círculos azules) desde la Región del Maule al sur en los cruceros de 2014, 2015 y 2016	195
Figura 101. CPUA promedio (kg/km ²) por rango latitudinal, entre 2000 y 2016, en el langostino amarillo (arriba) y el langostino colorado (abajo) en los cruceros de evaluación directa de ambos recursos objetivo	196
Figura 102. Estimaciones anuales de biomasa vulnerable, por recurso objetivo, total y desglosada por Unidad de Pesquería, entre 2006 y 2016	206



TABLAS

Tabla 1.	Límites latitudinales de las Zonas de Análisis Geoestadístico (ZAG) determinadas en la evaluación directa del año 2016.....	6
Tabla 2.	Individualización de las naves consideradas para la realización del crucero.....	8
Tabla 3.	Variables predictoras que se usaron en el análisis. ENSO: EL Niño Southern Oscillation: SST Sea Surface Temperatures.....	30
Tabla 4.	Parámetros de crecimiento de von Bertalanffy (L_{∞} , k , t_0) y madurez sexual en talla (L_m), y edad (t_m). Parámetros de alometría de relación longitud-peso (b). Valores en en paréntesis corresponden a errores estándar de cada parámetro, o intervalos de confianza.	41
Tabla 5.	Métodos de estimación de M aplicados a langostino amarillo y colorado, coeficientes de variación asumidos (CV) y distribuciones de probabilidad usadas en el remuestreo remuestreo coeficientes de los modelos (DP). ML indica que la estimación de M es tamaño-variante.....	43
Tabla 6.	Número de lances de evaluación, por región administrativa durante el crucero de evaluación directa. Entre paréntesis, la embarcación que realizó dichos lances. TR: Trauwün I, DS: Don Stefan, AL: Altair.....	45
Tabla 7.	Número de lances con captura de langostino amarillo según rango de profundidad.....	46
Tabla 8.	Número de lances con captura de langostino colorado según rango de profundidad.....	48
Tabla 9.	Resumen de las variables dependientes e independientes usadas en el análisis para la estimación de APA en lances no instrumentados. DE: desviación estándar. CV: coeficiente de variación (%).....	50
Tabla 10.	APA media observada en lances instrumentados y APA media estimada en lances no instrumentados para cada nave que participó en el crucero. *falta en equipo obligó a usar mediciones realizadas en 2015.....	51
Tabla 11.	Coeficientes de los modelos lineales generalizados (GLM) estimados para cada nave participante en la evaluación directa. ns: no significativa.....	51
Tabla 12.	Número de ejemplares muestreados de langostino amarillo por sexo y región, entre las Regiones de Antofagasta y del Biobío, año 2016	54



Tabla 13.	Número de ejemplares muestreados de langostino colorado por sexo y región, entre las Regiones de Antofagasta y del Biobío, año 2015.....	54
Tabla 14.	Número de ejemplares muestreados de langostino amarillo según región y foco.	55
Tabla 15.	Número de ejemplares muestreados de langostino colorado según región y foco.	56
Tabla 16.	Estadígrafos del muestreo de tallas de merluza común capturada durante el crucero de evaluación.....	56
Tabla 17.	Parámetros de los modelos de variogramas por ZAG de datos de langostino amarillo	60
Tabla 18.	Resultados de la validación cruzada por ZAG y modelo de variograma teórico en langostino amarillo	61
Tabla 19.	Resultados de la modelación GAM entre log (CPUA+1) (kg/km ²), y la longitud cefalotórax (mm) en hembras (H) y machos (M) con las variables predictoras, porcentaje de la devianza explicada, valor P y el criterio AIC. Las celdas resaltadas en gris muestran las variables que mejor predicen la modelación con la CPUA y tallas de langostino amarillo	64
Tabla 20.	Parámetros de los modelos de variogramas por ZAG de los datos de langostino colorado	65
Tabla 21.	Resultados de la validación cruzada por ZAG y modelo de variograma teórico en langostino colorado.....	66
Tabla 22.	Resultados de la modelación GAM entre log (CPUA+1) (kg/km ²), y la longitud cefalotórax (mm) en hembras (H) y machos (M) con las variables predictoras, porcentaje de la devianza explicada, valor P y el criterio AIC. Las celdas resaltadas en gris muestran las variables que mejor predicen la modelación con la CPUA y tallas de langostino colorado.....	69
Tabla 23.	Centros de gravedad, momento de inercia y coeficiente de Gini del langostino amarillo, por año y pesquería, conforme a cruceros de evaluación directa de especies objetivo.....	70
Tabla 24.	Centros de gravedad, momento de inercia y coeficiente de Gini del langostino colorado, por año y pesquería, conforme a cruceros de evaluación directa de especies objetivo.....	70
Tabla 25.	Biomasa vulnerable de langostino amarillo por foco de agregación	72
Tabla 26.	Biomasa vulnerable de langostino colorado por foco de agregación	78



Tabla 27. Resultados de la modelación GAM entre log (CPUA+1) (Kg/Km ²), y la longitud cefalotórax (mm) en hembras (H) y machos (M) con las variables predictoras, porcentaje de la devianza explicada por el modelo, valor P y el criterio AIC. Las celdas resaltadas en gris muestran las variables que mejor predicen la modelación con la CPUA y tallas de langostino amarillo.....	85
Tabla 28. Resultados de la validación cruzada para seleccionar el mejor modelo en langostino amarillo. Las celdas marcadas en gris muestran el valor mínimo en el cuadrado medio del error (CME) de predicción espacial.....	86
Tabla 29. Estimación de biomasa por geoestadística basada en verosimilitud para el langostino amarillo en las ZAG	87
Tabla 30. Resultados de la modelación GAM entre log (CPUA+1) (Kg/Km ²), y la longitud cefalotórax (mm) en hembras (H) y machos (M) con las variables predictoras, porcentaje de la devianza explicada por el modelo, valor P y el criterio AIC. Las celdas resaltadas en gris muestran las variables que mejor predicen la modelación con la CPUA y tallas de langostino colorado.....	89
Tabla 31. Resultados de la validación cruzada para seleccionar el mejor modelo en langostino colorado. Las celdas marcadas en gris muestran el valor mínimo en el cuadrado medio del error (CME) de predicción espacial.....	89
Tabla 32. Estimación de biomasa por geoestadística basada en verosimilitud para el langostino colorado en las ZAG	90
Tabla 33. Parámetros relación talla-peso, resultados de prueba de Isometría y de igualdad de parámetros entre machos y hembras, en el langostino amarillo	99
Tabla 34. Parámetros relación talla-peso, resultados de prueba de Isometría y de igualdad de parámetros entre machos y hembras, en el langostino colorado.....	102
Tabla 35. Estadígrafos de las tallas (LC) de langostino amarillo por foco y sexo	105
Tabla 36. Estadígrafos de tallas (LC) de langostino colorado por foco y sexo durante el crucero.....	113
Tabla 37. Proporción sexual ponderada a la captura de langostino amarillo por zona durante 2016. ds corresponde a la desviación estándar; χ^2 corresponde al test Chi-cuadrado	121
Tabla 38. Proporción sexual ponderada a la captura de langostino colorado por zona durante 2016. ds corresponde a la desviación estándar; χ^2 corresponde al test Chi-cuadrado	121
Tabla 39. Proporción de hembras ponderada a la captura por zona de langostino amarillo durante	



2016. ds corresponde a la desviación estándar; χ^2 corresponde al test Chi-cuadrado	123
Tabla 40. Proporción de hembras ponderada a la captura por zona de langostino colorado durante 2016. ds corresponde a la desviación estándar; χ^2 corresponde al test Chi-cuadrado.....	124
Tabla 41. Porcentaje ponderado a la captura por foco de abundancia de la proporción de hembras, ovíferas y estadios de desarrollo embrionario de langostino amarillo, periodo 2016. Tempranos agrupa los estadios 1 y 2; Avanzados agrupa los estadios 3 y 4	129
Tabla 42. Porcentaje ponderado a la captura por foco de abundancia de la proporción de hembras, ovíferas y estadios de desarrollo embrionario de langostino colorado, periodo 2016. Tempranos agrupa los estadios 1 y 2; Avanzados agrupa los estadios 3 y 4	131
Tabla 43. Frecuencia de ocurrencia (FRO) relativa de las especies capturadas como fauna acompañante del monitoreo de langostinos amarillo y colorado. Las categorías para cada especie son: R = rara; U = poco común; C = común; V = muy común.....	138
Tabla 44. Contribución relativa de cada especie de la fauna acompañante, del langostino amarillo y colorado distribuida por región y macro zona. NOTA: 0,0% < 0,01%.	139
Tabla 45. Contribución relativa de las especies de la fauna acompañante distribuida por estrato de profundidad (m) con respecto a la captura total de las especies objetivo de langostinos amarillo y colorado. NOTA: 0,0% < 0,05%.....	141
Tabla 46. Contribución relativa de cada especie de la fauna acompañante respecto a la captura total de las especies objetivo langostinos amarillo y colorado, para cada ensamble identificado mediante el análisis de clúster. Ens = Ensamble. NOTA: 0,0% < 0,05%.....	143
Tabla 47. Índices comunitarios estimados para cada ensamble identificado mediante el análisis de clúster. DS = desviación estándar.....	144
Tabla 48. Frecuencia de ocurrencia (FRO) relativa de las especies capturadas como fauna acompañante en el monitoreo de langostinos amarillo y colorado entre los años 2000-2015. Las categorías de representación para cada especie son: R = rara; U = poco común; C = común; V = muy común.....	148
Tabla 49. Resumen de las estadísticas estimadas por el modelo BRT para la riqueza de especie y diversidad estimada por lance desde el 2000 hasta el 2015.....	153
Tabla 50. Estómagos con y sin contenido de lenguado de ojos grandes que fueron analizados, según región de procedencia.....	157



Tabla 51.	Frecuencia de ocurrencia por ítem alimentario en lenguado de ojos grandes y aporte relativo de cada ítem.....	158
Tabla 52.	Peso de cada ítem presa en los estómagos de lenguado de ojos grandes y aporte relativo en peso.....	158
Tabla 53.	Estómagos con y sin contenido de merluza común que fueron analizados, según región de procedencia	159
Tabla 54.	Frecuencia ocurrencia por ítem alimentario en merluza común y aporte relativo de cada ítem.....	160
Tabla 55.	Peso de cada ítem presa en estómagos de merluza común y aporte relativo en peso.	160
Tabla 56.	Langostino amarillo: Medidas descriptivas para cada conjunto de datos, según sexo.	162
Tabla 57.	Langostino amarillo Norte. Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo.....	162
Tabla 58.	Langostino amarillo Sur. Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo de von Bertalanffy, según sexo.....	163
Tabla 59.	Langostino amarillo: Longitudes promedio para cada conjunto de datos, según sexo.	163
Tabla 60.	Langostino amarillo: Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo de von Bertalanffy, según sexo (ambos stocks).....	164
Tabla 61.	Langostino amarillo Norte. Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo de von Bertalanffy, según sexo	164
Tabla 62.	Langostino amarillo Sur. Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo de von Bertalanffy, según sexo	164
Tabla 63:	Langostino amarillo: parámetros obtenidos en Arancibia et al. (2005). Los números entre paréntesis representan los errores estándar de los parámetros	167
Tabla 64.	Langostino colorado: Longitudes promedio para cada conjunto de datos, según sexo.	167
Tabla 65.	Langostino colorado Norte. Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo de von Bertalanffy, según sexo	167
Tabla 66.	Langostino colorado Sur. Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo de von Bertalanffy, según sexo.....	168



Tabla 67.	Langostino colorado: Longitudes promedio para cada conjunto de datos, según sexo	168
Tabla 68.	Langostino colorado: Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo de von Bertalanffy, según sexo	169
Tabla 69.	Langostino colorado Norte. Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo de von Bertalanffy, según sexo	169
Tabla 70.	Langostino colorado Sur. Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo de von Bertalanffy, según sexo	169
Tabla 71.	Langostino colorado: parámetros obtenidos en Roa y Tapia (1998). Los números entre paréntesis representan los errores estándar de los parámetros	172
Tabla 72.	Estimaciones de mortalidad natural (M) para <i>Cervimunida johni</i> considerando: a) error de rasgos, y b) error de coeficientes. Negritas indican modelos de estimación de M tamaño-variantes. Letras cursivas indican modelos de M que consideran la edad de madurez. Jensen-M indica el método de Jensen (1996) basado en madurez.	174
Tabla 73.	Estimaciones de mortalidad natural (M) para <i>Pleuroncodes monodon</i> considerando: error de rasgo y error de rasgo y coeficiente. Negritas indican modelos de estimación de M tamaño-variantes. Letras cursivas indican aquellos modelos que consideran la edad de madurez. Jensen-M indica el método de Jensen (1996) basado en madurez.	175
Tabla 74.	Estimaciones de mortalidad natural (M) para <i>Pleuroncodes monodon</i> considerando: error de rasgos, y error de rasgos y coeficientes. Negritas indican modelos de estimación de M tamaño-variantes. Letras cursivas indican modelos que consideran la edad de madurez. Jensen-M indica el método de Jensen (1996) basado en madurez.	176
Tabla 75.	Resumen del ajuste de la ojiva de madurez y L50 por zona de ambas especies de langostinos, periodo agosto de 2016.	178
Tabla 76.	Resumen del análisis de regresión lineal entre el tamaño de la hembra y la fecundidad parcial (F) por zona en langostinos amarillo, periodo 2016. (α : intercepto; β : pendiente; error: error estándar de los coeficientes; valor-t: t-Student; P: valor del nivel de significancia al 95%; n: hembras; p: peso corporal; lc: longitud cefalotorácica).....	181
Tabla 77.	Resumen del análisis de regresión lineal robusta entre el tamaño de la hembra y la fecundidad parcial (F) por zona en langostinos colorado, periodo 2016. (α : intercepto; β : pendiente; error: error estándar de los coeficientes; valor-t: t-Student; P: valor del nivel de significancia al 95%; n: hembras; p: peso corporal; lc: longitud cefalotorácica).....	182



Tabla 78. Límite latitudinal de los sectores de estudio por región.	185
Tabla 79. Valor asignado a los parámetros para creación de la línea de fondo.....	185
Tabla 80. Parámetros usados para la extracción de características del fondo y algoritmos para la clasificación del fondo.	187
Tabla 81. Análisis de granulometría de los sedimentos y clasificación de los sedimentos. La profundidad en metros (m) y el diámetro medio en unidades phi (Φ).	190
Tabla 82. Resumen estadístico de las características del fondo en la zona de estudio en la V Región.	192
Tabla 83. Estimaciones anuales de biomasa vulnerable por recurso, desglosadas por Unidad de Pesquería (UPN y UPS) y Total. Se indica la variación interanual por Unidad de Pesquería (VAR_UPN, VAR_UPS) y Total (VAR_TOT).	207





1. ANTECEDENTES

En Chile, la pesquería de langostinos se inició a mediados de la década de 1950 (Arana y Pizarro, 1970) mientras que los primeros trabajos de evaluación comenzaron a fines de la década de 1970 (Henríquez *et al.*, 1982). Las evaluaciones directas de langostino amarillo y langostino colorado fueron financiadas tradicionalmente mediante concursos públicos del Fondo de Investigación Pesquera (FIP). No obstante, desde 2014 la ejecución de las evaluaciones directas de los recursos objetivo es licitada por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). Entre las instituciones que han liderado las labores de prospección destacan el Instituto de Fomento Pesquero, la Universidad Católica del Norte y la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.

Respecto de los recursos objetivo, si bien las distribuciones latitudinales de ambos recursos corresponden a entre 6°S y 40°S (*P. monodon*), y entre Taltal (29°19'S) e isla Mocha (38°20'S) (*C. johni*) (Quiroz *et al.*, 2005; Thiel *et al.*, 2007), los resultados de diversas investigaciones dan cuenta de una distribución caracterizada por zonas de conglomerados de abundancia o focos para langostino amarillo y langostino colorado, con una concentración en un sector espacialmente más acotado. Así, los cruceros de evaluación mediante área barrida han reportado su inexistencia al norte de la península de Mejillones (23°00'S) y que su presencia se concentra fundamentalmente hasta el golfo de Arauco, en la Región del Biobío. Así, Bahamonde *et al.* (2002) prospectaron hasta los 21° sin obtener capturas positivas al norte de los 23°, reportándose sólo la presencia esporádica al norte de los 25°30'S (Bahamonde *et al.*, 2003).

En este sentido, las evaluaciones directas realizadas en la última década han sido consistentes en la definición de zonas de estudio al interior de esta área, llevándose a cabo específicamente entre 25°30' y 37°00'S (Acuña *et al.*, 2010, 2012, 2013; Queirolo *et al.*, 2015). En términos batimétricos, los proyectos de evaluación han cubierto el área de distribución de las especies objetivo, encontrándose claramente identificada en el rango comprendido entre 80 y 450 m de profundidad.

En términos de la actividad comercial de pesca de crustáceos demersales, en sus comienzos ésta se basó en la explotación de langostino amarillo y camarón nailon, especies que en 1960 representaban el mayor porcentaje de los desembarques de crustáceos demersales (83% y 17%, respectivamente) (Bahamonde *et al.*, 1979). Posteriormente, y dada la reducción en los rendimientos de pesca de ambos recursos, la explotación del langostino colorado sustituyó a las especies precitadas, concentrándose la extracción entre Coquimbo (30°S) y Talcahuano (37°S), y llegando a constituir en 1970 más del 60% de los desembarques nacionales de crustáceos, con un máximo de 62.662 ton en 1976 (Peñailillo, 1981). Actualmente, la explotación de langostinos se lleva a cabo principalmente en la zona comprendida entre el límite norte de la Región de Coquimbo (29°10'S) y el Golfo de Arauco en la Región del Biobío.

Desde una perspectiva temporal, el desarrollo de la actividad de pesca de crustáceos demersales no ha presentado continuidad, siendo interrumpido por la implantación de vedas conforme a la detección de menores disponibilidades de stock a lo largo del tiempo. Así, al principio de la década de los años ochenta la Autoridad Pesquera decretó una veda para el langostino colorado por un período de tres años, para autorizar el reinicio de la actividad en 1983 y volver a establecer veda total en 1989. Posteriormente, la



pesca volvió a autorizarse a principio de la década de los noventa para ser nuevamente vedada en 2001 en la Unidad de Pesquería Sur de ambas especies de langostinos, debido a la desmejorada condición de las poblaciones según reportaron distintas evaluaciones de stock de la época.

En el caso del langostino colorado, este último lapso de veda duró diez años (2001-2010), y aunque se autorizaron pescas de investigación en ese período, la actividad comercial se reinició formalmente en 2011 con una cuota de 3.600 ton. En el caso del langostino amarillo, se reabrió la pesca comercial de manera gradual a partir de 2008, con una cuota de 2.500 ton.

En términos de administración, en la actualidad existen cuatro unidades de pesquería, correspondientes a:

- a) Langostino amarillo
 - a. Unidad de Pesquería norte (UPN): desde III a IV Regiones
 - b. Unidad de Pesquería Sur (UPS): desde V a VIII Regiones
- b) Langostino colorado
 - a. Unidad de Pesquería Norte (UPN): desde XV a IV Regiones
 - b. Unidad de Pesquería Sur (UPS): desde V a VIII Regiones

Las pesquerías norte de ambas especies de langostino corresponden a unidades de pesquería administradas bajo el régimen de plena explotación (D.S. N°377/1995, MINECON), en tanto las unidades de pesquería sur son administradas bajo el régimen de pesquerías en recuperación (D.S. N° 787/1996, MINECON).

Las evaluaciones directas llevadas a cabo en los últimos 10 años indican en el caso del langostino amarillo, dos períodos bien diferenciados, el primero de ellos, entre 2007 y 2009, donde se estimó una biomasa total entre 47.000 y 57.000 ton aproximadamente, mientras que el segundo, entre 2011 y 2015, con niveles menores de biomasa vulnerable, entre 15.500 y 31.000 ton. En el caso del langostino colorado, se aprecia que en el lapso 2007-2013, se estimó biomazas vulnerables entre 60.000 y 94.000 ton, en tanto en 2014-2015, la estimación de biomasa vulnerable fue menor, entre 35.000 y 46.000 ton, aproximadamente.

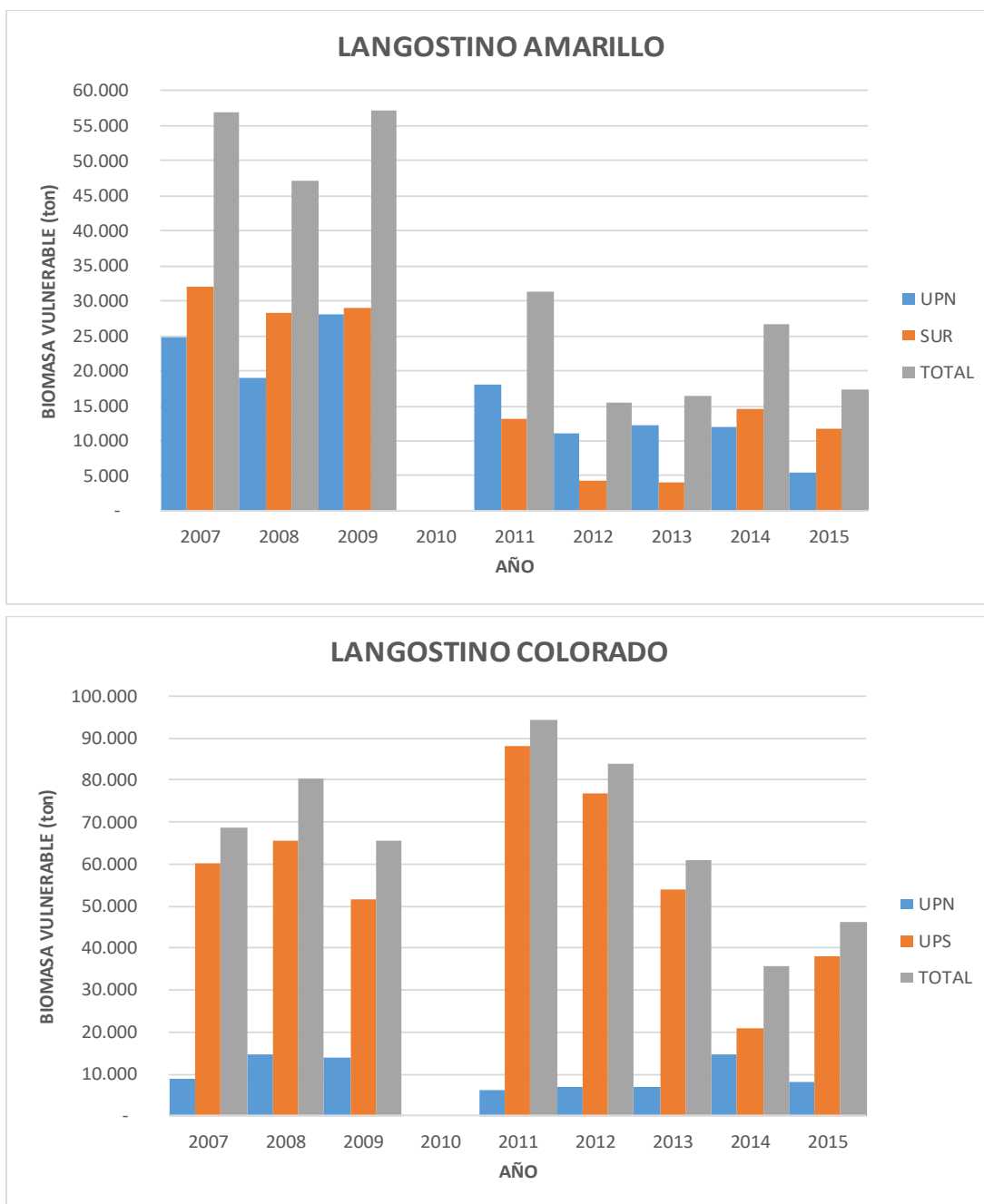


Figura 1. Estimaciones directas de biomasa vulnerable de langostino amarillo y langostino colorado entre 2007 y 2015. Se indica el resultado desglosado por Unidad de Pesquería (UPN y UPS) y total.



2. OBJETIVOS

Objetivo general

Estimar mediante evaluación directa, y utilizando el método de área barrida, la biomasa y abundancia de langostino amarillo y langostino colorado en el litoral comprendido entre la II y la VIII Regiones.

Objetivos específicos

- i. Determinar la distribución espacial de los recursos langostino amarillo y langostino colorado, en el área de estudio.
- ii. Determinar la biomasa vulnerable total (en peso) y la abundancia vulnerable total (en número), según talla y sexo, del langostino amarillo y langostino colorado en el área de estudio, por región y focos de abundancia, según corresponda.
- iii. Determinar la condición reproductiva del langostino amarillo y langostino colorado, en el área y período de estudio.
- iv. Determinar la composición e importancia relativa de las especies que constituyan fauna acompañante de los recursos langostino amarillo y langostino colorado durante los cruceros de evaluación.
- v. Estimar los parámetros de crecimiento, la mortalidad natural y talla media de madurez para los recursos langostino amarillo y langostino colorado.



3. METODOLOGÍA GENERAL Y POR OBJETIVO

3.1 Metodología General

3.1.1. Área y período de estudio

La evaluación directa de langostino amarillo y langostino colorado se llevó a cabo entre la II y VIII Regiones, específicamente en las zonas rastreables que se ubican entre 25°06' y 36°56'S. Al norte de dicha área las densidades son bajas o nulas y los fondos en su mayoría son no rastreables. Lo mismo ocurre al sur del área de estudio propuesta, cuyo límite (37°S) ha sido empleado en evaluaciones recientes. En términos batimétricos, la evaluación se llevó a cabo en fondos entre 82 y 423 m de profundidad, por fuera de la primera milla náutica desde la costa.

3.1.2 Unidad muestral

La unidad de muestreo corresponde a una celda de 1x1 mn. El conjunto de celdas forma una grilla imaginaria cubriendo la totalidad de los fondos marinos donde haya existido reporte de la presencia de langostino colorado y langostino amarillo en algún lance de evaluación directa en los últimos diez años, cubriendo aquellos fondos rastreables para una red de pesca de fondo conforme a lo solicitado en las Bases Técnicas del proyecto.

3.1.3 Estrategia de aleatorización

El diseño de muestreo se determinó considerando los lineamientos de estandarización metodológica establecidos para este tipo de estudios en el proyecto FIP 2006-19 y las características de distribución y agregación de los recursos objetivo, conforme a la última información pública disponible, la cual ha sido generada por proyectos de evaluación directa de langostino amarillo y langostino colorado entre 2009 y 2015.

Así, la distribución de ambos crustáceos es de tipo contagiosa, formando “parches” o focos de abundancia variable, determinando zonas de distinta abundancia sobre el fondo marino. De este modo, se utilizó un muestreo estratificado, considerando como estratos a zonas con mayor homogeneidad interna de captura por unidad de área (CPUA). El muestreo estratificado es el diseño que se ha utilizado en los proyectos recientes de evaluación directa, el cual permite intensificar aquellas zonas (estratos) con una mayor abundancia del recurso, lo que se traduce en una mayor eficiencia muestral al lograrse una mayor proporción de lances con captura.

Para determinar los distintos estratos se consideró la variable de interés (CPUA) así como el método de análisis basado en la aplicación de herramientas geoestadísticas, por lo cual se consideraron las Zonas de Análisis Geoestadístico (ZAG) determinadas en la evaluación directa del año 2015 (**Fig. 2**), que

corresponden específicamente a cuatro ZAG para cada especie. Los límites de cada ZAG por especie se presentan en la **Tabla 1**.

Tabla 1. Límites latitudinales de las Zonas de Análisis Geoestadístico (ZAG) determinadas en la evaluación directa del año 2015.

ZAG	Límites latitudinales según especie objetivo	
	Langostino colorado	Langostino amarillo
1	25° - 29° LS	25° - 29° LS
2	29° - 31° LS	29° - 31° LS
3	31° - 35° LS	31° - 34° LS
4	35° - 37° LS	34° - 37° LS

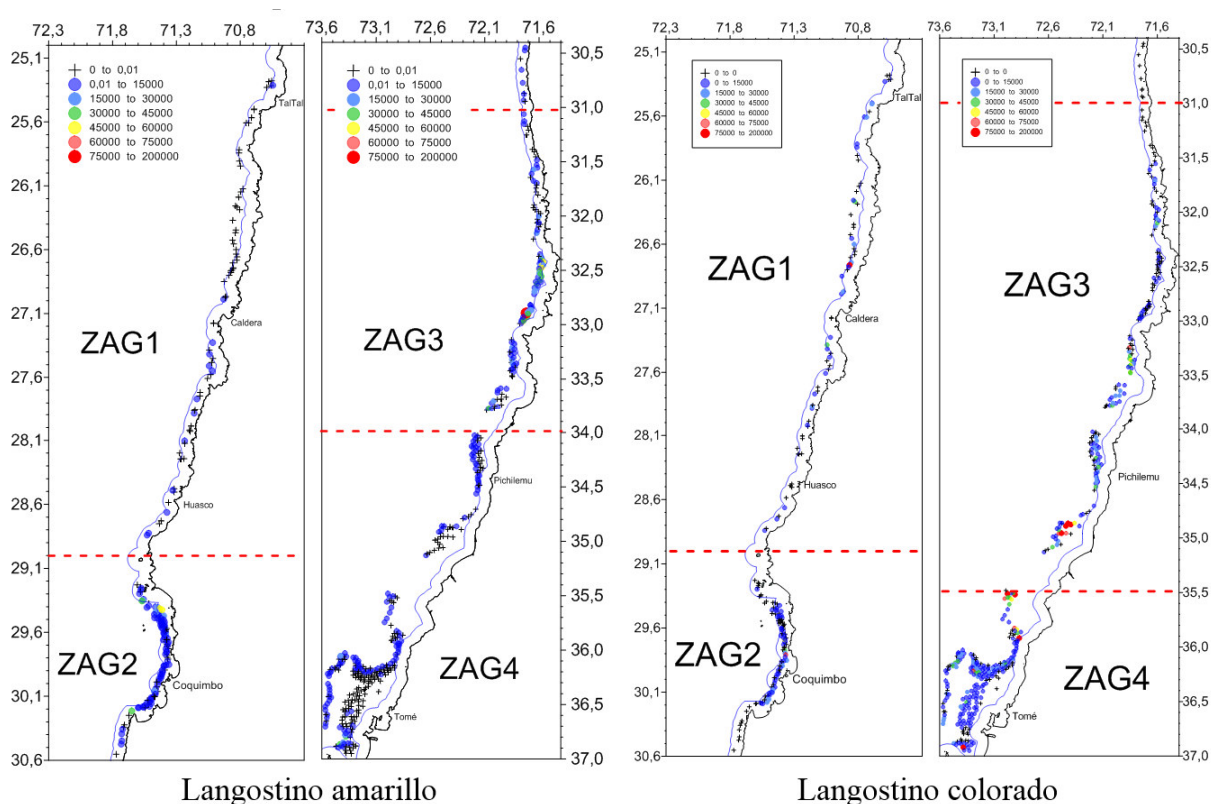


Figura 2. Zonas de Análisis Geoestadístico (ZAG) determinadas para la estimación de biomasa vulnerable de langostino amarillo (a la izquierda) y langostino colorado (a la derecha) en la evaluación directa realizada el año 2015 (Queirolo *et al.*, 2016).



3.1.4 Tamaños muestrales

El error de estimación de la CPUA normalizada en los cruceros recientes fue calculado para cada zona de análisis geoestadístico usando $E(\%) = 1,96 \sigma / (\sqrt{n} \text{ CPUA})$. En el caso de langostino colorado, el error de estimación de la CPUA normalizada ha variado entre 6,7 y 9,7% para los cruceros entre 2009 y 2015 a partir de un número de lances totales variable entre 571 y 688 por año. Sin embargo, dicho error es distinto para las ZAG usadas en la estimación de biomasa. Las ZAG 3 y 4 (área sur) presentan en general un error menor respecto al que se observa en las ZAG 1 y 2 (área norte). Por su parte, en el caso del langostino amarillo, el error de estimación de la CPUA ha fluctuado entre 6,7 y 11,1% en el mismo período. Para esta especie, la ZAG 3 es la única que presenta un error relativamente bajo de manera consistente en el tiempo, sin embargo, entre 2014 y 2015 el error de estimación ha sido bajo en las ZAG 2, 3 y 4. Lo anterior puede estar asociado también a la menor cantidad de lances “0” (sin presencia de la especie). Se estimó entonces un tamaño muestral de 620 lances totales para el crucero de evaluación 2016, lo que supone un error de estimación de la CPUA del 7,9% para langostino colorado y 9,2% para langostino amarillo. Este error se calculó considerando los valores medios de CPUA y su desviación estándar en el período 2009 y 2015. Desagregando por ZAG, se distribuyen 85, 125, 215 y 195 lances para las cuatro ZAG (de norte a sur) para el caso de langostino colorado. Lances adicionales son realizados para delimitar focos de abundancia tanto al interior del área de estudio como hacia el norte de 25°30'S.

3.1.5 Estrategia muestral

La estrategia muestral usada fue similar al de las últimas evaluaciones directas (Acuña *et al.*, 2008a, 2009, 2010, 2012, 2013; Queirolo *et al.* 2015, 2016), con el fin de mantener consistencia metodológica que faciliten la comparabilidad de la serie de tiempo de biomasa vulnerables estimadas. Así, al interior de cada estrato se eligió de forma aleatoria cuadrículas de 1x1 mn a partir del conjunto de celdas formadas por la presencia del recurso en cruceros de evaluación directa llevados a cabo entre 1996 y 2015. Con el fin de operativizar la estrategia muestral, previo al inicio del crucero, los Jefes de Crucero fueron instruidos con las posiciones en donde distribuir los lances al interior de cada estrato.

3.1.6 Crucero de evaluación

Embarcaciones participantes

Para cumplir con la cobertura espacial y temporal requerida para el crucero de evaluación directa, participaron tres naves de la flota comercial que operan en la pesquería: L/M Trauwün I (Armador artesanal Eric Aravena), PAM Don Stefan (Pesquera Quintero S.A.) y PAM Altair I (Camanchaca Pesca Sur S.A.) (**Tabla 2**), naves que fueron seleccionadas por presentar características y condiciones apropiadas en términos de la operatividad del equipamiento electrónico (ecosonda, radar y posicionador, entre otros) y de pesca (winches, maniobras y artes de pesca) para la realización de las actividades propuestas.

**Tabla 2.** Individualización de las naves consideradas para la realización del crucero.

Embarcación	Matrícula	RUT del armador	Armador	TRG	Eslora m
L/M Trauwün I	1913	9.684.315-1	Eric Aravena Aravena	46	17,5
PAM Don Stefan	2945	91.374.000-9	Pesquera Quintero	86	18,8
PAM Altair I	1733	76.143.821-2	Camanchaca Pesca Sur	94	22,5

La participación de la nave artesanal L/M Trauwün I permitió realizar la evaluación principalmente al interior del área de reserva de la pesca artesanal en el área norte de la distribución de los recursos objetivo, específicamente entre la II y IV regiones. El crucero de evaluación se realizó bajo régimen de Pesca de Investigación, la cual fue autorizada por la SUBPESCA según R.Ex. N°1322 (2 de mayo de 2016).

Artes de pesca para el crucero

Un requisito fundamental en una evaluación directa por el método de área barrida consiste en la estandarización del arte de pesca, más aún si se requiere la participación de dos o más embarcaciones (Stauffer, 2004; ICES, 2012). La falta de estandarización y uniformidad de los artes de pesca usados en las evaluaciones de crustáceos en Chile es un tema complejo y de larga data, lo cual probablemente se origina en el objetivo central de la evaluación, que corresponde a la estimación de la biomasa vulnerable total, asumiéndose que corresponde a lo vulnerable por la flota extractiva.

Actualmente los artes de pesca usados en la pesquería de crustáceos demersales se han reemplazado para dar cumplimiento a las nuevas medidas de administración (R.Ex. SUBPESCA N°762/2013), por lo cual tanto los diseños, materiales de construcción y características de amarinamiento han sido modificados. Las nuevas redes en operación a partir del 2014 no son artes de pesca estándar, ya que la nueva normativa sólo establece un marco general, por lo cual se debe cautelar que las redes de arrastre usadas en el muestreo sean similares a las usadas en las evaluaciones directas anteriores.

En este contexto, se acordó con los tres armadores utilizar en el presente estudio las mismas redes usadas en la evaluación directa del año 2015, correspondientes a las redes de arrastre tradicionales que usó la flota hasta 2014. Adicionalmente, cada red fue operada bajo condiciones estándar para no afectar la comparabilidad de los rendimientos obtenidos y se instaló en cada red un calcetín interno en la sección final del túnel y copo para obtener una amplia representación de la estructura poblacional de ambas especies. Este calcetín fue construido con paños de poliamida de 1 pulgada de tamaño de malla y 20 mm de luz o claro de malla, aproximadamente.

El seguimiento del desempeño del arte de pesca usado durante el crucero fue realizado empleando equipamiento electrónico para conocer tanto el contacto con el fondo (acelerómetro triaxial marca Onset) como la abertura de punta de alas (sistema Trawlmaster de Notus Electronics). La abertura de punta de alas es particularmente importante ya que corresponde a una variable que puede ser contrastada con la



simulación dinámica realizada en la etapa previa al crucero. Sin duda dicha información contribuye a la certeza respecto a la comparabilidad de los resultados entre embarcaciones.

Datos recopilados durante los lances de evaluación

En la ejecución de cada uno de los lances de pesca contemplados para la investigación, se registró información operacional en bitácoras especialmente diseñadas para estos efectos, en donde se incluye: nave, fecha, hora, posición ($^{\circ}$, $'$, $''$), profundidad de inicio y fin, cantidad de marcas de cable (longitud del cable de cala), rumbo, velocidad, tipo de fondo, estado del mar, dirección e intensidad del viento, así como cualquier otra observación operacional que aporte a describir las experiencias que se lleven a cabo.

En este sentido, se usaron posicionadores satelitales portátiles (GPS) en cada nave para determinar el detalle de cada una de las trayectorias seguidas en cada uno de los lances de pesca y, a partir de esto, establecer la distancia efectiva recorrida en cada uno de los lances de pesca. También se usaron sensores en la red para definir el inicio y fin efectivo de todos lances efectuados (sensor de contacto con el fondo compuesto por un acelerómetro triaxial que se ubica en los borlones de las redes) y anemómetros digitales para la medición de intensidad y dirección de los vientos presentes en el desarrollo de cada una de las actividades.

Para determinar los patrones de desempeño operacionales característicos de cada uno de los artes de pesca de las embarcaciones participantes, se emplean sensores electrónicos para medir la abertura de punta de alas o APA (equipo Trawlmaster de Notus). El equipamiento electrónico presentado permite disponer de mayores antecedentes respecto de eventuales diferencias que se puedan producir en los desempeños funcionales de los artes de pesca.

En cuanto a las capturas, en cada lance de pesca se registró, en número y peso, todas las especies que constituyen la captura total, incluyendo los recursos objetivos de la investigación (langostino amarillo y langostino colorado), así como también su respectiva fauna acompañante. Para este efecto, una vez virada la red, y cuando la captura total sea desplegada sobre la cubierta de la embarcación, se identifica y separa en cajas las especies presentes en la captura de cada lance, registrándose el número total de éstas debidamente detallada por especie en formularios diseñados especialmente para tal efecto. La cuantificación en número (n°) de la captura de cada especie se determina directamente si la cantidad total de ejemplares es inferior a 50 individuos, mientras que, para cantidades superiores, se emplea un método indirecto de estimación basado en el peso medio de los ejemplares y el total de cajas en la captura para cada especie. Por su parte, la cuantificación en peso (kg) de la captura de cada especie objetivo corresponde a la multiplicación entre el número de cajas obtenidas y el peso promedio de estas, considerando 5 cajas tomadas en forma aleatoria desde la captura para estimar su peso promedio, si su abundancia así lo permite. Para el caso de capturas reducidas, se determina directamente la captura de la especie correspondiente a cada lance. Para la estimación de pesos a bordo se empleó un dinamómetro digital con capacidad de 100 kg y resolución de 0,1 kg.



En el caso específico de las muestras de las especies objetivo, se separó una muestra aleatoria que fue llevada a tierra para los muestreos biológicos. A bordo, la identificación de los ejemplares que forman parte de la fauna acompañante se llevó a cabo usando guías de reconocimiento elaboradas en el marco de proyectos anteriores efectuados por el consultor específicamente para esta flota y recursos. En caso de la aparición de especies raras que no fue posible clasificar a bordo, fueron etiquetadas y rotuladas para su clasificación en laboratorio. Los documentos de identificación de apoyo se basan en los trabajos taxonómicos de Pequeño (1989, 1997), Lamilla (2005), Meléndez y Meneses (1989), Retamal (1981, 1994) y Arana (2012), entre otros, así como registros fotográficos y clasificaciones propias efectuadas por el consultor. En este sentido la identificación taxonómica de las especies se llevó a cabo asignando el nombre científico hasta el nivel taxonómico más bajo posible. De manera complementaria, midió la longitud total de una muestra representativa de ejemplares de merluza común capturados en calidad de fauna acompañante durante el crucero a partir de lo cual se generaron las respectivas distribuciones de frecuencia.

3.1.7 Muestreos en tierra

El trabajo efectuado a bordo de las embarcaciones utilizadas en el crucero de prospección se complementó con labores realizadas en laboratorios en tierra habilitados en lugares próximos a los puntos de desembarque de cada embarcación, específicamente Coquimbo, Quintero y Tomé. Una muestra de cada lance fue llevada a tierra para muestres biológicos de las especies objetivo, separadas por sexo, y si corresponden o no a hembras ovadas en el caso de las hembras. La identificación se efectuó según caracteres morfológicos sexuales externos de la especie (Arana y Pizarro, 1970). A cada ejemplar se le midió la talla con un pie de metro de precisión de 0,1 mm, registrándose la longitud del caparazón entre el arco postocular y el extremo posterior del cefalotórax, sobre el eje medio dorsal de los ejemplares. Para determinar la relación talla-peso, se midió y pesó una submuestra de machos y hembras sin huevos. Se registró individualmente la longitud cefalotorácica (mm) y el peso total individual (g) en estado fresco con una balanza electrónica digital, con una precisión de 0,1 g, se consideraron sólo los organismos que presentaran todos sus apéndices.

3.2. OBJETIVO ESPECÍFICO 1. Determinar la distribución espacial de los recursos langostino amarillo y langostino colorado, en el área de estudio.

3.2.1 Distribución espacial

Un aspecto clave en el empleo de herramientas geoestadísticas es la identificación y definición de las denominadas zonas de análisis geoestadístico (ZAG), a las cuales posteriormente se aplican las herramientas analíticas para el ajuste de los respectivos variogramas. En este estudio, la identificación de las zonas de análisis geoestadístico (ZAG) para la estimación de biomasa en langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*) y langostino amarillo (*Cervimunida johni*) se llevó a cabo modelando de forma exploratoria la estructura espacial de las agregaciones bajo diferentes predictores modelando la CPUA



(log CPUA+1, en kg/km²) y su relación con las tallas, profundidad, latitud y longitud mediante Modelos Aditivos Generalizados (GAM, Hastie y Tibshirani, 1990).

Los GAM son una técnica estadística no paramétrica que libera al investigador del concepto limitante de una estricta forma paramétrica y permite el ajuste de modelos estadísticos que están de acuerdo con la teoría ecológica (Katsanevakis y Maravelias, 2009). Entre los ámbitos de aplicación de los GAM destaca el estudio de la distribución espacial de las especies marinas y su relación con el hábitat (Maravelias y Papaconstantinov, 2003; Maravelias *et al.*, 2007a; Maravelias *et al.*, 2007b) y en la interpretación de estudios sobre ecología marina (Katsanevakis y Maravelias, 2009). Un modelo aditivo es una extensión de los modelos lineales, pero permite que las funciones lineales de los predictores sean reemplazadas por funciones de suavizamiento (Agenbag *et al.*, 2003).

$$y = \alpha + \sum_{i=1}^n f_i(X_i) + \varepsilon$$

donde y es la respuesta, X_i son los predictores, α es una constante y ε es el error. El procedimiento de diagnóstico del GAM incluye el valor de significancia (p) y el cálculo del porcentaje de devianza explicada por el modelo. La devianza es similar a la varianza y la devianza nula es similar a la varianza total. Por lo tanto, la devianza nula menos la devianza residual es la varianza explicada por el modelo (Stoner *et al.*, 2001). También se utiliza el criterio de información Akaike (AIC), que es una medida de la devianza del modelo corregida para el número de predictores y se escoge el modelo con el AIC más bajo (Burnham y Anderson, 2002).

Definidas las ZAG, mediante el análisis exploratorio, las estructuras espaciales de las densidades poblacionales son analizadas empleando geoestadística intrínseca. Los datos provienen de un proceso aleatorio de muestreo en el área de estudio y pueden ser interpretados mediante un variograma que mide la variabilidad media entre dos puntos de muestreo $(Z(x)+Z(x+h))^2$, donde la esperanza de esta variable aleatoria corresponde a $2\gamma(x, h) = E[(Z(x) - Z(x + h))^2]$. Asumiendo la estacionariedad de segundo orden del método intrínseco, esto es que tanto la media como la varianza de los incrementos sean constantes, es posible estimar el variograma experimental $2\gamma^*(h)$ que corresponde a la media de las diferencias al cuadrado entre dos medidas experimentales tomadas en dos puntos separados por el vector h . Así,

$$\gamma^* = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} (Z(x_i) - Z(x_i + h))^2$$

donde $Z(x_i)$ es el valor de densidad en el punto x_i y $N(h)$ es la cantidad de pares de datos separados por la distancia h . El semivariograma muestra la autocorrelación espacial de los puntos medidos. Los parámetros del semivariograma caracterizan tres elementos importantes en la variabilidad de un atributo que son: la discontinuidad en el origen (existencia de efecto de pepita (nugget), el valor máximo de variabilidad (sill), y el área de influencia de la correlación (range) (**Fig. 3**).

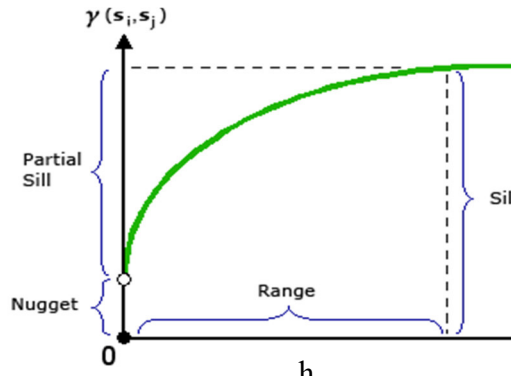


Figura 3. Parámetros del semivariograma.

La definición de cada parámetro corresponde a:

- El efecto pepita (Nugget): El semivariograma por definición es nulo en el origen, pero en la práctica las funciones obtenidas pueden presentar discontinuidad en el origen, a esta discontinuidad se le llama efecto de pepita o nugget. Puede ser obtenido trazando una línea recta entre los primeros puntos del semivariograma empírico y extender ésta hasta que se intercepte con el eje Y.
- La meseta (Sill): Es el valor de la semivarianza cuando su valor permanece constante ante incrementos de h . Puede obtenerse trazando una línea paralela a la abscisa y que se ajuste a los puntos de mayor valor del semivariograma y su valor se lee en la intersección de esta línea con la ordenada. El denominado Sill parcial corresponde al Sill menos el Nugget.
- El rango (Range): Es la distancia h en donde los valores de la variable dejan de estar correlacionados, es decir, la distancia en donde el semivariograma alcanza su meseta.

Se utilizaron los modelos esférico, exponencial y gaussiano para ajustar el variograma experimental de acuerdo a la propuesta de Cressie (1993), los cuales han sido usados en todas las evaluaciones recientes de crustáceos (Acuña *et al.*, 2013) y de merluza común (Lillo *et al.*, 2013):

Modelo esférico:

$$\gamma(h; \theta) = \begin{cases} 0, & h = 0 \\ c_0 + c \left(\frac{3}{2} \left(\frac{\|h\|}{r} \right) - \frac{1}{2} \left(\frac{\|h\|}{r} \right)^3 \right), & 0 < \|h\| \leq r \\ c_0 + c, & \|h\| \geq r \end{cases}$$



Modelo exponencial:

$$\gamma(h; \theta) = \begin{cases} 0, & h = 0 \\ c_0 + c \left(1 - \exp \left(-\frac{\|h\|}{r} \right) \right), & h \neq 0 \end{cases}$$

Modelo gaussiano:

$$\gamma(h; \theta) = \begin{cases} 0, & h = 0 \\ c_0 + c \left(1 - \exp \left(-\frac{\|h\|^2}{r^2} \right) \right), & h \neq 0 \end{cases}$$

En estos modelos, la variabilidad de microescala se encuentra representada por c_0 (efecto *nugget*). Además, c representa el valor asintótico del variograma menos el *nugget*, y r es el rango del variograma. Los modelos son ajustados a los datos del variograma experimental mediante el método de mínimos cuadrados descrito por Cressie (1993), mientras que la bondad del ajuste del variograma se estima mediante el procedimiento propuesto por Rivoirard *et al.* (2000).

Una dificultad conocida en la estimación de ambas especies de crustáceos es la obtención recurrente de observaciones atípicas u outliers durante el muestreo del área de distribución. Así, el registro de lances con capturas muy altas, no atribuibles a errores de notación, sino que al comportamiento del recurso, en particular el langostino colorado ha sido una fuente de discusión por parte de los investigadores debido a su impacto en las evaluaciones y a los severos problemas en la definición de una variograma experimental en geoestadística intrínseca. En el caso que se registren dichas observaciones en el presente estudio, se explora la utilización de la versión robusta de variograma (Cressie y Hawkins, 1980).

$$2\gamma^*(h) = \left(\frac{1}{N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} |Z(x_i) - Z(x_i + h)|^{1/2} \right)^4 / \left(0.457 + \frac{0.494}{|N(h)|} \right)$$

Una vez ajustado el modelo para caracterizar la estructura espacial (esférico, exponencial y gaussiano) se realiza la validación cruzada para determinar el mejor modelo de predicción espacial por kriging utilizando el cuadrado medio del error de predicción (Isaaks y Srivastava, 1989).

El modelo de variograma obtenido se utiliza junto con los datos del muestreo para calcular las ponderaciones óptimas atribuibles en cada estación y para estimar los valores de densidad (kg/km^2) (Z^*) en localidades no muestreadas interpolando mediante modelación espacial con kriging ordinario (Isaaks y Srivastava, 1989; Cressie, 1993; Rivoirard *et al.*, 2000). Dicho accionar es consistente así con la estandarización metodológica llevada a cabo en la evaluación de crustáceos demersales a partir de los resultados del proyecto FIP 2006-19 (Acuña *et al.*, 2008b), y con el objetivo de mantener la consistencia entre evaluaciones en la serie de tiempo. El proceso de análisis geoestadístico intrínseco aquí descrito es llevado a cabo mediante la generación de script en lenguaje computacional R (paquete Geo-R), en tanto la distribución espacial de las especies langostino amarillo y langostino colorado en el área de cobertura del crucero se presenta como mapas de contorno que representan la unión de puntos de igual densidad poblacional o captura por unidad de área (CPUA), mediante la interpolación por kriging, usando para ello el programa ArcGis.



3.2.2 Centro de gravedad, Inercia del centro de gravedad y coeficiente de Gini

Se utilizaron tres métodos comúnmente usados para el análisis espacial de la densidad poblacional en pesquerías, que corresponden a: i) centro de gravedad, ii) inercia del centro de gravedad, y iii) índice de Gini.

El centro de gravedad (CG) corresponde a: $CG_i = \frac{\int x_i * z(x) dx}{\int z(x) dx}$

donde x_i es la posición latitudinal y longitudinal de la muestra y $z(x)$ la densidad en el punto i .

Por su parte, la inercia del centro de gravedad (I) corresponde a: $I = \frac{\int (x_i - CG_i)^2 * z(x) dx}{\int z(x) dx}$

Por último, el índice de Gini (Myers y Cadigan, 1995) permite describir el grado de agregación de cada especie en el área de estudio, a partir de la curva de Lorenz construida en términos del porcentaje acumulado del área y del porcentaje acumulado de la biomasa. Este índice se estima como el doble del área comprendida entre la función identidad y la curva de Lorenz, fluctuando los valores obtenidos entre 0 (distribución homogénea) y 1 (alta concentración).

Los valores de centro de gravedad, inercia e índice de Gini obtenidos en la presente evaluación directa fueron comparados con aquellos obtenidos en proyectos recientes con el objetivo de estudiar la evolución y los posibles desplazamientos de los focos de cada especie entre años.

3.3. OBJETIVO ESPECÍFICO 2. Determinar la biomasa vulnerable total (en peso) y la abundancia vulnerable total (en número), según talla y sexo, del langostino amarillo y langostino colorado en el área de estudio, por región y focos de abundancia, según corresponda.

3.3.1 Estimación del área barrida

La estimación de área barrida se llevó a cabo realizando mediciones de abertura de la red de arrastre mediante el uso del sistema Trawlmaster de Notus Electronics. De este modo, se midió y registró la distancia entre punta de alas a intervalos programables (recomendable cada 5 segundos), con una resolución de 0,1 m. La duración lances de pesca (tiempo efectivo de contacto) está siendo registrado mediante el uso de inclinómetros digitales Onset en los lances de pesca. Estos sensores miden y registran el ángulo de inclinación de una estructura metálica adosada al borlón de la red a intervalos programables (recomendable 5 segundos), con una precisión de $\pm 3^\circ$. Los sensores de contacto se utilizan tanto para determinar el momento de inicio del lance (primer contacto de la red con el fondo) como para verificar que la red de arrastre se encuentra en contacto con el fondo durante el lance de muestreo.



La distancia rastreada se determina a partir del registro continuo del track de navegación de las naves durante el arrastre, lo que permite conocer también la velocidad instantánea y promedio durante cada lance. Para ello se utiliza a bordo de cada nave un sistema de posicionamiento global que almacene estos datos, los cuales son descargados diariamente a un PC y procesados en tierra para determinar la distancia rastreada durante cada lance. Las posiciones de inicio (freno del winche de manera referencial, no con fines de estimación de área barrida) y fin de cada lance son registradas tanto en el GPS como en bitácoras tradicionales en papel (como medio de respaldo).

En cada lance se registraron también las condiciones ambientales, específicamente la velocidad del viento, la temperatura ambiental, la dirección del viento y la condición del mar, considerando para ello la escala Beaufort. Todo lo anterior es usado para modelar posteriormente el desempeño de las redes usadas en la evaluación directa, en términos de abertura de punta de alas y de contacto con el fondo marino, con el objetivo de reducir la incertidumbre respecto al muestreo realizado.

En base a lo anterior, el área rastreada (AR) en cada lance de muestreo que cuente con un sistema de medición directa de abertura de alas corresponde a:

$$AR = \sum_{t=0}^h (\overline{APA}_t * DR_t)$$

donde $\overline{APA}_t$ corresponde a la abertura de alas promedio en un intervalo de tiempo t y DR_t es la distancia rastreada en el mismo intervalo de tiempo expresada en kilómetros. La duración del lance se expresa en esta ecuación como h , y en condiciones de tiempo normal corresponde a 15 minutos.

En aquellos lances en que la red no estuvo instrumentada con sensores, la abertura de punta de alas se estimó usando un modelo lineal generalizado (GLM), empleando como variables explicativas la longitud del cable de cala, velocidad de arrastre, relación de aspecto (cable-profundidad), profundidad de arrastre, altura de ola, velocidad del viento y estado del mar según escala Beaufort. El efecto de las variables sobre la abertura de alas de la red fue modelada usando el paquete R glm (R Project).

3.3.2 Estimadores de CPUA, varianzas e intervalos de confianza asociados

A partir del registro de captura (C_i), de la distancia barrida (DR_i) y de la abertura punta de alas (APA_i) en el lance de pesca i -ésimo, se determina la captura por unidad de área rastreada ($CPUA_i$), según $CPUA_i = C_i / AR_i$.

Los valores de $CPUA_i$ en las evaluaciones directas se caracterizan por tener una distribución de probabilidad fuertemente sesgada, debido a los valores de captura por lance de pesca, los que presentan una gran cantidad de valores pequeños y sólo unos pocos lances con valores grandes, lo que provoca que el estimador de tendencia central media aritmética $CPUA_i$ sea muy sensible a la presencia de valores altos de C_i y de baja eficiencia (baja precisión), debido a sus altos valores de varianza.



La $CPUA_i$, es una variable que puede representarse espacialmente (en términos de la latitud y longitud media del lance de pesca, según $CPUA(lon_i, lat_i)$). Por esa razón puede estimarse un estimador $\widehat{CPUA}$ geoestadístico, el que fue utilizado para estimar la biomasa.

El presente estudio considera para su etapa final el empleo de dos enfoques para estimar la biomasa, el primero correspondiente a geoestadística intrínseca, en tanto el segundo mediante geoestadística basada en verosimilitud. Adicionalmente, considera la estimación de la biomasa vulnerable mediante una metodología nueva, basada en estadística bayesiana, la que se expone más adelante.

De acuerdo a lo anterior, los dos enfoques utilizados tienen una diferencia conceptual importante, en geoestadística intrínseca la biomasa media es la media de la superficie de la predicción espacial por kriging a partir de realizaciones al azar en la grilla de interpolación (Journel y Huijbregts, 2004), en cambio en geoestadística basada en verosimilitud, el estimado de biomasa media es la media del proceso espacial, pero no es la media de la predicción espacial. Entonces, la media del proceso espacial es un parámetro en la función de verosimilitud y como tal, su precisión se puede estimar directamente de la máxima verosimilitud (Roa-Ureta y Niklitschek, 2007).

En geoestadística intrínseca se emplea como estimador de $\widehat{CPUA}$ al estimador kriging $\widehat{CPUA}_k$. Así, el estimador kriging ($\widehat{CPUA}_k$) se obtiene promediando las estimaciones locales calculadas en cada uno de los m nodos de la grilla que cubre cada área de estudio delimitada por los bordes de un cierto polígono correspondiente a un foco o conglomerado de abundancia. Cabe indicar que las ventajas relativas del estimador geoestadístico (estimador y varianza menos sensibles a lances sin captura) han sido expuestas en el proyecto de Estandarización de procedimiento metodológicos para la estimación de área barrida de crustáceos demersales (FIP 2006-19) (Acuña *et al.*, 2008b), y su empleo permite mantener la comparabilidad de la serie de tiempo de la biomasa vulnerable.

En el segundo enfoque en tanto, correspondiente a la estimación de biomasa por verosimilitud, se estima la densidad media a partir de las observaciones de $CPUA$ positivas, mediante transformación inversa de la media espacial de los parámetros del proceso (Roa y Niklitschek, 2007). Este enfoque no está desarrollado en el presente informe debido a que incluye sólo las estimaciones preliminares de biomasa y abundancia vulnerables.

Para estimar la varianza de la densidad media por el método de geoestadística intrínseca el error de estimación se considera que $Z(V)-Z(V)^*$ tiene esperanza cero y su varianza (varianza de estimación) corresponde a la siguiente expresión:

$$\sigma_E^2 = \frac{2}{V} \sum_{\alpha} \lambda_{\alpha} \int_v \gamma(|x_{\alpha} - y|) dy - \bar{\gamma}_{vv} - \sum_{\alpha} \sum_{\beta} \lambda_{\alpha} \lambda_{\beta} \gamma(|x_{\alpha} - x_{\beta}|)$$
$$\sigma_E^2 = 2\bar{\gamma}(V, v) - \bar{\gamma}(V, V) - \bar{\gamma}(v, v)$$



La que corresponde a una combinación lineal entre i) las distancias entre cada uno de los puntos observados y todos los puntos de la unidad espacial, ii) variograma promedio para todas las distancias entre los puntos observados o no observados de la unidad espacial y iii) variograma promedio para todas las distancias entre todos los puntos observados. Así, la varianza de estimación depende de la geometría en V , del diseño de muestreo y de la estructura del variograma (Petitgas y Prampart, 1995). Para su estimación, se utiliza el Software EVA (Petitgas y Lafont, 1997).

Para la estimación de la varianza agregada, correspondiente a una cierta unidad espacial determinada (pesquería, ZAG) o para biomasa global, se considera la división del área en focos, asimilándolos a estratos de área V_j , donde la varianza total es la sumatoria ponderada de las varianzas (Thompson, 1992; Rivoirard *et al.*, 2000).

$$\sigma_E^2 = \sum_j \left(\frac{|V_j|}{|V_t|} \right)^2 \sigma_j^2$$

La varianza del kriging se puede utilizar para dar un índice de precisión para los estimados en $Z^*(V)$ y construir los intervalos de confianza de la biomasa en el área V para cada estrato (foco) a un nivel de 95% de confianza, $Z^*(V) \pm 1.96 \sigma_E$ (Cressie, 1993).

En general, la estimación de biomasa para cualquier unidad espacial m (foco, región administrativa, por ejemplo), viene dada por: $\hat{B}_m = (\widehat{CPUA}_m / q_e) * A_m$, en donde $\widehat{CPUA}_m$ es el estimador de tendencia central de la CPUA en la unidad espacial m , q_e es el coeficiente de capturabilidad local y A_m es el área de la unidad espacial m . Respecto del coeficiente de capturabilidad local, en este proyecto se utiliza el mismo valor considerado en proyectos anteriores para mantener la consistencia de las estimaciones, correspondiente a $q_e=1$.

El segundo enfoque en tanto, correspondiente a un enfoque alternativo consistente en la estimación de biomasa por verosimilitud, y utilizado por primera vez en 2014 para la evaluación de langostinos, consideró la aplicación del método de Roa-Ureta y Niklitschek (2007), quienes proponen un enfoque de geoestadística basada en verosimilitud usando modelos lineales espaciales generalizados los cuales permiten considerar observaciones nulas (ceros) en un modelo binomial de presencia/ausencia para generar un mapa de probabilidades de ocupación dentro del área evaluada. En una segunda etapa, los datos positivos de abundancia se modelan asumiendo una distribución Gaussiana para obtener la densidad media como parámetro del modelo. Este tipo de procedimiento es conocido como “modelo en dos etapas” debido a que modela independientemente la data de presencia/ausencia de aquellos datos con densidad positiva. En la práctica, debido a que los datos de densidad presentan distribuciones altamente asimétricas, los datos crudos son transformados mediante la transformación de Box-Cox.

En ambas etapas, todos los parámetros (incluyendo aquellos de correlación espacial y transformación de datos) son estimados al mismo tiempo usando máxima verosimilitud. Además, como en cualquier método de verosimilitud, se obtiene también una matriz de covarianza proveniente desde la matriz Hessiana inversa. En la estimación por verosimilitud, el área total del foco y la probabilidad de ocupación son estimadas durante la primera etapa, mientras que la densidad media de los datos positivos se realiza



en la segunda etapa. La estimación de abundancia del foco entonces es fácilmente llevada a cabo como el producto entre el área total, la probabilidad de ocupación y la densidad media de los datos positivos. La incertidumbre es traída desde la matriz de covarianza de los parámetros estimados en cada etapa.

Se introdujeron tres cambios menores que pueden mejorar la estimación e incertidumbre del método original propuesto en Roa-Ureta y Niklitschek (2007). Primero, se realiza un análisis exploratorio previo para determinar el mejor modelo de correlación espacial y el parámetro óptimo de la transformación Box-Cox (λ). El objetivo aquí es disponer de los mejores parámetros iniciales que garanticen una solución óptima usando el método de máxima verosimilitud. Segundo, la selección de modelos se llevó a cabo mediante correlación cruzada, y no mediante criterios de información automáticos como propuestos en el método inicial. Esto debido a que el modelo final de densidad es llevado a cabo desde la predicción del kriging. En este contexto, el criterio de selección del modelo (esférico, gaussiano o exponencial) fue el cuadrado medio del error (CME) de los residuos ($\text{CME} = \text{sesgo}^2 + \text{varianza}$). En este criterio hay un compromiso entre la dispersión y la cercanía de los residuos alrededor de cero. Por lo tanto, el modelo seleccionado debe ser aquel que da mínimo CME (Paramo y Roa, 2003). Tercero, el método original propone la estimación de coeficientes de variación (CV) de la biomasa desde el remuestreo Montecarlo del parámetro de densidad (β) y su desviación retro transformada usando la Box-Cox inversa. Análisis indican que este procedimiento estaría aumentando artificialmente los coeficientes de variación, alcanzando incluso valores más altos de 0,5 en langostino colorado (Queirolo *et al.*, 2016). Por lo tanto, se optó por un procedimiento diferente para estimar el CV que combina las predicciones del kriging de densidad media y la Montecarlo de la desviación standard. Este procedimiento entrega valores más apropiados de CV de alrededor de 0,15.

3.3.3 Biomasa vulnerable

En general, la estimación de Biomasa para cualquier unidad espacial m (foco, región administrativa, por ejemplo), viene dada por: $\hat{B}_m = (\hat{CPUA}_m / q_e) * A_m$, en donde $\hat{CPUA}_m$ es el estimador de tendencia central de la CPUA en la unidad espacial m , q_e es el coeficiente de capturabilidad local y A_m es el área de la unidad espacial m . En este proyecto se utiliza el mismo valor de coeficiente de capturabilidad considerado en proyectos anteriores para mantener la consistencia de las estimaciones, correspondiente a $q_e=1$. Cabe indicar que en el caso del enfoque geoestadístico basado en verosimilitud (no desarrollado en este informe), la biomasa será la cual será ajustada por el área del stock efectiva (área ajustada por la probabilidad de observar el stock).

3.3.4 Estimación del área de los focos

La unidad espacial básica A_m corresponde al foco. Sobre dicha unidad se estiman las biomazas por recurso objetivo. En el enfoque geoestadístico intrínseco, los focos son identificados y acotados considerando criterios como: i. Distribución del recurso en la grilla generada a partir de la presencia histórica de ambas especies objetivo durante cruceros de evaluación directa, ii. Distribución batimétrica de ambas especies objetivo respecto de la batimetría del área prospectada, iii, Presencia de zonas no rastreables, iii, Rango del variograma asociado la zona de realización de los lances de pesca (estimador



de distancia en que las observaciones están espacialmente autocorrelacionadas) y iv. Número mínimo de lances de pesca al interior del polígono para llevar a cabo la interpolación mediante kriging.

En el caso de la estimación mediante verosimilitud en tanto, se basa en la teoría de la verosimilitud (Diggle *et al.*, 1998, 2002, 2003) para estimar la biomasa media y el área efectiva del stock usando la probabilidad que representa la distribución espacial de los datos, ya que dentro del área pueden existir subregiones no ocupadas por un stock y el área efectiva corresponde a las sub-series de localidades donde los organismos están presentes (Roa-Ureta y Niklitschek, 2007). Así, se considera la estimación del área efectiva ocupada por el stock. Para ello, el área total de prospección se divide en K celdas de igual tamaño y se considera al interior de cada celda el número de lances con captura M_k y el número total de lances N_k , modelándose el proceso espacial mediante una distribución binomial $M_k \sim \text{Bin}(p, N_k)$, en donde la estimación de $\hat{p}$ (probabilidad de observar el stock en cualquier posición al interior de una cierta partición), permite estimar el área efectiva ocupada por el stock (Roa-Ureta y Niklitschek, 2007).

3.3.5 Biomasa vulnerable mediante inferencia bayesiana

En el caso de este método, empleado por primera vez en la estimación de biomasa vulnerable de los recursos objetivo, la modelación comienza con un análisis preliminar de los datos que permita indicar las covariables que se incluirán en el modelo final y la distribución de error más adecuada para describir la CUPA en langostinos. Para llevar a cabo en análisis preliminar, se eligieron dos focos que representan densidades altas y gran número de lances en ambas especies de langostino. Fue elegido el foco 11 y el foco 10 para langostino amarillo y colorado, respectivamente. Las covariables modeladas fueron las transectas disponibles para tipo de sedimento, profundidad del lance y profundidad medio geográfica obtenida desde http://www.gebco.net/data_and_products/gridded_bathymetry_data/. Para la variable respuesta (CUPA), se utilizaron distribuciones lognormal, Skew y Gamma. El análisis preliminar indicar que el mejor modelo (elegido como el menor valor de DIC) para la CUPA de langostino en ambas especies considera la profundidad geográfica como única covariable ambiental, además de un efecto de ruido aleatorio y distribución Gamma de la variable respuesta.

Cada foco en cada especie se modela independientemente. Cada uno de los focos fue subdividido en una grilla de celdas rectangulares de dimensión s de 0,01 grado de alto por 0,005 grado de ancho dimensión. La variable respuesta representa la CUPA observada en una de las s cuadrículas, $y(s)$. Estas observaciones fueron descritas como realizaciones independientes de un proceso Gamma con una función long-link $g(y(s))$:

$$y(s)|\theta \sim \text{Gamma}(\alpha, \beta)$$

Donde α, β son parámetros de forma y tasas respectivamente y $\theta = (\theta_1, \theta_2) \sim \pi(\theta)$ son las prioris de hiper-parametros. La CUPA fue modelada con una estructura aditiva como una combinación de efectos lineales y no-lineales:



$$y(s) = g(y(s)) = \beta_0 + \sum_h f_h(c_h(s)),$$

Donde β_0 es el intercepto, el cual representa la CPUA media modelada (Diggle *et al.*, 1998), y $f_h(\cdot)$ denota el efecto no-lineal de las covariables c_h . Se seleccionaron tres covariables las cuales representan el efecto espacial (c_1) un suavizador para la profundidad geográfica (c_2) y un efecto aleatorio para el espacio (c_3). Note que tanto los efectos fijos (intercepto) como los efectos aleatorios tiene sus propias *prioris*. Este modelo fue implementado usando el paquete R-INLA ([hppt://www.r-inla.org](http://www.r-inla.org)).

El modelo de correlación espacial ($c_{h=1}$) fue modelada usando un GRF intrínseco, también referido como el modelo de "Besag" (Besag, 1974). Este modelo asume que las celdas que están más cerca en el espacio, muestran una CPUA similar que aquellas que están más alejadas. El supuesto principal indica que las celdas i y j de la grilla son vecinas si estas comparten un borde común, el cual se denomina como $i \sim j$. Un conjunto de vecinos en la región i como δ_i con un tamaño de n_{δ_i} . La distribución condicional de c_i queda definida como:

$$c_i | \mathbf{c}_{-i}, \tau_a \sim N\left(\frac{1}{n_{\delta_i}} \sum_{j \in \delta_i} c_j, \frac{1}{n_{\delta_i} \tau_a}\right),$$

donde τ_a es el parámetro de precisión de la correlación espacial y $\mathbf{c}_{-i} = (c_1, \dots, c_{i-1}, c_{i+1}, \dots, c_n)^T$ con media de c_i es igual a la media del efecto sobre todos los vecinos y la precisión es proporcional al número de vecinos. La distribución conjunta de $\mathbf{c}$ es:

$$\pi(\mathbf{c} | \tau_a) \propto \exp\left(-\frac{\tau_a}{2} \sum_{i \sim j} (c_i - c_j)^2\right) \propto \left(-\frac{\tau_a}{2} \mathbf{c}^T \mathbf{Q}_a \mathbf{c}\right),$$

donde $\mathbf{Q}_a$ es la matriz de precisión del efecto estructural especial con entradas:

$$Q_{i,j} = \begin{cases} n_{\delta_i} & i = j, \\ -1 & i \sim j, \\ 0 & else. \end{cases}$$

El segundo efecto no-lineal (c_2) representa a la profundidad geográfica y fue modelada mediante un suavizador usando un modelo de caminata aleatoria de segundo orden:



$$\Delta^2 c_i = c_i - 2c_{i+1} + c_{i+2} \sim N(0, \tau_b^{-1})$$

donde la densidad de $\mathbf{c}$ es:

$$\begin{aligned} \pi(\mathbf{c}|\tau_b) &\propto \tau_b^{\frac{n-2}{2}} \exp\left\{-\frac{\tau_b}{2} \sum (\Delta^2 c_i)^2\right\} \\ &= \tau_b^{\frac{n-2}{2}} \exp\left\{-\frac{1}{2} \mathbf{c}^T \mathbf{Q}_b \mathbf{c}\right\} \end{aligned}$$

donde τ_b es la precisión y la matriz $\mathbf{Q}_b = \tau_b \mathbf{R}$ con $\mathbf{R}$ siendo una matriz que representa la estructura de vecindario en las celdas modeladas.

El tercer efecto no-lineal (c_3) corresponde a un ruido aleatorio, descrito de la siguiente forma:

$$\pi(\mathbf{c}|\tau_c) \propto \prod_{i=1}^n \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \sqrt{s_i \tau_c} \exp\left(\frac{1}{2} (s_i \tau_c) c_i^3\right)$$

donde s_i es un parámetro de escala.

Para cada foco en las dos especies, dos modelos fueron implementados. El primero corresponde a uno que tiene *prioris* no informativas para el CPUA media (intercepto) y el segundo en el cual se especifican *prioris* informativas para la CPUA media, cuyos valores y precisión (CV) provienen desde los resultados de estimación desde geoestadística intrínseca, llevados a cabo en este mismo proyecto. Solo los resultados desde *prioris* informativas son mostrados en este documento.

La distribución empírica de la biomasa total se realizó remuestreando la densidad estimada en cada foco por el área de cada foco y luego aquella biomasa es sumada a través de los focos. Este proceso se repite 1000 veces para obtener una distribución posterior remuestreada de la biomasa en cada especie. El remuestreo se debe aplicar debido a que la suma de distribuciones gaussianas de distinta escala no tiene solución analítica.

3.3.6 Estimaciones de biomasa y abundancia por talla, sexo, región y foco de abundancia

Estructura de tallas

El proyecto FIP 2006-19 de estandarización de procedimientos metodológicos (Acuña *et al.*, 2008b) estableció que para el langostino amarillo y langostino colorado, un tamaño muestral de 663 y 544 ejemplares respectivamente asegura un coeficiente de variación del 20% para cada región o estrato geográfico contemplado, cumpliéndose con una adecuada representatividad de la estructura de tamaños de cada población.

Dado el requerimiento de construir estructuras de tallas por foco desagregadas por sexo, cabe indicar que el número total de focos identificados en las últimas evaluaciones directa han sido como máximo de



41 focos para ambas especies en conjunto (variando entre 26 y 41) (Acuña *et al.*, 2008a, 2009, 2010, 2012, 2013). Así, se estima que un total de 57.400 individuos (ejemplares de langostino amarillo+ejemplares de langostino colorado) muestreados aseguraría un mínimo de 1.400 ejemplares por foco (700 machos y 700 hembras) para el escenario con mayor número de focos identificados a la fecha.

Considerando la ejecución de 600 lances de evaluación, y suponiendo que un 60% de lances tendrán captura de las especies objetivo (equivalente a 360 lances exitosos), entonces se estima que un tamaño muestral de 160 ejemplares por lance de pesca permite cumplir con el tamaño muestral propuesto. Así, para efectos operacionales, se planificó muestrear 200 ejemplares de cada especie por lance de pesca.

Para generar las distribuciones de frecuencias de tallas de ambos recursos objetivo las mediciones individuales de longitud cefalotorácica se agrupan en intervalos de 1 mm, separadamente para machos y hembras (diferenciando entre hembras no ovadas y hembras ovadas). Con la finalidad de elaborar las distribuciones de frecuencia de tallas, las muestras extraídas de los lances son ponderadas según su captura. Así, la distribución de tallas de una cierta unidad espacial, integra diferencias en los volúmenes de captura entre lances de pesca. El estimador de la proporción de individuos de la talla k en el lance j (p_{jk}) viene dado por:

$$p_{jk} = \frac{n_{jk}}{n_j}$$

donde,

n_{jk} : número de individuos de la talla k en el lance j
 n_j : número total de individuos en el lance j

Ahora bien, la frecuencia de la talla k para una cierta unidad espacial m (región, unidad de pesquería y focos de abundancia), se obtiene de la siguiente manera:

$$\hat{p}_{km} = \sum_{j=1}^z (p_{jk} * w_j)$$

donde,

$$w_j = c_j / \sum_{j=1}^z c_j$$

siendo c_j la captura del j -ésimo lance.

Para cada unidad espacial, se estiman estadísticos descriptivos. Las estructuras de tallas para cada especie objetivo se determinarán al finalizar el estudio según región, unidad de pesquería y focos de abundancia.



Relación longitud-peso

La relación talla-peso se determina por sexo (machos y hembras sin huevos) y región administrativa, si es que los respectivos ajustes lo permiten, según: $w_{lc} = a * lc^b$, donde w_{lc} corresponde al peso total entero (g) del individuo de talla lc (mm), en tanto que a y b son los parámetros de condición y alometría, respectivamente. Estos parámetros se estiman mediante minimización de la suma de los residuales cuadráticos con la rutina Raphson Newton, utilizando el ajuste no lineal contenido en el programa computacional R.

La condición de $b=3$ es conocida como crecimiento isométrico y fue evaluada mediante la prueba t-student: $t_{n-2} = |(3 - b)/S_b|$, donde S_b es la desviación estándar de b . La diferencia de la relación talla-peso entre machos y hembras sin huevos, fue evaluada mediante test t-student de significancia de coeficientes de regresión, empleando variables dicotómicas.

3.3.7 Desagregación de la biomasa vulnerable

La desagregación de biomasa vulnerable para cada especie se realizó sobre la base de la estimación de biomasa vulnerable mediante geoestadística intrínseca, por sexo, foco, región administrativa, unidad de pesquería y, separadamente, para el interior y exterior del Área de Reserva Artesanal. Para cualquier unidad especial m , la desagregación del efectivo por sexos se realiza ponderando la Biomasa total por la proporción de captura de un cierto sexo (Y_m^{sexo}) respecto a la captura total de ambos sexos combinados (Y_m^{total}):

$$B_m^{sexo} = B_m^{total} * \frac{Y_m^{sexo}}{Y_m^{total}}$$

La biomasa desglosada por rango de talla (lc), se estima según:

$$B_{m,lc}^{sexo} = B_m^{sexo} * \frac{n_{m,lc}^{sexo} * w_{m,lc}^{sexo}}{Y_m^{total}}$$

donde $n_{m,lc}$ es la frecuencia numérica del lc -ésimo estrato de tallas, y $w_{m,lc}$ el peso promedio de la talla lc , ajustado mediante la relación talla-peso correspondiente.

Para cada especie, la abundancia se estima por sexo, región administrativa, foco y separadamente para el interior y exterior del Área de Reserva Artesanal. La estructura de tallas de la abundancia (abundancia media vulnerable) se establece como:

$$NMV_{m,lc}^{sexo} = \frac{B_{m,lc}^{sexo}}{w_{m,lc}^{sexo}}$$



La abundancia media vulnerable total por unidad geográfica y sexo, se estima mediante la sumatoria de la abundancia de todos los rangos de talla asociadas a dicha unidad geográfica y sexo:

$$NMV_{m,lc}^{sexo} = \sum NMV_{m,lc}^{sexo}$$

3.4. OBJETIVO ESPECÍFICO 3. Determinar la condición reproductiva del langostino amarillo y langostino colorado, en el área y período de estudio.

3.4.1 Proporción sexual

Se estimó la proporción sexual de las especies objetivos en cada lance de evaluación a partir de una muestra seleccionada a bordo y clasificada en muestreo en tierra. La proporción de hembras (ph_j) corresponde de manera directa a la razón entre el número de hembras en la muestra del lance (nh_j) y el número total de ejemplares en la muestra del lance ($nh_j + nm_j$), correspondiente a:

$$ph_j = \frac{nh_j}{(nh_j + nm_j)}$$

La proporción de hembras en un área (m), ya sea un foco de abundancia y unidad de pesquería (zona), se estimó considerando el aporte relativo de la captura (w_j) en cada lance de pesca (j) en dicha área, según:

$$\overline{ph}_m = \sum_{j=1}^z (ph_j * w_j)$$

donde

$$w_j = \frac{c_j}{\sum_{j=1}^m c_j}$$

siendo c_j la captura del j -ésimo lance.

3.4.2 Proporción de hembras ovíferas

Con el fin de analizar la presencia y variabilidad en la portación de huevos por parte del stock parental, la proporción de hembras ovíferas (p_{ov}) de cada especie se determinó mediante el estimador:

$$p_{ov} = \frac{nh_{ov}}{nh_{tot}}$$



Ahora bien, la varianza del estimador de la proporción de hembras ovíferas corresponde entonces a:

$$V(p_{ov}) = \frac{1}{nh_{tot} - 1} * (p_{ov} - (p_{ov})^2)$$

La proporción de hembras ovíferas en un área (m), ya sea un foco de abundancia y unidad de pesquería (zona), se estimó considerando el aporte relativo de la captura (w_j) en cada lance de pesca (j) en dicha área, según:

$$\bar{p}_{ov_m} = \sum_{j=1}^z (p_{ov_j} * w_j)$$

3.4.3 Estado de desarrollo de los huevos

La determinación del estado de desarrollo embrionario de los huevos de las hembras, permite determinar con mayor exactitud el momento en que la mayor parte de las hembras ovadas liberan sus huevos al medioambiente marino y por consiguiente, el momento en que aparecerán masivamente las larvas en el plancton. Así también, contribuye a establecer si existe o no simultaneidad en el desarrollo embrionario en la población y la posibilidad de determinar si los ejemplares tienen más de un desove por año. Además, al efectuarse en un amplio rango a lo largo de la costa aporta información si el proceso reproductivo presenta diferencias con la latitud.

Muestreo

Para la determinación del estado de desarrollo de los huevos portados por las hembras bajo su abdomen, se procedió a coleccionar 10 individuos de cada lance efectivo, material que se colocó en bolsas con la debida identificación del lance respectivo y preservado con formalina al 10%. Las muestras fueron almacenadas en bidones con formalina para posterior análisis en el laboratorio. Mediante la observación de los huevos bajo microscopios estereoscópicos fue factible diferenciar el estado de desarrollo embrionario según la coloración de los huevos portados, estado del vitelo, forma de los globos oculares y grado de pigmentación de los embriones. La asignación de los estados de desarrollo de los huevos se efectuó de acuerdo a la escala macroscópica para el langostino amarillo y el langostino colorado desarrolladas por Arana *et al.* (1995) y por Palma y Arana (1990), respectivamente.

Descripción de los estados de desarrollo embrionario de langostino amarillo

Estado 1: Huevos de color naranja pálido y brillante. El huevo es de forma esférica; el vitelo es homogéneo, carece de estructuras y células diferenciadas; ocupa completamente el volumen del huevo. El huevo tiene un diámetro medio de $0,611 \pm 0,013$ mm.



- Estado 2: Huevos de color naranja oscuro y opaco. El huevo es ovoide; el vitelo es oscuro y de apariencia granulosa. En un polo del vitelo se observa el desarrollo primordio embrionario que indica el inicio de la diferenciación celular. El huevo tiene un diámetro medio de $0,685 \pm 0,025$ mm.
- Estado 3: Huevos de color naranja oscuro o café claro. Se observa el desarrollo del embrión donde se destaca el esbozo de los glóbulos oculares, que son alargados y en su extremo distal presentan una línea curva oscura que corresponde al comienzo de la pigmentación ocular. El huevo tiene un diámetro medio de $0,767 \pm 0,003$ mm.
- Estado 4: Huevos de color café oscuro. El embrión está totalmente formado; los globos oculares son grandes y ligeramente ovalados, y poseen una intensa pigmentación negra. En la región dorsal del abdomen se observan algunos cromatóforos de color rojo. En este estado el huevo se encuentra pronto a eclosionar y liberar la larva al medio ambiente. El huevo tiene un diámetro medio de $0,852 \pm 0,041$ mm.

Descripción de los estados de desarrollo embrionario de langostino colorado

- Estado 1: Huevos de color naranja pálido. El vitelo se encuentra distribuido homogéneamente, no presenta estructuras ni células diferenciadas y ocupa todo el volumen interior del huevo. El huevo tiene un diámetro medio de $0,545 \pm 0,043$ mm.
- Estado 2: Huevos de color naranja brillante. El vitelo es oscuro y de apariencia granulosa; ocupa la mayor parte del volumen interior del huevo. En este estado se inicia la diferenciación celular y se visualiza el primordio embrionario. El diámetro medio es de $0,590 \pm 0,042$ mm.
- Estado 3: Huevos de color naranja oscuro y opaco. El embrión tiene los globos oculares desarrollados y de forma alargada; en su extremo distal presentan una línea curva oscura que corresponde al inicio de la pigmentación ocular. El diámetro medio es de $0,620 \pm 0,039$ mm.
- Estado 4: Huevos de color café oscuro. El embrión está totalmente formado; los globos oculares son grandes, ligeramente alargados y tienen una intensa pigmentación negra. Se observan algunos cromatóforos rojizos en la región dorsal del abdomen. El diámetro medio es de $0,687 \pm 0,066$ mm.

En cada hembra, los huevos contenidos en la submuestra fueron depositados en una cápsula petri y disgregados manualmente. Posteriormente los huevos fueron digitalizados con un scanner convencional a una resolución de 1200 dpi. Para el conteo y medición automática de los huevos se utilizó el programa de dominio público ImageJ v.1.34s (<http://rsb.info.nih.gov/ij/>). La rutina del ImageJ incluyó el ajuste del brillo y contraste, la conversión del tipo de imagen hasta 16 bit, depuración, restricción del espectro de color para el área que incluyeron todos los huevos (Threshold), separación de partículas individuales (Despeckle y Watershed), selección del tipo de medición (Fit Ellipse) y conteo.

Una relación entre la fecundidad con cada variable anatómica de las hembras, sea peso corporal (g) y longitud cefalotorácico (mm), fue establecida mediante un ajuste lineal o no lineal, cuyo criterio de selección del modelo se basó en el diagnóstico del error, es decir normalidad y homocedasticidad de los residuos. El peso corporal corresponde a la diferencia entre el peso total y la masa ovífera. La estimación de los parámetros y la significancia del ajuste, es decir, hipótesis nula de pendiente distinta de cero fueron analizadas con la aplicación de una regresión robusta Least Median Squares (LMS) debido a posible



presencia de outliers que pudieran afectar el ajuste, no obstante, sus efectos no fueron significativos. Para la comparación de la relación fecundidad y tamaño de la hembra entre zona se usó análisis de covarianza donde se probó la hipótesis nula de intercepto igual a 0 y pendiente igual a 1. Todos los análisis estadísticos del objetivo 3 fueron llevados a cabo con el programa de acceso abierto R-project (www.rproject.org).

3.5. OBJETIVO ESPECÍFICO 4. Determinar la composición e importancia relativa de las especies que constituyen la fauna acompañante de estos recursos durante los cruceros de evaluación.

3.5.1 Composición e importancia relativa de las especies que constituyen la fauna acompañante

Las especies capturadas en cada lance de pesca fueron identificadas al nivel taxonómico más bajo posible. Para ello se utilizó a bordo un catálogo de especies que son recurrentes en la pesca de arrastre de crustáceos. Las especies presentes en las capturas fueron cuantificadas tanto en peso como en número.

En aquellos casos en que la captura del lance fue superior a cinco cajas, se realizó un sub-muestreo, a partir de lo cual se procedió a la cuantificación de la captura de cada especie. Del mismo modo, para aquellas especies de tamaño pequeño, una sub-muestra fue usada para cuantificar la captura total en número en cada lance. A partir del sub-muestreo respectivo, se procedió a estimar la captura total de cada especie en el lance, en número y peso. Los ejemplares grandes (p.ej. tiburones, rayas, jibia, entre otros) fueron separados y pesados de manera individual.

En términos descriptivos, se determinó la frecuencia de ocurrencia de cada especie (o taxón) capturada en los lances de evaluación. Luego, cada especie fue clasificada según su frecuencia relativa de ocurrencia (FRO), definida como la razón entre la frecuencia de ocurrencia y el número de lances. Se emplearon cuatro categorías conforme a lo descrito por Santos *et al.* (2002), correspondientes a: i) R= especies raras ($So < 0,25$), ii) U= especies poco comunes ($0,25 \leq So < 0,50$), iii) C= especies comunes ($0,50 \leq So < 0,75$) y iv) V=especies muy comunes ($So \geq 0,75$).

La contribución relativa de cada taxón (en peso y en número) fue determinado para cada lance de pesca respecto a: i) la captura total, ii) la captura de la(s) especie(s) objetivo(s), y iii) la captura total de fauna acompañante. Se aplicaron métodos de análisis univariado y multivariado para estudiar la composición de las capturas por región y unidad de pesquería, siguiendo el enfoque usado por Stergiou y Pollard (1994), Stergiou *et al.* (2002), Labropoulou y Papaconstantinou (2004) y Stergiou *et al.* (2006). Se realizó un análisis de agrupamiento o cluster basado en el índice de similitud de Bray-Curtis (BC; Field *et al.*, 1982) el cual fue aplicado a la captura en peso obtenida en los lances realizados en cada región y en cada unidad de pesquería, el cual se expresa como:



$$BC = \frac{\sum_{i=1}^n |x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_{i=1}^n (x_{ij} + x_{ik})}$$

donde n es la cantidad de lugares o puntos de muestreo, x_{ij} es la captura por unidad de área (CPUA) de la especie i en la región o unidad de pesquería j , mientras que x_{ik} es la CPUA de la especie i en la región o unidad de pesquería k .

Se llevó a cabo una estandarización de los datos de captura para llevarlos a una unidad común de tiempo de arrastre (15 minutos) y, a partir de esto, a una unidad común de CPUA. Dada la participación en las capturas de especies raras o poco comunes, y al mismo tiempo especies comunes con un peso mayor en la captura, se procedió a transformar los datos de captura empleando raíz cuarta ($\sqrt[4]{CPUA_e}$) lo que permite evitar sobre-dispersión. Se realizó un análisis de ordenación mediante escalamiento multidimensional no métrico (NMDS; Clifford y Stephenson, 1975) usando los mismos datos empleados en el análisis de cluster, donde la precisión de la representación en dos dimensiones será verificada mediante un coeficiente de stress. De este modo, valores de stress menores a 0,1 indican una buena representación de los datos mientras que valores mayores a 0,2 indican una ordenación menos confiable (Clarke y Warwick, 2001). Este enfoque ha sido aplicado recientemente en pesca de arrastre de crustáceos (Queirolo *et al.*, 2011) y en pesca de enmalle de merluza común (Queirolo *et al.*, 2014).

Las especies características que contribuyen a la similitud de cada grupo fueron determinadas mediante el análisis de similitud porcentual (SIMPER). Se utilizaron curvas de k -dominancia (Lambhead *et al.*, 1983) para representar de manera gráfica el porcentaje acumulado de la CPUA de cada especie respecto al total, indicándose en el eje x las especies ordenadas en escala logarítmica. La composición de captura en cada lance fue analizada usando los siguientes parámetros: número de taxa (S), abundancia (n CPUA-1), dominancia (λ), diversidad de especies (H'), uniformidad (J') y riqueza (d). La dominancia se expresa mediante el índice de Simpson (Krebs, 1989):

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Por su parte, la diversidad de especies se expresa mediante el índice de Shannon-Wiener (Hurlbert, 1978):

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2(p_i)$$

La uniformidad (Pielou, 1966) se expresa como: $J' = H' / \log(S)$, mientras que la riqueza (d) (Margalef, 1968) corresponde a: $d = (S - 1) / \ln N$. En las expresiones anteriores p_i representa la proporción de la i -ésima especie respecto al total, mientras que N es el número total de individuos de la muestra.



Previo al uso de pruebas paramétricas en análisis de comparación, se probó la normalidad de los datos mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov y la homocedasticidad mediante la prueba de Levene. En los casos donde los datos no permitieron cumplir los requisitos de normalidad, se procedió a su transformación usando $\log(x+1)$ (Sokal y Rohlf, 1981). Luego, se procedió al análisis de varianza para identificar posibles diferencias en los índices usados, ya sea por región y unidad de pesquería según lo indicado en las bases de la licitación. Se utilizó la prueba de Fisher para identificar diferencias mínimas significativas (LSD). Los análisis de diversidad, agrupamiento (clustering), escalamiento multidimensional no métrico y las curvas de k-dominancia fueron realizados usando los algoritmos PRIMER (Plymouth Marine Laboratory), mientras que los análisis estadísticos fueron llevados a cabo usando el paquete R (R Development Core Team, 2015).

3.5.2 Cambios espacio-temporales de la riqueza de especies y los factores ambientales asociadas

Históricamente, desde el año 2000 se realizan lances georreferenciados con la finalidad de estudiar los cambios de abundancia del langostino, cuyas especies acompañantes han sido debidamente cuantificadas e identificadas al nivel taxonómico más bajo posible. Actualmente, se cuenta con una serie de tiempo espacial de las especies asociadas muy similar a la que se generara en este estudio mediante la metodología descrita en el objetivo específico 4. Ello permite un análisis integrado enfocado en entender las variaciones de los ensambles comunitarios asociados a la pesca del langostino con un enfoque espacio-temporal. Aplicando los mismos análisis de diversidad y agrupamiento ya descritos usando todos los datos de las especies identificadas desde el año 2000–2015, es posible estudiar las variaciones de la riqueza de especies en relación a una serie de variables ambientales y espaciales.

Se estimó la diversidad y riqueza de especies de cada lance realizado desde el año 2000 hasta el 2016 (año 2010 no se realizó muestreo) utilizando la misma metodología descrita en el objetivo específico 4. A cada lance se le asocian seis variables espaciales y ambientales: Profundidad promedio durante el lance, Clorofila-a (chl-a), Temperatura superficial promedio (SST por sus siglas en Ingles), Tipo de fondo (Duro, rocoso, fangoso), Pendiente del fondo, Latitud, Longitud y Año (**Tabla 3**). Estas variables se utilizan como predictores de la diversidad y abundancia asociada a cada lance introducida en un modelo empírico capaz de identificar las relaciones entre múltiples variables predictores y la respuesta (riqueza de especies).

**Tabla 3.** Variables predictoras que se usaran en el análisis. ENSO: EL Niño Southern Oscilation, SST: Sea Surface Temperatures.

Variable	Origen	Unidad/resolución
Profundidad promedio	Profundidad media estimada durante el muestreo (m)	(m)
Chl-a	Clorofila-a derivada de imágenes satelitales de la misión MODIS-aqua (mg m ⁻³)	(mg m ⁻³), 4km
SST promedio	Temperatura superficial del mar derivada de imágenes satelitales de la misión MODIS-aqua	(°C, 4km)
Tipo de fondo	Tres categorías de tipo de fondo Derivadas de las observaciones hechas durante el muestreo e interpoladas mediante Kriging.	(Duro, Roca, Fango)
Pendiente del fondo	Pendiente del fondo marino derivada de una capa de batimetría	(Grados)
ENSO	El Niño oscilación del sur	
Latitud	Latitud donde se realizo el lance	(Grados Sur)
Longitud	Longitud donde se realizo el lance	(Grados Oeste)
Año	Año en el que se realizo el lance	Año

Para estudiar la relación entre la riqueza de especies y las variables ambientales, espaciales y temporales se utilizó la técnica de árboles de regresión con boosting o Boosting Regression Trees (BRTs) (Friedman, 2001). BRTs son una combinación de los métodos de boosting y árboles de regresión. Boosting es un método de máquinas de aprendizaje, donde los resultados de varios modelos candidatos son fusionados en un solo modelo. A través del boosting el modelo es ajustado iterativamente sub muestreando los datos modelados, donde el sub subset es aleatoriamente seleccionado con reemplazo. Este procedimiento es conocido como gradiente de boosting e introduce un elemento de estocasticidad mejorando la precisión del modelo y reduciendo el sobre ajuste (Elith *et al.*, 2008).

Durante el ajuste del modelo BRT, se requiere la especificación de tres parámetros: 1. Tasa de aprendizaje, que controla la tasa a la que la complejidad del modelo se incremental, 2. Fracción de bolsa y 3. Complejidad del árbol, que representa el número de divisiones de cada árbol, controlando el tamaño de estos. Un valor de complejidad de árbol de uno corresponde a un modelo aditivo sin interacciones entre las variables predictores. Por otro lado, un valor de complejidad dos o más indica un grado mayor de interacción entre variables (Elith, 2008). El modelo BRT fue ajustado en el paquete estadístico R (R Development Core Team, 2015) usando las librerías “gbm” y “dismo” (Ridgeway, 2010; Hijmans *et al.*, 2011). La librería “gbm” implementa la formulación desarrollada por Friedman (2001) para estimar la influencia relativa de las variables predictores sobre la respuesta.



3.5.3 Análisis de contenido estomacal principales especies fauna acompañante

Durante el crucero, se recolectaron estómagos de lenguado de ojos grandes y de merluza común en lances realizados en las regiones de Coquimbo, Valparaíso y del Biobío, los cuales fueron mantenidos en formalina (10%) y almacenados individualmente hasta su análisis en laboratorio. En tierra, cada estómago fue pesado usando una balanza analítica digital, registrándose tanto el peso entero como el de su contenido (peso húmedo). El contenido de cada estómago fue almacenado en frascos etiquetados para su posterior análisis. Adicionalmente, se obtuvo y registró también el peso del estómago vacío.

Los ítems presas se identificaron al nivel taxonómico más bajo posible, mediante el uso de una Lupa estereoscópica y la utilización de claves taxonómicas de peces óseos (De Buen, 1961; Pequeño 1971 y 1989), crustáceos (Andrade y Baez, 1980; Manning, 1971; Retamal, 1969-1970, 1981) y anélidos (Rozbaczylo, 1980, 1985) entre otros. Para analizar los datos de los contenidos estomacales se utilizó la frecuencia relativa de ocurrencia y el aporte relativo tanto en número como en peso de los ítems que constituyen la dieta de las especies analizadas.

3.6. OBJETIVO ESPECÍFICO 5. Estimar los parámetros de crecimiento, la mortalidad natural y talla media de madurez para los recursos langostino amarillo y langostino colorado.

3.6.1 Crecimiento

Reconocer la edad en invertebrados a partir de las longitudes ha sido una dificultad en el análisis de crecimiento de estas especies. Una forma de reconocer estas edades, es usando los métodos MULTIFAN y MULTIFAN-CL propuestos por Fournier *et al.* (1998 y 1990) que consideran la estructura temporal de la información de las tallas. Estos métodos identifican las edades considerándolas como una variable no observable, las cuales se derivan de la detección de las K componentes de una distribución de mezclas gaussianas:

$$f(y_i) = \sum_{j=1}^K \pi_j f(y_i | \theta_j), \quad \sum_{j=1}^K \pi_j = 1, \quad i = 1, \dots, n, \quad j = 1, \dots, K; \quad (1)$$

Asumiendo que la distribución de tallas de cada edad es gaussiana, es decir, es el vector que contiene la media y varianza de la j -ésimo componente. La identificación del número de componentes puede llevarse a cabo a través de criterios clásicos de selección de modelos como AIC o BIC (Roa-Ureta, 2010) u otros criterios dados por el usuario, como podrían ser la presunción de número de edades fijos y conocidos desde estudios complementarios (Laslett *et al.*, 2004). Una vez identificado o asignado en número de edades, se procede a ajustar alguna curva de crecimiento para los grupos de edades asignadas según las tallas observadas o muestreadas. Los modelos de crecimiento más populares



aplicados para crustáceos han sido la curva de von Bertalanffy (von Bertalanffy, 1938) o de Richards (Richards, 1959).

La identificación de grupos de edad y estimación de parámetros de crecimiento usualmente es llevada a cabo usando técnicas de máxima verosimilitud asumiendo distribución de error gaussiana (Millar, 2002; Siegfried y Sansó, 2006). Sin embargo, en poblaciones sujetas a explotación pesquera el supuesto de distribución gaussiana de los grupos de edad usualmente no es válido, debido a la presencia de valores extremos y colas pesadas que llevan a tener distribuciones asimétricas de la edad a la talla (López Quintero *et al.*, 2017). Estas distribuciones asimétricas son el resultado de un proceso selectivo de la edad a la talla debido a la selectividad del arte de pesca (Montenegro y Branco, 2016). Por otra parte, en poblaciones sujetas a explotación pesquera, existe un efecto acumulativo de la mortalidad por pesca en cada grupo de edad. Las tasas de crecimiento varían entre los individuos, y la mortalidad por pesca remueve a los individuos que tienen un crecimiento individual mayor en un grupo de edad particular. Por lo tanto, existe un sesgo por muestrear a los individuos que crecen más rápido dentro de cada grupo de edad (Taylor *et al.*, 2005). Por lo tanto, el supuesto de normalidad no es adecuado para estimar los parámetros de crecimiento (Contreras-Reyes y Arellano-Valle, 2013; Montenegro y Branco, 2016; López Quintero *et al.*, 2017).

Diferentes aproximaciones han sido propuestas para lidiar con la asimetría en las distribuciones de edad a la talla en poblaciones explotadas. Estas aproximaciones caen gruesamente en dos categorías. La primera corresponde a un enfoque mecanicista en el cual la asimetría en la data de talla a la edad se modela combinando procesos de crecimiento, mortalidad y selectividad del arte en una misma función de verosimilitud (Taylor *et al.*, 2005). La segunda aproximación es más empírica en el cual la asimetría de modelada asumiendo distribuciones no gaussianas para la distribución de error de la talla a la edad (Contreras-Reyes y Arellano-Valle, 2013). Recientemente, han sido propuestas las distribuciones skew-t para la modelación del error de la talla a la edad (Contreras-Reyes y Arellano-Valle, 2013). Las skew-t son una clase flexible de distribuciones que consideran asimetría, colas pesadas y la presencia de heterocedasticidad (Montenegro y Branco, 2016).

En este reporte se utilizan distribuciones skew-t para la identificación de grupos de edad y estimación de los parámetros de crecimiento con data proveniente de los últimos tres cruceros de evaluación directa para langostino amarillo y colorado. La identificación de grupos de edad se lleva a cabo mediante dos procedimientos. Primero se identifican automáticamente los grupos de edad mediante el método en Roa-Ureta (2010). Segundo, se fijan los grupos de edad en ambas especies para tener constancia con estudios anteriores y evaluar el efecto que tiene este supuesto.

En este informe se siguen los siguientes pasos:

Etapas 1a: Identificación y estimación de modelos de mezclas. Se selecciona un tipo de distribución y se ajusta analizando el número de elementos en cada mezcla. Esta cantidad se identifica con la cantidad de grupos, cohortes o edades siguiendo el método en Roa-Ureta (2010).



Etapa 1b: Asignación de grupos de edad fijos acorde a estudios anteriores. Estos corresponden a 11 grupos de edad en langostino amarillo siguiendo Arancibia *et al.* (2005) y 6 para langostino colorado acorde a Roa y Tapia (1998).

Etapa 2: Asignación de grupos de edades. Aquí se asocia a cada grupo de las longitudes encontradas en la etapa anterior, un grupo de edad.

Etapa 3: Estimación del modelo de crecimiento. El modelo seleccionado para esta etapa es el modelo de von Bertalanffy debido a que es el modelo de crecimiento que usa la evaluación de stock en ambos recursos en Chile.

Distribuciones

Consideremos una leve variante de la distribución skew-normal (SN) de Azzalini (2013) como sigue. Sea $X \sim SN(\theta)$, $\theta = (\mu, \sigma^2, \lambda)$, con parámetros de locación μ , escala σ^2 , y de forma/asimetría λ , y con función de densidad de probabilidad (pdf) dada por:

$$f(x; \theta) = 2\phi(x; \mu, \sigma^2)\Phi[\lambda(x - \mu)], \quad (2)$$

donde $\phi(x; \mu, \sigma^2)$ es la pdf de una distribución normal con media μ y varianza σ^2 , y $\Phi(x)$ es la función de distribución acumulada (cdf) de la distribución normal estándar, $N(0, 1)$, con media cero y varianza 1, y la densidad normal estandarizada denotada como $\phi(t) \equiv \phi(t; 0, 1)$.

Por otro lado, en este estudio consideraremos la distribución skew- t (Azzalini y Capitanio, 2003), la cual posee la cualidad de modelar las colas pesadas, además de la asimetría como lo realiza la SN. Decimos que $Y \sim ST(\phi)$, $\phi = (\mu, \sigma^2, \lambda, \nu)$, tiene una distribución ST con los parámetros definidos como en el caso de la SN, pero además, se incluye un parámetro $\nu > 0$ de grados de libertad, si su pdf es

$$f(y; \phi) = 2\sigma^{-1}t(y; \nu)T\left(\bar{\lambda}\sqrt{\frac{\nu+1}{\nu+y_0^2}}y_0; \nu+1\right), \quad (3)$$

donde $y_0 = \sigma^{-1}(y - \mu)$, $\bar{\lambda} = \sigma^{-1}\lambda$, $t(y; \nu)$ es la pdf de la distribución Student- t denotada por $t(0, 1, \nu)$, and $T(y; \nu+1)$ es la cdf $T(0, 1, \nu+1)$ (Azzalini y Capitanio, 2003, Azzalini, 2013, Contreras-Reyes, 2014). La distribución ST incluye la SN como caso especial cuando $\nu \rightarrow \infty$.

Las densidades de las ecuaciones (2) y (3) pueden ser consideradas para la distribución de mezclas finitas dada en la ecuación (1). No obstante, en este informe, se utiliza únicamente la distribución skew- t . Los detalles de los métodos numéricos empleados pueden consultarse en Prates *et al.* (2013), y en la documentación del paquete mixsmsn, escritos para el ambiente estadístico R (R Core Team, 2015).



Función de crecimiento

Sea $E(L|t)$ el valor esperado de la longitud $L(t)$, relacionada con el i ésimo individuo a la edad t . Al integrar y convertir a una formulación de longitud, el modelo de crecimiento de von Bertalanffy (VBGF, por sus siglas en inglés) (von Bertalanffy, 1938), es definido por

$$E(L|t) = L_{\infty} (1 - \exp\{-K(t - t_0)\}) \quad (4)$$

donde $L_{\infty} > 0$, $K > 0$, $t_0 < \min\{t_1, \dots, t_n\}$ y n es el tamaño de la muestra. Esta ecuación representa la formulación más simple de VBGF, descrita por tres parámetros: L_{∞} , la longitud asintótica (en unidades de longitud e.g. cm); K , el coeficiente de tasa de crecimiento expresada en unidad de tiempo; y t_0 , la edad teórica (usualmente en años) cuando la longitud es cero.

Los parámetros de VBGF son estimados de los pares observados longitud-edad $(t_i, L(t_i))$, $i = 1, \dots, n$, donde $L(t_i)$ es la i ésima longitud observada a la edad t_i . Para la estimación de los parámetros de VB y obtención de los valores iniciales se utilizaron los paquetes nls y FSA, respectivamente; ambos en el ambiente R. Estos métodos se encuentran descritos en detalle en Ogle (2015).

3.6.2 Mortalidad natural

La mortalidad natural (M) es uno de los parámetros de historia de vida más esenciales en la teoría de historias de vida de Beverton y Holt, siendo una de las cantidades de mayor importancia en las evaluaciones de stock y manejo de pesquerías (Gislason *et al.*, 2010). La magnitud de M se relaciona directamente con la productividad del stock, las capturas que pueden ser obtenidas, tasas óptimas de explotación, variables del manejo y puntos biológicos de referencia (Hewitt 2008; Brodziak *et al.*, 2011). Una estimación de M es requerida para la estimación de la mortalidad por pesca en un modelo integrado de evaluación de stock, por lo tanto, tiene directa implicancia en la proyección de capturas sustentables (Gislason *et al.*, 2010).

Desde una perspectiva ecológica, los factores que explican la mortalidad natural se pueden dividir en dos grandes categorías: i) intrínsecos e ii) extrínsecos (Brodziak *et al.*, 2011). Los primeros están basados en las correlaciones reportadas desde el análisis de set de datos entre la expectativa de vida (edad máxima) y la tasa metabólica de los individuos, o desde la tasa metabólica, el tamaño corporal y la temperatura (McCoy y Gillooly, 2008). En peces e invertebrados acuáticos, M surge de una combinación de procesos tamaño-dependientes y de la historia de vida edad. Esto quiere decir, que la mortalidad asociada al tamaño corporal, es determinada a su vez por procesos edad-dependientes tales como la reproducción y la senescencia (en adultos), y la inanición y predación (juveniles). Lo anterior suele resultar en un patrón para la mortalidad natural en función del tamaño, tipo L o U. Para algunas especies uno puede esperar una M mayor en huevos y larvas, que en juveniles, y una M más alta en juveniles que adultos. Sin embargo, M tiende a estabilizarse en los adultos debido a los altos costos metabólicos de la reproducción (mortalidad intrínseca) que hacen que M disminuya debido al incremento en el tamaño



corporal. Para especies que alcanzan edades avanzadas, posiblemente la mortalidad por senescencia es el mecanismo para contrarrestar las tasas de sobrevivencia. Desde un punto de vista más bien técnico (e.g. evaluación de stock), la mortalidad por senescencia posiblemente no es relevante dado que los grupos de individuos de avanzadas edades no son muy abundantes en la población capturada (Lorenzen, 2000).

Los factores extrínsecos (Brodziak *et al.*, 2011) que determinan M están basados en fuentes de mortalidad de los organismos en su ambiente natural y como resultados de: enfermedades, predación, oferta ambiental, accidentes, o cualquier otros factores que causa la muerte de un organismo antes de que alcance su expectativa de vida. Especies en altos niveles tróficos pueden presentar patrones más consistentes con los modelos de evaluación mono-específico, que aquellas especies de niveles tróficos intermedios dependientes de los procesos en la cadena trófica, donde la mortalidad por predación posiblemente pueda ser más importante que la pesca. Fuentes de mortalidad natural episódicas, tales como epidemias, mareas rojas, posiblemente operen sobre la mortalidad natural. Por último, procesos compensatorios puede ser una respuesta a una escasez de recursos por parte de las especies, y puede jugar un rol particularmente importante a nivel de juveniles y por tanto en las clases entrantes a la explotación.

En términos de su estimación, la mortalidad natural desafortunadamente es también una de las cantidades más difíciles de estimar (Vetter, 1988; Quiroz *et al.*, 2010; Kenchington, 2014; Brodziak *et al.*, 2011). Idealmente, las tasas de mortalidad natural deberían ser estimadas desde métodos tales como curvas de captura (edad o tallas basados), marcaje y recaptura, telemetría, datos de cruceros (caso-específico), índice gonadosomático y provenientes de modelo integrados de evaluación de stock, y/o modelos multiespecíficos, sin embargo estos métodos son difíciles de implementar, necesitan gran cantidad de datos y altos en costos (Kenchington, 2014; Quiroz *et al.*, 2010). Una alternativa a los métodos anteriores son los métodos indirectos (Kenchington, 2014) o métodos empíricos (Cubillos 2003; Quiroz *et al.*, 2010) o de agrupación (Tier 1) (Brodziak *et al.*, 2011). En el presente estudio acuñaremos el concepto de métodos indirecto siguiendo la revisión de Kenchington (2014). Estos métodos intentan predecir los niveles de mortalidad natural a partir de la relación de compensación ('trade off') existente entre la mortalidad natural y parámetros de historia de vida, tales como la tasa intrínseca de crecimiento somático (k), edad máxima, ($t_{máx}$), edad de madurez (t_m), relaciones que fueron tempranamente identificadas por Beverton y Holt (1963) y adaptaciones posteriores (Kenchington, 2014). También existen otros métodos indirectos basados en la teoría de historias de vida, la teoría de espectros de tamaños de los ecosistemas pelágicos, y de la variación de M con el tamaño corporal (Charnov y Berrigan, 1991; Peterson y Wroblewski, 1984; Lorenzen, 1996).

Estimaciones de mortalidad natural en la pesquerías de crustáceos demersales tienden a ser escasas principalmente debido a la naturaleza discontinua de su crecimiento lo que genera dificultades para su estimación tales como i) el crecimiento a través de mudas elimina las partes duras que pueden ser usadas para determinación de la edad, y análisis de crecimiento que sirven para determinar M en forma indirecta, ii) en el caso del marcaje, debido a las mudas las marcas se pierden lo cual además complica los estudios directos (e.g. marcaje) para estimar M (Hewitt, 2008). Lo anterior hace que las estimaciones de M para las evaluaciones de stock de crustáceos estén frecuentemente basadas en aproximaciones indirectas y



además desarrolladas para peces (Hewitt *et al.*, 2007). Kenchinton (2014) sugiere no usar ninguno de los estimadores de M desarrollados para peces en crustáceos a menos que se estudie su aplicabilidad en este grupo.

El manejo de las pesquerías de crustáceos demersales en Chile demanda estimaciones anuales de abundancia basadas en modelos de evaluación de stock integrados, en los cuales M es un parámetro crucial. Las actuales estimaciones de M tanto para langostino amarillo como el langostino colorado utilizada en las evaluaciones de stock, son tamaño-invariante, están basadas en métodos indirectos puntuales para estimar M utilizando parámetros de historia de vida, tales como longitud asintótica (L_{∞}) o k , entre otros (Bucarey *et al.*, 2015), y datan de la década de los 1990. En este trabajo se revisan y actualizan las estimaciones de M para el langostino amarillo y colorado, considerando i) el origen del método indirecto aplicado, esto es, el sustento teórico (Gislason *et al.*, 2010) y ii) su aplicabilidad en el contexto de crustáceos o invertebrados marinos. Dado que los métodos indirectos tienen un alto grado de incertidumbre respecto de las estimaciones de M directas, la literatura (Kenchington, 2014) recomienda el uso de varios métodos indirectos, así como de la estimación de sus intervalos de confianza. Estas consideraciones son incorporadas a las estimaciones de M realizadas en este trabajo tanto para ambas especies de langostinos en Chile.

Selección de métodos indirectos para estimar mortalidad natural (M) en crustáceos.

Entre las recientes recopilaciones de literatura científica relacionadas a los métodos de estimación de M en peces, cetáceos, crustáceos, elasmobranchios, y otros destacan dos autores Brodziak *et al.* (2011) y Kenchington (2014). El primero categoriza los métodos para estimar M en agrupaciones o *Tiers* donde el Tier1 (Tabla 4, Brodziak *et al.* 2011) comprende valores tradicionalmente aceptados de M (e.g $M=0.2$ año⁻¹) y aquellos estimados desde meta-análisis o basados en las historias de vida. Del Tier 2 al 4 se encuentran las estimaciones directas stock-específicas de M , estimaciones stock-específicas realizadas en los modelos integrados de evaluación de stock, y estimaciones de M que dan cuentas de variaciones temporales y espaciales, incluyendo aquellos derivados desde modelos ecosistémicos. Por su parte, Kenchington (2014) propone otra forma de clasificar los métodos para estimar M en base a dos grandes líneas, i) *information-intensive* y ii) *information-limited*. El primer tipo de métodos fueron ya mencionadas y se refiere a las estimaciones directas de M principalmente. Los métodos, *information-limited* contempla los denominados métodos “indirectos”, o también conocidos como “empíricos” (Hewitt *et al.* 2007; Cubillos 2003) los cuales corresponde a los métodos tipo Tier 1, en la clasificación de Brodziak *et al.* (2011). Kenchington (2014) a su vez clasifica los estimadores de M *information-limited*, en: i) aquellos basados en la edad máxima observada ($t_{m\acute{a}x}$), ii) basados en 'otras' edades (aquellas distintas de $t_{m\acute{a}x}$), iii) basados en los rasgos de historias de vida y iv) aquellos basados en teorías ecológicas (Tabla 4, Kenchington 2014).

Tomando la recopilación de métodos de Kenchington (2014) y los estudios de determinación de M para crustáceos de Hewitt (2008), Hewitt *et al.*, 2007 y Winsland (2014) se seleccionaron 11 métodos utilizando dos criterios i) el origen del método indirecto aplicado, esto es, su sustentación teórica (Gislason *et al.*, 2010) y ii) su aplicabilidad en el contexto de crustáceos o invertebrados marinos, es decir si los patrones teóricos aplican para el caso de crustáceos.



Métodos basados en la relación entre Z y la edad máxima ($t_{m\acute{a}x}$)

Beverton y Holt (1959) establecen que el número de individuos (abundancia) está directamente influenciado por la mortalidad total (Z) que experimentan los individuos en una población, por lo que esta tasa debe controlar la longevidad sugiriendo que esta puede ser estimada sobre la máxima edad observada. Más tarde, Beverton (1963) encuentra una relación lineal entre la mortalidad total (Z), y la longevidad de los individuos ($t_{m\acute{a}x}$) para varias especies de clupeidos. En el caso de los crustáceos se utilizaron varios de los métodos basados en $t_{m\acute{a}x}$ ya que se considera que la influencia de Z sobre edad máxima es un aspecto más transversal en la modelación de especie marinas.

a) Estimador Baycliff's y Hoenig's. Kenchington (2014) señala que Bayliff (1963) utilizando regresión lineal entre Z y $t_{m\acute{a}x}$ estimó para la familia Engraulidae $Z = 6.384/t_{m\acute{a}x}$. Hoenig's toma la aproximación y la aplica a 80 poblaciones de teleosteos, 28 moluscos y 22 cetáceos, y además le adiciona un parámetro. En el caso de las poblaciones de langostino amarillo y colorado se consideró la expresión para todos los taxa combinados de Hoenig (1983) dado que este estudio se llevó a cabo con poblaciones levemente explotadas.

$$Z = \frac{4.22}{t_{m\acute{a}x}^{1.08}} [\text{año}^{-1}] \quad (1)$$

Hewitt y Hoenig (2005) tratan la estimación de $Z \approx M$, ya que la regresión llevada a cabo por Hoenig (1983) proviene de poblaciones levemente explotadas.

b) Estimador de Tanaka y Sekharan. Este estimador fue formalizado y es conocido como el método de Alagaraja (1984). A diferencia del Método de Bayliff y Hoenig, se asume que en ausencia de explotación el 1% de los individuos de un stock o población alcanzan $t_{m\acute{a}x}$. Se tiene entonces:

$$M = \frac{4.6}{t_{m\acute{a}x}} [\text{año}^{-1}] \quad (2)$$

donde 4,6 corresponde al nivel de sobrevivencia asumido (1%) equivalente a $-\ln(0,01)$. Este método también se puede encontrar en la literatura como de Quinn y Deriso (1999) (Windsland, 2014), o conocido como "la regla del dedo" (Rule of Thumb) porque asume arbitrariamente que los sobreviviente a la edad $t_{m\acute{a}x}$ alcanzan entre 1%-5% de la población (Hewitt y Hoenig 2005).

Métodos basados en otras edades

Corresponde a métodos que usan información $t_{m\acute{a}x}$ para obtener otras edades. Por lo que su sustentación teórica proviene originalmente de las observaciones de Beverton y Holt (1959).

a) Estimador de Zhang y Megrey (2006). Este método nace del método de Alverson y Carney (1975) el cual considera los cambios en el crecimiento somático, el decaimiento exponencial de la biomasa y la longevidad esperada de los individuos en la población. Sin embargo, los autores asumen un crecimiento



isométrico ($b=3$) y del tipo von Bertalanffy, donde $t_o = 0$. Zhang y Megrey (2006) relajan las asunciones de crecimiento isométrico y $t_o = 0$, formulando una expresión mas generalizada como sigue:

$$M = \frac{bK}{e^{K(t_{mb}-t_o)} - 1} [\text{año}^{-1}] \quad (3)$$

donde $t_{mb}=0,393*t_{m\acute{a}x}$ (proporción de $t_{m\acute{a}x}$), b corresponde al valor de la constante de isometría b , y t_o corresponde a la edad cuando la longitud es cercana a 0 en la ecuación de von Bertalanffy.

b) Estimador de Rikher y Efanov's. Estos autores notaron las misma relaciones básicas que Alverson y Carney (1975) y Zhang y Megrey (2006), sin embargo en vez de sugerir que t_{mb} es una proporción de $t_{m\acute{a}x}$, en realidad el término t_{mb} puede ser reemplazado por la edad de madurez (t_m) o edad al 50% de madurez en vez de usar una proporción. Así se tiene,

$$M = \frac{1,521}{t_m^{0,720}} - 0.155 [\text{año}^{-1}] \quad (4)$$

c) Primer estimador de Roff. Kenchington (2014) señala que razonando en una línea similar a los autores de los estimadores a) y d) y considerando aspectos más amplios de la historia de vida de los peces, Roff (1984) llegó a la siguiente expresión para la mortalidad natural en función de la edad de madurez (t_m)

$$M \leq \frac{3Ke^{-KT_m}}{1-e^{-KT_m}} [\text{año}^{-1}] \quad (5)$$

d) Estimador de Charnov y Berrigan. Basado en la invariante de Beverton y Holt (1959) producto $t_m \times M$, y utilizando una regresión lineal Charnov y Berrigan (1991) estiman la expectativa de vida promedio de una hembra adulta (t_a), la cual sería un 45% de t_m (edad de madurez) en peces y crustáceos (camarones) sugiriendo que $t_a = 1/M$. Hewitt *et al.* (2007) presenta el estimador de Charnov y Berrigan como sigue:

$$M = \frac{2,2}{t_m} [\text{año}^{-1}] \quad (6)$$

e) Primer estimador de Jensen (Jensen-M). Jensen (1996) explora la relación anterior (Charnov y Berrigan 1991) y nota que para peces, t_m es aproximadamente igual al punto de inflexión en la curva de von Bertalanffy en peso. Basado en estas observaciones el autor plantea un estimador para M , equivalente a

$$M = \frac{1,65}{t_m} [\text{año}^{-1}] \quad (7)$$



f) Estimador de Cubillos. Reformulando la ecuación de Alverson y Carney (1975) para estimar la edad máxima de una cohorte o edad crítica (t^*), $t^* = t_0 + \frac{1}{k} \ln \left[\frac{3K}{M} + 1 \right]$, el autor omite t_0 y se resuelve en función M . El autor realiza una estimación de t^* para 175 stock de peces, llegando a la siguiente expresión

$$M = \frac{3k(1-0,62)}{0,62} \quad [\text{año}^{-1}] \quad (8)$$

Métodos basados en las correlaciones de los rasgos de historia de vida

Una alternativa para estimar M desde los parámetros de historia de vida es usar regresiones, las que algunas veces están fundadas sobre teorías. Una de las debilidades de estos métodos es que carecen de los mecanismos de acoplamiento entre los patrones de crecimiento y mortalidad fundamentales en la dinámica de poblaciones. Más aún, estos estimadores dependen de la calidad de la información utilizada. En este tipo de estimadores, el estimador de Gislason *et al.* (2010) y Charnov *et al.* (2013), fueron elegidos debido al exhaustivo análisis de las series de datos usadas, y además debido a Hewitt (2008) plantea que el tamaño del animal parece ser un fuerte determinante de M en crustáceos.

a) Estimador de Gislason. Gislason *et al.* (2010) propone un estimador M basado en meta-análisis, realizando una rigurosa selección de las series de datos a considerar. El autor encuentra 168 series de datos que cumplen una serie de criterios para estimar M (ver Gislason *et al.* 2010) y pone a prueba la hipótesis que M escala con el tamaño corporal (l), los parámetros de crecimiento (L_∞ y k) mostrando una relación exponencial con la temperatura. Los autores encontraron que M varía con la longitud individual (l), L_∞ y k , sin embargo, la temperatura del hábitad no ofrece mejoras en la estimación de M . Así la expresión de M corresponde a:

$$\ln M_l = 0,55 - 1,61 \ln l + 1,44 \ln L_\infty + \ln k \quad [\text{año}^{-1}] \quad (9)$$

b) Estimador de Charnov (o Gislason II). Charnov *et al.* (2013), reanaliza los datos utilizados por Gislason *et al.* (2010), y muestra que los exponentes de l y L_∞ no difieren significativamente en valores absolutos uno respecto del otro, o respecto de 1.5 (Kenchinton, 2014). En relación a la constante del logaritmo el autor también señala que esta no es significativamente distinta de 0, llegando a la siguiente expresión:

$$M_l = k \left(\frac{L_\infty}{l} \right)^{1,5} \quad [\text{año}^{-1}] \quad (10)$$

c) Estimador de Jensen (Jensen-G). Si bien este estimador no es tamaño-basado, si depende de los rasgos de historia de vida. Jensen (1996) produce un segundo estimador basado en la constante de crecimiento de von Bertalanffy (k), y similar a la segunda invariante de Beverton and Holt.

$$M = 1,5k \quad [\text{año}^{-1}] \quad (11)$$



Parametrización de los modelos indirectos de M para langostino colorado y amarillo.

La **tabla 4** presenta un resumen de todos los rasgos de historia de vida de langostino amarillo y colorado utilizados en las estimaciones de M . Estas estimaciones de M para ambas especies se llevaron a cabo por sexo dada la existencia de dimorfismo sexual en su crecimiento (Arancibia *et al.*, 2005; Roa y Tapia, 1998). Para la estimación de M de langostino amarillo se utilizaron los parámetros (rasgos) de crecimiento estimados por Arancibia *et al.* (2005) y actualmente usados en la evaluación de stock del recurso (Bucarey *et al.*, 2015), y en el caso de langostino colorado se utilizaron los reportados por Roa y Tapia (1998). Importante es señalar que la evaluación de stock no considera dimorfismo sexual para el langostino colorado, y utiliza parámetros de crecimiento de Rodríguez *et al.* (1987) para los cuales no fue posible contar con ningún tipo de información de incertidumbre.

En el caso de langostino amarillo, la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy, $L(t) = L_{\infty}(1 - e^{-K(t-t_0)})$ fue utilizada tanto para estimar la edad de madurez sexual a partir de la $L_{50\%}$ (estimada en este informe) como encontrar el parámetro de crecimiento de t_0 . Para estimar este último parámetro se utilizó el valor 3,01 años (machos) y 3,06 años (hembras) (**Tabla 4**) correspondientes a la edad t_1 estimada por Arancibia *et al.* (2005). En el caso de langostino colorado la edad de madurez fue tomada directamente del estudio de Roa y Tapia (1998). En aquellos modelos de estimación de M (e.g. Zhang y Megrey, 2006) donde fue necesario disponer del coeficiente de alometría de la relación longitud peso ($W = aL^b$), se utilizó la información disponible en la evaluación de stock indirecta de langostino amarillo y colorado para obtener el parámetro b (Bucarey *et al.*, 2015). Dado que solo existen estimaciones de madurez sexual para las hembras de langostino amarillo y colorado los modelos de estimación de M que consideran la edad madurez no fueron consideradas para el caso de los machos.



Tabla 4. Parámetros de crecimiento de von Bertalanffy (L_{∞} , k , t_0) y madurez sexual en talla (L_m), y edad (t_m). Parámetros de alometría de relación longitud-peso (b). Valores entre paréntesis corresponden a los errores estándar de cada parámetro, o intervalos de confianza.

Especie		L_{∞} (cm)	k (año ⁻¹)	t_1 (año)	L_m (cm)	b	t_0 (año)
<i>Cervimunida johni</i>	Machos	52,8 (0,184)	0,151 (0,003)	3,01	---	3,088 – 3,231	-3,66
	Hembras	45,6 (0,249)	0,174 (0,003)	3,06	26,4 – 33,1	2,972 – 2,973	-2,03
	Ref.	Arancibia <i>et al.</i> , 2005	Arancibia <i>et al.</i> , 2005	Arancibia <i>et al.</i> , 2005	Este estudio	Bucarey <i>et al.</i> , 2015	a partir VB
<i>Pleuroncode s monodon</i>		L_{∞} (cm)	k (año ⁻¹)	t_1 (año)	t_m (año)	b	t_0 (año)
Norte	Machos	50,039 (0,311)	0,200 (0,002)	---	---	3,13	-0,510 (Fijo)
	Hembras	41,298 (0,369)	0,199 (0,003)	---	4,89 (4,44- 5,38)	3,13	-0,510 (Fijo)
Sur	Machos	40,783 (0,418)	0,371 (0,009)	---	---	2,81	-0,240 (0,012)
	Hembras	38,361 (0,562)	0,375 (0,012)	---	2,07 (1,84- 2,33)	2,82	-0,328 (0,019)
	Ref.	Roa y Tapia, 1998	Roa y Tapia, 1998	---	Roa y Tapia, 1998	Bucarey <i>et al.</i> , 2015	Roa y Tapia (1998)

Estimación de la Incertidumbre de M para langostino colorado y amarillo.

Kenchington (2014) evalúa el desempeño de todos los estimadores de M , concluyendo que ninguno de los métodos produce estimaciones de M exactas, y ninguno es lo suficientemente preciso para ser incorporado en evaluaciones de stock analíticas. Para dar solución a esta problemática, el autor recomienda entre otros que las estimaciones de M deben considerar sus intervalos de confianza. De esta forma la incertidumbre en las estimaciones de M fue incorporada siguiendo el método propuesto Quiroz *et al.* (2010). Así, la estimaciones de M fueron obtenidas incluyendo dos fuentes de incertidumbre: i) el error proveniente de los parámetros de historia de vida (error de rasgos) y ii) el error proveniente de los coeficientes de los modelos indirectos (error de coeficiente).

La incertidumbre fue incorporada a través del método Monte Carlo, haciendo 10.000 realizaciones los parámetros de crecimiento, madurez (en longitud y edad, según la especie), alometría, así como también los coeficientes de los modelos de estimación de M .

La incertidumbre de los parámetros de crecimiento tanto el langostino amarillo como de langostino colorado fue incorporada a través del remuestreo desde una distribución normal multivariada, que utiliza la matriz de covarianza proveniente de la estimación de los parámetros de crecimiento (Quiroz *et al.*, 2010; Wiff *et al.*, 2011). Como se señaló anteriormente, las estimaciones para ambos langostino en general carecen de la información de incertidumbre explícitamente informada ya sea en reportes técnicos y/o publicaciones, por lo cual fue necesario coleccionar parámetros que permitan la estimación de la matriz



de covarianza. En este contexto, para langostino amarillo el error estándar de los parámetros de crecimiento L_{∞} y k se obtuvieron de lo reportado por Arancibia *et al.* (2005) (**Tabla 4**). Sin embargo, en el caso del error estándar de t_0 (parámetro resuelto en este trabajo) se utilizó un valor de 0,2 dado que el parámetro no fue reportado en Arancibia *et al.* (2005).

Para el langostino colorado la incertidumbre de los parámetros de crecimiento (error estándar de L_{∞} , k y t_0) fue tomada desde el estudio Roa y Tapia (1998). Para construir la matriz de covarianza es necesario contar al menos con la matriz de correlación, la cual se asumió equivalente a lo estimado en la sección de edad de este informe, esto para ambas especies. Para el caso del remuestro de la madurez y del parámetro de alometría b en ambos casos se asumió una distribución uniforme. La incertidumbre de la madurez en el caso de langostino amarillo fue obtenida desde la sección de madurez en este reporte, en el caso del langostino colorado desde Roa y Tapia (1998). Para el caso del parámetro de alometría (Tabla 4) en ambas especies se estimó a partir de la información disponible en la evaluación de stock (Bucarey *et al.*, 2015).

El remuestreo de los coeficientes de los modelos se llevó a cabo asumiendo distintas distribuciones de probabilidad (**Tabla 5**) dependiendo de la forma del modelo de estimación de M . En algunos casos fue posible disponer de la incertidumbre (error, o intervalo de confianza) de los coeficientes de los modelos (**Tabla 5**), e.g. Gislason *et al.* (2010), sin embargo, en otros casos no fue posible asumiendo una variación del 20% siguiendo la recomendación en Quiroz *et al.* (2010).



Tabla 5. Métodos de estimación de M aplicados a langostino amarillo y colorado, coeficientes de variación asumidos (CV) y distribuciones de probabilidad usadas en el remuestreo coeficientes de los modelos (DP). M_L indica que la estimación de M es tamaño-variante.

Método	Modelo	Coef.	CV	Ref. para CV	DP
Hoenig (1983)	$\log(M) = \alpha_1 - \beta_1 \log(a_{\max})$	$\alpha_1=1,44$ $\beta_1=0,98$ 2	0,2 0,2	a a	Lognormal Lognormal
Tanaka (1960) - Sekharan (1975)	$M = -\ln(P) / a_{\max}$	$P=0,01$	0,2	a	Normal
Zhang y Megrey (2006)	$M = (bk) / (\exp(k \cdot \alpha_2 \cdot a_{\max}) - 1)$	$\alpha_2=0,39$ 3	0,2	a	Normal
Cubillos (2003)	$M = (3k) (1 - \alpha_3) / \alpha_3$	$\alpha_3=0,62$	0,214	Cubillos 2003	Lognormal
Jensen (1996)	$M = \alpha_4 \cdot k$	$\alpha_4=1,52$ 1	0,2	a	Lognormal
Rikhter y Efanov (1976)	$M = \alpha_5 / (a_m)^{\beta_2} - \gamma_1$	$\alpha_5=1,52$ 1	0,22	Quiroz <i>et al.</i> , 2010	Lognormal
		$\beta_2=0,72$	0,22	Quiroz <i>et al.</i> , 2010	Lognormal
		$\gamma_1=0,15$ 5	0,22	Quiroz <i>et al.</i> , 2010	Lognormal
Roff (1984)	$M = \alpha_6 \cdot k \cdot \exp(-k \cdot a_m) / 1 - \exp(-k \cdot a_m)$	$\alpha_6=3$	0,2	a	Lognormal
Charnov y Berrigan (1990)	$M = \alpha_7 / a_m$	$\alpha_7=2,2$	0,2	a	Lognormal
Jensen-M (1996)	$M = \alpha_8 \cdot k$	$\alpha_8=1,65$	0,2	a	Lognormal
Gislason <i>et al.</i> (2010)	$\ln(M_L) = \alpha_9 - \beta_3 \ln(L) + \gamma_2$ $\ln(L_\infty) + \ln K$	$\alpha_9=0,55$	[-0,02, 1, 12]	Gislason <i>et al.</i> , 2010	Normal truncada
		$\beta_3=1,61$	[-1,61, - 1,34]	Gislason <i>et al.</i> , 2010	Normal truncada
		$\gamma_2=1,44$	[1,21, 1,67]	Gislason <i>et al.</i> , 2010	Normal truncada
Charnov <i>et al.</i> (2012)	$M_L = k (L_\infty / L)^{\alpha_{10}}$	$\alpha_{10}=1,5$	0,2	a	Lognormal

*a=valor asumido



3.6.3 Talla media de primera madurez

La proporción de madurez a la talla fue estimada para cada zona mediante un Modelo Lineal Generalizado (GLM). Se estimó dos ojivas para cada zona, una utilizando datos acumulados de los cruceros de investigación correspondiente a los años 2006-2007, 2011-2012 y 2014, y otra estimación usando la información del presente crucero 2015. La proporción madura modelada para cada zona i describe como:

$$p(lc) = \frac{1}{1 + e^{(\beta_1 + \beta_2 * lc)}}$$

donde β_1 y β_2 son parámetros de intercepto y pendiente, respectivamente.

La talla media de madurez (L_{50}) es definida como la talla a la cual el 50% de las hembras son ovíferas. Así, calculando $p(lc)=0.5$, tenemos que L_{50} se define como:

$$L_{50} = -\frac{\beta_1}{\beta_2}$$

Los coeficientes que definen la proporción madura fueron estimados usando máxima verosimilitud y asumiendo una distribución binomial del error por la naturaleza de la data de madurez (Welch y Foucher, 1988). La incertidumbre en la ojiva de madurez fue incorporada usando re-muestreo paramétrico (Monte Carlo), siguiendo las recomendaciones en Roa *et al.* (1999). La bondad de ajuste fue evaluada usando la prueba (HL) sugerida por Hosmer y Lemeshow (1989). Para la comparación de la ojiva de madurez entre área o unidad de pesquería se usó la prueba de Wald.

3.6.4 Fecundidad

En ambas especies de langostinos se analizó una comparación espacial del aporte reproductivo entre la zona centro-norte y centro-sur. El método gravimétrico fue aplicado para determinar la fecundidad de acuerdo a Tuset *et al.* (2011). En este análisis se recolectaron las hembras maduras con huevos en estado de desarrollo embrionario 1 o 2. En langostino amarillo se analizaron en total 87 y 101 hembras de la zona centro-norte y centro-sur, respectivamente, mientras que en el langostino colorado fueron 78 para la zona centro-norte y 100 hembras de centro-sur. En cada ejemplar se obtuvo una submuestra desde la masa de huevos separada de los pleópodos y con peso conocido (0,0001 g). El peso de la submuestra representó en promedio el 5% del peso total de la masa ovífera. Además, se tomó en cuenta la representatividad del rango de tamaños de la longitud cefalotorácico de la fracción parental.



4. RESULTADOS

4.1. Resultados generales

4.1.1 Crucero de evaluación directa

El crucero de evaluación se llevó a cabo entre el 10 de mayo y 18 de julio de 2016. Un total de 607 lances de arrastre fueron realizados con fines de evaluación, en los cuales se realizó identificación y cuantificación de captura con fines de estimación de biomasa y abundancia. Además, se realizaron 39 lances adicionales para delimitar focos de abundancia al interior del área de estudio y hacia el norte de los 25°30'S.

Por región administrativa, el número de lances de evaluación realizados fue: 18 lances en la región de Antofagasta, 69 en la región de Atacama, 140 en la región de Coquimbo, 101 en la región de Valparaíso, 35 en la región de O'Higgins, 83 en la región del Maule y 161 en la región del Biobío. Por embarcación, la cantidad de lances realizados fue: 227 lances la L/M Trauwün I, 152 el PAM Don Stefan y 228 el PAM Altair I (**Tabla 6**). En 548 lances de pesca (90,3%) se obtuvo captura positiva ya sea de langostino amarillo y/o de langostino colorado. Desglosando por especie, en 391 lances de pesca se capturó langostino amarillo (64,4%) y en 406 langostino colorado (66,9%) (**Tabla 6**).

Tabla 6. Número de lances de evaluación, por región administrativa durante el crucero de evaluación directa. Entre paréntesis, la embarcación que realizó dichos lances. TR: Trauwün I, DS: Don Stefan, AL: Altair I.

Región	Número de lances	Lances positivos según especie objetivo	
		Langostino amarillo	Langostino colorado
II	18 (TR)	1	12
III	69 (TR)	30	52
IV	140 (TR)	127	85
V	101 (DS)	91	50
VI	35 (DS)	28	23
VII	16 (DS)	6	9
VII	67 (AL)	18	48
VIII	161 (AL)	90	127



Se registró presencia de langostino amarillo entre los 26°S y 36°55'S, de manera discontinua, en focos de abundancia de tamaños disímiles (**Fig. 4**). En términos de distribución batimétrica, se registró presencia de esta especie entre 102 y 365 m de profundidad, no obstante, existen diferencias por regiones. En la III y IV regiones la distribución del recurso es más profunda (125-365 m), y en un rango más amplio respecto a las regiones V, VI, VII y VIII. En la VI región la distribución estuvo acotada al rango entre 160 y 225 m (**Tabla 7**).

Tabla 7. Número de lances con captura de langostino amarillo según rango de profundidad.

Rango profundidad	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
80-100							
100-120							13
120-140			7	4		1	24
140-160		1	16	15		7	12
160-180		3	16	26	3	9	18
180-200		4	20	21	11	4	14
200-220		2	15	9	13	3	7
220-240		5	19	11	1		2
240-260		5	13	4			
260-280		2	7				
280-300		2	7	1			
300-320		2	4				
320-340	1	1					
340-360		2	3				
360-380		1					
380-400							
420-440							

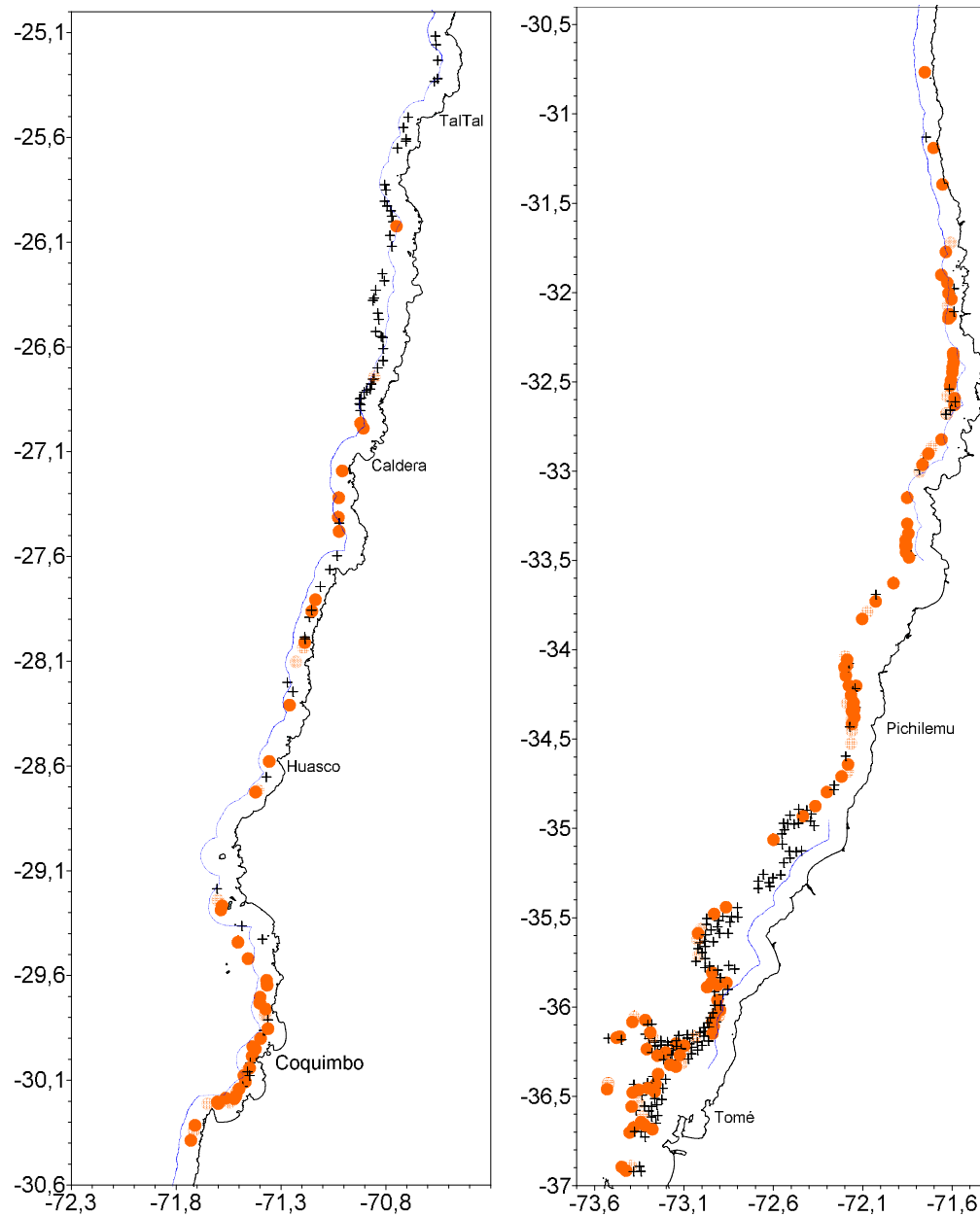


Figura 4. Posición de lances de pesca llevados a cabo durante la ejecución del crucero de evaluación. En anaranjado se muestran los lances con captura de langostino amarillo. En negro se muestran los lances sin captura de langostino amarillo. La línea azul indica el límite del Área de Reserva Artesanal (ARPA).



Por su parte, se registró presencia de langostino colorado entre los 25°30'S y 36°57'S, observándose zonas con marcada continuidad de las agregaciones y focos de abundancia de tamaños diferentes en el área de distribución (**Fig. 5**). El langostino colorado se capturó preferentemente (97%) entre 100 y 340 m de profundidad, con un rango batimétrico más amplio hacia el norte (II a IV regiones), llegando a mayores profundidades en comparación al área sur (V a VIII regiones). En particular, en la II región la presencia de este recurso se registró entre 245 y 355 m de profundidad, mientras que en la III y IV regiones el rango fue amplio entre 125 y 370 m. Hacia el sur el rango de distribución batimétrica fue más estrecho, siendo muy acotado en la VI región entre 160 y 220 m. En la VII región fue posible muestrear la distribución del recurso entre 100 y 220 m (**Tabla 8**).

Tabla 8. Número de lances con captura de langostino colorado según rango de profundidad.

Rango profundidad	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
80-100						1	
100-120						6	41
120-140			9	3		9	46
140-160		1	9	10		21	12
160-180		3	15	11	5	14	18
180-200		3	14	8	11	3	6
200-220		5	11	8	7	3	4
220-240		2	10	6			
240-260	1	7	8	4			
260-280		5	3				
280-300	2	4	3				
300-320	3	7	1				
320-340	4	8					
340-360	2	6	2				
360-380		1					
380-400							
420-440							

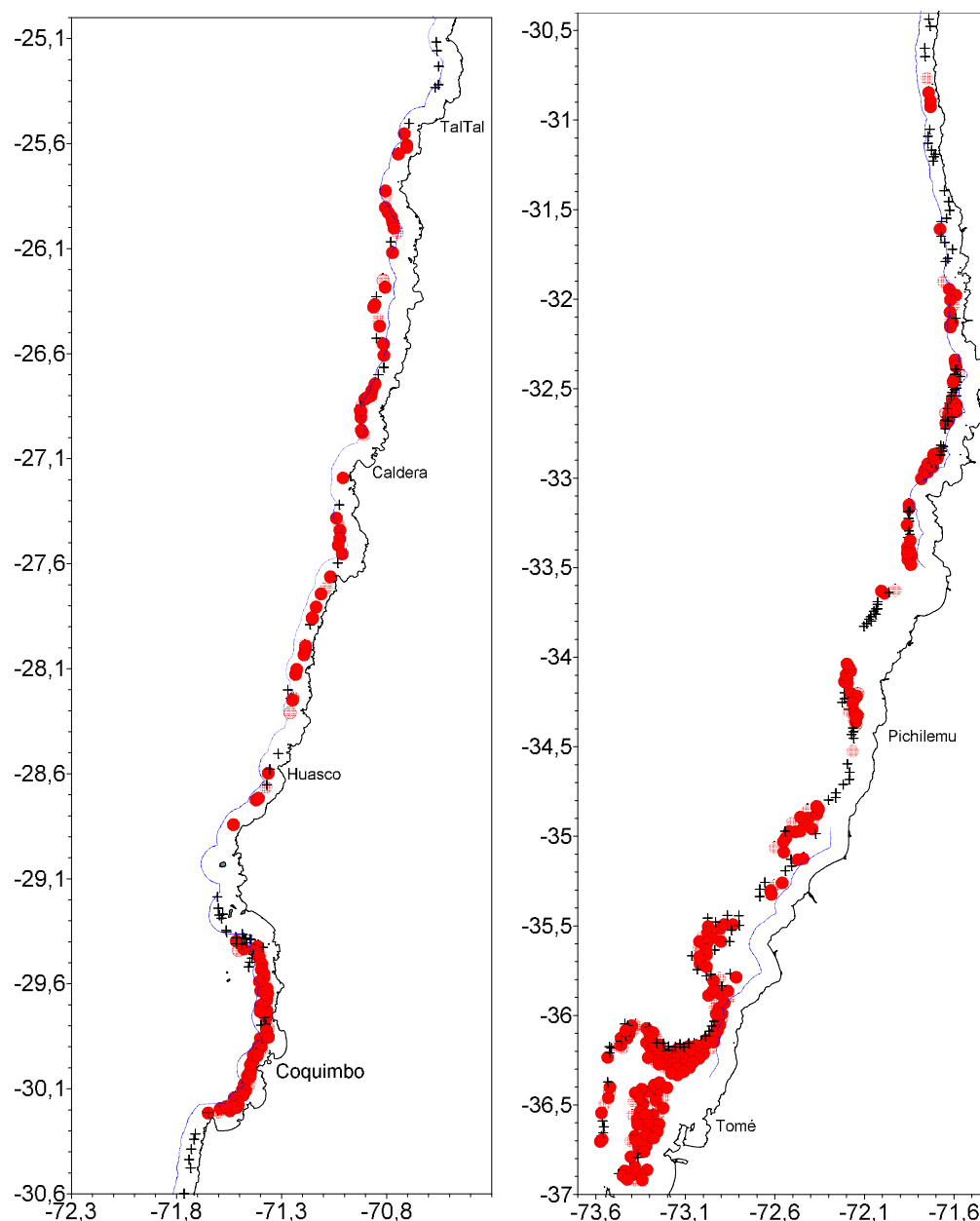


Figura 5. Posición de lances de pesca llevados a cabo durante la ejecución del crucero de evaluación. En rojo se muestran los lances con captura de langostino colorado. En negro se muestran los lances sin captura de langostino colorado. La línea azul indica el límite del Área de Reserva Artesanal (ARPA).



4.1.2 Desempeño de los artes de pesca usados en la evaluación

Para monitorear el desempeño de las redes de arrastre usadas para capturar las especies objetivo del estudio se emplearon sensores de abertura de punta de alas (APA) y de contacto con el fondo (BCS). Igualmente, se utilizaron registradores de posición geográfica (data logger GPS) a partir de los cuales se verifica la posición del lance y es posible obtener la velocidad instantánea en el lance. La profundidad del lance fue obtenida por ecosonda, mientras que las condiciones ambientales correspondieron a las variables altura de ola (estimación visual del patrón), velocidad del viento (medición por anemómetro portátil) y escala Beaufort (estimación visual del patrón). El 88% de los lances contó con sensor de contacto de fondo y 19% de los lances con sensor de abertura de punta de alas. El resumen de las principales variables usadas en los análisis se presenta en la **tabla 9**.

Tabla 9. Resumen de las variables dependientes e independientes usadas en el análisis para la estimación de APA en lances no instrumentados. DE: desviación estándar. CV: coeficiente de variación (%).

Variable	Promedio	Mínimo	Máximo	DE	CV (%)
Profundidad de arrastre (m)	250,3	102	398	91,1	36,4
Velocidad de arrastre (nudos)	1,98	1,50	2,61	0,19	9,4
Escala Beaufort	1,84	0	6	1,54	43,5
Velocidad del viento (nudos)	8,11	0	23,8	5,50	54,9
Dirección del lance (°)	186	7	355	84,3	45,1
Longitud del cable de cala (m)	514,2	200	700	149,3	29,0
Relación de aspecto (cable/prof.)	2,10	1,64	2,64	0,24	11,3
APA observada (m)	13,39	10,05	18,09	1,92	14,3
% de registros anómalos de contacto	5,1	0,1	25,3	4,7	42,3

La abertura de punta de alas promedio en lances instrumentados correspondió a 12,3, 13,4 y 15,8 m para las redes de arrastre de las naves L/M Trauwün I, PAM Don Stefan y PAM Altair I, respectivamente (**Fig. 6; Tabla 10**). Para los lances restantes que no estuvieron instrumentados con sensor (n=495 lances), la APA se estimó a partir de un modelo lineal generalizado cuyos coeficientes fueron estimados por nave.

Las variables relación cable-profundidad, altura de ola y profundidad de arrastre fueron significativas en las tres naves, mientras que la variable velocidad de arrastre fue significativa para las naves Trauwün I y Altair I. La variable velocidad del viento fue significativa sólo para la nave Don Stefan (**Figs. 7 a 9; Tabla 11**). A partir de los coeficientes estimados, el valor de APA en los lances no instrumentados correspondió a 12,5, 13,1 y 15,8 m, respectivamente (**Tabla 11**). La devianza explicada por los modelos fluctuó entre 28,5 y 43,2% (**Tabla 11**).



Tabla 10. APA media observada en lances instrumentados y APA media estimada en lances no instrumentados para cada nave que participó en el crucero. *falta en equipo obligó a usar mediciones realizadas en 2015.

Nave	Lances instrumentados			Lances no instrumentados		
	n	APA media observada (m)	Desviación estándar (m)	n	APA media estimada (m)	Desviación estándar (m)
Trauwün I	51	12,3	0,98	176	12,5	0,20
Don Stefan	-	13,4*	1,01*	154	13,1	0,32
Altair I	63	15,8	0,93	165	15,8	0,21

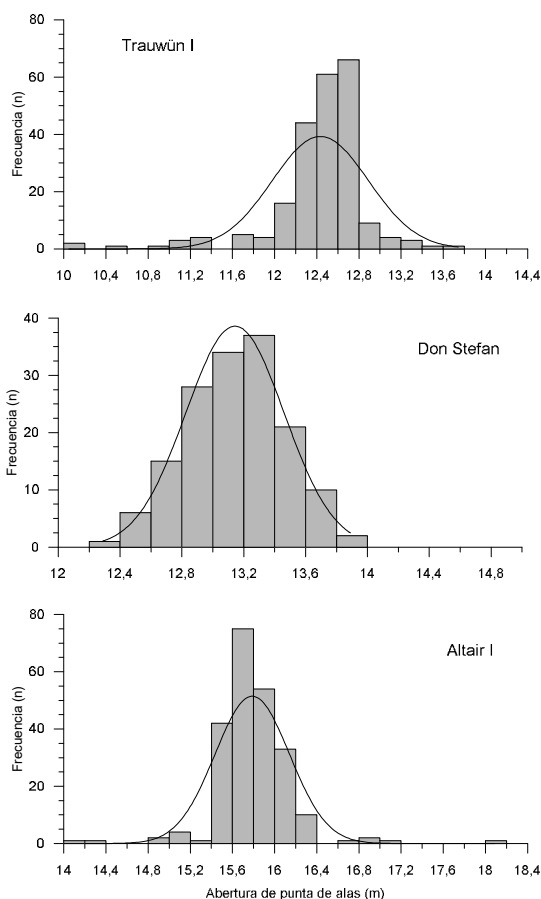


Figura 6. Distribución de frecuencias porcentuales de apertura de punta de alas (APA) de las redes de arrastre usadas en la evaluación directa.



Tabla 11. Coeficientes de los modelos lineales generalizados (GLM) estimados para cada nave participante en la evaluación directa. ns: no significativa.

Variable	Trauwün I	Don Stefan	Altair I
Intercepto	14,04	19,44	18,21
Longitud de cable de cala (LCC)	ns	ns	ns
Relación cable-profundidad (RELAC)	0,785	-1,301	-0,773
Altura de ola (OLA)	-0,165	-0,931	0,318
Profundidad (PROF)	-0,002	-0,006	0,007
Velocidad del viento (VTO)	ns	-0,047	ns
Velocidad de arrastre (VELOC)	-1,340	ns	-1,038
Devianza explicada (%)	34,7	28,5	43,2

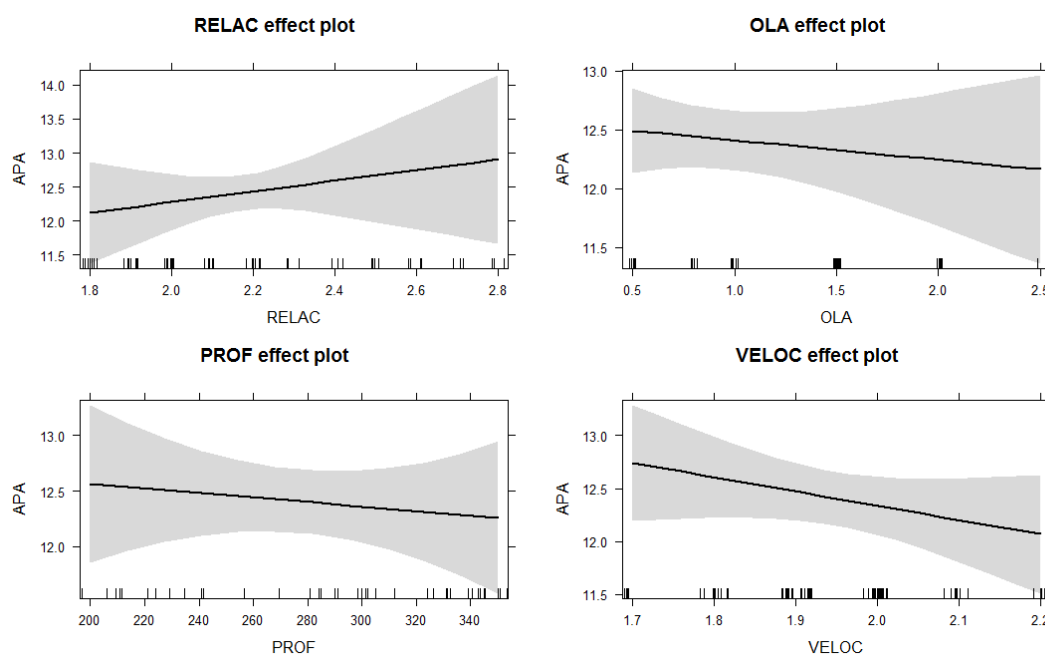


Figura 7. Efecto de las variables relación cable-profundidad (RELAC), altura de la ola (OLA), profundidad de arrastre (PROF) y velocidad de arrastre (VELOC) sobre la apertura de alas en la L/M Trauwün I obtenida mediante GLM.

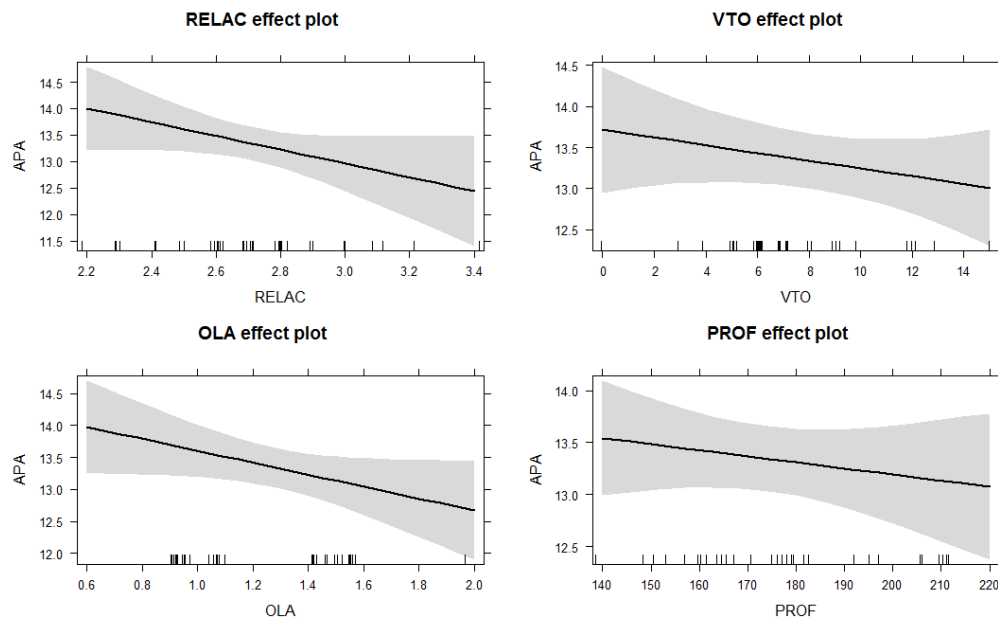


Figura 8. Efecto de las variables relación cable-profundidad (RELAC), velocidad del viento (VTO), altura de ola (OLA) y profundidad de arrastre (PROF) sobre la abertura de alas en el PAM Don Stefan obtenida mediante GLM.

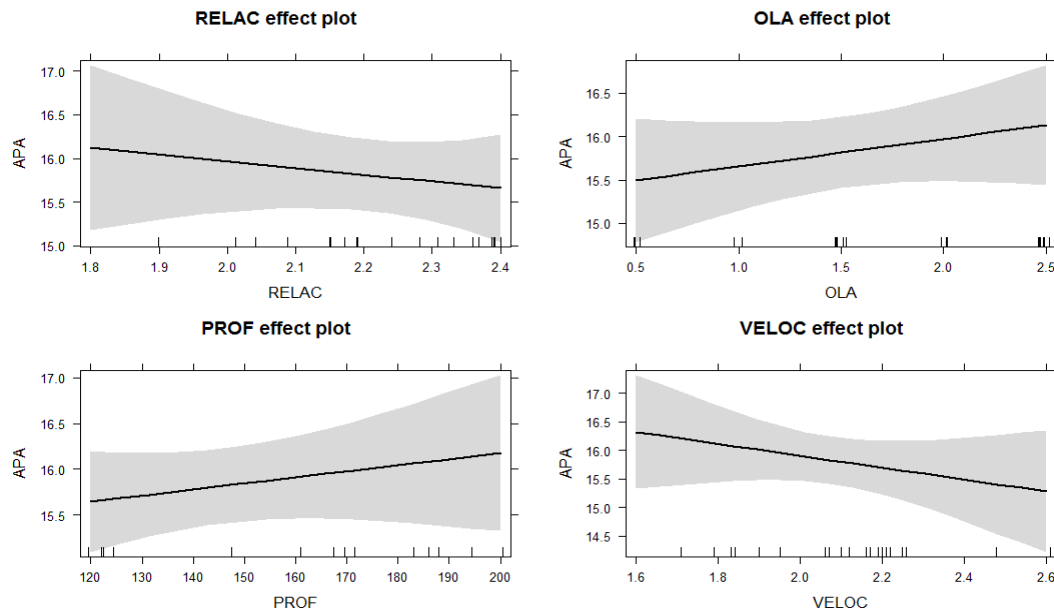


Figura 9. Efecto de las variables relación cable-profundidad (RELAC), altura de la ola (OLA), profundidad de arrastre (PROF) y velocidad de arrastre (VELOC) sobre la abertura de alas en el PAM Altair I obtenida mediante GLM.



4.1.3 Medición de tamaños y pesos

A partir de los lances realizados, se midió un total de 66.220 individuos. De dicho total, 26.228 ejemplares correspondieron a la especie langostino amarillo y 39.992 a langostino colorado (**Tablas 12 y 13**). En el caso de langostino amarillo se registró en la muestra 18.112 machos, 2.526 hembras no portadoras y 5.590 hembras ovíferas o portadoras (**Tabla 12**). En langostino colorado, 18.761 correspondieron a machos, 4.631 hembras no portadoras y 16.600 hembras ovíferas o portadoras (**Tabla 13**). Para el ajuste de la relación talla-peso a nivel regional, la muestra estuvo compuesta por 3.310 ejemplares de langostino amarillo y 6.296 de langostino colorado.

Tabla 12. Número de ejemplares muestreados de langostino amarillo por sexo y región, entre las Regiones de Antofagasta y del Biobío, año 2016.

	Machos	Hembras	Hembras ovíferas	Totales
III	2.239	127	379	2.745
IV	5.067	544	2.518	8.129
V	5.161	183	1.671	7.015
VI	1.539	82	48	1.669
VII	836	110	448	1.394
VIII	3.270	1.480	526	5.276
Total	18.112	2.526	5.590	26.228

Tabla 13. Número de ejemplares muestreados de langostino colorado por sexo y región, entre las Regiones de Antofagasta y del Biobío, año 2016.

	Machos	Hembras	Hembras ovíferas	Totales
II	1.005	157	799	1.961
III	3.554	795	1.881	6.230
IV	3.010	366	2.013	5.389
V	669	342	3.354	4.365
VI	814	86	1.686	2.586
VII	3.485	426	3.775	7.686
VIII	6.224	2.459	3.092	11.775
Total	18.761	4.631	16.600	39.992



Durante el proceso de muestreo se caracterizaron las tallas por focos de distribuci3n de cada especie objetivo. En el caso del langostino amarillo, los tama1os de muestra por foco fluctuaron entre 585 y 6.297 ejemplares (**Tabla 14**), mientras que en el caso de langostino colorado el tama1o de muestra fluctu3 entre 327 y 6.006 ejemplares (**Tabla 15**).

Tabla 14. N1mero de ejemplares muestreados de langostino amarillo seg1n regi3n y foco.

Regi3n	Foco	Tama1o de muestra
III	1	2.745
	2	6.297
IV	3	902
	4	930
	5	2.674
V	6	1.957
	7	1.320
	8	1.064
	9	1.669
VI	9	809
VII	10	585
	10	756
VIII	11	2.368
	12	1.188
	13	964
	13	964

**Tabla 15.** Número de ejemplares muestreados de langostino colorado según región y foco.

Región	Foco	Tamaño de muestra
II	1	1.961
III	1	3.760
	2	1.965
IV	3	4.651
	4	638
V	5	1.144
	6	1.431
	7	1.626
VI	8	2.432
VII	9	3.041
	10	4.486
VIII	10	6.006
	11	790
	12	327
	13	3.380
	14	1.272

4.1.4 Composición de tamaños de merluza común

Se registró la longitud total (LT) de 6.652 ejemplares de merluza común capturados durante los lances de evaluación directa de las especies objetivo. El 50,1% fueron machos y el 49,9% hembras. Los machos y hembras muestreados tuvieron tallas promedio de 28,2 y 29,8 cm LT, respectivamente (**Tabla 16; Fig. 10**).

Tabla 16. Estadígrafos del muestreo de tallas de merluza común capturada durante el crucero de evaluación.

	Machos	Hembras	Total
N	3.335	3.317	6.652
Rango (cm)	13-46	13-65	13-65
Moda (cm)	24	24	24
Media (cm)	28,2	29,8	29,0
Desviación estándar (cm)	4,8	8,0	6,6
CV (%)	17,0	26,9	22,9

Entre la IV y VI regiones destaca la presencia de machos entre 20 y 35 cm LT, con una moda principal en 24-25 cm. En estas regiones también se observa un grupo de ejemplares macho menos representativo y de tamaños entre 12 y 17 cm (**Fig. 10**). Hacia el sur en tanto, el tamaño de los machos aumenta,

ubicándose entre 21 y 46 cm LT, con una moda principal en 33-34 cm y una secundaria en 24-25 cm. En hembras se observa un patrón similar, con ejemplares de menor tamaño entre las regiones IV y VI, y de mayor tamaño en la VII y VIII regiones. En esta última zona, las hembras presentaron tamaños entre 22 y 65 cm LT, mostrando una moda principal en 36-37 y una secundaria en 25-27 (Fig. 10).

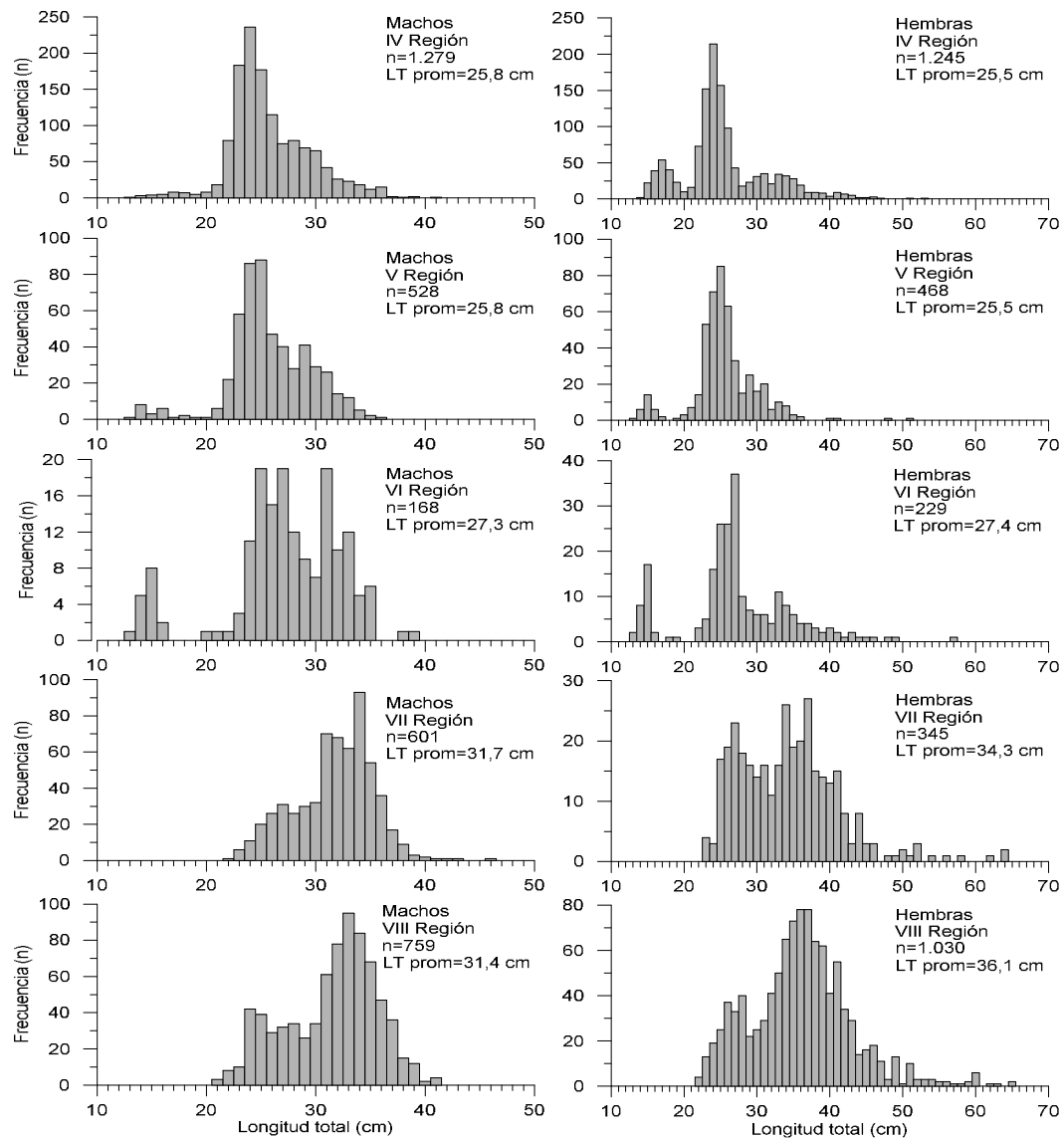


Figura 10. Distribución de frecuencia de tallas de los ejemplares muestreados de merluza común según sexo y región.



4.1.5 Talleres de coordinación y de difusión y discusión de resultados

El taller de coordinación, al inicio del proyecto, fue realizado el 25 de mayo de 2016. De dicha instancia participaron los Sr. Sergio Lillo (IFOP) y los Sres. Dante Queirolo (PUCV) y Mauricio Ahumada.

En tanto el Taller de difusión y discusión de resultados, se llevó a cabo el 28 de febrero de 2017 en dependencias de la Escuela de Ciencias del Mar. Universidad Católica de Valparaíso. Asistieron en total 18 personas, incluyendo a investigadores, usuarios de la Pesquería y Sectorialistas de SUBPESCA (Fig. 11).

Durante el taller, el Sr. Dante Queirolo expuso acerca de los resultados operacionales del crucero de evaluación directa, estimación de abertura punta de alas y resultados de fauna acompañante. En su presentación indicó la cobertura de muestreo (número de lances) en la zona de prospección, indicando los porcentajes de éxito en la captura de los recursos objetivo, la existencia de diferencias en las estimaciones medias de abertura punta de alas entre naves participantes, así como la composición de la fauna asociada y su análisis comunitario asociado. Igualmente expuso los resultados de la estimación del parámetro de mortalidad natural, indicando sus diferencias respecto de los parámetros actualmente utilizados en la evaluación indirecta de ambos recursos.

El Sr. Mauricio Ahumada dio a conocer resultados relativos a la distribución de los recursos objetivo, limitantes asociadas al diseño de muestreo, sugerencias de mejoramiento de los cruceros de evaluación, tendencia de biomasa y estimación de biomasa por métodos alternativos: geoestadística basada en verosimilitud y estadística bayesiana. Se destacó la existencia de dos períodos bien diferenciados de mayor y menor biomasa vulnerable estimada en ambas especies de langostino, su recurrente distribución por parches en el área de distribución, así como ventajas y diferencias en la estimación mediante los métodos alternativos ya indicados.

El Sr. Pedro Apablaza expuso acerca de la estimación de biomasa vulnerable mediante geoestadística intrínseca. Para ello, dio a conocer el proceso y resultados de la estimación de variogramas por Zona de Análisis Geoestadístico (ZAG), interpolación por kriging e intervalos de confianza asociados.

El Sr. Freddy López dio a conocer los resultados del análisis de parámetros de crecimiento en ambos recursos objetivo. En su exposición indicó los inconvenientes y alternativas al supuesto de distribución gaussiana de los grupos de edad, estimados a partir de las estructuras de tallas de los crustáceos objetivo. Igualmente, dio a conocer los problemas asociados a los ajustes de la función de von Bertalanffy derivados del establecimiento de supuestos de número de grupos de edad fijos, en especial en el langostino amarillo, siendo crítico del supuesto de once grupos de edad para dicho recurso.



Evaluación directa de langostino amarillo y langostino colorado entre la II y VIII
Regiones, año 2016



Taller de difusión de resultados

Lista Participantes

Fecha

28/02/2017

Nombre	Institucion	firma
José Avila Cusba	PUCV	[Signature]
Enzo Acuña S.	UCN	[Signature]
Andrés Quintanilla G.	AIP, Propuesta Quintanilla	[Signature]
Carla Felcón Simondelli	Minercon	[Signature]
Amador Chum	Blum	[Signature]
Stefan Koper	Pesquera Quintanilla S.A.	[Signature]
Alejandro Farias	CHADOMAS	[Signature]
Freddy Omar López Q.		[Signature]
Alejandro Karsied	SDR	[Signature]
Travisca Salinas V.	ESPA	[Signature]
Marcia Tomazari C.	PUCV	[Signature]
Diana Patricia Parraga Velandia	IFOP	[Signature]
Sergio Lillo V	IFOP	[Signature]
Mauricio Almaraz E.	PUCV	[Signature]
Pablo Anshlaza B.	PUCV	[Signature]
Carolina Lang A.	IFOP	[Signature]
José Alexander S.	PUCV	[Signature]
Dante Quirós P.	PUCV	[Signature]

Figura 11. Lista de asistentes al taller de difusión y discusión de resultados.



4.2 OBJETIVO 1. Determinar la distribución espacial de los recursos langostino amarillo y langostino colorado, en el área de estudio

4.2.1 Langostino amarillo

Durante el crucero, el langostino amarillo fue capturado entre los 26°13'S y los 36°54'S, entre 103 y 365 m de profundidad. Su distribución latitudinal presentó discontinuidad en gran parte debido a la presencia de cañones submarinos (de San Antonio, Biobío, Aconcagua, otros), presencia de zonas no rastreables (Región del Maule, del Biobío), estrechamiento de la plataforma continental (Región de Atacama al norte) y probable presencia en el interior del Área de Reserva Artesanal en zonas no autorizadas para llevar a cabo la prospección (secciones de la Región de Valparaíso). Los lances con mayor abundancia de langostino amarillo se obtuvieron en fondos localizados en la rada de Coquimbo, en la zona centro-norte de la Región de Valparaíso y en el borde externo de la plataforma de la Región del Biobío (**Fig. 12 y 13**).

Respecto del análisis espacial mediante geoestadística, fue posible ajustar los datos sin transformación en el caso de la ZAG 3, mientras que en las ZAG 1 y 2, se empleó un valor de lambda (para la transformación Box-Cox) que correspondió a -0,36 y 0,169, respectivamente (conforme a la librería MASS de R). En términos de variogramas teóricos, se emplearon variogramas clásicos en las ZAG1 y ZAG3 en tanto un variograma robusto en la ZAG 2 (**Fig. 14; Tabla 17**). Mediante validación cruzada, se determinó que el modelo gaussiano para la ZAG 1, el modelo esférico para la ZAG 2 y el modelo exponencial para la ZAG3, presentaron el menor cuadrado medio del error (CME) de predicción por kriging (**Tablas 18 y 19**).

Tabla 17. Parámetros de los modelos de variogramas por ZAG de los datos de langostino amarillo.

Parámetros	ZAG	Modelo		
Modelo	1	Esférico	Gaussiano	Exponencial
Nugget	1	0,6	0,6	0,6
Sill parcial	1	0,4	0,4	0,6
Rango (m)	1	92.551,6	84.478,9	289.223,5
%sill	1	59,2	61,8	48,0
Modelo	2	Esférico	Gaussiano	Exponencial
Nugget	2	62,2	63,6	65,2
Sill parcial	2	21,8	20,5	22,5
Rango (m)	2	15516,0	12.436,5	36.818,6
%sill	2	74,0	75,6	74,3
Modelo	3	Esférico	Gaussiano	Exponencial
Nugget	3	8,15E+07	8,99E+07	7,90E+07
Sill parcial	3	8,75E+07	7,50E+07	8,75E+07
Rango (m)	3	41.630,4	33.612,74	39.214,3
%sill	3	48,2	54,5	47,4



Tabla 18. Resultados de la validación cruzada por ZAG y modelo de variograma teórico en langostino amarillo.

Característica	ZAG	Esférico	Gaussiano	Exponencial
MEP	Z1	0,004	0,003	0,004
Des Est EP	Z1	0,822	0,809	0,814
CME	Z1	0,676	0,654	0,663
MEP	Z2	-0,016	-0,017	-0,017
Des Est EP	Z2	8,6	8,7	8,7
CME	Z2	74,755	74,915	75,383
MEP	Z3	-21,2	-14,4	24,8
Des Est EP	Z3	10.735	10.893	10.640
CME	Z3	115.242.092	118.657.142	113.202.074

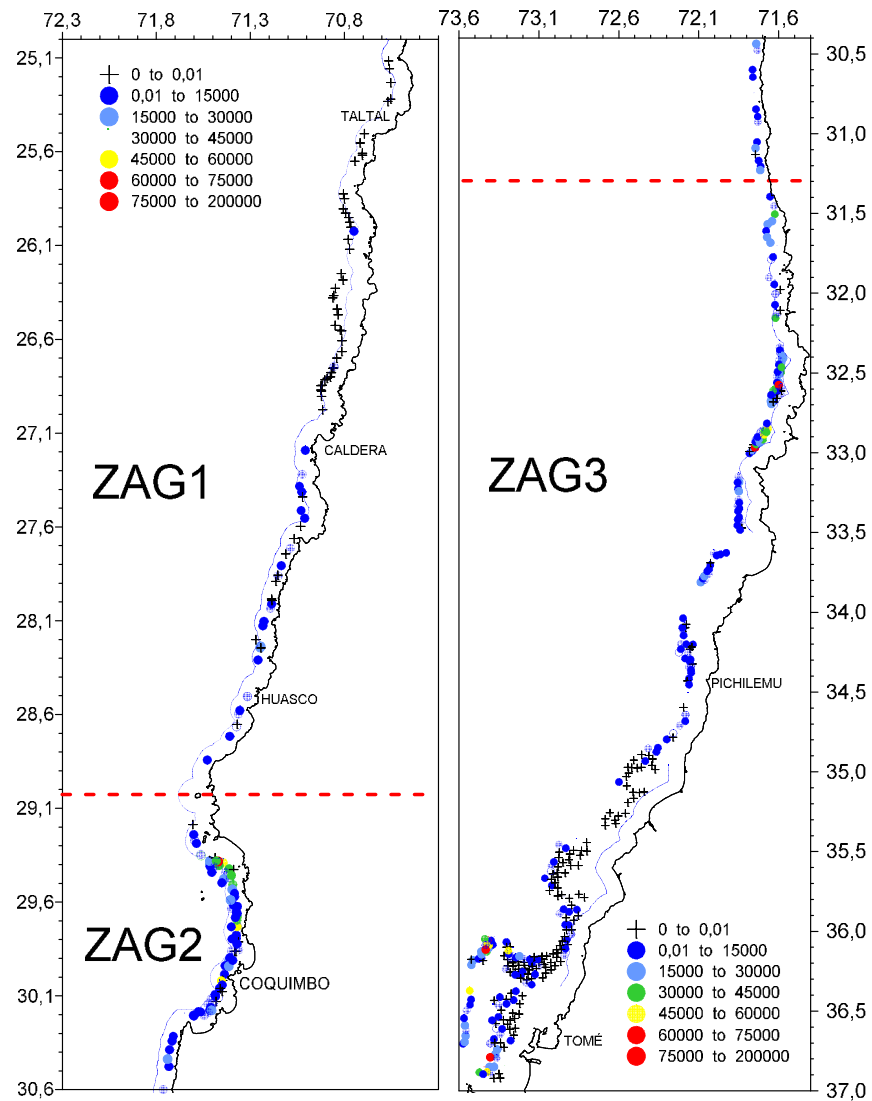


Figura 12. Distribución espacial de la CUA de langostino amarillo (kg/km²).

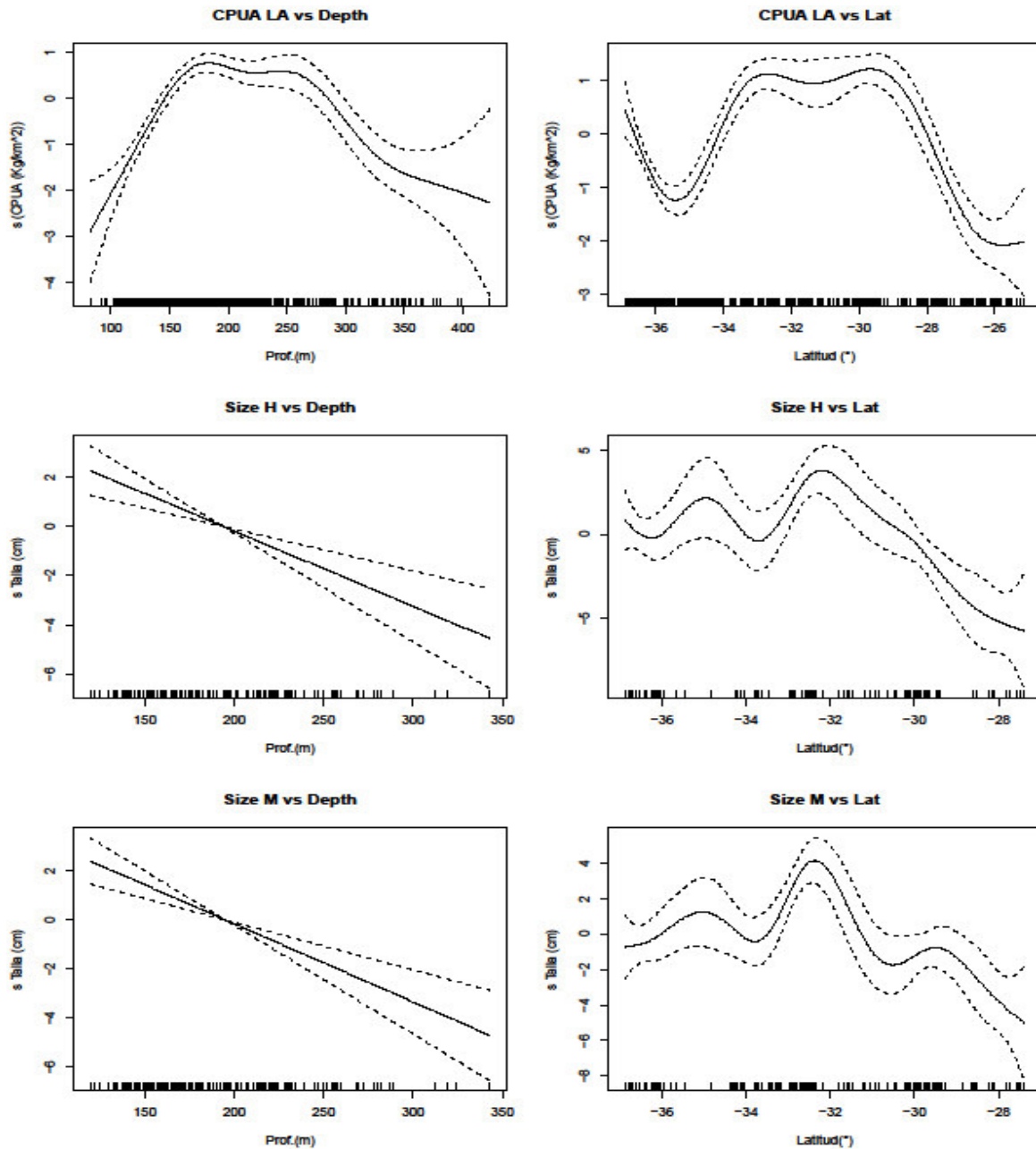


Figura 13. Resultados de la modelación GAM de las relaciones funcionales entre la densidad ($\log \text{CPUE} + 1$) (kg/km^2), y la longitud cefalotorácica (mm) en hembras (H) y machos (M) con los predictores profundidad, latitud y longitud. Langostino amarillo.



Tabla 19. Resultados de la modelación GAM entre log (CPUA+1) (kg/km²), y la longitud cefalotórax (mm) en hembras (H) y machos (M) con las variables predictoras, porcentaje de la devianza explicada, valor P y el criterio AIC. Las celdas resaltadas en gris muestran las variables que mejor predicen la modelación con la CPUA y tallas de langostino amarillo.

Característica	Profundidad (m)			Latitud (°)			Longitud (°)		
	Dev. Expl. (%)	Valor P	AIC	Dev. Expl. (%)	Valor P	AIC	Dev. Expl. (%)	Valor P	AIC
log (CPUA+1) (kg/km ²)	24,000	0,000	2272,935	34,000	0,000	2.190,870	42,000	0,000	2.113,203
LC (mm) Hembras	14,000	0,000	692,1641	38,500	0,000	662,7921	35,600	0,000	664,7062
LC (mm) Machos	14,100	0,000	870,2659	31,400	0,000	847,8708	26,100	0,000	856,5736

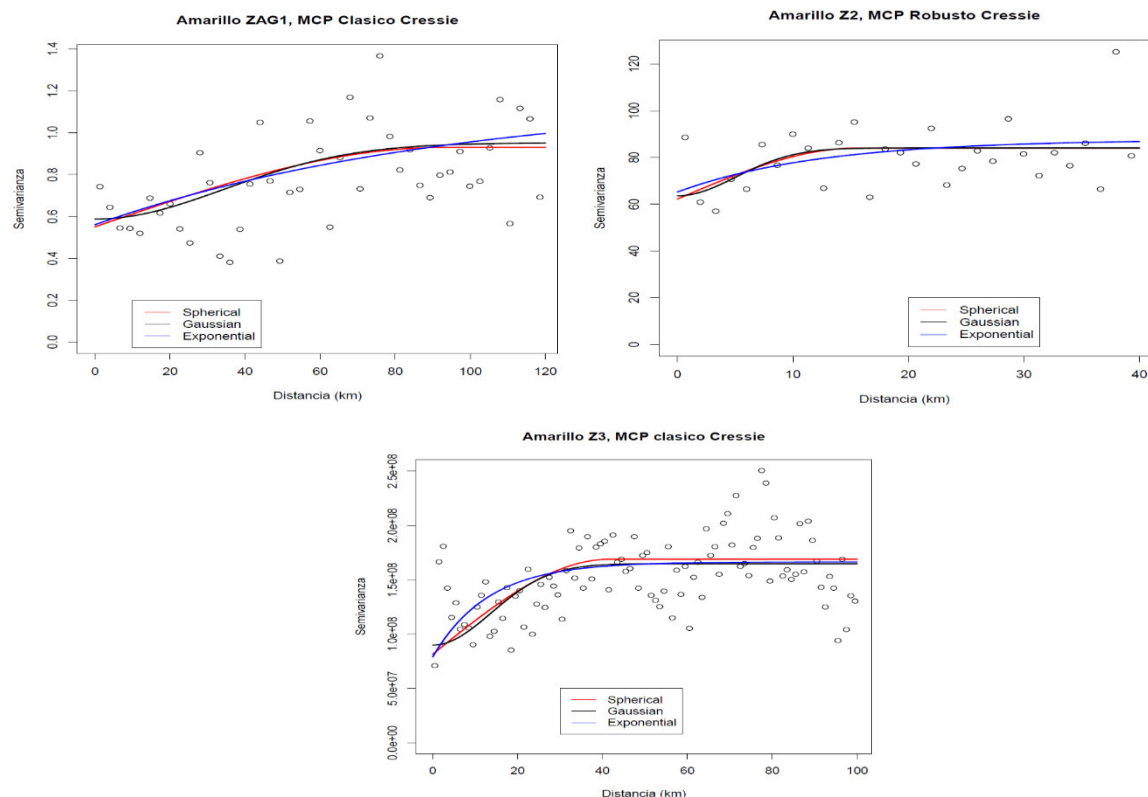


Figura 14. Variogramas ajustados (modelos esféricos, gaussiano y exponencial) en el langostino amarillo, por ZAG.



4.2.2 Langostino colorado

El langostino colorado fue capturado durante el crucero entre 25°33'S y 36°55' y batimétricamente entre 92 y 365 m de profundidad. Su distribución, de modo similar a lo ocurrido al langostino amarillo, estuvo determinada por factores como cañones submarinos y zonas no rastreables, este factor fue especialmente notorio desde la zona de Atacama al norte, debido a las dificultades para encontrar fondos aptos, dado lo estrecho de la plataforma. La zona ubicada en el límite entre las regiones del Maule y Biobío (inmediatamente al sur de los 36°S) fue el sector donde se llevaron a cabo lances con mayor abundancia relativa del recurso objetivo (**Fig. 15 y 16**).

En el caso de langostino colorado, se utilizó la transformación de Box-Cox sólo en la ZAG 1, empleándose un valor de lambda de 0,077. La validación cruzada indicó que los mejores modelos de variogramas teóricos fueron el exponencial (zonas 1, 2, 3 y 4), en tanto se emplearon variogramas clásicos en las ZAG 1 y 2 y variogramas robustos en las ZAG 3 y 4 (**Fig. 17; Tablas 20 a 22**).

Tabla 20. Parámetros de los modelos de variogramas por ZAG de los datos de langostino colorado.

Parámetros	ZAG	Modelo		
Modelo	1	Esférico	Gaussiano	Exponencial
Nugget	1	19,8	18,8	16,8
Sill parcial	1	13,4	14,1	16,5
Rango (km)	1	17.386,3	9449,1	18776,5
%sill	1	59,6	57,1	50,5
Modelo	2	Esférico	Gaussiano	Exponencial
Nugget	2	1,50E+08	1,75E+08	9,52E+07
Sill parcial	2	1,65E+08	1,40E+08	2,22E+08
Rango (km)	2	3856,4	3540,4	5135,1
%sill	2	47,7	55,6	30,0
Modelo	3	Esférico	Gaussiano	Exponencial
Nugget	3	6,75E+06	7,15E+06	6,85E+06
Sill parcial	3	1,45E+07	1,40E+07	1,45E+07
Rango (km)	3	24765,0	16573,18	30017,62
%sill	3	31,8	33,8	32,1
Modelo	4	Esférico	Gaussiano	Exponencial
Nugget	4	1,44E-07	6,56E-08	8,17E-09
Sill parcial	4	3,12E+08	3,01E+08	3,18E+08
Rango (km)	4	7637,1	4561,1	11.880,7
%sill	4	0,00	0,00	0,00



Tabla 21. Resultados de la validación cruzada por ZAG y modelo de variograma teórico en langostino colorado.

Característica	ZAG	Esférico	Gaussiano	Exponencial
MEP	1	-0,1	-0,1	-0,1
Des Est EP	1	5,3	5,3	5,3
CME	1	28,559	28,101	28,002
MEP	2	-330,2	-357,0	-416,6
Des Est EP	2	15.589,6	15.442,9	14.817,4
CME	2	243.144.036,6	238.609.682,8	219.729.491,0
MEP	3	-159,5	-173,0	-163,0
Des Est EP	3	11.706,0	11.545,7	11.519,3
CME	3	137.055.049,2	133.332.103,9	132.721.180,9
MEP	4	-333,2	-208,5	-258,9
Des Est EP	4	23.175,0	25.319,0	22.245,2
CME	4	537.190.426,4	641.096.978,9	494.914.945,9

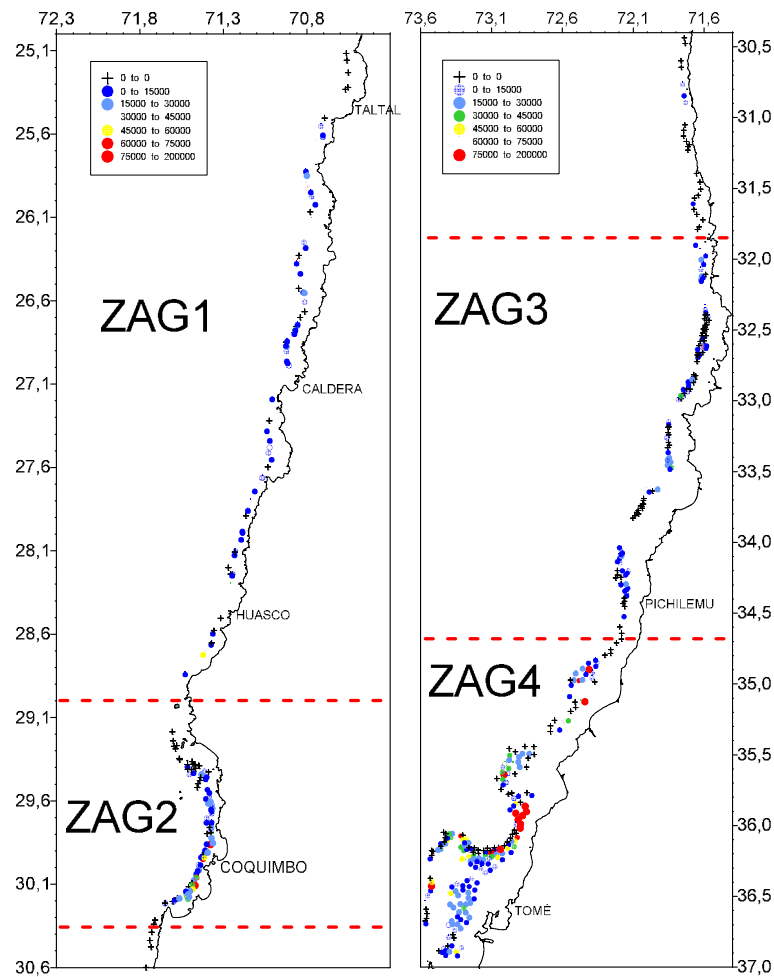


Figura 15. Distribución espacial de la CUA de langostino colorado (kg/km²).

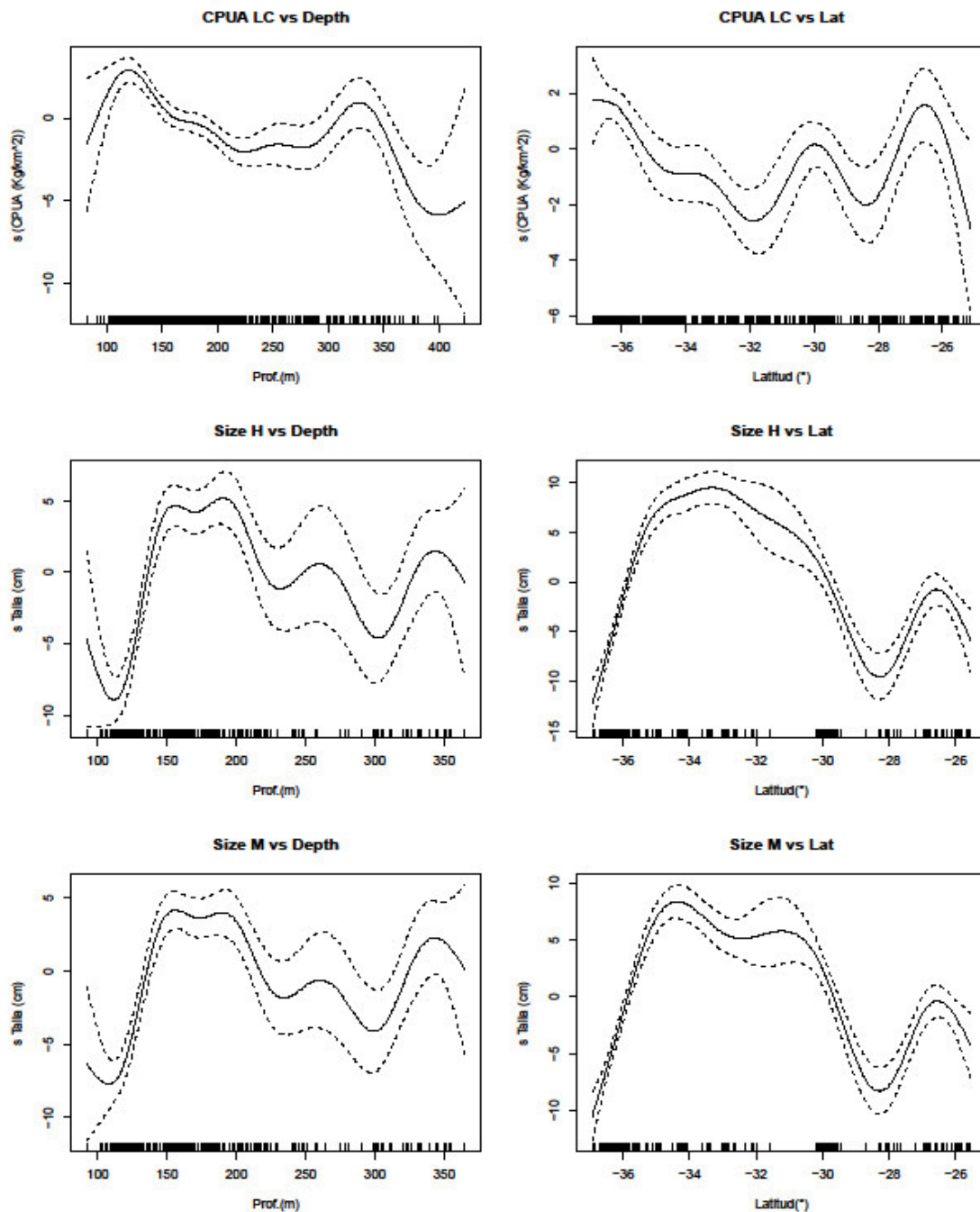


Figura 16. Resultados de la modelación GAM de las relaciones funcionales entre la densidad (log CPUA +1) (kg/km²), y la longitud cefalotorácica (mm) en hembras (H) y machos (M) con los predictores profundidad, latitud y longitud). Langostino colorado.



Tabla 22. Resultados de la modelación GAM entre $\log(\text{CPUA}+1)$ (kg/km^2), y la longitud cefalotórax (mm) en hembras (H) y machos (M) con las variables predictoras, porcentaje de la devianza explicada, valor P y el criterio AIC. Las celdas resaltadas en gris muestran las variables que mejor predicen la modelación con la CPUA y tallas de langostino colorado.

Característica	Profundidad (m)			Latitud (°)			Longitud (°)		
	Dev. Expl. (%)	Valor P	AIC	Dev. Expl. (%)	Valor P	AIC	Dev. Expl. (%)	Valor P	AIC
$\log(\text{CPUA}+1)$ (kg/km^2)	14,500	0,000	3.455,543	10,200	0,000	3.485,106	12,100	0,000	3.470,542
LC (mm) Hembras	43,500	0,000	1.541,914	69,800	0,000	1.390,294	59,200	0,000	1.463,679
LC (mm) Machos	41,300	0,000	1.492,172	65,600	0,000	1.360,879	54,700	0,000	1.429,225

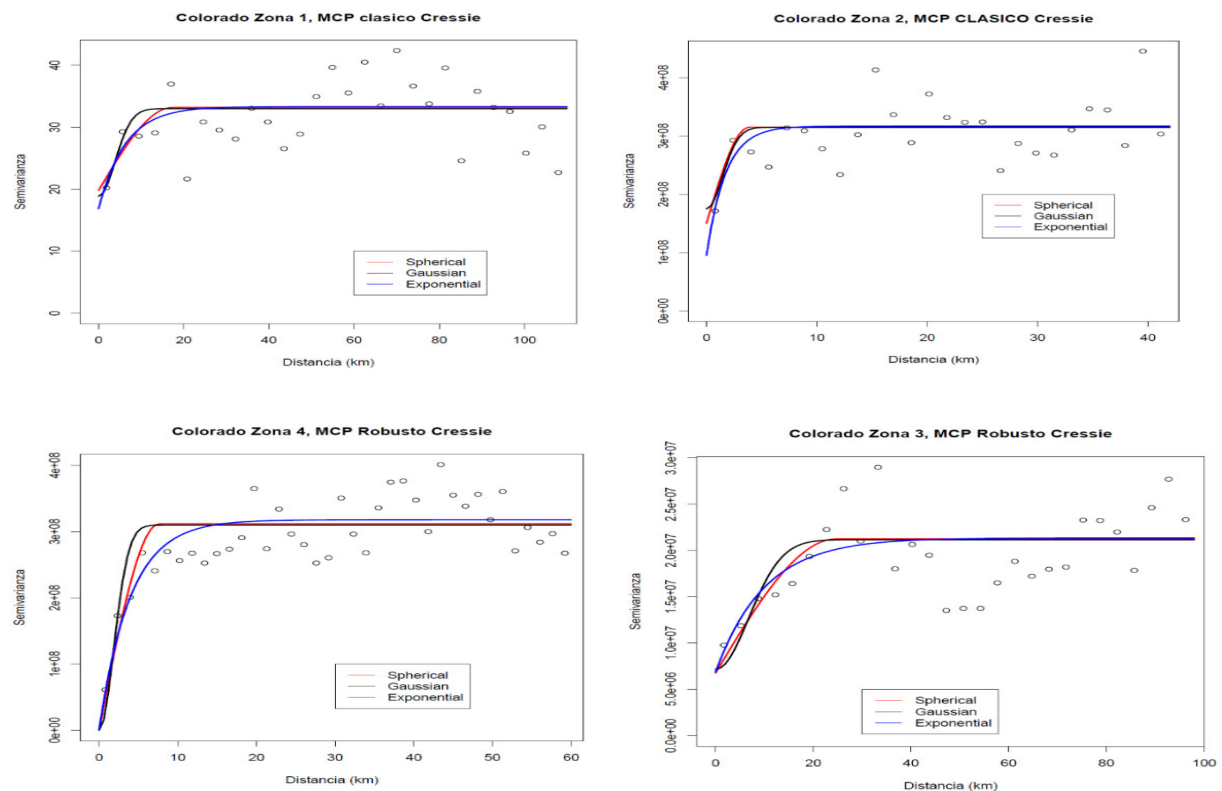


Figura 17. Variogramas ajustados (modelos esféricos, gaussiano y exponencial) en el langostino colorado en la zona norte (gráfico superior) y sur de análisis geoestadístico ZAG (gráfico inferior).



4.2.3 Centro de gravedad, Inercia del centro de gravedad y coeficiente de Gini

En el langostino amarillo, los centros de gravedad (CG; en grados de latitud geográfica) estimados en la Unidad de Pesquería Norte y Unidad de Pesquería Sur fueron 29,88 y 34,63, respectivamente. En tanto se estimaron coeficientes de Gini de 0,786 y 0,840 (**Figs. 18a y 18b; Tabla 23**).

Tabla 23. Centros de gravedad, momento de inercia y coeficiente de Gini del langostino amarillo, por año y pesquería, conforme a cruceros de evaluación directa de las especies objetivo.

Año	Norte			Sur		
	CG	Inercia	Gini	CG	Inercia	Gini
2016	29,883	1,730	0,786	34,635	1,820	0,840
2015	29,942	1,726	0,831	33,574	1,773	0,878
2014	30,000	0,596	0,789	34,181	2,870	0,762
2013	30,067	1,687	0,647	33,517	1,241	0,712
2012	29,980	1,544	0,685	33,250	1,127	0,743
2011	30,000	1,599	0,845	33,330	1,216	0,878
2010	No se realizó evaluación			No se realizó evaluación		
2009	29,780	1,738	0,833	34,080	1,127	0,794

En el caso del langostino colorado en tanto, los centros de gravedad (CG; en grados de latitud geográfica) estimados fueron 29,16 y 35,71, en sus Unidades de Pesquería Norte y Sur, respectivamente. Los coeficientes de Gini para ambas unidades de pesquería fueron 0,782 y 0,736 (**Figs. 18c y 18d; Tabla 24**).

Tabla 24. Centros de gravedad, momento de inercia y coeficiente de Gini del langostino colorado, por año y pesquería, conforme a cruceros de evaluación directa de las especies objetivo.

Año	Norte			Sur		
	CG	Inercia	Gini	CG	Inercia	Gini
2016	29,164	1,776	0,782	35,710	1,901	0,736
2015	28,641	5,069	0,847	35,201	5,285	0,721
2014	28,200	3,989	0,648	35,655	2,870	0,770
2013	30,317	5,100	0,743	35,000	1,840	0,772
2012	30,250	5,507	0,728	34,960	1,903	0,768
2011	28,820	4,411	0,921	35,630	1,295	0,896
2010	No se realizó evaluación			No se realizó evaluación		
2009	28,580	2,286	0,840	35,900	0,968	0,814

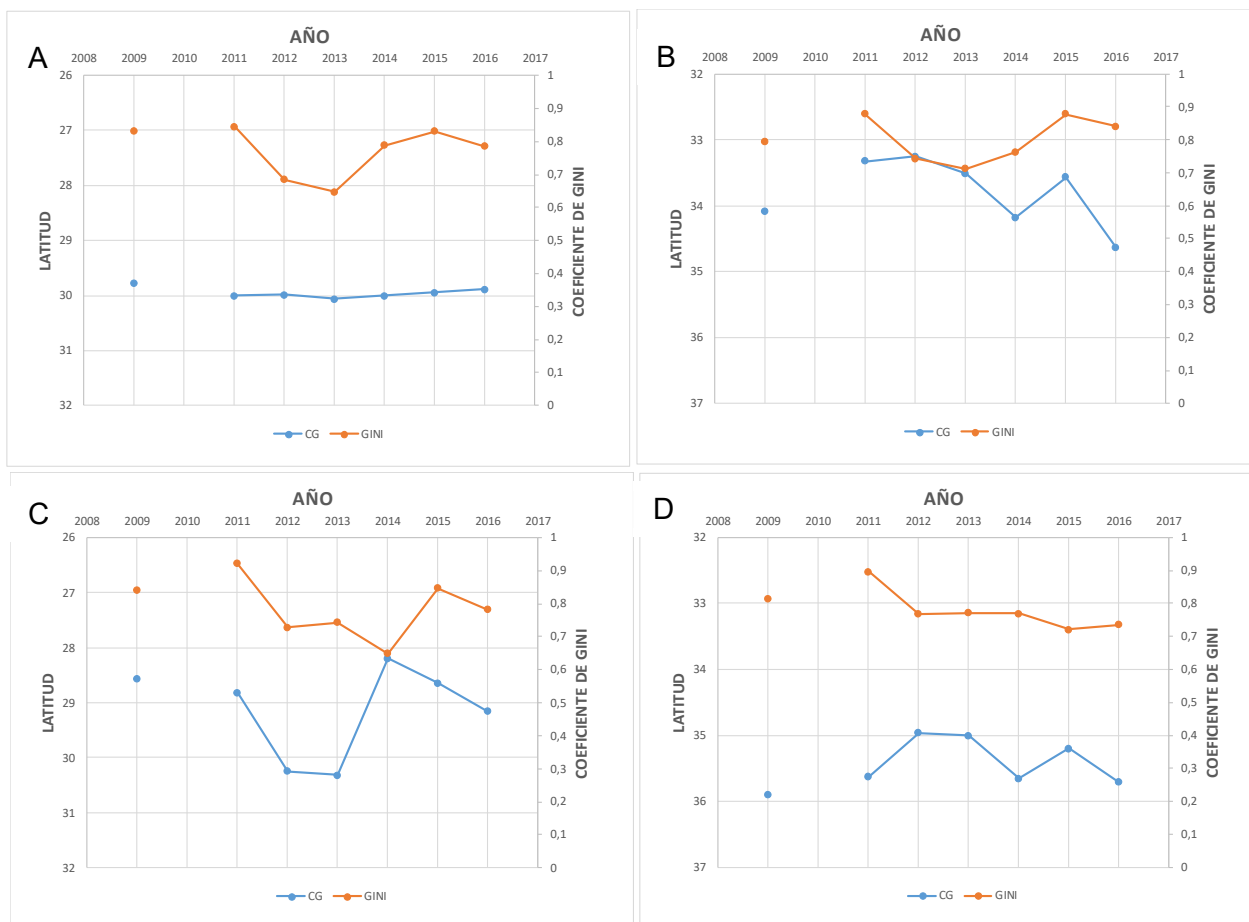


Figura 18. Evolución anual de Centros de Gravedad (CG) y del Coeficiente de Gini (GINI) para langostino amarillo en su Unidad de Pesquería Norte (A) y Sur (B) y langostino colorado en su Unidad de Pesquería Norte (C) y Sur (D).



4.3. OBJETIVO 2. Determinar la biomasa vulnerable total (en peso) y la abundancia vulnerable total (en número), según talla y sexo, del langostino amarillo y langostino colorado en el área de estudio, por región y focos de abundancia, según corresponda.

4.3.1 Geoestadística intrínseca: Estimación de biomasa y abundancia vulnerables

a) Langostino amarillo

Se estimó una biomasa vulnerable total de langostino amarillo de 24.683 ton (**Tabla 25**). Dicho total se desglosa en 11.381 ton para la Unidad de Pesquería Norte y 13.302 ton para la Unidad de Pesquería Sur. La biomasa vulnerable estimada se distribuyó en un total de 13 focos (**Figs. 19 a 23**) en una superficie de 3.521 km². El foco 2 (7.248 ton), ubicado en la Rada de Coquimbo, y los focos 4, 5 y 6 (6.601 ton), localizados aproximadamente entre Limarí (sur de la Región de Coquimbo) y Valparaíso, concentraron el 56% de la biomasa total.

Tabla 25. Biomasa vulnerable de langostino amarillo por foco de agregación.

Unidad de Pesquería	Foco	CPUA_Geo	Área foco	Biomasa	Biomasa (ton)		
		(kg/km ²)	km ²	CV	Lim. Inf	Media	Lim. Sup
UPN	1	1.786	505,2	37%	245,3	902,3	1.559,3
	2	10.199	710,7	7%	6.311,3	7.248,2	8.185,1
	3	7.683	175,0	8%	1.136,1	1.344,5	1.552,9
	4	7.808	241,5	31%	753,8	1.885,7	3.017,6
TOTAL UPN			1.632	26%	5.514	11.381	17.248
UPS	5	11.710	233,1	14%	1.967,6	2.729,6	3.491,5
	6	14.454	137,4	14%	1.431,7	1.986,0	2.540,3
	7	3.973	140,4	8%	469,1	557,8	646,6
	8	4.602	111,1	20%	314,8	511,3	707,8
	9	2.851	337,1	31%	370,2	960,9	1.551,6
	10	1.346	422,6	34%	190,0	568,8	947,7
	11	14.167	225,7	15%	2.243,7	3.197,4	4.151,0
	12	5.212	208,7	37%	289,3	1.087,7	1.886,1
	13	23.585	72,2	16%	1.176,5	1.702,8	2.229,2
TOTAL UPS			1.888	7%	11.411	13.302	15.194
TOTAL			3.521	10%	19.829	24.683	29.537

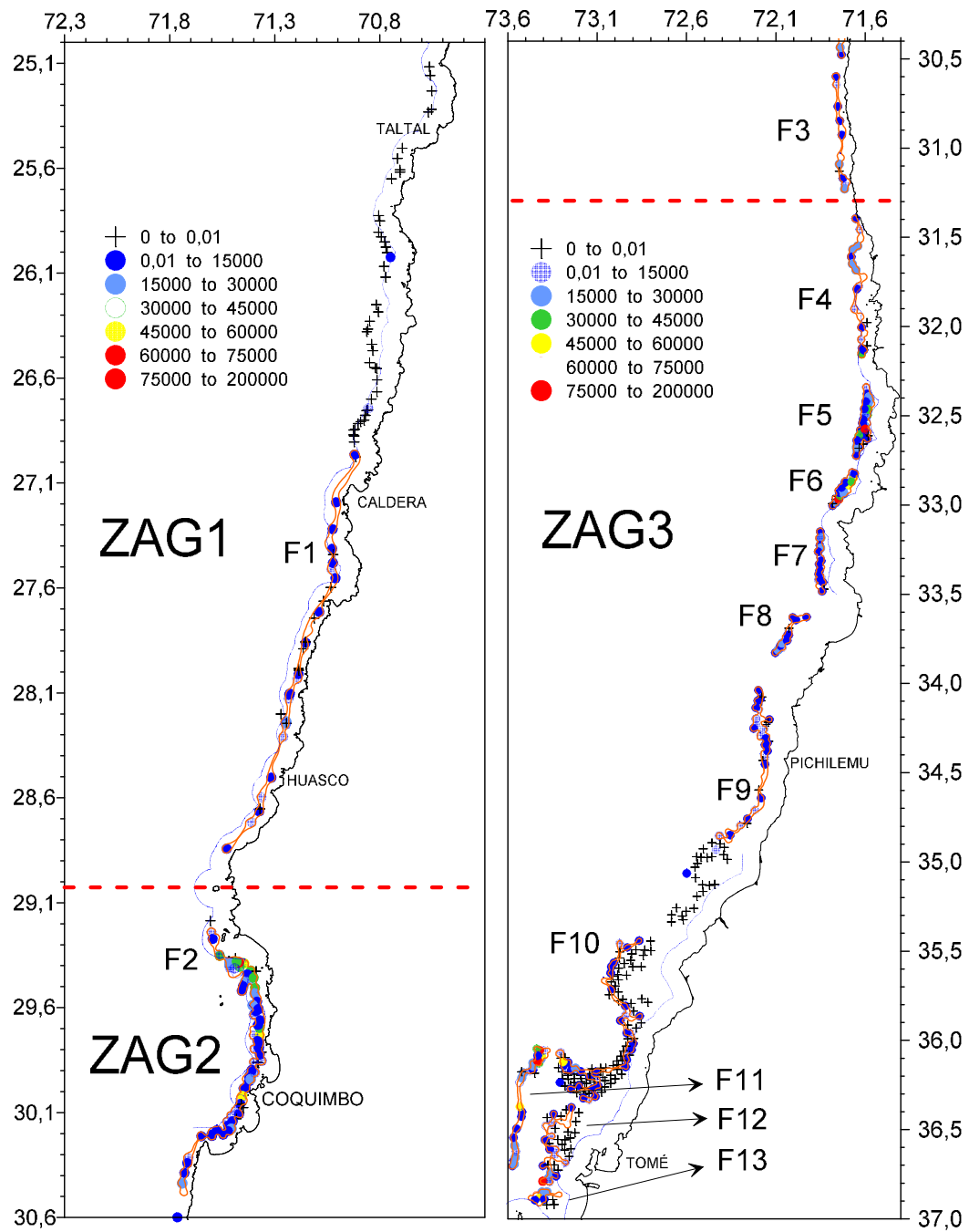


Figura 19. Focos de agregación de langostino amarillo en el área de prospección.

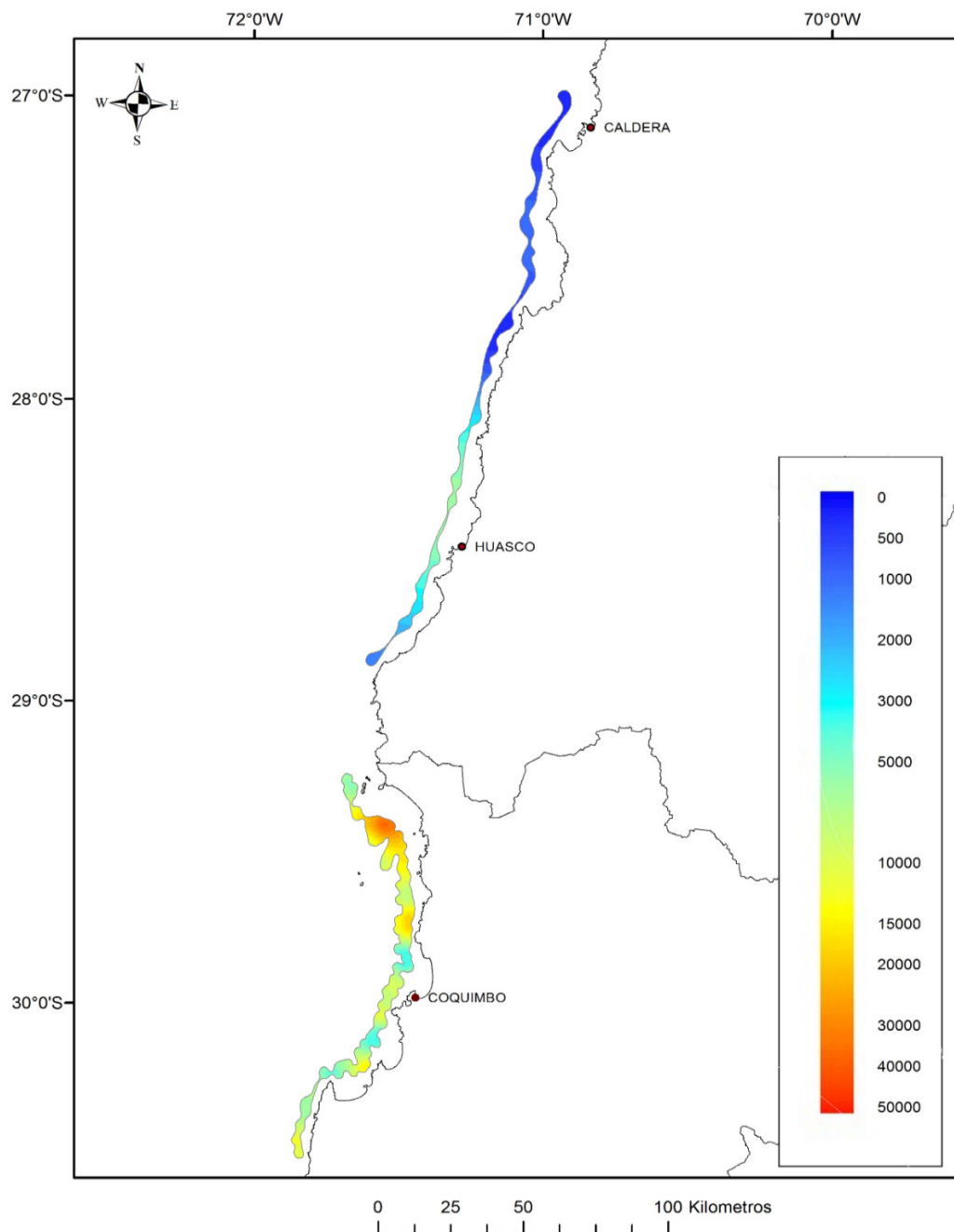


Figura 20. CPUA (kg/km²) interpolada por kriging en los focos 1 y 2 (III y IV Región) de langostino amarillo durante el crucero.

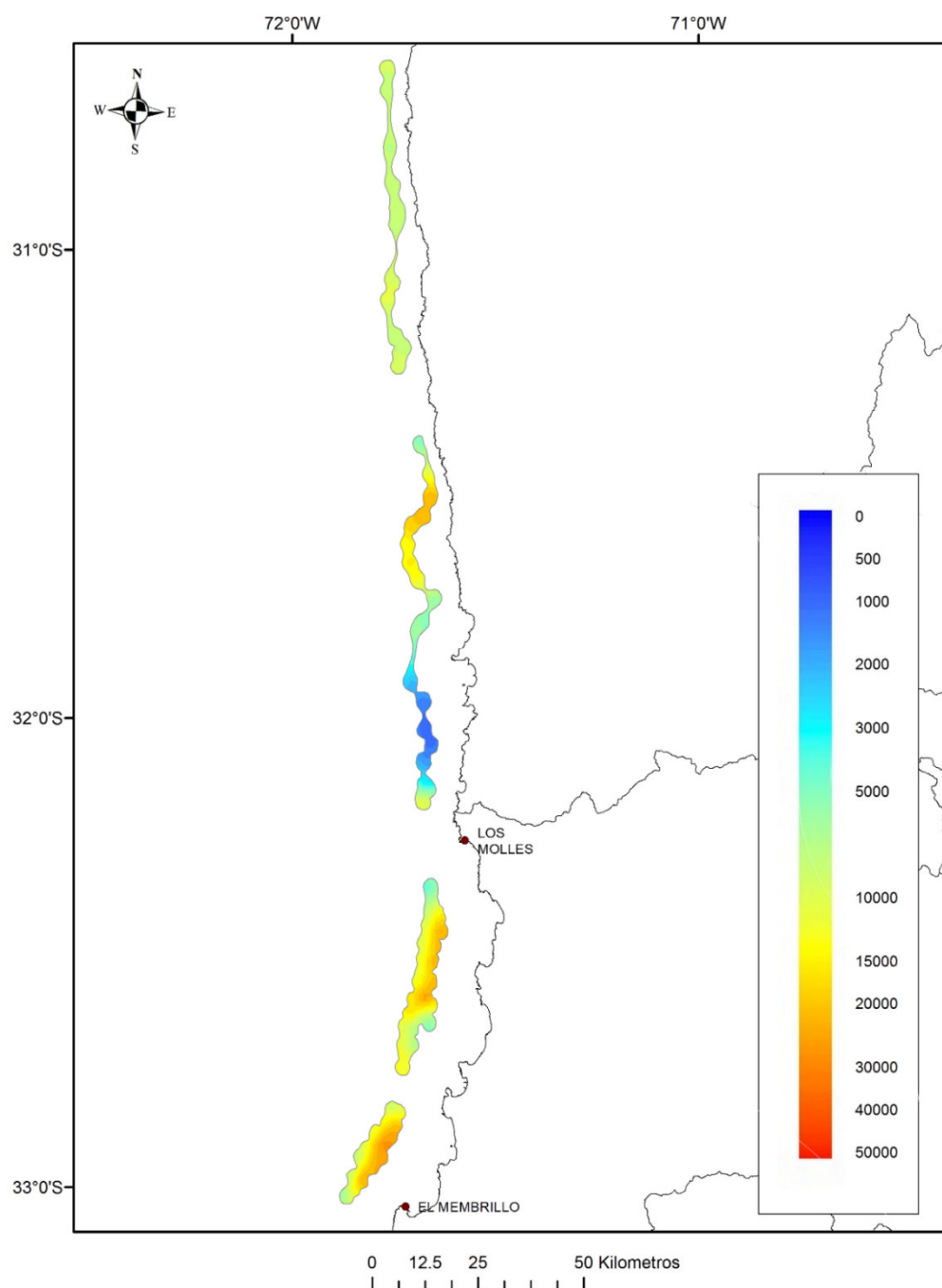


Figura 21. CPUA (kg/km²) interpolada por kriging desde el foco 3 al foco 6 (IV a V Regiones) de langostino amarillo.

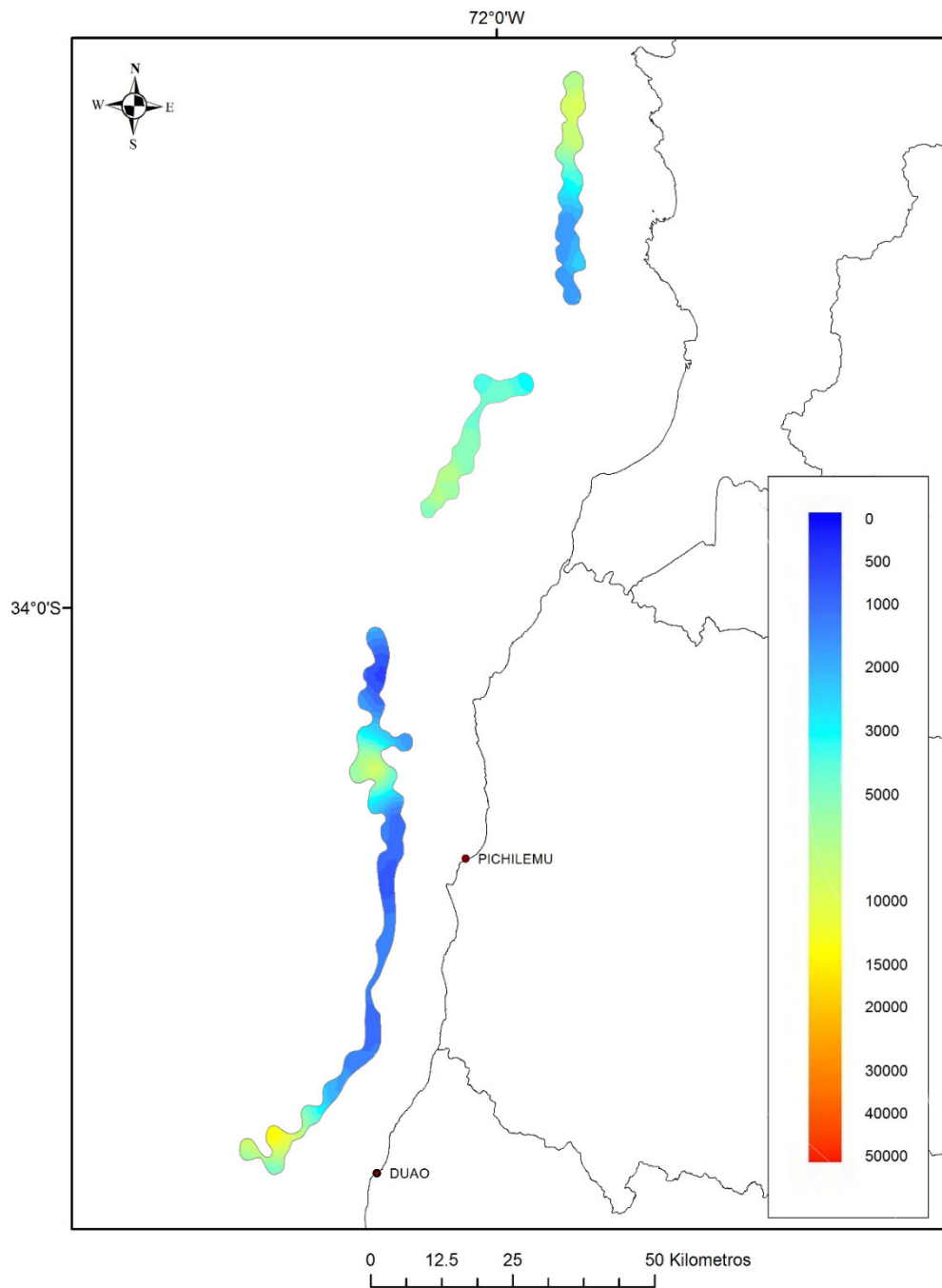


Figura 22. CPUA (kg/km²) interpolada por kriging en los focos 7 a 9 (V y VII Regiones) de langostino amarillo.

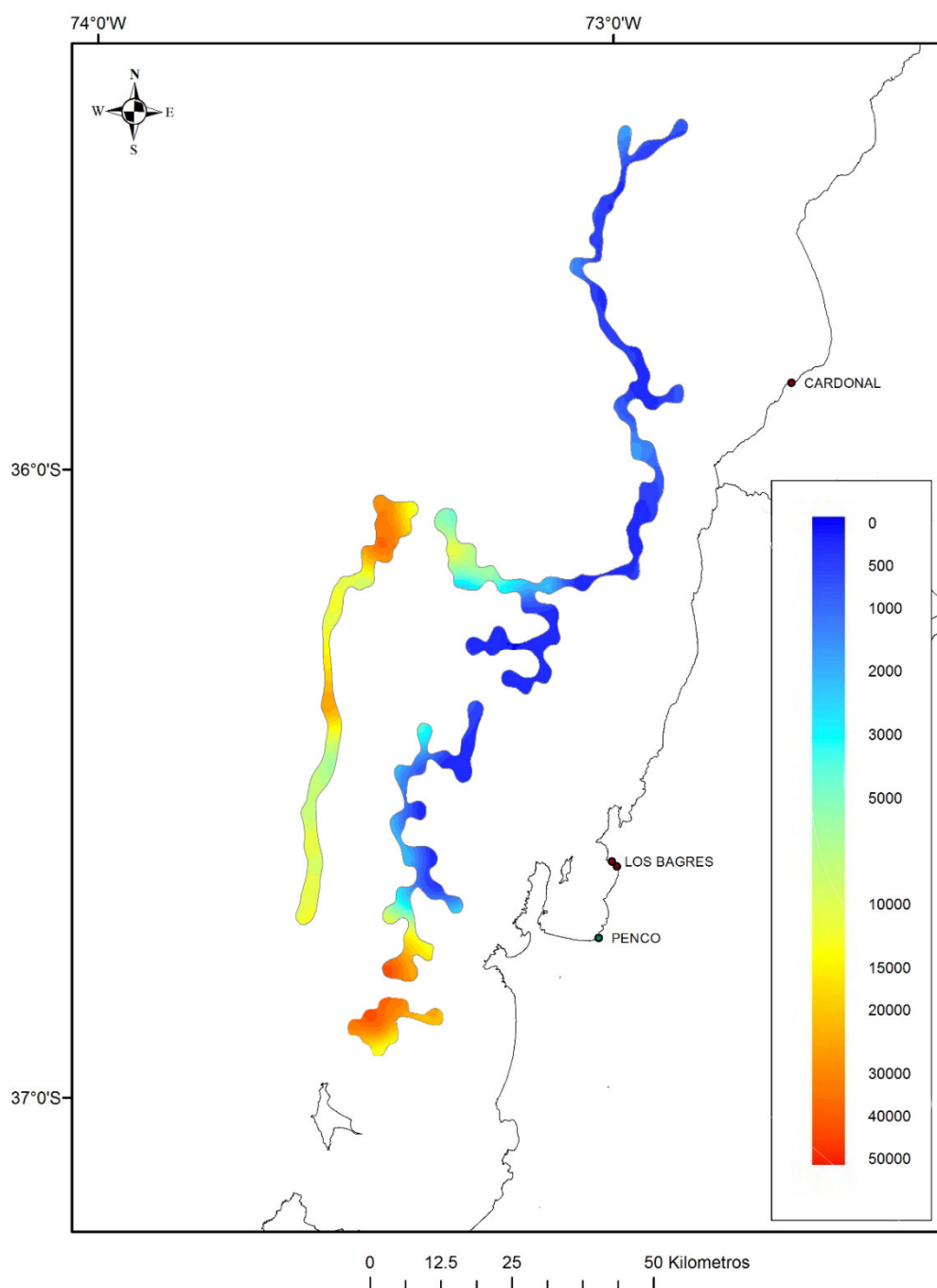


Figura 23. CPUA (kg/km²) interpolada por kriging en los focos 10 a 13 (VII y VIII Regiones) de langostino amarillo.



Se estimó una abundancia vulnerable total de langostino amarillo de 722.898.216 ejemplares. De dicho total, 328.443.464 fueron hembras y 394.454.752 machos. Desglosando por unidad de Pesquería, se estimó una abundancia de 356.794.170 ejemplares en la Unidad de Pesquería Norte y de 366.104.046 en la Unidad de Pesquería Sur (Ver Anexo V).

El desglose de la biomasa vulnerable a la talla, indica una biomasa desovante, es decir, la biomasa de hembras sobre la talla de primera madurez sexual de 3.574 ton en la Unidad de Pesquería Norte (> 26 mm LC) y de 2.537 ton en la Unidad de Pesquería Sur (> 33 mm LC) (Ver Anexo V).

b) Langostino colorado

La biomasa vulnerable total de langostino colorado fue 50.332 ton (**Tabla 26**), la que se distribuyó en un total de 14 focos de abundancia, correspondientes a una superficie total de 3.447 km². Al respecto, cabe indicar que el 43% de la biomasa vulnerable total (21.414 ton) se concentró en el foco 10, localizado entre el sur de la Región del Maule y el norte de la Región del Biobío (**Figs. 24 a 28**). Desglosando por Unidad de Pesquería, se estimaron 10.594 ton en la Unidad de Pesquería Norte y 39.738 ton en la Unidad de Pesquería Sur.

Tabla 26. Biomasa vulnerable de langostino colorado por foco de agregación.

Unidad de Pesquería	Foco	CPUA_Geo	Área foco	Biomasa	Biomasa (ton)		
		(kg/km ²)	km ²	CV	Lim. Inf	Media	Lim. Sup
UPN	1	8.757	394,7	17%	2.318,4	3.456,1	4.593,9
	2	4.369	252,9	17%	728,3	1.104,7	1.481,2
	3	13.820	395,3	16%	3.788,2	5.462,7	7.137,1
	4	6.904	82,7	12%	433,4	570,7	707,9
TOTAL UPN			1.126	17%	7.052	10.594	14.137
UPS	5	3.945	134,1	13%	396,2	529,0	661,7
	6	4.919	74,7	14%	270,0	367,6	465,2
	7	10.073	69,7	8%	593,3	702,0	810,7
	8	6.305	159,4	9%	822,1	1.004,8	1.187,5
	9	19.092	257,4	16%	3.378,6	4.913,6	6.448,6
	10	25.119	852,5	6%	19.069,0	21.413,7	23.758,4
	11	14.567	96,2	25%	722,2	1.401,9	2.081,5
	12	11.801	82,5	37%	276,0	973,0	1.670,0
	13	14.383	491,7	16%	4.911,0	7.071,4	9.231,8
	14	13.140	103,6	32%	500,7	1.361,0	2.221,4
TOTAL UPS			2.322	22%	22.419	39.738	57.068
TOTAL			3.447	16%	34.686	50.332	65.989

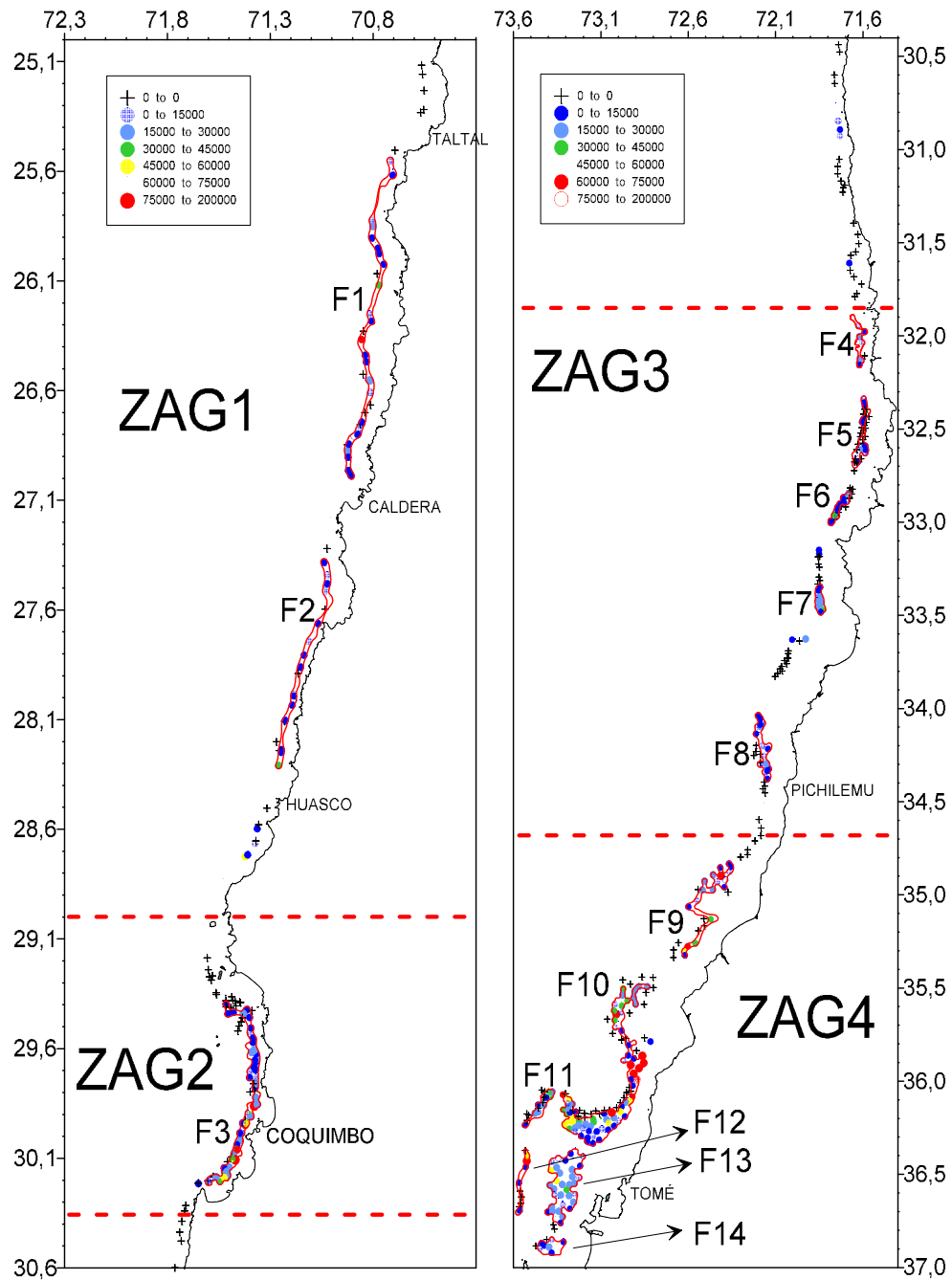


Figura 24. Focos de agregación de langostino colorado en el área de prospección.

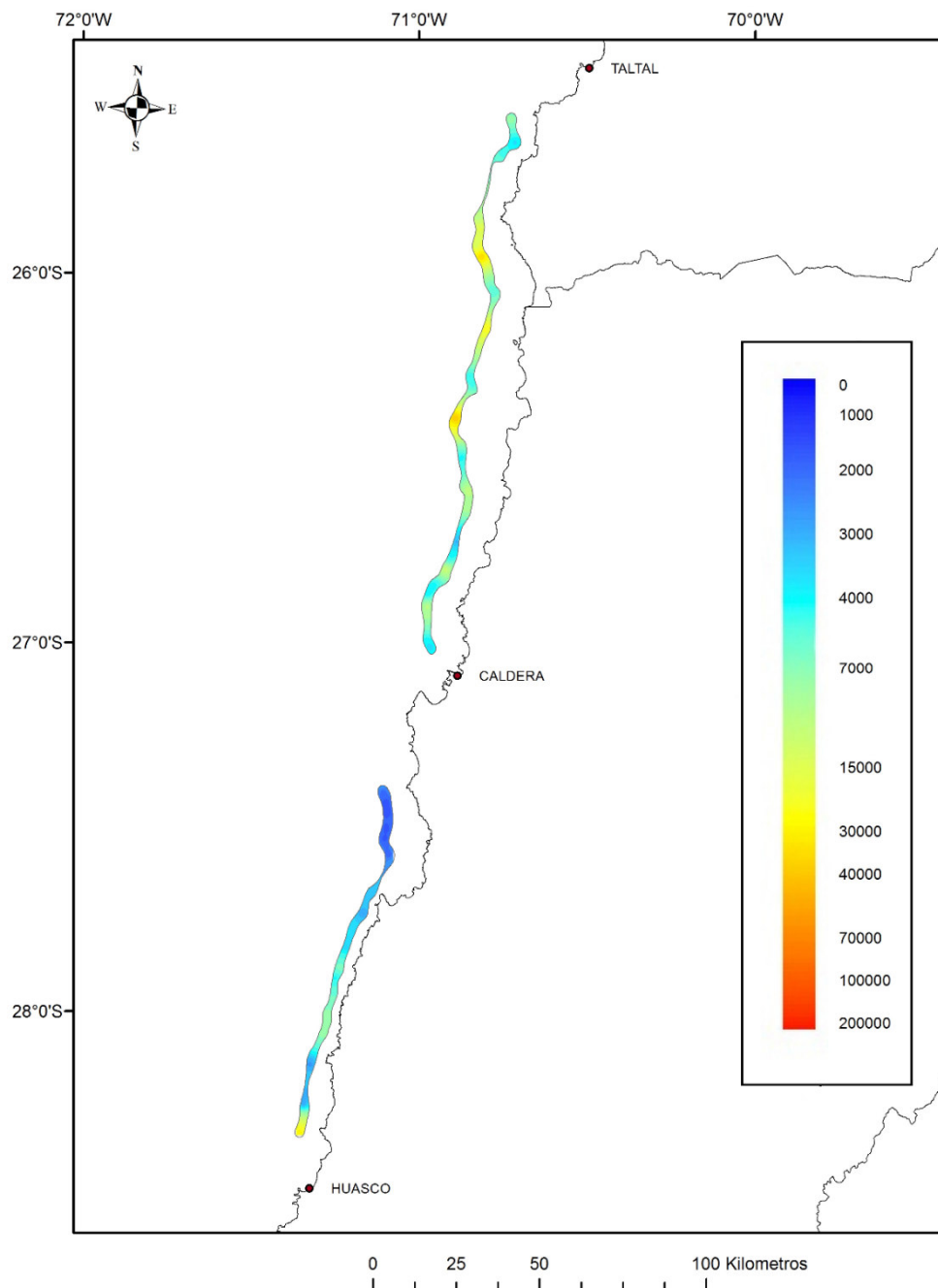


Figura 25. CPUA (kg/km²) interpolada por kriging en los focos 1 y 2 (IV Región) de langostino colorado durante el crucero.

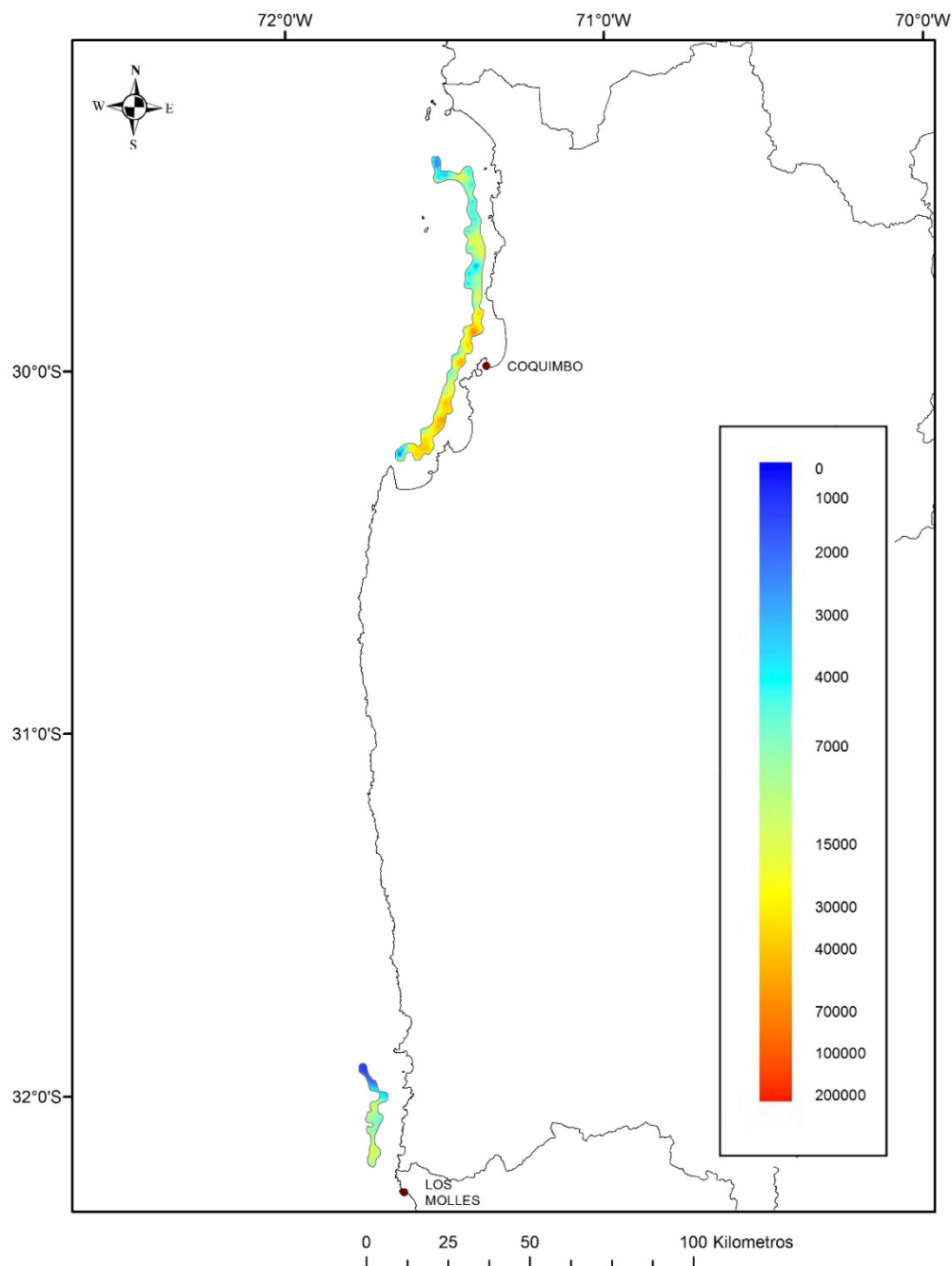


Figura 26. CPUE (kg/km²) interpolada por kriging desde los focos 3 y 4 al foco 4 (IV Región) de langostino colorado durante el crucero.

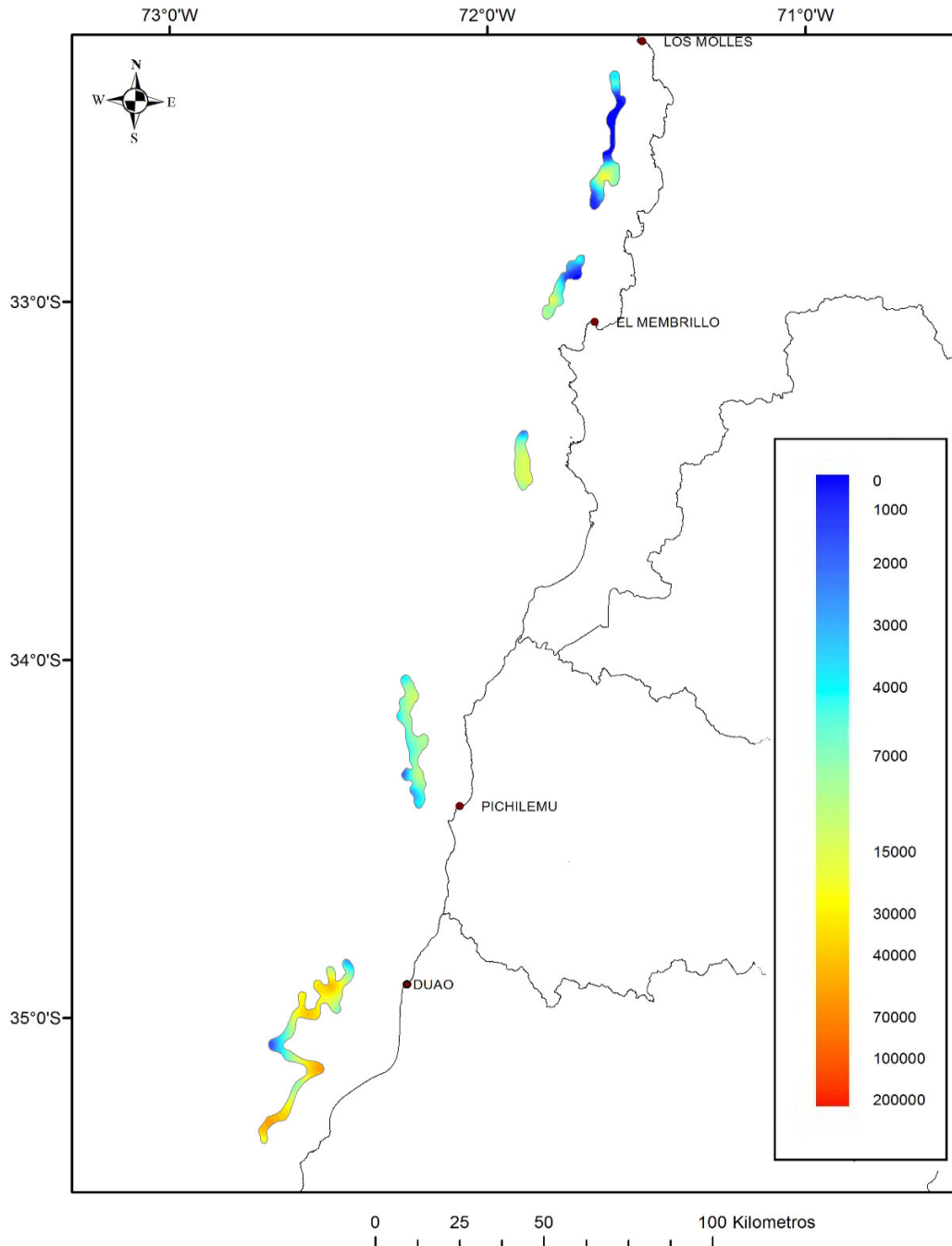


Figura 27. CUPA (kg/km²) interpolada por kriging desde el foco 5 al foco 9 (V a VII Regiones) de langostino colorado durante el crucero.

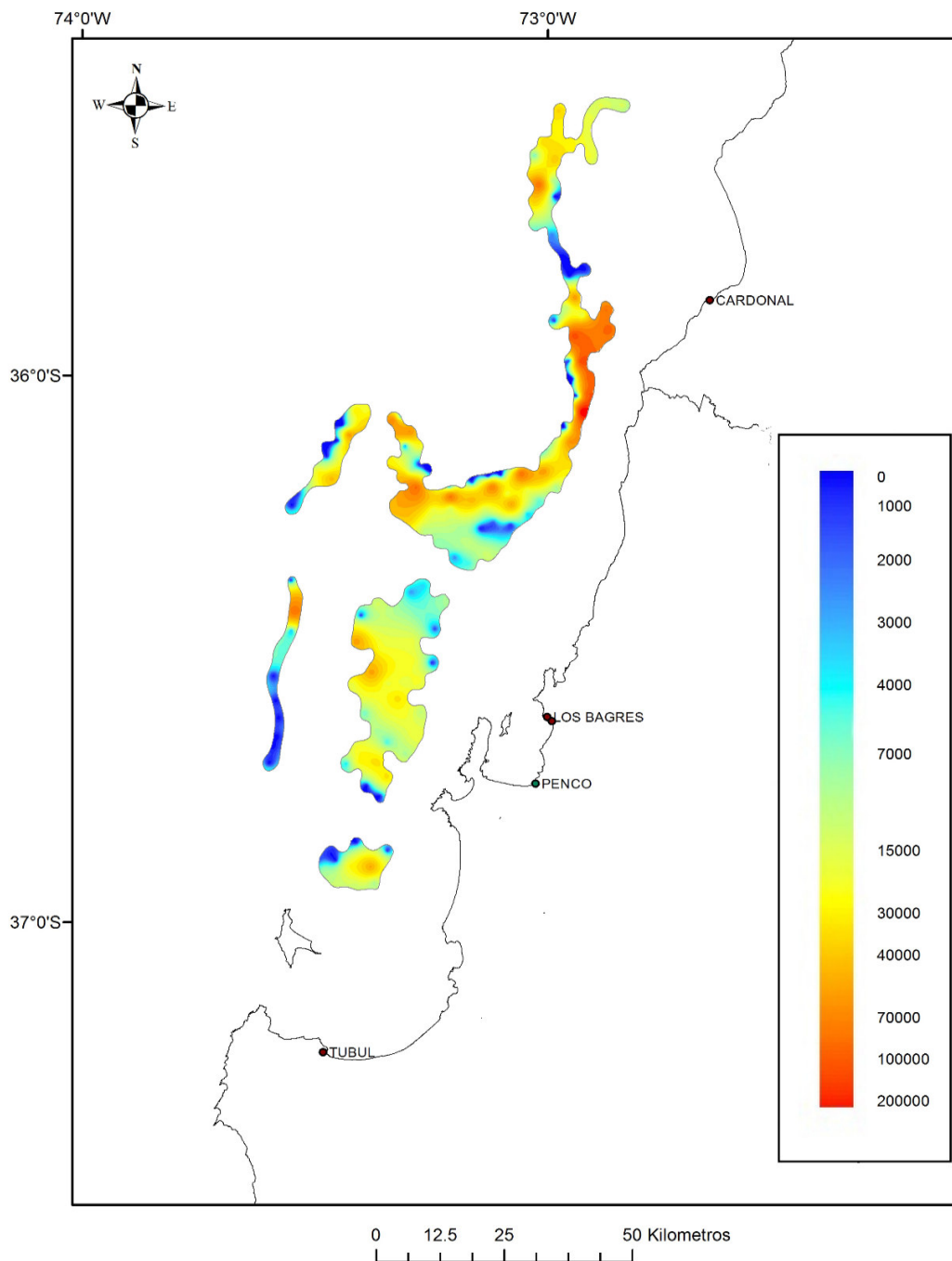


Figura 28. CPUE (kg/km²) interpolada por kriging desde el foco 10 al foco 14 (VII y VIII Regiones) de langostino colorado durante el crucero.



Se estimó una abundancia vulnerable total de langostino colorado de 3.397.408.213 ejemplares. De dicho total, 1.688.333.509 fueron hembras y 1.709.074.704 machos. Desglosando por unidad de Pesquería, se estimó una abundancia de 799.589.247 ejemplares en la Unidad de Pesquería Norte y de 2.597.818.966 en la Unidad de Pesquería Sur (Ver Anexo V).

El desglose de la biomasa vulnerable a la talla, indica una biomasa desovante, es decir la biomasa de hembras sobre la talla de primera madurez sexual, de 3.125 ton en la Unidad de Pesquería Norte (> 24 mm LC) y de 16.601 ton en la Unidad de Pesquería Sur (> 25 mm LC) (Ver Anexo V).

4.3.2 Geoestadística basada en verosimilitud: Estimación de biomasa

a) Langostino amarillo

Los resultados de la modelación entre tallas del langostino amarillo con las variables predictoras indican que la latitud explicó mejor la varianza (**Tabla 27**). Se muestra que las mayores biomasa están en zonas con profundidades entre 130 m y 190 m (**Fig. 29**). La relación de la CPUA con la latitud muestra una zona de mayor biomasa en 36° y dos zonas de biomasa alta en 33° y 29° . Las mayores tallas se encuentran entre 35° y 32° , pero hacia el norte de 32° las tallas disminuyen (**Fig. 29**). El análisis de la biomasa y tallas con la latitud permitió identificar 4 zonas de análisis geoestadístico (ZAG) para el langostino amarillo.

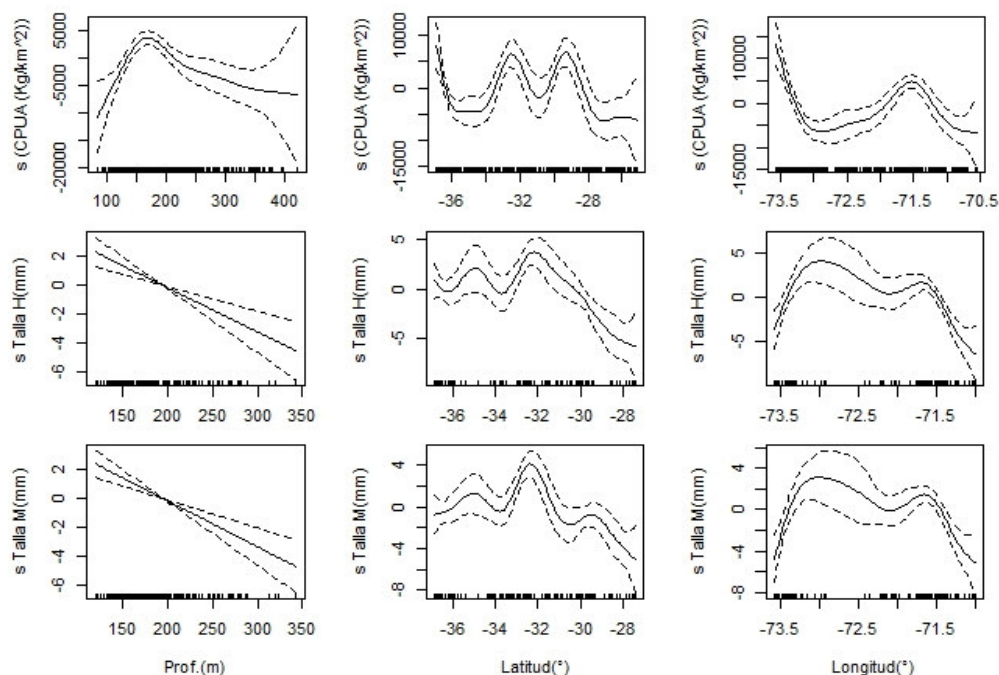


Figura 29. Resultados de la modelación GAM de las relaciones funcionales entre la biomasa ($\log \text{CPUA} + 1$) (Kg/km^2), y la longitud cefalotórax (mm) en hembras (H) y machos (M) con los predictores profundidad, latitud y longitud en langostino amarillo.



Tabla 27. Resultados de la modelación GAM entre log (CPUA+1) (Kg/Km²), y la longitud cefalotórax (mm) en hembras (H) y machos (M) con las variables predictoras, porcentaje de la devianza explicada por el modelo, valor P y el criterio AIC. Las celdas resaltadas en gris muestran las variables que mejor predicen la modelación con la CPUA y tallas de langostino amarillo.

Característica	Profundidad (m)			Latitud (°)			Longitud (°)		
	Dev. Expl. (%)	Valor P	AIC	Dev. Expl. (%)	Valor P	AIC	Dev. Expl. (%)	Valor P	AIC
Log CPUA+1 (Kg/km ²)	7,85	0,00	13.136,6	12,70	0,00	13.111,9	15,60	0,00	13.087,6
LC (mm) Hembras	13,80	0,00	692,1	38,50	0,00	662,7	35,60	0,00	664,7
LC (mm) Machos	14,10	0,00	870,2	31,40	0,00	847,8	26,10	0,00	856,5

La validación cruzada permitió identificar los modelos que predicen mejor la CPUA por kriging con valor mínimo de cuadrado media del error (CME) de predicción espacial en las zonas de análisis geoestadístico para el langostino amarillo, con el modelo exponencial para las ZAG1 y ZAG4 y modelo gaussiano para la ZAG2 y ZAG3 (**Tabla 28**).

Tabla 28. Resultados de la validación cruzada para seleccionar el mejor modelo en langostino amarillo. Las celdas marcadas en gris muestran el valor mínimo en el cuadrado medio del error (CME) de predicción espacial.

Parámetro	Especie	Zona	Esférico	Gaussiano	Exponencial
MEP	Langostino amarillo	ZAG1	-314,60	-395,20	-437,60
Desv Est EP			4.036,96	4.225,44	3.914,40
CME			16.395.980,04	18.010.545,38	15.514.027,11
MEP		ZAG2	452,70	436,30	453,40
Desv Est EP			13.804,53	13.589,58	13.762,95
CME			190.770.108,31	184.867.143,62	189.624.373,87
MEP		ZAG3	695,00	682,00	716,20
Desv Est EP			13.219,31	13.199,27	13.262,06
CME			175.233.157,63	174.685.825,61	17.6395.176,05
MEP		ZAG4	-465,40	-659,50	-118,10
Desv Est EP			17.915,29	20.841,52	16.573,80
CME			321.174.293,35	434.803.720,22	274.704.731,73



Se definieron grillas de 87, 118, 122 y 279 celdas de 3x3 km para las ZAG1, ZAG2, ZAG3 y ZAG4, respectivamente, incluyendo solamente la región cubierta durante el crucero y sumando el número de observaciones nulas y observaciones positivas en observar el langostino amarillo en cada celda (**Tabla 29**). La información de biomasa estimada por geoestadística basada en verosimilitud del langostino amarillo por ZAG se muestra en la **tabla 29**. La probabilidad de observar el stock en la ZAG1 fue baja. En las ZAG2 y ZAG3 la probabilidad de observar el stock fue mayor, 0,83 y 0,85, respectivamente, donde se presentó la mayor parte de la biomasa. En las ZAG1 se encontró el menor valor de biomasa con un 2,37% de biomasa en relación a toda el área de estudio. En la ZAG2 y ZAG3 (67,01%) se concentró el mayor porcentaje de biomasa (**Tabla 29**). El área de distribución espacial efectiva del langostino amarillo fue 2716,10 Km², con una biomasa total de 16404,91 toneladas (IC inf. = 14498,04; IC sup. = 18311,78 ton).

Tabla 29. Estimación de biomasa por geoestadística basada en verosimilitud para el langostino amarillo en las ZAG.

Cantidad/Parámetro	Zona 1 N	Zona 2 N	Zona 3 S	Zona 4 S
Número de obs. nulas	56	11	12	136
Número de obs. positivas	31	107	111	143
Distancia mínima (Km)	3,00	3,00	3	3
Distancia máxima (Km)	422,05	225,72	271,28	338,84
AIC modelo espacial - AIC modelo no espacial	-26,41	3,31	2,70	-43,94
Transformación Box-Cox	-0,014	0,159	0,161	0,014
Modelo	Exponencial	Gaussiano	Gaussiano	Exponencial
Nugget	1,7	38,0	56,5	1,5
Sill	5,6	12,6	10,5	10,4
Rango (Km)	19,7	14,1	49,7	20,5
Área distribución stock (Km ²)	306,66	588,22	640,83	1180,4
% Area	11,29	21,66	23,59	43,46
CPUA media (Kg/Km ²)	1.270,14	9.393,47	8.532,11	4.254,8
IC inf Media (Kg/Km ²)	942,95	7.330,30	6.313,13	3.947,9
IC sup Media (Kg/Km ²)	1.597,33	11.456,64	10.751,08	4.561,7
Probabilidad de observar el stock	0,47	0,83	0,85	0,53
Biomasa (Ton)	389,50	5.525,45	5.467,60	5.022,4
% Biomasa	2,37	33,68	33,33	30,62
IC inf B (Ton)	289,16	4.311,84	4.045,62	4.660,1
IC sup B (Ton)	489,83	6.739,05	6.889,57	5.384,6
Varianza	27.866,49	1.108.044,65	1.281.718,34	2.4517,6
Desviación estándar	166,93	1.052,64	1.132,13	156,6
Coefficiente de variación	13,14	11,21	13,27	3,7

b) Langostino colorado

Los resultados de la modelación entre la biomasa log CPUA (Kg/Km²) del langostino colorado con las variables predictoras mostró que la latitud explicó mejor la varianza (11,90% y dio un valor menor de AIC (Tabla 30). Se muestra que las mayores biomásas están en zonas someras a 130 m y 150 m, con biomásas bajas a mayor profundidad (Fig. 30). Las tallas menores se encuentran a profundidades menores de 150 m y las tallas mayores entre 150 y 200 m. Luego alrededor de 220 m disminuyen las tallas, pero nuevamente incrementa en 260 m (Fig. 30). La relación de la CPUA con la latitud muestra una zona de mayor biomasa entre 36° hasta 33,5°. Luego desde 33° hacia el norte se encuentran las biomásas menores, con dos agregaciones de biomásas medias en 30° y 26,5°, respectivamente. Además, se puede observar que en 36° hacia el sur la biomasa y las tallas disminuyen. En la zona donde se encuentra la mayor biomasa (36° - 34,5°), también se encuentran las tallas mayores y donde están las biomásas menores (34° hacia el norte) también se encuentran las tallas menores, con un leve aumento hacia el norte (Fig. 30). El análisis de la biomasa y tallas con la latitud permitió identificar 4 zonas de análisis geoestadístico (ZAG) para el langostino colorado.

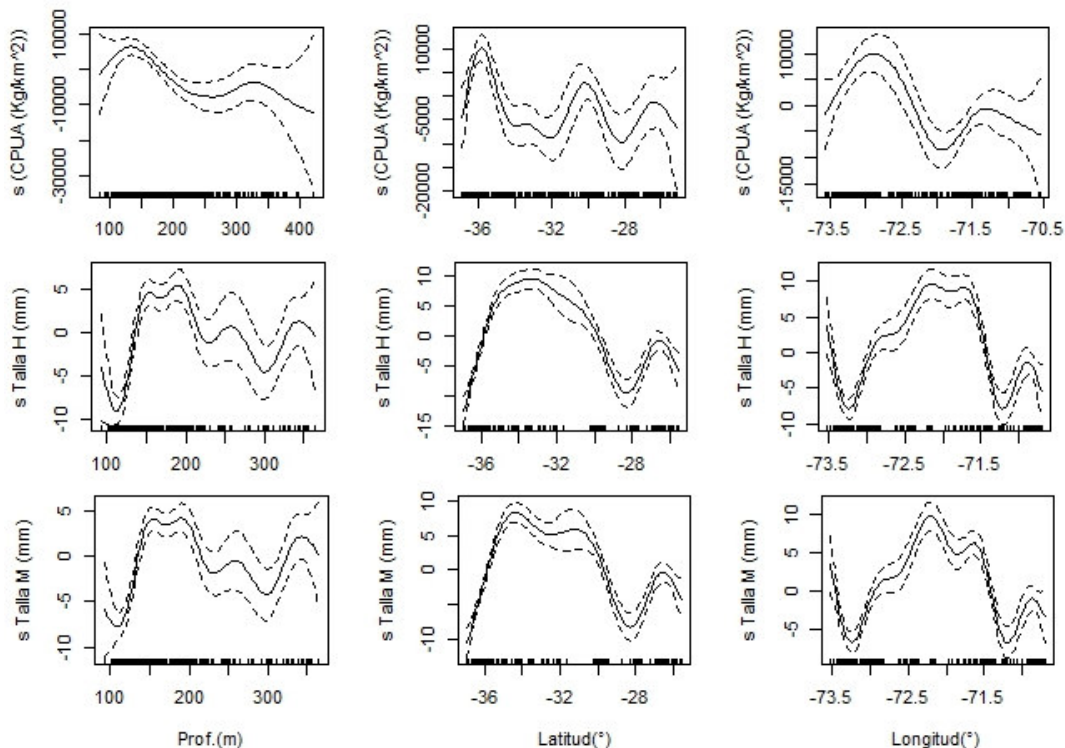


Figura 30. Resultados de la modelación GAM de las relaciones funcionales entre la biomasa (log CPUA +1) (Kg/km²), y la longitud cefalotórax (mm) en hembras (H) y machos (M) con los predictores profundidad, latitud y longitud en langostino colorado.



Tabla 30. Resultados de la modelación GAM entre log (CPUA+1) (Kg/Km²), y la longitud cefalotórax (mm) en hembras (H) y machos (M) con las variables predictoras, porcentaje de la devianza explicada por el modelo, valor P y el criterio AIC. Las celdas resaltadas en gris muestran las variables que mejor predicen la modelación con la CPUA y tallas de langostino colorado.

Característica	Profundidad (m)			Latitud (°)			Longitud (°)		
	Dev. Expl. (%)	Valor P	AIC	Dev. Expl. (%)	Valor P	AIC	Dev. Expl. (%)	Valor P	AIC
Log CPUA+1 (Kg/km ²)	7,70	0,00	13.644,45	11,90	0,00	13.622,13	9,82	0,00	13.631,17
LC (mm) Hembras	44,00	0,00	1.540,00	69,70	0,00	1.390,64	59,80	0,00	1.460,30
LC (mm) Machos	41,70	0,00	1.490,68	65,60	0,00	1.360,81	55,20	0,00	1.427,01

La validación cruzada permitió identificar los modelos que predicen mejor la CPUA por kriging con valor mínimo de cuadrado media del error (CME) de predicción espacial en las zonas de análisis geoestadístico para el langostino colorado, con el modelo exponencial para las ZAG1, ZAG2 y ZAG3 y el modelo gaussiano para la ZAG4 (Tabla 31).

Tabla 31. Resultados de la validación cruzada para seleccionar el mejor modelo en langostino colorado. Las celdas marcadas en gris muestran el valor mínimo en el cuadrado medio del error (CME) de predicción espacial.

Parámetro	Especie	Zona	Esférico	Gaussiano	Exponencial
MEP	Langostino colorado	ZAG1	291,70	54,00	329,40
Desv Est EP			16.269,80	16.868,00	16.218,00
CME			264.791.402,50	284.531.861,00	263.133.597,10
MEP		ZAG2	-1.700,00	-1.438,00	-1.454,00
Desv Est EP			17.652,20	17.482,70	17.319,60
CME			314.489.138,00	307.712.298,00	302.081.769,90
MEP		ZAG3	149,30	156,40	139,30
Desv Est EP			9.030,30	9.033,30	9.027,10
CME			81.568.758,00	81.624.638,30	81.508.620,90
MEP		ZAG4	- 628,20	-610,70	-616,00
Desv Est EP			24.442,30	24.391,30	24.545,80
CME			597.821.500,30	595.309.652,30	602.875.411



Se definieron grillas de 87, 118, 156 y 243 celdas de 3x3 km para las ZAG1, ZAG2, ZAG3 y ZAG4, respectivamente, incluyendo solamente la región cubierta durante el crucero y sumando el número de observaciones nulas y observaciones positivas en observar el langostino colorado en cada celda (**Tabla 32**). La información de biomasa estimada por geoestadística basada en verosimilitud del langostino colorado por ZAG se muestra en la **tabla 32**. La probabilidad de observar el stock fue baja en la ZAG2 y alta en la ZAG4. En las ZAG1, ZAG2 y ZAG3 se encontraron los menores valores de biomasa, con un 7,18%, 6,86% y 8,05% de biomasa, respectivamente, en relación a toda el área de estudio. Algo muy interesante es que en el año 2016 al mayor parte de la biomasa se concentró en la ZAG4 (77,92%) (**Tabla 32**). El área de distribución espacial efectiva del langostino colorado fue 2.919,28 Km², con una biomasa total de 43.691,40 toneladas (IC inf. = 36.711,39; IC sup. = 50.671,40 ton).

Tabla 32. Estimación de biomasa por geoestadística basada en verosimilitud para el langostino colorado en las ZAG.

Cantidad/Parámetro	Zona 1 N	Zona 2 N	Zona 3 S	Zona 4 S
Número de obs. nulas	23	44	72	59
Número de obs. positivas	64	74	84	184
Distancia mínima (Km)	3	3	3	3
Distancia máxima (Km)	422,05	225,72	356,61	261,71
AIC modelo espacial - AIC modelo no espacial	-104,54	-141,32	-16,55	-19,39
Transformación Box-Cox	0,17	0,19	0,18	0,30
Modelo	Exponencial	Exponencial	Exponencial	Gaussiano
Nugget	10,0	68,5	60,79	522,4
Sill	62,7	116,8	19,67	191,3
Rango (Km)	18,0	36,0	10,04	14,6
Área distribución stock (Km ²)	426,55	270,02	561,40	1.661,3
% Area	14,61	9,25	19,23	56,91
CPUA media (Kg/Km ²)	7.352,27	11.093,45	6.264,08	20.491,8
IC inf Media (Kg/Km ²)	5.379,78	6.238,38	5.068,72	16.416,2
IC sup Media (Kg/Km ²)	9.324,75	15.948,52	7.459,44	24.567,4
Probabilidad de observar el stock	0,66	0,38	0,56	0,84
Biomasa (Ton)	3.136,12	2.995,41	3.516,68	34.043,2
% Biomasa	7,18	6,86	8,05	77,92
IC inf B (Ton)	2.294,76	1.684,46	2.845,60	27.272,4
IC sup B (Ton)	3.977,49	4.306,35	4.187,76	40.814,0
Varianza	1.012.776,55	6.135.915,42	371.952,27	4.323.808,7
Desviación estándar	1.006,37	2.477,08	609,88	2.079,4
Coefficiente de variación	13,69	22,33	9,74	10,1

4.3.3 Estimación de biomasa vulnerable mediante inferencia bayesiana

a) *Langostino amarillo*

La figura 31 muestra un ejemplo de mapeo espacial de los valores modelados de densidad (en escala log) y los círculos representan las observaciones en proporción a la CUPA observada. Se puede observar que no siempre donde se observan las mayores CUPA el modelo predice necesariamente altas densidades. Esto se debe a que, en el modelo, la covariable de profundidad tiene una alta importancia en la predicción.

Predicción CUPA Foco 11 LA

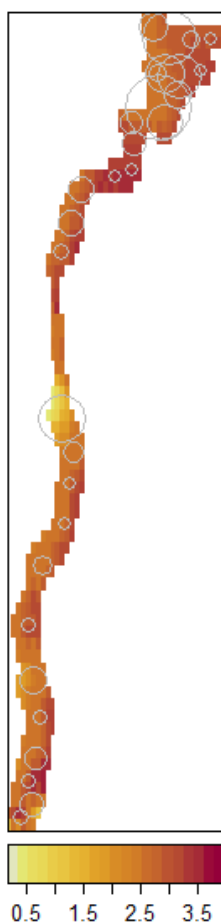


Figura 31. Predicción de la abundancia espacial (en escala logarítmica) de foco 11 langostino amarillo. Los círculos grises indican las observaciones de la CUPA en proporción relativa.

En la **figura 32** se comparan las estimaciones derivadas desde el estimador con GRF (Campos Aleatorios Gaussianos; inferencia Bayesiana) con la geoestadística intrínseca. En general, las estimaciones por ambos métodos son similares a través de los focos en langostino amarillo. Las mayores divergencias entre los estimadores para los dos métodos se presentan en el foco 4, 10 y 12. Lo mismo sucede con los intervalos de credibilidad, en cuanto en algunos focos es muy angosto, como en foco 9, o muy ancho como en foco 13.

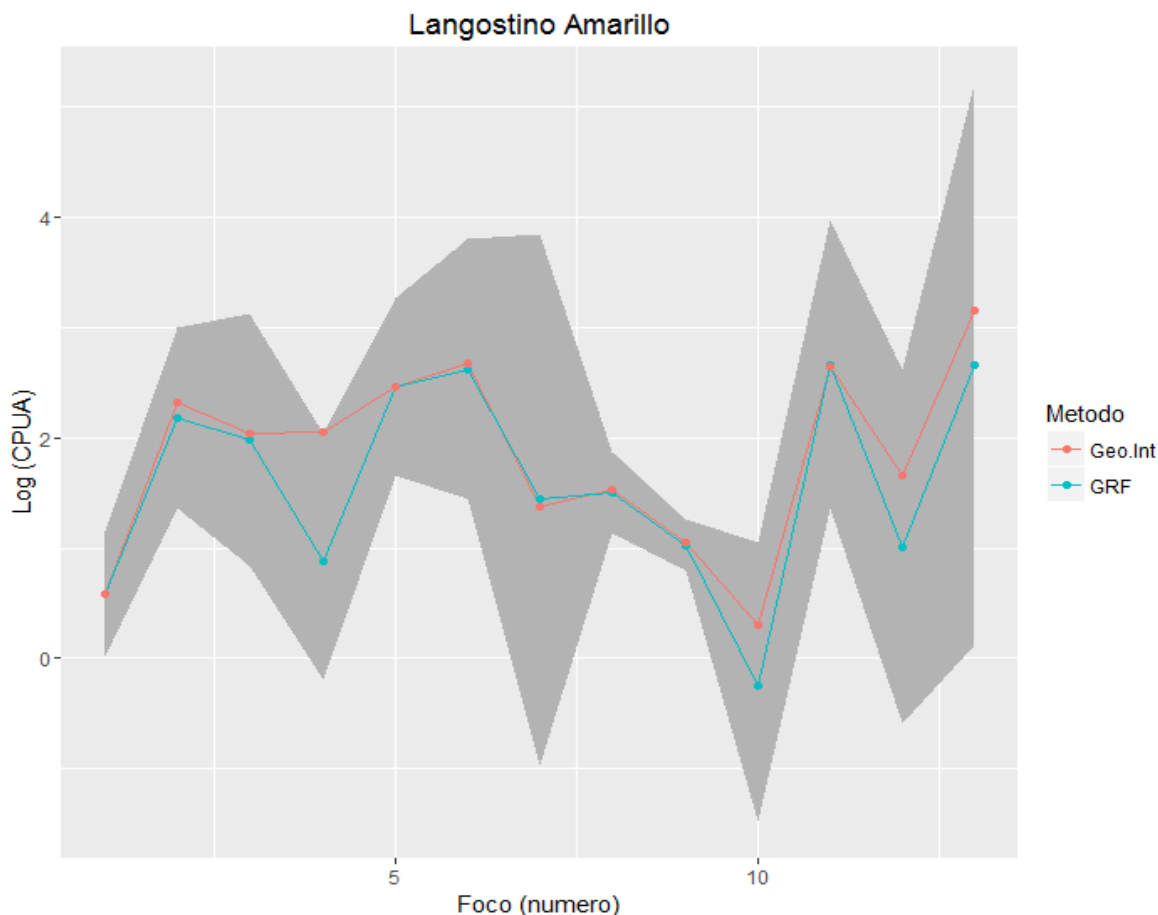


Figura 32. Predicción de la CUPA en langostino amarillo por foco, usando el método de campos aleatorios gaussianos (GRF) con prioris informativas. El área gris denota el intervalo de credibilidad de la estimación (95%). En línea roja se compara con la mediana de los resultados provenientes de la geoestadística intrínseca (Geo.Int).

Al analizar la distribución posterior de la CUPA de cada foco en langostino amarillo (**Fig. 33**), se aprecian más detalles respecto del comportamiento individual de los focos. Esto de cuenta de la variabilidad entre focos, algunos de alta densidad y alta variabilidad (foco 13) o aquellos de baja densidad y variabilidad (foco 9).

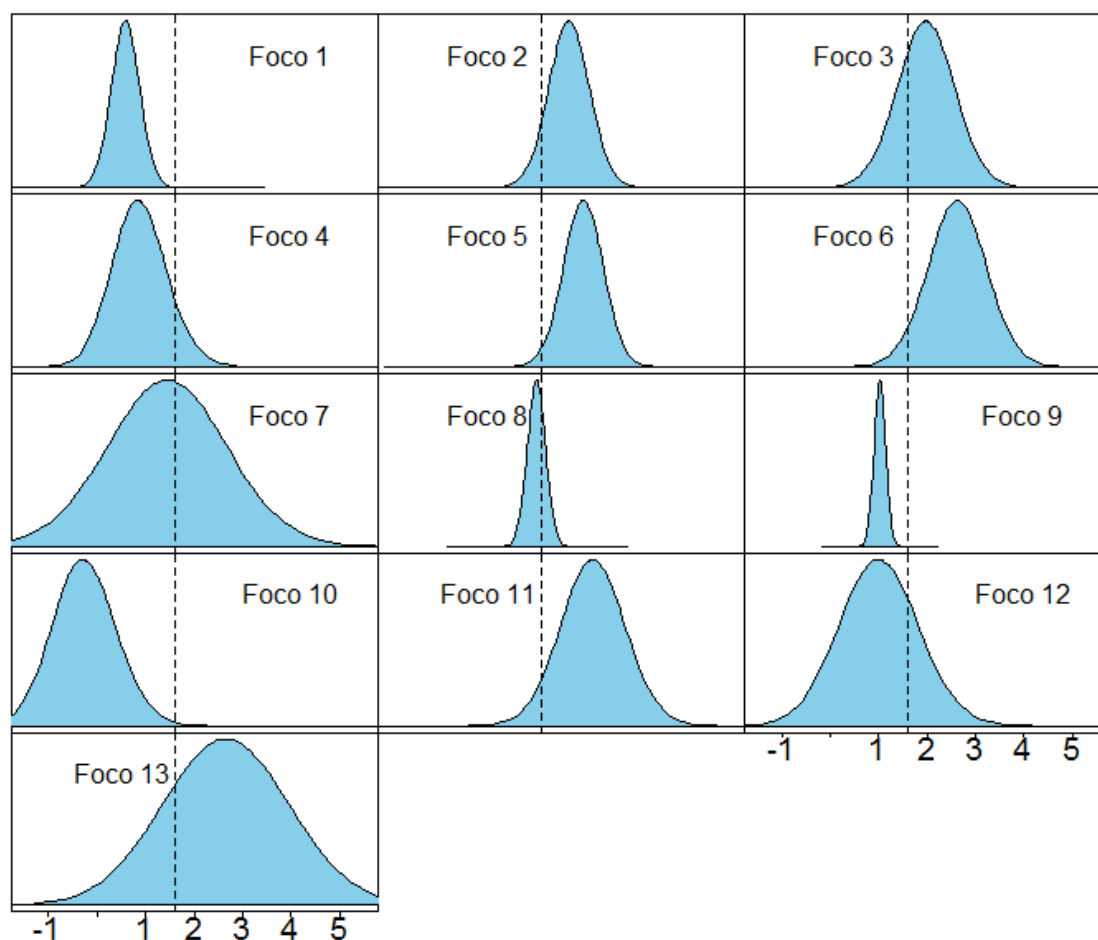


Figura 33. Distribución posterior del log de CUPA por foco en Langostino Amarillo. La línea punteada indica la media de CUPA a través de todos los focos.

La distribución posterior empírica de la biomasa total de langostino presenta una distribución asimétrica con una cola cargada hacia la derecha (**Fig. 34**). De esta forma el intervalo de credibilidad del 95% también es asimétrico con una media de 24.416 ton [16.720 - 39.945]

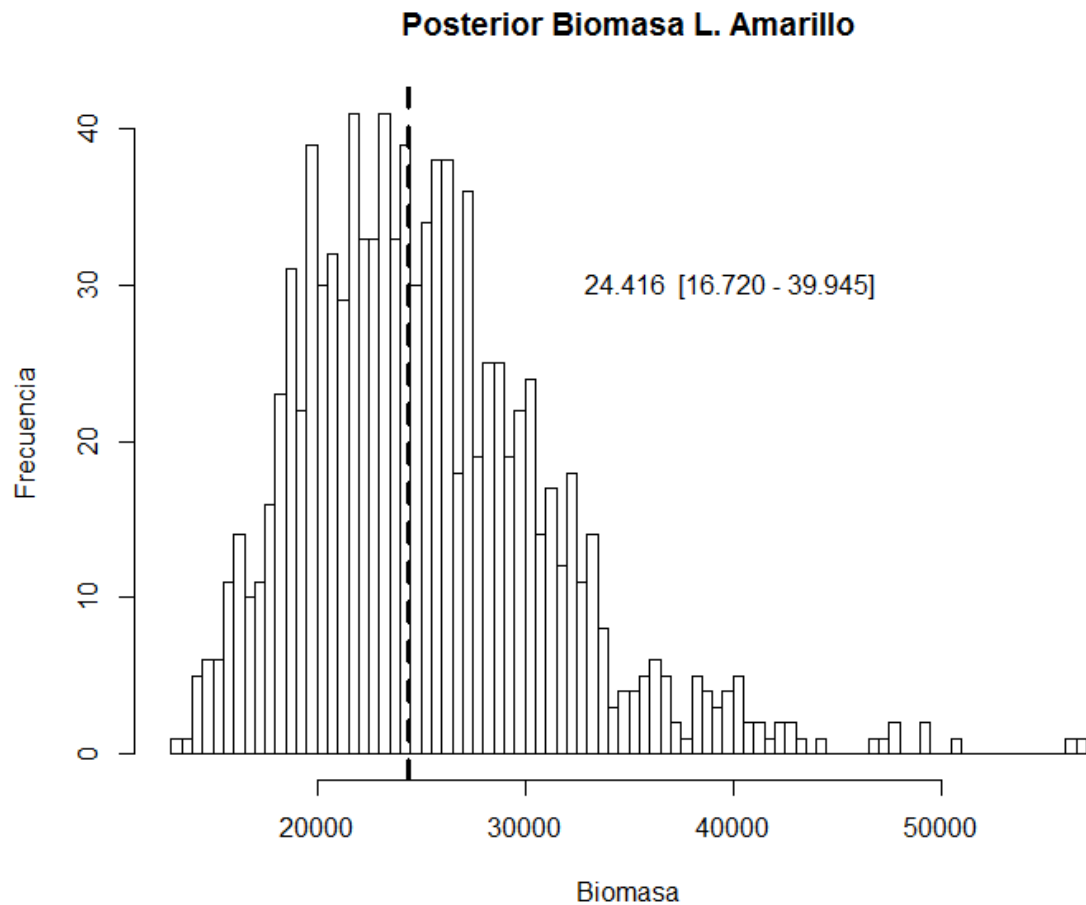


Figura 34. Distribución posterior empírica de la biomasa langostino amarillo (todos los focos). Se indica la media y el intervalo del 95% de credibilidad. La línea punteada vertical indica la mediana.

b) Langostino colorado

Para el caso de langostino colorado, se tomó el foco 10 como ejemplo para graficar en el espacio la CPUA predicha. En la **figura 35** se puede apreciar que las observaciones de CPUA altas en el medio del foco, son predichas adecuadamente por el modelo. También se observa un aumento de la CPUA predicha, mayormente en el borde oceánico del foco. Este efecto es causado por la covariable de profundidad que predice altas densidades en las profundidades que delimitan el foco.

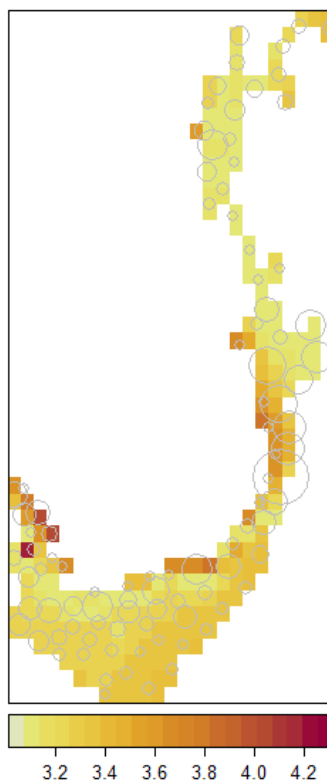
Predicci3n CUPA Foco 10

Figura 35. Predicci3n de la abundancia espacial (en escala logar3tmica) de foco 10 langostino colorado. Los c3rculos grises indican las observaciones de la CUPA en proporci3n relativa.

Las estimaciones de CUPA media del foco tanto para el m3todo de GRF (Campos Aleatorios Gaussianos; inferencia Bayesiana) y aquellos estimados desde la Geo estadística intrínseca, son muy similares para langostino colorado. Las mayores diferencias son observadas en el foco en el foco 8 y 13 (**Fig. 36**). En el resto de focos la estimaci3n mediante ambos m3todos es muy similar.

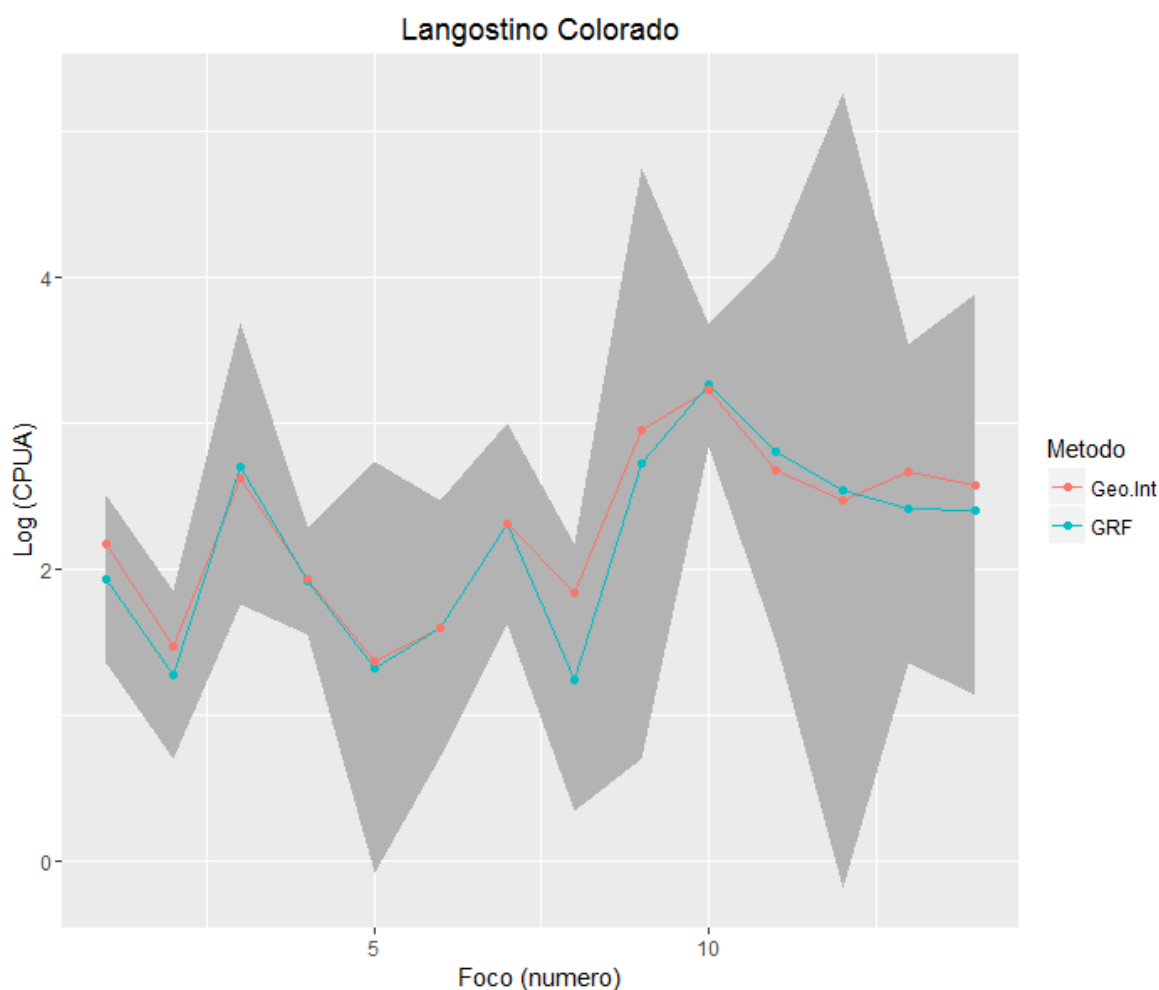


Figura 36. Predicción de la CPUA en langostino colorado por foco, usando el método de campos aleatorios gaussianos (GRF) con prioris informativas. El área gris denota el intervalo de credibilidad de la estimación (95%). En línea roja se compara con la mediana de los resultados provenientes de la geoestadística intrínseca (Geo.Int).

Al analizar la densidad posterior de la CPUA predicha (intercepto del modelo) se puede apreciar que es el foco 9 y 12 son los que tienen mayor incertidumbre, pero también mayores CPUA medias predichas (**Fig. 37**). El foco 10, es el que presentan las mayores CPUA y también los intervalos de credibilidad más angostos.

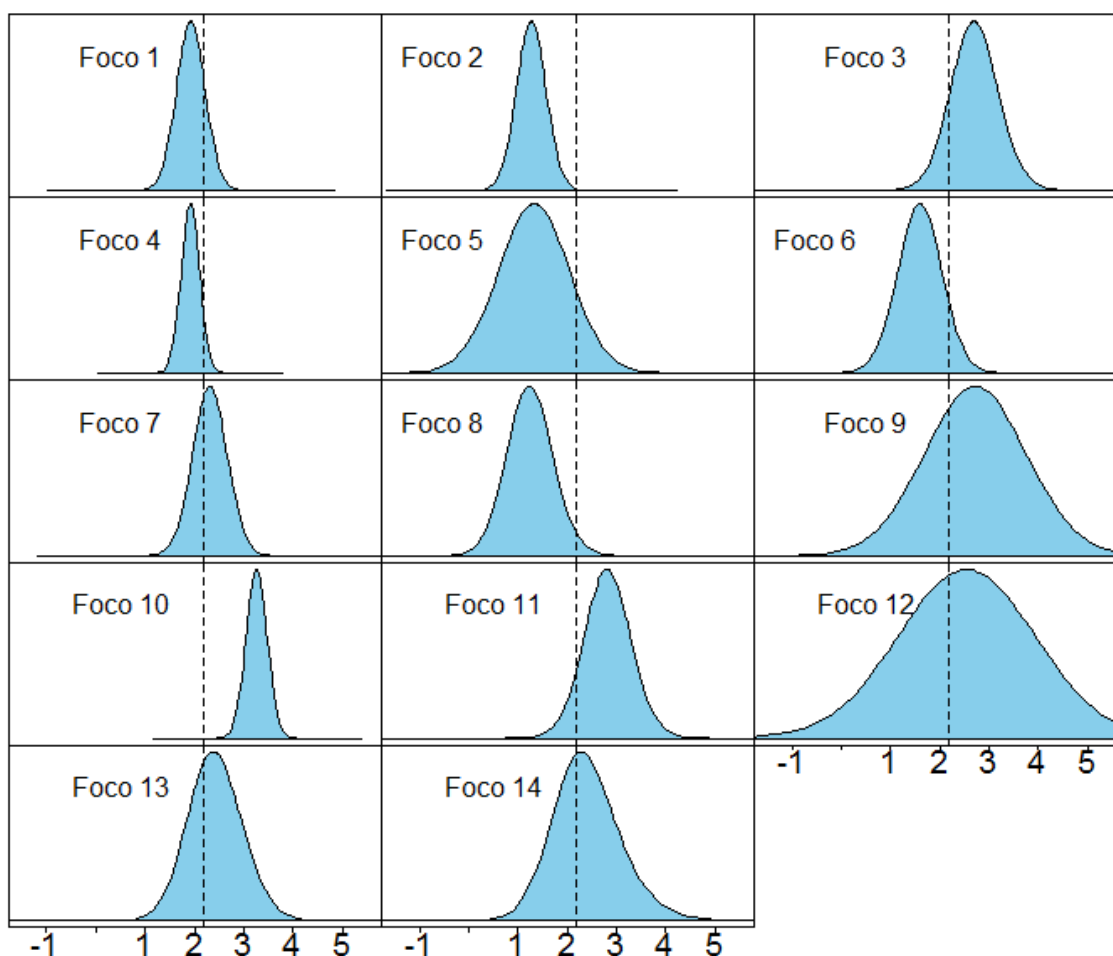


Figura 37. Distribución posterior del log de CPEA por foco en Langostino colorado. La línea punteada indica la media de CPEA a través de todos los focos.

Al igual que el caso de langostino amarillo, aquí en langostino colorado la densidad empírica posterior de la biomasa total presenta una fuerte asimetría con una cola cargada hacia la derecha (**Fig. 38**). La media de la estimación de biomasa en langostino colorado mediante GRF es 52.649 con un intervalo del 95% de credibilidad de [38.733 - 82.226].

Posterior Biomasa L. Colorado

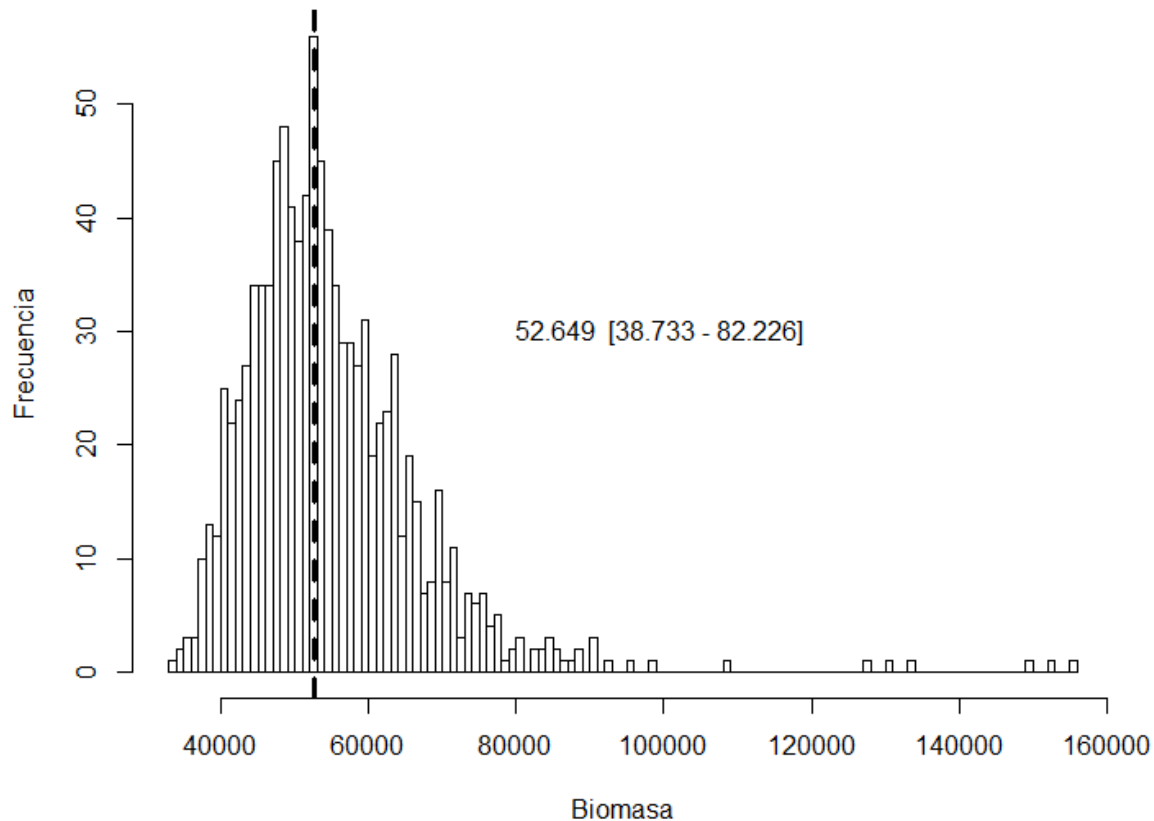


Figura 38. Distribución posterior empírica de la biomasa langostino colorado (todos los focos). Se indica la media y el intervalo del 95% de credibilidad. La línea punteada vertical indica la mediana.

4.3.4 Relaciones talla-peso

Las estimaciones estuvieron influenciadas por la alta proporción de hembras en estado de portación de huevos durante la época en que se desarrolló el crucero, lo que disminuyó los tamaños muestrales de hembras no portadoras aptas para el ajuste, en especial en el caso del langostino colorado (V y VI Regiones).

Conforme a ello, se agruparon los datos por regiones en los casos en que no se obtuvieron tamaños de muestra adecuados para el ajuste. Los parámetros estimados resultaron significativos (valor- $p < 0,05$), variando en el langostino amarillo los coeficientes de b_1 para las funciones de poder entre 2,35 y 3,08 (Figs. 39 y 40; Tabla 33), y entre 2,56 y 3,09 para el langostino colorado (Figs. 41 y 42; Tablas 34).



En el langostino amarillo, las pruebas de isometría resultaron significativas (valor- $p < 0,05$) en machos en las Regiones de O'Higgins (VI) y Biobío (VIII), y en hembras en las Regiones de Coquimbo (IV), de Valparaíso (V) y del Maule (VII) (**Tabla 33**).

Las dójimas de comparación de parámetros de modelos entre machos y hembras resultaron significativas entre las Regiones de Antofagasta (II) y del Maule (VII) (valor- $p < 0,05$), en tanto se aceptó la hipótesis nula en el caso de la Región del Biobío (VIII) (**Tabla 33**).

Tabla 33. Parámetros relación talla-peso, resultados de prueba de Isometría y de igualdad de parámetros entre machos y hembras, en el langostino amarillo.

Región	Parámetro	Machos	n	Isometría	Hembras	n	Isometría	Igualdad
III	b0	0,0008	226	Acepto	0,0009	115	Acepto	Rechazo
	b1	2,9461		H0	2,8697		H0	H0
IV	b0	0,0008	335	Acepto	0,0020	193	Rechazo	Rechazo
	b1	2,9602		H0	2,6740		H0	H0
V	b0	0,0011	354	Acepto	0,0024	108	Rechazo	Rechazo
	b1	2,8855		H0	2,6349		H0	H0
VI	b0	0,0012	137	Rechazo	0,0005	85	Acepto	Rechazo
	b1	2,8492		H0	3,0860		H0	H0
VII	b0	0,0005	186	Acepto	0,0072	74	Rechazo	Rechazo
	b1	3,0778		H0	2,3589		H0	H0
VIII	b0	0,0018	204	Rechazo	0,0006	190	Acepto	Acepto
	b1	2,7583		H0	3,0047		H0	H0

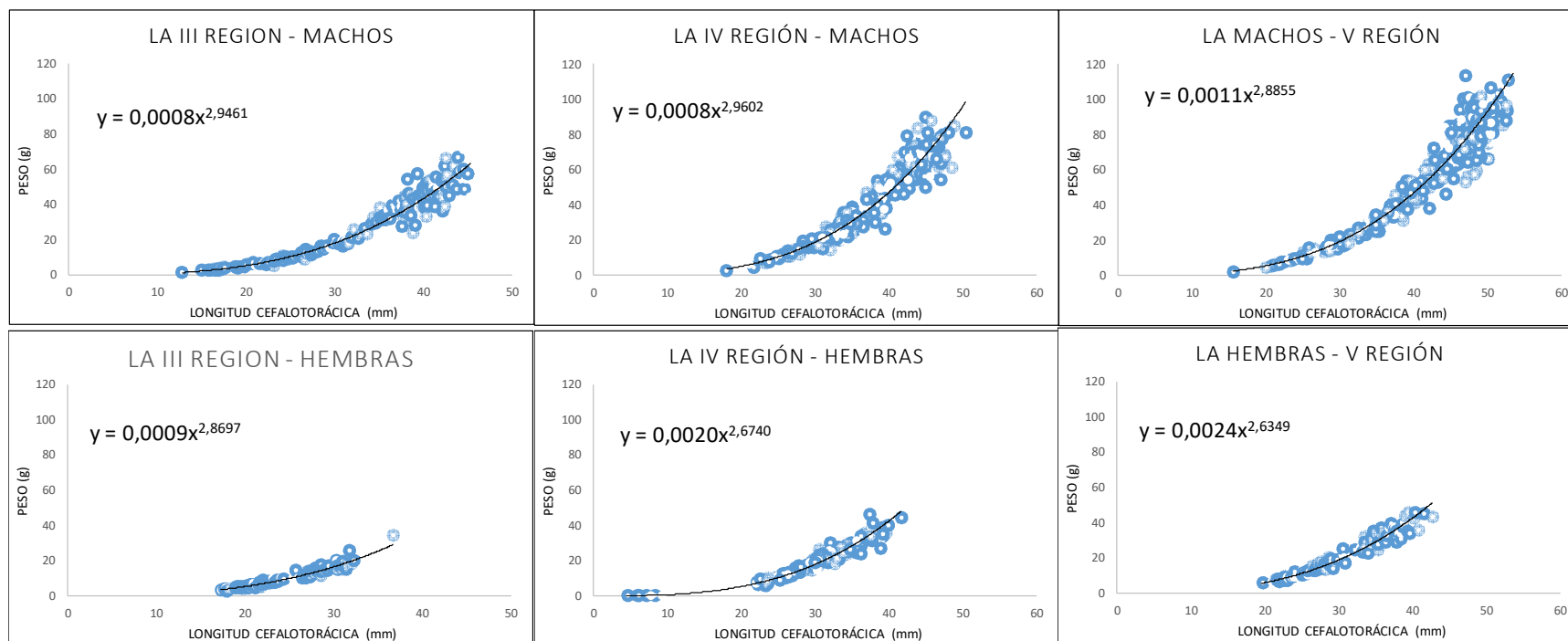


Figura 39. Gráficos de dispersión y modelos ajustados de las relaciones talla-peso, por Región y Sexo (machos y hembras no portadoras) para langostino amarillo.

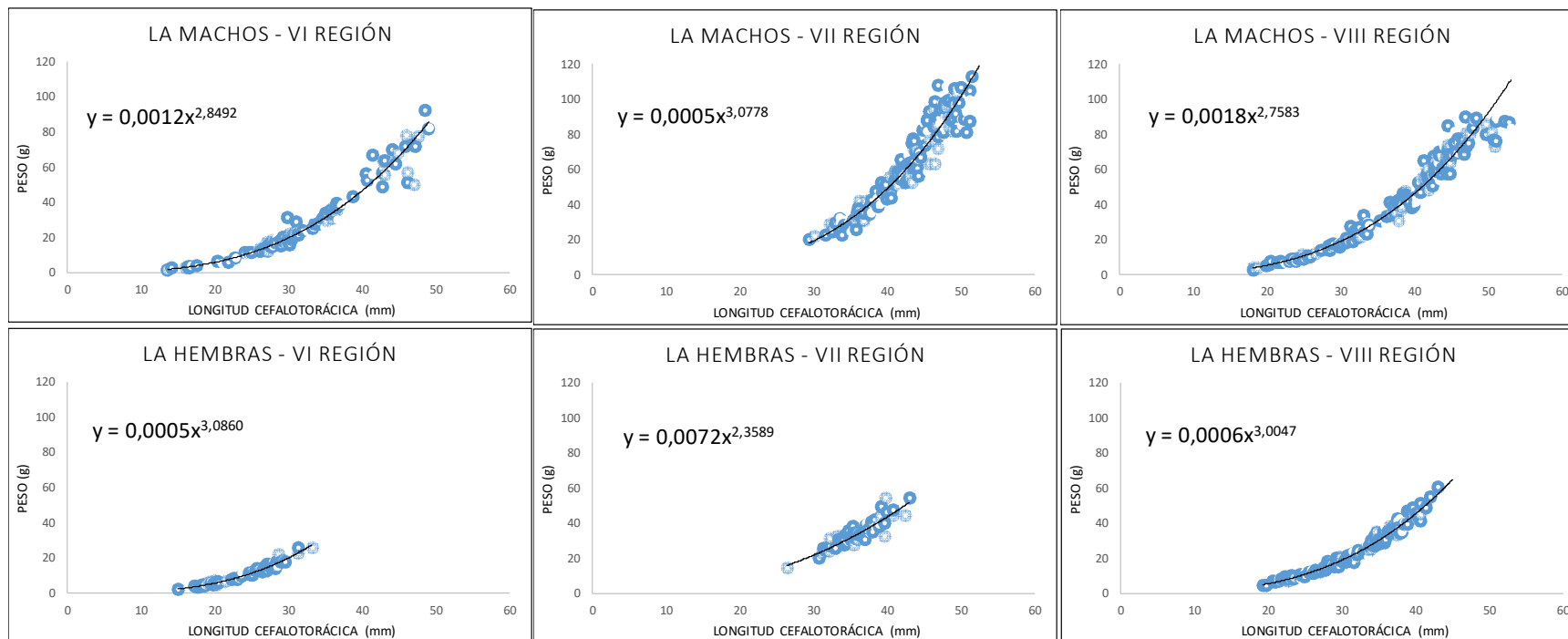


Figura 40. Gráficos de dispersión y modelos ajustados de las relaciones talla-peso, por Región y Sexo (machos y hembras no portadoras) para langostino amarillo.



En el langostino colorado, las pruebas de isometría resultaron significativas (valor- $p < 0,05$) en machos en la Región del Biobío (VIII) y en la totalidad de la Unidad de Pesquería Sur, en tanto en hembras en las Regiones de Atacama (III), del Maule (VII), del Biobío (VIII) y en el caso de la totalidad de la Unidad de Pesquería Sur (**Tabla 34**).

Las dójimas de comparación de parámetros de modelos entre machos y hembras resultaron significativas en las Regiones de Atacama (III) y del Biobío (VIII) (valor- $p < 0,05$). Idéntico resultado se obtuvo en el caso de la Unidad de Pesquería Sur, mientras que se aceptó a hipótesis nula en el caso de la Región de Antofagasta (II), Coquimbo (IV) y del Maule (VII) (**Tabla 34**).

Tabla 34. Parámetros relación talla-peso, resultados de prueba de Isometría y de igualdad de parámetros entre machos y hembras, en el langostino colorado.

Región	Parámetro	Machos	n	Isometría	Hembras	n	Isometría	Igualdad
II	b0	0,0007	233	Acepto	0,0005	150	Acepto	Acepto
	b1	2,8807		H0	2,9293		H0	H0
III	b0	0,0005	370	Acepto	0,0018	302	Rechazo	Rechazo
	b1	2,9506		H0	2,5654		H0	H0
IV	b0	0,0006	257	Acepto	0,0004	188	Acepto	Acepto
	b1	2,9690		H0	3,0146		H0	H0
V*	b0	0,0012	1.298	Rechazo	0,0022	1.212	Rechazo	Rechazo
	b1	2,8342		H0	2,6226		H0	H0
VI*	b0	0,0012	1.298	Rechazo	0,0022	1.212	Rechazo	Rechazo
	b1	2,8342		H0	2,6226		H0	H0
VII	b0	0,0011	339	Acepto	0,0013	304	Rechazo	Acepto
	b1	2,8639		H0	2,7903		H0	H0
VIII	b0	0,0004	569	Rechazo	0,0004	548	Rechazo	Rechazo
	b1	3,0903		H0	3,1187		H0	H0

(*) Estimados en base la totalidad de observaciones de la Unidad de Pesquería Sur.

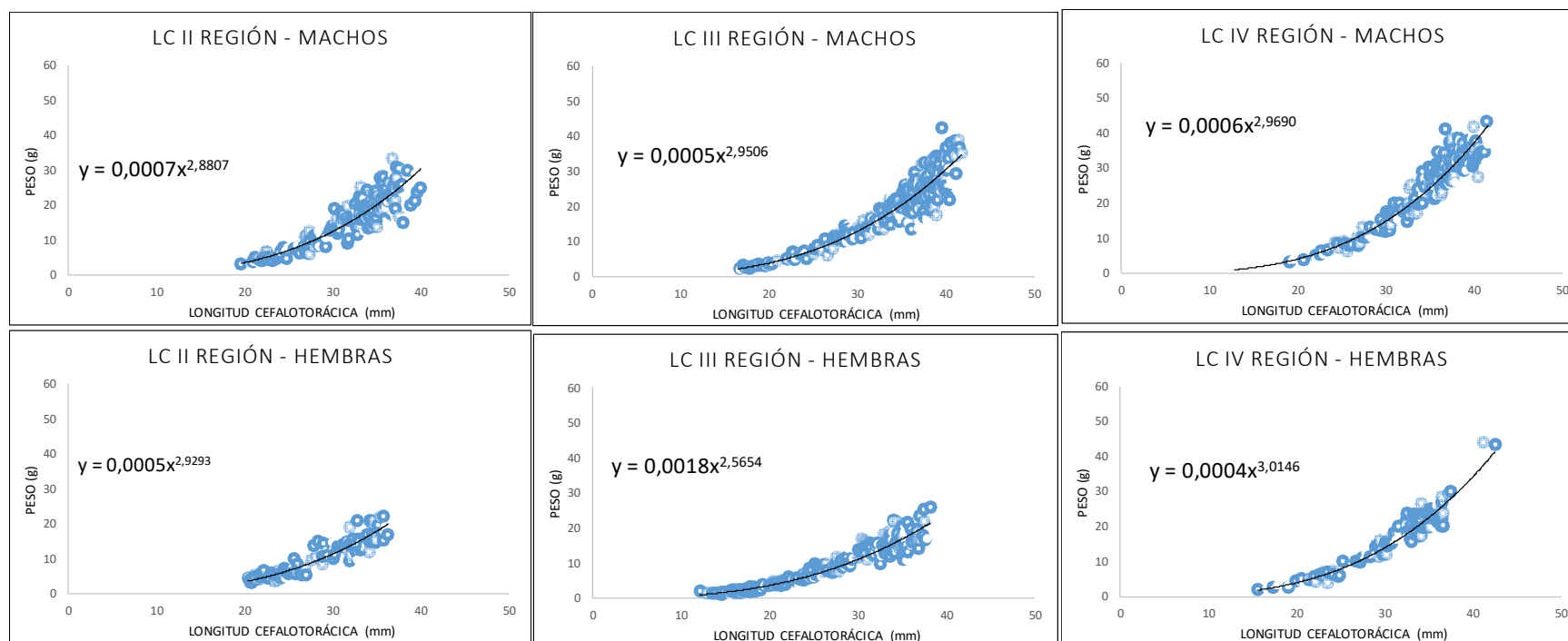


Figura 41. Gráficos de dispersión y modelos ajustados de las relaciones talla-peso, por Región y Sexo (machos y hembras no portadoras) para langostino colorado.

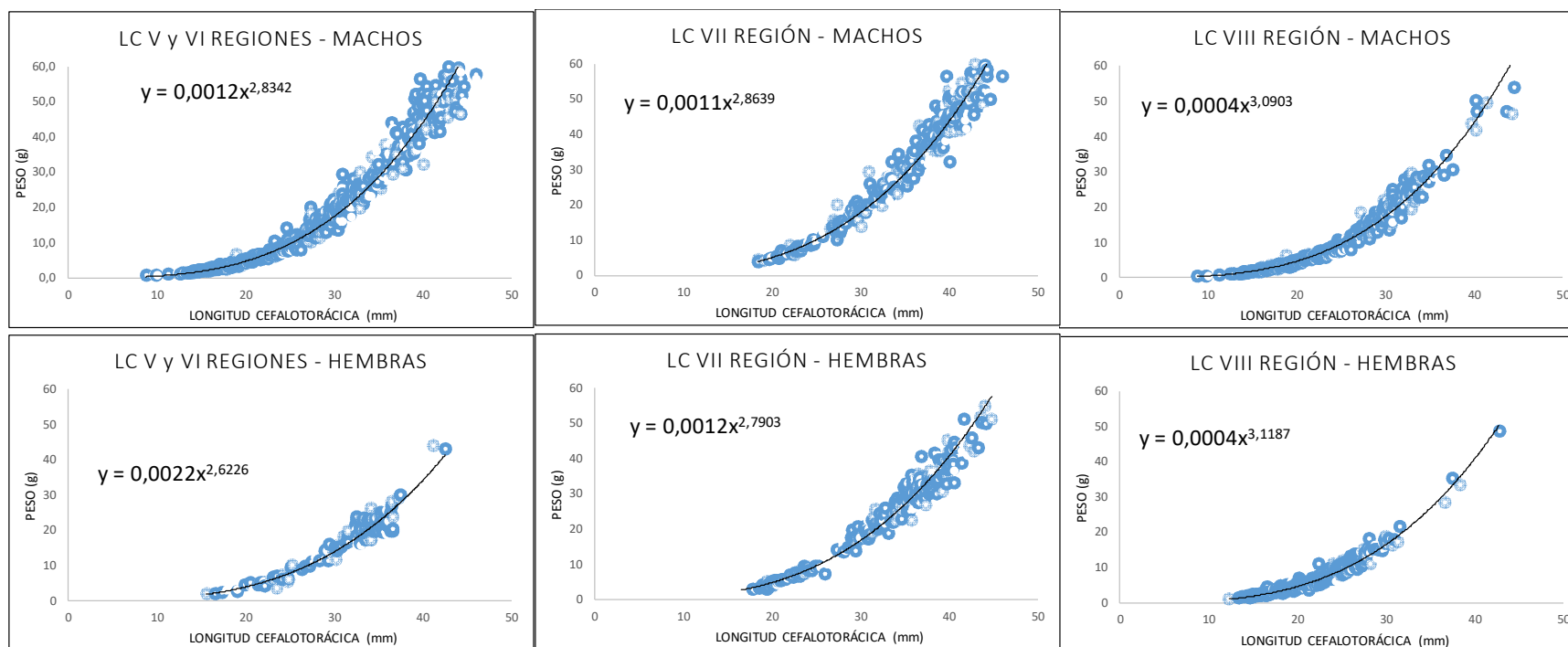


Figura 42. Gráficos de dispersión y modelos ajustados de las relaciones talla-peso, por Región y Sexo (machos y hembras no portadoras) para langostino colorado.



4.3.5 Estimaciones de biomasa y abundancia por talla, sexo, región y foco de abundancia

a) Estructura de tallas de langostino amarillo

Las tallas del langostino amarillo variaron entre 16,1 y 55,7 mm de longitud cefalotorácica (LC), con una talla promedio (datos expandidos) de 36,2 mm LC. La talla promedio de los machos fue 38,8 mm, la de hembras portadoras (ovíferas) de 34,2 mm y las de hembras totales (ovíferas + no portadoras) 32,9 mm, en tanto las modas fueron 33,5, 39,0 y 32,0 mm para machos, hembras portadoras y hembras totales, respectivamente. Por foco de abundancia, las mayores tallas promedio se estimaron en el foco 6, ubicado aproximadamente entre Quintero y la Bahía de Valparaíso, en tanto la menor en el foco 11, localizado en el borde externo de la plataforma de la Región del Biobío (**Tabla 35; Figs. 43 a 45**). Las distribuciones de frecuencia por región se muestran en las **figuras 46 y 47**.

Tabla 35. Estadígrafos de las tallas (LC) de langostino amarillo por foco y sexo.

Foco	Media			Moda			Desviación estándar		
	Machos	Hembras portadoras	Hembras totales	Machos	Hembras portadoras	Hembras totales	Machos	Hembras portadoras	Hembras totales
1	35,8	28,6	28,3	34,0	29,0	29,0	4,4	2,3	2,7
2	38,2	32,5	32,0	40,0	32,0	32,0	4,6	2,6	2,9
3	37,9	35,7	34,9	35,0	35,0	35,0	3,5	2,4	2,7
4	41,0	35,3	35,2	42,0	32,0	32,0	4,4	3,0	3,0
5	42,3	36,5	36,5	45,0	36,0	38,0	4,5	2,6	2,6
6	43,0	35,2	35,2	44,0	36,0	36,0	3,6	2,6	2,6
7	38,5	-	23,1	39,0	-	23,0	4,2	-	1,7
8	41,5	37,3	37,4	37/46	38,0	38,0	4,9	1,9	1,9
9	38,8	35,4	34,0	45,0	38,0	38,0	6,7	4,5	5,1
10	39,7	35,4	31,5	41,0	35,0	29,0	4,2	3,2	3,1
11	35,6	35,8	30,0	30,0	35,0	29,0	5,7	2,3	3,3
12	38,0	35,8	32,9	46,0	36,0	31,0	6,4	2,9	3,9
13	41,9	36,4	36,2	38,0	34,0	34,0	4,7	3,1	3,1
Total	38,8	34,2	32,9	40,0	34,0	32,0			

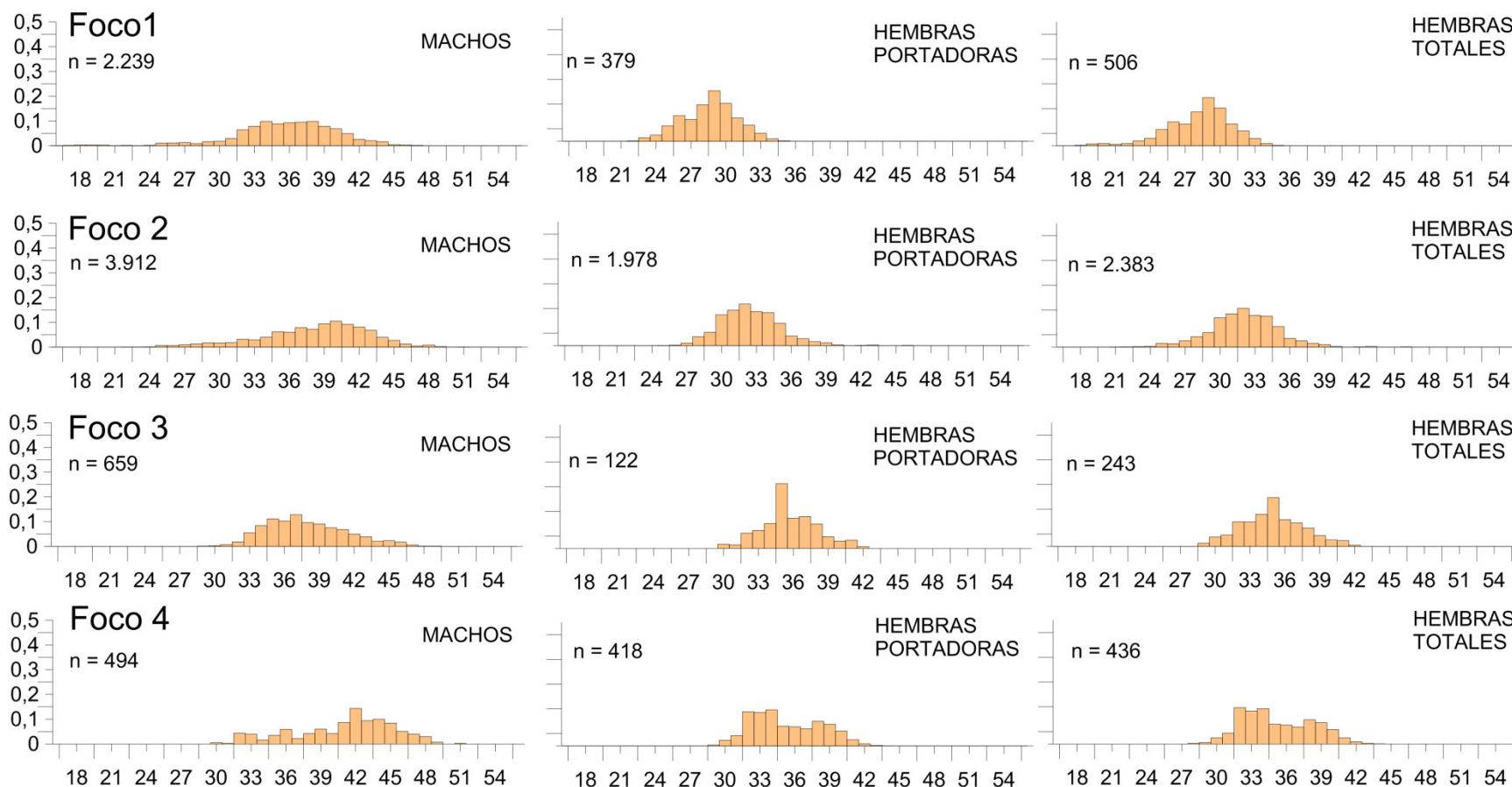


Figura 43. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por foco y sexo en langostino amarillo (Focos 1 al 4).

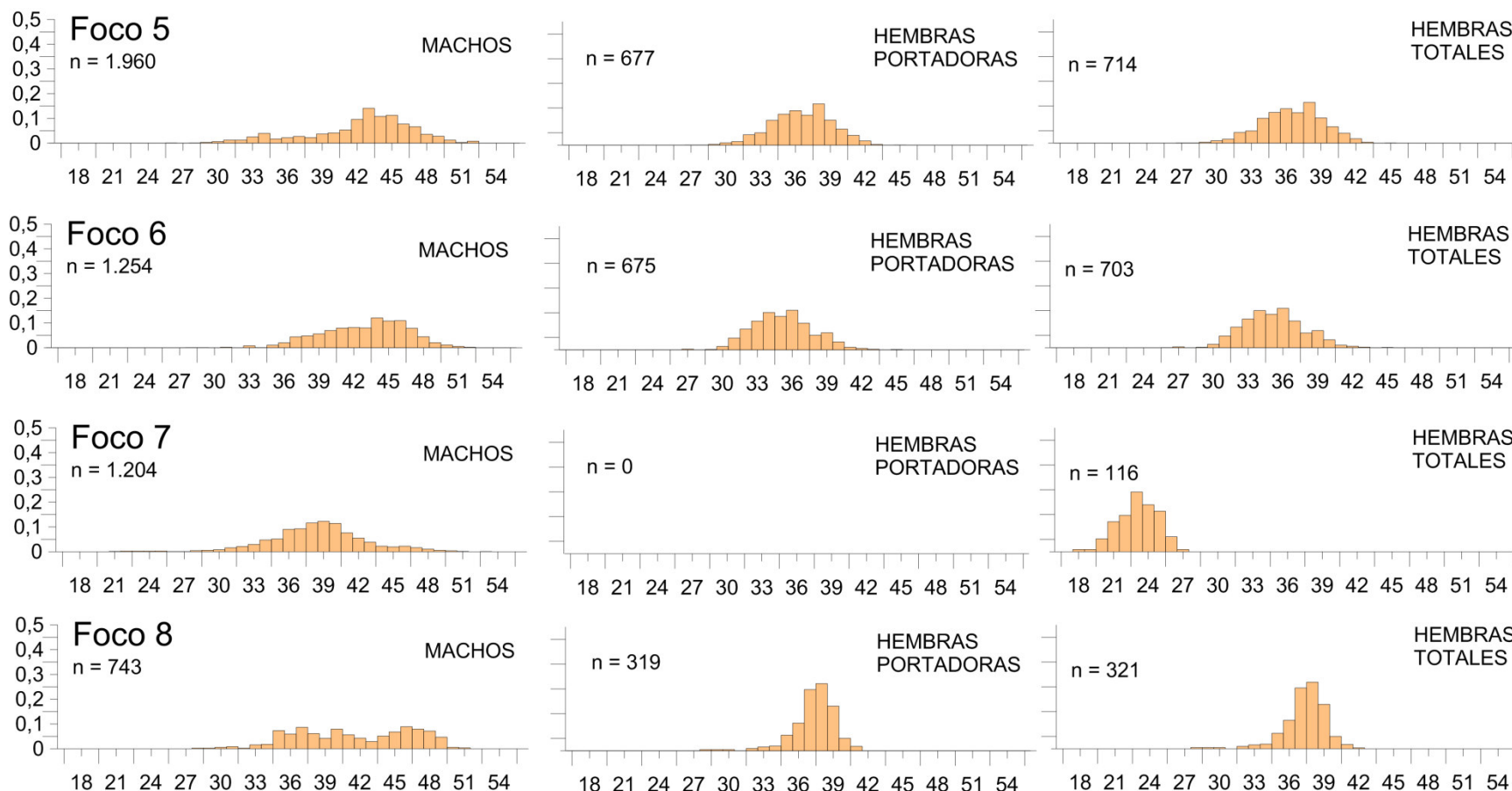


Figura 44. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por foco y sexo en langostino amarillo (Focos 5 al 8).

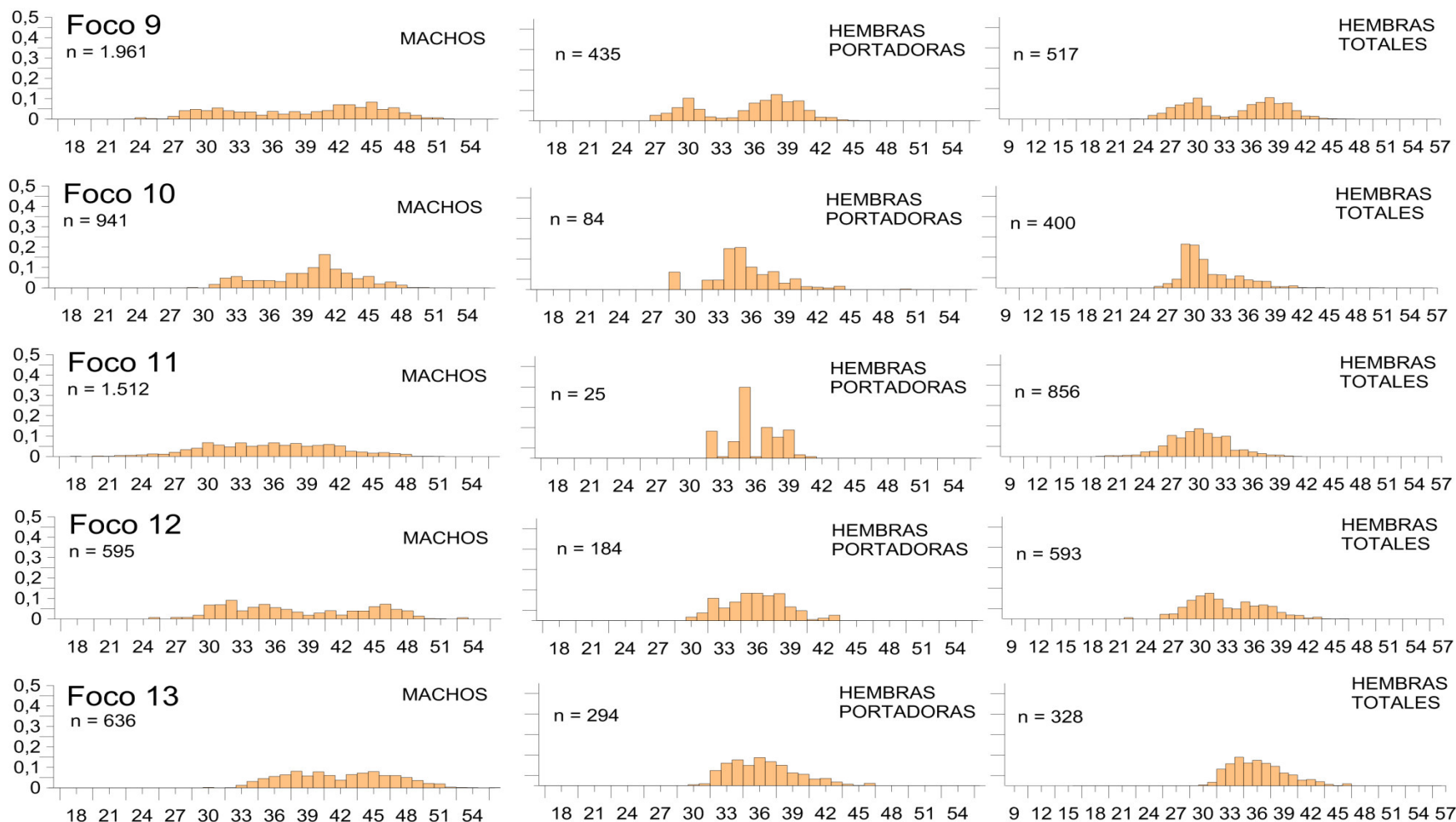


Figura 45. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por foco y sexo en langostino amarillo (Focos 9 al 13).

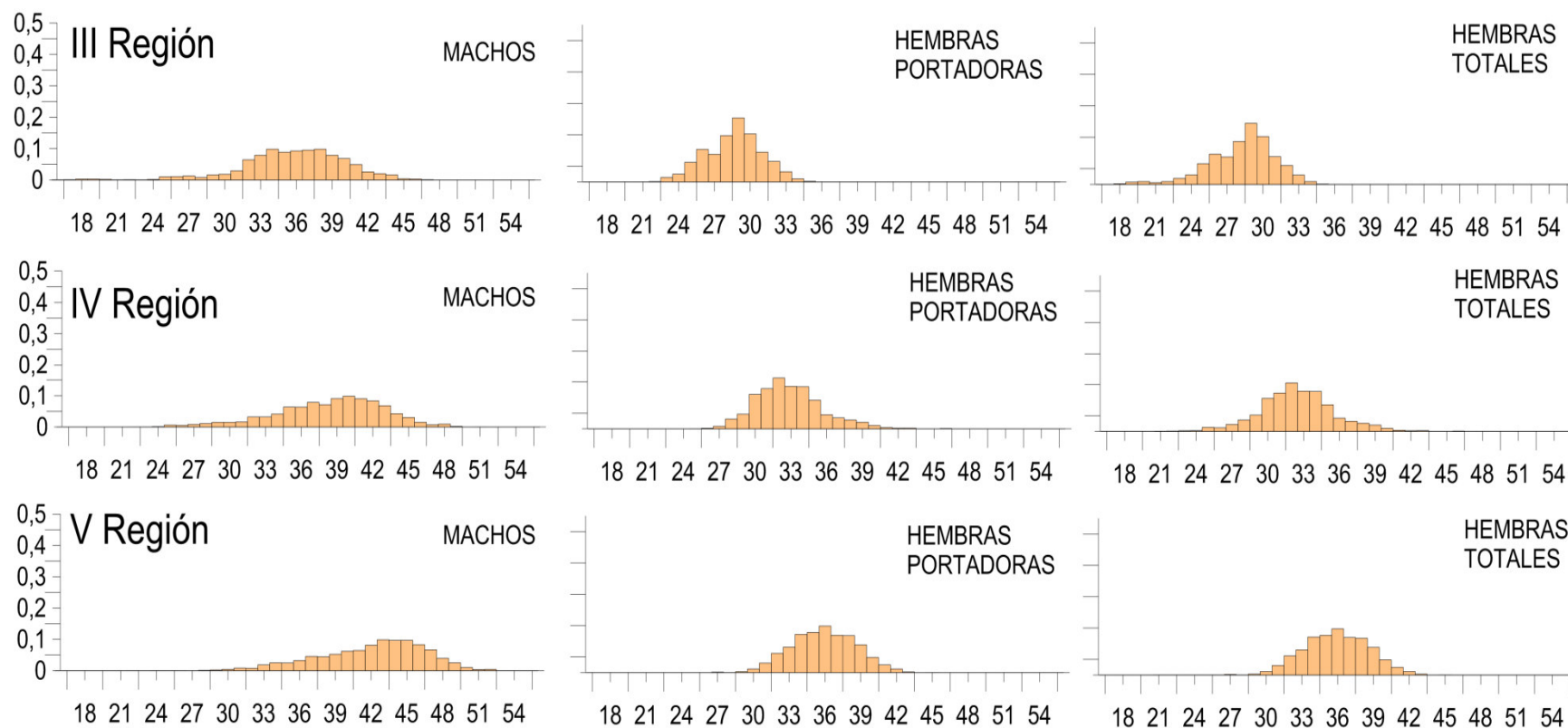


Figura 46. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por región administrativa y sexo en langostino amarillo (Regiones de Atacama (III) a Valparaíso (V)).

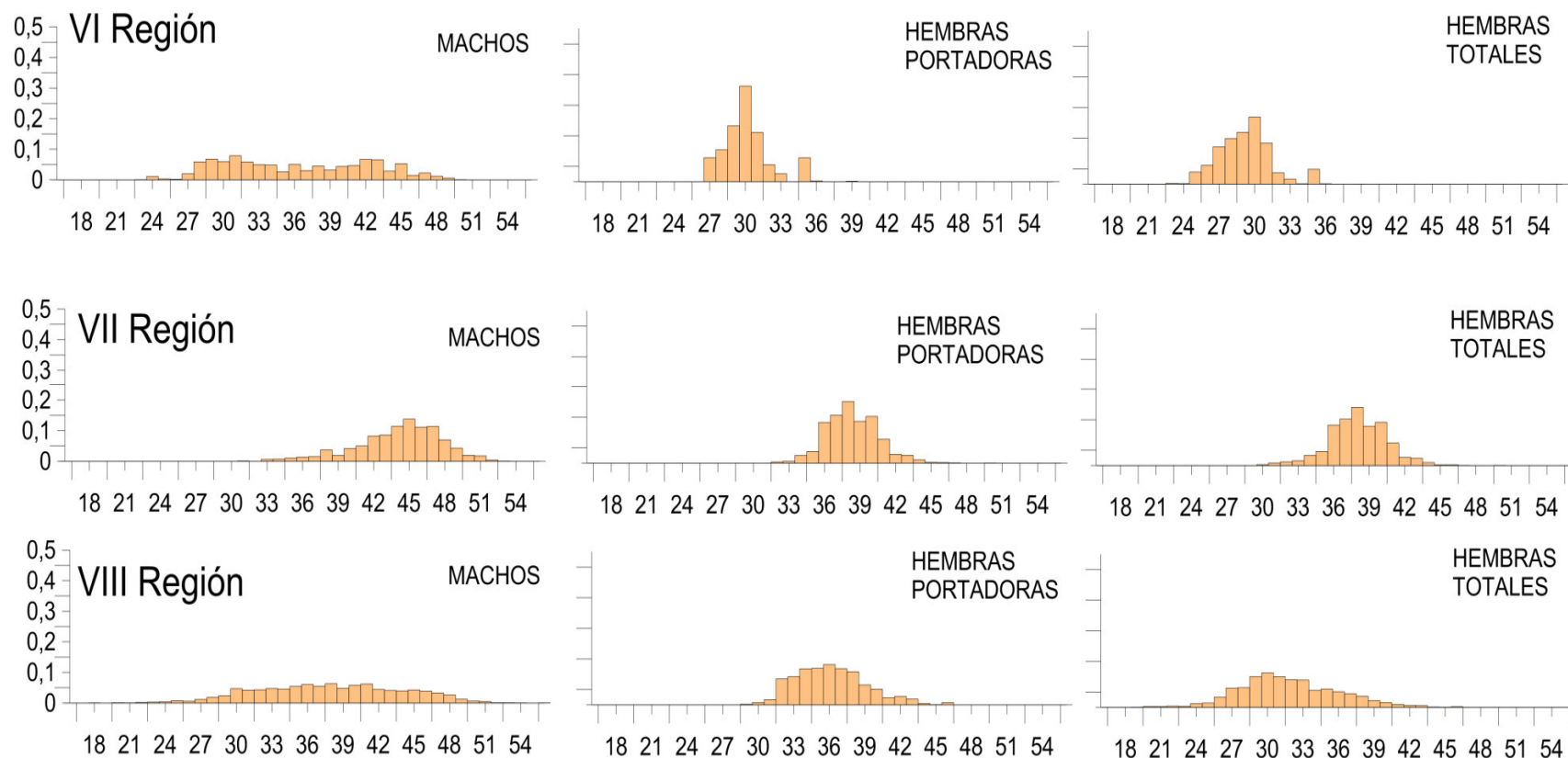


Figura 47. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por región administrativa y sexo en langostino amarillo (Regiones de O'Higgins (VI) a Maule (VII)).



Los kriging de tallas medias de los focos de abundancia de langostino amarillo, indicaron que las mayores tallas promedio se localizaron al centro-sur del área de distribución (Los Vilos al sur), exceptuando la zona externa de la plataforma de la Región del Biobío, donde se registraron tallas promedio en torno a ~27 mm LC, isolíneas en torno a dicha tallas, igualmente fueron estimadas al sur de Caldera (Fig. 48).

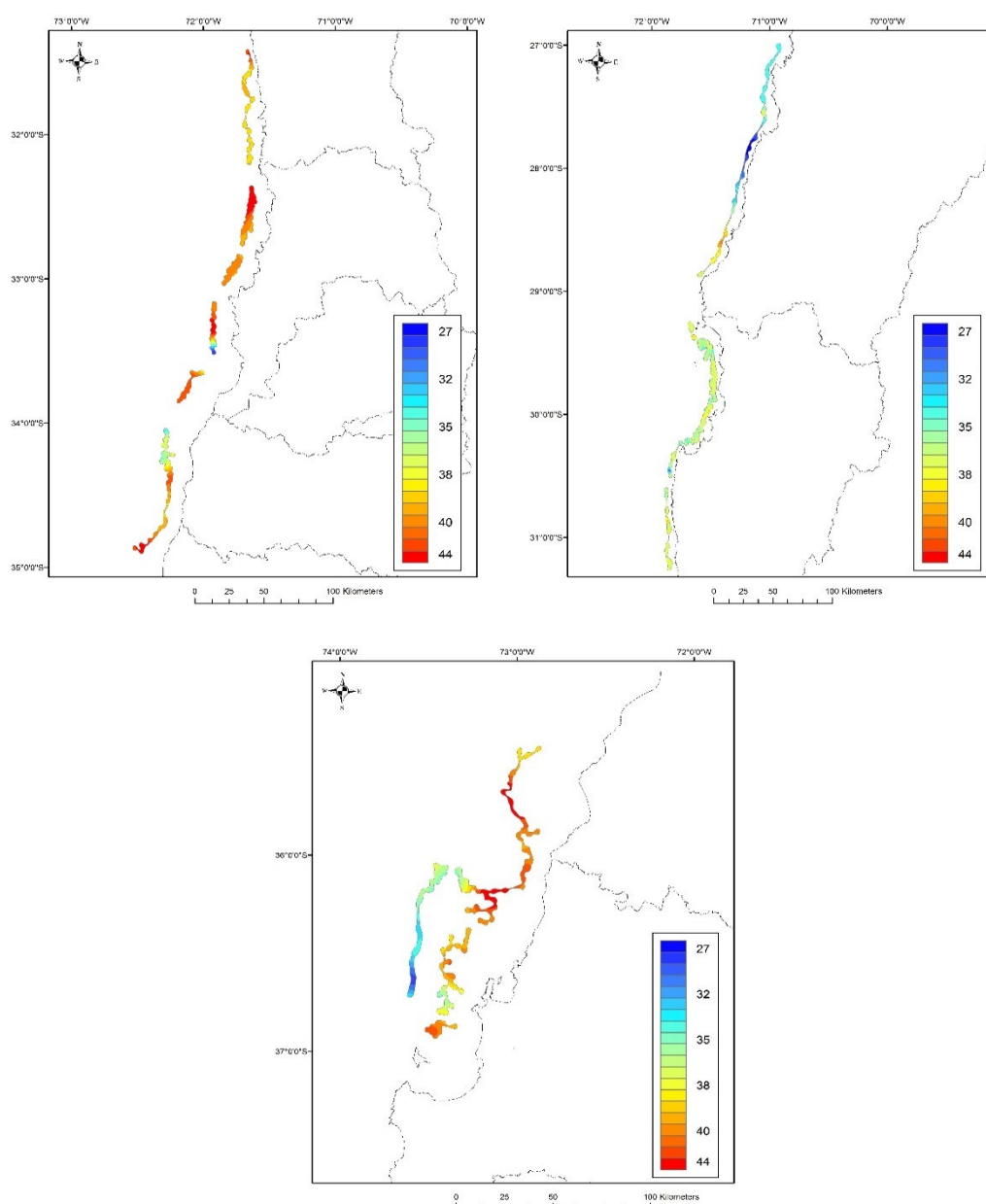


Figura 48. Longitud cefalotorácica promedio (mm) interpolada por kriging ordinario en los focos de langostino amarillo durante el crucero.



Espacialmente, la proporción de juveniles por lance de pesca, indicó que los mayores porcentajes bajo la talla de madurez sexual se localizaron en el borde de la plataforma de la Región del Biobío. Igualmente, se registraron algunos lances en las Regiones de Valparaíso y O'Higgins con proporciones sobre el 80% de ejemplares bajo la talla de referencia (Fig. 49).

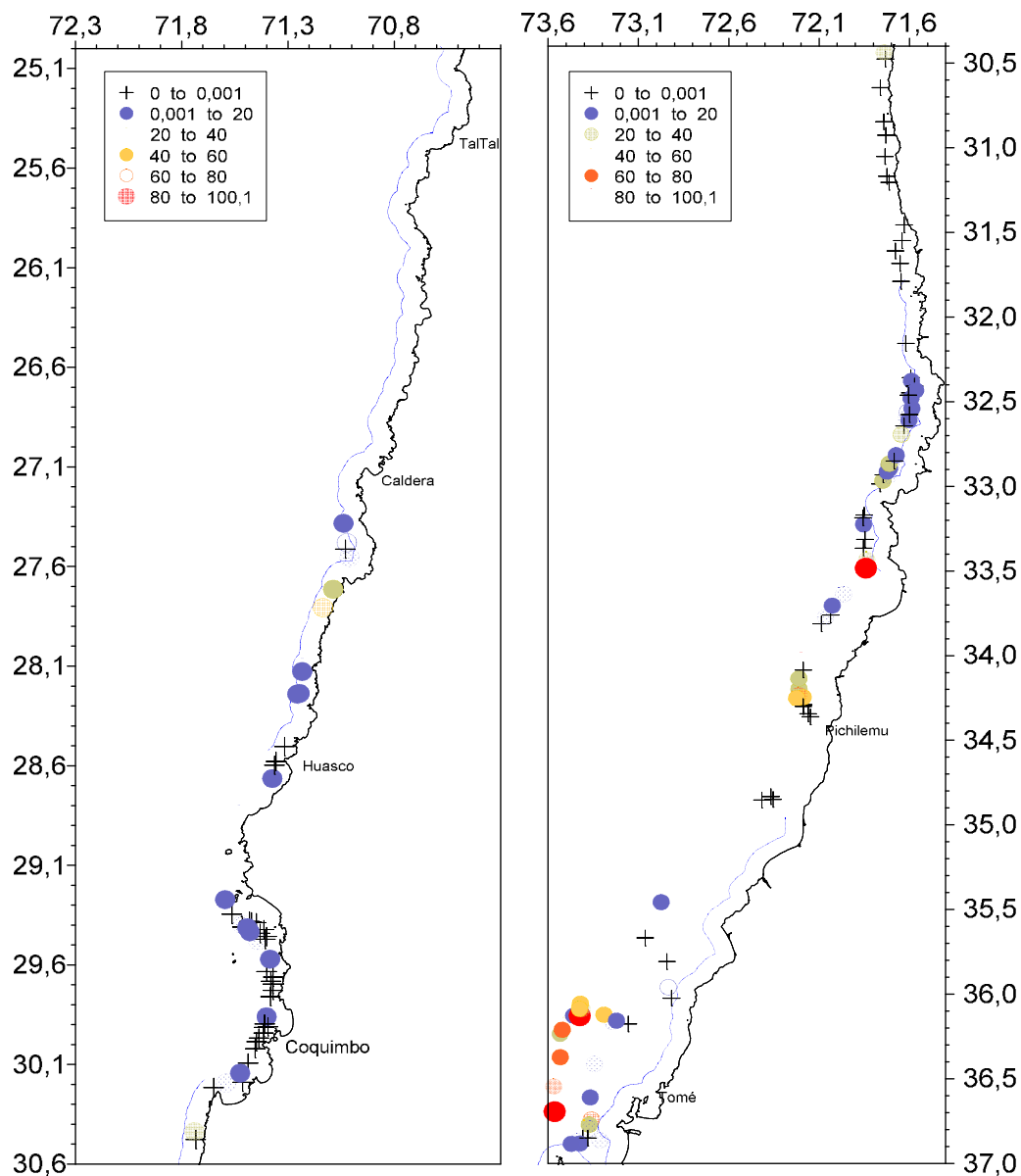


Figura 49. Proporción de juveniles de langostino amarillo por lance de pesca durante el crucero de evaluación (III y IV Regiones $LC < 26$ mm; V a VIII Regiones $LC < 33$ mm).

**b) Estructura de tallas de langostino colorado**

Las tallas del langostino colorado muestreado variaron entre 3,1 y 53,9 mm de longitud cefalotorácica (LC), con un promedio global de 29,8 mm LC. Desglosando por sexo, la talla promedio en machos fue 29,7 mm, en hembras portadoras (ovíferas) fue 32,2 mm y en hembras totales 29,8 mm. Las modas correspondieron a 30, 34 y 23 mm para machos, hembras portadoras y hembras totales, respectivamente. Por foco, las menores tallas promedio se observaron en los focos 2, 10, 13 y 14 (sur de Caldera y plataforma del Biobío), en tanto las mayores se registraron en el foco 8 (**Tabla 36; Figs. 50 a 52**). Las distribuciones de frecuencia por región se muestran en las **figuras 53 y 54**.

Tabla 36. Estadígrafos de las tallas (LC) de langostino colorado por foco y sexo durante el crucero.

Foco	Media			Moda			Desviación estándar		
	Machos	Hembras portadoras	Hembras totales	Machos	Hembras portadoras	Hembras totales	Machos	Hembras portadoras	Hembras totales
1	32,4	31,8	31,4	36,0	33,0	33,0	5,1	3,7	4,1
2	25,4	26,1	24,3	27,0	25,0	25,0	5,0	2,2	4,1
3	34,2	33,7	32,8	37,0	34,0	34,0	4,8	2,3	3,7
4	37,6	38,2	38,2	37,0	36,0	36,0	1,4	3,0	3,0
5	40,4	41,1	41,1	39,0	42,0	42,0	2,4	3,3	3,3
6	39,2	42,2	42,1	38,0	43,0	43,0	2,9	2,3	2,3
7	38,3	41,6	41,6	36,0	41,0	41,0	3,8	2,7	2,7
8	42,9	42,1	42,1	42,0	42,0	42,0	2,9	2,5	2,5
9	31,0	31,7	30,8	25,0	37,0	23,0	7,0	6,7	7,0
10	29,8	31,2	29,2	30,0	29,0	29,0	6,0	5,1	6,1
11	37,7	36,9	36,9	40,0	34,0	34,0	3,7	3,4	3,7
12	37,3	37,7	37,6	39,0	37,0	37,0	2,7	2,5	2,5
13	25,4	25,3	22,9	25,0	25,0	24,0	4,0	2,0	3,1
14	24,5	22,9	22,4	21,0	23,0	23,0	4,0	2,5	2,6
Total	29,7	32,2	29,8	30,0	34,0	23,0			

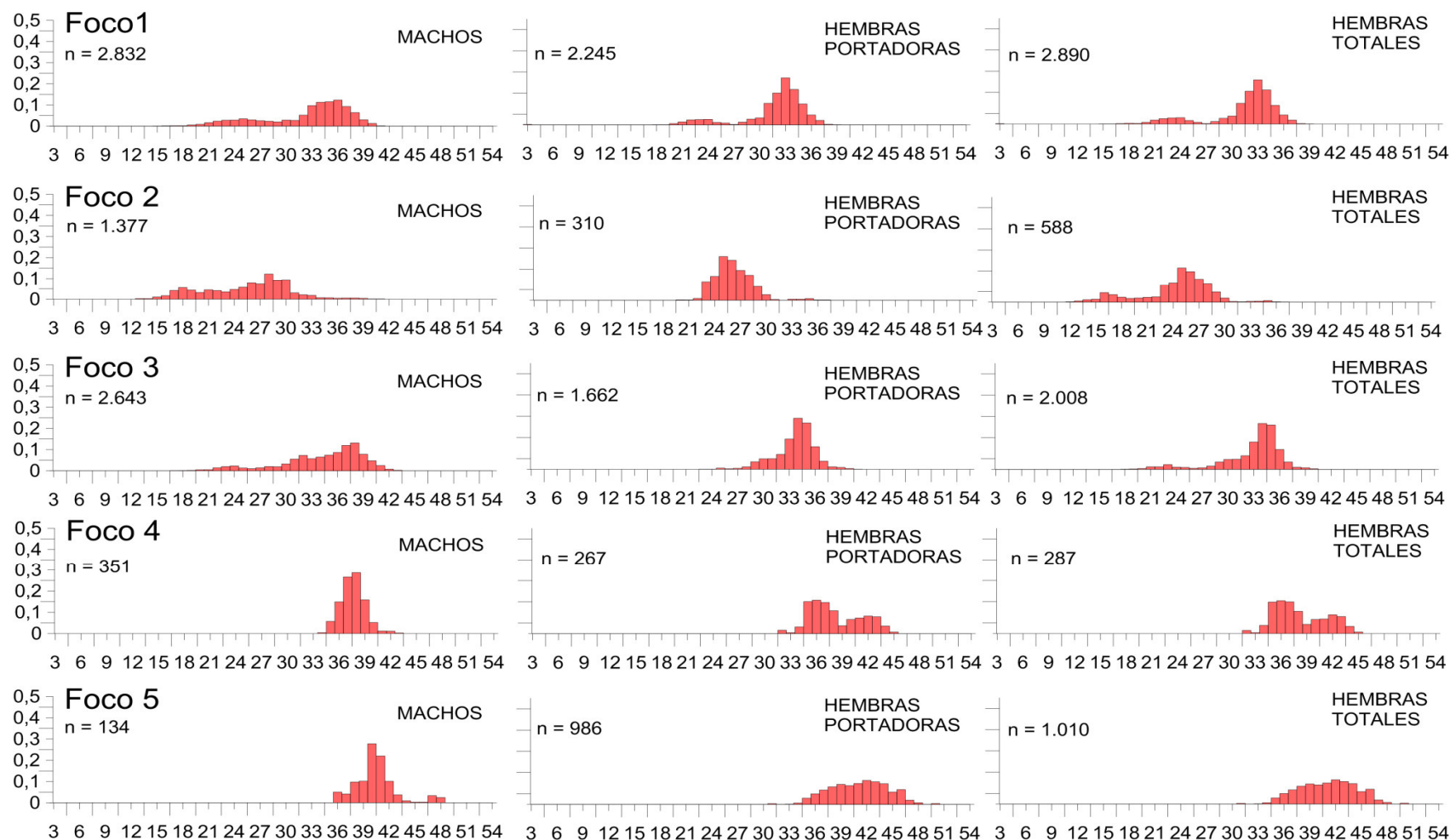


Figura 50. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por foco y sexo en langostino colorado (Focos 1 al 5).

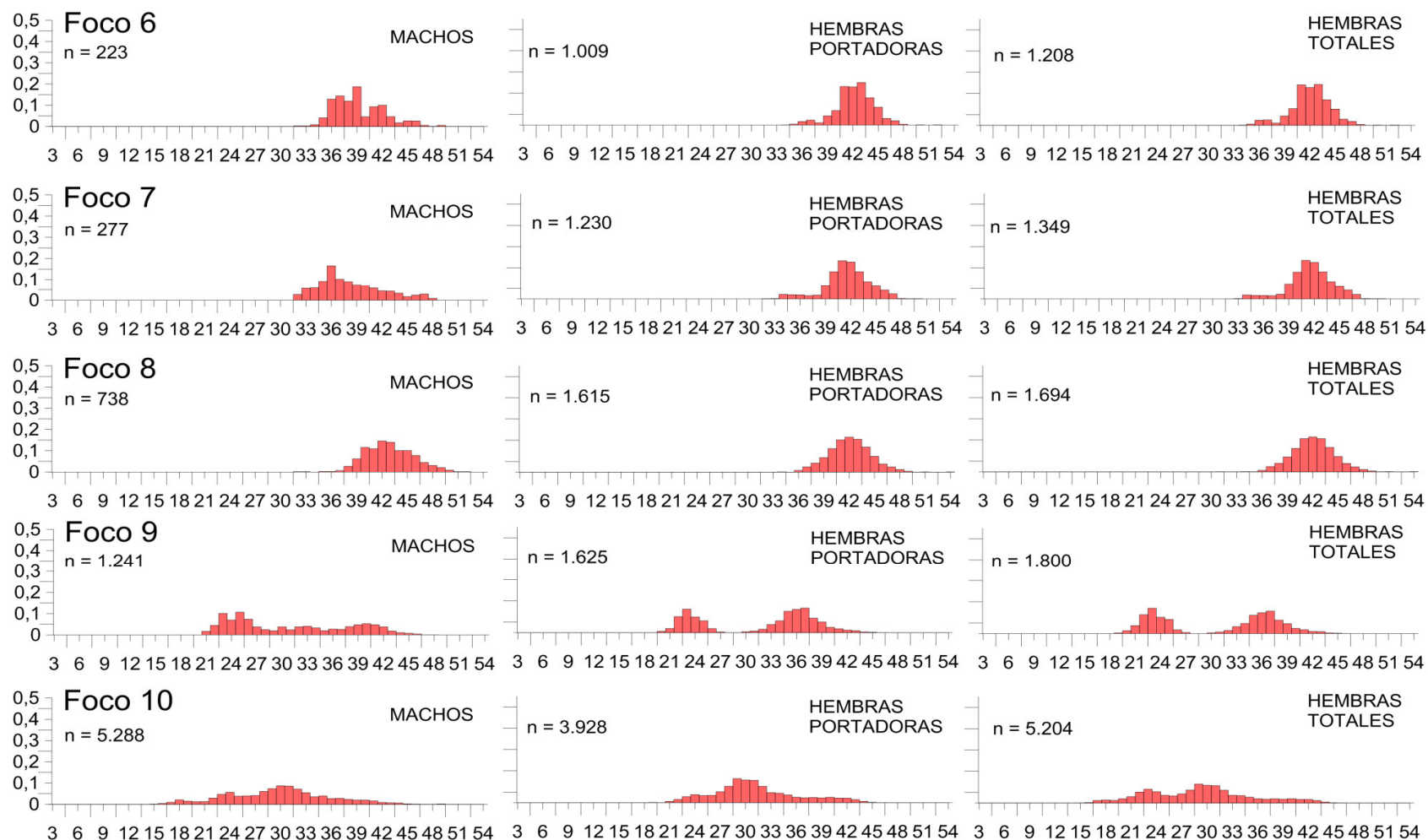


Figura 51. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por foco y sexo en langostino colorado (Focos 6 al 10).

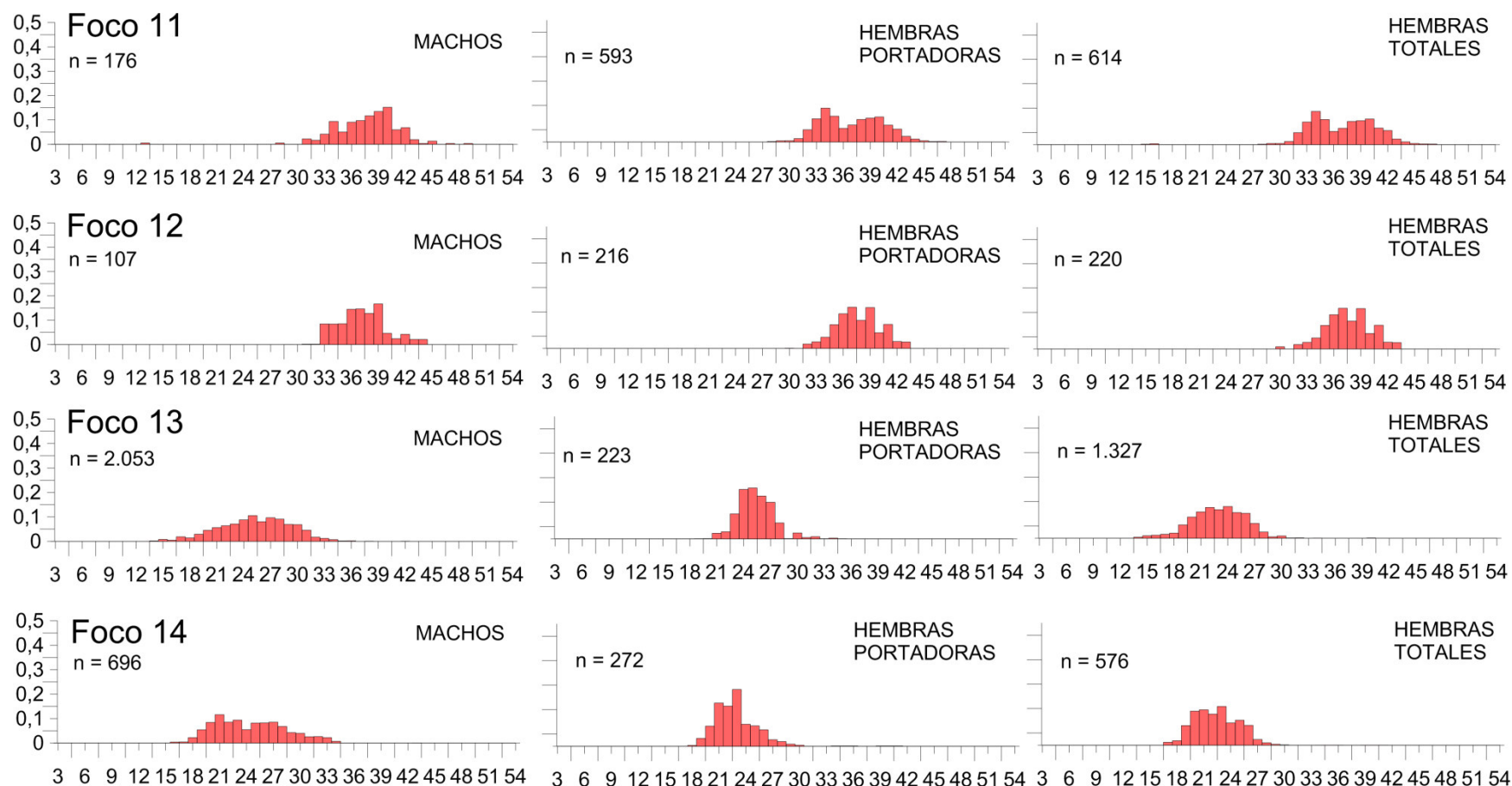


Figura 52. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por foco y sexo en langostino colorado (Focos 11 al 14).

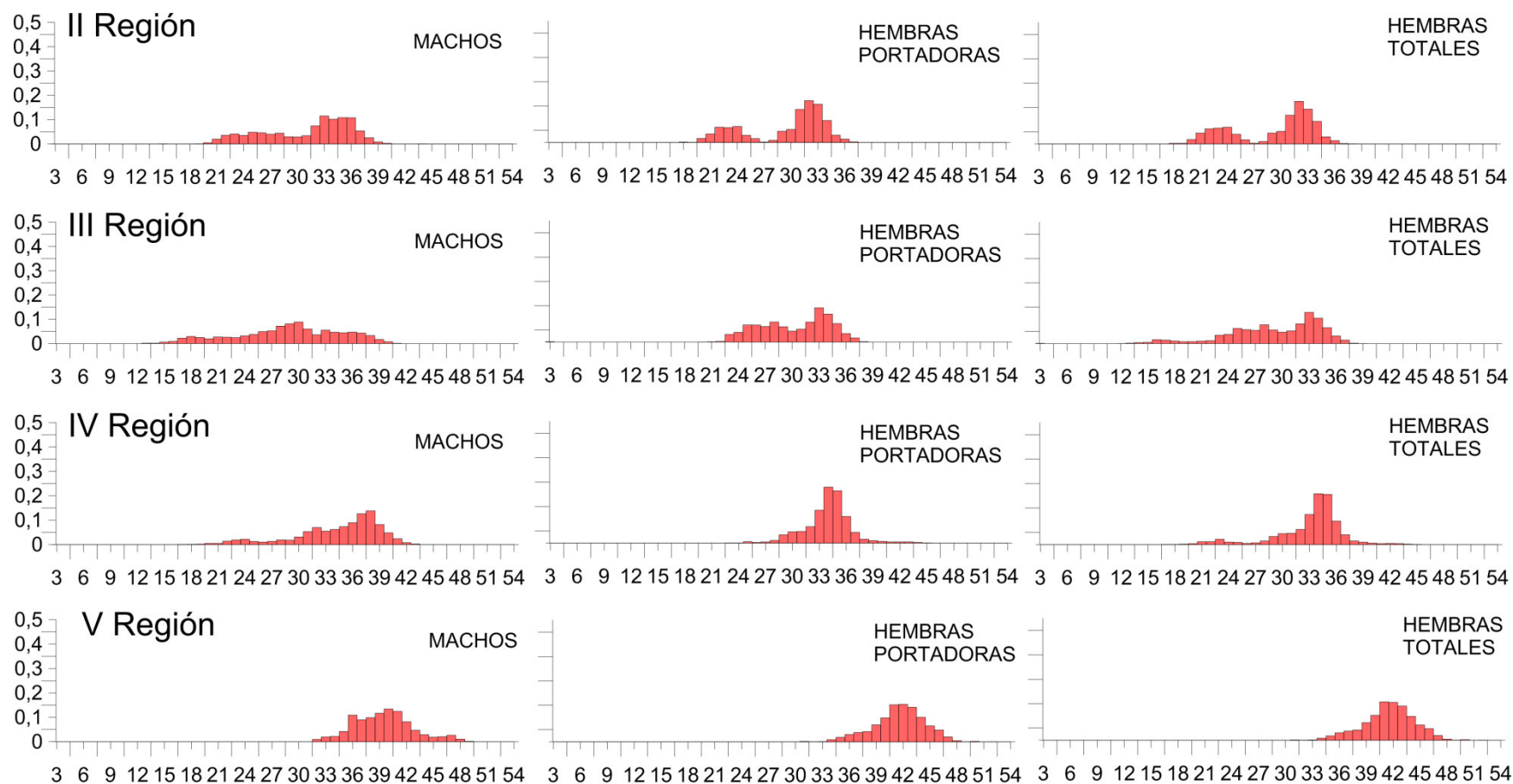


Figura 53. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por región administrativa y sexo en langostino colorado (Regiones de Antofagasta (II) a Valparaíso (V)).

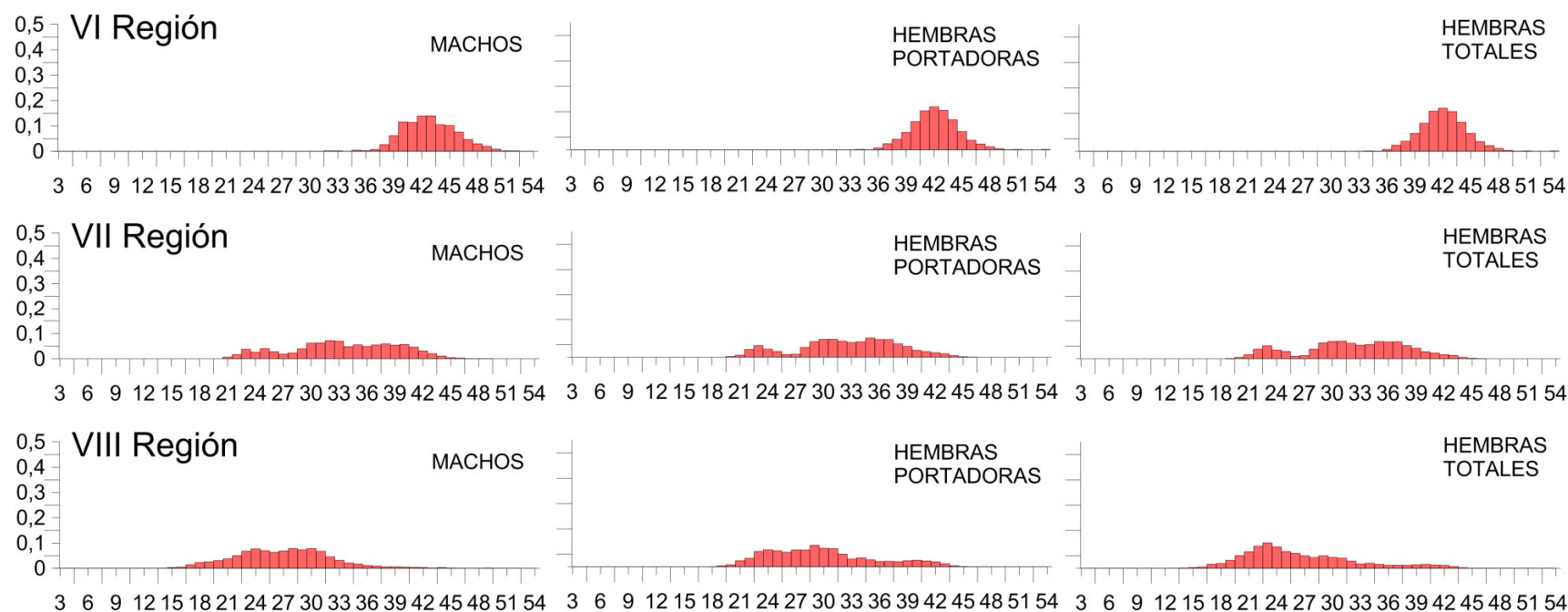


Figura 54. Distribuciones de frecuencias de tallas y tamaños de muestra por región administrativa y sexo en langostino colorado (Regiones de O'Higgins (VI) a Biobío (VIII)).



Los kriging de tallas medias de los focos de abundancia de langostino colorado indicaron en la UPS el patr3n característico para el recurso, estos es, tallas grandes (~43 mm) en las regiones de Valparaíso y O'Higgins, hasta Pichidanguí, las que decrecen hacia el sur hasta la zona de reclutamiento (~20 mm) en la plataforma de la Regi3n del Biobío. En la UPN en tanto, las menores tallas (~20 mm) aparecen al sur de Caldera, así como en el extremo norte de los focos 1 y 3 (Fig 55).

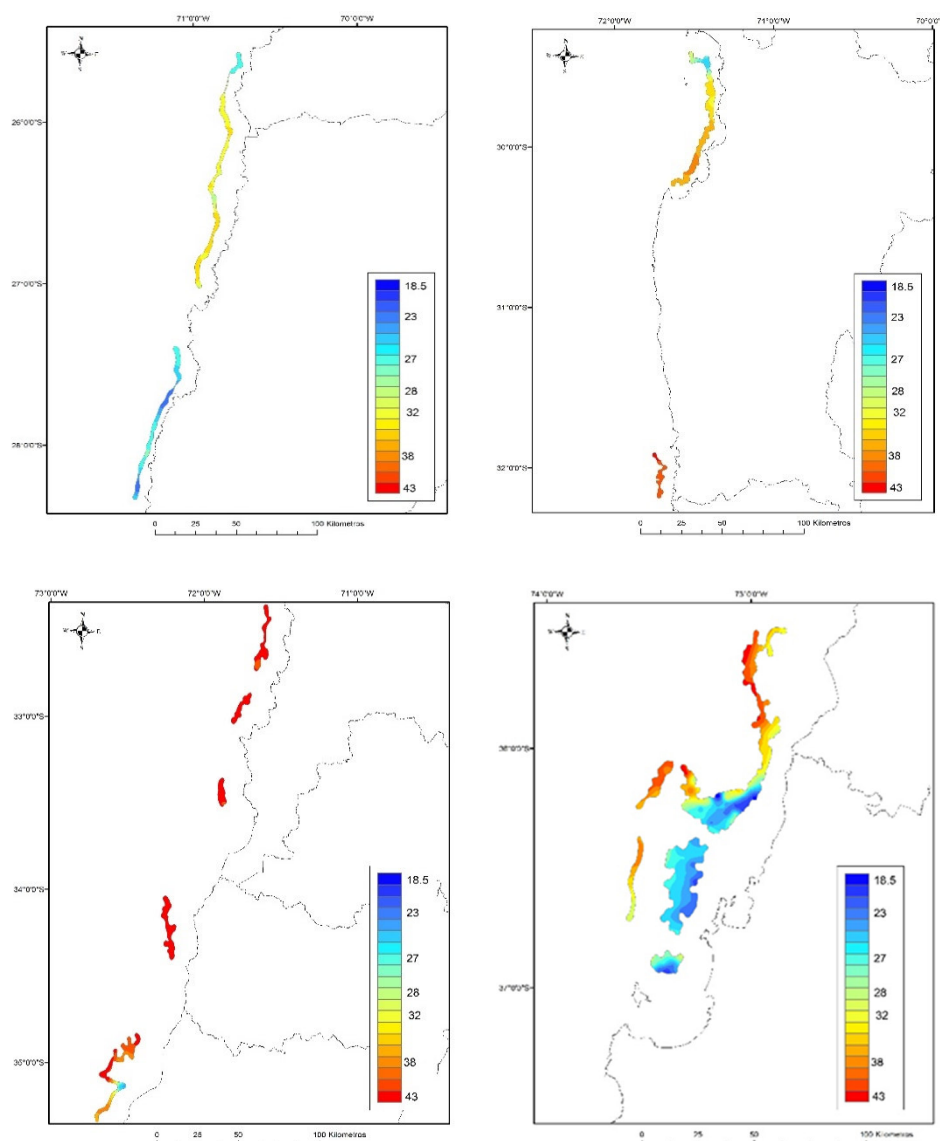


Figura 55. Longitud cefalotorácica promedio (mm) interpolada por kriging ordinario en los focos de langostino colorado durante el crucero



La proporción de juveniles por lance de pesca en el langostino colorado indicó que en su pesquería sur, las mayores proporciones (>80%) se localizaron en la plataforma de la Región del BíoBío, en tanto frente y al sur de Caldera igualmente se registró proporciones altas de ejemplares bajo la talla de referencia (**Fig. 56**).

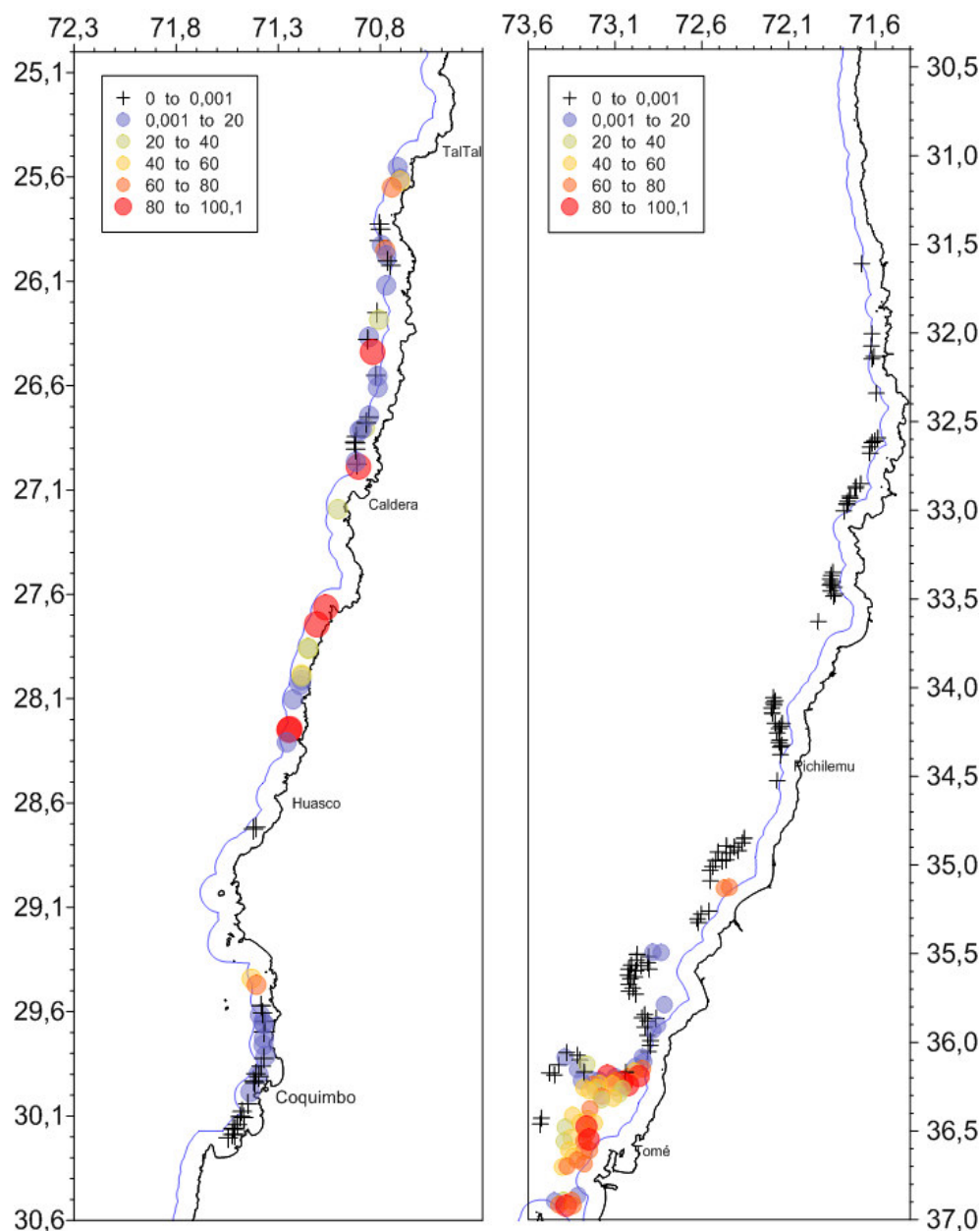


Figura 56. Proporción de juveniles de langostino colorado por lance de pesca durante el crucero de evaluación (III y IV Regiones LC<24 mm; V a VIII Regiones LC<25 mm).



4.4. OBJETIVO ESPECÍFICO 3. Determinar la condición reproductiva del langostino amarillo y langostino colorado, en el área y período de estudio.

4.4.1 Proporción sexual

a) Langostino amarillo

En el langostino amarillo, la proporción sexual resultó con diferencias significativas en cada zona ($P < 0,05$), la cual mostró un sesgo hacia la proporción de machos, que representó el 55% y 58% para la zona centro-norte y centro-sur, respectivamente (**Tabla 37**). Además, la asimetría sexual observada en el año 2016 fue similar a lo reportado durante 2014 y 2015 (**Fig. 57**).

Tabla 37. Proporción sexual ponderada a la captura de langostino amarillo por zona durante 2016. ds corresponde a la desviación estándar; χ^2 corresponde al test Chi-cuadrado.

Año	Zona	Machos		Hembras		χ^2	Valor P
		Proporción	ds	Proporción	ds		
2016	Centro-Norte	0,55	0,000	0,45	0,000	90,4	< 2,2E-16
	Centro-Sur	0,58	0,000	0,42	0,000	399,1	< 2,2E-16

b) Langostino colorado

En la zona centro-norte, la proporción sexual mostró una leve asimetría hacia los machos que representó el 53% (M:H=1,1:1), mientras que la zona centro-sur estuvo dominada por hembras, las que representaron el 57% de los ejemplares muestreados (M:H=0,8:1). Cabe indicar que la razón sexual varió significativamente en cada zona ($P < 0,05$; **Tabla 38**) y que dicha tendencia espacial del indicador reproductivo fue idéntico a lo reportado en 2014 y 2015 (**Fig. 58**).

Tabla 38. Proporción sexual ponderada a la captura de langostino colorado por zona durante 2016. ds corresponde a la desviación estándar; χ^2 corresponde al test Chi-cuadrado.

Zona	Machos		Hembras		χ^2	Valor P
	Proporción	ds	Proporción	ds		
Centro-Norte	0,53	0,000	0,47	0,000	39,827	2,78E-10
Centro-Sur	0,43	0,000	0,57	0,000	430,77	< 2.2E-16

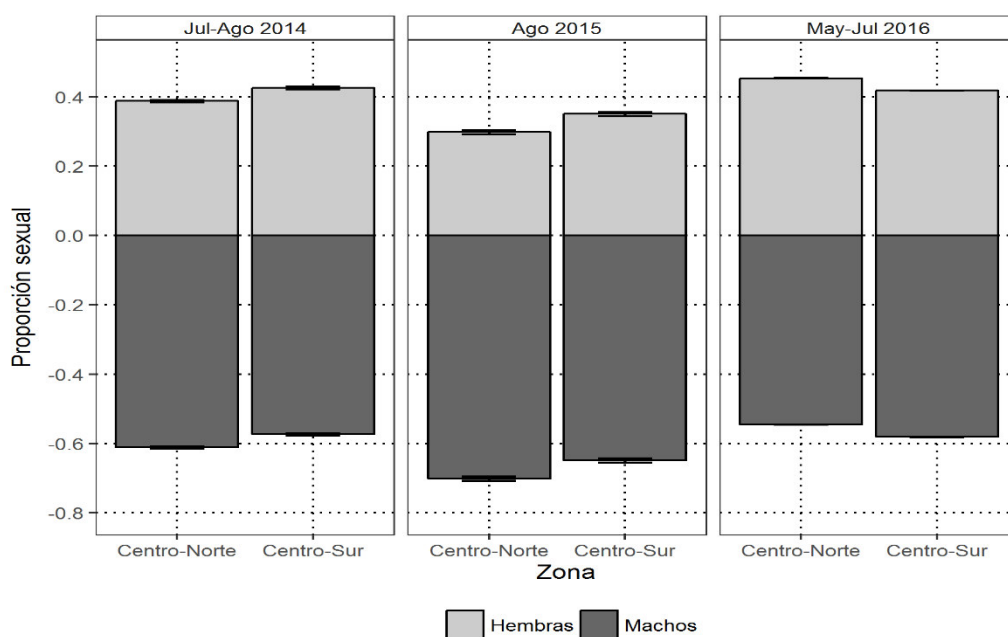


Figura 57. La proporción sexual ponderado a la captura por zona de langostino amarillo para los últimos tres cruceros de evaluación directa.

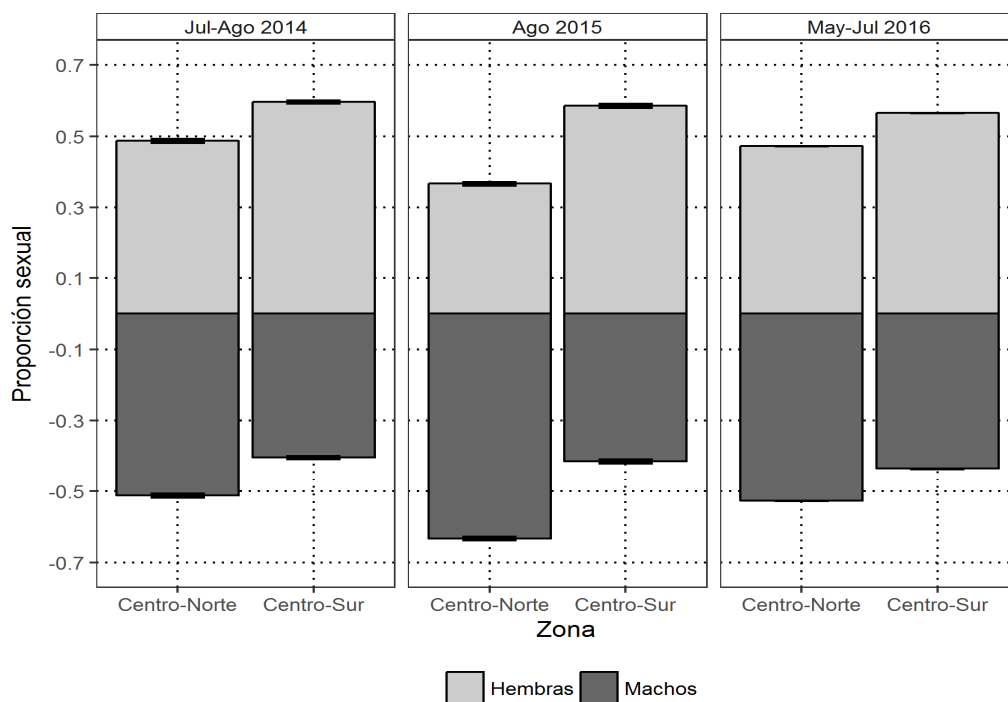


Figura 58. La proporción sexual ponderado a la captura por zona de langostino colorado para los últimos tres cruceros de evaluación directa.



4.4.2 Proporci3n de hembras ovíferas

a) Langostino amarillo

Durante 2016 la proporci3n de hembras ovíferas fue el 89% y 60% para la zona centro-norte y centro-sur, respectivamente (**Tabla 39**). En cada zona, esta asimetría result3 significativa ($P < 0,05$). En la zona centro-sur se observ3 una presencia importante de hembras no ovíferas en las capturas (40%) (**Fig. 59**). En términos globales, la mayor proporci3n de hembras ovíferas fue idéntico a lo reportado en 2014 y 2015 (**Fig. 59**).

Tabla 39. Proporci3n de hembras ponderada a la captura por zona de langostino amarillo durante 2016. ds corresponde a la desviaci3n estándar; χ^2 corresponde al test Chi-cuadrado.

Zona	Ovíferas		No Ovíferas		χ^2	Valor P
	Proporci3n	ds	Proporci3n	ds		
Centro-Norte	0,89	0,000	0,11	0,000	2195,4	< 2.2E-16
Centro-Sur	0,60	0,000	0,40	0,000	180,3	< 2.2E-16

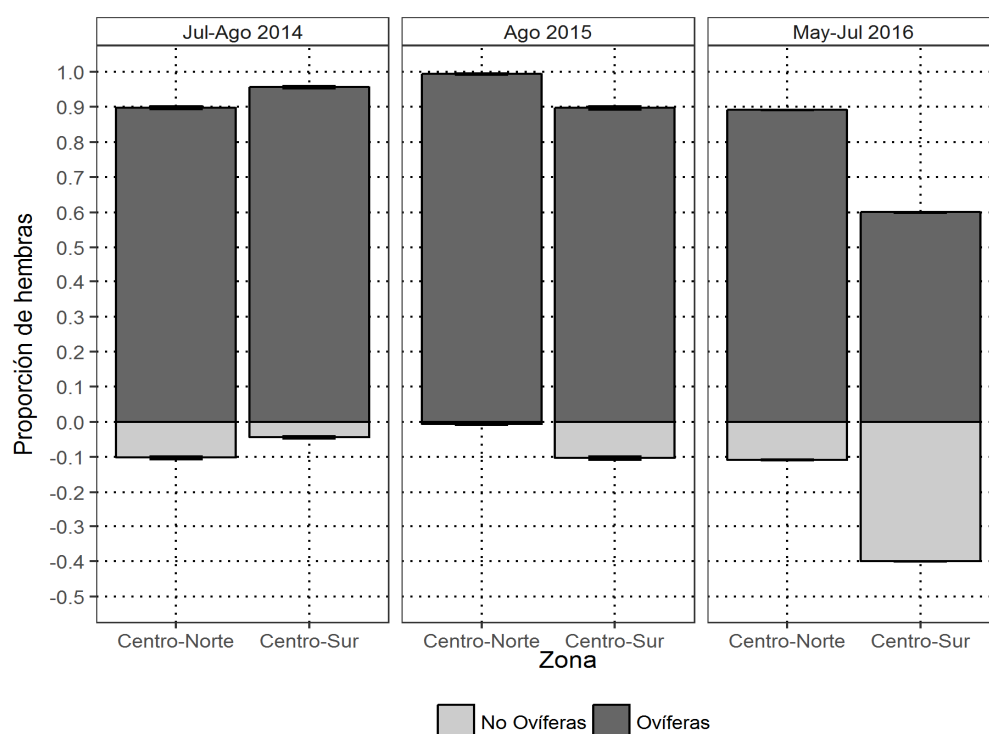


Figura 59. La proporci3n de hembras ponderada a la captura por zona de langostino amarillo para los últimos tres cruceros de evaluaci3n directa.

**b) Langostino colorado**

La proporci3n de hembras result3 significativamente diferente en cada zona ($P < 0,05$), mostrando una mayor incidencia de hembras ovíferas que represent3 el 83% y 76% del total capturado para la zona centro-norte y centro-sur, respectivamente (**Tabla 40**). Adem3s, esta asimetría mantuvo la tendencia reportada durante el periodo 2014 y 2015 (**Fig. 60**).

Tabla 40. Proporci3n de hembras ponderada a la captura por zona de langostino colorado durante 2016. ds corresponde a la desviaci3n est3ndar; χ^2 corresponde al test Chi-cuadrado.

Zona	Ovíferas		No Ovíferas		χ^2	Valor P
	Proporci3n	ds	Proporci3n	ds		
Centro-Norte	0,83	0,000	0,17	0,000	2535	< 2.2E-16
Centro-Sur	0,76	0,000	0,24	0,000	4057,3	< 2.2E-16

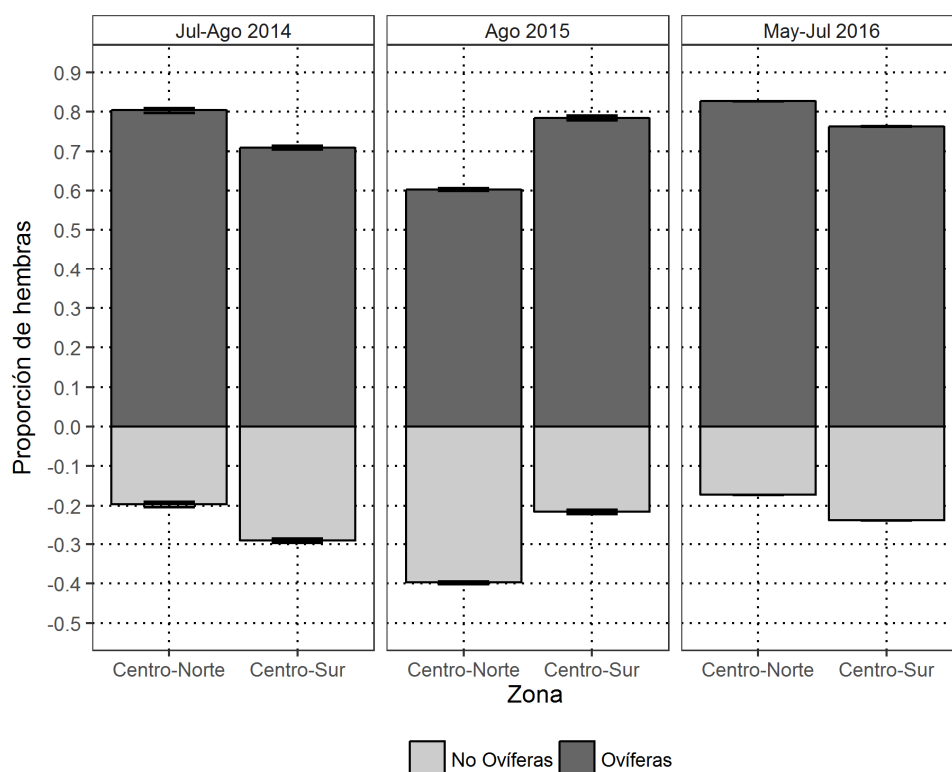


Figura 60. La proporci3n de hembras ponderada a la captura por zona de langostino colorado para los 3ltimos tres cruceros de evaluaci3n directa.



4.4.3 Estado de desarrollo de los huevos

a) *Langostino amarillo*

Un total de 1.035 hembras ovíferas fueron analizadas entre mayo y julio de 2016, de las cuales el 66% y 26% portaron huevos en estadio de desarrollo 2 y 1, respectivamente. En la zona centro-norte, el estadio 2 tuvo una incidencia mayor al 60% durante todo el periodo del estudio. En la zona centro-sur, el estadio 2 representó el 92% en junio, mientras que el estadio 1 representó el 66% y 47% de las hembras ovíferas en mayo y julio, respectivamente (**Fig. 61**). En comparaci3n a lo reportado en los cruceros 2014 y 2015, se puede se1alar que las hembras ovíferas obtenidas durante 2016 mostraron una variabilidad del desarrollo embrionario característico del inicio de la estaci3n reproductiva del recurso, la cual entre mayo y junio tuvo una incidencia importante de los estadios 1 y 2, seguido de julio con un leve incremento de estadio avanzados (3 y 4), estos últimos tuvieron valores en torno a los 15% y 36% durante agosto de la zona centro-sur en 2015 y centro-norte de 2014, respectivamente (**Fig. 61**).

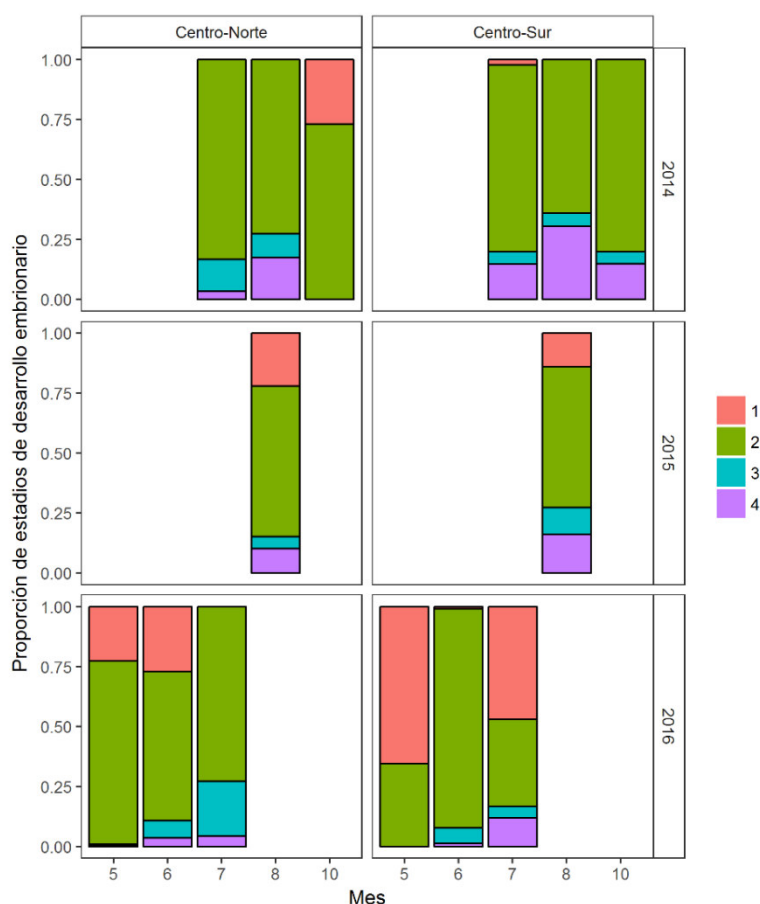


Figura 61. Distribuci3n de frecuencia relativa mensual de los estadios de desarrollo embrionario de langostino amarillo por zona y a1o de crucero de evaluaci3n.



El análisis de la condición de las hembras ovíferas por estrato de talla del periodo 2016, indicó que aquellos ejemplares colectados durante mayo portaron huevos en fase de desarrollo temprano (1 y 2) en todos los rangos de tamaños en ambas zonas (**Fig. 62**). En la zona centro-norte, la proporción de hembras con huevos próximos a eclosionar (fase avanzada) mayores a 24 mm LC indicó un incremento progresivo entre junio y julio, mientras en la zona centro-sur, esta proporción se observó a partir de los 33 mm LC (**Fig. 62**). El rango de tamaño de las hembras ovíferas en fase de desarrollo avanzada recolectadas en la zona centro-norte (25 y 36 mm) y en la zona centro-sur (34 y 42 mm) fue más estrecho a lo observado durante la evaluación de 2015 (**Fig. 62**).

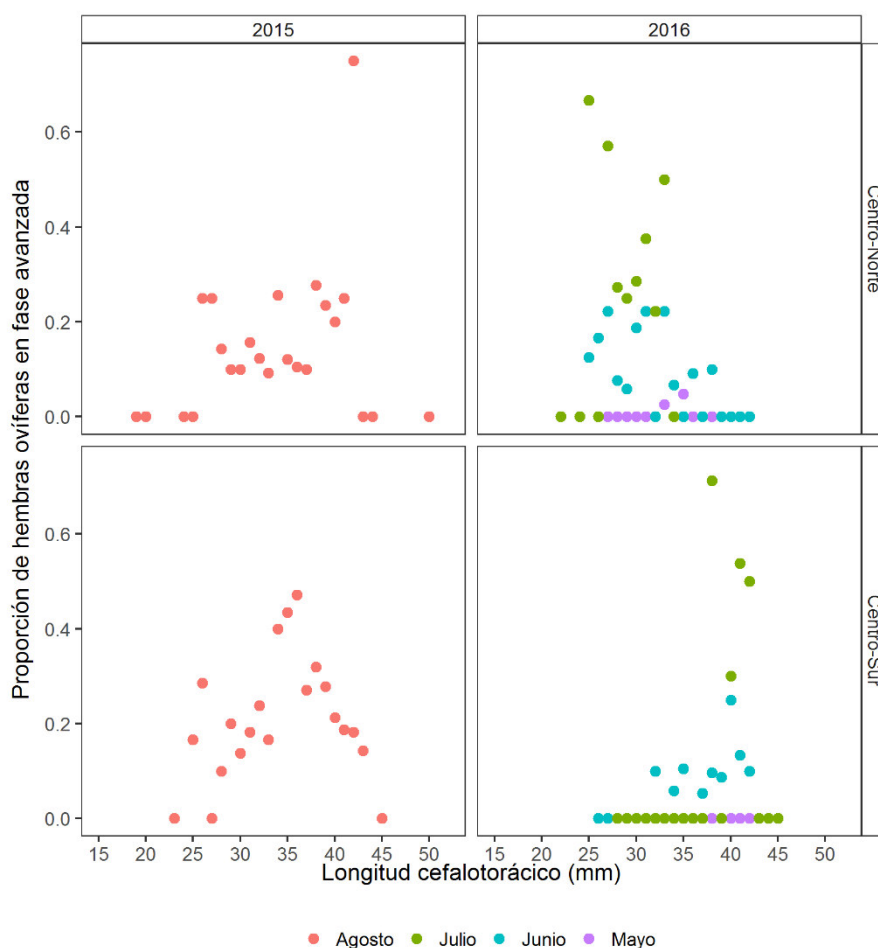


Figura 62. Proporción de hembras portadoras de huevos en fase de desarrollo embrionario avanzado (3 y 4) por estrato de talla para cada zona y año en langostino amarillo.

**b) Langostino colorado**

Un total de 2.020 hembras ovíferas fueron analizadas entre mayo y julio de 2016. En este periodo se observaron los cuatros estados de desarrollo embrionario, aunque el 55% de las hembras ovíferas portaron huevos en fase de desarrollo 2. En la zona centro-norte, el 44% y 32% de las hembras recolectadas durante mayo portaron huevos en estadios 3 y 2, respectivamente, mientras que, en los restantes meses, más del 60% portaron huevos en estadio 2 (**Fig. 63**). En la zona centro-sur, el estadio 2 tuvo la mayor incidencia en el mes de mayo (67%), con una tendencia descendente hasta alcanzar el 41% durante julio (**Fig. 63**). La variabilidad mensual de los estadios de desarrollo embrionario en comparación a lo reportado en los años 2014 y 2015, reveló que una fracción de las hembras ovíferas recolectadas el otoño de 2016 estaba próxima a la tanda de eclosi3n (**Fig. 63**).

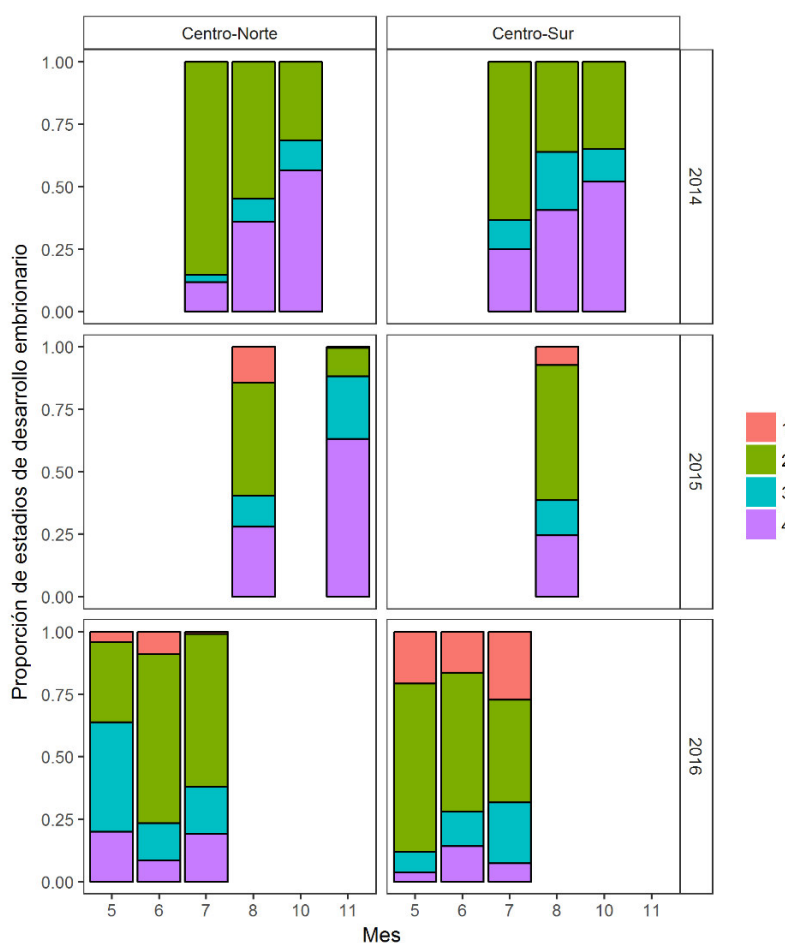


Figura 63. Distribuci3n de frecuencia relativa mensual de los estadios de desarrollo embrionario de langostino colorado por zona y a3o de crucero de evaluaci3n.



Durante mayo de 2016, en la zona centro-norte se observ3 una proporci3n alta de hembras ov3feras en fase de desarrollo avanzada concentrada entre los 28 y 44 mm LC, posteriormente su incidencia tambi3n abarc3 en estratos peque1os (<25 mm LC) entre los meses de junio y julio, con un rango entre los 19 y 45 mm LC (**Fig. 64**). En la zona centro-sur, la proporci3n de hembras con huevos pr3ximos a eclosionar se concentr3 en tallas mayores a los 28 mm LC durante todo el periodo de 2016 (**Fig. 64**).

En la comparaci3n interanual, el tama1o de las hembras ov3feras en fase avanzada recolectadas en la zona centro-norte durante el 2016 abarc3 entre los 19 y 45 mm LC, un rango levemente estrecho en comparaci3n a lo reportado en agosto de 2015 que abarc3 entre los 16 y 46 mm LC (**Fig. 64**). En la zona centro-sur, el rango de tallas de hembras con presencia de huevos en estadios avanzados abarc3 entre los 20 y 48 mm LC en el a1o 2016, similar a lo observado en el 2015 que abarc3 entre los 20 y 49 mm LC (**Fig. 64**).

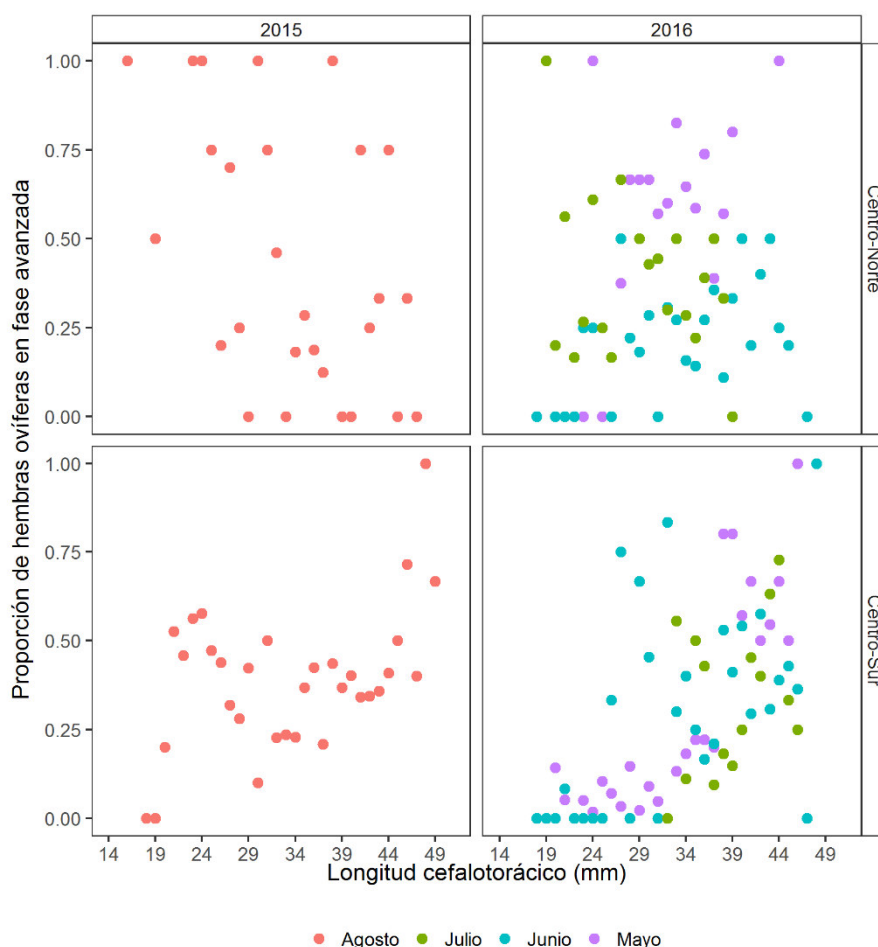


Figura 64. Proporci3n de hembras portadoras de huevos en fase de desarrollo embrionario avanzado (3 y 4) por estrato de talla para cada zona y a1o en langostino colorado.



4.4.4 Distribución espacial de la proporción sexual, hembras ovíferas y estado de desarrollo de los huevos

a) Langostino amarillo

La proporción sexual de las hembras fue inferior al 50% en todos los focos de abundancia, excepto el foco 4 y 6 ubicado entre el límite sur de la IV hasta la V Región, donde alcanzó el 59% y 55%, respectivamente (**Tabla 41** y **Fig. 65**). En la mayoría de los focos, más del 70% de las hembras fueron portadoras de huevos, aunque concentrándose principalmente entre la III y el límite norte de la VII Región (**Tabla 41** y **Fig. 65**). En 12 focos de abundancia se determinó que la mayoría de las hembras ovíferas portó huevos con estadios de desarrollo embrionario de fase temprana (1 y 2), con porcentajes entre 73% y 100% (**Tabla 41** y **Fig. 65**). En siete focos de abundancia se observó hembras portadoras de huevos en fase de desarrollo avanzado (3 y 4), en tres focos superaron el 20% y en un foco, ubicado en el límite sur de la V Región, alcanzaron el 58%. Por las características de su distribución se pudo distinguir dos agregaciones, una que agrupa los focos 1 y 2, limitado entre la III y al límite norte de la IV Región, y otro que abarca los focos 4 hasta 9, distribuidos al sur de la IV hasta VII Región (**Tabla 41** y **Fig. 65**).

Tabla 41. Porcentaje ponderado a la captura por foco de abundancia de la proporción de hembras, ovíferas y estadios de desarrollo embrionario de langostino amarillo, periodo 2016. Tempranos agrupa los estadios 1 y 2; Avanzados agrupa los estadios 3 y 4.

Foco	Hembras	Ovíferas	Estadios de desarrollo embrionario	
			Tempranos	Avanzados
1	23,9%	83,0%	77,7%	22,3%
2	48,6%	89,6%	97,5%	2,5%
3	21,6%	72,1%	100,0%	0,0%
4	59,1%	95,8%	98,1%	1,9%
5	42,6%	96,5%	92,3%	7,7%
6	54,8%	99,2%	100,0%	0,0%
7	0,3%	0,0%	73,3%	26,7%
8	21,5%	99,7%	42,3%	57,7%
9	34,0%	79,9%	86,2%	13,8%
10	46,4%	12,1%	100,0%	0,0%
11	44,1%	4,7%	100,0%	0,0%
12	48,4%	35,6%	100,0%	0,0%
13	35,0%	86,8%	100,0%	0,0%

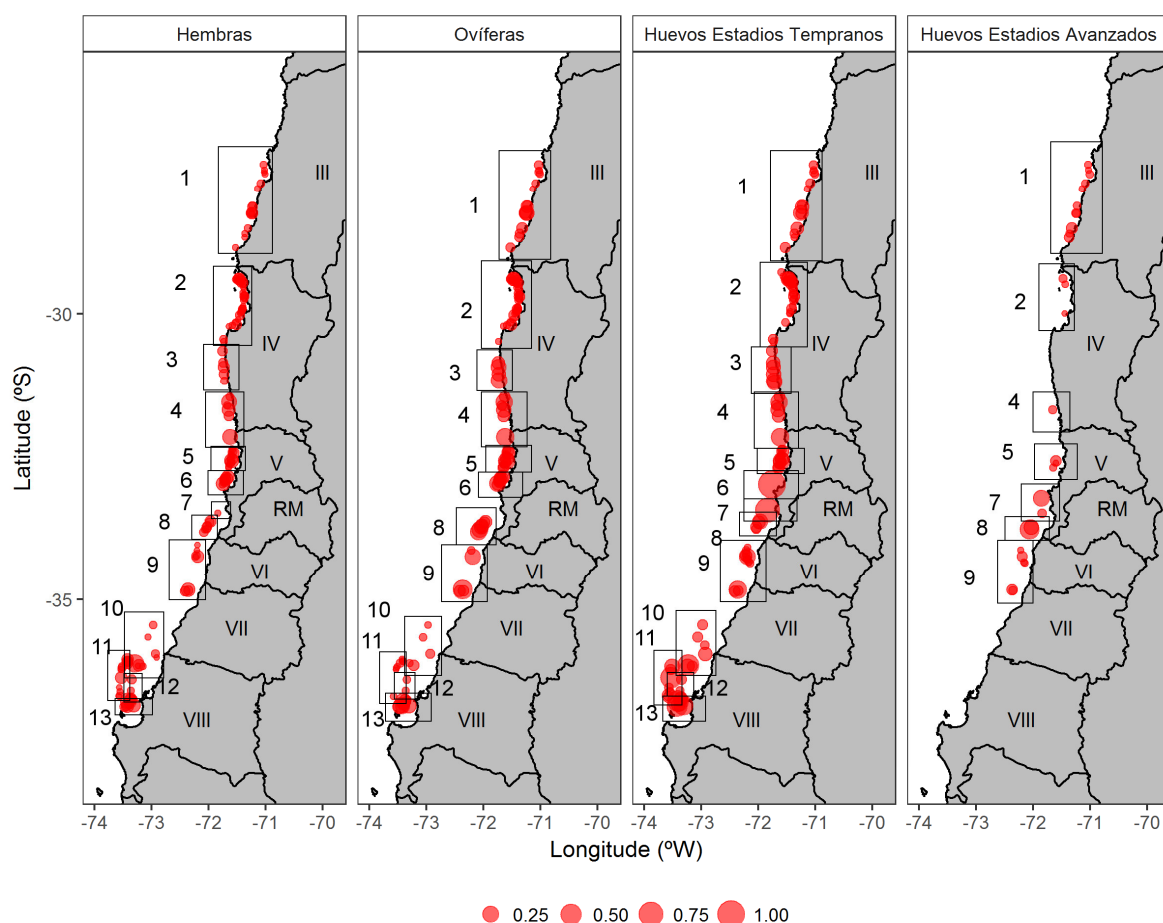


Figura 65. Distribución espacial de la proporción de hembras, ovíferas y estados de desarrollo temprano (1 y 2) y avanzados (3 y 4) ponderada a la captura por foco de abundancia de langostino amarillo, periodo 2016. Cada recuadro y número corresponde a un foco de abundancia determinado. Cada círculo rojo corresponde a un lance de pesca.

b) *Langostino colorado*

En este recurso, la proporción sexual de las hembras fue mayor al 50% en diez focos de abundancia, mientras que en los restantes focos superó el 40% (**Tabla 42**). A nivel de lance, la mayor proporción sexual de las hembras (i.e., >0.5) se concentró principalmente en la V y VIII Región (**Fig. 66**). Respecto a la proporción de hembras ovíferas, en once focos se observó que más del 80% de las hembras capturadas fueron portadoras de huevos, principalmente entre la V y VIII Región (**Tabla 42** y **Fig. 66**). Además, en nueve focos de abundancia se observó que más del 50% de las hembras ovíferas portaron huevos en estadios de desarrollo embrionario de fase temprana (1 y 2). Estas se distribuyeron en toda el área de estudio, aunque aquellos lances que aportaron los mayores niveles de presencia (>50%) se concentraron entre la V y VIII Región (**Tabla 42** y **Fig. 66**). Respecto a las hembras ovíferas en fase de desarrollo avanzado (3 y 4), estas



fueron observadas en once focos de abundancia, cuya incidencia abarcó entre el 11% y 68% de las hembras capturadas. Los lances con capturas de hembras en fase de desarrollo avanzado, abarcó toda el área de estudio, no obstante, aquellos lances que reportaron incidencia importante (>50%) se concentraron en la III y V Región (**Tabla 42** y **Fig. 66**).

Tabla 42. Porcentaje ponderado a la captura por foco de abundancia de la proporción de hembras, ovíferas y estadios de desarrollo embrionario de langostino colorado, periodo 2016. Tempranos agrupa los estadios 1 y 2; Avanzados agrupa los estadios 3 y 4.

Foco	Hembras	Ovíferas	Estadios de desarrollo embrionario	
			Tempranos	Avanzados
1	60,2%	83,4%	68,8%	31,2%
2	42,0%	68,1%	32,5%	67,5%
3	46,5%	81,6%	34,0%	66,0%
4	47,2%	91,5%	74,4%	25,6%
5	86,5%	99,0%	88,2%	11,8%
6	85,0%	90,7%	37,1%	62,9%
7	84,2%	86,4%	51,0%	49,0%
8	69,4%	94,8%	80,3%	19,7%
9	64,2%	89,4%	82,2%	17,8%
10	52,4%	85,4%	69,1%	30,9%
11	77,0%	96,5%	-	-
12	70,4%	99,1%	-	-
13	41,1%	23,7%	89,1%	10,9%
14	52,0%	46,9%	100,0%	0,0%

(-) solo hubo muestreo de longitud

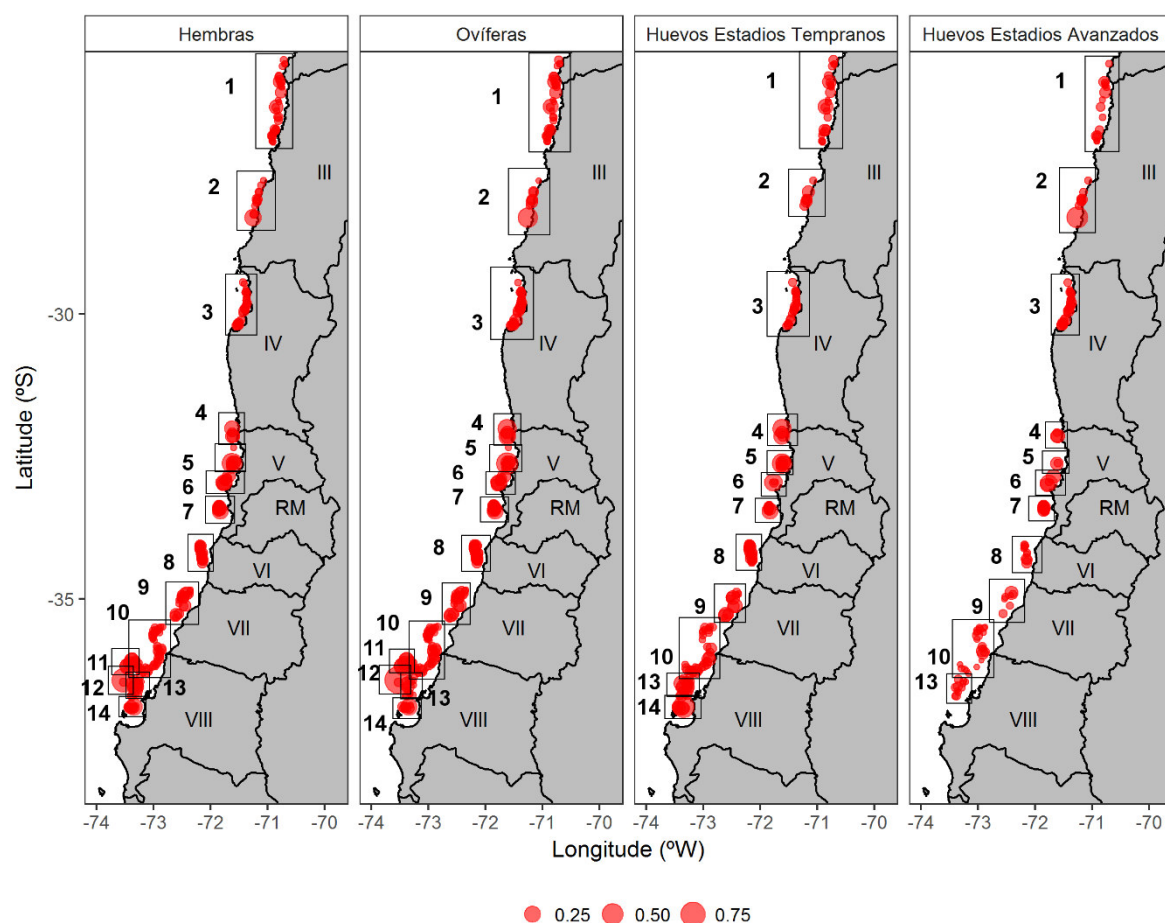


Figura 66. Distribución espacial de la proporción de hembras, ovíferas y estados de desarrollo temprano (1 y 2) y avanzados (3 y 4) ponderada a la captura por foco de abundancia de langostino colorado, periodo 2016. Cada recuadro y número corresponde a un foco de abundancia determinado. Cada círculo rojo corresponde a un lance de pesca.

c) Fecundidad relativa y tamaño del huevo de ambas especies de langostino

A partir de la información acumulada del periodo 2015 y 2016, en ambas especies de langostinos se pudo establecer una relación inversa y significativa ($P < 0,05$) entre el diámetro promedio de los huevos presente en la masa ovífera y la fecundidad relativa por zona (**Fig. 67**).

La fecundidad relativa es una medida estandarizada al tamaño del ejemplar, es decir, la fecundidad parcial dividida por el peso corporal (peso total libre de la masa ovífera). En general, se pudo observar que la producción de huevos disminuye a expensas del tamaño del huevo, a pesar del grado de dispersión de los datos. Esto explica en parte la variación de la producción de huevos entre zona y entre años (**Fig. 68**).

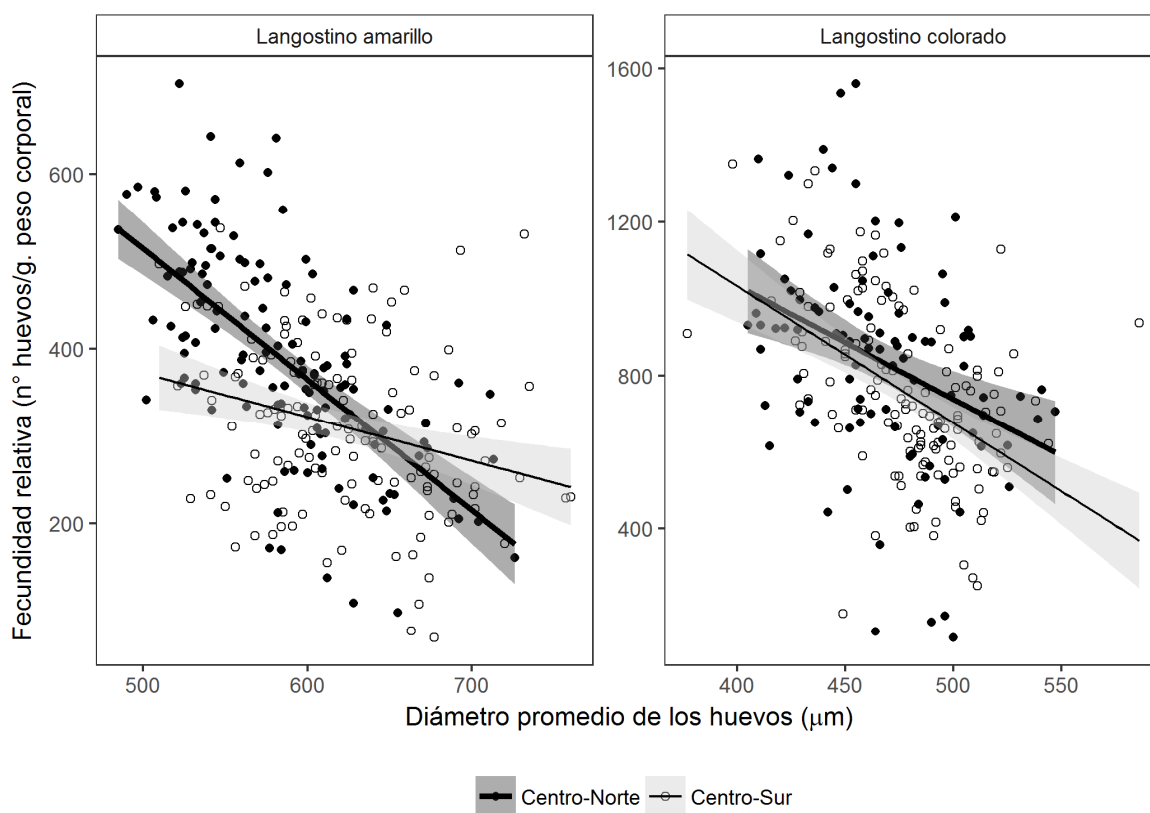


Figura 67. Relaci3n lineal entre el tama1o del huevo y la fecundidad relativa por zona de ambas especies de langostinos. Informaci3n acumulada de 2015 y 2016.

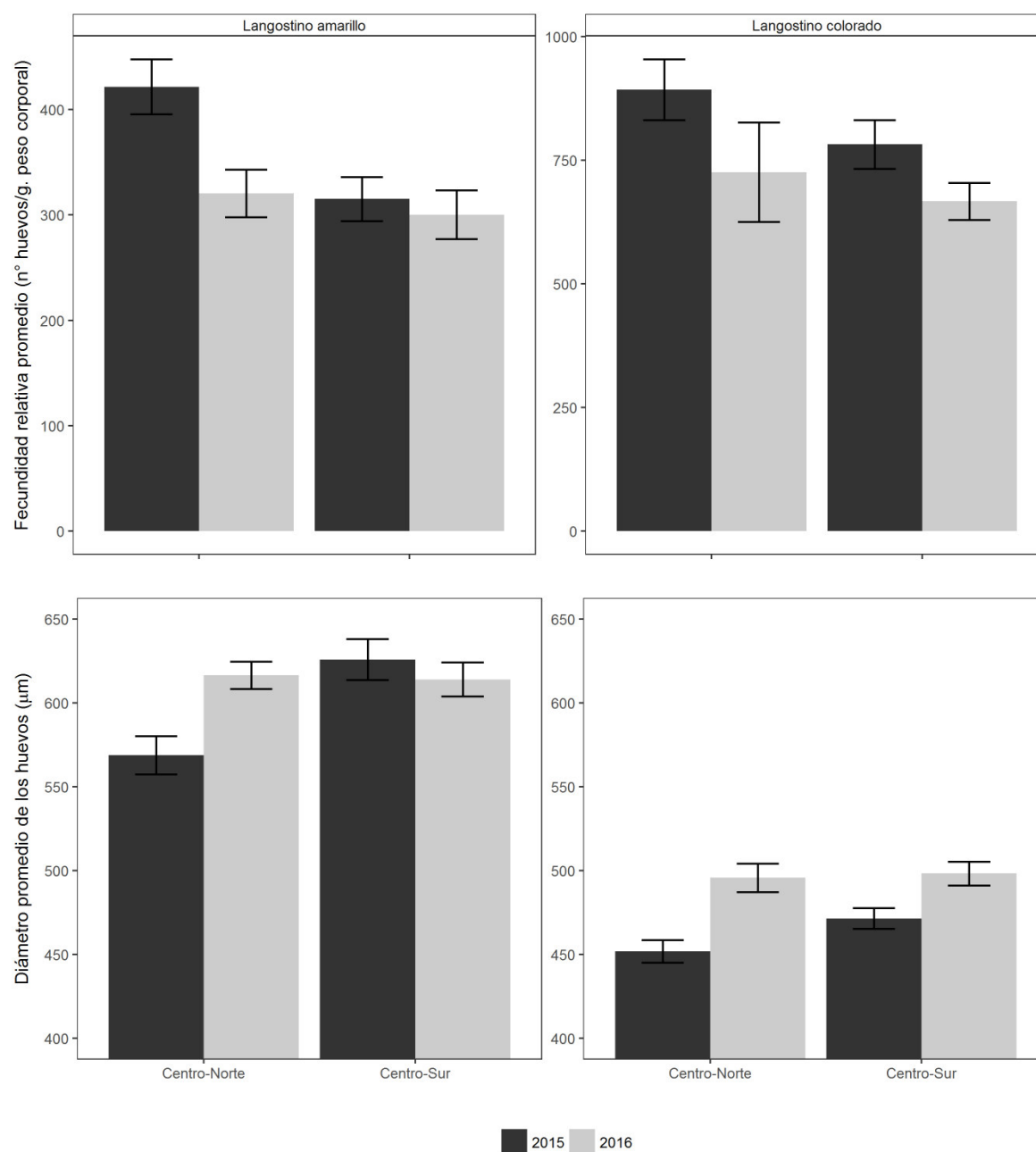


Figura 68. Comparaci3n intera1ual de la fecundidad y tama1o del huevo por zona en ambas especies de langostinos. Datos acumulados de los cruceros de evaluaci3n 2015 y 2016.

4.4.5 Descripción de la gónada y ovocitos de langostino amarillo

Se analizó la apariencia externa de la gónada y característica de los ovocitos de una hembra ovífera con huevos en estadio de desarrollo embrionario 1 y otras dos hembras portadoras de huevos en estadio 4. En la primera hembra con huevos en estadio 1 resultó difícil observar claramente la gónada debido a su pequeño tamaño y color blanquecino. No obstante, la mayoría de los tamaños de los ovocitos presente en una porción de su tejido ovárico resultaron inferiores a los 300 μm , también se observaron algunos ovocitos de color anaranjado por la presencia de vitelados que probablemente correspondan a la tanda recientemente extruida, cuyo tamaño fueron superiores a la 400 μm (**Fig. 69a**). En las hembras con huevos en estadio 4, se observó en la parte dorsal cefalotorácica dos lóbulos ováricos de gran tamaño y de color anaranjado, característico de la presencia de vitelos, lo que revela un grado de madurez avanzado (**Figs. 69b y 69c**).

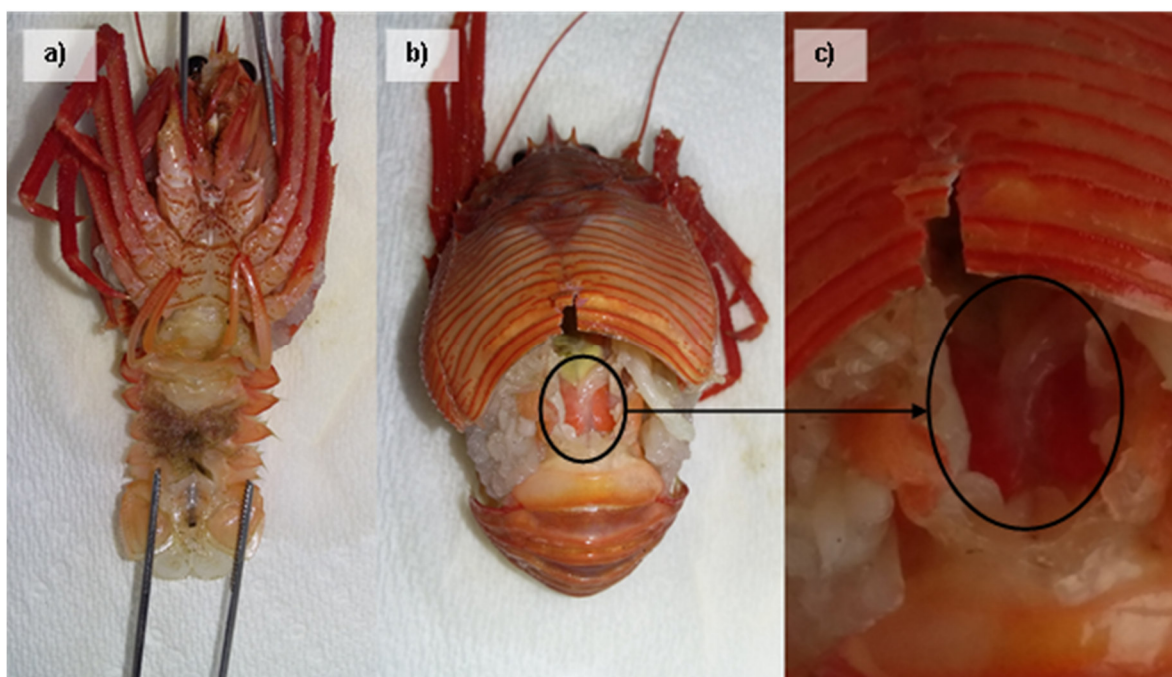


Figura 69. Hembra ovífera de langostino amarillo con la vista ventral que muestra huevos en estadio de desarrollo embrionario 4 (a) y a la misma vez con la vista dorsal se observa dos lóbulos ovárico-vitelados (b y c).

A partir de la característica y tamaño del ovocito se pudo distinguir dos grupos, uno con ovocitos inmaduros de diámetro inferiores a las 300 μm , esféricos de color blanquecinos semitransparente, escaso citoplasma y un gran núcleo central (**Fig. 70a**). El otro grupo está conformado por ovocitos de gran tamaño (>400 μm), con citoplasma de color anaranjado producto de la vitelación y un núcleo central pequeño (**Fig. 70b**).

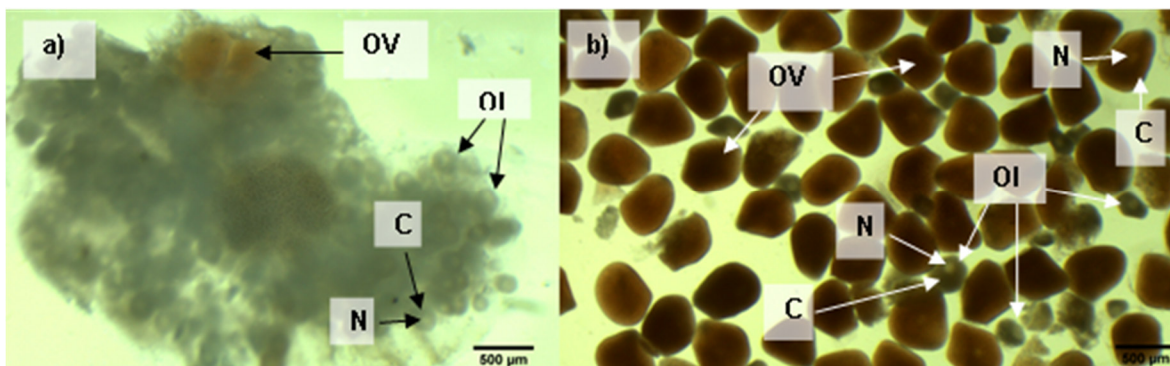


Figura 70. Hembra ovífera de langostino amarillo (a) con huevos en estadio de desarrollo embrionario 1 que a la misma vez posee un ovario con ovocitos inmaduros (OI) y (b) otra hembra ovífera con huevos en estadio 4 que posee gónada con ovocitos vitelados (OV). N indica el núcleo o vesícula germinativa; C corresponde el citoplasma.

En las hembras ovíferas en estadio de desarrollo embrionario 4, la distribución de frecuencia de los tamaños de los ovocitos mostró dos grupos modales que se solaparon levemente en los 350 µm, lo que podría revelar un proceso de reclutamiento de ovocitos inmaduros hacia la moda más avanzada para la próxima tanda de extrusión, cuyo tamaño promedio fue de 530 µm con un coeficiente de variación de 12% (**Fig. 71**).

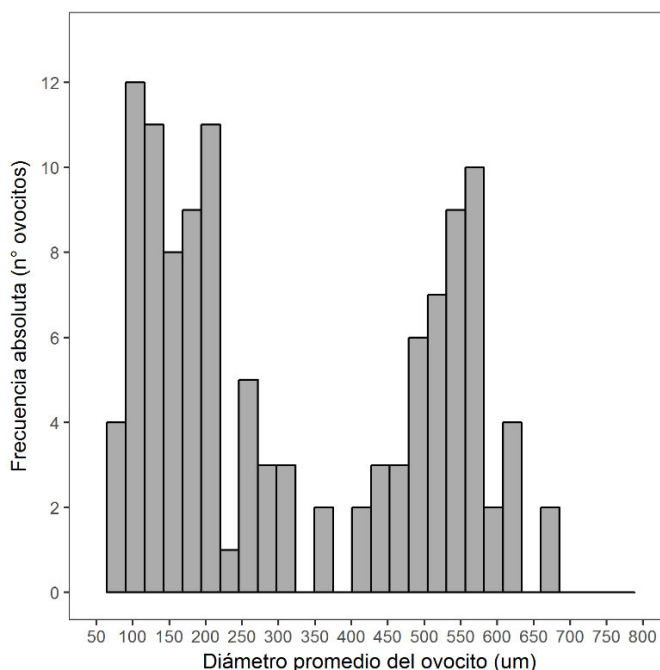


Figura 71. Distribución de frecuencia de los tamaños de ovocitos de dos hembras ovíferas de langostino amarillo con huevos en estadio de desarrollo embrionario 4.



4.5. OBJETIVO ESPECÍFICO 4. Determinar la composición e importancia relativa de las especies que constituyen la fauna acompañante de estos dos recursos durante los cruceros de evaluación.

4.5.1 Composición e importancia relativa de las especies que constituyen la fauna acompañante de estos dos recursos durante los cruceros de evaluación

Durante la captura de las especies objetivo, se documentaron 600 lances positivos con un total de 49 especies identificadas como fauna acompañante, agrupadas en siete grupos taxonómicos. Crustáceos representan la mayor cantidad de especies, seguidos por peces, condriactos, moluscos, equinodermos, cnidarios y poríferos (**Tabla 43**). Las especies más comunes fueron la merluza común (*Merluccius gayi*) y la Jaiba paco (*Platymera gaudichaudii*), con una frecuencia de ocurrencia mayor al 75%, seguidos por la Jaiba limón (*Cancer porteri*) y el lenguado de ojos grandes (*Hippoglossina macrops*) con frecuencias de ocurrencia de 72 y 74% respectivamente (**Tabla 43**). Sin embargo, el gran porcentaje de especies capturadas dentro de la fauna acompañante son raras en la clasificación de frecuencias de ocurrencia.

Al mirar la fauna acompañante distribuida por regiones políticas, esta mostró diferencias en los porcentajes totales de distribución de captura por macrozonas. La macrozona norte mostró una contribución total del 46,8% (38,6 ton) y la macrozona sur un 53,4% (100,3 ton) (**Tabla 44**). Las especies con mayor contribución al porcentaje de captura incidental fueron para las dos macrozonas, la merluza común (*M. gayi*) y el camarón nailon (*Heterocarpus reedii*) donde la mayor abundancia proporcional de merluza común y camarón nailon se concentraron en las regiones IV y VI (**Tabla 44**).

Al mirar la distribución batimétrica de la fauna acompañante, se observó la mayor diversidad de especies entre los 300-500m. La diversidad más baja se observó en profundidades menores a 100m (**Tabla 45**). La merluza común se concentró con mayores abundancias en el estrato de menor profundidad (<100m). El camarón nailon se concentró en el estrato intermedio-profundo entre los 200-299m.

En el análisis de cluster se observó un total de cuatro grupos con similitud mayor al 20% (**Fig. 72**). Además de cortar el cluster para identificar grupos con un 20% de similitud, se realizó un escalamiento multidimensional no paramétrico (nMDS), un análisis de agrupamiento utilizando una serie de modelos gaussianos, donde el número de grupos identificado se optimiza a través del criterio de información bayesiano (BIC; **Fig. 73a**). Además, se utilizó el método del codo donde se evalúa la suma del error al cuadrado de la distancia entre grupos y se identifica el número de grupos donde se produce un punto de inflexión (**Fig. 73b**).

Mediante el análisis de clúster, donde se realizó un corte con similitudes superiores al 40%, se observó un total de nueve potenciales grupos (**Fig. 72**). Sin embargo, hay que tener en cuenta que la distancia de corte para un análisis de clúster jerárquico es arbitraria, por lo que el número de grupos puede variar dependiendo del criterio utilizado por el investigador. Por esta razón, para identificar el número de grupos utilizando un criterio más cuantitativo, se usó un escalamiento multidimensional no paramétrico (nMDS) y posteriormente un análisis de clúster jerárquico basado en un conjunto de modelos gaussianos, donde el número de grupos es optimizado mediante el criterio de información bayesiano (BIC) que penaliza la parametrización de los



modelos candidatos. Además, se aplicó un análisis de la suma del error cuadrado de la distancia entre los miembros de los grupos. Mediante estos análisis se identificaron 12 grupos, según el criterio BIC, sin embargo, la cantidad difiere con los potenciales nueve grupos identificados mediante el clúster (Figs. 72, 73a y 73b).

Tabla 43. Frecuencia de ocurrencia (FRO) relativa de las especies capturadas como fauna acompañante del monitoreo de langostinos amarillo y colorado. Las categorías de representación para cada especie son: R = rara; U = poco común; C = común; V = muy común.

Grupo	Nombre común	Nombre científico	FRO	Categoría
Peces	Merluza común	<i>Merluccius gayi gayi</i>	91,5%	V
Crustáceos	Jaiba paco	<i>Platymera gaudichaudii</i>	77,2%	V
Crustáceos	Jaiba limón	<i>Cancer porteri</i>	74,2%	C
Peces	Lenguado ojos grandes	<i>Hippoglossina macrops</i>	72,0%	C
Crustáceos	Camarón nailon	<i>Heterocarpus reedi</i>	33,8%	U
Peces	Granadero aconcagua	<i>Coelorinchus aconcagua</i>	15,2%	R
Crustáceos	Jaiba paco	<i>Nezumia pulchella</i>	13,5%	R
Crustáceos	Jaiba mochilera	<i>Lophorochinia parabranchia</i>	12,8%	R
Poríferos	Esponja	Porifera	5,8%	R
Peces	Blanquillo	<i>Prolatilus jugularis</i>	10,0%	R
Peces	Brótula	<i>Cataetys</i> sp.	5,0%	R
Crustáceos	Centolla falsa	<i>Libidoclaea granaria</i>	4,2%	R
Peces	Besugo	<i>Epigonus crassicaudus</i>	4,0%	R
Peces	Cara de pato	<i>Lycenchelys scaurus</i>	4,0%	R
Condrictios	Tollo gata café	<i>Halaelurus canescens</i>	4,0%	R
Condrictios	Granadero gris	<i>Trachyrincus villegai</i>	3,7%	R
Peces	Lenguado ojos chicos	<i>Paralichthys microps</i>	3,3%	R
Peces	Pejerrata	<i>Coelorinchus chilensis</i>	3,0%	R
Moluscos	Pulpo nemo	<i>Opisthoteuthis</i> sp.	2,7%	R
Peces	Bagre	<i>Aphos porosus</i>	2,5%	R
Moluscos	Jibia	<i>Dosidicus gigas</i>	2,3%	R
Condrictios	Raya volantin	<i>Zearaja chilensis</i>	2,2%	R
Peces	Congrio negro	<i>Genypterus maculatus</i>	1,7%	R
Condrictios	Raya pequen	<i>Psammobatis scobina</i>	1,7%	R
Condrictios	Tollo negro	<i>Aculeola nigra</i>	1,5%	R
Peces	Pejegato hocicon	<i>Apristurus nasutus</i>	1,3%	R
Moluscos	Pulpos de brazos largos	<i>Benthoctopus longibrachis</i>	0,8%	R
Crustáceos	Gamba	<i>Haliporoides diomedae</i>	0,8%	R
Peces	Anguila hocicona	<i>Xenomystax atrarius</i>	0,8%	R
Peces	Jurel	<i>Trachurus murphyi</i>	0,7%	R
Crustáceos	Zapateador	<i>Pterygosquilla armata</i>	0,7%	R
Condrictios	Raya cola larga	<i>Gurgesiella furvescens</i>	0,7%	R
Peces	Anguila babosa	<i>Eptatretus polytrema</i>	0,5%	R
Peces	Motecillo	<i>Normanichthys crockeri</i>	0,5%	R
Peces	Anguila común	<i>Ophichthus</i> sp.	0,5%	R
Condrictios	Tollo negro dos cachos	<i>Centroscyllium nigrum</i>	0,5%	R
Condrictios	Raya espinuda	<i>Rhinoraja multispinis</i>	0,3%	R
Condrictios	Pinta roja	<i>Schroederichthys chilensis</i>	0,3%	R
Condrictios	Raya torpedo	<i>Torpedo tremens</i>	0,2%	R
Equinodermos	Erizo de profundidad	Echinoidea	0,2%	R
Equinodermos	Estrella	Asteroidea	0,2%	R
Moluscos	Calamar	<i>Loligo gahi</i>	0,2%	R
Crustáceos	Langostino de profundidad	<i>Munidopsis barrerae</i>	0,2%	R
Moluscos	Caracol aeneator	<i>Aeneator</i> sp.	0,2%	R
Peces	Mictófid	<i>Mictofidae</i>	0,2%	R
Cnidarios	Coral negro	<i>Antipatharia</i>	0,2%	R
Moluscos	Pulpo	<i>Octopus vulgaris</i>	0,2%	R
Moluscos	Caracol	Gasteropoda	0,2%	R
Peces	Pez reloj	<i>Hoplostethus mento</i>	0,2%	R
Lances positivos con especie objetivo			n = 600	



Tabla 44. Contribución relativa de cada especie de la fauna acompañante, del langostino amarillo y colorado distribuida por región y macro zona.
NOTA: 0,0% < 0,01%.

Grupo	Nombre común	Nombre científico	Región				Macrozona	Región				Macrozona	Global
			II	III	IV	Norte		V	VI	VII	VIII		
Crustáceos	Jaiba limón	<i>Cancer porteri</i>	0,2%	0,0%	2,6%	2,2%	1,3%	3,4%	0,7%	1,0%	1,0%	1,4%	
Peces	Lenguado ojos grandes	<i>Hippoglossina macrops</i>	0,0%	0,9%	3,5%	3,0%	6,9%	13,3%	2,2%	0,5%	2,4%	2,6%	
Peces	Merluza común	<i>Merluccius gayi gayi</i>	0,2%	2,7%	13,5%	11,7%	29,5%	87,3%	32,0%	31,1%	32,6%	26,8%	
Crustáceos	Jaiba paco	<i>Platymera gaudichaudii</i>	-	0,2%	2,0%	1,7%	0,7%	1,7%	0,7%	0,9%	0,8%	1,1%	
Peces	Anguila babosa	<i>Eptatretus polytrema</i>	-	-	0,0%	0,0%	0,0%	-	-	0,0%	0,0%	0,0%	
Peces	Granadero aconcagua	<i>Coelorinchus aconcagua</i>	-	-	0,1%	0,1%	1,3%	2,0%	0,1%	1,5%	1,1%	0,8%	
Condriktios	Raya torpedo	<i>Torpedo tremens</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,0%	0,0%	0,0%	
Peces	Blanquillo	<i>Prolatilus jugularis</i>	-	-	0,2%	0,1%	0,7%	1,8%	0,1%	0,1%	0,2%	0,2%	
Moluscos	Jibia	<i>Dosidicus gigas</i>	-	-	0,0%	0,0%	0,6%	1,0%	0,2%	0,1%	0,2%	0,2%	
Peces	Congrio negro	<i>Genypterus maculatus</i>	-	-	-	-	0,0%	-	0,2%	1,4%	0,9%	0,6%	
Condriktios	Raya volantín	<i>Zoaraja chilensis</i>	-	-	0,0%	0,0%	0,1%	-	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
Crustáceos	Centolla falsa	<i>Libinia clavae</i>	-	-	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
Crustáceos	Camarón nailon	<i>Heterocarpus reedi</i>	3,5%	12,8%	27,1%	24,5%	47,7%	57,3%	3,7%	5,5%	14,1%	17,0%	
Condriktios	Raya pequen	<i>Psammobatis scobina</i>	-	-	0,0%	0,0%	0,0%	-	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
Peces	Brótula	<i>Cataetys sp.</i>	1,2%	0,4%	-	0,1%	-	-	-	0,0%	0,0%	0,0%	
Moluscos	Pulpos de brazos largos	<i>Benthoctopus longibrachius</i>	-	0,0%	0,0%	0,0%	-	-	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
Condriktios	Raya espinuda	<i>Rhinoraja multispinis</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,0%	0,0%	0,0%	
Peces	Jurel	<i>Trachurus murphyi</i>	-	-	0,0%	0,0%	0,0%	-	0,0%	-	0,0%	0,0%	
Condriktios	Pinta roja	<i>Schroederichthys chilensis</i>	-	-	-	-	-	-	0,0%	-	0,0%	0,0%	
Peces	Bagre	<i>Aphos porosus</i>	-	-	0,0%	0,0%	-	-	0,0%	-	0,0%	0,0%	
Peces	Besugo	<i>Epigonus crassicaudus</i>	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,0%	0,1%	-	-	0,0%	0,0%	
Peces	Pejerrata	<i>Coelorinchus chilensis</i>	-	-	0,1%	0,1%	0,0%	-	-	-	0,0%	0,0%	
Crustáceos	Zapateador	<i>Pterygosquilla armata</i>	-	-	0,0%	0,0%	0,0%	-	-	-	0,0%	0,0%	
Peces	Cara de pato	<i>Lycenchelys scaurus</i>	-	-	0,0%	0,0%	0,0%	-	-	-	0,0%	0,0%	
Poríferos	Esponja	<i>Porifera</i>	0,0%	-	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	-	-	0,0%	0,0%	
Equinodermos	Erizo de profundidad	<i>Echinoidea</i>	-	-	-	-	-	-	0,0%	-	0,0%	0,0%	
Peces	Motecillo	<i>Normanichthys crockeri</i>	-	-	0,0%	0,0%	0,0%	-	-	-	0,0%	0,0%	
Peces	Lenguado ojos chicos	<i>Paralichthys microps</i>	-	-	0,0%	0,0%	0,0%	-	-	-	0,0%	0,0%	
Equinodermos	Estrella	<i>Asteroidea</i>	-	-	-	-	0,0%	-	-	-	0,0%	0,0%	
Condriktios	Tollo negro	<i>Aculeola nigra</i>	-	0,2%	0,1%	0,1%	0,0%	-	-	-	0,0%	0,0%	
Peces	Anguila común	<i>Ophichthus sp.</i>	-	0,0%	-	0,0%	0,0%	-	-	-	0,0%	0,0%	
Condriktios	Raya cola larga	<i>Gurgesiella furvescens</i>	-	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	-	-	-	0,0%	0,0%	
Moluscos	Calamar	<i>Loligo gahi</i>	-	-	-	-	0,0%	-	-	-	0,0%	0,0%	
Crustáceos	Gamba	<i>Haliporoides diomedae</i>	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	-	-	-	0,0%	0,0%	
Crustáceos	Jaiba mochilera	<i>Lophorochinia parabranchia</i>	46,2%	2,1%	0,3%	1,9%	-	-	-	-	-	0,5%	
Crustáceos	Jaiba paco	<i>Nezumia pulchella</i>	11,6%	1,9%	0,1%	0,7%	-	-	-	-	-	0,2%	
Condriktios	Tollo gata café	<i>Halaelurus canescens</i>	0,6%	0,3%	0,0%	0,1%	-	-	-	-	-	0,0%	
Crustáceos	Langostino de profundidad	<i>Munidopsis barrerae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Moluscos	Caracol aeneator	<i>Aeneator sp.</i>	-	-	0,0%	0,0%	-	-	-	-	-	0,0%	
Condriktios	Granadero gris	<i>Trachyrhynchus villegai</i>	0,9%	0,8%	0,0%	0,1%	-	-	-	-	-	0,0%	
Peces	Mictóforo	<i>Mictophidae</i>	-	-	0,0%	0,0%	-	-	-	-	-	0,0%	
Cnidarios	Coral negro	<i>Antipatharia</i>	-	-	0,0%	0,0%	-	-	-	-	-	0,0%	
Moluscos	Pulpo	<i>Octopus vulgaris</i>	-	-	0,0%	0,0%	-	-	-	-	-	0,0%	
Moluscos	Caracol	<i>Gasteropoda</i>	-	-	0,0%	0,0%	-	-	-	-	-	0,0%	
Moluscos	Pulpo nemo	<i>Opisthoteuthis sp.</i>	0,2%	0,5%	-	0,1%	-	-	-	-	-	0,0%	
Peces	Anguila hocicona	<i>Xenomystax atrarius</i>	0,1%	0,0%	-	0,0%	-	-	-	-	-	0,0%	
Peces	Pez reloj	<i>Hoplostethus mento</i>	0,0%	-	-	0,0%	-	-	-	-	-	0,0%	
Condriktios	Tollo negro dos cachos	<i>Centrosyllium nigrum</i>	-	0,0%	-	0,0%	-	-	-	-	-	0,0%	
Peces	Pejegato hocicon	<i>Apristurus nasutus</i>	-	0,3%	-	0,0%	-	-	-	-	-	0,0%	
Captura total (Ton) de las especies objetivo			1,1	5,0	32,5	38,6	18,0	2,7	23,3	56,4	100,3	138,9	

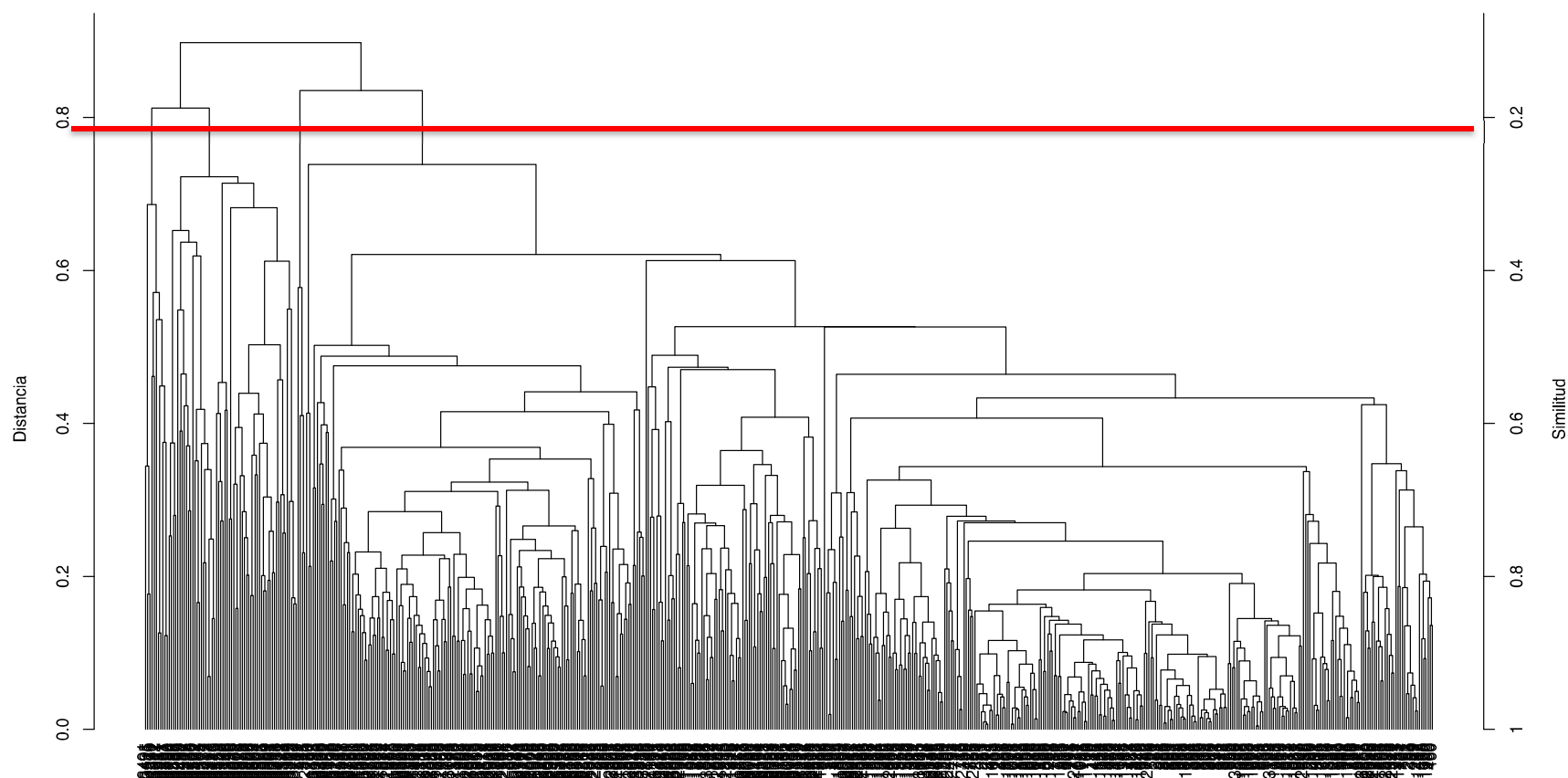


Tabla 45. Contribución relativa de las especies de la fauna acompañante distribuida por estrato de profundidad (m) con respecto a la captura total de las especies objetivo de langostinos amarillo y colorado. NOTA: 0,0% < 0,05%.

Grupo	Nombre común	Nombre científico	< 100	100-199	200-299	300-500
Crustáceos	Jaiba limón	<i>Cancer porteri</i>	26,2%	1,2%	3,0%	0,1%
Peces	Lenguado ojos grandes	<i>Hippoglossina macrops</i>	58,9%	1,9%	7,8%	0,8%
Peces	Merluza común	<i>Merluccius gayi gayi</i>	2072,0%	25,5%	39,3%	3,4%
Crustáceos	Jaiba paco	<i>Platymera gaudichaudii</i>	26,2%	0,9%	2,3%	0,4%
Peces	Anguila babosa	<i>Eptatretus polytrema</i>	-	0,0%	0,0%	-
Peces	Granadero aconcagua	<i>Coelorrinchus aconcagua</i>	-	0,5%	3,2%	0,5%
Condrictios	Raya torpedo	<i>Torpedo tremens</i>	-	0,0%	-	-
Peces	Blanquillo	<i>Prolatilus jugularis</i>	40,7%	0,2%	-	-
Moluscos	Jibia	<i>Dosidicus gigas</i>	-	0,1%	0,7%	0,4%
Peces	Congrio negro	<i>Genypterus maculatus</i>	-	0,7%	-	-
Condrictios	Raya volatin	<i>Zearaja chilensis</i>	-	0,0%	0,1%	-
Crustáceos	Centolla falsa	<i>Libinia clavae</i>	-	0,0%	0,0%	-
Crustáceos	Camarón nailon	<i>Heterocarpus reedi</i>	-	5,7%	97,3%	30,5%
Condrictios	Raya pequen	<i>Psammobatis scobina</i>	-	0,0%	0,0%	0,0%
Peces	Brótula	<i>Cataetys</i> sp.	-	0,0%	0,1%	0,6%
Moluscos	Pulpos de brazos largos	<i>Benthoctopus longibrachis</i>	-	0,0%	0,0%	0,0%
Condrictios	Raya espinuda	<i>Rhinoraja multispinis</i>	-	0,0%	-	-
Peces	Jurel	<i>Trachurus murphyi</i>	-	0,0%	-	-
Condrictios	Pinta roja	<i>Schroederichthys chilensis</i>	0,8%	0,0%	-	-
Peces	Bagre	<i>Aphos porosus</i>	14,6%	0,0%	-	0,0%
Peces	Besugo	<i>Epigonus crassicaudus</i>	-	0,0%	0,2%	0,4%
Peces	Pejerrata	<i>Coelorrinchus chilensis</i>	-	0,0%	0,1%	0,5%
Crustáceos	Zapateador	<i>Pterygosquilla armata</i>	-	-	0,0%	0,0%
Peces	Cara de pato	<i>Lycenchelys scaurus</i>	-	0,0%	0,0%	-
Poríferos	Esponja	Porifera	-	0,0%	0,0%	0,0%
Equinodermos	Erizo de profundidad	Echinoidea	-	0,0%	-	-
Peces	Motecillo	<i>Normanichthys crockeri</i>	-	0,0%	0,0%	-
Peces	Lenguado ojos chicos	<i>Paralichthys microps</i>	-	0,0%	0,0%	-
Equinodermos	Estrella	Asteroidea	-	0,0%	-	-
Condrictios	Tollo negro	<i>Aculeola nigra</i>	-	-	0,0%	0,7%
Peces	Anguila comun	<i>Ophichthus</i> sp.	-	-	0,0%	-
Condrictios	Raya cola larga	<i>Gurgesiella furvescens</i>	-	0,0%	-	0,0%
Moluscos	Calamar	<i>Loligo gahi</i>	-	0,0%	-	-
Crustáceos	Gamba	<i>Haliporoides diomedae</i>	-	-	0,0%	0,3%
Crustáceos	Jaiba mochilera	<i>Lophorochinia parabranchia</i>	-	0,1%	0,8%	15,3%
Crustáceos	Jaiba paco	<i>Nezumia pulchella</i>	-	0,0%	0,6%	4,6%
Condrictios	Tollo gata café	<i>Halaelurus canescens</i>	-	-	0,1%	0,7%
Crustáceos	Langostino de profundidad	<i>Munidopsis barrerae</i>	-	-	-	-
Moluscos	Caracol aeneator	<i>Aeneator</i> sp.	-	0,0%	-	-
Condrictios	Granadero gris	<i>Trachyrhynchus villegai</i>	-	-	0,0%	1,3%
Peces	Mictófido	Mictófidos	-	-	-	0,0%
Cnidarios	Coral negro	Antipatharia	-	0,0%	-	-
Moluscos	Pulpo	<i>Octopus vulgaris</i>	-	-	-	0,0%
Moluscos	Caracol	Gasteropoda	-	0,0%	-	-
Moluscos	Pulpo nemo	<i>Opisthoteuthis</i> sp.	-	-	0,0%	0,8%
Peces	Anguila hocicona	<i>Xenomystax atrarius</i>	-	-	-	0,1%
Peces	Pez reloj	<i>Hoplostethus mento</i>	-	-	-	0,0%
Condrictios	Tollo negro dos cachos	<i>Centrosyllium nigrum</i>	-	-	-	0,0%
Peces	Pejegato hocicon	<i>Apristurus nasutus</i>	-	-	0,0%	0,4%
Captura total (Ton) de las especies objetivo			0,02	118,27	16,19	3,30



Cluster Dendrogram



el corte con similitud mayor al 20%.

El análisis de ordenamiento realizado con la salida del nMDS muestra cuatro grupos relativamente bien definidos por los modelos mixtos gaussianos aplicados. El valor de estrés del modelo fue de 0,15, que es considerado relativamente alto (**Fig. 73c**). Este valor se debe probablemente a que uno de los grupos observados presenta la incertidumbre asociada con tres de los grupos identificados (**Fig. 73d**).

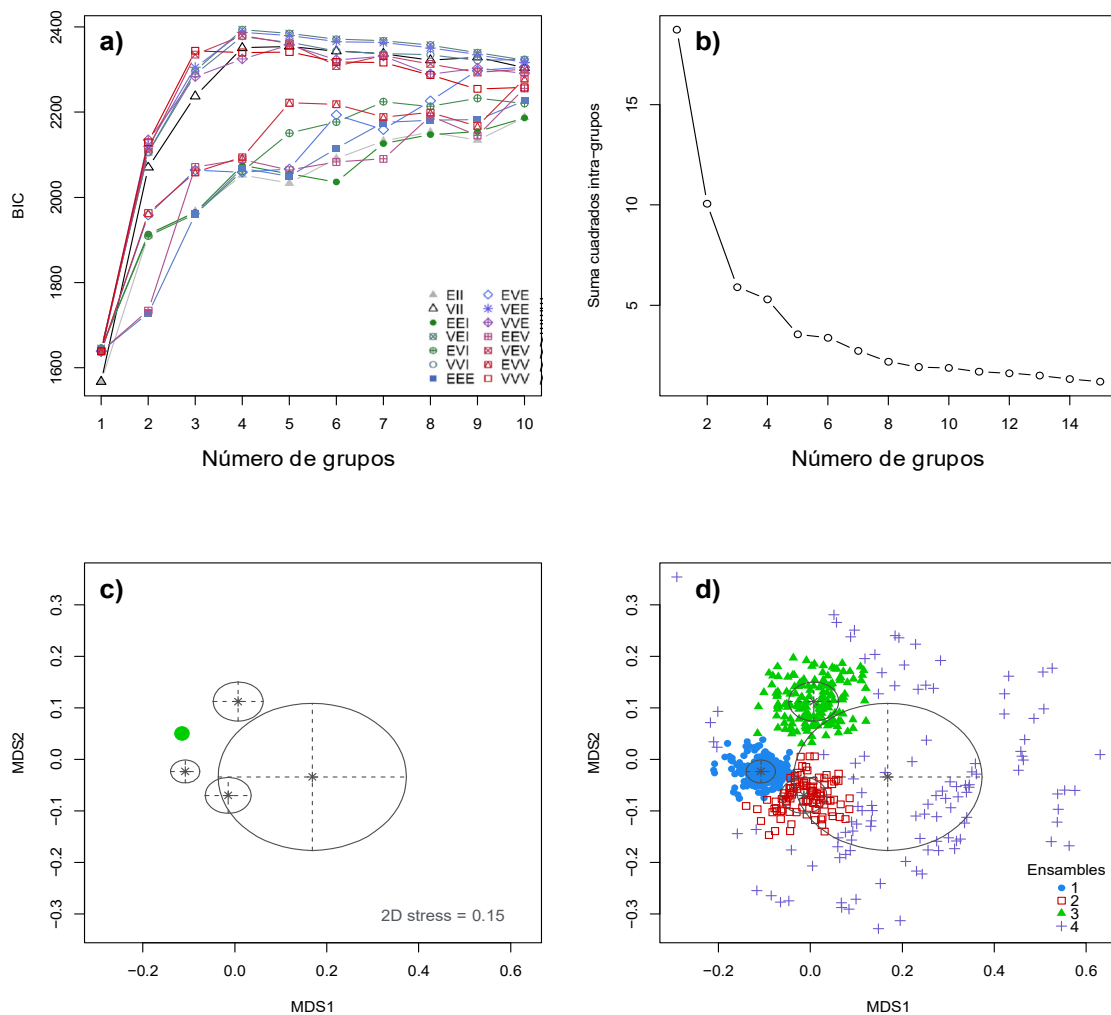


Figura 73. Número de grupos identificados mediante el análisis residual: a) criterio de información bayesiano, b) grupos identificados basado en el método del codo sobre la matriz de similitud de Bray–Curtis de la CUPA transformada, c) incertidumbre, d) análisis de ordenamiento.



Dentro de los cuatro ensambles identificados la merluza común, *M. gayi*, tuvo una representación importante, con excepción del ensamble 2 (Tabla 46). En los ensambles 1 y 3 la merluza común presentó capturas mayores al 30% con respecto a las especies objetivo. Por otro lado, la especie de camarón nailon, *H. reedi*, mostró mayor captura relativa en los ensambles 3 y 4. En el ensamble 4 el camarón nailon presentó capturas de un 119% respecto a la captura total de la especie objetivo.

Tabla 46. Contribución relativa de cada especie de la fauna acompañante respecto a la captura total de las especies objetivo langostinos amarillo y colorado, para cada ensamble identificado mediante el análisis de clúster. Ens = Ensamble. NOTA: 0,0% < 0,05%.

Grupo	Nombre común	Nombre científico	Ens 1	Ens 2	Ens 3	Ens 4
Crustáceos	Jaiba limón	<i>Cancer porteri</i>	0,9%	0,9%	4,0%	1,3%
Peces	Lenguado ojos gra	<i>Hippoglossina mac</i>	1,3%	2,0%	10,1%	2,0%
Peces	Merluza común	<i>Merluccius gayi ga</i>	31,9%	5,9%	47,3%	16,6%
Crustáceos	Jaiba paco	<i>Platymera gaudich</i>	0,8%	0,9%	2,5%	1,7%
Peces	Anguila babosa	<i>Eptatretus polytre</i>	0,0%	-	0,0%	-
Peces	Granadero aconca	<i>Coelorinchus acon</i>	0,2%	0,3%	3,9%	2,3%
Condrictios	Ray a torpedo	<i>Torpedo tremens</i>	0,0%	-	-	-
Peces	Blanquillo	<i>Prolatilus jugularis</i>	0,1%	0,4%	0,1%	0,8%
Moluscos	Jibia	<i>Dosidicus gigas</i>	0,1%	-	0,8%	0,2%
Peces	Congrio negro	<i>Genypterus macul</i>	0,0%	0,1%	0,0%	7,3%
Condrictios	Raya volantin	<i>Zearaja chilensis</i>	0,0%	0,0%	0,1%	0,1%
Crustáceos	Centolla falsa	<i>Libinia clavae</i>	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Crustáceos	Camarón nailon	<i>Heterocarpus reed</i>	0,0%	0,1%	119,6%	22,1%
Condrictios	Ray a pequen	<i>Psammobatis scoi</i>	0,0%	-	0,0%	0,0%
Peces	Brótula	<i>Cataetys sp.</i>	-	0,0%	-	0,3%
Moluscos	Pulpos de brazos l	<i>Benthoctopus long</i>	-	0,0%	0,0%	0,0%
Condrictios	Ray a espinuda	<i>Rhinoraja multispir</i>	0,0%	-	-	0,0%
Peces	Jurel	<i>Trachurus murphyi</i>	0,0%	0,0%	-	-
Condrictios	Pinta roja	<i>Schroederichthys i</i>	0,0%	0,0%	-	-
Peces	Bagre	<i>Aphos porosus</i>	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Peces	Besugo	<i>Epigonus crassica</i>	-	-	0,1%	0,2%
Peces	Pejerrata	<i>Coelorinchus chilei</i>	-	0,0%	0,1%	0,0%
Crustáceos	Zapateador	<i>Pterygosquilla arm</i>	-	-	0,0%	-
Peces	Cara de pato	<i>Lycenchelys scaur</i>	-	0,0%	0,0%	0,0%
Poríferos	Esponja	Porifera	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Equinodermos	Erizo de profundid	Echinoidea	0,0%	-	-	-
Peces	Motecillo	<i>Normanichthys crc</i>	0,0%	0,0%	0,0%	-
Peces	Lenguado ojos chit	<i>Paralichthys microp</i>	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Equinodermos	Estrella	Asteroidea	-	-	0,0%	-
Condrictios	Tollo negro	<i>Aculeola nigra</i>	-	-	0,1%	0,1%
Peces	Anguila comun	<i>Ophichthus sp.</i>	-	-	0,0%	0,0%
Condrictios	Ray a cola larga	<i>Gurgesiella furvesi</i>	0,0%	-	-	0,0%
Moluscos	Calamar	<i>Loligo gahi</i>	-	0,0%	-	-
Crustáceos	Gamba	<i>Haliporoides diome</i>	-	-	0,0%	0,1%
Crustáceos	Jaiba mochilera	<i>Lophorochinia para</i>	0,0%	0,0%	0,5%	5,8%
Crustáceos	Jaiba paco	<i>Nezumia pulchella</i>	-	0,0%	0,2%	2,1%
Condrictios	Tollo gata café	<i>Halaelurus canesc</i>	-	-	0,1%	0,2%
Crustáceos	Langostino de prof	<i>Munidopsis barreri</i>	-	-	0,0%	-
Moluscos	Caracol aeneator	<i>Aeneator sp.</i>	-	0,0%	-	-
Condrictios	Granadero gris	<i>Trachyrincus villeg</i>	-	-	0,0%	0,4%
Peces	Mictófido	Mictofidae	-	-	0,0%	-
Cnidarios	Coral negro	Antipatharia	-	0,0%	-	-
Moluscos	Pulpo	<i>Octopus vulgaris</i>	-	-	0,0%	-
Moluscos	Caracol	Gastropoda	0,0%	-	-	-
Moluscos	Pulpo nemo	<i>Opisthoteuthis sp.</i>	-	-	-	0,2%
Peces	Anguila hocicon	<i>Xenomystax atrari</i>	-	-	-	0,0%
Peces	Pez reloj	<i>Hoplostethus meni</i>	-	-	-	0,0%
Condrictios	Tollo negro dos ca	<i>Centroscyllium nig</i>	-	-	-	0,0%
Peces	Pejegato hocicon	<i>Apristurus nasutus</i>	-	-	-	0,1%
Captura total (Ton) de las esp			78,8	31,6	17,7	10,8

Al observar la distribución batimétrica de los ensambles comunitarios, el “box-plot” (**Fig. 74a**), el ensamble 4 presenta la mayor distribución batimétrica, seguido por los ensambles 3, 2 y 1. El ensamble 2 presenta la distribución batimétrica más estrecha y el ensamble 1 la menos profunda (**Fig. 74a**). Respecto a la distribución geográfica de los ensambles, estos están representados a lo largo de las siete regiones muestreadas. Particularmente el ensamble 1 está mayormente representado en las regiones del Maule (VII) y Biobío (VIII). Los ensambles 2 y 3 se representan mayoritariamente en las regiones Coquimbo (IV) y Valparaíso (V), finalmente el ensamble 4 se representa mayoritariamente en las regiones de Antofagasta (II) y Atacama (III). Es interesante notar que en la segunda región solo se encuentra representado el ensamble 4 (**Fig. 74b**).

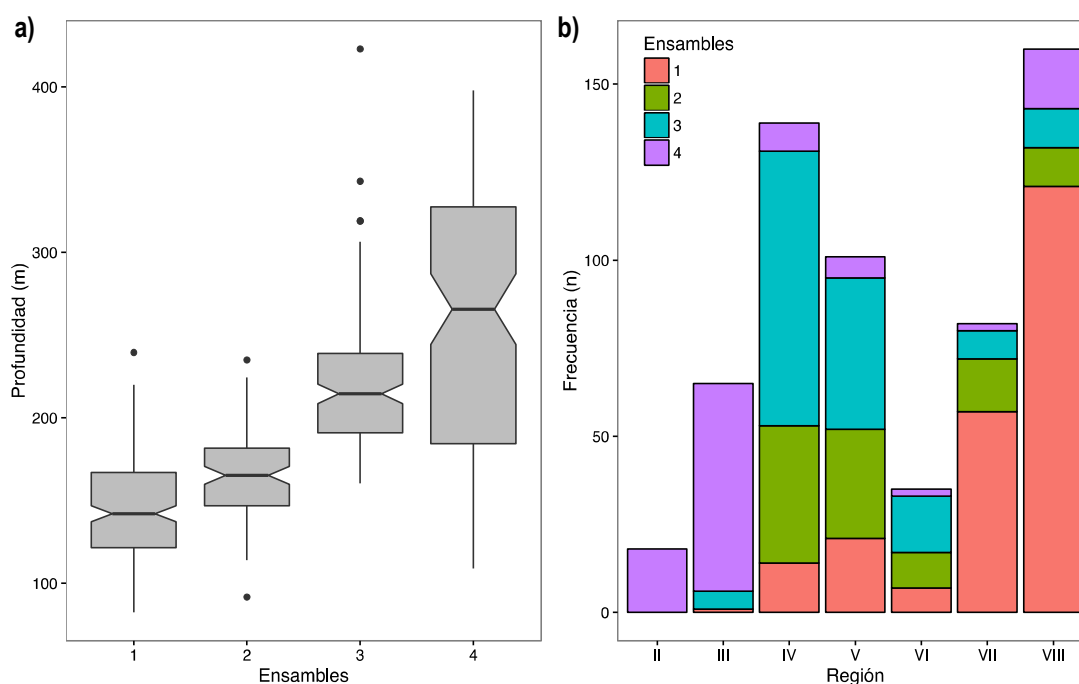


Figura 74. Distribución de la batimetría (a) y por regiones políticas chilenas (b) de los ensambles comunitarios identificados como parte de la fauna acompañante en el análisis de clúster.

Los ensambles 3 y 4 presentaron el mayor número de especies siendo los grupos más con mayor riqueza. Los indicadores ecológicos también indican como ensambles más diversos al 3 y 4 (**Tabla 47**). Los resultados del test de Tukey para los índices comunitarios de especies, diversidad y dominancia muestran diferencias significativas ($p < 0,05$) para todos los ensambles con excepción de la comparación entre el 2 y 4 (**Fig. 75**). Por otro lado, para el parámetro de uniformidad, la comparación entre los grupos 3-2 y 4-3 mostró diferencias no significativas ($p > 0,05$; **Fig. 75**).



Tabla 47. Índices comunitarios estimados para cada ensamble identificado mediante el análisis de clúster.
DS = desviación estándar.

Ensamble	Taxa (S)	DS (S)	Diversidad (H')	DS (H')	Dominancia (λ)	DS (λ)	Uniformidad (J')	SD (J')
1	3,94	0,96	1,18	0,27	0,65	0,11	0,87	0,06
2	4,77	1,24	1,45	0,26	0,74	0,07	0,94	0,02
3	6,26	1,36	1,73	0,20	0,81	0,04	0,96	0,02
4	4,8						97	0,03

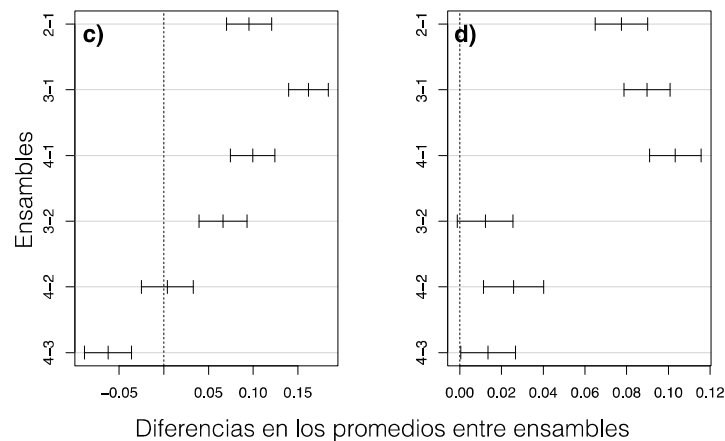


Figura 75. Test de Tukey para la diversidad comunitaria, a) diversidad, b) riqueza de especies, c) uniformidad, d) equitatividad. Las barras representan diferencias no significativas en los promedios.

Las barras representan diferencias no significativas en los promedios.



Las curvas de k-dominancia muestran que los ensambles 1 y 2 son los que presentan mayor dominancia producto de la alta presencia de merluza común (Tabla 47, Fig. 76). Por otro lado, el ensamble 4 presenta la mayor equidad. El ensamble 3 presenta una dominancia y equidad intermedia.

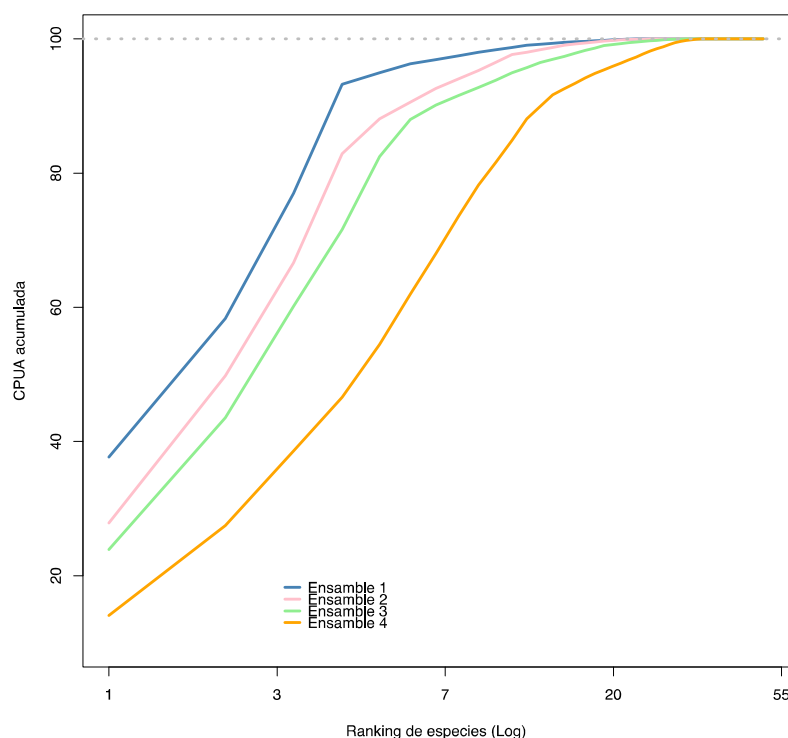


Figura 76. Curvas de k-dominancia para los ensambles comunitarios identificados en el análisis de clúster.

4.5.2 Cambios espacio-temporales de la riqueza de especies y los factores ambientales asociadas para la fauna acompañante desde el 2000 hasta el 2015

En el estudio histórico de la fauna acompañante se analizaron las evaluaciones desde el año 2000 hasta el 2015, con la excepción de los años 2002, 2003, 2010, 2011, por presentar diversos problemas durante la confección de la base de datos histórica, como ausencia del área barrida en la base original y que no se realizara campaña como ocurrió para el año 2010 (Queirolo *et al.*, 2016). No se incluye el año 2016 en este análisis porque las variables oceanográficas de temperatura superficial del océano y clorofila aún no están disponibles por los proveedores a escala anual.

La fauna acompañante total en los 6.086 lances positivos se compuso de 124 especies identificadas al nivel taxonómico más bajo posible (Tabla 48). Las especies más abundantes fueron la merluza común y la jaiba paco con una participación del 99% y 96% respectivamente, seguidas por el lenguado de ojos grandes con



una presencia de un 57% de los lances realizados desde el 2000 hasta el 2015. Al igual que lo reportado en Queirolo *et al.* (2015) es interesante destacar que el 65% de las especies perteneciente a la fauna acompañante presentaron una frecuencia de ocurrencia menor al 1%, haciéndolas especies extremadamente raras o muy difícil de detectar.

A pesar de que el principal objetivo del análisis histórico es evaluar la distribución espacio-temporal de la riqueza de especies de la fauna acompañante utilizando todos los cruceros de evaluación, se realizó un análisis de agrupamiento y escalamiento multidimensional no paramétrico para esclarecer si hay estructura comunitaria definida al igual que el realizado en Queirolo *et al.* (2015), pero agregando los datos muestreados en la campaña realizada para este estudio. En primera instancia se realizó el análisis de agrupamiento y nMDS con las 124 especies representadas en 6.086 lances, incluyendo todas las especies extremadamente raras. Como resultado, el mejor modelo identificó 28 grupos (**Fig. 77c**). Este resultado sugiere dos posibles razones para explicar el alto número de grupos: i) no existe una estructura comunitaria marcada, sino que un gradiente de especies latitudinalmente donde unas son más o menos abundantes que otras; ii) la alta cantidad de grupos observados se debe al alto número de especies con una FRO menor al 1% y están presentes a lo largo de todo el gradiente latitudinal muestreado y enmascaran la estructura comunitaria definida por las especies más dominantes. Además, el valor de estrés del análisis fue relativamente alto, 0,22 y el gráfico de grupos identificados con sus respectivas incertidumbres es considerablemente alto (**Fig. 77c**). Por otro lado, análisis no publicados de Montero *et al.* (2016) sugieren que con un análisis más sencillo de componentes principales y eliminando las especies con baja frecuencia de ocurrencia es posible identificar cuatro ensamblajes ecológicos.

Para la evaluación espacio temporal de la fauna acompañante histórica, se ajustó un modelo BRT para la diversidad (índice de Shannon) y riqueza de especies por lance. El BRT fue entrenado con una tasa de aprendizaje de 0,06, una fracción de bolsa de 0,6 y una complejidad de los árboles de 5. Este último valor permite considerar interacciones complejas entre las variables predictoras (**Tabla 49**). En el modelo final ajustado, se consideraron 9 variables predictores. La variable que se utilizó para evaluar el efecto de las variaciones de El Niño fue el Índice del Niño Oceánico (ONI; Huang *et al.*, 2015), que corresponde al promedio de las anomalías en la temperatura superficial en la región Niño-3.4, que corresponde a uno de los principales índices utilizados para monitorear El Niño Oscilación del Sur. Los dos modelos entrenados presentaron una varianza explicada mayor al 66%, con un número de árboles de 1.250 para riqueza y 1.700 para diversidad (**Tabla 49**).



Tabla 48. Frecuencia de ocurrencia (FRO) relativa de las especies capturadas como fauna acompañante del monitoreo de langostinos amarillo y colorado entre los años 2000-2015. Las categorías de representación para cada especie son: R = rara; U = poco común; C = común; V = muy común.

Grupo	Nombre común	Nombre científico	FRO	Categoría
Peces	Merluza común	<i>Merluccius gayi</i>	99,00%	V
Crustáceos	Jaiba Paco	<i>Platymera gaudichaudii</i>	96,40%	V
Peces	Lenguado de ojos grandes	<i>Hippoglossina macrops</i>	57,33%	C
Crustáceos	Jaiba limón	<i>Cancer porteri</i>	26,13%	U
Crustáceos	Camarón nailon	<i>Heterocarpus reedi</i>	18,76%	R
Condrictios	Granadero aconcagua	<i>Coelorinchus aconcagua</i>	14,89%	R
Peces	Besugo	<i>Epigonus crassicaudus</i>	11,34%	R
Condrictios	Torito	<i>Trachyrinchus helolepis</i>	8,58%	R
Moluscos	Pulpo	<i>Octopus sp.</i>	7,95%	R
Peces	Granadero pulgar	<i>Nezumia pulchella</i>	7,57%	R
Peces	Pejerata	<i>Coelorinchus chilensis</i>	7,56%	R
Peces	Merluza de cola	<i>Macruronus magellanicus</i>	6,90%	R
Condrictios	Raya lima	<i>Psammobatis scobina</i>	5,18%	R
Peces	Anguila	<i>Ophichthus pacifici</i>	5,16%	R
Crustáceos	Langosta enana	<i>Libinia emarginata</i>	5,11%	R
Condrictios	Tollo	<i>Nn1</i>	4,39%	R
Condrictios	Cañabota gris	<i>Hexanchus griseus</i>	4,17%	R
Condrictios	Raya HociCUDA	<i>Dipturus flavirostris</i>	4,14%	R
Peces	Congrio negro	<i>Genypterus maculatus</i>	4,07%	R
Crustáceos	Jaiba mochilera	<i>Lophorochinia parabranchia</i>	3,29%	R
Condrictios	Tollo gata café	<i>Halaelurus canescens</i>	3,15%	R
Condrictios	Tollo	<i>Nn2</i>	2,91%	R
Moluscos	Jibia	<i>Dosidicus gigas</i>	2,53%	R
Condrictios	Raya aserrada	<i>Bathyrhaja multispinis</i>	2,38%	R
Condrictios	Tollo negro zapata	<i>Centroscymnus crepidater</i>	2,38%	R
Crustáceos	Gamba	<i>Haliporoides diomedae</i>	2,37%	R
Condrictios	Tollo pajarito	<i>Deania calcea</i>	2,19%	R
Peces	Anguila babosa	<i>Eptatretus polytrema</i>	2,05%	R
Peces	s/n	<i>Trachyrinchus villegai</i>	1,84%	R
Condrictios	Pejegato hocicón	<i>Apristurus nasutus</i>	1,71%	R



Crustáceos	Centollón	<i>Paralomis granulata</i>	1,63%	R
Peces	Anguila babosa	<i>Polystotrema polytrema</i>	1,59%	R
Moluscos	Pulpo nemo	<i>Opisthoteuthis</i> sp.	1,56%	R
Condriictios	Tollo negro	<i>Aculeola nigra</i>	1,54%	R
Crustáceos	Pateador	<i>Pterygosquilla armata</i>	1,48%	R
Moluscos	Pulpo	<i>Benthoctopus</i> sp.	1,38%	R
Condriictios	Raya vientre áspero	<i>Dipturus trachyderma</i>	1,27%	R
Peces	Congrio dorado	<i>Genypterus blacodes</i>	1,27%	R
Peces	Blanquillo	<i>Prolatilus jugularis</i>	1,23%	R
Moluscos	Pulpo	<i>Octopus mimus</i>	0,94%	R
Condriictios	Tiburón narigón	<i>Centroscymnus crepidater</i>	0,84%	R
Crustáceos	Camarón acorazado	<i>Glyphocrangon alata</i>	0,76%	R
Condriictios	Tollo negro peine	<i>Centroscyllium nigrum</i>	0,72%	R
Peces	Anguila hocicona	<i>Xenomystax atrarius</i>	0,66%	R
Crustáceos	Jaiba marmola	<i>Cancer edwardsii</i>	0,64%	R
Peces	Pejegallo	<i>Callorhynchus callorhinchus</i>	0,61%	R
Condriictios	Torpedo	<i>Discopyge tschudii</i>	0,58%	R
Condriictios	Raya aserrada	<i>Rhinoraja multispinis</i>	0,58%	R
Peces	Congrio colorado	<i>Genypterus chilensis</i>	0,49%	R
Crustáceos	s/n	<i>Libidoclaea smithii</i>	0,46%	R
Peces	Pejegallo	<i>Coelorinchus</i> sp.	0,44%	R
Peces	Chancharro	<i>Helicolenus chilensis</i>	0,44%	R
Condriictios	Raya negra	<i>Raja brevicaudata</i>	0,43%	R
Peces	s/n	<i>Pachycara suspectum</i>	0,39%	R
Moluscos	Caracol	<i>Aeneator</i> sp.	0,36%	R
Condriictios	Tollo	<i>Centroscyllium</i> sp.	0,35%	R
Moluscos	Pulpo	<i>Octopus vulgaris</i>	0,31%	R
Peces	Cabrilla	<i>Sebastes capensis</i>	0,31%	R
Condriictios	Raya torpedo	<i>Torpedo tremens</i>	0,31%	R
Peces	Brótula	<i>Cataetys</i> sp.	0,30%	R
Crustáceos	Mantis de mar	Estomatopoda	0,30%	R
Condriictios	Raya	<i>Raja</i> sp.	0,28%	R
Peces	Bagre de mar	<i>Aphos porosus</i>	0,26%	R
Condriictios	Tollo	<i>Etmopterus granulosus</i>	0,26%	R
Condriictios	s/n	<i>Nn3</i>	0,26%	R



Condriictios	Tollo	<i>Centroscymnus sp.</i>	0,23%	R
Peces	Bonito	<i>Sarda chiliensis</i>	0,21%	R
Moluscos	Calamar	<i>Loligo gahi</i>	0,21%	R
Condriictios	Raya volántin	<i>Zearaja chilensis</i>	0,21%	R
Crustáceos	Jaiba reina	<i>Cancer coronatus</i>	0,20%	R
Porifera	Esponja	Porifera	0,20%	R
Condriictios	Raya	Rajidae	0,20%	R
Moluscos	Caracol	<i>Acesta sp.</i>	0,16%	R
Moluscos	Caracol	Gastropoda	0,16%	R
Crustáceos	Langosta enana	<i>Projasus bahamondei</i>	0,16%	R
Peces	Pejegallos	<i>Coelorrinchus fasciatus</i>	0,15%	R
Peces	Lamprea	<i>Geotria australis</i>	0,15%	R
Peces	Lenguado de ojos chicos	<i>Paralichthys microps</i>	0,15%	R
Peces	Brótula negra	<i>Cherublemma emmelas</i>	0,13%	R
Crustáceos	Langostino de profundidad	<i>Munidopsis barrerae</i>	0,13%	R
Peces	Jurel	<i>Trachurus murphyi</i>	0,13%	R
Peces	Anguila	<i>Eptatretus sp.</i>	0,12%	R
Peces	Apañado	<i>Ophichthus sp.</i>	0,12%	R
Peces	Pampanito	<i>Stromateus stellatus</i>	0,12%	R
Peces	s/n	<i>Alepocephalus sp.</i>	0,10%	R
Condriictios	Raja brevicaudata	<i>Sympterygia brevicaudata</i>	0,10%	R
Moluscos	Caracol	<i>Acesta patagonica</i>	0,08%	R
Holoturoideo	Holoturia	<i>Athionidium chilensis</i>	0,08%	R
Condriictios	Raya volántin	<i>Dipturus chilensis</i>	0,08%	R
Condriictios	Pinta roja	<i>Schroederichthys chilensis</i>	0,08%	R
Cnidarios	Medusa	<i>Scyphozoa sp.</i>	0,08%	R
Peces	Brótula	<i>Austrophycis marginatus</i>	0,07%	R
Peces	Congrio plateado	<i>Bassanago albescens</i>	0,07%	R
Moluscos	Caracol	<i>Bathybembix humboldti</i>	0,07%	R
Condriictios	Raya peruana	<i>Bathyraja peruana</i>	0,07%	R
Condriictios	Tollo granla	<i>Centroscyllium granulatum</i>	0,07%	R
Peces	Chancharro	<i>Helicolenus lengerichi</i>	0,07%	R
Moluscos	Pulpo	Octopoda	0,07%	R
Porifera	Esponja	<i>Esponja spp.</i>	0,07%	R
Peces	s/n	<i>Talismania aphos</i>	0,07%	R



Condriictios	Tiburón	<i>Apristurus</i> sp.	0,05%	R
Equinodermos	Estrella	Asteroidea	0,05%	R
Moluscos	Pulpo de brazos largos	<i>Benthoctopus longibrachus</i>	0,05%	R
Peces	Alfonsino	<i>Beryx splendens</i>	0,05%	R
Crustáceos	Centolla	<i>Lithodes</i> sp.	0,05%	R
Peces	Pez luna	<i>Mola mola</i>	0,05%	R
Nn4	s/n	<i>Nn4</i>	0,03%	R
Cnidarios	Actinia	<i>Actinia</i> sp.	0,03%	R
Peces	Pez de profundidad	<i>Congiopodus peruvianus</i>	0,03%	R
Crustáceos	Camarón camello	<i>Heterocarpus vicarius</i>	0,03%	R
Peces	Pez de profundidad (espinudo)	<i>Notacanthus sixpinnis</i>	0,03%	R
Equinodermos	Estrella	<i>Aster</i> sp.	0,02%	R
Peces	Reineta	<i>Brama australis</i>	0,02%	R
Peces	Corvina	<i>Cilus gilberti</i>	0,02%	R
Peces	Lamprea	<i>Eptatretus</i> sp.	0,02%	R
Moluscos	Bivalvo	<i>Limopsis marionensis</i>	0,02%	R
Peces	Brótola	<i>Notophycis marginata</i>	0,02%	R
Crustáceos	Centolla	<i>Paralomis longipes</i>	0,02%	R
Condriictios	Pejerrata	<i>Nn5</i>	0,02%	R
Crustáceos	Camarón armado	<i>Stereomastis suhmi</i>	0,02%	R
Condriictios	Tollo	<i>Centroscymnus</i> sp.	0,02%	R

NOTA: Las especies nombradas como Nn, se debió a una falta de concordancia entre la abreviación del nombre científico y este mismo. Además, en algunos casos, no se logró identificar el nombre científico para ciertas abreviaciones. Sin embargo, estas especies aportan información relevante para el análisis histórico.

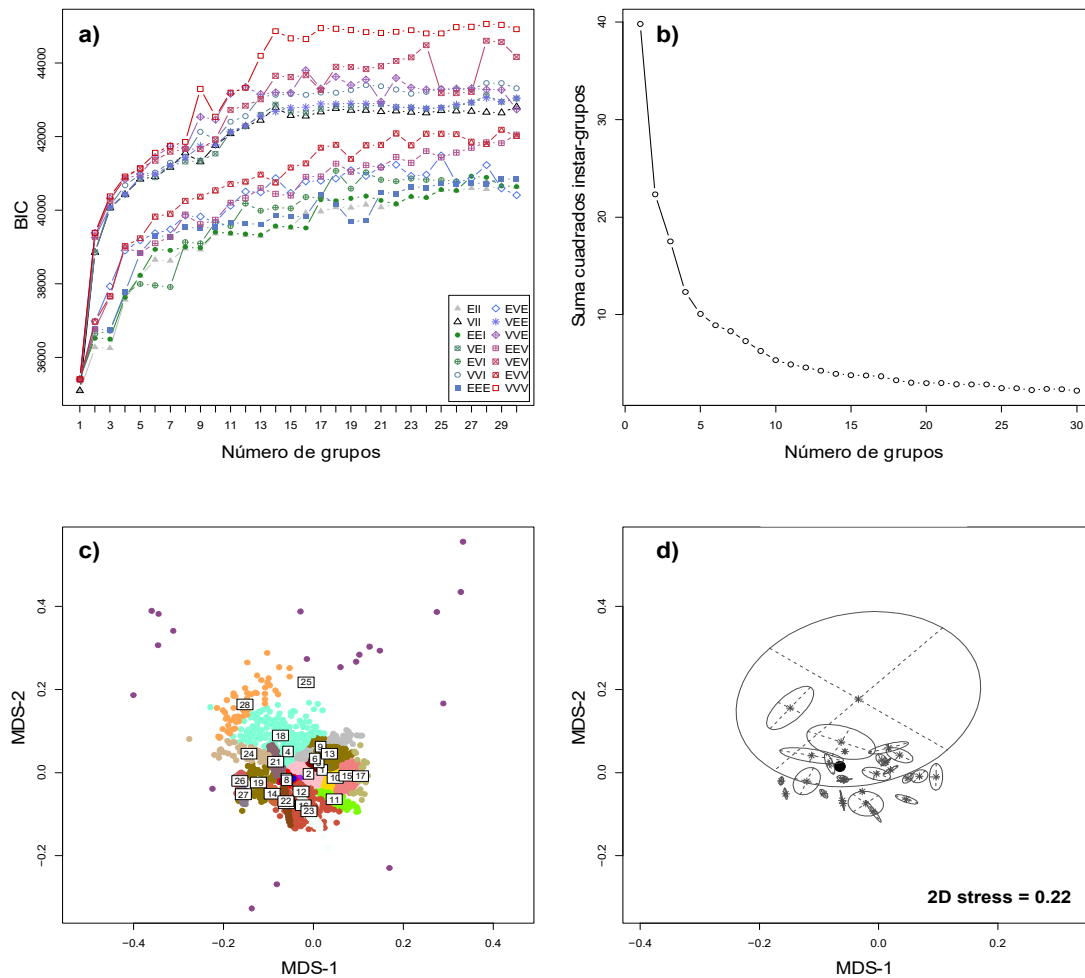


Figura 77. Número de grupos identificados mediante el análisis residual: a) criterio de información bayesiano, b) grupos identificados basado en el método del codo sobre la matriz de similitud de Bray-Curtis de la CUPA transformada, c) análisis de ordenamiento, d) incertidumbre.



Tabla 49. Resumen de las estadísticas estimadas por el modelo BRT para la riqueza de especie y diversidad estimada por lance desde el 2000 hasta el 2015.

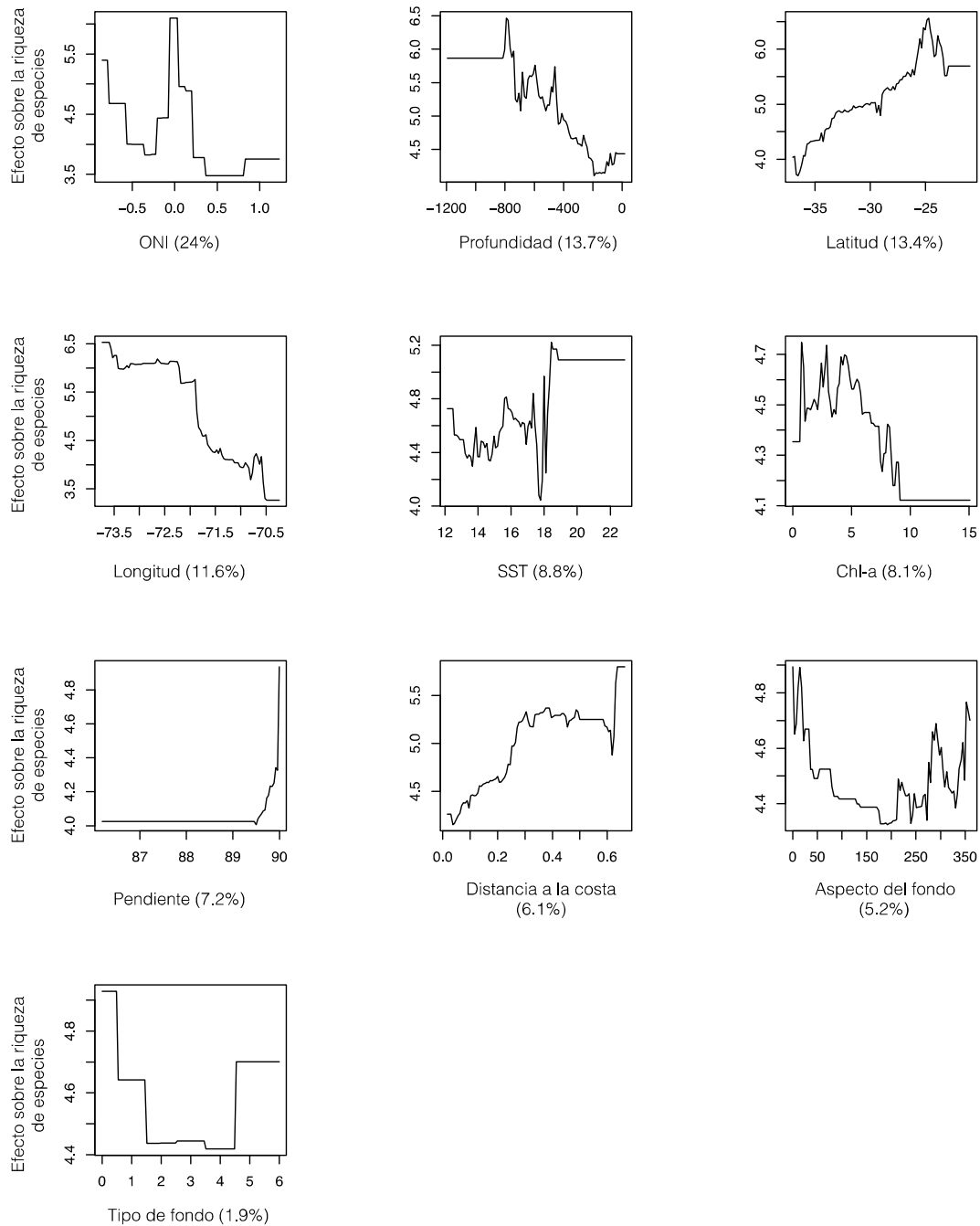
Modelo	Complejidad del modelo	Número de arboles	Varianza residual	Varianza explicada (Pseudo R ²)
Riqueza de especies	5	1.250	1,32	66,6%
Diversidad	5	1.700	0,055	69,0%

Relación entre la riqueza de especies y la diversidad con el ambiente

Para estudiar la relación entre las variables predictores y las variables respuesta “riqueza de especies” y “diversidad” se usaron graficas de dependencia parcial. Estas fueron graficadas a través de la función `gbm.plot` del paquete `gbm` en R. Estas graficas muestran el efecto de una variable sobre riqueza y diversidad de especies después de considerar el efecto ponderado de todas las otras variables en el modelo (Friedman, 2001). Las gráficas de dependencia parcial para el modelo de riqueza de especies muestran que las principales variables explicativas son el ONI con un 24% de importancia, seguido por la profundidad (13,7% de importancia), latitud (13,4% de importancia), longitud (11,6% de importancia) y temperatura superficial del océano (SST, 8,8% de importancia) (**Fig. 78**). La respuesta de la diversidad a las variables predictoras fue similar a la predicha por el modelo para la riqueza. Los predictores más importantes para la diversidad fueron: ONI con un 23,5%, latitud con un 13,6%, profundidad con un 12,2%, longitud y longitud con un 10,3% (**Fig. 79**). Estos resultados son muy similares a los encontrados en (Queirolo *et al.*, 2016) con excepción de que en vez de ser año la variable respuesta más importante, esta vez fue el ONI ya que se reemplazó por la variable año como estaba estipulado en la metodología original.

Predicción espacial par la diversidad y riqueza de especies en la fauna acompañante

La predicción espacial obtenida por los modelos BRT para la diversidad y riqueza de especies obtenida utilizando las variables espaciales, temporales y ambientales descritas en la metodología se muestran en la **figura 80**. La riqueza de especies predicha varía entre 2 y 12 especies por lance. La diversidad predicha varió entre 0,7 y 2,5. Geográficamente, la predicción espacial para la diversidad y riqueza mostro distribuciones similares. Se observaron mayores índices de diversidad y riqueza en zonas alejadas de la costa y de mayor profundidad con temperaturas superficiales de preferencia por sobre los 18°C, resultados similares a los observados en Queirolo *et al.* (2016). Las regiones que presentaron zonas de mayor diversidad y riqueza predicha fueron Valparaíso, L.G.B O'Higgins, Maule y Biobío. Valores intermedios de diversidad y riqueza predicha se observan entre las regiones de Tarapacá a Coquimbo y los valores más bajos de riqueza y diversidad se observan a lo largo de todo el gradiente en zonas cercanas a la costa y de menor profundidad (**Fig. 80**).



Figura

usando BRT, usando variables ambientales, espaciales y temporales. La línea negra representa la respuesta en la variación de riqueza de especies. El valor en porcentaje representa la influencia relativa de cada variable sobre la respuesta. NOTA: SST = Temperatura superficial; Chl-a = Clorofila-a.

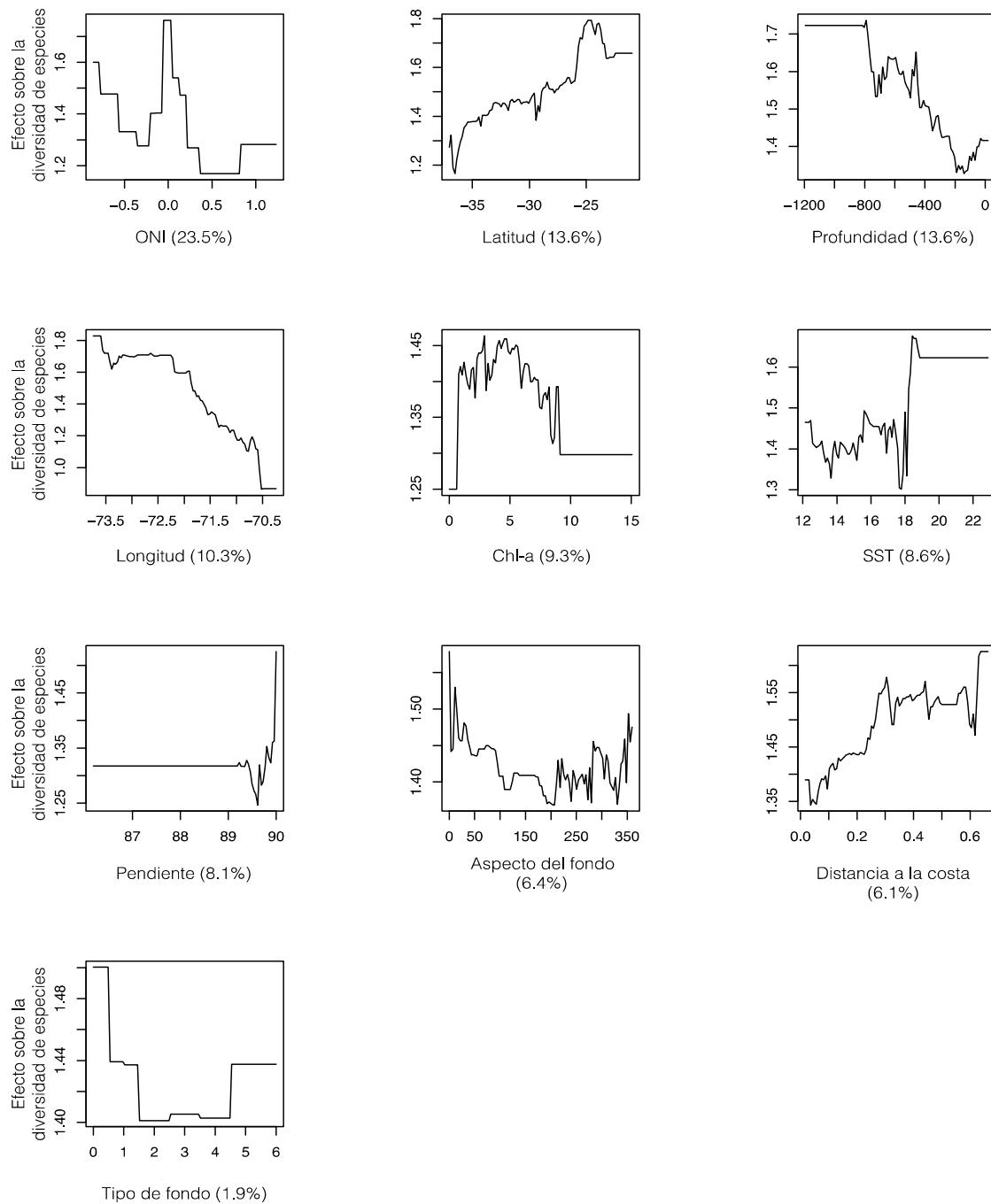


Figura 3RT,

usando variables ambientales, espaciales y temporales. La línea negra representa la respuesta en la variación de riqueza de especies. El valor en porcentaje representa la influencia relativa de cada variable sobre la respuesta.

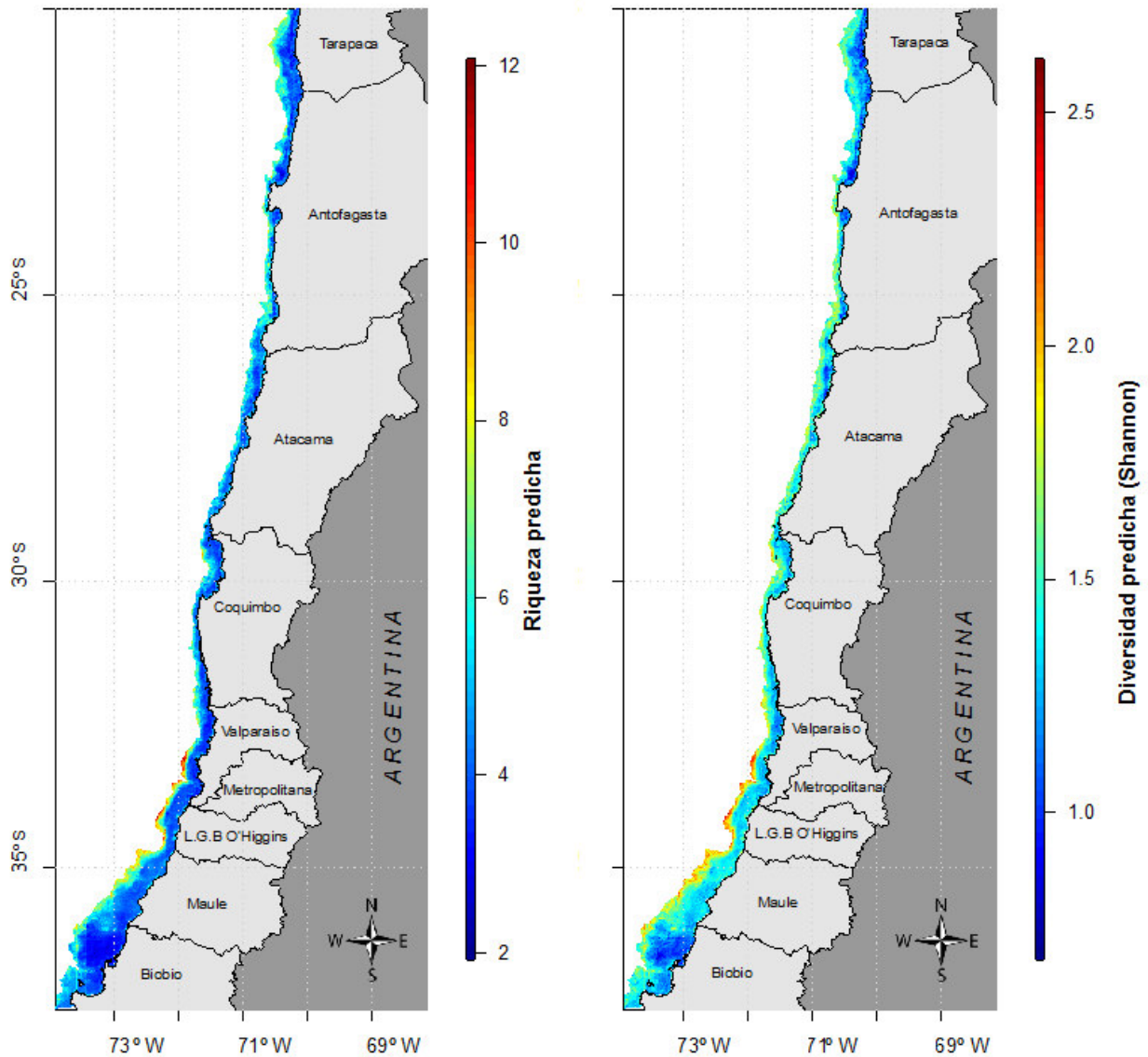


Figura 80. Riqueza y diversidad predicha por los modelos BRT respectivamente. El grafico de la izquierda muestra la riqueza de especies y el de la derecha la diversidad a lo largo de Chile.



4.5.3 Análisis de contenido estomacal

Durante los cruceros de investigación se recolectó un total de 295 estómagos correspondientes a lenguado de ojos grandes y merluza común, pertenecientes a la fauna acompañante de las pesquerías de langostino colorado y amarillo. Del total de estómagos recolectados, 146 pertenecieron a lenguado de ojos grandes y 149 a merluza común.

Lenguado de ojos grandes

A partir del análisis de 146 estómagos de lenguado de ojos grandes, se estableció que 82 presentaron contenido mientras que los 64 restantes no tenían alimento en su interior. En las regiones de Coquimbo y Biobío se registró la mayor cantidad de estómagos con contenido, 35 de ellos (43%) en la Región de Coquimbo y 33 (40%) corresponden a la de Biobío. Por su parte, en la Región de Valparaíso sólo 14 estómagos (17%) presentaron algún tipo de alimento en su interior (**Tabla 50**).

Tabla 50. Estómagos con y sin contenido de lenguado de ojos grandes que fueron analizados, según región de procedencia.

Región	Estado estómagos		Total
	Con contenido	Sin contenido	
Coquimbo	35	13	48
Valparaíso	14	34	48
Bio-bío	33	17	50
Total	82	64	146

En los estómagos con contenido, se identificó un total de 9 taxa de presas. El principal ítem presa identificado fue *Pleuroncodes monodon*, especie que estuvo presente en el 74,3% de los estómagos provenientes de la Región de Coquimbo, en el 42,9% de los estómagos de la Región de Valparaíso y en el 69,7% de la Región del Biobío. El segundo lugar de ocurrencia correspondió a Galatheidae no definido, identificado en un 11,4% de los estómagos de Coquimbo, 14,3% de Valparaíso y 15,2% del Biobío. Otros taxa identificadas fueron *Heterocarpus reedi*, *Merluccius gayi gayi*, *Cancer porteri*, *Cervimunida johni*, *Platymera gaudichaudii*, *Pterygosquilla* sp., y un ejemplar Anthozooario (**Tabla 51**).

En lo que respecta al aporte relativo en peso de las presas, la de mayor importancia fue *P. monodon* con un 81,2% en estómagos provenientes de la región de Coquimbo, 66,0% en la región de Valparaíso y 65,3% en Biobío. El segundo ítem presa de importancia en peso fue *Cervimunida johni* que representó el 7,3% en los estómagos provenientes de Coquimbo, un 29,1% en la región de Valparaíso y un 11,0% para Biobío (**Tabla 52**).



Tabla 51. Frecuencia de ocurrencia por ítem alimentario en lenguado de ojos grandes y aporte relativo de cada ítem.

Ítem presa	Región					
	Coquimbo		Valparaíso		Bio-bío	
	N°est	%	N°est	%	N°est	%
CNIDARIA						
Anthozoa			1	7,1		
CRUSTACEA						
Caridea						
<i>Heterocarpus reedi</i>	2	5,7	1	7,1		
Anomura						
<i>Pleuroncodes monodon</i>	26	74,3	6	42,9	23	69,7
<i>Cervimunida johni</i>	1	2,9	4	28,6	1	3,0
Galatheididae no definido	4	11,4	2	14,3	5	15,2
Brachyura						
<i>Platymera gaudichaudii</i>	1	2,9				
<i>Cancer porteri</i>					4	12,1
Stomatopoda						
<i>Pterygosquilla</i> sp.	1	2,9				
OSTEICHTHYES						
<i>Merluccius gayi gayi</i>					1	3,0
Total de estómagos con contenido	35		14		33	

Tabla 52. Peso de cada ítem presa en los estómagos de lenguado de ojos grandes y aporte relativo en peso.

Ítem presa	Región					
	Coquimbo		Valparaíso		Bio-bío	
	N°est	%	N°est	%	N°est	%
CNIDARIA						
Anthozoa			1,73	1,0		
CRUSTACEA						
Caridea						
<i>Heterocarpus reedi</i>	11,29	3,7	6,4	3,6		
Anomura						
<i>Pleuroncodes monodon</i>	246,54	81,2	117,36	66,0	194,3	65,3
<i>Cervimunida johni</i>	22,16	7,3	51,69	29,1	32,6	11,0
Galatheididae no definido	11,51	3,8	0,55	<0.1	6,2	2,1
Brachyura						
<i>Platymera gaudichaudii</i>	0,13	<0.1				
<i>Cancer porteri</i>					63,3	21,3
Stomatopoda						
<i>Pterygosquilla</i> sp.	3,73	1,2				
OSTEICHTHYES						
<i>Merluccius gayi gayi</i>					0,9	<0.1
Peso total del contenido	295,40		177,93		297,38	



Merluza común

De los 149 estómagos analizados, 45 presentaron algún tipo de contenido y 104 estuvieron vacíos. En relación a los estómagos con contenido, 21 (67%) provienen de la Región de Coquimbo, 10 (32%) de Valparaíso y 14 (41%) del Biobío (**Tabla 53**).

Tabla 53. Estómagos con y sin contenido de merluza común que fueron analizados, según región de procedencia.

Región	Estado estómagos		Total
	Con contenido	Sin contenido	
Coquimbo	21	29	50
Valparaíso	10	42	52
Bio-bío	14	33	47
Total	45	104	149

Del análisis de los estómagos con contenido, se registró un total de 7 taxa. La principal presa identificada fue *Euphausia mucronata* la cual se presentó en el 71,4% de los estómagos de la Región de Coquimbo y en un 50% de los estómagos de las regiones de Valparaíso y del Biobío. La segunda taxa más frecuente fue *Pterygosquilla* sp. con un 38,1% para Coquimbo, única de las tres regiones estudiadas donde se encontró esta presa. Además, se registró presencia de juveniles de merluza común como ítem presa en las regiones de Valparaíso con un 10% y para el Biobío con un 14%. Otras taxa en los estómagos de merluza común fueron *Pleuroncodes monodon*, Galatheidæ no definido, *Merluccius gayi gayi* y un ejemplar de la clase Polychaeta (**Tabla 54**).

En cuanto al aporte relativo en peso de las presas, la principal fue *Euphausia mucronata* presentando un alto porcentaje en la Región del Biobío con un 86,0%, un 42,4% para la de Coquimbo y un 24,1% para la Región de Valparaíso. En segundo lugar, se registró a *Merluccius gayi gayi*, de la que se encontró un solo ejemplar y el aporte relativo en peso fue de un 74,6% para Valparaíso. Galatheidæ no definido aportó el 24,8% en peso en estómagos de merluza común provenientes de la Región de Coquimbo (**Tabla 55**).


Tabla 54. Frecuencia de ocurrencia por ítem alimentario en merluza común y aporte relativo de cada ítem.

Ítem presa	Región					
	Coquimbo		Valparaíso		Bio-bío	
	N°est	%	N°est	%	N°est	%
ANNELIDA						
Polychaeta	1	4,8				
CRUSTACEA						
Anomura						
<i>Pleuroncodes monodon</i>	1	4,8			3	21,4
Galatheididae no definido	5	23,8	1	10		
Brachyura						
Megalopa	2	9,5				
Euphausiidae						
<i>Euphausia mucronata</i>	15	71,4	5	50	7	50,0
Stomatopoda						
<i>Pterygosquilla</i> sp.	8	38,1				
OSTEICHTHYES						
<i>Merluccius gayi gayi</i>			1	10	2	14,3
Total de estómagos con contenido	21		10		14	

Tabla 55. Peso de cada ítem presa en los estómagos de merluza común y aporte relativo en peso.

Ítem presa	Región					
	Coquimbo		Valparaíso		Bio-bío	
	N°est	%	N°est	%	N°est	%
ANNELIDA						
Polychaeta	0,67	1,0				
CRUSTACEA						
Anomura						
<i>Pleuroncodes monodon</i>	8,36	12,2			3,8	5,1
Galatheididae no definido	17,02	24,8	0,13	<0.1		
Brachyura						
Megalopa	7,12	10,4				
Euphausiidae						
<i>Euphausia mucronata</i>	29,11	42,5	13,62	24,1	63,98	86,0
Stomatopoda						
<i>Pterygosquilla</i> sp.	6,25	9,1				
OSTEICHTHYES						
<i>Merluccius gayi gayi</i>			42,2	74,6	6,45	8,7
Total de estómagos con contenido	68,53		56,56		74,39	



4.6. OBJETIVO ESPECÍFICO 5. Estimar los parámetros de crecimiento, la mortalidad natural y talla media de madurez para los recursos langostino amarillo y langostino colorado.

4.6.1 Estimación de parámetros de crecimiento

En las siguientes dos subsecciones se mostrarán los primeros resultados sobre la estimación de los modelos de mezclas bajo distribuciones de colas pesadas y asimétricas (ST).

Para ambas especies, se presentan cinco tablas y tres conjuntos de figuras:

- Las **tablas 56 y 64** son descriptivas. En ellas se muestran los valores netos de las longitudes según sexo, medias, medianas y desviaciones estándar de los grupos estimados para cada conjunto de datos. Las **tablas 57 y 65** muestran las medias encontradas según el análisis de mezclas. Se han prefijado 11 y 5 grupos para el langostino amarillo y colorado, respectivamente.
- Las **tablas 58 y 66** muestran el ajuste de la función de von Bertalanffy. Las **figuras 83 y 86** muestran el resultado visual de estas tablas. En ellas se superpone la curva ajustada junto con la simbología que indica el año de la muestra. Estas figuras están separadas por género y por especie. Se añaden además las correlaciones presentes entre los parámetros. Importante notar que estas son bastante altas.
- Las **tablas 59 y 62** segregan el resultado anterior para los ejemplares capturados en las regiones norte y sur por separado para el langostino amarillo. Para el caso del langostino colorado, se hace lo propio en las **tablas 67 y 68**. Los resultados son notablemente diferentes entre las zonas de captura.
- Para el caso del langostino amarillo, el tamaño mayor del macho se ve claramente reflejado en los parámetros de von Bertalanffy, especialmente en K . La situación con el langostino colorado es, sin embargo, diferente: las hembras son un poco más grandes que los machos y consecuentemente los parámetros resultan en un orden inverso que para el langostino amarillo. Llama la atención que para los parámetros históricos (**Tabla 71**), los machos registraban mayor tamaño que las hembras. Esta diferencia se puede apreciar cuando los datos están colapsados por regiones. No obstante, al segregar por región y por género, los valores lucen bastante similares por géneros entre regiones.



a) Langostino amarillo

En la **tabla 56** se encuentra una descripción de la media y la mediana por sexos para langostino amarillo.

Tabla 56. Langostino amarillo: Medidas descriptivas para cada conjunto de datos, según sexo.

Año	Sexo	Media	Mediana	Desv. Est.
2014	Hembras	33,701	33,7	3,770
	Machos	38,654	39,0	5,405
2015	Hembras	33,275	33,5	4,483
	Machos	38,404	38,8	5,651
2016	Hembras	33,293	33,4	4,372
	Machos	38,919	39,3	5,478

Grupos de edad variable.

Para el langostino amarillo se restringió la búsqueda desde 3 grupos hasta 11. El criterio utilizado fue el BIC y este arrojó siempre tomar 3 grupos (es decir, el mínimo posible). Los histogramas de la misma forma sugieren que no existe más que un único grupo. La selección de 3 grupos se da para las dos divisiones de stocks (norte y sur).

Tabla 57. Langostino amarillo Norte. Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo de von Bertalanffy, según sexo.

		Estimados	Err. Est.	Valor t	Valor p	Correlaciones	
Hembras	L_{∞}	33,265	1,605	20,725	<0,01	1,000	
	K	1,845	5,677	0,325	0,756	-0,698	1,000
	t_0	-0,839	3,998	-0,210	0,841	-0,648	0,992
Machos	L_{∞}	40,109	0,271	147,738	<0,01	1,000	
	K	1,082	0,089	12,122	<0,01	-0,941	1,000
	t_0	-0,451	0,101	-4,485	0,004	-0,893	0,989



Tabla 58. Langostino amarillo Sur. Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo de von Bertalanffy, según sexo.

		Estimados	Err. Est.	Valor t	Valor p	Correlaciones		
Hembras	L_{∞}	37,062	0,221	167,466	<0,01	1,000		
	K	1,104	0,160	6,897	<0,01	-0,938	1,000	
	t_0	-1,032	0,257	-4,015	0,007	-0,905	0,994	1,000
Machos	L_{∞}	43,471	0,513	84,746	<0,01	1,000		
	K	1,204	0,201	5,989	0,001	-0,927	1,000	
	t_0	-0,356	0,195	-1,827	0,117	-0,878	0,989	1,000

Podemos notar en las **tablas 57 y 58** que, en la mayoría de los casos, en ambos sexos y tanto en el stock norte como el sur los parámetros estimados no son significativos ($p > 0,05$).

Grupos de edad constante.

Para los grupos de edad constante se tomaron en cuenta 11 edades de acuerdo a Arancibia *et al.*, (2005). El análisis se lleva a cabo asumiendo un grupo de edad fijo para sexos y stocks. La **tabla 59** presenta una descripción conjunta de stock para las longitudes promedio de cada grupo de edad por sexos.

Tabla 59. Langostino amarillo: Longitudes promedio para cada conjunto de datos, según sexo.

	Año	μ_1	μ_2	μ_3	μ_4	μ_5	μ_6	μ_7	μ_8	μ_9	μ_{10}	μ_{11}
Hembras	2014	26,35	28,75	30,33	31,78	32,38	33,8	35,68	36,3	37,58	38,86	40,57
	2015	21,18	24,8	27,35	29,11	31,23	32,39	34,55	36,82	38,99	41,04	42,96
	2016	21,18	24,8	27,35	29,11	31,23	32,39	34,55	36,82	38,99	41,04	42,96
Machos	2014	26,87	29,41	33,08	35,44	37,69	38,88	40,99	42,6	44,41	46,4	48,34
	2015	23,22	27,58	32,04	34,56	36,84	38,91	40,86	42,05	44,36	46,41	48,24
	2016	23,22	27,58	32,04	34,56	36,84	38,91	40,86	42,05	44,36	46,41	48,24



Tabla 60. Langostino amarillo: Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo de von Bertalanffy, según sexo (ambos stocks).

		Estimados	Err. Est.	Valor t	Valor p	Correlaciones		
Hembras	L_{∞}	72,313	27,739	2,607	0,014	1,000		
	K	0,043	0,030	1,412	0,168	-0,998	1,000	
	t_0	-9,429	2,453	-3,844	0,001	-0,970	0,983	1,000
Machos	L_{∞}	63,823	7,812	8,170	<0,01	1,000		
	K	0,086	0,026	3,362	0,002	-0,992	1,000	
	t_0	-5,668	0,957	-5,919	<0,01	-0,932	0,967	1,000

Tabla 61. Langostino amarillo Norte. Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo de von Bertalanffy, según sexo.

		Estimados	Err. Est.	Valor t	Valor p	Correlaciones		
Hembras	L_{∞}	81,946	22,068	3,713	0,001	1,000		
	K	0,046	0,022	2,055	0,049	-0,998	1,000	
	t_0	-8,170	1,481	-5,516	<0,01	-0,964	0,979	1,000
Machos	L_{∞}	92,067	53,941	1,707	0,098	1,000		
	K	0,035	0,034	1,036	0,309	-0,999	1,000	
	t_0	-9,323	2810	-3,318	0,002	-0,972	0,982	1,000

Tabla 62. Langostino amarillo Sur. Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo de von Bertalanffy, según sexo.

		Estimados	Err. Est.	Valor t	Valor p	Correlaciones		
Hembras	L_{∞}	53,250	5,184	10,273	<0,01	1,000		
	K	0,083	0,023	3,554	0,001	-0,993	1,000	
	t_0	-8,055	1,300	-6,197	<0,01	-0,953	0,981	1,000
Machos	L_{∞}	58,004	2,981	19,456	<0,01	1,000		
	K	0,121	0,020	6,088	<0,01	-0,984	1,000	
	t_0	-5,079	0,583	-8,705	<0,01	-0,911	0,965	1,000

Al igual que en el caso de edades variables, los parámetros de crecimiento derivados desde el supuesto de edades fijas, en la mayoría de los casos no son significativos ($p > 0,05$). A continuación, las **figuras 81 a 83** presentan una descripción gráfica de los resultados considerando 11 grupos de edad fija para langostino amarillo. La **figura 81** muestra los histogramas segregados por año, sexo y especie, respectivamente. Es importante señalar que los datos de langostino amarillo sugieren una mezcla de distribuciones poco definida (**ver figura 81**). La **figura 82** muestra el orden que presentan los grupos etarios asumidos para el conjunto de datos que contiene tres años consecutivos de observaciones (2014, 2015 y 2016).

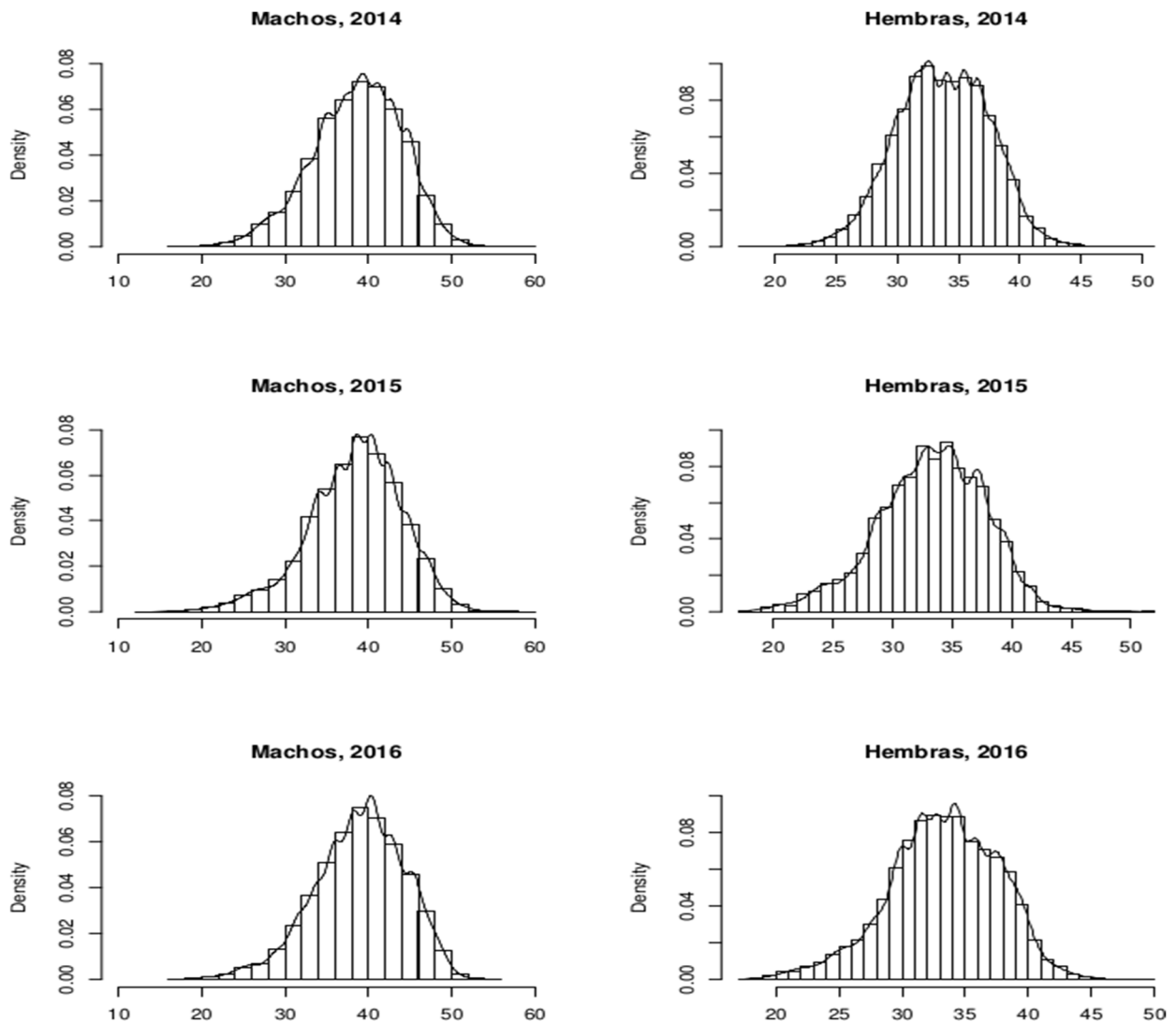


Figura 81. Langostino amarillo: Datos de longitud. Histogramas observados y curvas ajustadas de los modelos estimados

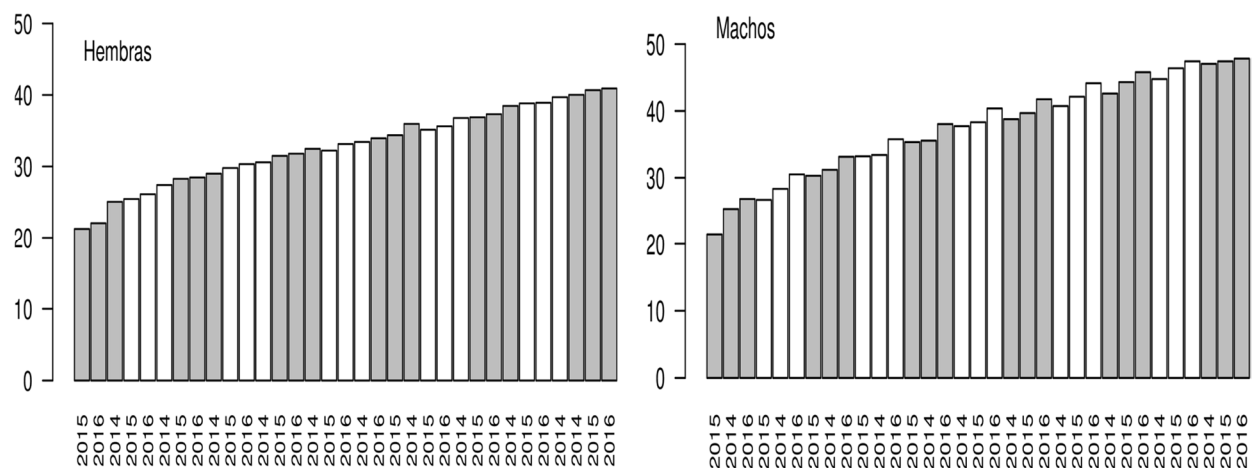


Figura 82. Langostino amarillo: Asignación de las clases de edad a las clases de años

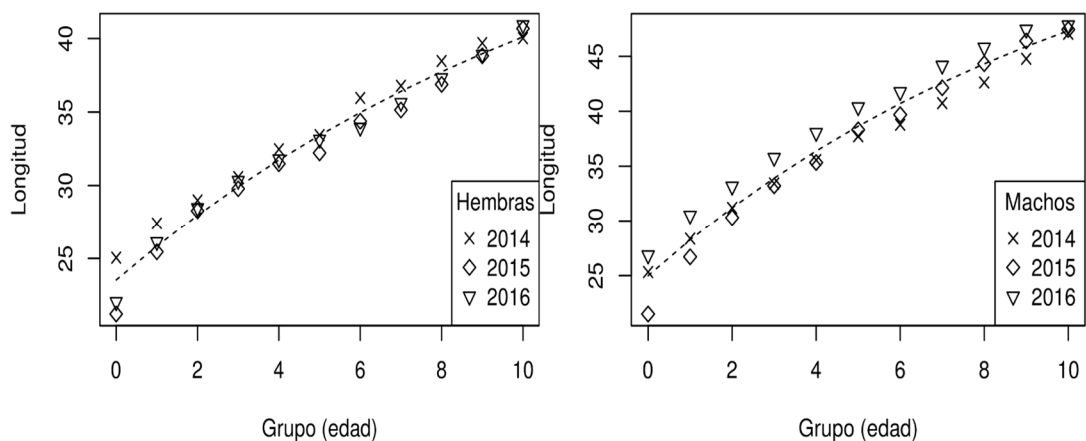


Figura 83. Langostino amarillo: Longitud media estimada en los modelos de mezclas de distribuciones junto con la curva estimada de crecimiento.



A modo de comparación, la **tabla 63**, resumen los resultados obtenidos en Arancibia *et al.* (2005) y que actualmente son los utilizados en la evaluación de stock de este recurso. Cabe señalar que estos parámetros estimados difieren ya sea del método donde las edades son variables o son fijas. Cabe señalar además que los resultados en Arancibia *et al.*, (2005) solo estima dos parámetros de la función de crecimiento de von Bertalanffy, manteniendo el tercer parámetro, t_0 , fijo e igual a cero.

Tabla 63. Langostino amarillo: parámetros obtenidos en Arancibia *et al.* (2005). Los números entre paréntesis representan los errores estándar de los parámetros

	Machos	Hembras
L_{∞}	52,80 (0,184)	45,60 (0,249)
K	0,15 (0,003)	0,17 (0,003)
t_0	0 (fijo)	0 (fijo)

b) Langostino colorado

En la **tabla 64** se encuentra una descripción de la media y la mediana por sexos para langostino colorado.

Tabla 64. Langostino colorado: Longitudes promedio para cada conjunto de datos, según sexo.

Año	Sexo	promedio	Mediana	Desviación
2014	Hembras	36,015	37,80	5,716
	Machos	36,388	37,50	6,490
2015	Hembras	34,282	36,35	7,556
	Machos	32,162	33,50	7,632
2016	Hembras	33,962	34,80	7,616
	Machos	31,778	31,90	7,105

Grupos de edad variable.

A diferencia de la especie de langostino amarillo, para el langostino colorado sí se forman grupos de diferente tamaño. Específicamente, para todos los machos, se seleccionan 5 grupos mientras para las hembras se encuentran 4 grupos (**Tabla 65**).

**Tabla 65.** Langostino colorado Norte. Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo de von Bertalanffy, según sexo.

		Estimados	Err. Est.	Valor t	Valor p	Correlaciones		
Hembras	L_{∞}	42,74	11,32	0,38	0,71	1,00		-0,93
	K	0,02	0,06	0,35	0,73	-1,00	1,00	0,94
	t_0	-0,51	0,25	-2,01	0,08	-0,93	0,94	1,00
Machos	L_{∞}	37,55	0,45	83,65	0,00	1,00		-0,60
	K	0,87	0,06	15,39	0,00	-0,84	1,00	
	t_0	0,44	0,04	10,69	0,00	-0,60	0,87	1,00

La selección de grupos para los datos de la zona sur es semejante a la zona norte (5 grupos para los machos y 4 para las hembras). Los resultados se muestran en la **Tabla 66**.

Tabla 66. Langostino colorado Sur. Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo de von Bertalanffy, según sexo.

		Estimados	Err. Est.	Valor t	Valor p	Correlaciones		
Hembras	L_{∞}	41,172	0,713	57,741	<0,01	1,000		
	K	0,931	0,104	8,928	<0,01	-0,893	1,000	
	t_0	0,142	0,088	1,623	0,139	-0,756	0,945	1,000
Machos	L_{∞}	43,846	0,625	70,117	<0,01	1,000		
	K	0,637	0,051	12,478	<0,01	-0,911	1,000	
	t_0	-0,159	0,086	-1,835	0,091	-0,764	0,938	1,000

Cabe señalar que tanto las estimaciones para los machos en langostino colorado norte, como las hembras en el sur, la estimación del parámetro t_0 es positiva. Esto es un síntoma que indica que posiblemente existen problemas en la identificación del primer grupo de edades en la data de talla a la edad.

Grupos de edad constante.

Para los grupos de edad constante se tomaron en cuenta 5 edades de acuerdo a Roa y Tapia (1998). El análisis se lleva a cabo asumiendo un grupo de edad fijo para sexos y stocks. La **tabla 67** presenta una descripción conjunta de stock para las longitudes promedio de cada grupo de edad por sexos.


Tabla 67. Langostino colorado: Longitudes promedio para cada conjunto de datos, según sexo.

	Año	μ_1	μ_2	μ_3	μ_4	μ_5
Hembras	2014	24,86	32,15	32,85	39,48	40,10
	2015	20,17	23,43	34,67	39,48	39,89
	2016	20,17	23,43	34,67	39,48	39,89
Machos	2014	24,91	31,76	34,80	39,62	41,22
	2015	19,29	24,66	30,33	34,54	40,79
	2016	19,29	24,66	30,33	34,54	40,79

A diferencia de langostino amarillo, la estimación de parámetros de crecimiento considerando edades fijas en langostino colorado entrega parámetros que son significativos ($p < 0,05$), con valores de t_0 interpretable en términos biológicos (**Tablas 68, 69, 70**). Por otra parte, estimaciones provenientes desde el análisis de edades variables y fijas no presentan las diferencias marcadas que muestran en el caso de langostino amarillo. Esto debido a que en langostino colorado el número de edades elegidos en el procedimiento variable es similar al supuesto tomado en edades fijas (alrededor de 5 grupos de edad).

Tabla 68. Langostino colorado: Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo de von Bertalanffy, según sexo.

		Estimados	Err. Est.	Valor t	Valor p	Correlación	
Hembras	L_∞	50,717	10,681	4,748	<0,01	1,000	
	K	0,267	0,165	1,615	0,132	-0,986	1,000
	t_0	-2,221	0,864	-2,570	0,025	-0,913	0,963
Machos	L_∞	72,381	59,126	1,224	0,244	1,000	
	K	0,118	0,172	0,685	0,506	-0,998	1,000
	t_0	-3,011	1628	-1,850	0,089	-0,954	0,972

Tabla 69. Langostino colorado Norte. Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo de von Bertalanffy, según sexo.

		Estimados	Err. Est.	Valor t	Valor p	Correlaciones	
Hembras	L_∞	37,877	0,452	83,734	<0,01	1,000	
	K	0,808	0,050	16,255	<0,01	-0,859	1,000
	t_0	-0,598	0,041	-14,721	<0,01	-0,624	0,872
Machos	L_∞	37,831	0,422	89,618	<0,01	1,000	
	K	0,818	0,047	17,246	<0,01	-0,855	1,000
	t_0	-0,590	0,038	-15,557	<0,01	-0,620	0,871



Tabla 70. Langostino colorado Sur. Parámetros y correlaciones estimadas de curvas de crecimiento para el modelo de von Bertalanffy, según sexo.

		Estimados	Err. Est.	Valor t	Valor p	Correlación	
Hembras	L_{∞}	43,563	0,357	122,167	<0,01	1,000	
	K	0,680	0,033	20,711	<0,01	-0,899	1,000
	t_0	-1,090	0,050	-21,805	<0,01	-0,745	0,935
Machos	L_{∞}	43,838	0,693	63,262	<0,01	1,000	
	K	0,632	0,056	11,354	<0,01	-0,913	1,000
	t_0	-1,164	0,095	-12,228	<0,01	-0,766	0,938

Las **figuras 84 a 86** presentan una descripción grafica de los resultados considerando 5 grupos de edad fija para langostino amarillo. La **figura 84** muestra los histogramas segregados por año, sexo y especie, respectivamente. A diferencia de langostino amarillo, en langostino colorado es posible apreciar la multimodalidad de las distribuciones. Sin embargo, es necesaria mayor investigación y cantidad de años de observación para hallar la cantidad óptima de grupos en cada especie.

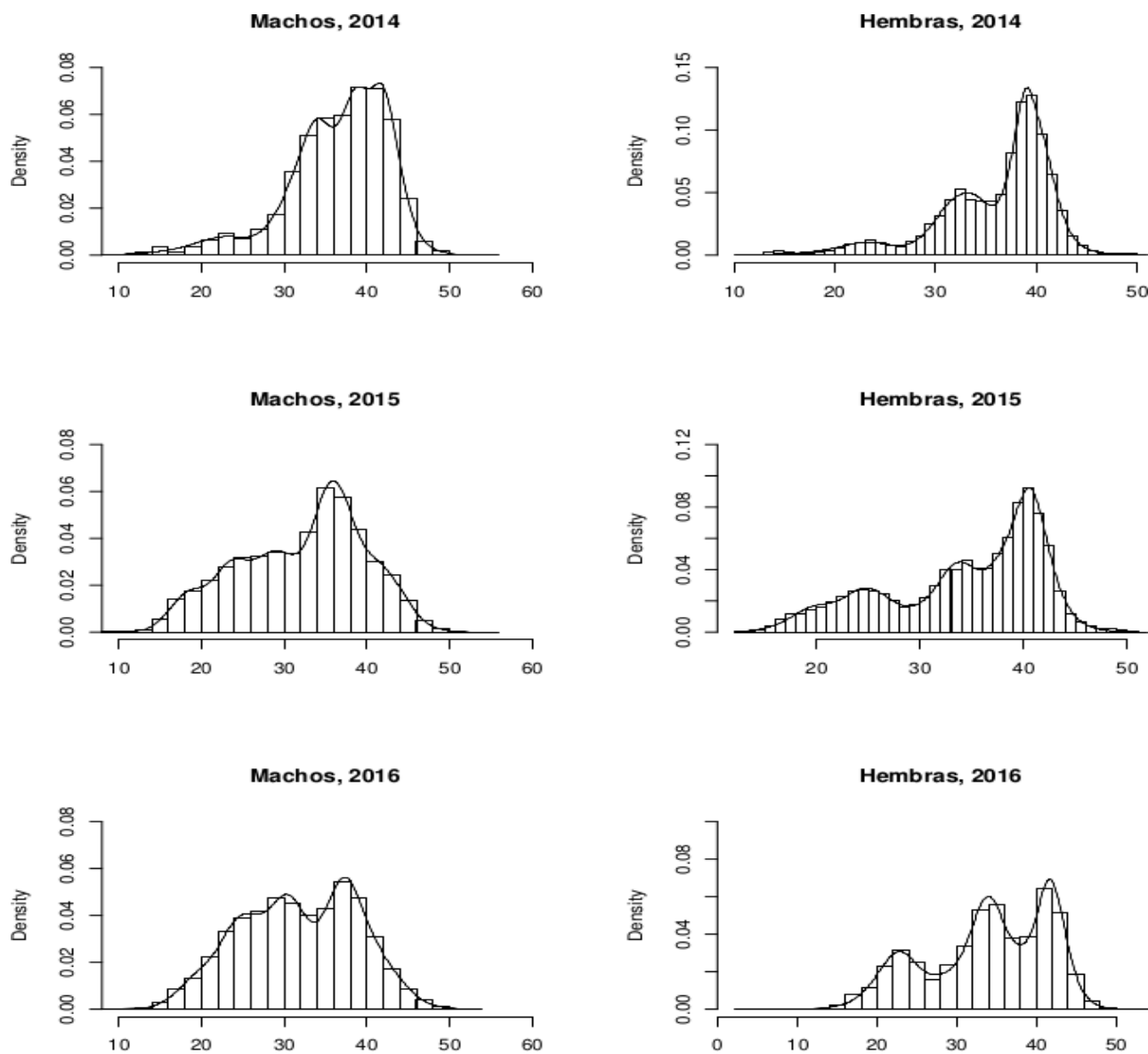


Figura 84. Langostino colorado: Datos de longitud. Histogramas observados y curvas ajustadas de los modelos estimados.

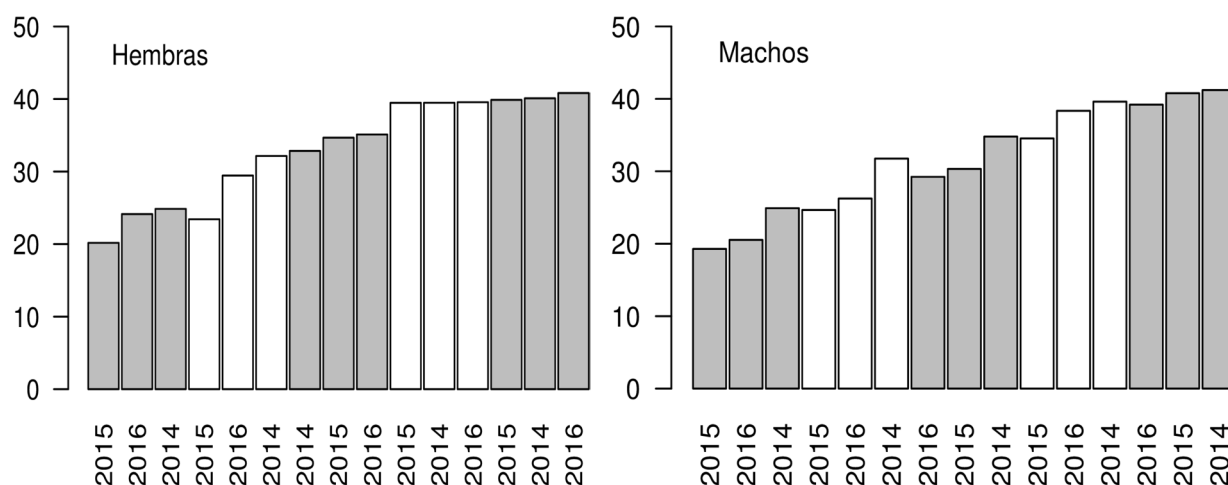


Figura 85. Langostino colorado: Asignación de las clases de edad a las clases de años.

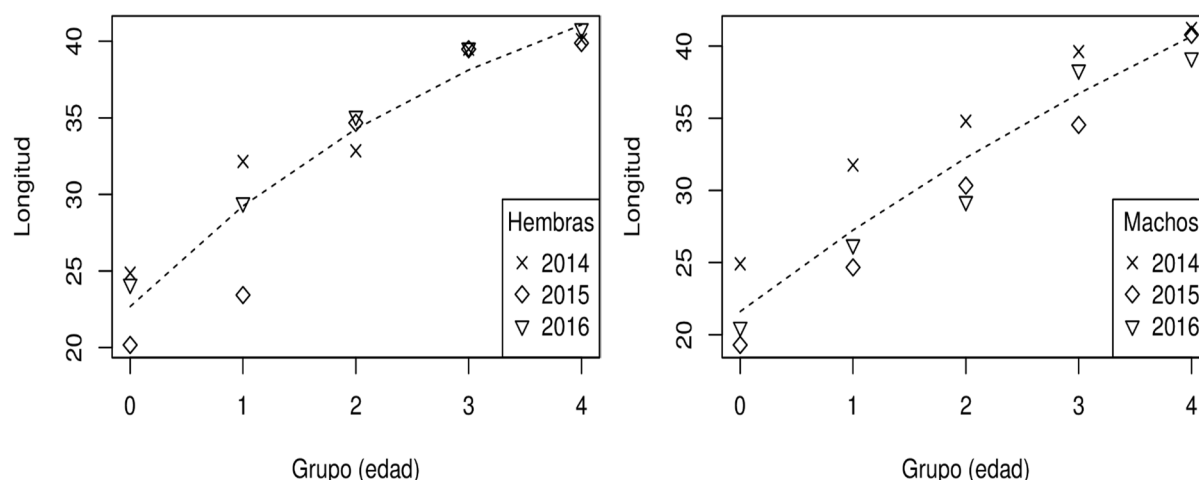


Figura 86. Langostino colorado: Longitud media estimada en los modelos de mezclas de distribuciones junto con la curva estimada de crecimiento.

A modo de comparación, la **tabla 71**, resume los resultados obtenidos en Roa y Tapia (1998) y que actualmente son los utilizados en la evaluación de stock de este recurso. Cabe señalar que estos parámetros estimados difieren ya sea del método donde las edades son variables o son fijas, pero estas diferencias no son tan marcadas como aquellas encontradas en langostino amarillo. Por otra parte, los resultados en Roa y Tapia (1998) para el stock norte, solo estima dos parámetros de la función de crecimiento de von Bertalanffy, manteniendo el tercer parámetro, t_0 fijo.



Tabla 71. Langostino colorado: parámetros obtenidos en Roa y Tapia (1998). Los números entre paréntesis representan los errores estándar de los parámetros.

	Sur		Norte	
	Machos	Hembras	Machos	Hembras
L_{∞}	40,783 (0.418)	38,361 (0,562)	50,039 (0,311)	41,298 (0,369)
K	0,371 (0.009)	0,375 (0,012)	0,200 (0,002)	0,199 (0,003)
t_0	-0,240 (0.012)	-0,328 (0,019)	-0,510 (fixed)	-0.510 (fixed)

4.6.2 Estimaciones de Mortalidad Natural (M)

a) Mortalidad Natural langostino amarillo

La **Tabla 72** y **Figura 87** resume las estimaciones de M para los machos de langostino amarillo considerando error en los rasgos, y error combinado de los rasgos y coeficientes. Considerando solo error de rasgo (**Fig. 87, eje-x**), la estimaci3n m3s alta de M correspondi3 al m3todo de Charnov *et al.* (2012) el cual asume que M varía con la talla obteniéndose un valor medio de $M=0,310$ (año⁻¹). La estimaci3n m3s baja correspondi3 al m3todo de Zhang y Megrey (2006) cuyo valor fue de $M=0,133$ (año⁻¹) y asume que M es invariante con el tamaño de los individuos. Una variaci3n importante se observa en el coeficiente de variaci3n de M cuando se incluye un modelo de estimaci3n de M tamaño-variante (47,6% y 44,2%) los cuales registran la variabilidad m3s alta comparada a los modelos de estimaci3n de M tamaño-invariantes. La estimaci3n promedio de M, considerando los valores medios de todos los m3todos de estimaci3n es de $M=0,256$ (año⁻¹). Considerando error de rasgo y de coeficiente (**Tabla 72, Fig. 87 eje-y**) la estimaci3n m3s alta de M se obtuvo con el modelo de Gislason *et al.* (2010) con un valor de $M=0,389$ (año⁻¹) y la m3s baja con el modelo Zhang y Megrey (2006) alcanzando un estimado de $M=0,138$ (año⁻¹). Respecto a la variabilidad de las estimaciones de M (CV) cuando se consideran ambos tipos de errores, en este enfoque las diferencias entre los modelo tamaño-invariantes y los tamaño-dependientes no son tan importantes como se observ3 en el caso donde solo se incorporan el error de rasgos. Por ejemplo, el modelo de Hoening (1983) y de Cubillos (2003) mostraron una variabilidad mayor, 69,5% y 62,3% respectivamente a la estimada por el m3todo de Charnov *et al.* (2012) cuyo valor fue de un 51,4%. El valor de M, considerando los valores medios de todos los m3todos de estimaci3n y con ambas fuentes de incertidumbre fue de $M=0,286$ (año⁻¹).

Para el caso de las hembras de langostino amarillo, considerando solo error de rasgos, las estimaciones de M m3s altas fueron de $M=0,556$ (año⁻¹) obtenida con el m3todo de Charnov y Berrigan (1990) el cual considera la edad de madurez. La estimaci3n m3s baja correspondi3 a $M=0,171$ (año⁻¹) por el m3todo de Zhang y Megrey (2006) tal como en el caso de los machos. Considerando los valores medios, los m3todos de estimaci3n de M basados en la edad m3xima en promedio estimaron un valor de $M=0,269$ (año⁻¹), los tamaños-variantes estimaron valores levemente superiores ($M=0,279$ año⁻¹) a los basados en la edad m3xima, y aquellos que consideran la edad de madurez sexual en promedio estimaron valores de M superiores a todos los anteriores y en torno a un $M=0,477$ (año⁻¹) (**Fig. 87**). El mismo patr3n se observ3 en



los valores medios de las estimaciones de M considerando error de rasgo y coeficientes, siendo estos últimos levemente superiores a las estimaciones considerando solo error de rasgos. Así los métodos de estimación de M basados en la edad máxima en promedio estimaron un valor de $M=0,292$ (año⁻¹), los tamaños-variantes levemente superiores ($M=0,323$ año⁻¹) y aquellos que consideran la edad de madurez sexual estimaron valores de M superiores a todos los anteriores ($M=0,480$ año⁻¹) (**Fig. 87**).

Respecto de la incertidumbre en las variaciones de M , al igual que en el caso de los machos, los más altos coeficientes de variación estuvieron asociados a los métodos de estimación tamaño-variantes cuando solo el error de rasgos fue considerado (**Fig. 87, eje-x**), sin embargo cuando la incertidumbre se amplifica a los coeficiente de los métodos, si bien el método de Gislason *et al.* (2010) presenta la más alta variabilidad de todas las estimaciones, los métodos basado en la edad máxima particularmente Hoenig (1983) y Cubillos (2003) presentan también alto niveles de variabilidad. Considerando solo las estimaciones medias el promedio M considerando error de rasgo y coeficiente fue de un $M=0,366$ (año⁻¹), el cual fue superior al estimado para los machos. Si se consideran los mismos modelos para hembras y machos, la mortalidad continúa siendo superior para las hembras ($M=0,301$ año⁻¹).

Tabla 72. Estimaciones de mortalidad natural (M) para *Cervimunida johni* considerando: a) error de rasgos, y b) error de coeficientes. Negritas indican modelos de estimación de M tamaño-variantes. Letras cursivas indican los modelos de M que consideran la edad de madurez. Jensen-M indica el método de Jensen (1996) basado en madurez.

Modelo de estimación, M (año ⁻¹)	Error de rasgo					Error rasgos y coeficientes				
	Mean	CV (%)	LI	Mediana	LS	Mean	CV (%)	LI	Mediana	LS
Machos										
Hoenig (1983)	0,272	1,196	0,266	0,272	0,277	0,331	67,046	0,098	0,275	0,753
Tanaka (1960) y Sekharan (1975)	0,282	1,218	0,276	0,281	0,287	0,283	4,725	0,264	0,282	0,307
Zhang y Megrey (2006)	0,133	1,445	0,13	0,133	0,136	0,138	25,947	0,09	0,133	0,204
Cubillos (2003)	0,278	1,975	0,269	0,278	0,287	0,319	64,846	0,086	0,279	0,672
Jensen (1996)	0,227	1,975	0,219	0,227	0,234	0,226	20,180	0,151	0,225	0,302
Gislason et al. (2010)	0,291	47,557	0,141	0,247	0,584	0,389	96,785	0,06	0,268	1,135
Charnov et al. (2012)	0,31	44,199	0,16	0,268	0,599	0,315	51,358	0,159	0,263	0,645
Hembras										
Hoenig (1983)	0,291	0,678	0,288	0,291	0,294	0,347	66,922	0,105	0,288	0,789
Tanaka (1960) - Sekharan (1975)	0,302	0,691	0,299	0,302	0,306	0,304	4,682	0,284	0,303	0,329
Zhang y Megrey (2006)	0,171	4,058	0,16	0,171	0,183	0,18	30,532	0,11	0,17	0,283
Cubillos (2003)	0,32	1,731	0,311	0,32	0,329	0,367	64,919	0,102	0,317	0,79
Jensen (1996)	0,261	1,731	0,253	0,261	0,268	0,261	20,071	0,175	0,26	0,347
<i>Rikhter y Efanov (1976)</i>	<i>0,408</i>	<i>17,95</i>	<i>0,305</i>	<i>0,402</i>	<i>0,533</i>	<i>0,419</i>	<i>46,648</i>	<i>0,138</i>	<i>0,398</i>	<i>0,774</i>
<i>Roff (1984)</i>	<i>0,528</i>	<i>25,143</i>	<i>0,346</i>	<i>0,512</i>	<i>0,762</i>	<i>0,528</i>	<i>33,011</i>	<i>0,288</i>	<i>0,501</i>	<i>0,851</i>
<i>Charnov y Berrigan (1990)</i>	<i>0,556</i>	<i>18,097</i>	<i>0,313</i>	<i>0,409</i>	<i>0,548</i>	<i>0,555</i>	<i>27,333</i>	<i>0,252</i>	<i>0,404</i>	<i>0,623</i>
<i>Jensen-M (1996)</i>	<i>0,417</i>	<i>18,097</i>	<i>0,313</i>	<i>0,409</i>	<i>0,548</i>	<i>0,417</i>	<i>27,471</i>	<i>0,252</i>	<i>0,404</i>	<i>0,623</i>
Gislason et al. (2010)	0,272	47,540	0,132	0,23	0,547	0,356	95,869	0,056	0,246	1,034
Charnov et al. (2012)	0,287	44,182	0,148	0,248	0,555	0,29	49,149	0,148	0,244	0,58

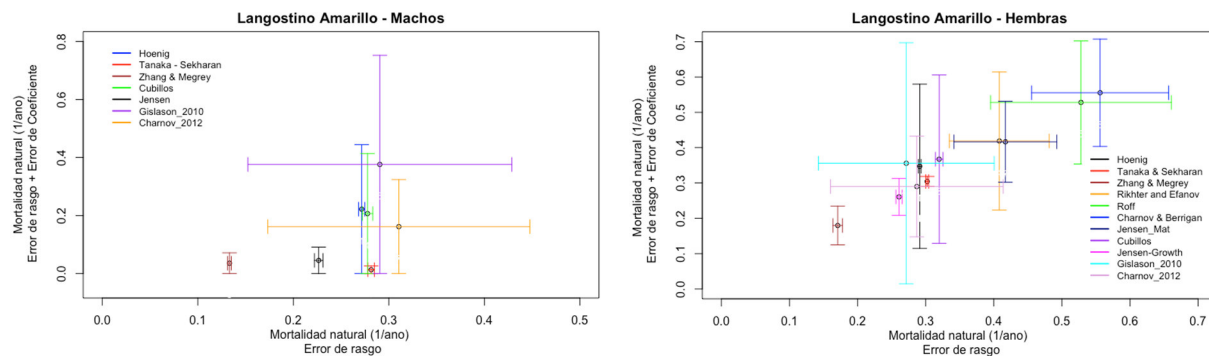


Figura 87. Resumen de las estimaciones de mortalidad natural (M) para machos y hembras de langostino amarillo, considerando error de rasgos (eje-x) y error de coeficientes (eje-y) de los modelos de estimación de M . En el caso de los machos no se consideran modelos que incorporan madurez.

b) Mortalidad Natural (M) langostino colorado

La **tabla 73** resume las estimaciones de M para machos y hembras de langostino colorado para la zona al norte del Biobío (Roa y Tapia, 1998). Considerando solo error de rasgo la estimación de M más baja fue 0,152 (año⁻¹) obtenida con el método de Zhang y Megrey (2006), y la más alta de 0,379 (año⁻¹) utilizando el modelo Charnov *et al.* (2012) (tamaño variante). Al incluir el error de coeficiente las estimaciones fluctuaron entre 0,167 y 0,471 (año⁻¹) utilizando los métodos de Zhang y Megrey (2006) y Gislason *et al.* (2010). En el caso de las hembras las estimaciones de mortalidad natural con error de rasgo fluctuaron entre 0,254 y 0,449 (año⁻¹) obtenidas con los métodos de Zhang y Megrey (2006) y Charnov y Berrigan (1990) (**Tabla 73**) respectivamente. Cuando se incorporó el error de coeficiente, la estimación más baja fue de 0,273 (año⁻¹) obtenida con el método Zhang y Megrey (2006) y la más alta de 0,450 (año⁻¹) por el método de Charnov y Berrigan (1990). Al comparar el promedio de los valores medios de los estimados de M con error de rasgos y con error de rasgo y coeficiente para cada sexo para los mismos modelos de M , se observa que M es siempre mayor en el caso de hembras. Más aun los modelos de estimación de M para hembras que incorporaron la edad de madurez siempre resultaron en valores de M más altos (**Tabla 73**).



Tabla 73. Estimaciones de mortalidad natural (M) para *Pleuroncodes monodon* considerando: error de rasgo y error de rasgo y coeficiente. Negritas indican modelos de estimación de M tamaño-variantes. Letras cursivas indican aquellos modelos que consideran la edad de madurez. Jensen-M indica el método de Jensen (1996) basado en madurez.

Modelo de estimación, M (año ⁻¹)	<i>Pleuroncodes monodon</i> - Norte									
	Error rasgo de historia de vida					Error rasgos y coeficientes				
	Media	CV (%)	LI	Mediana	LS	Media	CV (%)	LI	Mediana	LS
<i>Machos</i>										
Hoenig (1983)	0,228	0,061	0,228	0,228	0,229	0,281	73,106	0,078	0,227	0,662
Tanaka (1960) - Sekharan (1975)	0,236	0,062	0,236	0,236	0,236	0,237	4,628	0,222	0,236	0,257
Zhang y Megrey (2006)	0,152	0,864	0,15	0,152	0,154	0,167	43,009	0,084	0,152	0,298
Cubillos (2003)	0,368	1,01	0,362	0,368	0,374	0,418	66,394	0,112	0,366	0,881
Jensen (1996)	0,3	1,01	0,295	0,3	0,305	0,299	20,170	0,201	0,299	0,399
Gislason et al. (2010)	0,356	47,529	0,173	0,302	0,72	0,471	96,754	0,072	0,323	1,384
Charnov et al. (2012)	0,379	44,171	0,194	0,328	0,735	0,386	50,772	0,195	0,322	0,784
<i>Hembras</i>										
Hoenig (1983)	0,304	1,401	0,297	0,304	0,311	0,367	66,501	0,115	0,305	0,827
Tanaka (1960) - Sekharan (1975)	0,316	1,426	0,308	0,316	0,323	0,318	4,826	0,295	0,317	0,345
Zhang y Megrey (2006)	0,254	1,692	0,247	0,254	0,261	0,273	35,497	0,155	0,254	0,447
Cubillos (2003)	0,366	1,502	0,357	0,366	0,375	0,419	66,147	0,119	0,362	0,903
Jensen (1996)	0,299	1,502	0,291	0,299	0,306	0,299	20,190	0,2	0,298	0,398
<i>Rikhter y Efanov (1976)</i>	0,33	5,897	0,301	0,329	0,361	0,346	51,259	0,098	0,323	0,67
<i>Roff (1984)</i>	0,362	8,760	0,315	0,36	0,414	0,364	21,821	0,239	0,361	0,499
<i>Charnov y Berigan (1990)</i>	0,449	5,572	0,309	0,336	0,368	0,45	20,679	0,226	0,336	0,454
<i>Jensen-M (1996)</i>	0,337	5,572	0,309	0,336	0,368	0,338	20,739	0,226	0,336	0,454
Gislason et al. (2010)	0,269	47,529	0,131	0,229	0,544	0,35	93,801	0,057	0,246	1,000
Charnov et al. (2012)	0,283	44,171	0,145	0,244	0,548	0,285	47,808	0,145	0,243	0,563

Las estimaciones de M para el caso de los machos de la zona al sur del Biobío (**Tabla 74**) considerando solo error de rasgo fluctuaron entre 0,057 y 0,682 (año⁻¹) correspondientes a los métodos de Zhang y Megrey (2006) y Cubillos (2003). Al incorporar el error de coeficiente, las estimaciones medias variaron entre 0,069 y 0,440 (año⁻¹) correspondiendo a los mismos métodos que en el caso del error de rasgo. Comparando en base a los promedio de los valores medios de las estimaciones de M , los valores fueron más altos para las estimaciones que incorporan error de rasgo y coeficiente (0,323 año⁻¹), pero además las estimaciones de M para machos fue más alta en el sur (0,440 año⁻¹) que en el norte (0,323 año⁻¹).



Las estimaciones de M , en las hembras al sur del Biobío (**Tabla 74**) considerando solo error de rasgo fluctuaron entre 0,422 y 1,060 (año⁻¹) correspondientes a los métodos de Zhang y Megrey (2006) y Charnov y Berrigan (1990). Al incorporar el error de coeficiente, las estimaciones varían entre 0,452 y 1,058 (año⁻¹) y corresponden a los mismos métodos que en el caso del error de rasgo. Comparando en base a los promedios de los valores medios de las estimaciones de M , los valores fueron más altos para las estimaciones que incorporan error de rasgo y coeficiente (0,698 año⁻¹), y al igual que para machos las estimaciones de M fueron más altas en el sur (0,698 año⁻¹) que en el norte (0,346 año⁻¹). Al igual que en la zona norte, los modelos de estimación de M que consideran la edad de madurez sexual tuvieron estimaciones de M más altas (**Tabla 74**). Las mortalidades (M) de las hembras basadas en modelos comparables (aquellos que no incluyen madurez) y en términos de sus medias, fueron en promedio mayores (0,698 año⁻¹) a la de los machos (0,440 año⁻¹), esto considerando ambos errores (**Tabla 74**).

Tabla 74. Estimaciones de mortalidad natural (M) para *Pleuroncodes monodon* considerando: error de rasgos, y error de rasgos y coeficientes. Negritas indican modelos de estimación de M tamaño-variantes. Letras cursivas indican aquellos modelos que consideran la edad de madurez. Jensen-M indica el método de Jensen (1996) basado en madurez.

Modelo de estimación, M (año ⁻¹)	<i>Pleuroncodes monodon</i> - Sur									
	Error de rasgo					Error rasgos y coeficientes				
	Media	CV (%)	LI	Mediana	LS	Media	CV (%)	LI	Mediana	LS
Machos										
Hoening (1983)	0.225	0.059	0.225	0.225	0.226	0.279	72.751	0.078	0.225	0.67
Tanaka (1960) - Sekharan (1975)	0.233	0.06	0.233	0.233	0.233	0.234	4.607	0.219	0.233	0.253
Zhang y Megrey (2006)	0.057	4.87	0.052	0.056	0.061	0.069	72.917	0.021	0.056	0.157
Cubillos (2003)	0.682	2.413	0.655	0.682	0.709	0.783	62.533	0.22	0.69	1.652
Jensen-G (1996)	0.557	2.413	0.534	0.557	0.579	0.555	20.07	0.373	0.555	0.737
Gislason et al. (2010)	0.492	47.541	0.239	0.418	0.991	0.639	94.386	0.102	0.447	1.837
Charnov et al. (2012)	0.518	44.182	0.266	0.447	1.001	0.521	47.618	0.265	0.444	1.026
Hembras										
Hoening (1983)	0.571	3.03	0.542	0.571	0.599	0.642	51.79	0.252	0.569	1.264
Tanaka (1960) - Sekharan (1975)	0.6	3.086	0.569	0.6	0.63	0.603	5.562	0.552	0.601	0.662
Zhang y Megrey (2006)	0.422	3.461	0.398	0.422	0.446	0.452	35.577	0.257	0.42	0.756
Cubillos (2003)	0.69	3.194	0.653	0.69	0.726	0.787	69.167	0.214	0.685	1.665
Jensen (1996)	0.563	3.194	0.533	0.563	0.592	0.562	20.486	0.372	0.564	0.75
<i>Rikhter y Efanov (1976)</i>	<i>0.744</i>	<i>5.921</i>	<i>0.679</i>	<i>0.741</i>	<i>0.817</i>	<i>0.753</i>	<i>30.987</i>	<i>0.384</i>	<i>0.743</i>	<i>1.153</i>
<i>Roff (1984)</i>	<i>0.956</i>	<i>9.908</i>	<i>0.818</i>	<i>0.949</i>	<i>1.114</i>	<i>0.958</i>	<i>22.231</i>	<i>0.616</i>	<i>0.948</i>	<i>1.321</i>
<i>Charnov y Berrigan (1990)</i>	<i>1.06</i>	<i>6.81</i>	<i>0.716</i>	<i>0.791</i>	<i>0.886</i>	<i>1.058</i>	<i>21.339</i>	<i>0.519</i>	<i>0.794</i>	<i>1.076</i>
<i>Jensen-M (1996)</i>	<i>0.795</i>	<i>6.81</i>	<i>0.716</i>	<i>0.791</i>	<i>0.886</i>	<i>0.795</i>	<i>21.151</i>	<i>0.519</i>	<i>0.794</i>	<i>1.076</i>
Gislason et al. (2010)	0.456	47.545	0.222	0.387	0.918	0.592	93.149	0.098	0.417	1.691
Charnov et al. (2012)	0.477	44.185	0.246	0.413	0.922	0.642	51.79	0.252	0.569	1.264

La **figura 88** muestra un resumen de las estimaciones de M considerando la incertidumbre. Como se observó en el caso de langostino amarillo y para ambos sexos, la variabilidad de las estimaciones aumenta al incorporar mayores fuentes de incertidumbre (error de rasgo y coeficiente). Los modelos de Gislason *et al.* (2010) y de Charnov *et al.* (2012) siempre presentan la mayor incertidumbre en ambos ejes comparado al resto de los modelos que asumen que M es invariante con el tamaño corporal. En el caso particular de las hembras, los modelos que incorporan la edad de madurez tienen estimaciones de M mayores a los modelos de M que no la incorporan, las cuales son aún más altas que las estimaciones de M tamaño-variantes. El comportamiento de la incertidumbre de las estimaciones de M al sur del cañón del Biobío (Roa y Tapia, 1998) es similar al observado en la zona norte, solo que los valores de la estimación media son mayores.

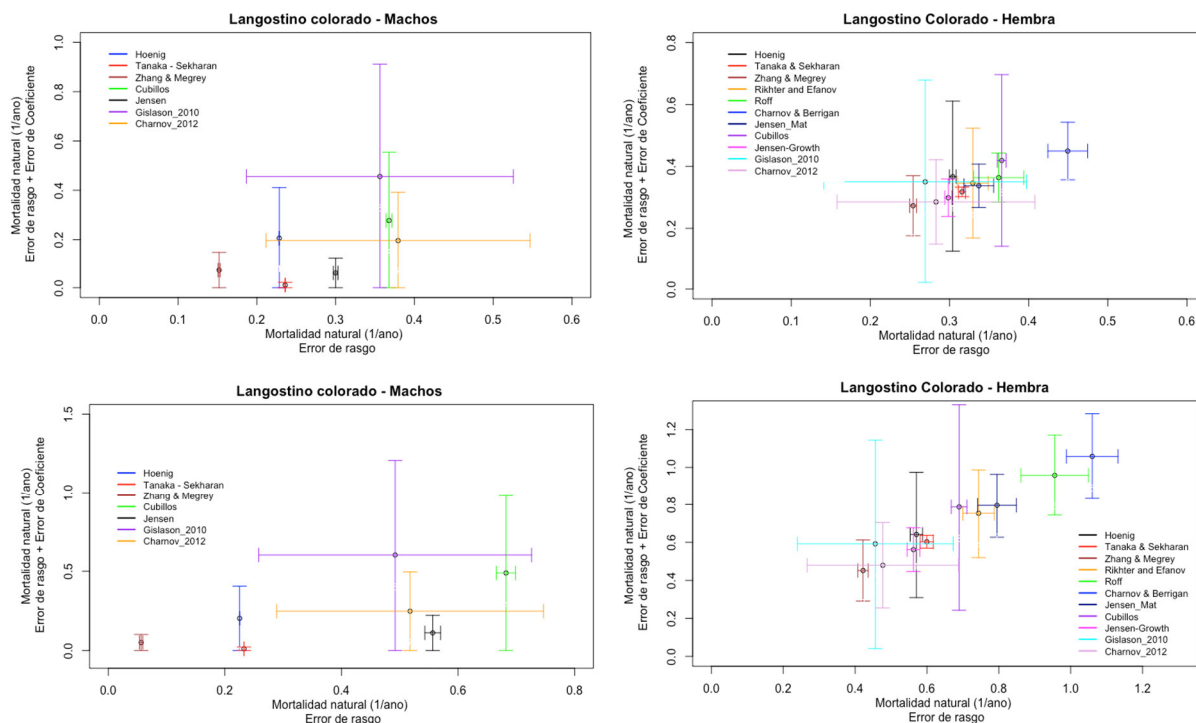


Figura 88. Resumen de las estimaciones de mortalidad natural (M) para machos y hembras de langostino colorado considerando error de rasgo y coeficiente para cada modelo de estimación de M . La primera fila corresponde a las estimaciones de M de langostino colorado al Norte del cañón del Biobío (Roa y Tapia 1998) y el segundo panel a la zona sur.

4.6.3 Ojiva de madurez y talla media de madurez (L_{50})

Para el análisis de la ojiva de madurez del periodo 2016, en ambos recursos de crustáceos se analizaron un total de 29.398 hembras, de las cuales el 28% y 72% correspondieron a langostino amarillo y langostino colorado, respectivamente. Los coeficientes estimados de los modelos fueron significantes ($p < 0,05$) en ambas especies y zonas (**Tabla 75**). El modelo logístico aplicado en langostino colorado de la zona centro-



sur explicó el 64% de la devianza, mientras que en los restantes modelos no superó el 35% del ajuste de la madurez (**Tabla 75, Fig. 89**).

Tabla 75. Resumen del ajuste de la ojiva de madurez y L_{50} por zona de ambas especies de langostinos, periodo agosto de 2016.

Estadígrafo	Langostino amarillo		Langostino colorado	
	Centro-Norte	Centro-Sur	Centro-Norte	Centro-Sur
β_0	9,11	12,5	7,03	11,02
error β_0	0,465	0,394	0,236	0,244
β_1	0,35	0,38	0,29	0,44
error β_1	0,015	0,012	0,008	0,01
Pseudo r^2	0,23	0,3	0,34	0,64
valor-p HL	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
n	3.619	4.548	6.011	15.220
min lc	18	18	12	14
max lc	46	50	49	54
L_{50}	26,4	33,1	23,9	24,8

β_0 y β_1 : coeficientes de la ojiva; error β_x : error estándar, valor-p HL: nivel de significancia del test Hosmer-Lemeshow; n: número de hembras; min.max lc: rango de tamaños de hembras analizadas.

En langostino amarillo, la ojiva de madurez de la zona centro-sur estuvo desplazada hacia a talla mayores respecto de la zona centro-norte. De acuerdo al estadístico de *Wald*, la ojiva varió significativamente entre zonas ($P<0,05$). La L_{50} también difirió entre zonas por no solaparse los intervalos de confianza, estimando valores de 26,4 (IC95%: 25,8-26,9) y 33,1 (IC95%: 32,5-33,4) mm lc para centro-norte y centro-sur, (**Tabla 75, Fig. 89**). En ambas zonas, la bondad de ajuste de la ojiva no fue significativa ($P<0,05$), debido al mayor grado de dispersión en los estratos de tallas superiores a los 34 mm lc (**Tabla 75, Fig. 89**).

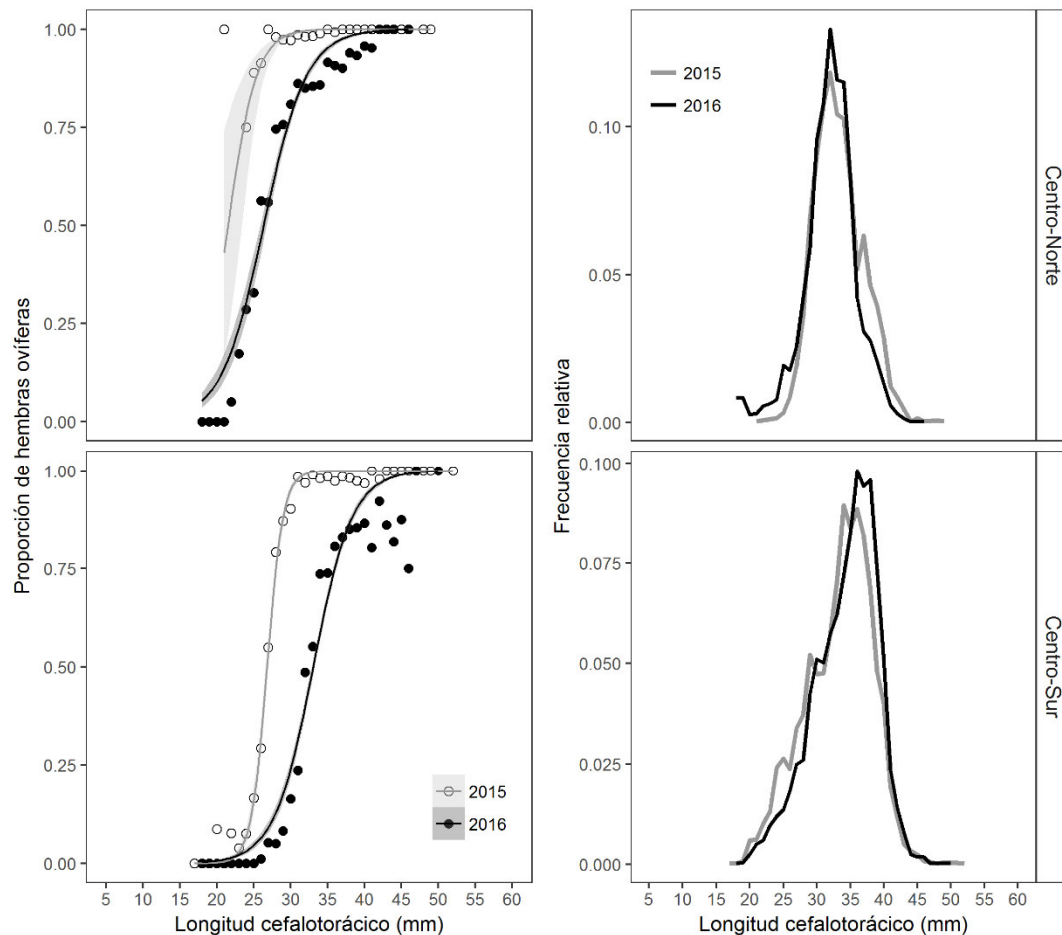


Figura 89. Proporción madura observada y ojiva de madurez estimada por zona (lado izquierdo). Distribución de frecuencia relativa de los tamaños de las hembras analizada (lado derecho). Hembras de langostino amarillo muestreada durante el crucero de evaluación 2015 y 2016.

En el langostino colorado, la ojiva de madurez de la zona centro-sur estuvo desplazada hacia tallas mayores respecto de la zona centro-norte. Según el test de Wald, la ojiva varió significativamente entre las zonas ($P < 0,05$). Además, los intervalos de confianza de L_{50} no se solaparon, estimando valores de 23,9 (IC95%: 23,5-24,3) y 24,8 (IC95%: 24,6-24,9) mm l_c para la zona centro-norte y centro-sur, respectivamente (**Tabla 75, Fig. 90**). De acuerdo al test de Hosmer-Lemeshow, la bondad de ajuste de la ojiva en la zona centro-sur no fue significativa ($P < 0,05$), debido a la presencia importante de hembras inmaduras o no ovíferas en la fracción > 25 mm l_c (**Tabla 75, Fig. 90**).

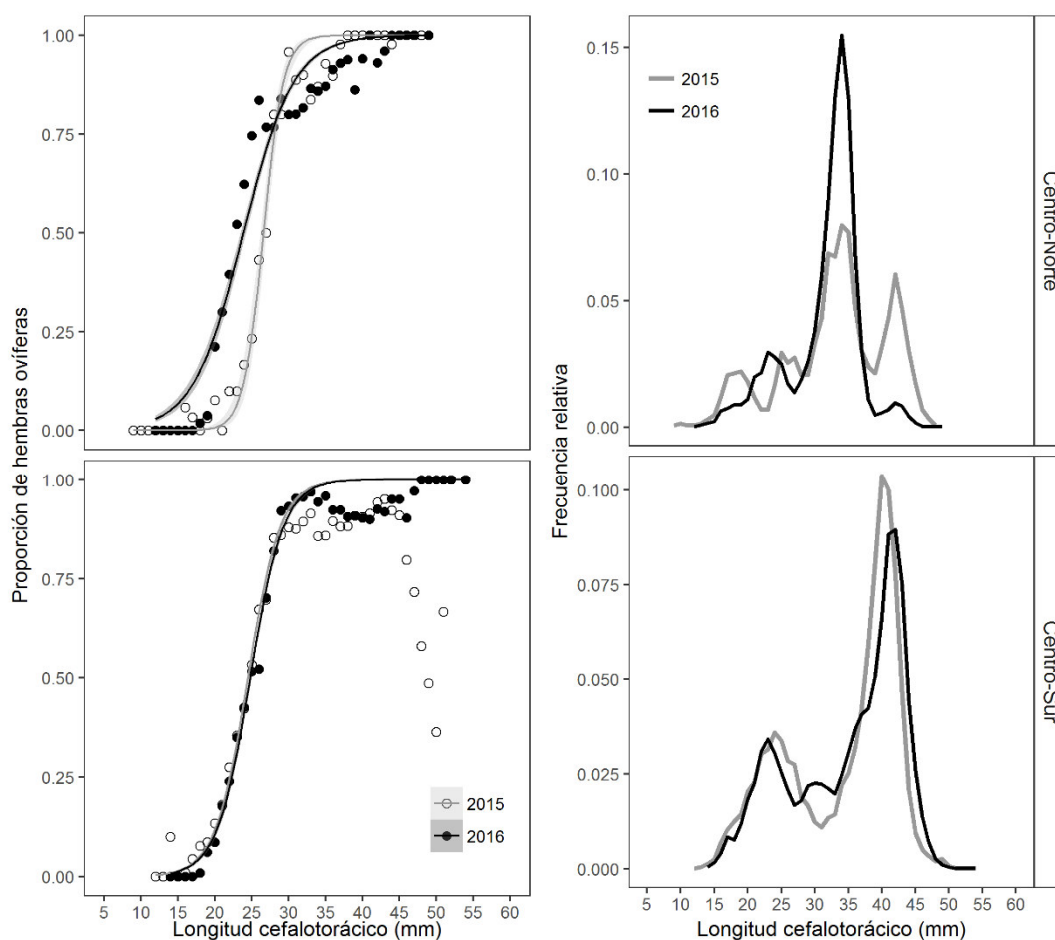


Figura 90. Proporci3n madura observada y ojiva de madurez estimada por zona (lado izquierdo). Distribuci3n de frecuencia relativa de los tamaños de las hembras analizada (lado derecho). Hembras de langostino colorado muestreada durante el crucero de evaluaci3n 2015 y 2016.

a) Fecundidad langostino amarillo

En la **tabla 76** se resumen los resultados estadísticos de la regresión lineal entre el tamaño de la hembra y la fecundidad parcial. Los coeficientes fueron significativos ($P < 0,05$) en todos los modelos. El peso corporal (g, peso total-masa ovífera) explicó el 65% y 70% de la varianza de la fecundidad en la zona centro-norte y centro-sur, respectivamente (**Tabla 76**). Mientras que la longitud cefalotorácica (mm) explicó el 64% y 71% de la fecundidad, respectivamente (**Tabla 76**). En la relación lineal usando como predictor el peso corporal, el análisis de covarianza (Ancova) señaló que la homogeneidad de la pendiente e intercepto fue significativa entre las zonas ($P > 0,05$). En la relación lineal transformada entre la longitud cefalotorácica y fecundidad, ambos coeficientes también resultaron significativamente homogéneos ($P > 0,05$) entre las zonas (**Fig. 91**).



Tabla 76. Resumen del análisis de regresión lineal robusta entre el tamaño de la hembra y la fecundidad parcial (F) por zona en langostinos amarillo, periodo 2016. (α : intercepto; β : pendiente; error: error estándar de los coeficientes; valor- t : t-Student; P : valor del nivel de significancia al 95%; n : hembras; p : peso corporal; lc : longitud cefalotorácico).

Estadístico	$F \sim \alpha + \beta \cdot p$		$\log(F) \sim \log(\alpha) + \beta \cdot \log(lc)$	
	Centro-Norte	Centro-Sur	Centro-Norte	Centro-Sur
α	-386,69	-1931,11	-1,17	-1,02
error α	899,418	1126,280	0,533	0,449
valor t α	-0,4	-1,7	-2,2	-2,3
$P(Ho:\alpha=0)$	6,69E-01	9,25E-02	3,28E-02	2,69E-02
β	321,74	369,82	3,31	3,21
error β	33,396	33,537	0,351	0,291
valor t β	9,6	11,0	9,4	11,0
$P(Ho:\beta=0)$	5,55E-13	4,14E-15	1,09E-12	3,94E-15
df	50	51	50	51
r^2	0,65	0,70	0,64	0,71

En la zona centro-norte, la fecundidad parcial promedio fue de 7.866 huevos (CV = 42%), con una variación negativa de 23% respecto a lo reportado en el periodo 2015. Mientras en la zona centro-sur, el promedio fue de 9.781 huevos (CV = 51%), lo que significó una leve variación negativa de 0,5% respecto al periodo 2015.

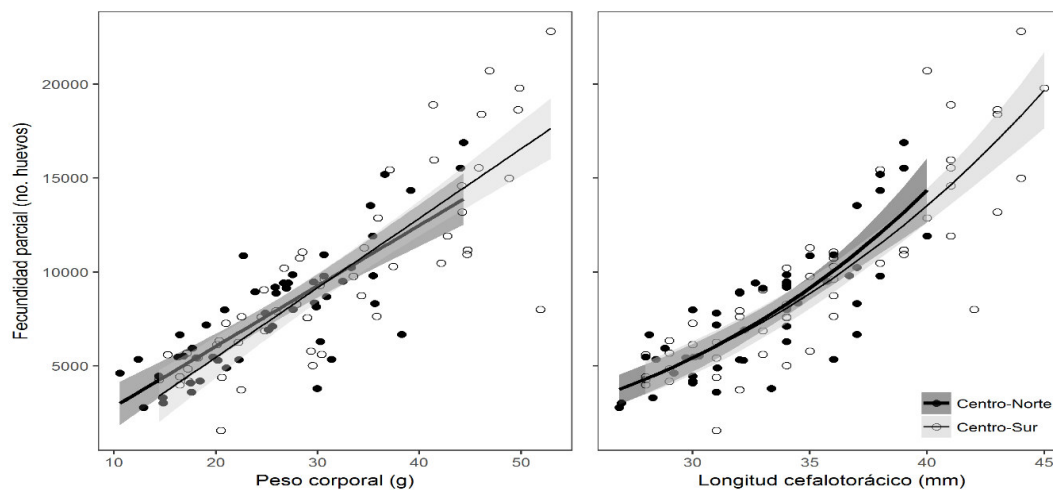


Figura 91. Relación entre el tamaño de la hembra y la fecundidad parcial por zona en langostino amarillo, periodo 2016.

**b) Fecundidad langostino colorado**

En la regresión lineal entre el tamaño de la hembra y fecundidad parcial, los coeficientes fueron significativos ($P < 0,05$) en todos los modelos (**Tabla 77**). Tanto el peso corporal (g) como la longitud cefalotorácica (mm) explicaron más del 75% de la variabilidad de la fecundidad parcial en ambas zonas (**Tabla 77**). En la relación lineal usando como predictor el peso corporal, Ancova señaló que ambos parámetros fueron homogéneos entre las zonas ($P > 0,05$). Usando como predictor la longitud cefalotorácica, Ancova señaló que la homogeneidad de la pendiente entre las zonas fue significativa ($P > 0,05$), no obstante, el intercepto varió significativamente ($P < 0,05$). En ambas zonas, la variabilidad de la producción de huevos fue mayor en estratos superiores a los 35 mm lc (**Fig. 92**). En la zona centro-norte, la fecundidad parcial promedio fue de 18.302 huevos ($CV = 55\%$), con una variación negativa de 10% respecto a lo reportado en el periodo 2015. Mientras en la zona centro-sur, el promedio fue de 20.683 huevos ($CV = 52\%$), lo que significó una variación negativa de 16% respecto al periodo 2015.

Tabla 77. Resumen del análisis de regresión lineal robusta entre el tamaño de la hembra y la fecundidad parcial (F) por zona en langostinos colorado, periodo 2016. (α : intercepto; β : pendiente; error: error estándar de los coeficientes; valor- t : t-Student; P : valor del nivel de significancia al 95%; n : hembras; p : peso corporal; lc : longitud cefalotorácica).

Estadístico	$F \sim \alpha + \beta * p$		$\log(F) \sim \log(\alpha) + \beta * \log(lc)$	
	Centro-Norte	Centro-Sur	Centro-Norte	Centro-Sur
α	-923,53	876,41	-1,08	-0,60
error α	1628,718	1359,026	0,305	0,273
valor t α	-0,6	0,6	-3,5	-2,2
P ($H_0: \alpha = 0$)	5,73E-01	5,21E-01	8,76E-04	3,20E-02
β	797,40	741,60	3,40	3,16
error β	61,408	45,826	0,197	0,178
valor t β	13,0	16,2	17,3	17,7
P ($H_0: \beta = 0$)	8,54E-18	5,17E-25	6,06E-23	3,20E-27
n	51	68	51	68
r^2	0,77	0,79	0,85	0,82

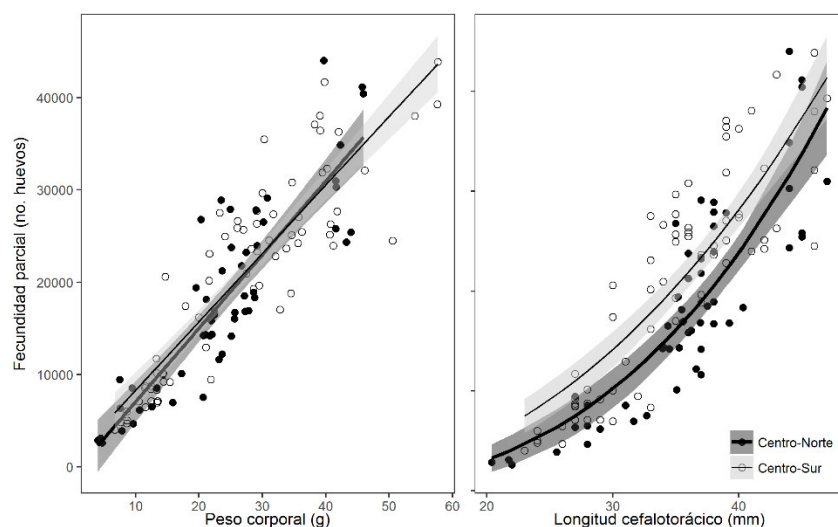


Figura 92. Relación entre el tamaño de la hembra y la fecundidad parcial por zona en langostino colorado, periodo 2016.

4.7 Clasificación del fondo marino

De modo anexo a los objetivos del Informe, el consultor comprometió adicionalmente un análisis preliminar destinado a la clasificación del fondo marino, utilizando para ello las bases de datos de las lecturas de sonar de las prospecciones hidroacústicas realizadas por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). Dada la naturaleza de dicho trabajo, éste se expone en su totalidad en el siguiente apartado.

Introducción

En general, los mapas de clasificación de fondos marinos son bastante escasos. Algunas de las razones fundamentales que lo explican son la dificultad en la toma de muestra directa de sedimentos debido al tamaño de las áreas involucradas, además del acceso a los hábitats bentónicos debido a la profundidad y los costos de operación. No obstante, desde hace más de dos décadas se han venido mejorando algunos métodos con ayuda de la tecnología, incorporándose técnicas como fotografías de suelos marinos, imágenes satelitales, señales del primer y segundo eco registradas por ecosondas, entre otros (Cerdeira, 2008; Paschke, 2010).

En la actualidad son utilizados equipos hidroacústicos que brindan facilidad para estimar en detalle los tipos de fondos en un área dada y construir un mapa de su distribución espacial con un costo relativamente bajo (Gavrilov *et al.*, 2005; Rodrigo, 2006). En este contexto, un ecosonda es un equipo hidroacústico que crea un haz de ondas a una frecuencia determinada, barriendo el fondo del mar dependiendo de la trayectoria de la navegación (Rodrigo, 2006; Santillan, 2013). La capacidad del ecosonda de cubrir áreas de forma casi continua y recopilar datos de variables como la batimetría e información de retrodispersión del suelo, permite clasificar y mapear los fondos marinos reduciendo la variabilidad en grandes escalas espaciales. Este método



se puede trabajar de forma independiente o puede correlacionarse con las características propias del fondo para obtener resultados consistentes (Freitas, 2005).

Algunos softwares permiten clasificar fondos marinos usando los datos recopilados por ecosondas y sonares, como por ejemplo RoxAnn, QTC view, Biosonics-Visual Habitat y Echoview, los cuales utilizan métodos estadísticos y algoritmos de clasificación para caracterizar el tipo de sedimento, dividirlos y nombrar clases de fondo. En particular, el módulo *Habitat classification* de Echoview se basa en la estimación de la razón de energía entre el haz emitido y el haz recibido (volumen backscatter - Sv), corrigiendo este cálculo por la distancia entre el transductor hasta el suelo marino (Time Varied Gain- TVG) entre otros factores (Ver: Archivo de ayuda Ecoview, 7.1.12 de 2016).

En pesquerías, la importancia de la caracterización del fondo marino es la representación que tiene la estructura y el tipo de sedimento como parte del hábitat de muchas especies. Estos estudios son fundamentales para entender los hábitos de vida de especies bentodemersales y su relación con áreas de desove, crianza, reclutamiento y la biodiversidad asociada, información que es de mucha ayuda en el desarrollo de estrategias adecuadas para el manejo de las pesquerías.

Así, el principal objetivo de este trabajo es explorar la posibilidad de usar data acústica registrada en cruceros de evaluación de recursos pesqueros para clasificar fondos marinos en la zona centro-sur de Chile.

Metodología

La información acústica utilizada para realizar la clasificación de fondo corresponde a datos facilitados por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) de sus cruceros de evaluación acústica de meluza común, jurel, anchoveta y sardina, entre los años 2012 y 2016. Las evaluaciones acústicas se realizan con el sistema de ecointegración SIMRAD EK-60, utilizando la frecuencia de 38 KHz. El detalle de los cruceros utilizados se entrega en el Anexo IX del presente documento.

En consideración al gran volumen de información entregada por los cruceros de evaluación acústica, en este primer trabajo de exploración de datos, se acota el análisis a tres subsectores de las regiones IV, V y VIII, los cuales fueron seleccionados por contener los principales “focos” de distribución de los recursos langostino amarillo (*Cervimunida johni*) y langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*). El detalle, con los límites geográficos para cada sector se indican en la **tabla 78**.

Tabla 78. Límite latitudinal de los sectores de estudio por región

Región	Límite norte	Límite sur	Profundidad mínima (m)	Profundidad máxima (m)
IV	29,0	30,5	17,80	385,24
V	32,8	33,1	21,82	141,50
VIII	35,0	37,5	5,76	447,55



a) Análisis de los datos acústicos: El análisis de los datos acústicos se realizó mediante el módulo *Habitat classification* del Software EchoView 7.0. Se creó un archivo EV para la visualización y análisis de los ecogramas procedentes de datos de frecuencia de 38 KHz. Se prepararon los datos Sv, excluyendo aquellos datos que no contenían información del segundo eco o doble fondo, o bien que tenían registros defectuosos generados por el estado del mar (ruido). Una vez seleccionados los archivos, en cada uno de ellos se estableció la línea de fondo usando la configuración que se indica en la **tabla 79**. Posteriormente, se realizó una inspección visual de la línea de fondo en el ecograma, la cual fue corregida manualmente en los segmentos donde era notablemente incorrecta.

Tabla 79. Valor asignado a los parámetros para creación de la línea de fondo.

Parámetro	Valor
Profundidad inicial (m)	5
Profundidad final (m)	1000
Volumen de backscatter mínimo para una buena selección (dB)	-70
Usar backstep	asignado
Nivel de discriminación (dB)	-60
Rango backstep (m)	0
Umbral máximo (dB)	-55

La clasificación del tipo de fondo se basó principalmente en el análisis del eco emitido y el eco recibido (Volumen *backscatter*-Sv). Antes de la extracción de las características, los datos de retrodispersión acústica pasaron por un acondicionamiento para eliminar el ruido que podía afectar la señal del fondo marino. Se excluyeron aquellas interferencias acústicas de la columna del agua, señales con malos registros de pings, malas detecciones del fondo e incluso las agregaciones de peces demersales siguiendo la metodología propuesta por Kieser *et al.* (2007). Este paso de acondicionamiento se complementó con los algoritmos *Bottom echo threshold* a 1 m (dB), utilizado para determinar el final del primer y segundo eco del fondo y la profundidad media del fondo, utilizada por el software Echoview como una referencia para corregir la longitud del pulso y normalizar la profundidad (**Tabla 79**) (Archivo de ayuda Ecoview, file 7.1.12 de 2016).

El valor utilizado para el *Bottom echo threshold* a 1 m fue calculado mediante una gráfica ping ajustando manualmente la curva de potencia constante (**Fig. 93**), mientras que la profundidad media del fondo se estimó a partir de los datos generados por la línea de fondo.

Tres escenarios fueron propuestos para la división de clases acústica en un subsector de la V región (**Tabla 80**). Cada escenario se planteó con el fin de obtener una clasificación acústica con un patrón espacial claro y así poder establecer el muestreo de sedimento y comprobar todas las clases predichas.

Cada escenario presenta una serie distinta de dimensiones Cluster, utilizadas como algoritmos de agrupación para encontrar un número óptimo de clases de forma automática mediante el criterio de Calinski-Harabasz (1974). Este criterio ha sido utilizado en varios estudios para determinar el número de grupos en un conjunto de datos (Milligan y Cooper, 1985; Legendre, 2002).

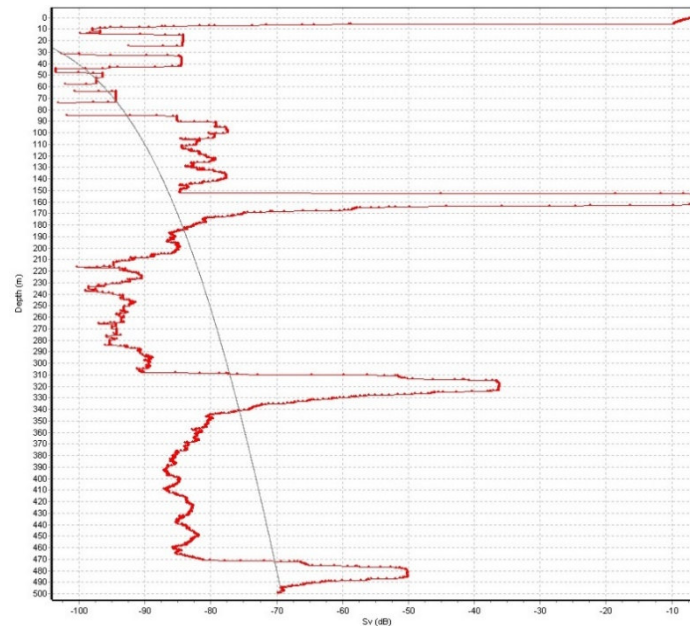


Figura 93. Gráfica ping con curva de potencia constante para el cálculo del valor Bottom echo threshold a 1 m.

El primer escenario está conformado por dos dimensiones Cluster (rugosidad y dureza) utilizadas en muchos estudios para clasificar fondos marinos (Jackson y Briggs, 1992; Preston *et al.*, 1999). Para el segundo escenario se establecieron las mismas dimensiones anteriormente descritas con una dimensión Cluster adicional (tiempo de retorno del primer eco), estas mismas tres dimensiones fueron elegidas en un estudio realizado por el equipo de científicos del Ecoview, porque podrían ser dominantes en el sentido teórico y físico. (Archivo de ayuda Ecoview, file 7.1.12 de 2016). En el tercer escenario fue aplicado un análisis de componentes principales, para la obtención de cinco variables o componentes principales que mejor explicaron las características del fondo.

El análisis de componentes principales se ha utilizado con éxito en datos de investigaciones de clasificación de fondos marinos (Archivo de ayuda Ecoview, file 7.1.12 de 2016). En general el análisis de componentes principales es una técnica que intenta reducir la dimensionalidad de un grupo de datos formado por un gran número de variables que se interrelacionan, pero así mismo retiene la variación de la muestra en los datos (Siwabessy *et al.*, 2000). Echoview permite hacer la clasificación o agrupación con los primeros cinco componentes principales (Dimensiones de Cluster) y el resto de la información es catalogada como ruido y no es utilizada para la clasificación de fondo (Archivo de ayuda Ecoview, file 7.1.12 de 2016).

**Tabla 80.** Parámetros usados para la extracción de características del fondo y algoritmos para la clasificación del fondo.

Extracción de características del fondo			
Intervalo de extracción de características (Pings)		10	
Bottom echo threshold at 1 m (dB)		-130	
Depth normalization reference depth		120	
Algoritmos de clasificación acústica			
Escenarios	I	II	III
Dimensiones cluster	Manual (Rugosidad y dureza)	Manual (Rugosidad, dureza y tiempo de retorno del primer eco)	Automática (Análisis de componentes principales)
Asignación de las clases acústicas	Calinski-Harabasz (Detección automática)	Calinski-Harabasz (Detección automática)	Calinski-Harabasz (Detección automática)

b) Datos de sedimento: Con el fin de validar la información obtenida con el módulo habitat classification, se realizó una selección de puntos de muestreo para sedimentos en el sector correspondiente a la bahía de Valparaíso en la V región. Se definieron tres puntos de muestreo de sedimento por cada clase predicha mediante la clasificación por software.

Para la recolección de las muestras se utilizó una draga Van Veen, tomando de la draga solo la parte superficial de la muestra para el análisis de granulometría. Las muestras fueron conservadas en frascos debidamente etiquetados para su posterior análisis en laboratorio.

Las muestras se tamizaron en un set de 4; 2; 1; 0,5; 0,25; 0,125 y 0,063 mm. Cada fracción retenida se pesó y se calculó el porcentaje relativo al peso inicial de la muestra. Se utilizaron estos resultados para calcular el diámetro medio de los granos expresado en unidades phi (Φ), calculando los parámetros granulométricos por el método de Folk y Ward (1957). Luego, los valores del tamaño medio del sedimento de cada estación se clasificaron de acuerdo a la escala propuesta por Udden (1914) y Wenworth (1922).



Resultados

a) Clasificación V región: La clasificación aplicando el criterio de Calinski-Harabasz (1974) de forma automática asignó cinco clases acústicas con el primer y segundo escenario (**Fig. 94A y 94B**). Para el tercer escenario, usando componentes principales, se obtuvieron cuatro clases acústicas (**Fig. 94C**), tomando como variables que mejor explican las características del fondo las siguientes: *First bottom length normalized* (37,76%); Rugosidad normalizada (24,55%); Dureza normalizada (17,64%); *Bottom rise echo* (8,99%) y *Bottom line depth mean* (5,31%).

A partir de estos resultados, se utilizó como referencia el escenario I para designar las estaciones de muestreo de sedimento y someter a comprobación las clases acústicas con los datos de sedimentos observados. Se optó por este escenario porque la clasificación representa un patrón espacial claro y además presenta una mayor cantidad de clases acústicas. En la **figura 94A**, se muestran las 15 estaciones establecidas (puntos de color negro, 1 al 15).

b) Granulometría: La clasificación de sedimentos mediante los datos de granulometría indicó que el área de estudio se caracteriza solo por dos tipos de sedimentos blandos (Limo muy grueso y Arena muy fina). La **tabla 81** muestra los resultados del análisis de tamaño de grano, el diámetro medio Phi y la clasificación de sedimentos para cada estación en la escala propuesta por Udden (1914) y Wenworth (1922).

La clasificación acústica obtenida con el escenario I no se relaciona directamente con las características reales del fondo (**Fig. 95**). Por ende, se decidió reclasificar este mismo escenario de forma manual usando el criterio de Calinski-Harabasz (1974), teniendo en cuenta la información de las muestras de sedimento como ayuda para la selección del número de clases acústica.

En la **figura 96A** se muestra la clase acústica 1 que cubre una zona más costera y corresponde a un tipo de sedimento de limo muy grueso. La clase acústica 2, es la más predominante y se encuentra distribuida a más distancia de la costa, caracterizada por un tipo de sedimento de arena muy fina. Sin embargo, se logra ver en la **figura 96A** que las estaciones 3, 4, 5 y 6 (limo muy grueso) no concuerdan con la clasificación acústica. También se logra observar que las estaciones anteriormente mencionadas se encuentran cercanas a la desembocadura del Estero Marga Marga y el Río Aconcagua.

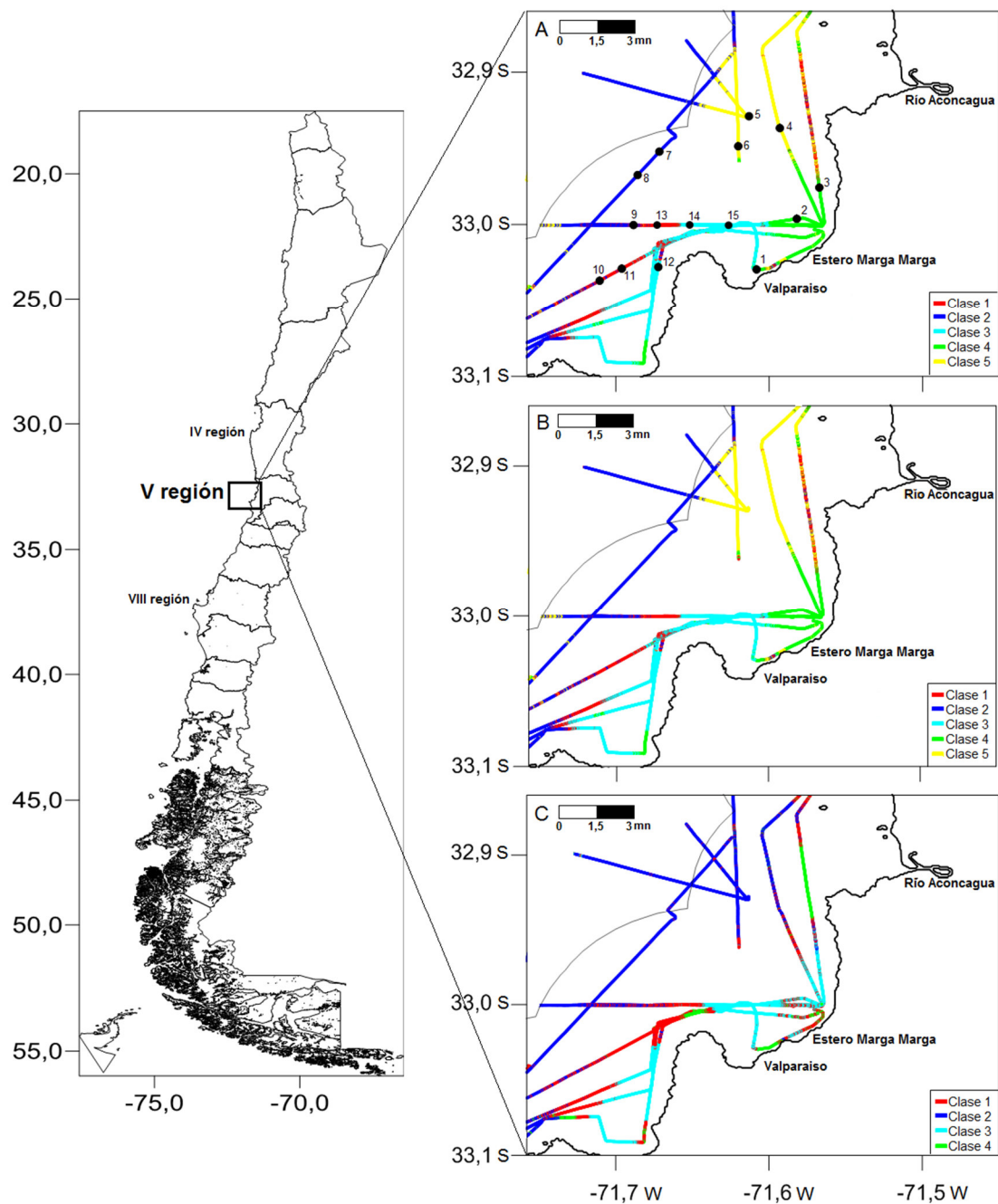


Figura 94. Distribución espacial de la clasificación acústica determinada por cada escenario. A- Cinco clases acústicas obtenidas con el escenario I. B- Cinco clases acústicas obtenidas con el escenario II. C- Cuatro clases acústicas obtenidas con el escenario III.



Tabla 81. Análisis de granulometría de los sedimentos y clasificaci3n de los sedimentos. La profundidad en metros (m) y el diámetro medio en unidades phi (Φ).

Est.	Prof. (m)	>4 (%)	4-2 (%)	2-1 (%)	1-0,5 (%)	0,5-0,25 (%)	0,25-0,125 (%)	0,125-0,063(%)	<0,063 (%)	Diámetro medio (Φ)	Clasificación de sedimentos
1	51	0	0	0,03	0,13	0,18	0,46	4,17	95,03	4,22	Limo Muy Grueso
2	71	0,32	0,12	0,1	0,1	0,14	0,14	0,65	98,42	4,23	Limo Muy Grueso
3	57	0	0,04	0,25	0,13	0,15	0,35	2,29	96,79	4,22	Limo Muy Grueso
4	66	0,09	0,03	0,14	0,39	0,56	1,37	7,96	89,46	4,2	Limo Muy Grueso
5	95	0	0,05	0,15	1,36	0,85	0,84	1	95,74	4,22	Limo Muy Grueso
6	107	0	0,09	1,35	0,54	0,85	0,73	0,94	95,5	4,22	Limo Muy Grueso
7	129	0	0,12	0,12	0,85	6,65	6,96	34,4	50,9	3,94	Arena Muy Fina
8	131	0	0,1	0,1	0,6	5,64	7,35	41,05	45,16	3,91	Arena Muy Fina
9	127	0,61	0,37	0,21	1,27	9,69	8,93	23,66	55,25	3,69	Arena Muy Fina
10	126	0	0,41	0,21	1,2	8,22	6,94	14,01	69,01	3,8	Arena Muy Fina
11	124	0,54	0,33	0,44	1,15	7,66	5,92	13,58	70,38	3,83	Arena Muy Fina
12	113	3,41	0,1	0,32	0,46	1,38	2,71	4,9	86,72	4,19	Limo Muy Grueso
13	122	0	0,2	0,27	0,55	3,41	2,94	5,88	86,76	3,82	Arena Muy Fina
14	117	0,29	0,39	0,24	1,2	8,37	5,95	13,28	70,27	4,23	Limo Muy Grueso
15	102	0	0	0,04	0,11	0,27	0,19	0,8	98,6	4,22	Limo Muy Grueso

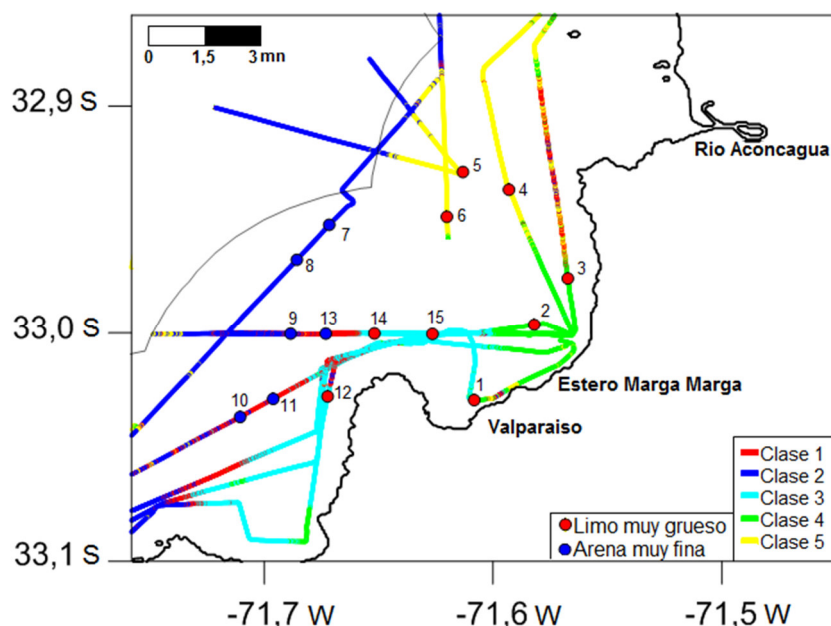


Figura 95. Representaci3n espacial de los tipos de sedimentos (limo muy grueso y arena muy fina), sobre el mapa de la clasificaci3n acústica obtenida por el escenario I.



Finalmente, 3 clases acústicas representan muy bien el área de estudio (**Fig. 96B**). La clase 1 corresponde a limo muy grueso. La clase 2 caracterizada por arena muy fina y la clase 3 que representa una amplia zona que es afectada temporalmente por el aporte sedimentario de las dos desembocaduras (**Fig. 96B**). En la **tabla 82** se presenta un resumen estadístico de las características de rugosidad y dureza asociadas al fondo marino del subsector establecido en la V Región.

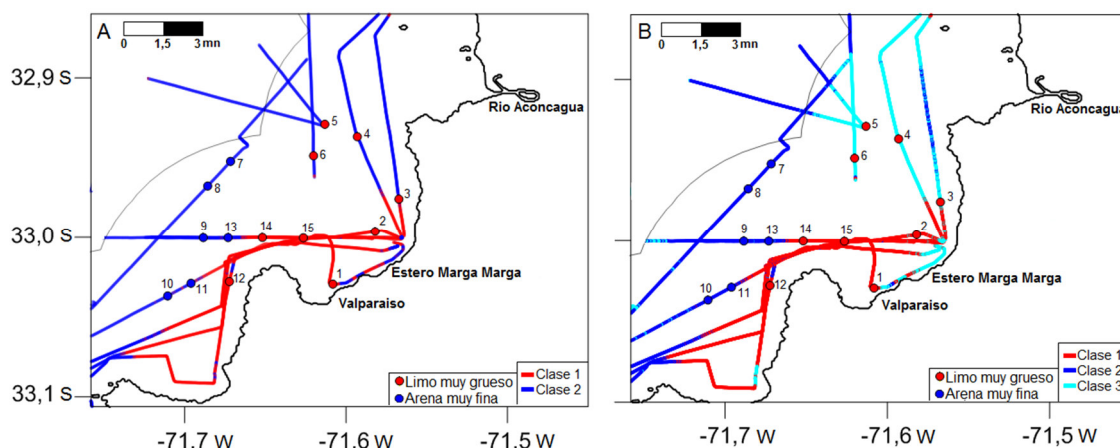


Figura 96. Distribución espacial de la reclasificación acústica. A- Dos clases acústicas. B- Tres clases acústicas.

Tabla 82. Resumen estadístico de las características del fondo en la zona de estudio en la V Región.

Características de fondo	Clase 1			Clase 2			Clase 3		
	Min.	Máx.	Media ($\pm$ DE)	Min.	Máx.	Media ($\pm$ DE)	Min.	Máx.	Media ($\pm$ DE)
Rugosidad	5,16	6,76	6,16 (0,26)	4,94	7,24	6,20 (0,30)	6,57	8,08	7,11 (0,33)
Dureza	4,91	6,62	5,60 (0,38)	2,7	4,93	4,24 (0,43)	4,29	6,67	5,40 (0,46)

En la **figura 97** se muestran las características físicas de rugosidad y dureza de las clases establecidas en el área de análisis de la V región. En la clasificación con 3 clases acústicas (**Fig. 97B**), la clase 1 correspondió a aquella con la mayor dureza, mientras que la clase 2 a baja dureza. La clase 3 se caracterizó por ser un grupo con características intermedias.

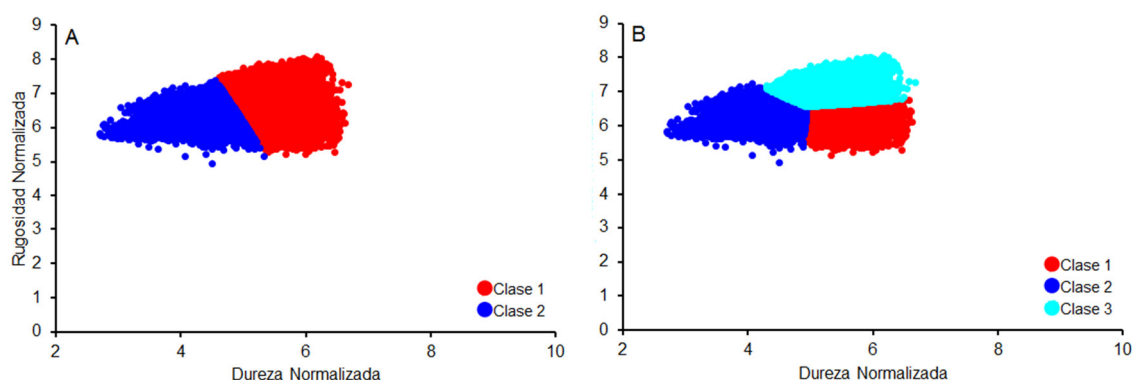


Figura 97. Características del fondo marino de la V región, se puede identificar la rugosidad y la dureza registradas por las señales acústicas. A-Dos clases acústicas. B-Tres clases acústicas.

c) Clasificación IV y VIII Región: A partir de la clasificación de fondo estimada en la V región, se decidió usar como dimensiones clúster la rugosidad y dureza para la obtención de las clases acústicas de la IV y VIII región. Estas clases acústicas fueron obtenidas de forma automática mediante el criterio de Calinski-Harabasz (1974).

Siete clases acústicas fueron determinadas para la IV región, observándose una alta heterogeneidad de clases (**Fig. 98A**). En la **figura 99A** se muestran las características físicas de rugosidad y dureza de los siete grupos identificados en el área de análisis de la IV región. La clase 3 correspondió a aquella con menor magnitud de dureza, mientras que la clase 7 fue aquella con mayor rugosidad. El resto de las clases corresponden a grupos de fondos con características intermedias.

En cuanto para la VIII región, cuatro clases acústicas fueron determinadas, mostrándose una distribución espacial más clara con área mejor definidas (**Fig. 98B**). En este caso, la clase 2 corresponde a un tipo de fondo con alta rugosidad y dureza. Mientras que la clase 3 tiene el valor más bajo de dureza (**Fig. 99B**).

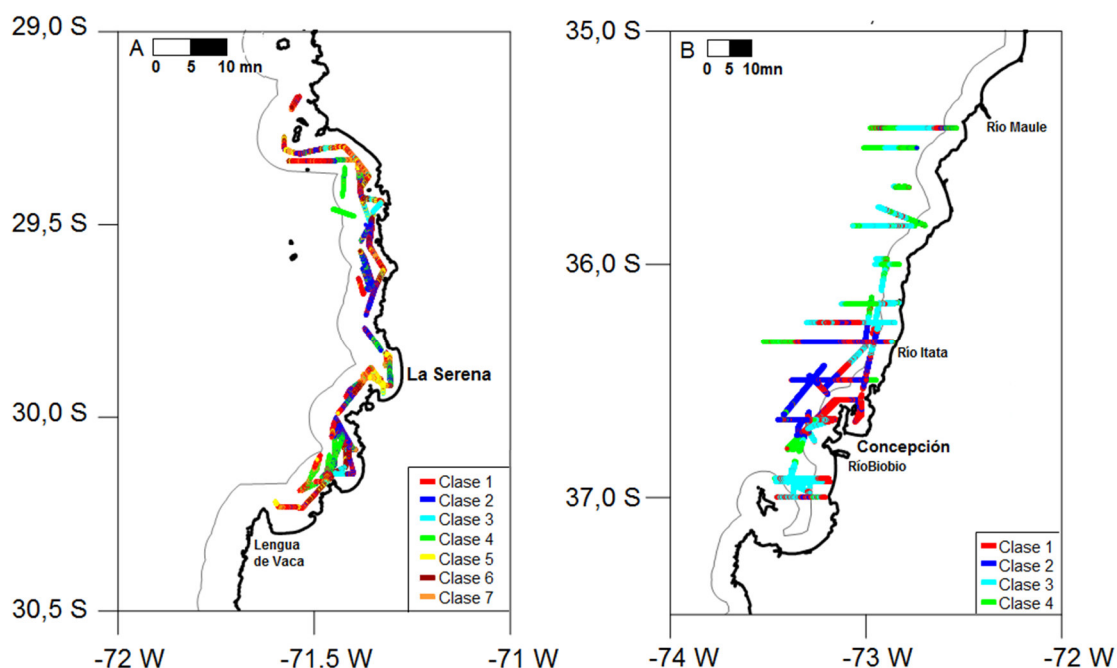


Figura 98. Distribuci3n espacial de la clasificaci3n acústica obtenida para la IV y VIII regiones. A- IV Regi3n. B- VIII Regi3n.

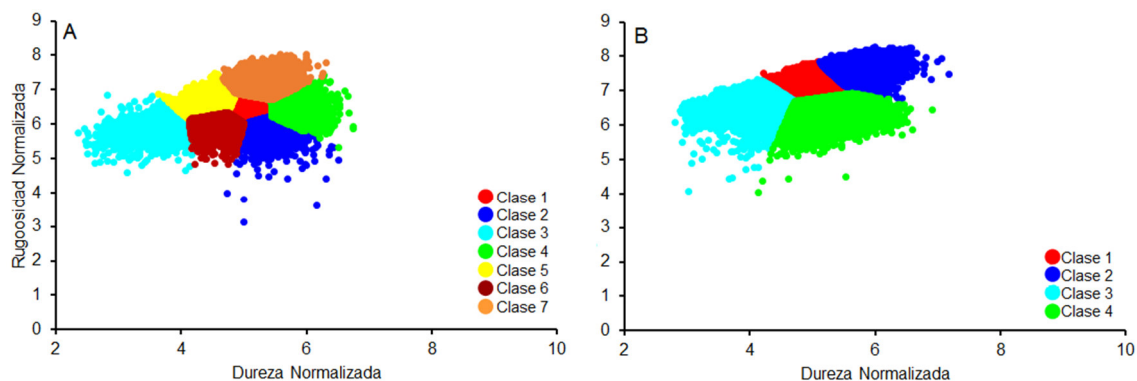


Figura 99. Características del fondo marino de la IV y VIII regiones, se puede identificar la rugosidad y la dureza registradas por las seálas acústicas. A- IV Regi3n. B- VIII Regi3n.



5. ANALISIS Y DISCUSION DE RESULTADOS

Cobertura de muestreo y distribución

En términos de cobertura, el crucero de evaluación cubrió adecuadamente el área de estudio conforme al número de lances planificado originalmente por el ejecutor, llevándose a cabo un total de 607 lances de pesca de evaluación, de los cuales 600 tuvieron captura de alguna especie (98,8%). Al respecto, cabe indicar que dicho resultado es un indicador de la adecuada operación de pesca llevada a cabo por las naves participantes, es similar a lo obtenido por el ejecutor en los cruceros de 2014 y 2015 (Queirolo *et al.*, 2015 y 2016) y se compara favorablemente con la eficiencia de muestreo llevada a cabo en 2011 y 2012, donde los lances con captura de alguna especie fueron 76,7% y 84,5%, respectivamente (Acuña *et al.*, 2012 y 2013).

En términos de la captura objetivo, la eficiencia de muestreo, en términos de porcentaje de lances exitosos sobre el total de lances de evaluación, ha variado entre 50% y 65% en langostino amarillo y entre 55% y 61% en langostino colorado. En la presente prospección dicho porcentaje es de 65% y 67% en langostino amarillo y colorado, respectivamente, por lo que en dicho valor se encuentra en la cota superior de la eficiencia obtenida desde 2014 a la fecha.

Respecto de la cobertura espacial del muestreo, cabe señalar que éste cubrió adecuadamente las zonas de distribución histórica reportadas para el recurso. Así, la **figura 100** indica la posición de los lances de investigación al sur de la Región del Maule (VII) entre 2014 y 2016, donde se observa el incremento de la proporción de cuadrículas muestreadas, desde 9% en 2014 a 11% en 2016, incorporándose en 2015 y 2016 una mayor proporción de la zona de reclutamiento de langostino colorado (Gallardo *et al.*, 1994; Roa *et al.*, 1995), ubicada sobre la plataforma continental de la Región del Biobío en 2015 y 2016.

En términos de distribución, los recursos objetivo se distribuyeron del modo reportado para ambas especies, esto es, el langostino colorado se localizó entre los 25°30'S y 36°57'S, en tanto el langostino amarillo, tuvo su límite norte algo más al sur, en los 26°S, capturándose igualmente hasta prácticamente el límite sur del área de muestreo (36°55'S). Tal cual han reportado diversos cruceros de evaluación directa, las especies mostraron una distribución discontinua sobre el fondo marino, la que se atribuye a distintos factores como interrupciones asociadas a accidentes topográficos (cañones submarinos), a la incapacidad de la red de pesca de operar en fondos duros o de pendientes abruptas y probablemente a factores asociados a la etología propiamente de ambos crustáceos, por cuanto los rendimientos de pesca de un recurso puede variar significativamente entre lances situados contiguamente.

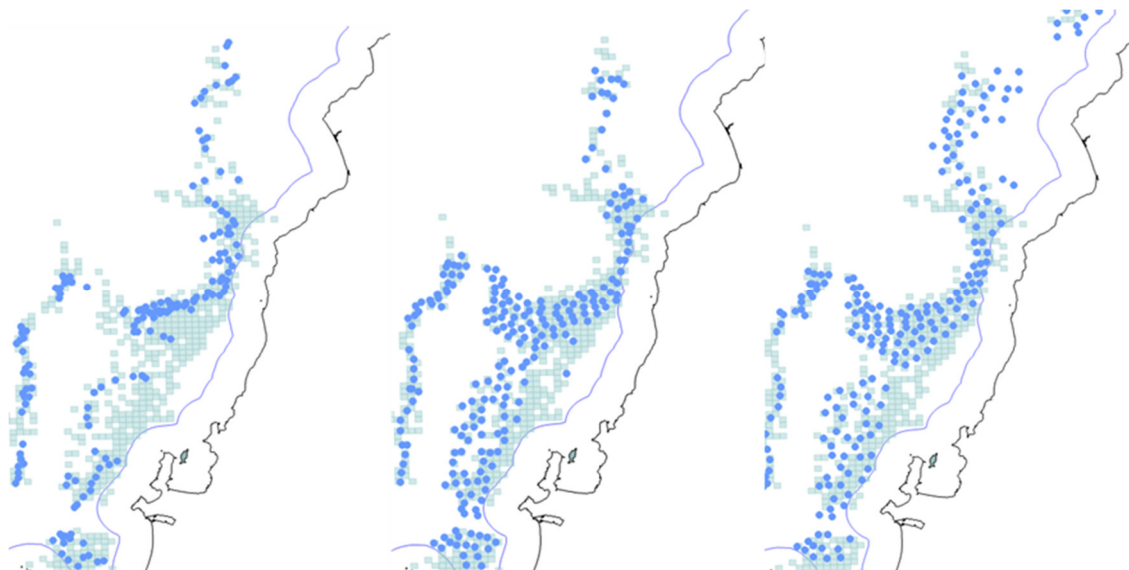


Figura 100. Posición de lances de investigación (círculos azules) desde la Región del Maule al sur en los cruceros de 2014, 2015 y 2016.

A partir de la distribución espacial de la CPUA en términos anuales, se observa que el langostino amarillo tiende a concentrarse al sur de los 27, 3° S aproximadamente desde 2013. Igualmente, se observan las caídas de los mayores niveles de CPUA media registrados entre 2004-2009, asociados al período de veda del recurso, a valores medios registrados desde 2012 en adelante, observados fundamentalmente entre 29,25°S y 32,75°S (**Fig. 101**).

En el caso de langostino colorado, se observa que las mayores CPUA se registran desde los 25,25°S al sur desde el 2006. En el caso de su Unidad de Pesquería Sur (UPS), se observa la recuperación de las CPUA hacia el norte, asociada a la moratoria extractiva del recurso en esa Pesquería, así como la disminución progresiva de las CPUA medias desde 2012, la que, sin embargo, no ha estado aparejada de interrupciones en la continuidad espacial del recurso al sur de los 31,75°S, lo cual sí se observaba antes de 2009 (**Fig. 101**).

Al respecto, cabe indicar que el patrón conocido de recuperación sur-norte del langostino colorado en UPS, estaría asociado a que la ocupación del fondo marino se lleva a cabo por adultos que migran desde una única zona de reclutamiento ubicada al sur de los 36°S (Roa y Bahamonde, 1993; Roa y Tapia, 2000), por lo cual se estima que una eventual desaparición del langostino colorado entre los 32-35 app, correspondiente a la fracción adulta de mayor talla, podría considerarse un indicador de la situación del recurso, tal cual ha sido reportado por otros investigadores (Roa y Tapia, 2000). En este sentido, el rango del coeficiente de Gini estimado para dicha pesquería entre 2012 y 2016 (0,77 – 0,74) podría indicar algún grado de estabilidad en la concentración latitudinal de la CPUA.



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISI3N INVESTIGACI3N PESQUERA

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2011	2012	2013	2014	2015	2016
21,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
22,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
22,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
24,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
24,75	157	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
25,25	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
25,75	0	61	0	88	560	14	94	17	1313	89	33	723	0	121	0	0
26,25	2237	1364	663	1047	648	211	384	4	0	4	1971	0	82	0	0	0
26,75	19	104	2751	650	1596	440	0	0	1064	913	543	557	157	28	115	2
27,25	27	3051	2837	4340	2633	669	3186	5930	30577	2009	1966	665	780	108	1	623
27,75	471	74	1150	4046	2318	3584	1783	5349	7118	14900	407	2292	2408	1263	14	638
28,25	4555	3424	6892	5523	3384	8447	6135	8363	18542	19053	10777	1149	4228	2681	35	4897
28,75	1772	321	4825	4271	5554	16803	3755	6925	21122	7651	3837	6850	8113	1854	76	2767
29,25	3660	528	9634	19926	13773	22256	7297	18305	4810	21223	29344	13698	10336	8058	11781	18090
29,75	759	1071	827	5327	8365	10183	5808	8670	6441	22696	21114	10865	14522	11525	3438	8453
30,25	832	85	745	1143	7512	9455	3565	7782	7453	10687	9724	4447	8881	6907	3366	6071
30,75	720	710	1578	4382	6972	17439	22860	16927	9098	3419	3841	1905	3186	4603	868	4476
31,25	29	124	3287	1530	8859	11230	13721	7504	3375	3258	19757	4524	9929	8743	2369	6483
31,75	475	1140	1165	3928	30028	15509	17009	27745	17577	24638	26693	8055	13655	4607	4882	10795
32,25	507	3955	3456	13883	22800	16397	18751	19159	27741	9787	8538	8279	10717	8696	16341	9622
32,75	1488	6301	6153	10359	23445	13815	38732	26340	13888	33473	31039	12369	11363	13135	19692	13314
33,25	975	990	11312	15457	30278	23532	43025	31178	18714	12473	16691	3925	4408	2909	4073	3448
33,75	255	0	78	1292	7629	12498	20560	34600	563	16910	9539	3450	1680	9507	3737	4660
34,25	418	3228	3233	6100	11508	12972	22607	26324	387	18580	5571	600	1074	1586	1275	1648
34,75	20	23	0	94	7357	9414	12827	15334	1476	39476	733	610	19	84	847	2109
35,25	44	147	66	0	1147	32	0	884	467	166	0	121	0	2010	308	57
35,75	0	199	16	0	81	0	0	1681	679	181	112	74	110	958	77	195
36,25	4131	858	428	4134	1733	2894	1652	633	13521	4257	1097	1070	1822	3874	821	4787
36,75	149	988	1505	6592	1640	1499	350	0	49549	1418	2684	651	1507	5906	3027	9870
>37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2011	2012	2013	2014	2015	2016
21,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
22,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
22,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23,25	1026	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23,75	7154	0	1257	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
24,25	17786	2993	14030	16385	0	970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
24,75	11932	11083	11353	8156	0	907	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
25,25	1876	11248	5656	1693	885	764	0	0	0	0	0	0	54671	0	4	0
25,75	17905	34188	8521	14656	15739	3034	4633	10276	27754	9481	806	2757	13566	29548	8714	11520
26,25	1775	3612	5244	4539	4454	4685	21659	7117	23922	17510	6677	4775	14640	14905	5213	12979
26,75	10408	1155	5459	6576	16430	5557	16152	9260	73717	4109	7388	5960	13836	15113	14393	5796
27,25	19767	4271	2520	9191	1957	18595	9606	10183	17972	13357	6579	4544	5039	15370	7440	153
27,75	566	638	1455	3893	6897	15691	5658	19961	37562	21186	5280	2708	1909	12998	3913	2850
28,25	0	0	25	0	1364	0	96	0	142	0	0	0	0	20	0	5943
28,75	117	0	0	1	344	0	0	21	0	0	2408	0	0	14	11	6551
29,25	12	1168	1305	2416	1905	4715	1162	1220	211	1827	1351	346	2271	3	459	1183
29,75	1434	166	3175	4883	10816	4933	11257	8318	11511	23239	3227	4159	1633	4837	5423	13804
30,25	686	59	417	657	3550	3534	16639	8468	1656	13615	6589	948	21161	7468	4740	18160
30,75	0	0	0	0	1213	0	0	0	0	0	3115	0	10	37	0	93
31,25	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	81	2163	3207	33	0	0
31,75	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	3678	16493	1587	1924	3632	183
32,25	5	0	0	3	0	0	0	0	3759	0	4976	16640	8804	3779	4217	4031
32,75	6	121	0	4	0	0	5	41	2500	0	3314	30612	1525	1113	1975	4145
33,25	0	0	0	1	0	0	0	836	21021	798	11893	23861	5606	1926	22339	5760
33,75	8	0	0	0	0	0	0	0	81226	11303	22191	36415	5451	1235	9991	811
34,25	2	0	0	0	0	0	61	0	94761	2200	15914	26192	11103	11732	10240	5107
34,75	9	0	0	0	0	0	5575	2478	29177	16417	17894	24805	15562	6735	28673	11429
35,25	0	0	0	0	0	31	10126	408	21057	1856	13108	17144	3095	12050	12915	13773
35,75	1456	5	0	8	12424	19118	92678	9734	37718	8644	27655	36507	66586	5956	24580	22525
36,25	2507	3456	2030	3940	3279	8473	38041	67092	28726	51996	51107	23709	34645	21062	8906	18303
36,75	2710	1974	8170	3794	8216	7297	34560	15389	56684	31305	26386	20957	6298	3169	6520	10154
>37	0	11697	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Figura 101. CUPA promedio (kg/km²) por rango latitudinal, entre 2000 y 2016, en el langostino amarillo (arriba) y el langostino colorado (abajo) en los cruceros de evaluaci3n directa de ambos recursos objetivo.



Crecimiento

En este trabajo se ha aplicado un método alternativo al ya conocido MULTIFAN a tres conjuntos de datos de langostino amarillo y langostino colorado. Este método considera mezclas finitas de distribuciones skew- t , en lugar de la ya conocida distribución gaussiana y tiene la ventaja de considerar clases de distribuciones más flexibles que la gaussiana, considerando asimetría y kurtosis en las distribuciones de tallas, cuyo resultado puede inferir significativamente en la clasificación de las edades. Es en la etapa de asignación de grupos de edades donde radica el punto más crítico en la estimación de edad en crustáceos y por esto aquí hemos implementado dos diferentes métodos. Primero, el método clásico derivado del MULTIFAN donde las edades son asignadas a priori teniendo un conocimiento de la cantidad de edades a asignar a la población bajo estudio. Segundo, se aplicó el método propuesto en Roa-Ureta (2010), en el cual la asignación del número de grupos de edades a identificar en las estructuras de tallas es determinado automáticamente por medio de criterios estadísticos (BIC).

Cuando los grupos de edades son variables, los parámetros de crecimiento estimados para ambas especies presentan valores que difieren de aquellos publicados, especialmente para el caso de langostino amarillo. Esta diferencia radica en que los valores de t_0 se hacen muy pequeños. Debido a que los parámetros de crecimiento en la función de Bertalanffy presentan una alta estructura de covarianza entre ellos, una estimación de valores de t_0 sesgada, lleva también una estimación sesgada de la tasa intrínseca de crecimiento, como de la longitud asintótica. Los valores de los parámetros de crecimiento estimados usando edades fijas en langostino amarillo difieren sustancialmente de aquellos reportados por Arancibia *et al.* (2005) y usados hoy en día en la evaluación de stock indirecta llevada a cabo por IFOP. Existe una dificultad de estimar 11 grupos de edades desde las observaciones de tallas como lo sugiere Arancibia *et al.* (2005) para el caso de langostino amarillo. La mayoría de estas estimaciones no fue posible llevar a cabo debido a la imposibilidad de obtener resultados válidos (por ejemplo, que converjan a una solución y que tengan una matriz Hessiana invertible). El grupo de edades que se estiman automáticamente mediante el procedimiento propuesto en Roa-Ureta (2010) para langostino amarillo indica la presencia de un grupo menor de edades (tres grupos de edades). En efecto, existen al menos dos aspectos que son cuestionables de la estimación de edad y crecimiento para langostino amarillo propuesta en Arancibia *et al.* (2005). Por una parte, la asignación de 11 grupos de edades de langostino amarillo parece ser exagerada con respecto a la estimación anteriores hechas en la misma especie donde indican la presencia solo de 3 o 4 de edades en las estructuras de tallas de esta especie (Pavez *et al.*, 1994; Pool *et al.*, 1996), como en especies afines (5 grupos en langostino colorado según Roa y Tapia, 1998). Segundo, la estimación de Arancibia *et al.* (2005) fija el parámetro $t_0=0$. Fijar este parámetro es una práctica no recomendada en la estimación de crecimiento (ver Pardo *et al.*, 2013) debido a que sesga a los otros dos parámetros (por el efecto de covarianza descrito anteriormente) y no tiene sentido biológico ya que $t_0=0$ implica que un individuo nace con talla igual a 0, lo que no es posible. En el caso de langostino colorado las diferencias entre fijar las edades o dejarlas libres radica en la estimación de $t_0=0$, pero no es tan severa como el caso observado en langostino amarillo, y los parámetros aquí reportado por ambos métodos (edades variables o fijas) no es tan diferente a lo reportado en Roa y Tapia (1998).

Se recomienda tomar las estimaciones aquí presentadas como preliminares. Si bien la asignación de grupos de edades es novedosa y acorde a la literatura actualizada en estimación de parámetros de crecimiento, aún



quedan elementos por complementar o someter a prueba. Primero, se debería contar con la data histórica de estructuras de tallas desde los cruceros de evaluación directa, así poder tener más chances de identificar grupos de tallas y edades pequeñas. Segundo, se recomienda llevar a cabo un análisis de sensibilidad de la edad de primera captura, observada en las estructuras de talla desde los cruceros de evaluación directa. Es decir, si el primer grupo de edad observado correspondería a la edad 0, 1, 2 etc. Aun no existe consenso en este punto que es crucial en el análisis (ver Arancibia *et al.*, 2005 y Roa y Tapia 1998). Por último, especial atención debe ponerse a la estimación de t_0 , el que a nuestro parecer, es clave en la determinación de los parámetros de crecimientos en ambas especies de langostinos aquí presentadas. Se podría implementar una solución que contenga, ya sea restricciones para este parámetro (en un análisis de máxima verosimilitud) o *prioris* informáticas en el caso de hacer una estimación usando inferencia Bayesiana.

Mortalidad Natural

Los resultados aquí presentados muestran por primera vez las estimaciones de mortalidad natural (M) para langostino amarillo y colorado considerando un amplio rango de modelos de estimación de M indirectos, adecuados para invertebrados y tomando en cuenta tanto la incertidumbre a nivel de los parámetros de crecimiento, madurez y alometría (error de rasgo); así como la incertidumbre asociada a los modelos de estimación de M , esto es sus coeficientes (error de rasgo y coeficiente).

En este sentido, los crustáceos se caracterizan por un crecimiento somático discontinuo que genera tanto problemas en la estimación de M vía métodos directos como indirectos. Cuando solo es posible utilizar métodos indirectos, se recomienda el uso de varios métodos, así como de la estimación de sus intervalos de confianza (Kenchington, 2014), dicho autor en su extensa revisión de métodos indirectos sugiere no usar ninguno de los estimadores de M desarrollados para peces en crustáceos a menos que se estudie su aplicabilidad en este grupo, tal cual se realizó en este estudio. Así, en este trabajo se utilizaron dos criterios para seleccionar los estimadores indirectos de M : i) el origen del método indirecto aplicado, esto es, su sustentación teórica (Gislason *et al.* 2010) y ii) su aplicabilidad en el contexto de crustáceos o invertebrados marinos, es decir si los patrones teóricos seleccionados en i, podrían aplicar para el caso de crustáceos.

Como se pudo observar las estimaciones de M (medias, intervalos confianza y CV) realizadas con métodos indirectos varían en forma importante entre modelos, y más aún al incorporar el error de rasgo o bien error de rasgo y coeficiente, lo cual concuerda con lo encontrado para otras especies e.g. raya y congrio dorado utilizando la misma aproximación metodológica a la incertidumbre, aunque no necesariamente los mismos modelos indirectos de M (Quiroz *et al.*, 2010, Wiff *et al.*, 2010). La amplia variabilidad observada en las estimaciones de M estaría asociada, por un lado al tipo de modelos indirectos de M utilizados, los cuales varían en parametrización, es decir, en el número y tipo de parámetro de historia de vida utilizado. Así por ejemplo, el modelo Zhang y Megrey (2006) considera tres parámetros de historia de vida (k , t_{max} y b), el modelo de Jensen-G (1996) considera solo un parámetro, la constante de crecimiento k , y el modelo Gislason *et al.* (2010) si bien depende de dos parámetros L_{∞} y k incorpora además la variación a través de los tamaños corporales de los individuos. Si bien no fue una regla general, también se observó que aquellas formas funcionales de M que incorporan la madurez sexual a la edad o talla obtuvieron estimaciones medias de M más altas que aquellas que no la incluyen. Esto último posiblemente este influenciado por el hecho de que son estimaciones de madurez que se obtienen en forma independiente a las estimaciones de crecimiento sin



incorporarse la posible correlación que debiera existir entre los parámetros de crecimiento y la madurez (Quiroz *com pers*). Todo lo anterior indica que los modelos no son comparativos, lo cual dificulta la elección de un valor, ya que las estimaciones indirectas de M están lejos de ser precisas (Kenchinton, 2014).

Desde el punto de vista de la estimación de la incertidumbre de cada modelo de M , esta fue función de los valores de incertidumbre colectados desde la literatura (CV o error estándar) como de los coeficientes de los modelos (error estándar, o CV) disponibles o no. En general para el error de rasgo, valores demasiado pequeños de error estándar tienden a reducir la incertidumbre y viceversa, lo cual dependió a su vez de la información disponible en la literatura o los valores asumidos. Por otro lado, la amplitud de los intervalos de confianza también varió en forma importante entre modelos, la cual también depende de la magnitud de la variabilidad asumida, o reportado por lo mismo autores de los modelos, pero también por el tipo de distribución de probabilidad utilizada (asimetría). Wiff *et al.* (2011) señalan que la asimetría de la distribución posiblemente obedezca a la estructura multiplicativa en escala logarítmica que en algunos modelos es asumida en los errores de los diferentes coeficientes que describen los métodos aplicados.

Como se señaló anteriormente, las estimaciones de M , como su incertidumbre estuvieron asociadas a la calidad de la información utilizada. Esto fue un aspecto relevante a la hora de seleccionar el conjunto de parámetros de historia de vida a utilizar, y podrían afectar indirectamente las estimaciones de M . Como se mencionó tempranamente en este trabajo en general se observó una carencia en la literatura de estimaciones de crecimiento actualizadas y con información de incertidumbre disponible con algunas excepciones. Esto fue particularmente relevante en el caso del langostino colorado, donde la literatura observa dimorfismo sexual (Roa, 1993; Roa y Tapia, 1998), pero por ejemplo la evaluación de stock asume que no existe dimorfismo sexual (Bucarey *et al.*, 2015). Más aun el estudio de Roa y Tapia (1998) encuentra diferencias entre el crecimiento y madurez de las poblaciones de langostino colorado al sur y al norte del Biobío, indicando diferencias espaciales en el crecimiento y madurez del langostino colorado, las cuales no son reconocidas en otros estudios. Una de las ventajas del trabajo de Roa y Tapia (1998) y Roa (1993) es la estimación conjunta del crecimiento y la madurez a partir de la misma información. Esto como se mencionó anteriormente debido a la correlación existente en los procesos de crecimiento y madurez (Jensen, 1996).

Bucarey *et al.* (2015) presenta un resumen de las estimaciones de M de langostino amarillo entre los años 1994 y el año 2000 llevadas a cabo mediante los métodos indirectos de Alagaraja (1994) (en este estudio a Tanaka-Sekharan), Rikhter y Efanov (1976) y Pauly (1980). Estas estimaciones fluctuaron entre 0,250 y 0,77 año⁻¹ para machos, en tanto que para las hembras fueron entre 0,165 y 0,92 año⁻¹. Las estimaciones de M utilizadas en la evaluación de stock corresponden a estimaciones por sexo, donde la mortalidad de las hembras equivale a $M=0,30$ año⁻¹ y para machos a $M=0,25$ año⁻¹, basadas en el método de Pauly. Esta tendencia a que las hembras tengan una mortalidad más alta a la de los machos también se obtuvo en este estudio, y es consecuencia del dimorfismo en el crecimiento, esto proviene de los parámetros de crecimiento. Más aun cuando se compara en términos de los valores promedio, para todas las medias de los estimadores usados, se observan estimaciones levemente superiores al considerar error de rasgo y coeficiente (machos: $M=0,286$ año⁻¹; hembras: $M=0,347$ año⁻¹). Sin embargo, el método de Pauly para la estimación de mortalidad está basado completamente en peces teleósteos sin una clara teoría que permita una extensión a crustáceos, y por lo tanto, un método inapropiado para la estimación de M en langostinos.



Para el caso del langostino colorado, Bucarey *et al.* (2015) reportan estimaciones de M con y sin diferenciación por sexo. Quiroz *et al.* (2006), estiman M por sexo para el langostino colorado localizado en la IV región del país, encontrando valores de $M=0,36$ año⁻¹ para los machos y de $M=0,27$ año⁻¹ para las hembras. Estos valores nacen de las estimaciones de M de cinco métodos (Pauly, 1980; Rikhter y Efanov, 1976; Alverson y Carney, 1975; Hoenig, 1983 y Jensen, 1996) donde M se obtiene ponderando el valor medio por la variabilidad estimada para cada método. Sin embargo, esta forma de promediar los estimadores por métodos presenta problemas estadísticos debido a que combina linealmente estimadores que podrían presentar diferentes distribuciones de error. Así, un valor promedio de M ponderando por el inverso de la varianza de cada método indirecto no es correcta, lo cual ha sido discutido por Kenchington (2014). Ello, igualmente entrega un falso nivel de certeza para la evaluación de stock, debido a que la estimación promedio no combina la incertidumbre de cada uno de los métodos.

Según lo anterior, los resultados obtenidos en este trabajo corresponden a langostino colorado de otra zona, con estimaciones de M en torno o mayores a las obtenidos por Quiroz *et al.* (2006) para machos, y en el caso de hembras bastante superiores, y con una tendencia inversa donde las hembras tienen una mayor mortalidad que los machos. Respecto, de los valores utilizados en la evaluación de stock de langostino colorado ($M=0,35$ año⁻¹), no se puede establecer una comparación dado que no existe diferenciación por sexo en la estimación de M (Bucarey *et al.*, 2015).

Por último, debido a la variabilidad que existe entre métodos de estimación de M en términos de los parámetros usados, calidad de la información y estimados de M , resulta difícil la recomendación puntual para este parámetro, más aún cuando estas estimaciones no son precisas (Kenchington, 2014). Esto apunta a recomendar entonces que desde el punto de vista de la evaluación de stock se implementen análisis de sensibilidad a este parámetro, o alternatively una incorporación explícita de la incertidumbre de M a la evaluación. Al respecto la recomendación de un valor puntual, basado en la expectativa de obtener un valor de M promedio, implicaría que subyace el supuesto de que M puede ser estimado con precisión (Brodziak *et al.* 2011, Kenchington 2014), lo cual es totalmente opuesto a lo que muestra este estudio. Respecto de las estimaciones de M por sexo, los estudios de crecimiento para ambas especies o recursos muestran la presencia de dimorfismo sexual, por lo cual una estimación promedio para ambos sexos sería incorrecta.

Reproducción

La mayor proporción de las hembras ovíferas de langostino amarillo se encontró en proceso de desarrollo embrionario temprano (estadios 1 y 2) en toda el área de estudio, pero con una mayor concentración en la VII y VIII Regiones. Se registró escasa presencia de hembras con huevos próximos a eclosionar entre la III y V región, lo que indicaría que la estación reproductiva de este recurso presenta un gradiente latitudinal, es decir, se iniciaría más temprano en la zona norte como lo reportado por Acuña *et al.* (1998) y ECM (2000). Estos antecedentes revelan que cuando se ejecutó el crucero de evaluación directa entre mayo y julio de 2016, la condición de madurez de las hembras de langostino amarillo determinada mediante el desarrollo embrionario se encontraba entre la fase de inicio y el pleno desarrollo del proceso reproductivo.



En langostino colorado, se detectó el predominio de hembras ovíferas en fase temprana, aunque también se observó una fracción importante de ejemplares próximos a eclosionar (estado 4) durante todo el periodo de estudio. La máxima incidencia se registró en julio con una cobertura espacial más amplia en comparación al langostino amarillo, lo que indica que el crucero de evaluación se ejecutó en pleno proceso reproductivo. Por lo tanto, la condición de madurez de ambas especies de langostinos mantuvo las características y patrones reproductivos reportados previamente por otros estudios (Queirolo *et al.*, 2015).

Comparando las ojivas de madurez entre 2015 y 2016, se determinó que en ambos crustáceos la diferencia fue significativa, excepto en el langostino colorado de la zona centro-sur. Por otro lado, en ambas zonas, la proporción de hembras maduras de langostino amarillo estuvo desplazada hacia tallas grandes en comparación a 2015. En el caso del langostino colorado, la proporción de hembras portadoras se desplazó hacia tallas más pequeñas en la zona centro-norte respecto a 2015. Tales diferencias interanuales podrían ser causadas por la fecha de ejecución de los cruceros, los cuales corresponden a diferentes periodos de la estación reproductiva.

Por otro lado, existen componentes biológicos y/o oceanográficos que también podrían influir sobre la tasa de maduración, por ejemplo: a) ambas especies de langostino presentan una estación reproductiva estructurada a la talla, es decir, que ejemplares de mayor talla maduran más temprano (Queirolo *et al.*, 2015) y b) la estación reproductiva presenta un gradiente latitudinal que podría responder a las condiciones medioambientales (Acuña *et al.*, 1998; ECM, 2000; Queirolo *et al.*, 2016). Por lo tanto, se recomienda que cualquier comparación de la ojiva de madurez de estos recursos se tome con cautela debido a la falta de estandarización metodológica de la cobertura espacio-temporal de las evaluaciones (Queirolo *et al.*, 2015).

El crucero del año 2016 se ejecutó durante el periodo de inicio y proceso de maduración del langostino amarillo, cuando la probabilidad de encontrar ejemplares maduros en tallas inferiores a los 30 mm lc era escasa, generando que la ojiva de madurez se desplace hacia tallas grandes. En contraste, en agosto de 2015 todo el rango de tamaño de la fracción parental del langostino amarillo estuvo en su máxima actividad reproductiva, por lo que el ajuste se desplazó hacia la izquierda, es decir, hacia tallas menores.

En el langostino colorado, en tanto, la ojiva de madurez de la zona centro-norte se desplazó hacia tallas pequeñas respecto a 2015, por lo que se estimó una talla media de madurez significativamente menor (2015=26,4 mm y 2016=23,9 mm). Al respecto, ambos cruceros se ejecutaron cuando el langostino colorado se encontraba en pleno proceso reproductivo, sin embargo, en 2016 se registró con una importante participación de hembras ovíferas inferiores a los 30 mm lc, lo que no fue observado en 2015.

Lo anterior podría ser explicado por un efecto combinado de la cobertura temporal de muestreo y la mayor duración entre el periodo de latencia y apareamiento observada en langostino colorado, especie en que una hembra post-ovífera podría mantener su condición entre 3 y 6 días (Espinoza-Fuenzalida *et al.*, 2012). Así, es probable que las hembras no ovíferas de tallas pequeñas (<30 mm lc) observadas en 2015 habrían liberado una camada de larvas previo al muestreo.



Un aspecto importante de resaltar es el hecho que gónadas de hembras no ovíferas (post-ovíferas) pudieron estar maduras, debido a que mediante análisis macroscópico e histológico se pudo verificar que ambas especies de langostinos son desovantes parciales, mostrando una sincronía entre el desarrollo de madurez gonadal y embrionario en una misma hembra (ver Anexo VIII), confirmando lo señalado por Thiel *et al.* (2012), y correspondiendo a una estrategia reproductiva similar a la observada en *Munida gregaria* (Dellatorre y Barón, 2008). Por esta razón se hace necesario revisar qué criterios reproductivos, fisiológicos (gonadal) o funcionales (presencia/ausencia de huevos), se deben adoptar para estimar la ojiva de madurez y la talla media de madurez, debido a que estos parámetros son esenciales para una estimación precisa de la biomasa desovante.

Por otro lado, es conocido que la producción de huevos de ambas especies de langostinos varía a escala espacio-temporal (Guzmán *et al.*, 2016; Queirolo *et al.*, 2016), y que su grado de plasticidad responde a las condiciones medioambientales (Guzmán *et al.*, 2016). Si bien la tasa de producción de huevos de 2016 no varió significativamente entre zonas en ambas especies de langostinos (**Figs. 91 y 92**), se observó cambios en la fecundidad relativa promedio, resultando levemente mayor en la zona centro-norte, tendencia que se mantuvo a lo reportado en el periodo 2015 (Queirolo *et al.*, 2016).

Respecto a la variación interanual de la fecundidad relativa promedio por zona, ésta puede responder en parte al tamaño promedio del huevo que portó la hembra, debido a su correlación inversamente significativa ($P < 0,05$) entre ambas variables (**Figs. 67 y 68**). No obstante, también es necesario tomar con cautela esta variación debido que los cruceros de evaluación de 2015 y 2016 se ejecutaron en invierno y entre otoño-invierno, respectivamente, por lo cual la fecundidad también podría ser reflejo de la variación estacional, como una estrategia reproductiva adoptada por ambos recursos de crustáceos para asegurar la sobrevivencia de su progenie.

Fauna acompañante

En los análisis comunitarios de la fauna acompañante realizados entre las II y VIII regiones de Chile, las especies de mayor importancia fueron la merluza común, *M. gayi*, el camarón nallon, *H. reedi* y el lenguado de ojos grandes *H. macrops*. Estos resultados son concordantes con los estudios anteriores realizados por el FIP (Acuña *et al.*, 2009 y 2013) y el IFOP (Queirolo *et al.*, 2014, 2015). Por otro lado, el análisis de clúster mostro la presencia de 4 ensambles comunitarios, contrastando los 12 ensambles identificados en Queirolo *et al.* (2015), pero concordando con Queirolo *et al.* (2014). Este resultado es probablemente producto de que durante el 2015 hubo un intenso fenómeno de El Niño, cuya fase va en retirada desde el año 2016, razón por la que los resultados de este informe se asemejan a los del 2014, pero no a los de 2016.

El análisis histórico contuvo un total de 121 especies caracterizadas como fauna acompañante capturadas durante las evaluaciones 2010-2015. Las especies con frecuencia de ocurrencia mayor acumulada históricamente son la Merluza común (*M. gayi*), jaiba paco (*P. gaudichaudii*) y el lenguado de ojos grandes (*H. macrops*). Resultados concordantes con los análisis de fauna acompañante e histórico anteriores (Acuña *et al.*, 2009 y 2013; Queirolo *et al.*, 2014, 2015). El análisis de agrupamiento obtenido a través del nMDS y el agrupamiento jerárquico mostro 28 grupos, resultado que sugiere ausencia de estructura comunitaria o la presencia de un gradiente comunitario que debe ser evaluado a una escala menor. Sin embargo, resultados



no publicados por Montero *et al.*, (2016) que analizan la fauna acompañante histórica utilizando solo especies con FRO mayor al 2% más un análisis de componentes principales por lance y posteriormente utilizando el método del codo para identificar los ensambles comunitarios, siguiendo la presencia de cuatro ensambles comunitarios como lo que se ha observado en los trabajos de Queirolo *et al.* (2014) y el presente trabajo.

Los resultados para el modelo empírico BRT, muestran que es posible predecir espacialmente la riqueza y diversidad en base a variables espaciales y ambientales como latitud, profundidad y temperatura superficial del agua, entre otras. En contraste al informe de Queirolo *et al.* (2015) se incorporó la variable Índice El Niño Oceánico (ONI) y se removió la variable año, ya que el ONI incorpora de por sí la variabilidad ambiental generada por El Niño año a año. Cabe destacar que el modelo ajustado no contempla las características del arrastre como el área barrida por lance. De las variables ambientales, el ONI, la profundidad y latitud fueron los predictores más importantes, resultado concordante con estudios anteriores de riqueza de especies demersales (Colloca *et al.*, 2003; Leathwick *et al.*, 2006, Queirolo *et al.*, 2015), respecto de la importancia de la profundidad. La temperatura superficial del Mar y el nivel de clorofila (chl-a) también resultaron ser variables de importante en la predicción de diversidad y riqueza. La importancia de la clorofila en nuestros resultados concuerda con los resultados observados por Leathwick *et al.* (2006), donde propone un fuerte vínculo entre profundidad y productividad primaria, debido a que en zonas de mayor productividad hay mayor actividad biológica en el fondo producto de la deposición de material particulado o “nieve marina” desde la superficie del océano. La pendiente del fondo también resultó ser una variable predictiva importante para la diversidad y riqueza de especies, dicha variable se ha descrito como una variable que caracteriza la riqueza de especies del fondo en el Mar Mediterráneo, para cefalópodos, crustáceos, peces teleósteos y elasmobranchios (Colloca *et al.*, 2003). Este resultado sugiere realizar los análisis de diversidad por grupos funcionales como se hizo en Colloca *et al.* (2003) y estudiar su particular relación con las características del fondo.

Espacialmente, la variación latitudinal resultó ser la variable relevante para predecir la riqueza y diversidad de la fauna acompañante. La mayor riqueza y diversidad se observa en latitudes más bajas dentro del gradiente, sin embargo, los mapas de predicción sugieren localidades de alta diversidad y riqueza en latitudes altas y lejos de la costa (**Figs. 78 a 80**).

Biomásas vulnerables

Las estimaciones de biomasa se llevaron a cabo empleando el método tradicional de estimación, correspondiente a la Geoestadística intrínseca, y adicionalmente se aplicaron dos métodos alternativos, la geoestadística basada en verosimilitud y un método de estimación bayesiana (GRF). El método de geoestadística por verosimilitud, propuesto por Roa-Ureta y Niklitschek (2007), fue empleado por el ejecutor en el crucero de evaluación de 2015 (Queirolo *et al.*, 2016). Dicho método presenta varias limitantes, las cuales han sido discutidas por Queirolo *et al.* (2016), entre las que destaca:



- La modelación de la presencia/ausencia es tratada como un proceso separado e independiente de aquel que explica a las densidades positivas. Sin embargo, los recursos objetivo se distribuyen en parches donde altas densidades son encontradas en espacios reducidos y además los espacios vacíos dentro de un foco están condicionado a las áreas no rastreables y no a hábitat desfavorables, como supone el método.
- El método está fuertemente condicionado a la extensión y calidad de los datos, los que los autores aplican a un área de poca extensión con gran densidad de muestreo, ya que se requiere que cada cuadrícula de muestreo tenga una adecuada cantidad de lances presencia/ausencia que permita estimar el proceso Bernoulli asociado. Igualmente, se requiere del supuesto de normalidad de la data positiva transformada. Ello, en particular la densidad de muestreo, no corresponde a lo observado en la prospección de langostinos en Chile.
- Las densidades positivas se modelan para obtener el parámetro de tendencia en el modelo lineal (llamado beta) el cual representa la estimación de densidad media. Sin embargo, la función de R usada (*likfit*) entrega valores fuertemente sesgados de beta. Por ello, se sugiere emplear un *kriging* de la modelación de datos positivos retro transformados utilizando los parámetros estimados y asumiendo un área del foco conocida (beta sustituto).

Por otro lado, las estimaciones de biomasa total media para el método de GRF y geoestadística intrínseca son muy similares. En langostino colorado la diferencia relativa de estos dos métodos es de solo 1% mientras que en langostino colorado alcanza el 5%. En este contexto, señalamos que no existen diferencias significativas en la biomasa total entre ambos métodos (se sobreponen los intervalos de credibilidad de GRF con el de confianza en geoestadística intrínseca). Sin embargo, la principal diferencia entre ambos métodos se encuentra en la forma que se toma la incertidumbre. En el método de geoestadística intrínseca se presentan intervalos de confianza más angostos y simétricos para la estimación de biomasa en ambas especies, mientras que GRF presentan distribuciones asimétricas para la CPUA predicha lo que también genera intervalos de credibilidad asimétricos, más largos hacia la derecha (grandes CPUA).

Esta diferencia en la incertidumbre está obedeciendo a que los métodos que tienen inferencia Bayesiana, como el GRF aquí presentado, dan cuenta de una incertidumbre más extensiva (Blangiardo y Cameletti, 2015), ya que esta toma en cuenta la incertidumbre tanto en las observaciones como en las variables latentes (aquellas que no se pueden observar), mientras que la geoestadística intrínseca la incertidumbre proviene solo de las observaciones durante el procedimiento de *kriging*. La fuerte asimetría de la distribución de la CPUA en el método de GRF se debe, básicamente, a que la variable respuesta se modela con una distribución Gamma, mientras que la geoestadística intrínseca está basada en el supuesto de normalidad de los datos transformados. En este contexto, el método de GRF aquí implementado presenta mejoras sustanciales en el entendimiento de la incertidumbre global del proceso, al modelar las observaciones desde la distribución de probabilidad más adecuada (en este caso Gamma), sin necesidad de llevar las observaciones a una distribución normal.



Los resultados aquí presentados para GRF usan como prioris a la información proveniente desde el método de geoestadística intrínseca (media de la densidad e incertidumbre en cada foco). Por lo tanto, los métodos no son completamente independiente entre ellos. De esta forma, estimaciones asumiendo prioris no-informativas también fueron implementados, aunque los resultados no son aquí mostrados. La influencia de las prioris fue variable y depende principalmente de la cantidad de datos que tenga el foco. Por ejemplo, en los focos con gran cantidad de datos, como el foco 11 en langostino amarillo y el foco 10 en langostino colorado, la influencia de las prioris fue mínima y genera modificaciones menores en la distribución posterior de CPUA. Sin embargo, en focos más pequeños y con menos cantidad de datos, (por ejemplo, el foco 1 en langostino amarillo y 6 en langostino colorado), la posterior de la CPUA es fuertemente dependiente de la priori informativa. Esto indica que en focos con mayor cantidad de datos, las observaciones tienen información relevante para llevar a cabo la estimación de CPUA media. Sin embargo, en focos con pocos datos estos no son suficientes para tener una estimación coherente de CPUA y por lo tanto una priori informativa se vuelve altamente relevante. Una nueva aproximación a las prioris usando GRF podría implementarse, al menos por dos vías posible. Primero, las prioris de densidad de cada foco deberían tomarse desde el mismo método en años anteriores. Esto indicando que la densidad de cada foco en un tiempo determinado dependa de la densidad del foco en el tiempo anterior. Segundo, y complementario, se podría modelar la base de datos completa en un solo modelo que integre el espacio y el tiempo en cada foco. Esto es posible realizarlo en R-INLA a través de un modelo donde cada celda esté conectada en el tiempo, por ejemplo, usando un modelo auto regresivo para el tiempo (Blangiardo y Cameletti, 2015). Un modelo espacio-temporal de este tipo nos permitiría tener una aproximación en el cual el índice completo de abundancia a través del tiempo sea estimado en un solo modelo que integra el espacio y el tiempo. En ambos casos, necesitamos analizar la data acumulada disponible y la definición de focos y celdas de estudios debiese ser fija en el tiempo.

GRF (modelo de Besag) y la geoestadística intrínseca son metodologías con fundamentos completamente diferentes para estimar, en este caso, la biomasa total de langostinos. GRF está basado en la idea de conexión de celdas vecinas mediante el uso de matrices de precisión. También permite la inclusión de covariables (e.g profundidad) y dar cuenta de otros efectos aleatorios usando inferencia Bayesiana. La geoestadística intrínseca, en cambio se basa en una idea más mecanicista, en donde la correlación de puntos en el espacio es llevada a cabo por el variograma que tiene parámetros interpretables en términos espaciales. La aplicación de la teoría intrínseca en langostino debe llevarse bajo dos supuestos principales, que dicen relación con un tratamiento especial de datos con alta CPUA y poca correlación espacial (llamados "outliers"). En segundo supuesto es que la correlación espacial de focos particulares depende de un variograma común, construido con data acumulada por foco. Dado que en GRF y geoestadística intrínseca la estimación proviene de supuestos diferentes, indica que los supuestos hechos en la geoestadística intrínseca acerca de outliers y variograma conjunto son robusto y posiblemente adecuados para la modelación de la biomasa en ambas poblaciones de langostinos. En este contexto, existe un potencial importante en la aplicación de GRF con inferencia bayesiana en langostinos debido principalmente a: (i) Permite una modelación de la CPUA usando la distribución más adecuada de los datos, evitando transformaciones (ii) tiene un mejor acercamiento a la incertidumbre completa, debido a que toma en cuenta el error de observación, pero también en las variables latentes (iii) Permite relajar los supuestos de variogramas conjuntos y outliers en la geoestadística intrínseca (iv) permite la incorporación de conocimiento a priori (v) permite la inclusión de covariables (vi) permitiría la modelación espacio-temporal de la data histórica en un modelo único que integre el espacio y el tiempo.



Respecto de la evaluación de biomasa mediante geoestadística intrínseca, la comparación de los estimados entre 2015 y 2016 indica incrementos de 42% en langostino amarillo y de 9% en langostino colorado respecto del año pasado. En una perspectiva temporal más amplia en el langostino amarillo se aprecia un período de biomasa vulnerable altas, comprendido entre 2006-2009, donde los estimados estuvieron sobre las 45.000 ton y un período de menor disponibilidad, entre 2011 y 2016, donde las estimaciones han variado aproximadamente entre 15.000 y poco más de 30.000 ton. En el caso del langostino colorado, el período 2006-2013 se caracterizó por estimaciones de biomasa vulnerable sobre las 60.000 ton, en tanto en 2014-2016 éstas han variado aproximadamente entre 35.000 y 50.000 ton. Al respecto, la fuerte disminución de biomasa vulnerable registrada entre 2011 y 2013 parece haber sido reemplazada por un lapso de estabilidad, en torno a las 40.000 ton después de 2014 (**Fig. 102**). Cabe indicar que un análisis más extenso de las variaciones interanuales globales o desglosadas por unidad de pesquería indica también variaciones importantes entre un año y otro conforme a los resultados reportados por Acuña *et al.* (2006 a 2013) y Queirolo *et al.* (2015 y 2016).

Así, en el caso de langostino amarillo se han registrados variaciones mayores en los períodos como 2009-2011 y 2011-2012 cuando se registraron reducciones del 45 y 50%, respectivamente, observándose en las recientes evaluaciones (2014, 2015 y 2016) también variaciones altas entre evaluaciones. Separadamente por Unidad de Pesquería, se aprecian igualmente variaciones importantes. En la UPN, las variaciones de biomasa vulnerable fluctúan entre -54% (2014-2015) y +104% (2015-2016), en tanto que, en la UPS del mismo recurso, las variaciones ocurren entre -67% (2011-2012) y +258% (2014-2013) (**Tabla 83**).

En el caso de langostino colorado, el cambio en biomasa entre 2015 y 2016, correspondiente a un 9%, alcanza el menor valor desde el período 2007-2008. No obstante, dicho recurso ha presentado variaciones interanuales de entre 9% y 44% en los últimos ocho años de evaluaciones. Desglosando por Unidad de Pesquería, se observan variaciones entre años aún mayores. Las que fluctúan entre ~0% y 113% en la UPN y entre 4% y 82% en la UPS.

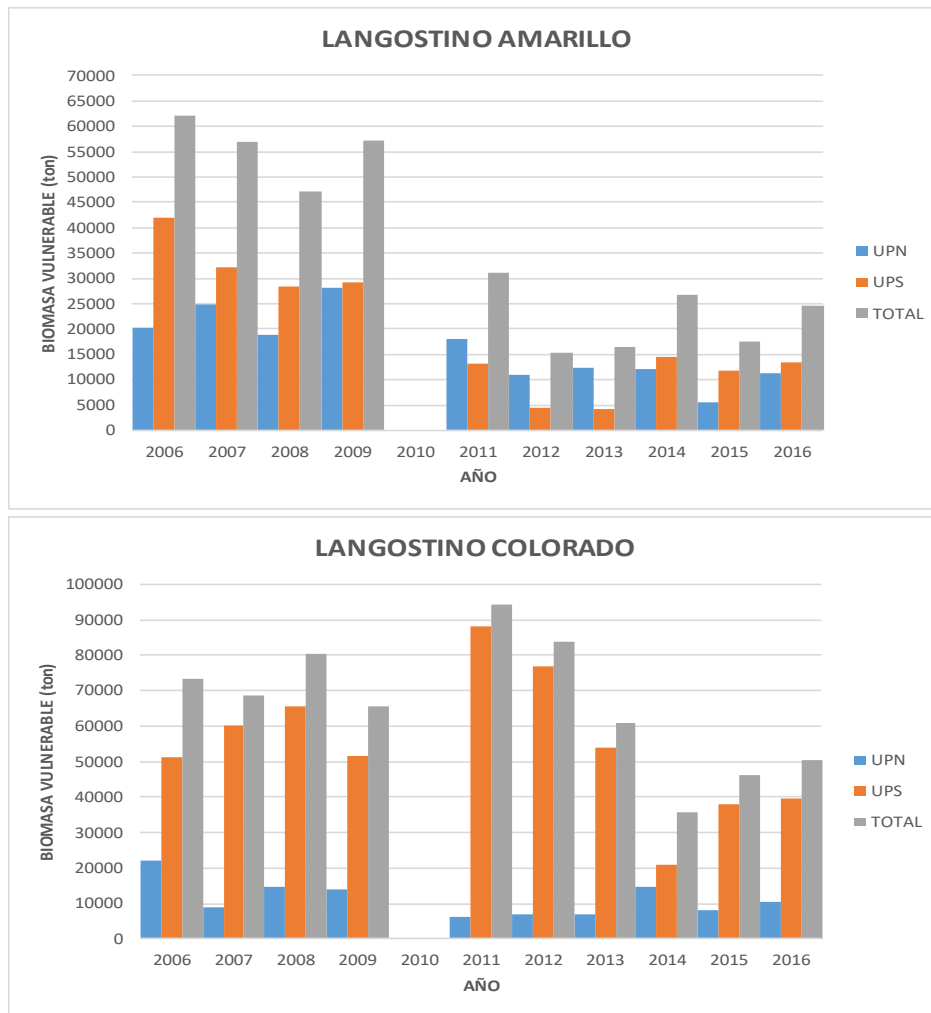


Figura 102. Estimaciones anuales de biomasa vulnerable, por recurso objetivo, total y desglosada por Unidad de Pesquería, entre 2006 y 2016.



Tabla 83. Estimaciones anuales de biomasa vulnerable por recurso, desglosadas por Unidad de Pesquería (UPN y UPS) y Total. Se indica la variación interanual por Unidad de Pesquería (VAR_UPN, VAR_UPS) y Total (VAR_TOT)

Langostino amarillo						
AÑO	UPN	UPS	TOTAL	VAR_UPN	VAR_UPS	VAR_TOT
2007	24.848	32.071	56.919	-	-	-
2008	18.870	28.409	47.279	-24%	-11%	-17%
2009	28.020	29.105	57.125	48%	2%	21%
2011	18.157	13.057	31.214	-35%	-55%	-45%
2012	11.102	4.353	15.455	-39%	-67%	-50%
2013	12.322	4.089	16.410	11%	-6%	6%
2014	12.040	14.640	26.680	-2%	258%	63%
2015	5.553	11.831	17.384	-54%	-19%	-35%
2016	11.381	13.302	24.683	105%	12%	42%

Langostino colorado						
AÑO	UPN	UPS	TOTAL	VAR_UPN	VAR_UPS	VAR_TOT
2007	8.823	60.066	68.889	-	-	-
2008	14.575	65.773	80.348	65%	10%	17%
2009	13.993	51.501	65.494	-4%	-22%	-18%
2011	6.305	87.957	94.261	-55%	71%	44%
2012	6.964	76.788	83.752	10%	-13%	-11%
2013	6.941	53.891	60.831	0%	-30%	-27%
2014	14.805	20.988	35.793	113%	-61%	-41%
2015	8.035	38.153	46.188	-46%	82%	29%
2016	10.594	39.738	50.332	32%	4%	9%

Dado lo anterior, la pregunta es a que se deben tales variaciones. A juicio del ejecutor, ello debe ser explicado tanto por la dinámica propia del recurso como por el contexto general de las limitantes con que se desarrollan las evaluaciones directas, entre las que destaca la no prospección completa del stock (por exclusión parcial de la zona de Reserva Artesanal), la inexistencia de criterios comunes para la identificación y tratamiento de datos atípicos (outliers), períodos y duraciones disímiles de los cruceros de prospección, y el empleo de naves, capitanes y de redes no estandarizadas, por ejemplo.

En este sentido, cabe indicar que entre 2013 y 2014 se registraron variaciones de biomasa vulnerable de +63% y -41% para langostino amarillo y langostino colorado, respectivamente, coincidiendo con un cambio en el equipo de profesionales que realizó las estimaciones, lo que probablemente da cuenta de algún tipo de modificación metodológica. Por otro lado, en 2014 el ejecutor sensibilizó las estimaciones eliminando datos



que consideró atípicos. Así, en el caso de langostino amarillo se estimó una biomasa vulnerable fue 26.680 ton usando todos los datos, y 24.276 ton sin considerar *outliers*, en tanto en langostino colorado, se estimó una biomasa de 35.793 ton con todos los datos, y 29.493 ton sin considerar *outliers*, lo que da cuenta de la importancia que pueden tener dichas observaciones en la evaluación directa.

Al respecto, en el presente estudio se llevó igualmente a cabo un análisis de outliers (Anexo VII), utilizando la metodología propuesta por Nirel *et al.* (1998) y Park *et al.* (2011), la cual se basa en una aproximación espacial a la definición de dato atípico. No obstante, los resultados no indicaron la presencia de observaciones atípicas en este estudio.

Al respecto, cabe indicar que la inclusión de observaciones atípicas puede afectar sustancialmente la estimación de biomasa vulnerable y, por la misma razón, es un elemento a considerar en un necesario e hipotético futuro re-análisis histórico de las biomásas vulnerables, a partir de un enfoque consensuado, por ejemplo, a partir de una definición que provenga de un nuevo proyecto metodológico (Queirolo *et al.*, 2016). No obstante, a juicio del ejecutor existen otros factores que tienen tanta o mayor influencia en el proceso, y que debieran abordarse en un proceso de mejoramiento del proceso de evaluación directa de crustáceos demersales, tales como:

- No utilización de un arte de pesca estándar con selectividad y capturabilidad idénticas (red y maniobras). Si bien las bases técnicas del estudio solicitan la utilización de redes de pesca que capturen un amplio espectro de tallas, se requiere avanzar en la estandarización tanto de la red de pesca como de arte de pesca en su conjunto.
- Inexistencia de protocolos consensuados para la toma de datos de captura (horarios de ejecución de lances, condiciones de mar, otros). Factores como la hora del día en que se realizan los lances de pesca podrían tener influencia en los rendimientos de pesca, igualmente, existe información que indica que las condiciones de mar afectan el desempeño de la red de pesca sobre el fondo marino (Queirolo *et al.*, 2012).
- Capitanes de pesca con distintos grados de experiencia y conocimiento de las zonas de pesca prospectadas.
- Obstáculos operacionales o administrativos para la realización de las pescas de investigación (interferencia operacional con artes de pesca estáticos calados en zonas de muestreo o reducidas cuotas de merluza común que fuerzan a evitar ciertas zonas que debiesen ser prospectadas). Así, la imposibilidad de muestrear al interior de las primeras cinco millas del Área de Reserva para la Pesca Artesanal (ARPA) en la Unidad de Pesquería Sur de ambas especies de langostinos. Este elemento es una limitante importante, debido a que las estimaciones se llevan a cabo sobre la base de un muestreo que no puede dar cuenta de la totalidad del área de distribución del stock y se reconoce que en ciertos períodos existe movilidad de los recursos cercanos a la zona límite de muestreo. Como ejemplo, en el límite administrativo de la VII y VIII Regiones, sobre el límite exterior del ARPA, existe una zona en que frecuentemente es posible detectar altas densidades de langostino colorado. Dada la movilidad del



recurso, el muestreo puede dar o no cuenta en un año u otro de la totalidad o de una fracción parcial de tales agregaciones, afectando así las estimaciones e impactando en las variaciones interanuales.

- Cruceros llevados a cabo en distintos meses del año y duración de cruceros variable entre años. Así, la toma de datos en meses distintos provoca que los resultados estén supeditados a los cambios en la disponibilidad de los recursos objetivo durante un período anual. Al respecto, la revisión de los resultados de las evaluaciones directas llevadas a cabo en los últimos diez años, indica que los cruceros se han realizado en lapsos variables, comprendidos entre mayo y noviembre, y con duraciones variables de entre dos (2016) y más de cuatro meses (2011).
- Carencia de instrumental electrónico suficiente para monitorear el 100% de los lances y,
- Distinta base de comparación para estimar la variación porcentual de biomasa.

Conforme a lo anterior, se plantean las siguientes recomendaciones de mejoramiento para los cruceros de evaluación directa de crustáceos demersales, las cuales debieran ser abordadas, idealmente, en un “proyecto de estandarización metodológica”:

- Estandarizar los métodos de toma de datos: sistema buque-red (arte de pesca estándar/nave), basándose en redes de pesca diseñadas para muestreo. Generar protocolos operacionales que consideren criterios relativos al horario de realización de lances, así como el monitoreo de variables que permitan su validación para posterior proceso.
- Definir criterios comunes para la incorporación o no incorporación de datos de CPUA al análisis conforme a características operacionales del lance conforme al protocolo operacional definido previamente.
- Definir ventanas temporales para la ejecución de cruceros de pesca.
- Incorporar el monitoreo permanente de zonas identificadas como áreas de reclutamiento (Ej: plataforma VIII Región en langostino colorado sur).
- Incorporar la mejora permanente en la investigación de nuevos métodos de estimación.
- Definir metodologías idóneas y criterios comunes de análisis en el caso de datos atípicos (outliers).



6. CONCLUSIONES

- En 548 lances de pesca de evaluación (90%) se capturó al menos una de las dos especies objetivo. En 59 lances de pesca (10%) no se capturó langostino amarillo o langostino colorado. En 394 lances de pesca de evaluación se capturó langostino amarillo (65%) y en 406 de langostino colorado (67%).
- El 90% de los lances (549) se realizaron entre 100 y 300 m. Se capturó langostino amarillo entre 103 y 365 m de profundidad. El langostino colorado fue capturado entre 92 y 365 m.
- Se realizaron mediciones de abertura de punta de alas (APA) en 114 lances de evaluación, mediciones de contacto de fondo (BCS) en 550 lances, registros continuos de posición en 550 lances, y mediciones de profundidad y temperatura del agua a nivel de la relinga superior de la red de arrastre en 382 lances.
- Se midió un total de 66.221 individuos. De dicho total, 26.228 ejemplares correspondieron a langostino amarillo y 39.993 a langostino colorado.
- En el caso del langostino amarillo, 18.112 ejemplares fueron machos (69%) y 8.116 hembras (31%), de las cuales 5.590 correspondieron a hembras portadoras (69% de las hembras).
- En el langostino colorado, 18.761 ejemplares fueron machos (47%) y 21.232 hembras (53%), de las cuales 16.601 fueron hembras portadoras (78% de las hembras).
- Se registró presencia de langostino amarillo entre los 26°S y 36°55'S, en tanto el langostino colorado entre los 25°30'S y 36°57'S.
- En el langostino amarillo, los centros de gravedad (CG) estimados en la Unidad de Pesquería Norte y Unidad de Pesquería Sur fueron 29,88 y 34,63, respectivamente. En tanto se estimaron para ambas Unidades de Pesquería coeficientes de Gini de 0,786 y 0,840.
- En el langostino colorado, los centros de gravedad (CG) estimados fueron 29,16 y 35,71, en su Unidad de Pesquería Norte y Sur, respectivamente. Los coeficientes de Gini para ambas Unidades de Pesquería fueron 0,782 y 0,736.
- En las relaciones talla-peso, los parámetros estimados resultaron significativos (valor- $p < 0,05$), variando en el langostino amarillo los coeficientes de b_1 para las funciones de poder entre 2,35 y 3,08, y entre 2,56 y 3,09 para el langostino colorado.
- Las tallas del langostino amarillo variaron entre 16,1 y 55,7 mm de longitud cefalotorácica (LC), con una talla promedio de 36,2 mm LC. La talla promedio de los machos fue 38,8 mm, la de hembras portadoras (ovíferas) de 34,2 mm y las de hembras totales (ovíferas + no portadoras) 32,9 mm



- Las tallas del langostino colorado variaron entre 3,1 y 53,9 mm de longitud cefalotorácica (LC), con un promedio global de 29,8 mm LC. Desglosando por sexo, la talla promedio en machos fue 29,7 mm, en hembras portadoras (ovíferas) fue 32,2 mm y en hembras totales 29,8 mm.
- En langostino amarillo, la mayor proporción de juveniles por lance de pesca se localizó en el borde de la plataforma de la Región del Biobío. Igualmente, se registraron algunos lances en las Regiones de Valparaíso y O'Higgins con proporciones sobre el 80% de ejemplares bajo la talla de referencia
- En langostino colorado, la mayor proporción de juveniles por lance de pesca se localizó en la plataforma de la Región del Biobío, en tanto, frente y al sur de Caldera se registró proporciones altas de ejemplares bajo la talla de referencia.
- La proporción sexual del langostino amarillo mostró un sesgo hacia los machos que representó el 55% y 58% para la zona centro-norte y centro-sur, respectivamente. En langostino colorado, los machos representaron el 53% en la zona centro-norte, mientras que las hembras representaron el 57% en la zona centro-sur.
- En langostino amarillo, la proporción de hembras ovíferas representó el 89% y 60% para la zona centro-norte y centro-sur, respectivamente. En langostino colorado representó el 83% y 76% para la zona centro-norte y centro-sur, respectivamente.
- En el periodo del crucero 2016, el 66% y 55% de las hembras ovíferas de langostino amarillo y langostino colorado portaron huevos en estadio de desarrollo embrionario 2, respectivamente.
- En langostino amarillo, los valores de la L_{50} fueron de 26,4 (IC95%: 25,8-26,9) y 33,1 (IC95%: 32,5-33,4) mm lc para centro-norte y centro-sur, respectivamente. En langostino colorado, los valores de la L_{50} fueron de 23,9 (IC95%: 23,5-24,3) y 24,8 (IC95%: 24,6-24,9) mm lc para la zona centro-norte y centro-sur, respectivamente. En cada especie, el estadístico de *Wald* señaló que la ojiva varió significativamente entre las zonas.
- La fecundidad parcial promedio en langostino amarillo fue de 7.866 (cv de 42%) y 9.781 (cv de 51%) en la zona centro-norte y centro-sur, respectivamente. La relación entre la fecundidad y el tamaño de la hembra no varió significativamente ($P>0,05$) entre las zonas.
- En langostino colorado, la fecundidad parcial promedio fue de 18.302 (cv de 55%) y 20.683 (cv de 52%) en la zona centro-norte y centro-sur, respectivamente. La relación entre la fecundidad y el tamaño de la hembra no varió significativamente ($P>0,05$) entre las zonas, excepto el intercepto cuando se usó la longitud cefalotorácica ($P<0,05$).



- Mediante técnicas histológica aplicada al tejido gonadal de langostino colorado y análisis macroscópico (*i.e.*, tamaño y color de la gónada, y mediciones de los ovocitos) en langostino amarillo, se pudo constatar que ambas especies de crustáceos presentan una sincronía entre el desarrollo ovocitario y embrionario en un mismo ejemplar, confirmando que pueden producir más de una camada de huevos durante la estación reproductiva según lo señalado por Thiel *et al.* (2012).
- El procedimiento empleado en el análisis de crecimiento, requiere ser complementado con la data histórica de estructuras de tallas desde los cruceros de evaluación directa, para mejorar las opciones de identificar grupos de tallas y edades pequeñas.
- En el análisis de crecimiento, se recomienda llevar a cabo un análisis de sensibilidad de la edad de primera captura, observada en las estructuras de talla desde los cruceros de evaluación directa.
- En los parámetros de crecimiento, la estimación de t_0 podría implementar una solución basada ya sea restricciones para este parámetro (en un análisis de máxima verosimilitud) o *prioris* informativas en el caso de hacer una estimación usando inferencia Bayesiana.
- Los valores utilizados en la evaluación de stock de langostino colorado ($M=0,35 \text{ año}^{-1}$), no pueden compararse con lo obtenido en el presente estudio, dado que no existe diferenciación por sexo en la estimación de la Mortalidad Natural (M).
- Dada la variabilidad que existe entre métodos de estimación de M en términos de los parámetros usados, calidad de la información, y estimados de M resulta difícil la recomendación puntual de un valor de M , más aún cuando estas estimaciones no son precisas. Se recomienda que en la evaluación de stock se implementen análisis de sensibilidad a este parámetro, o alternatively se incorpore la incertidumbre de M a la evaluación.
- La fauna acompañante del año 2016 se compuso de 51 especies donde los peces y crustáceos aportan la mayor diversidad de especies.
- La estructura comunitaria fue representada por cuatro ensambles de especies, donde la merluza común (*M. gayi*), el lenguado de ojos grandes (*H. macrops*) y camarón nailon (*H. reedii*) fueron las especies más relevantes para la estructura comunitaria.
- El ensamble 3 presentó los valores diversidad y taxa. Con una profundidad media de ~200m cuya captura se realiza principalmente entre las regiones IV y V. Por otro lado, el ensamble 1 es el menos diverso y su captura se realiza en las regiones VII y VIII.
- Históricamente la fauna acompañante se compone por más de 100 especies donde los peces y crustáceos son las especies más importantes, donde la jaiba paco (*P. gaudichaudii*), merluza común (*M. gayi*), lenguado de ojos grandes (*H. macrops*) y jaiba limón (*C. porteri*) son las especies más relevantes.



- Los resultados del modelo empírico BRT, muestran que es posible predecir espacialmente la riqueza y diversidad de especies con relativo éxito usando las variables predictores propuestas. Las variables que mejor explican la variabilidad de diversidad y riqueza de especies son el ONI, la latitud y la profundidad, producto de la presencia de un gradiente natural en la latitud, una variación interanual del reclutamiento de las principales especies producto de los fuertes cambios ambientales inducidos por el Niño a escala oceánica y local y una fuerte zonación en términos de preferencia de profundidad.
- Considerando un total de 13 focos de agregación distribuidos entre la Región de Coquimbo y del Biobío, la biomasa vulnerable estimada de langostino amarillo fue 24.683 ton (19.829-29.537). Dicho total se desglosa en 11.381 ton (5.514-17.248) en la Unidad de Pesquería Norte y 13.302 ton (11.411-15.194) en la Unidad de Pesquería Sur. Se estimó una biomasa vulnerable al interior del Área de Reserva Artesanal (ARPA) de 8.809 ton (36%) y al exterior de 15.874 ton (64%).
- Se estimó una abundancia vulnerable total de langostino amarillo de 722.898.216 ejemplares. 328.443.464 fueron hembras y 394.454.752 machos. Por unidad de Pesquería, se estimó una abundancia de 356.794.170 ejemplares en la Unidad de Pesquería Norte y de 366.104.046 en la Unidad de Pesquería Sur.
- Considerando un total de 14 focos de agregación distribuidos entre la Región de Coquimbo y del Biobío, la biomasa vulnerable estimada de langostino colorado fue 50.332 ton (34.686-65.989). Dicho total se desglosa en 10.594 ton (7.052-14.137) en la Unidad de Pesquería Norte y 39.743 ton (22.419-57.068) en la Unidad de Pesquería Sur. Se estimó una biomasa vulnerable al interior del Área de Reserva Artesanal (ARPA) de 8.696 ton (17%) y al exterior de 41.636 ton (83%).
- Se estimó una abundancia vulnerable total de langostino colorado de 3.397.408.213 ejemplares. De dicho total, 1.688.333.509 fueron hembras y 1.709.074.704 machos. Desglosando por unidad de Pesquería, se estimó una abundancia de 799.589.247 ejemplares en la Unidad de Pesquería Norte y de 2.597.818.966 en la Unidad de Pesquería Sur.



7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acuña, E., M. Berríos, L. Cid, C. Díaz, J. Moraga, A. Mujica, J. Olivares y R. Roa. 1998. Evaluación directa del stock de langostino amarillo en III y IV Regiones. Informe Final Proyecto FIP 97-25: 156 pp.
- Acuña, E., M. Berríos, L. Cid, C. Díaz, J. Moraga, A. Mujica, J. Olivares y R. Roa. 1998. Evaluación directa del stock de langostino amarillo en la III y IV regiones. Proyecto FIP N° 1997-25, 143 p.
- Acuña, E., R. Alarcón, H. Arancibia, L. Cid, A. Cortés, L. Cubillos, P. Haye, R. León, G. Martínez y S. Neira. 2004. Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII regiones, año 2004. Informe final. Proyecto FIP N° 2004-11: 405 pp.
- Acuña, E., R. Alarcón, H. Arancibia, L. Cid, A. Cortés, L. Cubillos y R. León. 2008a. Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2007. Informe Final, Proyecto FIP N° 2007-19, 418 pp.
- Acuña, E., R. Alarcón, L. Cid, A. Cortes, L. Cubillos, O. Godo, R. León, V. López, E. Pérez y P. Rodríguez. 2008b. Estandarización de procedimientos metodológicos para la evaluación de crustáceos demersales a través del método de área barrida. Informes Técnicos FIP. FIP/IT No 2006-19, 326 pp.
- Acuña, E., R. Alarcón, H. Arancibia, A. Cortés, L. Cid, L. Cubillos y R. León. 2009. Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2008. Informe Final. Proyecto FIP I/T N° 2008-16, 420 pp.
- Acuña, E., R. Alarcón, H. Arancibia, L. Cid, A. Cortés y L. Cubillos. 2010. Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2009. Informe Final. Proyecto FIP I/T N° 2009-15, 366 pp.
- Acuña, E., R. Alarcón, A. Cortés, L. Cid, H. Arancibia y L. Cubillos. 2012. Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2011. Informe Final. Proyecto FIP I/T N° 2011-01, 457 pp.
- Acuña, E., R. Alarcón, H. Arancibia, A. Cortés, L. Cid, y L. Cubillos. 2013. Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2012. Informe Final. Proyecto FIP I/T N° 2012-02, 426 pp.
- Agenbag, J.J., Richardson, A.J., Demarcq, H., Freón, P., Weeks, S., Shillington, F.A. 2003. Estimating environmental preferences of South African pelagic fish species using catch size and remote sensing data. Prog. Oceanogr. 59, 275–300.
- Aitchison, J. 1955. On the distribution of a positive random variable having a discrete probability mass at the origin. Journal of the American Statistical Association, 50: 901–908.



- Alagaraja, K. 1984. Simple methods for estimation of parameters for assessing exploited fish stocks. *Indian Journal of Fisheries* 31, 177–208.
- Alverson, D.L. y Carney, M.J., 1975. A graphic review of the growth and decay of population cohorts. *ICES Journal of Marine Science*, 36(2), pp.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. Pizarro. 1970. Análisis de los parámetros biométricos de los langostinos amarillo (*Cervimunida johni*) y zanahoria (*Pleuroncodes monodon*) de la costa de Valparaíso. *Invest. Mar.*, Valparaíso, 1(12): 285-316.
- Arana, P., M. Arredondo, N. Silva y V. Venturini. 1994. Distribución y abundancia del langostino colorado *Pleuroncodes monodon*, en aguas costeras de la zona centro-sur de Chile (35°-37°S), en octubre-noviembre de 1993. Informe final. *Estud. Doc., Univ. Católica Valparaíso*, 24/94: 140 pp.
- Arana, P., S. Palma, S. Rosales, M.A. Monardes, C. Olate, J. Vidal, P. Pavez, C. Falcón, T. Melo, C. Hurtado, y M. Arredondo. 1995. Evaluación directa del stock de langostino amarillo y estado de situación del recurso entre la V y VIII Regiones. *Estud. Doc., Univ. Católica Valparaíso*, 48/95: 284 pp.
- Arana, P.M. (ed). 2012. Recursos pesqueros del mar de Chile. Escuela de Ciencias del Mar, PUCV, Valparaíso, Chile. 308 pp.
- Arancibia H, Cubillos L.A, y E. Acuña. 2005. Annual growth and age composition of the squat lobster *Cervimunida johni* off northern-central Chile (1996-97). *Scientia Marina*, 69 (1): 113–122.
- Azzalini A. 2013. The skew-normal and related families. Cambridge University Press.
- Azzalini, A. y A. Capitanio. 2003. Distributions generated by perturbation of symmetry with emphasis on a multivariate skew t distribution. *Journal of the Royal Statistical Society Series B* 65, 367-389.
- Bahamonde, R., G. Henríquez, P. Pavez, B. Ramírez y N. Silva. 1979. Evaluación recursos camarón y langostinos entre Coquimbo e Isla Mocha. Informe presentado a la Corporación de Fomento de la Producción. Ref. AP 79/40: 194 pp.
- Bahamonde, R., M.A. Barbieri, C. Canales, T. Peñailillo, P. Gálvez, C. Montenegro, H. Pool, M. Gálvez, S. Núñez, H. Rebolledo, L. Cubillos, A. Hernández y N. Silva. 2000. Evaluación directa de langostino colorado de la V a VIII Región, 1999. Informe Final FIP 99-07. Instituto de Fomento Pesquero, 166 pp.
- Bahamonde, R., C. Canales, M.A. Barbieri, B. Leiva, P. Arana, S. Palma y T. Melo. 2002. Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2001. Informe Final FIP 2001-06. Instituto de Fomento Pesquero, 202 pp.



- Bahamonde, R., C. Canales, M.A. Barbieri, B. Leiva, P. Arana, A. Guerrero, M. Ahumada, T. Melo, D. Queirolo, C. Hurtado y P. Gálvez. 2003. Evaluación directa del langostino amarillo y langostino colorado entre la II y VIII Región, año 2002. Informe Final, Proyecto FIP 2002-06. Fondo de Investigación Pesquera, 410 pp.
- Bahamonde, R., B. Leiva, C. Canales, M.A. Barbieri, J. Cortés P. Arana, A. Guerrero, M. Ahumada, T. Melo, D. Queirolo, C. Hurtado, P. Gálvez y E. Molina. 2004. Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2003. Informe Final FIP 2003-31.
- Bayliff, W.H., 1963. Observations on the life history and identity of intraspecific groups of the anchoveta, *Cetengraulis mysticetus*, in Montijo Bay and Chiriqui Province, Panama. Bull. I-ATTC 8:167-197.
- Baker, L.L., R. Wiff, J.C. Quiroz, A. Flores, R. Céspedes, M.A. Barrientos, V. Ojeda y C. Gatica. 2014. Reproductive ecology of female pink cusk-eel (*Genypterus blacodes*): Evaluating differences between fishery management zones in the Chilean austral zone. Environmental Biology of Fishes.
- Besag, J. 1974. Spatial interaction and the statistical analysis of lattice systems (with discussion). Journal of Royal Statistical Society, Series B, 36, 192–236.
- Beverton, R.J.H. y S.J. Holt, 1959. A review of the lifespans and mortality rates of fish in nature, and their relation to growth and other physiological characteristics. p. 142-180. In G.E.W. Wolstenholme and M. O'Connor (eds.) CIBA Foundation colloquia on ageing: the lifespan of animals. volume 5. J y A Churchill Ltd, London.
- Beverton, R.J.H., 1963. Maturation, growth and mortality of clupeid and engraulid stocks in relation to fishing. Cons. Perm. Int. Explor. Mer, Rapp. p.-v. Réun. 154:44-67.
- Blangiardo, M. y M. Cameletti. 2015. Spatial and spatio-temporal Bayesian models with R-INLA. John Wiley y Sons, Ltd.
- Boyd, C., M. Woillez, S. Bertrand, R. Castillo, A. Bertrand y A.E. Punt. 2015. Bayesian posterior prediction of the patchy spatial distributions of small pelagic fish in regions of suitable habitat. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 72: 290-303.
- Brodziak, J., J. Ianelli, K. Lorenzen y R. Methot. 2011. Estimating Natural Mortality in Stock Assessment Applications. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-119, p.38.
- Bucarey, D., J. Cavieres, M. Zilleruelo y C. Bravo. 2015. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales al año 2016. Langostino Amarillo, 2016. Informe de Status. 94 pag. +ANEXO.



- Bucarey et al. 2015. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales al año 2016. Langostino Colorado, 2016. Informe de Status. 94 pag. +ANEXO.
- Burnham, K.P. y D.R. Anderson. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: a Practical Information-Theoretic Approach, 2nd edn. Springer, New York.
- Burczynski, J. 1999. Bottom classification. BioSonics Inc.
- Calinski, T., y Harabasz, J. 1974. A dendrite method for cluster analysis. Communications in Statistics, 3(1), 1-27.
- Cerdeira, S., S. Lorenzo, A. Areces y C. Martínez. 2008. Cartografía de la distribución espacial de los hábitats bentónicos en el Golfo de Batabanó utilizando imágenes Landsat-7. Ciencias marinas, 34(2), 213-222.
- Charnov, E. y D. Berrigan. 1991. Dimensionless numbers and the assembly rules for life histories. Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences, 332, pp.41-48.
- Charnov, E.L., Gislason, H. y Pope, J.G., 2013. Evolutionary assembly rules for fish life histories. Fish and Fisheries, 14(2), pp.213-224.
- Clarke, K.R. y R.M. Warwick. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 172 pp. PRIMER-E, Plymouth.
- Clifford, H.T. y W. Stephenson. 1975. An introduction to numerical classification. Academic Press. 229 + xii pp. New York.
- Colloca, F., M., Cardinale, A., Belluscio y G., Ardizzone. 2003. Pattern of distribution and diversity of demersal assemblages in the central Mediterranean sea. Estuarine Coastal and Shelfish Science, 56:469-480.
- Contreras-Reyes J.E y R.B. 2013. Arellano-Valle. Growth estimates of cardinalfish (*Epigonus crassicaudus*) based on scale mixtures of skew-normal distributions. Fisheries Research, 147: 137-144.
- Contreras-Reyes J.E. 2014. Asymptotic form of the Kullback-Leibler divergence for multivariate asymmetric heavy-tailed distributions. Physica A: Statistical Mechanics and its Applications, 395: 200-208.
- Contreras-Reyes J.E, Arellano-Valle R. B y T. M. Canales. 2014. Comparing growth curves with asymmetric heavy-tailed errors: Application to the southern blue whiting (*Micromesistius australis*). Fisheries Research, 159: 88-94.



- Cosandey-Godin, A., E.T. Krainski, B. Worm y J.M. Flemming. 2015. Applying Bayesian spatiotemporal models to fisheries bycatch in the Canadian Arctic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 72: 186-197.
- Cressie, N.A.C. 1993. *Statistics for spatial data*. Wiley, New York.
- Cubillos, 2003. An approach to estimate the natural mortality rate in fish stocks. *Naga, World fish center quarterly*, 26(1), pp.17–19.
- De Buen, F. 1961. Peces chilenos Beloniformes, Syngnathiformes y Gobiidae. *Bol. Soc. Biol., Concepción*, 35-36: 81-101.
- Dellatorre, F.G. y Baron, P.J., 2008. Multiple spawning and length of embryonic development of *Munida gregaria* in northern Patagonia (Argentina). *J. Mar. Biol. Assoc., U.K.* 88, 975–981.
- Diggle, P. J., J. A. Tawn y R. A. Moyeed, 1998. Model-based geostatistics. *Applied Statistics*, 47: 299–350.
- Diggle, P. J., R. A. Moyeed, B. Rowlingson y M. Thomson, 2002. Childhood malaria in Gambia: a case-study in model-based geostatistics. *Applied Statistics*, 51: 493–506.
- Diggle, P.J., P.J. Ribeiro y O.F. Christensen. 2003. An introduction to model-based Geo statistics. In *Spatial Statistics and Computational Methods*, pp. 43–86. Ed. by J. Møller. *Lecture Notes in Statistics*, 173. Springer, New York. 216 pp.
- Diggle, P., y P.J. Ribeiro. 2007. *Model-based geostatistics*. Springer.
- Elith, J., Leathwick, J.R., and Hastie, T. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, 77: 802-813.
- Escuela de Ciencias del Mar (ECM). 2000. Evaluación directa de langostino amarillo entre la III y VIII Regiones, 1999. Informe Final Proyecto FIP 1999-09. *Estud. Doc., Univ. Católica Valparaíso*, 5/2000: 288 pp.
- Espinoza-Fuenzalida, N.L., Acuña, E., Hinojosa, I.A. y M. Thiel. 2012. Reproductive biology of two species of squat lobsters - Female receptivity and interbrood intervals. *J. Crustac. Biol.* 32, 565–574.
- Folk, R.L. 1954. The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary rock nomenclature. *Journal of Geology* 62 (4), 344-359.
- Folk, R.L. and Ward, W.C. 1957. Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27, 3-26.
- Fournier D.A, Sibert J.R, Majkowski J y J. Hampton. 1990. MULTIFAN a likelihood-based method for estimating growth parameters and age composition from multiple length frequency data sets



- illustrated using data for southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 47 (2): 301–317.
- Fournier D.A, Hampton J y J.R Sibert. 1998. MULTIFAN-CL: a length-based, age-structured model for fisheries stock assessment, with application to south pacific albacore, *Thunnus alalunga*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 55 (9): 2105–2116.
- Freitas, R., Sampaio, L., Rodrigues, A. M., y Quintino, V. 2005. Sea-bottom classification across a shallow-water bar channel and near-shore shelf, using single-beam acoustics. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 65(4), 625-632.
- Freitas, R., Rodrigues, A. M., Morris, E., Perez-Llorens, J. L., y Quintino, V. 2008. Single-beam acoustic ground discrimination of shallow water habitats: 50kHz or 200kHz frequency survey? Estuarine, Coastal and Shelf Science, 78(4), 613-622.
- Guzmán, F., L. Olavarria y A. Urzúa. 2016. Seasonal variation in reproductive parameters of the squat lobster *Pleuroncodes monodon* from a South Pacific population. Invertebrate Reproduction y Development, 60(2): 137-144.
- Gallardo, V.A., J.I. Canete, R. Roa, S. Enriquez-Briones y M. Baltazar. 1994. "Recruitment of the squat lobster *Pleuroncodes monodon* on the continental shelf off central Chile", J. Crustacean Biol., 14(4): 665-669.
- Gavrilov, A.N., Duncan, A.J., McCauley, R.D., Parnum, I.M., Penrose, J.D., Siwabessy, P.J.W., Woods, A.J., Tseng, Y-T. 2005. Characterization of the Seafloor in Australia's Coastal Zone using Acoustic Techniques. Proceedings of the 1st International Conference on Underwater Acoustic Measurements: Technologies y Results, Vol 1, pp 1075-1080, Greece, 28th June-1st July 2005. ISBN 960-88702-08.
- Gislason, H. et al., 2010. Size, growth, temperature and the natural mortality of marine fish. Fish and Fisheries, 11(2), pp.149–158.
- Friedman, J. H. 2001. Greedy Function Approximation: A Gradient Boosting Machine. Annuals of Statistics, 29: 1189-1232.
- Hastie, T. J., and Tibshirani, R. J. 1990. Generalized Additive Models. Monographs on Statistics and Applied Probability 43. Chapman y Hall/CRC, New York, NY. 335 pp.
- Henríquez, G., R. Bahamonde y R. Bustos. 1982. Monitoreo del recurso langostino colorado. Instituto de Fomento Pesquero. 26 pp.
- Hewitt, D.A. y Hoenig, J.M., 2005. Comparison of two approaches for estimating natural mortality based on longevity. Fishery Bulletin, 103(2), pp.433–437.



- Hewitt, D. a. et al., 2007. Direct and Indirect Estimates of Natural Mortality for Chesapeake Bay Blue Crab. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136(4), pp.1030–1040.
- Hewitt, D.A., 2008. Natural Mortality of Blue Crab: Estimation and Influence on Population Dynamics. PhD Thesis.
- Hijmans, R. J., Phillips, S., Leathwick, J., and Elith, J. 2011. *dismo: Species distribution modeling*. R package version 0.6-3.
- Hoenig, J.M., 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fishery Bulletin*, 81(4), pp.892–902.
- Hosmer, D. W. y S. Lemeshow. 1989. *Applied Logistic Regression*. Wiley Series in Probability and Statistics, USA.
- Hurlbert, S.H. 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecol.* 59, 67-77.
- ICES. 2012. Manual for the International Bottom Trawl Surveys. Series of ICES Survey Protocols. SISP 1-IBTS VIII, 68 pp.
- Isaaks E.H y R.M Srivastava. 1990. *An introduction to applied geostatistics*. Oxford University Press.
- Jackson D. y Briggs K. 1992. High-frequency bottom backscattering: roughness versus sediment volume scattering. *J Acoust Soc Am*, 92(2):962–977
- Jensen, A.L., 1996. Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade-off of reproduction and survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53, pp.820–822.
- Kieser, R., Preston, J., Orlowski, A. y Chapman, R. 2007. Acquiring and preparing acoustic data. In: Anderson, J. T., Holliday, V., Kloser, R., Reid, D., y Simard, Y. (eds). *Acoustic seabed classification of marine physical and biological landscapes*. ICES Cooperative Research Report No. 286. pp. 29-44.
- Katsanevakis, S. y Maravelias, C.D. 2009. Bathymetric distribution of demersal fish in the Aegean and Ionian Seas based on generalized additive modelling. *Fish. Sci.* 75, 13–23.
- Kenchington, T.J., 2014. Natural mortality estimators for information-limited fisheries. *Fish and Fisheries*, 15(4), pp.533–562.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper and Row, New York.
- Lamilla, J. y C. Bustamante. 2005. Guía para el reconocimiento de: tiburones, rayas y quimeras de Chile. *Oceana* 17:1-80.



- Lambshead, P.J.D., Platt, H.M., Shaw, K.M. 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *J. Nat. Hist.* 17, 859-874.
- Laslett G.M, Eveson J.P y T. Polacheck. 2004. Fitting growth models to length frequency data. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 61 (2): 218–230.
- Leathwick L.R., J., Elith, M.P., Francis, T., Hastie y P., Taylor. 2006. Variation in demersal fish species richness in the oceans surrounding New Zealand: an analysis using boosted regression trees. *Marine Ecology Progress Series*, 321:267–281.
- Labropoulou, M. y C. Papaconstantinou. 2004. Community structure and diversity of demersal fish assemblages: the role of fishery. *Scientia Marina*, 68 (S1): 215-226.
- Legendre, P. 2002. Acoustic seabed classification methodology: a user's statistical comparison. *Departement de Sciences Biologiques, Université de Montreal*.
- Lillo, S., R. Bahamonde, J. Olivares, J.C. Saavedra, E. Molina, E. Díaz, M. Braun, S. Nuñez, S. Vásquez, M. Reyes, A. Sepúlveda y A. Saavedra. 2013. Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2012. Informe Final Proyecto FIP 2012-04. 186 pp.
- Longhurst A. 2002. Murphy's law revisited: longevity as a factor in recruitment to fish populations. *Fisheries Research*, 56:125–131.
- López Quintero, F.O, Contreras-Reyes J.E., Wiff, R. y R.B. Arellano-Valle. 2017. Flexible Bayesian analysis of the von Bertalanffy growth function using log-skew-*t* distribution. *Fishery Bulletin*, in press.
- Lorenzen, K., 1996. The relationship between body weight and natural mortality in juvenile and adult fish - a comparison of natural ecosystems and aquaculture. *Journal of Fish Biology*, 49(4), pp.627–647.
- McCoy, M.W. y Gillooly, J.F., 2008. Predicting natural mortality rates of plants and animals. *Ecology Letters*, 11(7), pp.710–716.
- Manik, H.M., Furusawa, M., y Amakasu, K. 2006. Measurement of sea bottom surface backscattering strength by quantitative echo sounder. *Fisheries Science*, 72(3), 503-512.
- Maravelias, C.D. y Papaconstantinou, C. 2003. Size-related habitat use, aggregation patterns and abundance of anglerfish (*Lophius budegassa*) in the Mediterranean Sea determined by generalized additive modelling. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*. 83:1171-1178.
- Maravelias, C.D., Tsitsika, E.V. y Papaconstantinou, C. 2007a. Seasonal dynamics, environmental preferences and habitat selection of John Dory (*Zeus faber*). *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 72(4):703-710.



- Maravelias, C.D., Tsitsika, E.V. y Papaconstantinou, C. 2007b. Evidence of Morocco dentex (*Dentex maroccanus*) distribution in the NE Mediterranean and relationships with environmental factors determined by generalized additive modelling. *Fish Oceanogr.* 16:294-302.
- Margalef, R. 1968. *Perspective in ecological theory*. Univ. Chicago Press, Chicago, 111 p.
- Meléndez, R. y D. Meneses. 1989. Tiburones del talud continental recolectados entre Arica (18°19'S) e isla Mocha (38°30'S), Chile. *Investigaciones Marinas, Valparaíso*, 17: 3-73.
- Melo, T., Silva, N., Muñoz, P., Díaz-Naveas, J., Sellanes, J., Bravo, A., Lamilla, J., Sepúlveda, J., Vögler, R., Guerrero, Y., Bustamante, C., Alarcón, M., Queirolo, D., Hurtado, F., Gaete, E., Rojas, P., Montenegro, I., Escobar, R y Zamora, V. 2007. Caracterización del fondo marino entre la III y X Regiones. Informe Final Proyecto FIP N° 2005-61. *Estud. Doc.* N° 22/2007. 287 pp.
- Millar R.B. 2002. Reference priors for Bayesian fisheries models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 59:1492–1502.
- Milligan, G.W., and Cooper, M.C. 1985. An examination of procedures for determining the number of clusters in a data set. *Psychometrika*, 50, 159–179.
- Montero, J.T., R.O. Martínez-Rincon, S.S. Heppell, M. Hall y M. Ewald. 2016. Characterizing Environmental and Fishing Tactics Associated with Incidental Catch of Olive Ridley (*Lepidochelys olivacea*) in The Eastern Tropical Pacific Purse-seine Fishery. *Fisheries Oceanography*. 25:1–14.
- Montenegro C y M. Branco. 2016. Bayesian state-space approach to biomass dynamic models with skewed and heavy-tailed error distributions. *Fisheries Research*. 181:48–62
- Ogle D.H. 2015. *Introductory Fisheries Analyses with R*. CRC Press.
- Palma, S. y P. Arana. 1990. Aspectos reproductivos del langostino colorado (*Pleuroncodes monodon* H. Milne Edwards, 1837) en la zona centro-sur de Chile. *Estud. Doc., Univ. Católica de Valparaíso*, 1/90: 77 pp.
- Paramo, J. y R. Roa. 2003. Acoustic geostatistical assessment and hábitat abundance relations of small pelagic fish from the Colombian Caribbean. *Fisheries Research* 60: 309-319.
- Pardo S.A, A.B. Cooper y N.K Dulvy. 2013. Avoiding fishy growth curves. *Methods in Ecology and Evolution*. 4:353–360.
- Park, J.J., K.I. Shin, J.H. Lee, S.E. Lee, W.K. Lee y K. Cho. 2011. Detecting and cleaning outliers for robust estimation of variogram models in insect count data. *Ecol. Res.* 27: 1–13.



- Paschke Castaño, J. F. 2010. Clasificación de los fondos del Golfo de Urabá empleando métodos acústicos (Tesis de pregrado). Universidad EAFIT, Medellín, Colombia.
- Pavez, P. T. Peñailillo S. Palma, N. Silva, H. Miranda y I. Giakoni. 1994. Evaluación directa del stock de langostino amarillo, por el método del área barrida, mediante la ejecución de un crucero de investigación pesquera. Estudios y Documentos UCV. N° 33/94, 226 pp.
- Pauly, D., 1980. On the Interrelationships between Natural Mortality, Growth Parameters, and Mean Environmental Temperature in 175 Fish Stocks. *Journal du Conseil*, 39(2), pp.175–192.
- Peñailillo, T. 1981. Análisis de documentos biológicos históricos del langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*). Informe de Práctica Industrial II, Esc. Ciencias del Mar, UCV, 38 pp.
- Pequeño, 1971. Sinopsis de Macrouriformes de Chile. *Bol. Mus. Nac. Hist. Nat. Chile*, 32: 269-298
- Pequeño, G. 1989. Peces de Chile, Lista Sistemática Revisada y Comentada. *Revista de Biología Marina*, Vol. 24(2) 1-13.
- Pequeño, G. 1997. Peces De Chile. Lista Sistemática Revisada y Comentada: Addendum. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 32(2): 77-94
- Peterson, I. y Wroblewski, S., 1984. Mortality Rate of Fishes in the Pelagic Ecosystem. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41(7), pp.1117–1120.
- Pielou, E.C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theor. Biol.* 13(C), 131-144.
- Pool H., C. Canales y C. Montenegro. – 1996. Evaluación del recurso langostino amarillo en la zona centro-norte. Fondo de Investigación Pesquera, Informes Técnicos FIP-IT/94-25, 58 pp.
- Prates M.O, Lachos V.H y C.R.B Cabral. 2013. mixsmsn: Fitting finite mixture of scale mixture of skew-normal distributions. *Journal of Statistical Software*, 54 (12): 1–20.
- Preston, J., Collins, W.T., Mosher, D.C., Poeckert, R.H. y Kuwahara, R.H. 1999. The strength of correlations between geotechnical variables and acoustic classifications. In *OCEANS'99 MTS/IEEE. Riding the Crest into the 21st Century* (Vol. 3, pp. 1123-1128). IEEE.
- Queirolo, D., K. Erzini, C.F. Hurtado, E. Gaete y M.C. Soriguer. 2011. Species composition and bycatches of a new crustacean trawl in Chile. *Fish. Res.* 110: 149–159.
- Queirolo, D., C.F. Hurtado, E. Gaete, M. Soriguer, K. Erzini y J.C. Estrada. 2012. Effects of environmental conditions and fishing operations on the performance of a bottom trawl. *ICES J Mar Sci.* 69 (2): 293-302.



- Queirolo, D., J. Merino, M. Ahumada, I. Montenegro, E. Gaete y R. Escobar. 2014. Composición de especies en la pesquería artesanal de merluza común *Merluccius gayi gayi* en Chile central. Rev. Biol. Mar. Oceanog. 49(1): 61-69.
- Queirolo, D., M. Ahumada, R. Wiff, J. Paramo, P. Arana, S. Palma, M. Lima y A. Flores. 2015. Evaluación directa de langostino amarillo y langostino colorado entre la II y VIII Regiones, año 2014. Informe Final, 311 pp.
- Queirolo, D., M. Ahumada, R. Wiff, J. Paramo, P. Apablaza, M. Lima, A. Flores y M. Canales. 2016. Evaluación directa de langostino amarillo y langostino colorado entre la II y VIII Regiones, año 2015. Informe Final. 268 pp.
- Quiroz, J.C., R. Wiff, y C. Montenegro. 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.
- Quiroz, J.C., Wiff, R. y Caneco, B., 2010. Incorporating uncertainty into estimation of natural mortality for two species of Rajidae fished in Chile. Fisheries Research, 102(3), pp.297–304.
- Quiroz, J.C., R. Wiff y B. Caneco. 2010. Incorporating uncertainty into empirical estimations of natural mortality for two species of Rajidae fished in Chile. Fisheries Research. 102(3): 297-304.
- Quinn, T.J. y Deriso, R.B. 1999. Quantitative Fish Dynamics. Oxford University Press, New York, xv+542 pp.
- Retamal, M. 1969 – 70. Jaibas (Crust. Decap. brachyura) comerciales de la zona de Concepción. Bol. Soc. Biol. de Concepción.. Tomo XLII : 191 – 229.
- Rozbaczylo, N. 1980. Clave para el reconocimiento de familias de Anélidos Poliquetos del mar chileno. Stud. Neotrop. Fauna Environ., 15(3-4): 167-196.
- Rozbaczylo, N. 1985. Los anélidos poliquetos de Chile, índice sinonímico y distribución geográfica de especies. Ediciones Pontificia Universidad Católica de Chile, Serie Monografías Biológicas, 3: 1-284.
- Manning, R.B. 1971. Stomatopoda. In: Eastern Pacific Expedition of the New York Zoological Society. Zoologica, 56 (1972): 95-I 13
- Nirel R., M.A. Muggleston y V. Barnett. 1998. Outlier-robust spectral estimation for spatial lattice processes. Commun Stat Theory Methods 27: 3095–3111.
- R Development Core Team. 2015. R: a language and environment for statistical computing. R foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at: <http://www.R-project.org>
- Retamal, M.A. 1981. Catálogo ilustrado de los crustáceos Decápodos de Chile. Gayana, zool., 44: 1-110.



- Retamal, M.A. 1994. Los decápodos de Chile. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Concepción, 256 pp.
- Richards F.J. 1959. A flexible growth function for empirical use. *Journal of Experimental Botany*, 10 (2): 290–301.
- Ridgeway, G. 2010. gbm: generalized boosted regression models. R package version 1.6-3.1.
- Rivoirard, J., J. Simmonds, K.G. Foote, P. Fernandes y N. Bez. 2000. *Geostatistics for estimating fish abundance*. Blackwell Science.
- Roa, R., 1993. Annual growth and maturity function of the squat lobster *Pleuroncodes monodon* in central Chile. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 97:157-166.
- Roa, R. y R Bahamonde. 1993. "Growth and expansion of an exploited population of the squat lobster (*Pleuroncodes monodon*) after 3 years without harvesting", *Fish. Res.*, 18(3-4): 305-319.
- Roa, R., V.A. Gallardo, B. Ernst, M. Baltazar, J.I. Canete y E. Brionnes. 1995. "Nursery ground, age structure and abundance of juvenile squat lobster *Pleuroncodes monodon* on the continental shelf off central Chile", *Mar Ecol-Prog Ser*, 116(1-3): 47-54.
- Roa R y F. Tapia. 1998. Spatial differences in growth and sexual maturity between branches of a large population of the squat lobster *Pleuroncodes monodon*. *Marine Ecology Progress Series*, 167: 185–196.
- Roa, R., L. Cid, F. Tapia, R. Quiñones, H. Arancibia, D. Figueroa y I. López. 1998. Evaluación directa del stock de langostino amarillo en el litoral de la V a VIII regiones. Univ. de Concepción, FIP-IT/97-23: 129 pp.
- Roa, R., B. Ernst y F. Tapia. 1999. Estimation of size at sexual maturity: an evaluation of analytical and resampling procedures. *Fishery Bulletin*, 97: 570–580.
- Roa, R. y F. Tapia. 2000. Cohorts in space: geostatistical mapping of the age structure of the squat lobster *Pleuroncodes monodon* population off central Chile. *Marine Ecology Progress Series*, 196: 239-251.
- Roa-Ureta, R. y E. Niklitschek. 2007. Biomass estimation from surveys with likelihood-based geostatistics. *ICES. J. Mar. Sci.* 64: 1723-1734.
- 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(3), 416-429.
- Rodríguez, L., R. Bahamonde y G. Henríquez. 1987. Impacto de las medidas de manejo en el recurso y perspectivas de la pesquería de langostino colorado (Resumen). In: "Manejo y Desarrollo Pesquero", P. Arana (Ed.), Escuela de Ciencias del Mar, UCV, 81-82.



- Rodrigo, C. 2006. Caracterización y clasificación de la bahía de Puerto Montt mediante batimetría de multihaz y datos de backscatter. *Investigaciones Marinas*, 34(1): 83-94.
- Roff, D.A., 1984. The Evolution of Life History Parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41, pp.989–1000.
- Royle, J.A. y Dorazio, R.M. 2008. Hierarchical modeling and inference in ecology. Academic Press, Amsterdam.
- Rue, H., y Martino, S. 2007. Approximate Bayesian inference for hierarchical Gaussian Markov random field models. *J. Stat. Plann. Infer.* 137(10): 3177–3192.
- Santillán, J. 2013. Caracterización del fondo marino a partir de datos geofísicos para el posicionamiento de plataformas autoelevables (Tesis de pregrado). Instituto politécnico nacional, Ciudad de México, México.
- Santos, M., M. Gaspar, C. Monteiro y P. Vasconcelos. 2002. Gill net and long-line catch comparisons in a hake fishery: the case of southern Portugal. *Scientia Marina* 66(4): 433-441.
- Siwabessy, P.J.W., Penrose, J.D., Fox, D.R., y Kloser R.J. 2000. Bottom Classification in the Continental Shelf: A Case Study for the North-west and South-east Shelf of Australia, In *Acoustic 2000 Conf. of Australian Acoust. Soc., Joondalup, Western Australia, Proceedings* ed. by T. McMinn and G. Yates, pp. 265-270.
- Siegfried, K.I y B. Sansó. 2006. Two Bayesian methods for estimating parameters of the von Bertalanffy growth equation. *Environmental Biology of Fishes*. 77:301–308.
- Sokal, R.R. y F.J. Rohlf. 1981. *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research*. Freeman, San Francisco.
- Stauffer, G. 2004. NOAA Protocols for Groundfish Bottom Trawl Surveys of the Nation's Fishery Resources. U.S. Dep. Commerce, NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-65, 205 pp.
- Stergiou, K.I. y Pollard, D.A. 1994. A spatial analysis of the commercial fisheries catches from the Greek Aegean Sea. *Fish. Res.* 20 (2-3), 109-135.
- Stergiou, K.I., Moutopoulos, D.K., Erzini, K. 2002. Gill net and longlines fisheries in Cyclades waters (Aegean Sea): species composition and gear competition, *Fish. Res.* 57, 25-38.
- Stergiou, K.I., D.K. Moutopoulos, M.C. Soriguer, E. Puente, P.G. Lino, C. Zabala, P. Monteiro, L.A. Errazkin y K. Erzini. 2006. Trammel net catch species composition, catch rates and métiers in southern European waters: A multivariate approach. *Fish. Res.* 79 (1-2), 170-182.



- Stoner, A.W., Manderson y J.P., Pessutti, J.P. 2001. Spatially explicit analysis of estuarine habitat for juvenile Winter flounder: combining generalized additive models and geographic information systems. *Marine Ecology Progress Series*. 213: 253-271.
- Thiel, M., E.C. Macaya, E. Acuña, W.E Arntz, H. Bastias, K. Brokordt, P.A. Camus, J.C. Castilla, L.R. Castro, M. Cortés, C.P. Dumont, R. Escribano, M. Fernandez, J.A. Gajardo, C.F. Gaymer, I. Gomez, A.E. González, H.E. González, P.A. Haye, J.E. Illanes, J.L. Iriarte, D.A. Lancellotti, G. Luna-Jorquera, C. Luxoro, P.A. Manriquez, V. Marín, P. Muñoz, S.A. Navarrete, E. Perez, E. Poulin, J. Sellanes, H.H. Sepúlveda, W. Stotz, F. Tala, A. Thomas, C.A. Vargas, J.A. Vasquez y A. Vega. 2007. The Humboldt current system of northern-central Chile: oceanographic processes, ecological interactions and socio-economic feedback. *Oceanography and Marine Biology Annual Review.*, 45: 195-344
- Thiel, M., N.L., Espinoza-Fuenzalida, E. Acuña y M. Rivadeneira. 2012. Annual brood number and breeding periodicity of squat lobsters (Decapoda: Anomura: Galatheidæ) from the continental shelf of the SE Pacific—Implications for fisheries management. *Fisheries Research* 129– 130: 28– 37.
- Tuset, V.M., D.I. Espinosa, A. García-Mederos, J.I. Santana y J.A. González. 2011. Egg development and fecundity estimation in deep-sea red crab, *Chaceon affinis* (Geryonidae), off the Canary Islands (NE Atlantic). *Fisheries Research* 109: 373–378.
- Udden, J.A. 1914. Mechanical composition of clastic sediments. *Bulletin of the Geological Society of America*, 25, 655-744.
- von Bertalanffy L. 1938. A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws. ii). *Human Biology*, 10 (2): 181–213.
- Vetter, E.F., 1988. Estimation of natural mortality in fish stocks: a review. *Fishery Bulletin*, 86(1), pp.25–43.
- Welch, D.W. y R.P. Foucher. 1988. A maximum likelihood methodology for estimating length at maturity with application to pacific cod (*Gadus macrocephalus*) populations dynamics. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45, 333-343.
- Wentworth, C.K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30, 377-392
- Wiff, R. et al., 2011. Estimation of natural mortality and uncertainty in pink cusk-eel (*Genypterus blacodes* Schneider, 1801) in southern Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 39(2), pp.316–326.
- Windsland, K., 2014. Total and natural mortality of red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in Norwegian waters: catch–curve analysis and indirect estimation methods. *ICES Journal of Marine Science*, 72(2), pp.642–650.
- Zhang, C.-I. y Megrey, B. a., 2006. A Revised Alverson and Carney Model for Estimating the Instantaneous Rate of Natural Mortality. *Transactions of the American Fisheries Society*, 135(3), pp.620–633.





ANEXOS

**I. EQUIPO DE TRABAJO**

Nombre	Título/Grado	Función
Dante Queirolo	Ingeniero Pesquero, PUCV Máster en Acuicultura y Pesca, U. de Cádiz Dr. en Ciencias, U. de Cádiz	Jefe de Proyecto. Análisis de captura por especie y desempeño del arte
Mauricio Ahumada	Ingeniero Pesquero, PUCV Ingeniero Civil Industrial, UTFSM Máster en Gestión, PUCV	Análisis de biomasa y abundancia vulnerable
Rodrigo Wiff	Biólogo Marino, U. de Concepción Magister en Ciencias m/Pesquerías, U. de Concepción PhD in Biology and Statistics, U. of St. Andrews	Análisis de biomasa vulnerable Edad y crecimiento
Jorge Paramo	Ingeniero Pesquero, U. del Magdalena Magister en Ciencias m/Pesquerías, U. de Concepción PhD in Marine Ecology, U. of Bremen	Análisis de distribución espacial y de biomasa vulnerable
Mauricio Lima	Lic. en Oceanografía Biológica, U. República Oriental de Uruguay Dr. en Ciencias Biológicas m/Ecología, Pont. Univ. Católica de Chile	Análisis de fauna acompañante
Andrés Flores	Licenciado en Biología Marina, U. Arturo Prat Biólogo Marino, U. Arturo Prat	Análisis de condición reproductiva
Mariella Canales	Biólogo Marino, U. de Concepción Magister en Ciencias m/Pesquerías, U. de Concepción PhD in Biology. University of York	Estimación de mortalidad natural
Freddy López	Licenciado en Estadística. U. de los Andes, Venezuela. Magister en Estadística, Inst. Venezolano de Investigaciones Científicas. Doctor© en Estadística. PUCV, UTFSM, UV	Estimación de parámetros de edad y crecimiento
Pedro Apablaza	Oceanógrafo, PUCV Máster en Gestión de Áreas Litorales, U. de Cádiz	Análisis biomasa vulnerable Clasificación de fondo
José Montero	Biólogo, U. de Concepción MSc in Marine Resource Management. Oregon State University	Análisis de composición de especies en lances de evaluación
Jaime Aguilera	Ingeniero Pesquero, PUCV	Cartas náuticas y representación espacial
José Merino	Tecnólogo Marino, PUC	Jefe de muestreo en tierra
Roberto Escobar	Ingeniero Pesquero, PUCV	Jefe de crucero Levantamiento de planos
Allan Gómez	Ingeniero Acuicultor, PUCV Magister en Gestión de Recursos Acuáticos, PUCV	Jefe de crucero
Víctor Zamora	Ingeniero Pesquero, PUCV	Jefe de crucero
Karin Silva	Ingeniero Pesquero, PUCV	Coordinadora de muestreos en tierra



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISI3N INVESTIGACI3N PESQUERA

Marcia Tomasoni	Licenciada en Biolog3a Marina, U. de Valpara3so	Proceso de muestras de madurez y contenido estomacal
Carlos Linero	Ingeniero Pesquero, U. del Magdalena, Colombia	Muestreos biol3gicos
Jos3 Avila	Ingeniero Pesquero©, U. del Magdalena, Colombia	Clasificaci3n de fondo



II. FECHAS Y LUGARES DE MUESTREO

FECHAS Y LUGARES DE ZARPE DEL CRUCERO POR NAVE

NAVE	PUERTO ZARPE	FECHA ZARPE
TRAUWUN I	COQUIMBO	17/05/2016
TRAUWUN I	COQUIMBO	21/05/2016
TRAUWUN I	COQUIMBO	24/05/2016
TRAUWUN I	COQUIMBO	30/05/2016
TRAUWUN I	COQUIMBO	09/06/2016
TRAUWUN I	PICHINDANGUI	13/06/2016
TRAUWUN I	COQUIMBO	27/06/2016
TRAUWUN I	CALDERA	01/07/2016
TRAUWUN I	CALDERA	06/07/2016
TRAUWUN I	HUASCO	08/07/2016
DON STEFAN	QUINTERO	19/06/2016
DON STEFAN	QUINTERO	24/06/2016
DON STEFAN	QUINTERO	30/06/2016
DON STEFAN	QUINTERO	07/07/2016
DON STEFAN	QUINTERO	15/07/2016
ALTAIR I	TOMÉ	09/05/2016
ALTAIR I	TOMÉ	13/05/2016
ALTAIR I	TOMÉ	17/05/2016
ALTAIR I	TOMÉ	21/05/2016
ALTAIR I	TOMÉ	25/05/2016
ALTAIR I	TOMÉ	30/05/2016
ALTAIR I	TOMÉ	02/06/2016
ALTAIR I	TOMÉ	06/06/2016
ALTAIR I	TOMÉ	08/06/2016



FECHAS Y LUGARES DE MUESTREOS BIOLÓGICOS EN TIERRA

NAVE	LUGAR MUESTREO	FECHA MUESTREO
TRAUWUN I	Coquimbo	20/05/2016
TRAUWUN I	Coquimbo	24/05/2016
TRAUWUN I	Coquimbo	27/05/2016
TRAUWUN I	Coquimbo	02/06/2016
TRAUWUN I	Coquimbo	13/06/2016
TRAUWUN I	Coquimbo	01/07/2016
TRAUWUN I	Coquimbo	06/07/2016
TRAUWUN I	Coquimbo	09/07/2016
DON STEFAN	Quintero	23/06/2016
DON STEFAN	Quintero	29/06/2016
DON STEFAN	Quintero	04/07/2016
DON STEFAN	Quintero	12/07/2016
DON STEFAN	Quintero	19/07/2016
DON STEFAN	Quintero	20/07/2016
ALTAIR I	Tomé	13/05/2016
ALTAIR I	Tomé	17/05/2016
ALTAIR I	Tomé	21/05/2016
ALTAIR I	Tomé	25/05/2016
ALTAIR I	Tomé	30/05/2016
ALTAIR I	Tomé	02/06/2016
ALTAIR I	Tomé	07/06/2016
ALTAIR I	Tomé	10/06/2016



III. PROFESIONALES POR OBJETIVO Y HORAS

Nombre	Actividades	Horas Hombre												Total
		Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	
Dante Queirolo	Coordinaci3n	10	10	10	5	10	10	5	10	5	5			80
	Procesamiento													0
	Análisis			20	15	20	20	15	20	15	15			140
	Informes				20			20						40
	Talleres	5							5					10
		15	10	30	40	30	30	40	35	20	20			270
Mauricio Ahumada	Muestreo	5	5											10
	Procesamiento		20	20	10	10								60
	Análisis			20	30	40	50	20	20	20	20			220
	Informes				30			20						50
	Talleres	10							10					20
		15	25	40	70	50	50	40	30	20	20			360
Pedro Apablaza	Muestreo	20	10	10										40
	Procesamiento		10	10	30	40								90
	Análisis			10	20	20	40	30	20	20	20			180
	Informes				20			20						40
	Talleres	10							10					20
		30	20	30	70	60	40	50	30	20	20			370
Rodrigo Wiff	Muestreo													0
	Procesamiento		10	10	10	10	10							50
	Análisis			40	40	50	50	40	40	30	30			320
	Informes				20			30						50
	Talleres	10							10					20
		10	10	50	70	60	60	70	50	30	30			440
Mauricio Lima	Muestreo													0
	Procesamiento													0
	Análisis			20	20	30	30	20	30	30	20			200
	Informes				20			20						40
	Talleres								10					10
				20	40	30	30	40	40	30	20			250
Mariella Canales	Muestreo													0
	Procesamiento	5	5	10	5	5								30
	Análisis		10	10	10	10	10	10	10	15	15			100
	Informes				5			5						10
	Talleres								5					5
		5	15	20	20	15	10	15	15	15	15			145
José Montero	Muestreo													0
	Procesamiento		10	20	10	10								50
	Análisis			20	20	20	20	20	20	20	20			160
	Informes				10			20						30
	Talleres								10					10
			10	40	40	30	20	40	30	20	20			250
Freddy López	Muestreo													0
	Procesamiento		10	10	10									30
	Análisis			10	10	20	20	10	10	10	10			100
	Informes				20			20						40
	Talleres													0
		0	10	20	40	20	20	30	10	10	10			170
Jorge Paramo	Muestreo													0
	Procesamiento		10	10	10	10	10							50
	Análisis			30	30	40	40	40	40	30	30			280
	Informes				20			30						50
	Talleres								10					10
			10	40	60	50	50	70	50	30	30			390
Andrés Flores	Muestreo													0
	Procesamiento		10	20	20	20	20	20	20	20				150
	Análisis			20	20	20	20	20	20	20	20			160
	Informes				30			30						60
	Talleres	10							10					20
		10	10	40	70	40	40	70	50	40	20			390



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN PESQUERA

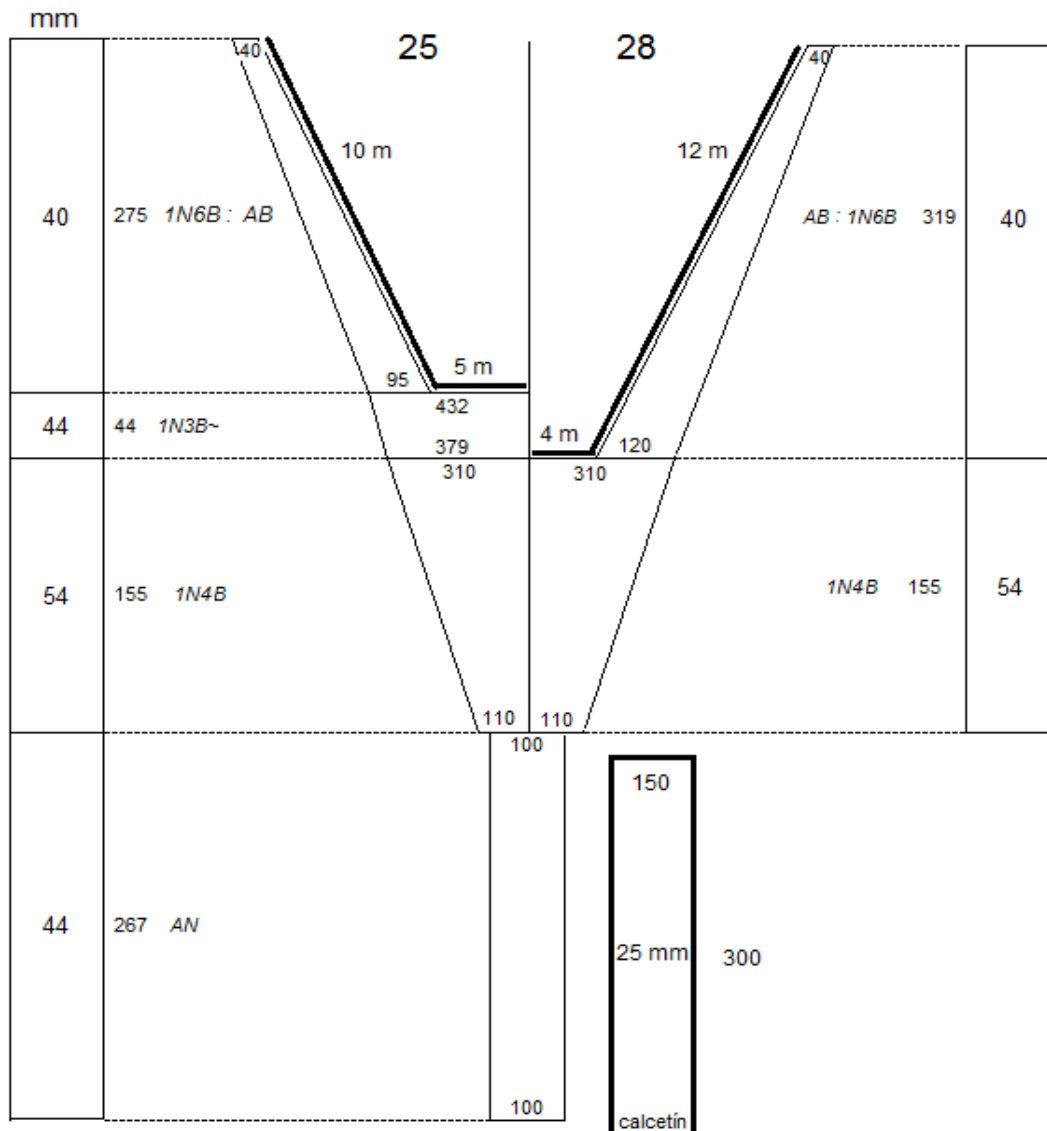
Nombre	Actividades	Horas Hombre												Total
		Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	
Santiago Gacitúa	Muestreo													0
	Procesamiento		20	20	30	20								90
	Análisis			10	20	20	20	20	20	20	10			140
	Informes				20			20						40
	Talleres													0
		20	30	70	40	20	40	20	20	10				270
Jaime Aguilera	Muestreo													0
	Procesamiento		30	20	20	20								90
	Análisis			20	20	10	10	10	20	10	10			110
	Informes				20			20						40
	Talleres													0
		30	40	60	30	10	30	20	10	10				240
José Merino	Muestreo	20	60	60	50	50								240
	Procesamiento		40	40	40	40								160
	Análisis													0
	Informes													0
	Talleres													0
		20	100	100	90	90								400
Karin Silva	Muestreo	30	40	40	20									130
	Procesamiento		40	40	20	20								120
	Análisis				20	10	10	10						50
	Informes													0
	Talleres													0
		30	80	80	60	30	10	10						300
Roberto Escobar	Muestreo	30	100	100	30									260
	Procesamiento		40	40	20	20								120
	Análisis				20	20	20	10						70
	Informes													0
	Talleres													0
		30	140	140	70	40	20	10						450
Allan Gómez	Muestreo	30	100	100	50									280
	Procesamiento		50	50	40									140
	Análisis													0
	Informes													0
	Talleres													0
		30	150	150	90									420
Víctor Zamora	Muestreo	30	100	100	50									280
	Procesamiento		50	50	40									140
	Análisis													0
	Informes													0
	Talleres													0
		30	150	150	90									420
Carlos Linero	Muestreo		10											10
	Procesamiento		60	60	40	20	20	20						220
	Análisis				20	40	40	20						120
	Informes													0
	Talleres													0
		70	60	60	60	60	40							350
Marcia Tomasoni	Muestreo													0
	Procesamiento		80	80	80	80								320
	Análisis													0
	Informes													0
	Talleres													0
		80	80	80	80									320



IV. PLANOS DE REDES USADAS EN EL CRUCERO

Red de Arrastre
de fondo con portalones
Crustáceos demersales
II-IV Región
Chile centro-norte

L/M Trauwün I
Loa 18 m
HP 350



Plano de la red de arrastre usada por la L/M Trauwün I en la evaluación directa de langostino amarillo y langostino colorado.



V. ABUNDANCIA A LA TALLA POR ESPECIE OBJETIVO Y FOCO

Langostino amarillo. i. Abundancia de machos por talla y foco de abundancia.

Talla	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
16	10.793												
17	21.585												
18	69.95										64.832		
19	78.12						1.669		866				
20	51.792						1.669		866		146.215		
21	16.678						15.024		1.731		57.803		
22	25.342	37.049					33.386		866		274.597		
23	5.814	37.805					26.709		4.328		333.408		
24	42.829	163.548				1.851	33.386		129.447		428.03		
25	259.766	816.401				1.851	36.725		35.804		738.37	110.769	
26	275.199	784.611			15.11	1.851	5.008		19.082		694.793		
27	321.821	1.179.622			4.466	1.851	6.677		242.1		1.206.993	121.237	
28	214.297	1.588.806	20.14		16.152	4.805	52.646	19.883	707.429		1.954.000	121.891	
29	402.287	2.114.060	40.281		99.52	4.846	78.969	19.885	819.859	12.325	2.388.258	273.662	
30	457.395	1.997.746	79.98	112.061	189.173		105.292	48.303	717.847		3.950.302	1.032.247	47.87
31	733.3	2.194.289	214.952	53.493	386.734	36.28	206.935	69.848	947.416	136.308	3.304.571	1.056.397	
32	1.618.745	3.813.006	527.774	907.895	395.681	3.82	276.391	19.883	696.973	387.087	2.783.287	1.388.985	25.699
33	1.976.435	3.546.741	1.627.536	801.094	812.647	163.73	382.563	126.005	600.76	475.683	3.893.247	603.104	280.085
34	2.464.754	4.859.275	2.488.993	323.399	1.278.962	7.64	622.955	148.588	594.423	302.974	2.956.492	876.933	691.824
35	2.221.542	7.511.201	3.302.904	720.334	554.188	216.419	670.921	606.797	344.197	312.65	3.252.469	1.098.579	1.009.832
36	2.334.043	7.256.672	3.052.038	1.212.571	713.351	418.578	1.185.089	490.532	648.331	301	3.970.854	858.358	1.242.918
37	2.398.265	9.570.925	3.799.678	435.844	897.625	937.745	1.210.342	712.119	422.668	262.188	3.268.607	723.104	1.412.796
38	2.462.755	8.692.209	2.862.596	842.575	739.736	1.028.282	1.521.864	505.453	634.674	612.754	3.779.374	530.47	1.801.416
39	1.975.909	11.337.858	2.695.820	1.216.338	1.204.647	1.197.023	1.605.194	348.553	423.567	609.551	2.989.511	278.99	1.301.238
40	1.719.583	12.713.288	2.224.127	850.307	1.356.596	1.495.227	1.496.712	655.412	632.56	844.577	3.228.010	451.864	1.752.762
41	1.236.685	11.123.542	2.027.259	1.761.442	1.755.511	1.699.782	995.898	466.702	727.398	1.394.437	3.563.832	636.757	1.364.027
42	644.422	9.778.232	1.483.342	2.946.927	3.178.793	1.762.705	713.982	349.133	1.216.808	786.854	3.103.489	291.259	855.465
43	518.542	8.181.048	1.161.046	1.918.511	4.651.824	1.714.562	500.333	242.916	1.207.835	618.781	1.557.936	622.679	1.462.506
44	405.876	4.773.759	604.307	2.050.044	3.548.929	2.577.463	293.375	421.985	978.971	391.585	1.342.515	617.062	1.632.321
45	105.293	3.243.508	684.551	1.727.179	3.730.687	2.306.155	248.035	560.62	1.437.120	479.867	970.861	947.779	1.787.656
46	77.315	1.521.592	492.851	1.036.004	2.535.772	2.333.990	293.951	732.073	826.436	162.802	1.168.734	1.140.961	1.359.871
47	24.559	560.536	179.487	797.493	2.184.726	1.685.773	213.667	654.274	962.275	241.202	882.187	747.108	1.371.347
48	1.117	996.942	35.215	602.926	1.166.022	947.612	130.764	591.015	533.875	113.033	662.523	636.416	1.141.473
49		179.358	35.215	151.599	905.339	435.742	73.939	383.57	329.419	13.648	67.115	232.418	814.911
50		13.516			394.408	245.888	47.749	48.017	121.924	16.972	64.863	40.536	486.525
51		89.02		50.445	74.674	116.348	10.96	27.395	108.089	4.011	18.602	13.775	445.988
52					249.468	34.129		1.455	23.788	4.503			83.89
53					4.466	2.765	4.673		3.706			94.744	33.067
54					948								26.954
55													
56													27.035
Total	25.172.808	120.676.164	29.640.093	20.518.484	33.046.153	21.384.711	13.103.453	8.250.415	17.103.437	8.484.793	59.066.682	15.548.083	22.459.475



Langostino amarillo. ii. Abundancia de hembras totales por talla y foco de abundancia.

Talla	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
16													
17													
18	13.761						1.669						
19	60.588						1.669				53.251		
20	73.948						10.016		866		259.519		
21	44.858	36.251				925	23.370		866		223.649		
22	75.133	109.985				1.851	28.378		866		341.397	106.173	
23	161.116	208.085				925	46.741		7.634		410.677		
24	253.936	303.538				1.851	36.725		5.194		1.350.355		
25	555.420	1.663.698				3.701	31.717		142.247		1.510.778		
26	812.122	1.518.818			2.783	6.477	11.685		223.241	64.743	3.136.907	396.209	
27	724.115	2.882.271			6.593	84.206	1.669		442.099	194.823	6.281.047	434.834	
28	1.150.046	4.713.735		74.708	6.593	1.851		9.833	541.044	390.698	5.533.450	1.009.108	
29	1.630.457	6.670.938	100.701	186.769	94.580	52.330		9.833	616.950	1.958.858	7.454.972	1.602.182	
30	1.275.389	13.347.534	296.605	793.096	267.270	368.250		9.833	790.380	1.873.523	8.331.613	2.005.473	61.831
31	739.709	15.212.853	359.214	1.393.460	436.688	1.252.626			485.216	1.196.833	6.890.856	2.238.509	260.195
32	502.791	17.596.998	771.257	4.688.163	1.202.928	2.193.026		21.069	129.120	525.252	5.773.856	1.723.908	1.258.386
33	248.840	14.450.128	763.834	4.245.972	1.378.158	3.046.337		33.300	78.502	541.098	6.120.796	947.379	1.672.914
34	73.082	14.076.742	1.003.208	4.558.295	2.827.078	3.963.026		40.768	100.367	361.290	1.891.563	876.542	2.176.946
35	11.709	9.362.313	1.524.963	2.544.982	3.472.192	3.553.199		136.926	308.083	494.899	2.038.117	1.494.578	1.737.538
36		4.022.208	838.804	2.440.892	3.910.015	4.200.082		251.259	547.680	332.542	1.430.511	1.139.420	1.942.320
37		2.909.855	736.231	2.172.043	3.447.025	2.852.714		536.577	635.785	277.627	898.764	1.227.666	1.717.607
38		1.654.629	577.412	3.124.698	4.629.272	1.572.819		588.295	814.205	276.455	454.848	1.115.847	1.486.611
39		1.171.741	338.321	2.750.677	2.853.734	1.814.523		391.583	587.004	56.575	390.471	577.223	982.735
40		288.596	197.577	1.862.355	1.856.120	833.456		109.045	614.247	51.881	180.774	348.446	834.426
41		13.856	178.511	789.256	1.107.139	262.725		38.514	323.239	89.493	46.293	315.844	437.735
42		106.770	35.215	280.090	487.632	147.908		8.325	114.209	14.002		84.765	484.331
43		234.305		68.965	94.681	63.369			103.295	7.773		160.565	312.371
44				13.020		3.820			32.454	13.640		16.378	100.795
45					8.933	27.402			11.117			9.147	15.997
46		114.455							7.411	1.986		16.416	152.411
47									3.706				
48													
49													
50										1.986			
Total	8.407.022	112.670.303	7.721.854	31.987.442	28.089.413	26.309.399	193.641	2.185.160	7.667.027	8.725.976	61.004.467	17.846.612	15.635.148



Langostino colorado. i. Abundancia de machos por talla y foco de abundancia.

Talla	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
9										33.523				
10														
11										33.523				
12														
13		268.348									55.763		43.056	
14	21.894	283.289								74.420			925.052	
15	60.823	965.971								580.536			3.748.108	
16	109.469	1.496.359								2.434.183			2.244.132	339.004
17	175.151	3.666.457	78.558							5.831.824			9.205.909	424.957
18	192.338	4.887.840	271.836							13.041.447			7.025.554	1.904.660
19	532.693	3.825.438	311.289							9.286.981			14.350.651	4.635.049
20	896.276	2.829.844	916.105							7.485.096			22.145.677	7.220.620
21	1.692.922	3.917.077	1.025.068						1.502.267	7.963.188			27.779.617	9.997.182
22	2.493.777	3.641.609	2.805.898						3.968.575	17.981.555			31.118.169	7.260.114
23	2.930.726	3.092.628	3.891.353						8.874.691	28.593.017			34.873.328	8.020.847
24	2.989.326	4.091.480	4.453.649						6.218.646	34.224.095			43.115.563	4.693.340
25	3.603.518	5.089.315	2.646.826						9.451.302	23.486.446			51.774.450	7.011.105
26	3.093.148	7.207.581	2.046.355						6.571.946	24.235.682			39.308.827	7.090.156
27	2.651.730	6.774.207	2.773.227						3.339.818	25.214.819			47.547.404	7.325.133
28	2.438.676	10.942.798	3.973.807						2.194.263	37.349.111	55.763		44.538.697	5.826.509
29	2.036.773	8.342.253	3.803.171						1.728.573	45.284.347		5.006	34.028.056	3.689.342
30	2.948.491	8.426.856	6.451.343						3.329.466	52.432.149			33.766.759	3.362.789
31	2.786.718	2.620.875	10.908.698						2.056.683	51.986.034	226.248	15.017	22.384.609	2.236.215
32	5.423.096	1.838.790	14.430.952			3.134	76.522	11.124	3.393.087	42.444.711	167.288	15.017	8.611.773	2.249.498
33	10.045.707	1.611.451	11.293.852			3.134	162.719	11.124	3.593.511	32.516.797	422.673	757.861	5.887.051	1.892.421
34	11.614.390	640.549	12.814.912	68.893		11.906	169.110		2.949.266	20.941.049	946.167	757.808	3.383.506	603.534
35	12.003.703	585.406	14.659.227	901.697		57.126	263.352	22.248	1.761.592	23.558.824	511.710	769.902	841.761	
36	12.890.792	428.975	17.117.036	2.360.620	93.368	177.391	475.574	16.261	2.374.132	15.953.010	911.659	1.308.016	1.162.140	
37	9.648.201	488.169	23.651.751	4.210.201	76.089	201.786	291.680	46.566	2.286.232	16.736.381	991.120	1.316.825		
38	6.632.373	473.395	25.911.216	4.532.807	180.615	167.322	261.169	184.836	3.453.111	14.329.376	1.182.583	1.151.423	319.114	962
39	3.111.088	345.525	15.388.823	2.511.476	186.816	258.548	216.189	436.715	4.183.092	11.846.633	1.356.280	1.514.143	105.651	1.923
40	1.290.533	76.738	9.394.600	819.123	512.607	62.867	207.671	810.316	4.634.713	11.998.079	1.529.885	413.711		
41	141.825	80.214	4.809.432	193.758	405.377	129.177	169.030	766.905	4.211.197	9.739.773	604.145	219.091		
42			1.476.102	173.927	187.604	139.381	128.472	1.024.308	3.323.435	5.562.756	688.438	382.326	355.974	
43			414.821	32.527	68.210	64.774	124.249	984.895	1.609.555	4.152.923	192.009	184.645		48.564
44	12.157		36.919		18.232	24.219	94.423	707.073	892.226	3.629.050	38.088	191.735		
45					4.939	36.963	48.769	704.315	635.012	1.393.334	134.206			
46					4.982	35.814	67.912	542.670	381.079	805.647				
47					61.816	7.684	84.052	313.010	25.163	276.750	38.088			
48					44.142	647	24.934	214.243	64.879	193.899				
49						7.684		141.564	3.782	794.386	38.088			
50								63.232	3.782	5.882				
51								11.124		5.882				
52								11.200		5.882				
53										5.882				
54														
	97.827.919	88.037.374	173.841.933	17.846.703	2.087.096	1.547.464	3.273.674	7.175.429	103.752.609	705.606.961	11.387.085	9.997.068	543.126.872	88.246.815

**Langostino colorado. ii. Abundancia de hembras totales por talla y foco de abundancia**

Talla	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
8														
9														
10														
11														
12		67.180												
13		335.898												
14		675.710											1.462.774	
15	41.004	831.567								362.345	62.930		3.846.464	
16	61.507	2.711.652								1.884.056	125.859		4.727.309	
17	287.031	2.139.600	59.741							8.739.477			6.131.660	1.168.496
18	433.791	1.432.362	128.212							10.506.227			7.792.154	1.771.019
19	393.917	1.057.685	324.238						437.747	9.123.149			20.437.316	7.791.615
20	1.083.672	1.157.549	597.406						2.188.733	14.254.552			31.941.407	13.419.738
21	2.393.057	1.380.065	1.831.145						5.927.283	21.891.025			39.962.528	14.049.611
22	3.333.007	1.546.774	1.779.522						14.019.082	37.417.559			47.102.840	12.251.479
23	3.805.934	5.123.340	3.427.991						18.838.120	47.284.826			43.478.889	15.338.116
24	3.901.173	5.753.665	1.680.845						12.173.720	38.345.075			48.362.792	8.796.695
25	2.183.241	10.010.250	1.399.424						10.656.817	26.356.382			39.365.706	9.817.222
26	1.161.345	8.912.599	804.297						2.773.172	24.360.759			37.932.676	7.772.581
27	328.949	6.722.583	1.161.845						875.493	31.586.064			22.524.639	2.280.082
28	1.547.128	5.511.842	2.351.003							44.831.952	62.930		9.514.063	999.777
29	3.598.833	2.952.370	5.346.742						2.857	64.786.694	188.789		2.140.435	390.258
30	5.017.497	1.185.102	7.183.915						582.056	60.493.958	193.335	221.865	3.653.326	173.627
31	13.208.757	167.080	7.381.618		50.733			11.364	1.176.933	59.179.762	516.124		402.499	6.920
32	20.818.658	53.569	9.824.786	233.377			13.021		2.329.587	43.687.804	1.901.744	431.779	706.575	6.920
33	28.016.868	220.613	19.808.845	70.444	18.223		30.018		5.185.802	26.804.672	3.583.777	640.703	47.666	2.966
34	21.626.679	246.952	33.199.181	607.536	89.348	9.639	320.701	16.613	7.505.755	25.141.964	5.292.611	1.073.168	244.773	53.412
35	11.846.725	439.571	32.011.190	2.358.688	391.735	53.125	295.270	11.995	13.637.623	20.125.495	3.974.836	2.299.565	47.666	49.929
36	5.750.142	80.091	14.330.662	2.460.274	662.279	206.107	285.087	118.478	15.644.286	15.021.694	2.097.202	3.367.265		52.186
37	2.462.022	41.769	5.319.780	2.368.463	895.555	219.763	255.231	399.623	16.826.765	13.275.804	2.628.529	3.974.998		
38	296.811		1.543.425	1.661.833	1.126.471	89.580	391.857	656.417	10.086.970	14.546.271	3.704.048	2.708.336		
39	42.106		1.162.569	682.484	1.261.975	381.961	1.274.038	1.162.074	7.311.292	13.289.562	3.807.303	3.959.629		49.929
40	2.939		444.580	1.051.657	1.204.854	681.116	2.265.306	1.816.927	3.891.546	14.705.479	4.095.796	1.524.530	394.095	49.929
41			32.455	1.088.234	1.328.473	1.655.844	3.245.157	2.574.801	2.850.609	12.602.347	2.648.180	2.332.450		49.929
42				1.403.541	1.538.197	1.542.425	3.062.349	2.705.105	1.640.132	12.292.360	2.245.207	665.846		989
43				1.272.570	1.417.765	1.671.775	2.286.947	2.576.806	1.444.223	8.832.547	894.124	631.738		
44				532.504	1.289.870	1.043.295	1.471.410	1.884.625	479.865	3.463.495	450.433			
45				110.188	780.483	661.974	1.045.908	1.188.803	250.064	958.190	194.350			
46					931.237	249.610	747.206	654.142	82.244	362.685	108.344			
47					260.745	159.645	379.920	382.520	20.506	150.425	85.967			
48					101.466	34.229	31.706	189.637		68.665				
49							17.977	63.872	6.524	34.332				
50					57.402	8.557	19.567	9.613		13.733				
51								15.954						
52						8.557								
53														
54								15.954		6.866				
	104.468.316	88.939.436	197.756.827	15.805.028	1.844.795	1.389.556	2.865.827	7.023.727	89.015.076	604.448.881	10.090.198	9.002.525	490.590.589	85.833.923



VI. BIOMASA REGIONALIZADA Y POR ARPA – NO ARPA

Langostino amarillo

Región	Foco	Biomasa (ton)	Biomasa ARPA (ton)	Biomasa No ARPA (ton)
3	1	902	847	56
4	2	7.248	5.310	1.938
4	3	1.345	1.333	11
4	4	1.886	1.292	594
5	5	2.730		2.730
5	6	1986	25	1.961
5	7	558		558
5	8	511		511
6	9	531	0	531
7	9	430		430
7	10	121	0	121
8	10	448	2	446
8	11	3197		3.197
8	12	1.088	1	1.086
8	13	1.703		1.703
Total		24.683	8.809	15.874



Langostino colorado

Región	Foco	Biomasa (ton)	Biomasa ARPA (ton)	Biomasa No ARPA (ton)
2	1	1.311	640	671
3	1	2.145	628	1.517
3	2	1.105	1.018	87
4	3	5.463	5.256	207
4	4	571	424	146
5	5	529		529
5	6	368	1	366
5	7	702		702
6	8	1.005	1	1.004
7	9	4.914		4.914
7	10	9.450	242	9.207
8	10	11.964	485	11.479
8	11	1.402		1.402
8	12	973		973
8	13	7.071	0	7.071
8	14	1.361		1.361
Total		50.332	8.696	41.636



VII. ANALISIS DE DATOS ATÍPICOS (OUTLIERS)

El consultor llevó a cabo un análisis de datos atípicos sobre una perspectiva espacial, basado en el enfoque de Park *et al.* (2011). Dicho enfoque considera la normalización de la data, mediante transformación Box-Cox de la variable $\ln(\text{CPUA}+1)$, en donde una observación de CPUA en la posición u,v ($\text{CPUA}_{u,v}$), se considera outlier si cumple con la condición $|\text{CPUA}_{u,v} - g_0(\text{CPUA}_{u,v})| > M$, donde g_0 corresponde a la mediana de las observaciones y el parámetro M se obtiene de la minimización de la función $\text{var}\{\psi(M) - 1\}^2$ (Nirel *et al.*, 1998).

Este análisis fue aplicado tanto a la base de datos preliminar de CPUA (con la cual se confeccionó el Documento Técnico) como a la base de datos definitiva. Los resultados del análisis indican la inexistencia de observaciones atípicas en ambas bases de datos. Por lo tanto, aunque algunos valores puedan parecer altos, desde una perspectiva espacial se encuentran dentro de la distribución y no constituyen datos atípicos que deban ser excluidos del análisis.

Resultados del análisis de datos atípicos en el crucero de evaluación directa del año 2016.

Recurso	Zona de Análisis	Datos preliminares de CPUA	Datos actualizados de CPUA
Langostino amarillo	ZAG 1	CPUA _{u,v} max: 8,9 g0(CPUA _{u,v}): 3,1 M: 38,46	CPUA _{u,v} max: 2,65 g0(CPUA _{u,v}): 1,91 M: 2,79
Langostino amarillo	ZAG 2	CPUA _{u,v} max: 36 g0(CPUA _{u,v}): 17 M: 37,58	CPUA _{u,v} max: 35,7 g0(CPUA _{u,v}): 17,6 M: 30,58
Langostino amarillo	ZAG 3	CPUA _{u,v} max: 15,7 g0(CPUA _{u,v}): 8,4 M: 31,78	CPUA _{u,v} max: 16,3 g0(CPUA _{u,v}): 8,2 M: 37,41
Langostino colorado	ZAG 1	CPUA _{u,v} max: 17,7 g0(CPUA _{u,v}): 9,9 M: 23,78	CPUA _{u,v} max: 17,8 g0(CPUA _{u,v}): 9,9 M: 36,29
Langostino colorado	ZAG 2	CPUA _{u,v} max: 13,3 g0(CPUA _{u,v}): 6,9 M: 47,70	CPUA _{u,v} max: 13,5 g0(CPUA _{u,v}): 7,2 M: 63,80
Langostino colorado	ZAG 3	CPUA _{u,v} max: 7,6 g0(CPUA _{u,v}): 2,8 M: 22,08	CPUA _{u,v} max: 7,3 g0(CPUA _{u,v}): 2,2 M: 9,46
Langostino colorado	ZAG 4	CPUA _{u,v} max: 29,7 g0(CPUA _{u,v}): 18,7 M: 13,00	CPUA _{u,v} max: 31,2 g0(CPUA _{u,v}): 18,2 M: 22,73



VIII. CARACTERIZACIÓN HISTOMORFOLÓGICA DE LA GÓNADA DE HEMBRAS DE LANGOSTINO COLORADO DE LA VIII REGIÓN.

Donald I. Brown

Unidad de Biología de la Reproducción y del Desarrollo

Instituto de Biología de la Facultad de Ciencias, Universidad de Valparaíso.

1. Materiales y Métodos

Cada ejemplar fijado en Formaldehído al 10% fueron disecadas las gónadas y lavadas en un baño de etanol al 50% y tres baños de etanol al 70%, de 30 minutos cada uno. Las muestras fueron procesadas por técnica histológica de rutina; brevemente: fueron deshidratadas y aclaradas en un procesador automático de tejidos LEICA TP1020 (Alemania) usando una batería creciente de etanol hasta 95%, seguido de una mezcla de etanol 95% y butanol, aclaradas con butanol (Gabe 1968), para finalmente ser impregnadas e incluidas en Paraplast Plus en un centro de inclusión de tejidos LEICA ED1150H (Alemania). Posteriormente con el uso de un micrótopo LEICA RM2155 (Alemania) se obtuvieron 3 cintas de 15 cortes de 5 μ m de grosor. Los cortes fueron estirados y adheridos a portaobjetos con albúmina de Mayer como medio de adhesión, utilizando en un baño de flotación LAB-LINE LO-BOY (USA) con agua destilada a 40-45°C. Se obtuvo una preparación por ejemplar con un corte de cada cinta. Las preparaciones se dejaron secar en una estufa MEMMERT (Alemania), a 40°C, durante toda la noche. Luego las muestras se desparafinaron en xilol e hidrataron en una batería decreciente de etanol desde etanol absoluto hasta el agua destilada, para teñirlas con el Método Tricómico de Arteta (hematoxilina para los núcleos, Eritrosina/Orange G para la diferenciación del citoplasma y algunos gránulos de secreción, y Azul de Anilina para evidenciar colágeno como componente de tejidos conjuntivos y gránulos de secreción (López *et al.* 1982). Finalmente, las preparaciones fueron deshidratadas en una batería creciente de etanol, luego aclaradas con xilol y montadas, cubriéndolas con un cubreobjeto utilizando Entellan (Merck, Alemania) como medio de montaje definitivo. Las preparaciones se observaron en un microscopio óptico LEICA DM 2500 y se fotografiaron en un microscopio LEITZ-LEICA DMRBE, equipado con una cámara fotográfica digital LEICA DFC290.

1.1. Análisis cualitativo de la línea germinal

Una vez observada en el microscopio óptico la preparación de cada ejemplar, asumiendo madurez sincrónica de la gónada (que toda la gónada se encuentra en el mismo grado de desarrollo), cada ejemplar fue clasificado, por un observador ciego, de acuerdo a la evolución morfológica de la línea germinal, en uno de los 5 estados de desarrollo gonadal, de acuerdo con la siguiente escala:

HD1 (Hembras, Desarrollo estado 1) Desarrollo Inicial: Folículos gonadales sólo con línea germinal temprana (LGT) abundante; integrada por ovogonias, ovocitos previtelogénicos tempranos en profase meiótica y ovocitos previtelogénicos que han detenido su evolución meiótica con vesícula germinal circular pequeña, nucleólo y escaso citoplasma (OPV1). Presencia de ovocitos previtelogénicos con aumento de tamaño de la vesícula germinativa (núcleo en dictioteno, detenido en la profase meiótica) y aumento de la cantidad de citoplasma que se observa homogéneo y basófilo (OPV2). Representando a



la línea germinal avanzada (LGA), hay presencia de algunos ovocitos de mayor tamaño con crecimiento de la vesícula germinativa, aumento notorio del citoplasma que se observa estructurado con plaquetas vitelinas de distinto tamaño y distinta afinidad tintorial (OV), escasos libres (OVL) evidencian la etapa vitelogénesis. Células somáticas foliculares acompañan el desarrollo de los ovocitos.

HD2 (Hembras, Desarrollo estado 2) Desarrollo avanzado: Aumento de OPV2 y OVL. Notorio aumento en el desarrollo de los ovocitos, son de tamaño medio a grande. Presencia de OVL en mayor cantidad.

HD3 (Hembras, Desarrollo estado 3) Madurez total: Presencia mayoritaria de OVL, de gran tamaño y forma poliédrica por la compresión entre ellos, llenando casi completamente todos los acinos. Sin embargo, permanecen ovogonias y OPV representando una nueva onda de maduración.

HR1 (Hembras, Regresión estado 1) Regresión inicial: Evidencia de evacuación de gametos. Disminución de OVL que se observan separados entre sí, algunos presentan signos de degeneración o atresia (OVLA). Permanecen algunas ovogonias y OPV.

HR2 (Hembras, Regresión estado 2) Regresión total: Disminución significativa de OVL que se observan más separados, generalmente aquellos que no fueron evacuados se encuentran con evidentes signos de degeneración, en reabsorción o atrésicos. Cercano a los septos gonadales, solamente algunas ovogonias y OPV residuales, que también pueden presentar signos de degeneración.

Finalmente, la incidencia de los distintos estadios de madurez gonadal para cada uno de los cuatros estados de desarrollo embrionario fueron revisado mediante un análisis de frecuencia relativa.

1.2. Análisis cuantitativo de la línea germinal

El material con el que se trabajó en el desarrollo de este objetivo fueron las mismas preparaciones histológicas utilizadas en el estudio cualitativo del ciclo reproductivo. El análisis se realizó empleando la totalidad de las placas de machos y hembras, por muestreo mensual.

1.2.1. Tamaños de las células de la línea germinal femenina

Para determinar la distribución de tamaños de los ovocitos, con el uso del programa NIH ImageJ estos fueron medidos a partir de los cortes histológicos fotografiados con los equipamientos mencionados previamente. Se midieron 100 ovocitos por cada una de las siguientes fases de desarrollo: ovogonia (GONIA), ovocito previtelogénico inicial (OPV1), ovocito previtelogénico tardío (OPV2) y ovocito vitelogénico libre (OVL). A partir del NIH ImageJ, se obtuvo una serie de medidas para cada partícula (ovocito), tales como el área, perímetro, el eje largo y eje ancho del ovocito. Además, con la razón entre el eje mayor y menor se obtuvo el diámetro promedio aritmético del ovocito.



1.2.2. Mediciones de las células para cada hembra ovífera de diferente estado de desarrollo embrionario

Para cada hembra, se midieron 100 ovocitos al azar considerando todos los tipos presentes en los campos observados. Los ovocitos en reabsorción o con signos de degeneración no fueron considerados. Finalmente, estas medidas fueron resumidas en un boxplot.

2. Resultados

2.1. Análisis cuantitativo de la línea germinal

2.1.1. Características de las Células de la Línea germinal

Se muestran los tipos celulares que permiten caracterizar cada estado gonadal, y consecuentemente se ilustran los distintos estados gonadales que pueden presentarse en los ovarios de los langostinos.

En la unidad morfofuncional, la línea germinal temprana (LGT) está integrada por las ovogonias y los ovocitos que en su desarrollo están acompañados de células somáticas foliculares. Se pueden distinguir ovocitos previtelogénicos tempranos que han detenido su evolución meiótica con vesícula germinal (núcleo en dictioteno, detenido en la profase meiótica) circular pequeña con un nucleólo y escaso citoplasma (OPV1). También como componentes de la LGT se observan ovocitos previtelogénicos cuya vesícula germinal es de mayor tamaño y que también presenta citoplasma más abundante, aunque se observa homogéneo y basófilo (OPV2), indicativo de su preparación a la síntesis de vitelo. La línea germinal avanzada (LGA), la integran ovocitos de mayor tamaño con crecimiento de la vesícula germinal, aumento notorio del citoplasma pero que se observa estructurado con gránulos y plaquetas vitelinas de distinto tamaño y distinta afinidad tintorial de acuerdo con su grado de desarrollo (OV), y los ovocitos vitelogénicos libres (OVL) de gran tamaño que acumulan gran cantidad de plaquetas vitelinas, son evidencia de la etapa vitelogénica. Los OVL en su grado máximo de desarrollo se observan como una población de células germinales en que la vesícula germinal se reduce de tamaño hasta ser poco frecuente, probablemente por el reinicio de la meiosis.

2.1.2. Frecuencia de estados gonadales en las muestras poblacionales analizadas

Se estima la incidencia relativa de los distintos estadios de madurez gonadal para cada grupo de estado de desarrollo embrionario. La condición de madurez de las hembras ovíferas en estadio de desarrollo embrionario 1, resultó que el 43% y 57% de las gónadas estuvieron en regresión (HR1) y en estado de desarrollo avanzado (HD2), respectivamente. En las hembras en estado embrionario 2 resultaron más diversas, con la presencia de todos los estados gonadales, aunque el 75% estuvo representado por el estadio HD2. En las hembras ovíferas en estado embrionario 3 y 4, más del 75% de las gónadas estuvieron totalmente maduros (HD3), con la consecuente ausencia de desarrollo inicial HD1, disminución del desarrollo avanzado HD2 y ausencia de los estados de regresión. El 93% de las hembras no ovíferas (S/H) presentaron una condición de madurez total o madura (HD3). Finalmente, en este análisis se mostró



claramente una sincronía entre la madurez gonadal y el desarrollo embrionario en cada hembra, no obstante, se debe señalar que el grado de madurez en las hembras no ovíferas (S/H) corresponde al periodo de máxima actividad reproductiva, la cual puede diferir de aquellas que estarían en reposo o inicio de la estación.

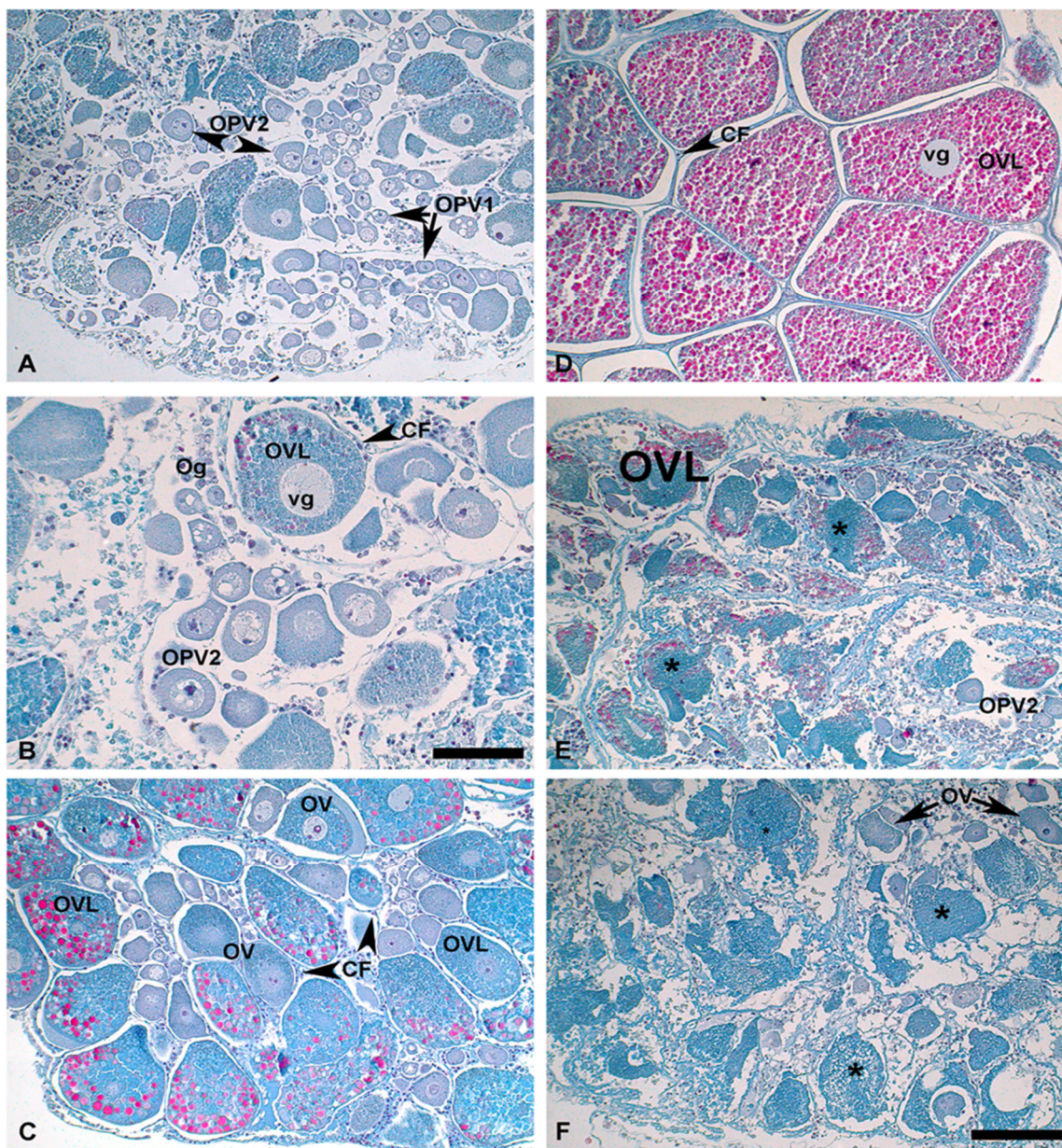
2.2. Análisis cuantitativo de la línea germinal

2.2.1. Tamaños de las células de la línea germinal femenina

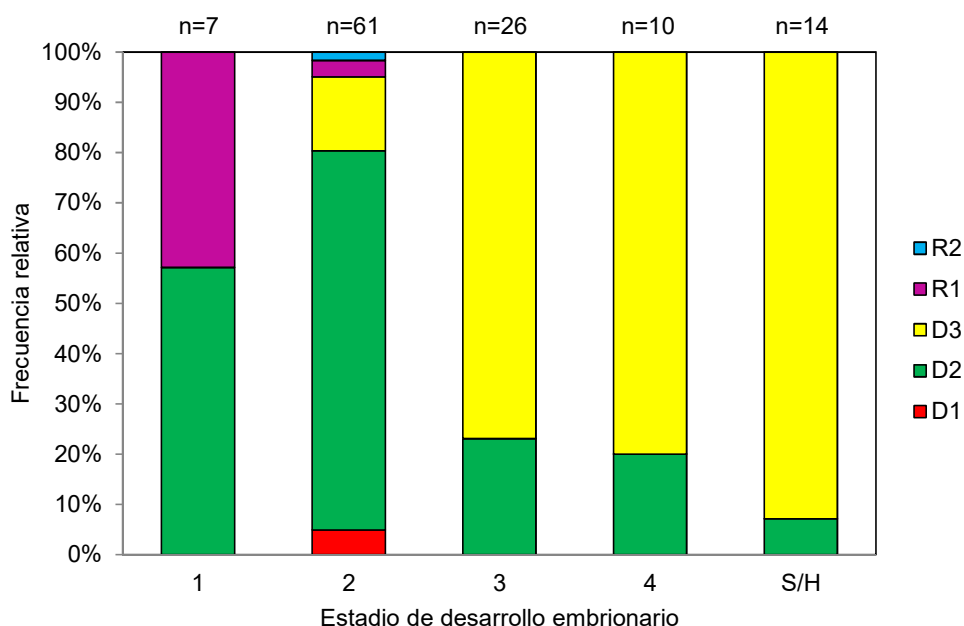
Se estiman los promedios de tamaño de cada uno de los tipos celulares de la línea germinal femenina. Se puede apreciar que el diámetro promedio de las ovogonias midió menos de 10 μm , con el subsecuente aumento progresivo del tamaño de los ovocitos desde el OPV1 al OVL alcanzando un diámetro aproximado de 300 μm . El aumento del diámetro es consecuente con incremento del perímetro y el área de los ovocitos, sin embargo, la variación en el tamaño habla de una población celular heterogénea, determinada por su crecimiento.

2.2.2. Distribución de tamaños de las células de la línea germinal femenina para cada estado de desarrollo embrionario

Se estiman las fluctuaciones de los tamaños promedios de los ovocitos. En cada grupo de estadio de desarrollo embrionario, el diámetro promedio de los ovocitos se ajusta claramente con la distribución de estados gonadales. Además, el incremento progresivo de los ovocitos va en correspondencia con la línea germinal. Así, los tamaños mayores de los ovocitos observados en el grupo de las hembras no ovíferas (S/H) y ovíferas en fase avanzada (estadio embrionario 3 y 4) estuvieron próximos a los tamaños de los OVL. En cada grupo de hembras ovíferas y no-ovíferas, las distribuciones de los tamaños de ovocitos fueron asimétricos y con una alta variabilidad (desviaciones estándar) que podrían representar una población heterogénea de ovocitos, principalmente aquellas que coincidieron con lo observado en los estados de desarrollo gonadal avanzado y total, donde la población mayoritaria de OVL generalmente estuvo acompañada de LGT representado por los OPV1-2.



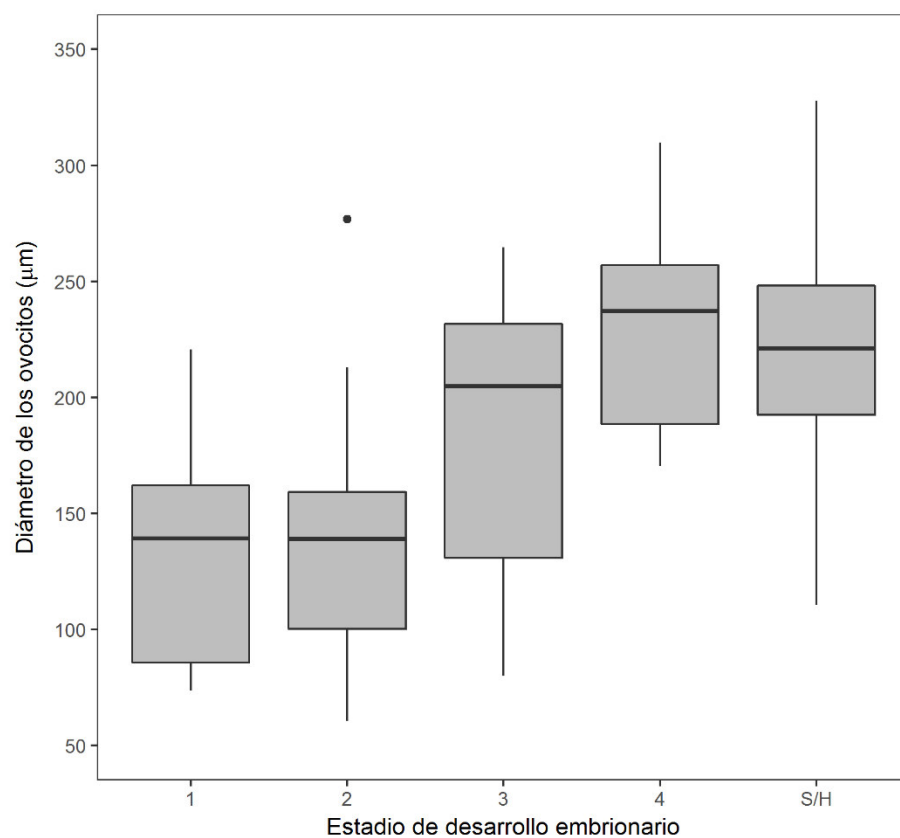
Fotomicrografías de cortes histológicos de ovario de langostino, teñidos con la tinción tricrómica de Arteta. A-F; Estados gonadales en hembras. A-B; estado de madurez inicial (HD1). B; HD1 a mayor aumento donde se observan los distintos tipos celulares de la línea germinal y somáticas acompañantes. C: HD2; estado de desarrollo avanzado. D: HD3; estado de desarrollo total o maduro. E: HR1; estado de regresión inicial. F: HR2; estado de regresión total. Abreviaciones: CF, células foliculares; Og, ovogonia; OPV1, ovocito previtelogénico 1; OPV2, ovocito previtelogénico 2; OV, ovocito vitelogénico; OVL, ovocito vitelogénico libre; vg, vesícula germinal; asterisco, ovocitos en degeneración o atrésicos. Barra de escala: A, C-F = 200 μ m.



Frecuencia relativa de los estadios de madurez gonadal en langostino colorado de acuerdo a los 4 estado de desarrollo embrionario y hembras no ovíferas (S/H). D1, desarrollo inicial; D2, desarrollo avanzado; D3, desarrollo total o maduro; R1, regresión o emisión inicial; R2, regresión o emisión total. N corresponde al número de hembras analizadas.

Tamaño promedio (μm) de los ovocitos de la línea germinal en langostino colorado. d.e. corresponde la desviación estándar.

Estadios	Área (d.e.)	Perímetro (d.e.)	Diámetro (d.e.)
GONIA	95,67 (56,65)	36,72 (9,38)	9,41 (2,92)
OPV1	969,68 (549,47)	119,19 (37,76)	33,70 (9,41)
OPV2	7778,13 (3760,12)	334,66 (75,12)	91,03 (24,74)
OVL	66193,94 (13312,79)	961,94 (94,74)	281,44 (33,02)



Diámetro promedio aritmético de los ovocitos de las hembras de langostino colorado agrupadas por estadio de desarrollo embrionario. S/H corresponde a las hembras no ovíferas.

3. Referencias

Gabe, M. 1968. Chapitre 4. L'inclusion et les manoeuvres préparatoires. En: Techniques histologiques pp. 67-100, Masson et Cie Editeurs, Paris.

López, M., C. Leyton y M. Graf. 1982. Técnicas de histología y citología. Departamento de Biología Celular y Genética, Universidad de Chile, Santiago. 242 pp.



IX. Listado de archivos acústicos usados en el presente estudio.

IV Región			V Región		
Cód.	Fecha	Archivo	Cód.	Fecha	Archivo
Mergayi1307	26/07/2013	T165227.raw	Jurel CentroSur2012	19/06/2012	T093416.raw
Mergayi1307	26/07/2013	T182624.raw	Jurel CentroSur2012	19/06/2012	T121100.raw
Mergayi1307	27/07/2013	T055419.raw	Jurel CentroSur2012	19/06/2012	T131922.raw
Mergayi1307	27/07/2013	T062826.raw	Mergayi1307	01/08/2013	T164420.raw
Mergayi1307	27/07/2013	T070233.raw	Mergayi1307	01/08/2013	T172004.raw
Mergayi1307	27/07/2013	T175841.raw	Mergayi1307	01/08/2013	T174829.raw
Mergayi1307	27/07/2013	T183239.raw	Mergayi1307	01/08/2013	T185132.raw
Mergayi1307	28/07/2013	T034403.raw	Mergayi1307	01/08/2013	T192053.raw
Mergayi1307	28/07/2013	T041811.raw	Mergayi1307	02/08/2013	T060947.raw
Mergayi1307	28/07/2013	T045219.raw	Mergayi1307	02/08/2013	T064355.raw
Mergayi1307	28/07/2013	T092033.raw	Mergayi1307	02/08/2013	T121306.raw
Mergayi1407	23/07/2014	T231520.raw	Mergayi1307	02/08/2013	T124717.raw
Mergayi1407	23/07/2014	T234711.raw	Mergayi1307	02/08/2013	T142053.raw
Reclan 1402	02/03/2014	T060509.raw	Mergayi1307	02/08/2013	T145501.raw
Reclan 1402	02/03/2014	T121759.raw	Mergayi1307	02/08/2013	T152909.raw
Reclan 1402	02/03/2014	T154128.raw	Mergayi1307	02/08/2013	T160316.raw
Reclan 1402	02/03/2014	T181455.raw	Mergayi1307	02/08/2013	T163723.raw
Reclan 1402	02/03/2014	T192136.raw	Mergayi1407	29/07/2014	T220736.raw
Reclan 1502	21/02/2015	T070036.raw	Mergayi1407	30/07/2014	T015110.raw
Reclan 1502	21/02/2015	T101806.raw	Mergayi1407	30/07/2014	T031853.raw
Reclan 1502	21/02/2015	T160758.raw	Mergayi1407	30/07/2014	T041748.raw
Reclan 1502	21/02/2015	T182513.raw	Mergayi1407	30/07/2014	T142335.raw
Reclan 1502	22/02/2015	T091029.raw	Mergayi1407	30/07/2014	T174902.raw
Reclan 1502	22/02/2015	T142049.raw	Mergayi1407	31/07/2014	T092503.raw
Reclan 1502	22/02/2015	T173026.raw	Mergayi1407	31/07/2014	T102425.raw
Reclan 1502	23/02/2015	T100221.raw	Mergayi1407	01/08/2014	T062630.raw
Reclan 1502	23/02/2015	T162450.raw	Reclas 1501	04/01/2015	T144840.raw
Reclan 1502	23/02/2015	T175538.raw	Reclas 1501	04/01/2015	T201340.raw
reclan34 1602	22/02/2016	T060746.raw	Reclas 1501	04/01/2015	T212708.raw
reclan34 1602	22/02/2016	T085257.raw	Reclas 1501	05/01/2015	T034529.raw
reclan34 1602	22/02/2016	T103139.raw	Reclas 1501	05/01/2015	T060953.raw
reclan34 1602	22/02/2016	T114806.raw	Reclas 1501	05/01/2015	T084828.raw
reclan34 1602	23/02/2016	T082244.raw	Reclas 1501	05/01/2015	T095848.raw
reclan34 1602	23/02/2016	T095824.raw	Reclas 1501	05/01/2016	T114632.raw
reclan34 1602	23/02/2016	T110912.raw	Reclas 1501	05/01/2016	T125441.raw
reclan34 1602	23/02/2016	T115122.raw	Reclas 1501	05/01/2016	T145335.raw
reclan34 1602	23/02/2016	T190100.raw	Reclas 1501	06/01/2016	T085153.raw
reclan34 1602	24/02/2016	T145717.raw	Reclas 1501	06/01/2016	T101101.raw
reclan34 1602	24/02/2016	T185139.raw	Reclas 1501	06/01/2016	T140456.raw
reclan34 1602	24/02/2016	T200757.raw	Reclas 1501	06/01/2016	T152100.raw
reclan34 1602	26/02/2016	T022614.raw	Reclas 1501	06/01/2016	T164029.raw
Reclas 1401	28/02/2014	T140213.raw	Reclas 1501	06/01/2016	T184837.raw
Reclas 1401	28/02/2014	T154616.raw	Reclas 1501	06/01/2016	T200151.raw
Reclas 1401	28/02/2014	T173212.raw	Reclas 1501	06/01/2016	T220053.raw
Reclas 1401	28/02/2014	T183736.raw	Reclas 1505	27/05/2015	T135353.raw
Reclas 1401	01/03/2014	T110741.raw			
Reclas 1401	01/03/2014	T122139.raw			



VIII Región			VIII Región		
Cód.	Fecha	Archivo	Cód.	Fecha	Archivo
Jurel CentroSur2012	28/06/2012	T013555.raw	Mergayi1407	10/08/2014	T064233.raw
Jurel CentroSur2012	28/06/2012	T015448.raw	Mergayi1407	10/08/2014	T21184.raw
jurel cs 2015	31/05/2015	T100106.raw	Mergayi1407	10/08/2014	T211846.raw
jurel cs 2015	31/05/2015	T132644.raw	Mergayi1407	10/08/2014	T22174.raw
jurel cs 2015	31/05/2015	T142642.raw	Mergayi1407	10/08/2014	T221744.raw
jurel cs 2015	31/05/2015	T155833.raw	Mergayi1407	10/08/2014	T235112.raw
jurel cs 2015	31/05/2015	T172754.raw	Mergayi1407	10/08/2014	T23512.raw
jurel cs 2015	03/06/2015	T002541.raw	Mergayi1407	11/08/2014	T01100.raw
jurel cs 2015	03/06/2015	T031121.raw	Mergayi1407	11/08/2014	T011005.raw
jurel cs 2015	03/06/2015	T045725.raw	Mergayi1407	11/08/2014	T045610.raw
jurel cs 2015	03/06/2015	T061214.raw	Mergayi1407	11/08/2014	T055535.raw
jurel cs 2015	03/06/2015	T105650.raw	Mergayi1407	11/08/2014	T065313.raw
jurel cs 2015	03/06/2015	T120232.raw	Mergayi1407	11/08/2014	T075050.raw
jurel cs 2015	03/06/2015	T132151.raw	Mergayi1407	12/08/2014	T000615.raw
jurel cs 2015	03/06/2015	T134805.raw	Mergayi1407	12/08/2014	T010356.raw
Jurel1506	05/06/2015	T115850.raw	Mergayi1407	12/08/2014	T020136.raw
Jurel1506	05/06/2015	T142407.raw	Mergayi1407	12/08/2014	T025916.raw
Jurel1506	08/06/2015	T042331.raw	Mergayi1407	12/08/2014	T073459.raw
Jurel1506	08/06/2015	T075150.raw	Mergayi1407	12/08/2014	T103856.raw
Jurel1506	08/06/2015	T124617.raw	Mergayi1407	12/08/2014	T113559.raw
Jurel1506	08/06/2015	T135303.raw	Mergayi1407	12/08/2014	T150814.raw
Mergayi1307	10/08/2013	T103907.raw	Mergayi1407	12/08/2014	T190147.raw
Mergayi1307	10/08/2013	T111315.raw	Mergayi1407	12/08/2014	T195925.raw
Mergayi1307	10/08/2013	T114722.raw	Reclas 1501	13/01/2015	T100959.raw
Mergayi1307	10/08/2013	T124358.raw	Reclas 1501	13/01/2015	T130627.raw
Mergayi1307	10/08/2013	T131805.raw	Reclas 1501	14/01/2015	T074650.raw
Mergayi1307	10/08/2013	T135215.raw	Reclas 1501	15/01/2015	T063555.raw
Mergayi1307	10/08/2013	T151032.raw	Reclas 1501	15/01/2015	T081247.raw
Mergayi1307	10/08/2013	T154439.raw	Reclas 1501	15/01/2015	T123212.raw
Mergayi1307	12/08/2013	T054414.raw	Reclas 1501	15/01/2015	T153722.raw
Mergayi1307	12/08/2013	T061240.raw	Reclas 1501	15/01/2015	T182456.raw
Mergayi1307	12/08/2013	T064108.raw	Reclas 1501	17/01/2015	T081519.raw
Mergayi1307	12/08/2013	T070942.raw	Reclas 1501	17/01/2015	T110212.raw
Mergayi1307	12/08/2013	T073809.raw	Reclas 1501	18/01/2015	T120536.raw
Mergayi1307	12/08/2013	T092017.raw	Reclas 1501	18/01/2015	T184203.raw
Mergayi1307	12/08/2013	T094849.raw	Reclas 1501	18/01/2015	T210159.raw
Mergayi1307	12/08/2013	T115440.raw	Reclas 1501	20/01/2016	T064420.raw
Mergayi1307	12/08/2013	T122523.raw	Reclas 1501	20/01/2016	T084537.raw
Mergayi1307	12/08/2013	T125348.raw	Reclas 1505	01/05/2015	T101134.raw
Mergayi1307	12/08/2013	T140046.raw	Reclas 1505	01/05/2015	T121014.raw
Mergayi1307	12/08/2013	T142911.raw	Reclas 1505	16/05/2015	T161926.raw
Mergayi1307	12/08/2013	T154418.raw	Reclas 1505	17/05/2015	T074856.raw
Mergayi1307	12/08/2013	T161243.raw	Reclas 1505	17/05/2015	T095835.raw
Mergayi1407	04/08/2014	T232516.raw	Reclas 1505	18/05/2015	T081330.raw
Mergayi1407	05/08/2014	T002254.raw	Reclas 1505	18/05/2015	T101204.raw
Mergayi1407	05/08/2014	T012032.raw	Reclas 1505	18/05/2015	T131739.raw
Mergayi1407	06/08/2014	T035929.raw	Reclas 1505	18/05/2015	T152101.raw
Mergayi1407	06/08/2014	T045709.raw	Reclas 1505	19/05/2015	T164301.raw
Mergayi1407	06/08/2014	T055449.raw	Reclas 1505	21/05/2015	T221410.raw
Mergayi1407	06/08/2014	T065229.raw	Reclas 1505	22/05/2015	T151953.raw
Mergayi1407	09/08/2014	T014821.raw	Reclas 1601	15/01/2016	T164100.raw
Mergayi1407	09/08/2014	T024602.raw	Reclas 1601	15/01/2016	T184930.raw
Mergayi1407	09/08/2014	T065241.raw	Reclas 1601	15/01/2016	T205618.raw



Pasos para la clasificación de fondo en el software Echoview:

Paso 1. Agregar todos los archivos “raw” para obtener un solo bloque de información.

Paso 2. Eliminar datos sin doble fondo o con registros defectuosos generados por el estado del mar (ruido)

Paso 3. Creación de la línea de fondo

Paso 4. Clasificación de fondo



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

Almte. Manuel Blanco Encalada 839

Fono 56-32-2151500

Valparaíso, Chile

www.ifop.cl



www.ifop.cl