

Evaluación de la población de langosta roja (*Panulirus argus*) explotada en costas del noreste de Brasil

Por

Dr. Cristian M. Canales

Msc. Mauricio Ibarra

Valparaíso, Chile, mayo 2021

RESUMEN

Se realizó la evaluación de la población de langosta roja (*Panulirus argus*) cuya pesquería ocurre en las costas del norte y noreste de Brasil. Se consideraron los parámetros biológicos citados en la literatura y estimaciones de desembarques generadas a partir de estadísticas de producción de plantas y composiciones de tallas de las capturas generadas a partir de información de calibres de exportación. Debido a la ausencia de índices de abundancia, los análisis fueron abordados sobre la base de dos tipos de modelos alternativos: uno para datos limitados en condiciones de equilibrio del reclutamiento en torno a la mortalidad total, y otro, un modelo de producción estructurado en edades ajustado a las composiciones de tallas de las capturas de varios años y los desembarques.

En el primer modelo de análisis (LBPA), se utilizaron distintos grupos de años de frecuencias de tallas y en los tres casos, la condición del stock dio cuenta de una población reducida en torno al 25% de la biomasa virginal (B_0) y un nivel de esfuerzo de pesca (mortalidad por pesca) entre 1.5 y 1.6 veces el valor de referencia $F_{40\%}$. Los resultados obtenidos se explican por la ausencia de individuos grandes y justificados por la diferencia entre la longitud asintótica y la talla promedio de las capturas. Por su parte, el modelo de producción estructurado en edades MESTOCKL fue condicionado a reproducir distintas combinaciones de niveles de agotamiento y valores de la pendiente de la relación stock recluta (h). La combinación más verosímil corroboró una reducción poblacional entre 10% y 20% de la biomasa B_0 , como consecuencia de altos niveles de explotación que ha registrado la población en su historia de pesquería. La situación anterior se obtuvo cuando el valor de steepness estuvo entre 0.7 y 0.75, indicando con esto una densodependencia media. No obstante, la limitación de los datos, la información obtenida desde las composiciones de tallas de las capturas permitió no solo acotar el probable estado de la población, sino también dar algunas ideas sobre el parámetro de escarpamiento de la relación S/R .

Los resultados muestran que la presión de pesca hoy en día se concentra sobre una población juvenalizada y que la escasa presencia de ejemplares sobre los 330 mm de longitud total hace suponer una reducción considerable del potencial reproductivo. Las sospechas de sobrepesca o sobre explotación en esta especie no son nuevas, considerando que antecedentes de los años 60s ya indicaban rasgos de disminución poblacional. Las perspectivas de la población dependen del objetivo de manejo que sea propuesto, ya que un nivel de agotamiento en el orden del 20% de la biomasa virginal, se considera generalmente como límite de agotamiento, por lo que justificaría el cierre de una pesquería. Con el fin de evaluar alternativas para su recuperación, se recomienda realizar evaluación de estrategias de manejo. Las estrategias de manejo deberían estar sustentadas en objetivos alcanzables, medibles (puntos de referencia) y acordadas con pescadores y partes interesadas. Se recomienda que su monitoreo sea en base a indicadores operacionales empíricos tomados desde la misma pesquería, como por ejemplo la proporción de mega-reproductores en las capturas o la captura por unidad de esfuerzo CPUE.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	2
ÍNDICE GENERAL	3
1 INTRODUCCIÓN	4
2 ANTECEDENTES.....	6
2.1 PESQUERÍA	6
2.2 DE LA ESPECIE.....	7
2.2.1 <i>Ciclo de vida</i>	8
2.2.2 <i>Aspectos reproductivos</i>	9
2.2.3 <i>Crecimiento y mortalidad</i>	11
3 METODOLOGÍA.....	2
3.1 DATOS Y PARÁMETROS BIOLÓGICOS.....	2
3.2 MODELOS DE ANÁLISIS	4
3.2.1 <i>Length-based pseudo-cohort analysis (LBPA)</i>	5
3.2.2 <i>Modelo de Producción integrado de evaluación (MESTOCKL)</i>	6
4 RESULTADOS.....	9
4.1 LENGTH-BASED PSEUDO-COHORT ANALYSIS (LBPA)	9
4.2 MODELO DE PRODUCCIÓN INTEGRADO DE EVALUACIÓN (MESTOCKL).....	16
5 DISCUSIÓN.....	26
6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	29
I. ANEXOS.....	39

1 INTRODUCCIÓN

La gestión de los recursos pesqueros requiere de la evaluación de poblaciones que estimen que rendimientos son sostenibles a largo plazo. En muchos países, este no es un requisito legal, pero es fundamental para lograr una explotación sustentable de los recursos pesqueros, basada en objetivos de captura de largo plazo. Los científicos pesqueros trabajan para incorporar índices y relaciones funcionales en la evaluación de poblaciones para mejorar los pronósticos de las implicancias del cambio ambiental y la pesca en el estado actual y futuro de esos recursos, por lo que modelar el estado de una población, es importante para poder pronosticar la productividad y los niveles de explotación que puede soportar.

La captura de langostas es una actividad pesquera tradicional en el Caribe y áreas adyacentes del Océano Atlántico occidental (Andrade, 2015). Específicamente, la actividad pesquera sobre el recurso langosta roja *Panulirus argus* (Latreille, 1804), se inicia a mediados de la década de 1950 (Marinho-Jr., 1981; Fonteles-Filho, 1988), con operaciones circunstanciales y se ha desarrollado en el área marítima comprendida entre Carolina del Norte y Río de Janeiro (Ehrhardt, 2011; Bolaños *et al.*, 2016). Esta especie sostiene, una de las pesquerías de mayor importancia económica y ecológica de todo el Caribe (Goldstein, 2004). Entre 2012 y 2016, en orden decreciente, Bahamas, Brasil, Honduras, Nicaragua, Cuba, Estados Unidos, República Dominicana y Belice, han sido los más importantes productores de *P. argus* (Ehrhardt, 2011).

Las pesquerías de langosta en la plataforma continental brasileña se centran en la langosta espinosa roja *P. argus* (Latreille, 1804), langosta espinosa verde *P. laevicauda* (Latreille, 1817) y la langosta espinosa pintada *P. echinatus* (Smith, 1869), Siendo *P. argus* la especie que representa la mayor fracción de las capturas, alcanzando alrededor de 5000 toneladas anuales en el último quinquenio.

La importancia económica de las pesquerías de langosta espinosa y los efectos negativos de la explotación llevaron al gobierno brasileño a introducir medidas para el manejo de la industria en la década de 1960. Desde entonces, se han aplicado varias medidas reglamentarias diferentes, como el establecimiento de un tamaño mínimo legal para la explotación comercial de langostas y limitaciones en el equipo y las temporadas de recolección. Sin embargo, las regulaciones han sufrido muchas modificaciones, en particular en lo que respecta a las restricciones de equipos y técnicas. Actualmente, mientras que las nasas para langostas están permitidas, la pesca con redes tipo agallera y el buceo (libre o con compresor) están prohibidos (IBAMA, 2008).

Recientemente, se publicó una normativa que establece la veda y define las reglas para el desembarque, transporte, almacenamiento, comercialización y procesamiento de las especies de langosta roja (*Panulirus argus*), verde (*Panulirus laevicauda*), manchada (*Panulirus echinatus*) y cangrejos (*Scyllarides brasiliensis*, *Scyllarides delfosi*, *Scyllarides aequinoctialis* y *Scyllarides deceptor*) en aguas jurisdiccionales brasileñas (MAPA, 2019). Sin embargo, a causa de la pandemia de COVID-19 fue suspendida por un año.

En el caso de la langosta espinosa, varios problemas fundamentales permanecen sin resolver debido a la estimación imprecisa de los parámetros de historia de vida, dada la naturaleza fragmentada de los datos y la comprensión limitada asociada de cómo funcionan los grandes ecosistemas. Por estas razones, este trabajo se centra principalmente, en primer lugar, en resumir y sintetizar la información disponible sobre *P. argus*, frente a las costas de Brasil y con esta realizar una evaluación de stock, para determinar el estado de explotación en el que se encuentra.

2 ANTECEDENTES

2.1 Pesquería

La captura de langosta en Brasil comenzó en 1955 (Fonteles-Filho, 1988) y alcanzó un total de 8429 t (entera) en 1994, de las cuales 6488 t fueron de langosta roja (*P. argus*) y 1,941 t de langosta verde (*P. laevicauda*). La especie *P. argus*, es la más importante en cuanto al volumen desembarcado, aportando alrededor de 70,6% del peso total y *P. laevicauda* 29,4% (Cruz *et al.*, 2013). En Brasil, anualmente, se han desembarcado, aproximadamente, 7000 toneladas de langosta espinosa durante las últimas décadas (Andrade, 2015), lo que generaría ingresos anuales por más de 60 millones de dólares,

En esta pesquería operan directamente cerca de 11000 pescadores, que utilizan aproximadamente 3,500 embarcaciones pequeñas, hasta 11 m de eslora y medianas, entre 11 y 15 m de eslora) (Oliveira, 2005). La relevancia de este recurso está en función de la relación precio-volumen de captura que resulta económicamente atractiva para numerosos habitantes de la región que participan en la captura y comercialización (Sosa-Cordero & Ramírez-González, 1999),

La pesca comercial de langosta frente a las costas brasileñas se localiza en el norte (estados de Amapá y Pará), noreste (estados de Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe y Bahía) y sureste (estado de Espírito Santo). Estas capturas, se llevan a cabo hasta 90 metros de profundidad (Ivo & Pereira, 1996a) y cubre un litoral de aproximadamente 6,573 km. Sin embargo, algunos estudios han reportado la pesca de langosta en el norte del estado de Río de Janeiro, colindante con el estado de Espírito Santo, realizada por embarcaciones del municipio de Marataízes (ES) (Zanchetta, 2009).

Actualmente, los dispositivos de pesca utilizados son trampas o nasas (manzuá y cangalha) y la red de espera de fondo (“caçoeira”), este último método no está regulado por la legislación vigente (Barroso, 2012). El manzuá es una trampa con marco de madera, de forma rectangular, cubierta por una malla de alambre galvanizado o hilo de nailon y con una abertura lateral denominada “sanga”. La cangalha tiene características similares al manzuá, sin embargo, contiene dos sangas. Caçoeira es una red de espera de fondo construida con multifilamento o monofilamento de nylon, y este dispositivo de pesca fue prohibido por ser perjudicial para la población de langostas, destruyendo el sustrato (Vasconcelos *et al.*, 1994; Vasconcelos & Oliveira, 1996; Diaz-Nieto, 2008). En algunas regiones de Brasil, la captura de langosta se realiza a través del buceo libre y el buceo asistido por un compresor de aire en atractores artificiales (conocidos como “marambais”), los cuales también están prohibidos por la legislación vigente (Silva & Fonteles-Filho, 2011).

2.2 De la especie

La langosta espinosa o langosta roja (**Figura 1**), *Panulirus argus* (Latreille, 1804) es un crustáceo decápodo perteneciente a la familia Palinuridae (Tavares, 2002) que se encuentra distribuida desde Carolina del Norte hasta Río de Janeiro (**Figura 2**), incluyendo el Golfo de México y el Mar Caribe (Holthuis, 1991; Tavares, 2002). *P. argus* posee la mayor área de distribución entre las especies del género *Panulirus*, y se puede encontrar en islas oceánicas, en bancos submarinos y en la plataforma continental (Ivo & Pereira, 1996a). Esta especie constituye uno de los recursos pesqueros de mayor valor económico y ecológico de todo el Caribe (Goldstein, 2004).

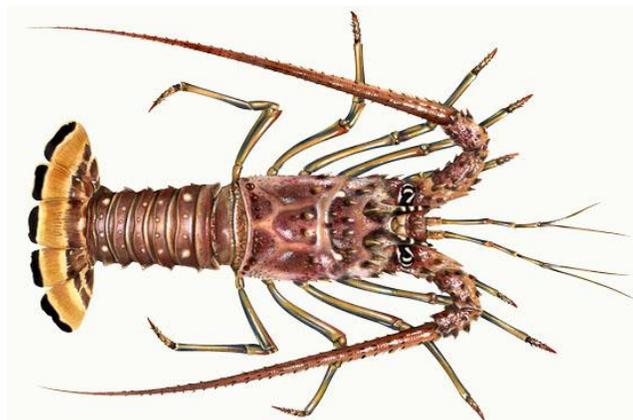


Figura 1. Langosta roja (*Panulirus argus*). Fuente: <https://thisfish.info/fishery/species/caribbean-spiny-lobster/>.

Si bien, en esta especie se han definido distintas unidades poblacionales, la primera clasificación, llevada a cabo por la Comisión de Pesca para el Atlántico Centro-Occidental (COPACO) de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), identificó cuatro subpoblaciones dentro del Mar Caribe y el Atlántico Centro-Occidental (CLME+Project/OSPESCA, 2019). Recientemente, Truelove *et al.* (2016) propusieron tres poblaciones en el Caribe. Por su parte Andrade (2015), plantea la existencia de una población diferente en Brasil, debido a diferencias genéticas respecto de las poblaciones del Caribe, además de señalar la existencia de una población en el Atlántico Sur y tres poblaciones en el Mar Caribe. Esto último tuvo como resultado, que se sugiriera provisionalmente la existencia de dos subespecies: a) *P. argus argus*, para la región del Gran Caribe y b) *P. argus westoni*, para la población de Brasil (Silverman, *et al.*, 1994; Sarver, *et al.*, 1998; Sarver, *et al.*, 2000), pero el estado de estas subespecies propuestas (*nomen nudum*) no fue aceptado por la nomenclatura taxonómica internacional. Posteriormente, se verificaron diferencias filogenéticas entre las poblaciones de *P. argus* en el Gran Caribe y Brasil, sugiriendo la existencia de especies crípticas (Diniz *et al.*, 2005; Tourinho *et al.*, 2012). Como resultado, fue reconocida la ocurrencia de *Panulirus meripurpuratus* sp. (Giraldes & Smith, 2016) como especie de aguas atlánticas en Brasil. Sin embargo, por lo reciente del hallazgo, en el presente trabajo se utilizará el nombre descrito por Latreille (1804).



Figura 2. Distribución espacial de la langosta roja *Panulirus argus*. Fuente: Butler et al., 2013. <https://www.iucnredlist.org/species/169976/6697254>.

2.2.1 *Ciclo de vida*

Su ciclo de vida incluye cinco fases, una de las cuales es planctónica con una duración aproximada entre cinco y doce meses, dependiendo de las condiciones ambientales (Lewis, 1951; Silberman *et al.*, 1994; Cruz, 2002) y comprende 11 estadios larvarios. Posteriormente, las larvas experimentan una metamorfosis pasando a una etapa postlarval, llamada puerulus (Lewis *et al.*, 1952), las que migran durante todo el año hacia áreas costeras (Umaña & Chacón, 1994; Briones *et al.*, 1997; Jeffs *et al.*, 2005). Cómo se señaló, el asentamiento postlarval tiene lugar en hábitats poco profundos, pero con vegetación, como raíces de manglares, lechos de pastos marinos y algas rojas (Witham *et al.*, 1968; Marx & Herrnkind, 1985; Briones & Lozano, 2001), aunque, en algunos casos, pueden alcanzar alrededor de los 90 m de profundidad (FAO, 2001). Los juveniles son gregarios y cambian de hábitat hasta alcanzar la madurez sexual (Briones *et al.*, 1997; Briones-Fourzán *et al.*, 2003; Cruz *et al.*, 2007). Esta especie presenta dimorfismo sexual; los machos presentan, en general, mayor tamaño promedio que las hembras y diferencias significativas en la placa esternal (Bolaños *et al.*, 2016).

Si bien *P. argus* y *P. laevicauda* cohabitan, las proporciones de los estados post-larval y juvenil varían según la región en la costa noreste de Brasil. En la zona de Pernambuco se ha registrado una proporción menor de post-larvas y juveniles de *P. laevicauda* (10.1%) respecto de *P. argus* (89.9%) de acuerdo con lo reportado por Costa *et al.* (1968). Por su parte, Rolim & Rocha (1972), en el estado de Ceará, registran predominancia de *P. laevicauda* (91.5%).

2.2.2 Aspectos reproductivos

Paiva (1961) afirma que la época de mayor intensidad reproductiva en el litoral de Pernambuco es en agosto, pero Coêlho *et al.* (1963a) encontró hembras ovíferas desde julio de 1961 a septiembre de 1962 (excepto en julio de este último año), aunque la mayor intensidad fue registrada en septiembre de 1961 y enero y marzo de 1962. Paiva & Costa (1963 a 1971) y Costa & Paiva (1974), en general registran hembras en proceso de reproducción durante todo el año, pero los meses de mayor actividad estarían, de forma variable, entre el primer y segundo trimestre y, además, existiría un periodo menos intenso entre junio y septiembre de cada año. Ivo y Pereira (1996a), señalan que, si bien la reproducción ocurriría durante todo el año, con los antecedentes existentes se podría concluir, que existirían dos períodos de reproducción de mayor intensidad, el primero que comenzaría en enero, extendiéndose hasta junio o julio, cuyo pico estaría entre febrero y abril y un segundo período, de menor actividad, entre agosto y septiembre, aun cuando los diversos autores difieren en su determinación. Esto último, estaría siendo explicado por factores aleatorios en las muestras, o incluso por las variaciones ambientales no observadas y al lugar donde se tomaron las muestras.

La información de madurez sexual para esta especie es escasa, aun cuando la dinámica reproductiva ha sido vastamente estudiada. Las diferentes investigaciones señalan tallas de madurez sexual, en que el 50% de los ejemplares se encuentran maduros (TMS50%) entre 20.1 y 26.6 cm de longitud total y entre 7.1 y 9.6 cm de longitud cefalotorácica (**Tabla 1**). Los tamaños mínimos de hembras maduras, registrados en diferentes investigaciones, varían entre 14.0 y 20.0 cm de longitud total y entre 4.7 y 7.1 cm de longitud cefalotorácica (**Tabla 2**).

Tabla 1. Talla de madurez sexual de *P. argus*, determinada en diferentes investigaciones.

Autores	Longitud total (cm)	Longitud cefalotorácica (cm)	Zona
Paiva & Costa (1963)**	22.0*	7.9	Ceará
Paiva & Costa (1964)**	21.8*	7.8	
Paiva & Costa (1965)**	22.5*	8.1	
Paiva & Costa (1966)**	23.1*	8.3	
Soares & Cavalcante (1985)	20.1	7.1*	Costa noreste de Brasil
Soares & Peret (1998)	22.1*	7.9	
Salazar (2020)	24.4*	8.8***	Costa noreste de Brasil (datos año 1966)
	26.6*	9.6***	Costa noreste de Brasil (datos año 2018)

(*) Conversión a partir de las relaciones establecidas por Rocha & Xavier (2000): 1) Machos: $\ln(LT) = 1,61 + 0,86 \cdot \ln(LC)$
 2) Hembras: $\ln(LT) = 1,29 + 0,94 \cdot \ln(LC)$; (**) Información obtenida de Baisre (2000); (***) Datos publicados por Paiva & Costa (1967).

Tabla 2. Tallas mínimas de hembras maduras de *P. argus*, observadas en diferentes investigaciones.

Longitud total (cm)	Longitud cefalotorácica (cm)	Autores
17.1	6.0*	Paiva & Silva (1962)
16.0-20.0	5.6*-7.1*	Paiva & Costa (1963 a 1971)
14.0-18.0	4.9*-6.4*	Costa & Paiva-Filho (1974)
13,3*-13,9*	4,7-5,0	Ivo & Pereira (1996a)

(*) Conversión a partir de las relaciones establecidas por Rocha & Xavier (2000): 1) Machos: $\ln(LT) = 1,61 + 0,86 \cdot \ln(LC)$
 2) Hembras: $\ln(LT) = 1,29 + 0,94 \cdot \ln(LC)$.

Diversos autores, que han estudiado la relación entre la fecundidad (F) y la longitud (L) de la langosta en el noreste de Brasil, coinciden en que existe correlación positiva entre estas variables (**Tabla 3**), por lo que la conclusión es que las hembras de tallas mayores producen un número superior de ovocitos e incuban un mayor número de huevos que las hembras pequeñas (Ivo & Gesteira, 1986; Nascimento, 1970; Nascimento & Araújo, 1984). Lo anterior hace suponer que las hembras de mayor tamaño son las que más aportan a la recuperación de las poblaciones (Ivo & Pereira, 1996a).

Tabla 3. Funciones matemáticas que relacionan la fecundidad con el tamaño corporal de *P. argus*.

Función	R	Autor
$F = 4.8 \cdot LT^{3.53}$	0.98	Mota Alves & Bezerra (1968)
(*) $F = (-634.232 + 40.823 \cdot LT) \cdot 10^3$	0,984	Nascimento (1974)
(**) $F = (-801.536 + 46.105 \cdot LT) \cdot 10^3$	0,976	Ivo & Gesteira (1986)
(***) $F = (-748.935 + 45.952 \cdot LT) \cdot 10^3$	-	
$Fm = -776.317 + 6.83010 LA$	-	Ivo <i>et al.</i> (1996)

F: fecundidad (número de huevos); Fm: fecundidad en miles de huevos; LT: longitud total, LA: longitud del abdomen.

(*) Obtenida de Ivo & Gesteira (1986).

(**) Datos obtenidos entre 1980 y 1981.

(***) Datos obtenidos en 1970, 1980 y 1981.

2.2.3 Crecimiento y mortalidad

Los parámetros de crecimiento de Von Bertalanffy (1934), se emplean en una serie de modelos utilizados en la evaluación de los recursos pesqueros (Punt, 2003; Maunder *et al.*, 2015; Francis *et al.*, 2016; Punt *et al.*, 2016, Canales *et al.*, 2021). Los antecedentes de *P. argus*, respecto del crecimiento son diversos, existiendo variadas estimaciones de los parámetros peso-talla (**Tabla 4**) y de la curva de crecimiento. Las estimaciones de la longitud asintótica varían entre 339.6 y 491.3 mm de LT y su tasa de crecimiento se expresa en un coeficiente K cuyo rango de valores está entre 0.225 y 0.380 (**Tabla 5**). En este trabajo, se consideró la estimación realizada por Ivo & Pereira (1996), para el rango de años 1970-1993. Por su parte, la tasa de mortalidad natural para *P. argus* ha sido estimada por diferentes autores, variando entre 0.189 y 0.8 (**Tabla 6**). Para efectos del análisis, se consideró un valor $M=0.47$ correspondiente a una longevidad mayor a 6 años.

Tabla 4. Parámetros de la relación talla-peso, estimada para *P. argus*.

Autor	Sexo	a	b
Coêlho <i>et al.</i> (1963b)*	M	4.70E-05	2.97
	H	1.54E-04	2.74
Fonteles-Filho <i>et al.</i> (1988)	Total	6.51E-05	2.91
Rocha & Xavier (2000)	M	4.11E-05	3.00
	H	1.02E-04	2.82
	Total	5.77E-05	2.94
Oliveira <i>et al.</i> (2014)	Total	6.00E-05	2.88

Tabla 5. Parámetros de crecimiento estimados para *P. argus*. En negrilla se destaca el conjunto de parámetros empleados en los modelos de análisis.

Referencia	Área	Método	Sexo	LC _∞ (mm)	LT _∞ (mm)	K	t0	Período	Data
do Santos <i>et al.</i> (1964)	Plataforma continental del noreste de Brasil. Costa de los estados de Ceará y Pernambuco	Progresión Modal	Machos	142	356	0.34	-	1962-1963	Proveniente de las capturas
			Hembras	130	353	0.38	-		
Gonzalez-Cano & Rocha (1995)	Plataforma continental del noreste de Brasil	Análisis de composición de longitudes de Shepard	Machos	207.2	491.3*	0.26	-		
			Hembras	124.9	339.6*	0.23	-		
Ivo & Pereira (1996b)	Plataforma continental del noreste de Brasil.	Progresión Modal. Gráfico de Ford-Walford (Ford 1933; Walford 1946).	Machos	188.6*	453.0	0.236	-	1970-1976	Proveniente de las capturas
			Hembras	175.1*	425.0	0.234	-		
			Machos	179.4*	434.0	0.266	-	1975-1980	
			Hembras	178.0*	431.0	0.248	-		
			Machos	174.6*	424.0	0.227	-	1979-1984	
			Hembras	177.5*	430.0	0.234	-		
			Machos	181.3*	438.0	0.235	-	1982-1988	
			Hembras	182.3*	440.0	0.229	-		
			Machos	169.3*	413.0	0.225	-	1987-1993	
			Hembras	174.1*	423.0	0.237	-		
			Machos	178.4*	432.0	0.229	-	1970-1993	
			Hembras	177.0*	429.0	0.236	-		
Total	177.7*	430.5	0.233	-					
Leocádio & Cruz (2008)	Plataforma continental del noreste de Brasil	Meta-analysis	Machos	176.7	428.4*	0.279			
			Hembras	142.4	384.2*	0.281			
Salazar & Cruz (2019)	Plataforma continental del noreste de Brasil	No detallado	Machos	176.1	427.1*	0.277			
			Hembras	139.4	376.6*	0.282			

(*) Conversión a partir de las relaciones establecidas por Rocha & Xavier (2000):

1) Machos: $\ln(LT) = 1,61 + 0,86 \cdot \ln(LC)$

2) Hembras: $\ln(LT) = 1,29 + 0,94 \cdot \ln(LC)$

Tabla 6. Mortalidad natural, estimada para *P. argus*.

Autor	Método	Sexo	M
Buesa (1972)	Marcaje-recaptura	Ambos	0.26-0.44
Cruz <i>et al.</i> (1981)	Fórmula empírica de Rikhter & Efanov (1977)	Ambos	0.53-0.59
		Ambos	0.313
Ivo & Pereira (1996a)		Machos	0.203
		Hembras	0.189
Baisre (2000)	Formula de Pauly (1980)	Ambos	0.39-0.53
	Derivación empírica de Cruz <i>et al.</i> (1981)	Ambos	0.2-0.26
FAO (2003)	-	Ambos	0.35
	-		0.3
FAO (2007)	-	Ambos	0.54 a 0.8

3 METODOLOGÍA

3.1 Datos y parámetros biológicos

- **Capturas**

Los datos de desembarque correspondieron al periodo 1955-2020. Estas estadísticas fueron obtenidas de Andrade (2015), para el período 1955-1964, de Cruz *et al.* (2013), desde 1965 hasta 2007, mientras que de 2008 a 2020 fueron generadas por CEDEPESCA a partir de registros de exportaciones. La serie fue construida considerando las estadísticas de producción total y sobre estas la proporción de producción de langosta roja reportada por las empresas. Los datos muestran que el desembarque, en los últimos 20 años, ha fluctuado en torno a 5 mil toneladas, pero que evidencia una leve tendencia decreciente en el período 2010-2020 (**Figura 3**).

- **Composiciones de tallas**

Se consideró la información de longitud total generada por CEDEPESCA, desde el año 2004 hasta 2020, a partir de datos de calibres de exportación (**Figura 4**). Estas estructuras de tamaños se obtuvieron a partir de la conversión del peso de colas transformadas a longitud total, ya sea a partir de colas o de langostas enteras. Para esto se consideraron relaciones biométricas entre el peso individual de cola a la talla. Esta última información presenta intervalos de tamaños cuya amplitud es irregular, lo que provoca que la frecuencia observada sea notoriamente superior en los casos en que dicho intervalo también lo es, distorsionando la composición de tamaños esperada. Para solucionar esto se generó un procedimiento de simulación y remuestreo aleatorio proporcional a la misma composición de tallas original. El tamaño de muestra fue de 1000 ejemplares en cada año. Al interior de cada intervalo irregular se supuso una distribución uniforme de individuos, los que fueron remuestreados aleatoriamente y ordenados en un intervalo de tallas regular cada 25 mm entre 150 mm y 350 mm de longitud total (**Figura 5**).

La proporción de tallas muestra que el último paso de buenos reclutamientos fue en 2004-2005 lo cual se observa por medio del incremento en la proporción de individuos mayores a 275 mm LT (**Tabla 7**). Posterior a este año, la captura ha estado representada principalmente por individuos que se encuentran entre 200 y 225 mm de LT y menor presencia de grandes reproductores. Cabe indicar que en esta pesquería se dispone de escasas estadísticas de esfuerzo de pesca.

Los parámetros biológicos fueron tomados a partir de los antecedentes presentados, cuyo resumen se entrega en la **Tabla 8**.

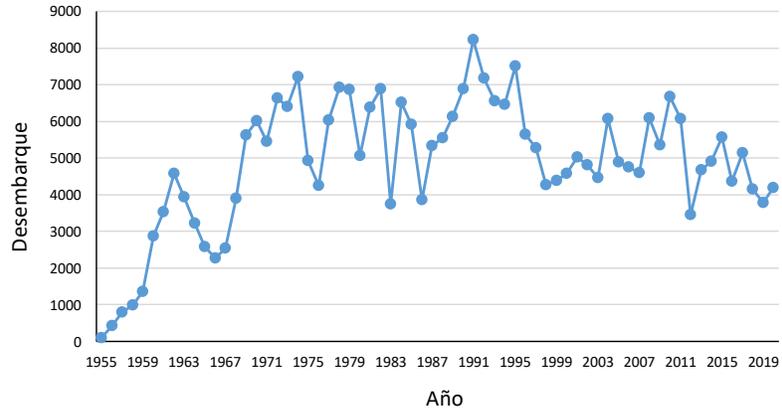


Figura 3. Estadísticas reconstruidas de los desembarques de langosta roja del noreste de Brasil. Período 1955-2020.

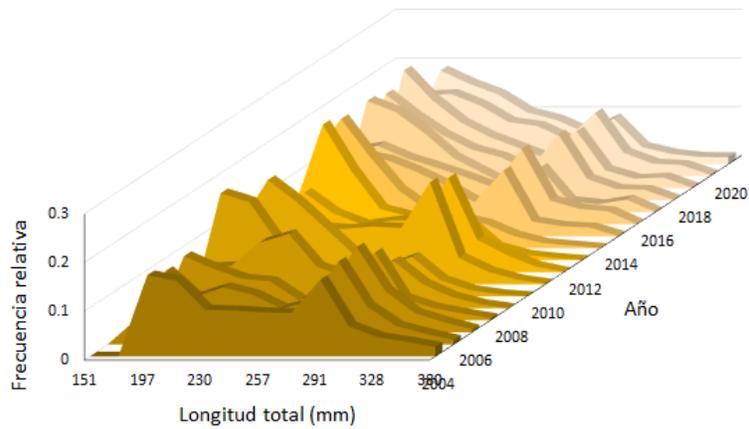


Figura 4. Composiciones de tallas de langosta roja, generadas a partir de información de calibres de exportaciones.

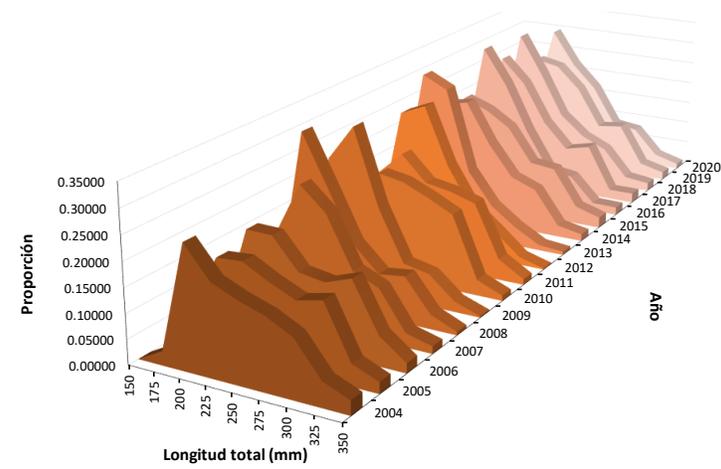


Figura 5. Composiciones de tallas de langosta roja, generadas a partir del remuestreo de información de calibres de exportaciones.

Tabla 7. Proporciones de longitudes de las capturas 2004-2020. Las flechas señalan el aparente paso de buenos reclutamientos por la pesquería. Los colores más oscuros representan la magnitud de las proporciones a la talla.

Longitud total (mm)									
	150	175	200	225	250	275	300	325	350
2004	0.00000	0.02915	0.24925	0.18593	0.16382	0.14673	0.11960	0.05126	0.02915
2005	0.00000	0.08141	0.18794	0.19196	0.16382	0.14070	0.15276	0.04523	0.02312
2006	0.00000	0.04020	0.21106	0.21005	0.14874	0.14070	0.15980	0.06030	0.02010
2007	0.00000	0.03015	0.17186	0.27940	0.23216	0.12965	0.10653	0.02915	0.01508
2008	0.00000	0.04221	0.34774	0.24523	0.13970	0.08945	0.09648	0.03015	0.00704
2009	0.00101	0.03417	0.26734	0.34070	0.18392	0.07839	0.06734	0.02211	0.00302
2010	0.00302	0.01910	0.15678	0.21809	0.20905	0.18593	0.15980	0.03317	0.01106
2011	0.00201	0.02111	0.18191	0.23116	0.17889	0.16985	0.15377	0.04422	0.01206
2012	0.00302	0.02312	0.28643	0.30955	0.18693	0.10452	0.06231	0.01709	0.00201
2013	0.00000	0.04322	0.34673	0.32161	0.14774	0.07940	0.04121	0.01206	0.00704
2014	0.00000	0.03216	0.25829	0.26935	0.18291	0.11658	0.09648	0.02513	0.01508
2015	0.00000	0.02312	0.24724	0.22814	0.19497	0.12261	0.11658	0.03920	0.02312
2016	0.00000	0.04020	0.33970	0.26332	0.16181	0.07940	0.07136	0.01809	0.01709
2017	0.00000	0.03819	0.29548	0.24422	0.15678	0.10251	0.11558	0.02111	0.02111
2018	0.00000	0.03618	0.32864	0.24523	0.15075	0.10754	0.08342	0.02412	0.01809
2019	0.00000	0.03719	0.25126	0.24020	0.19095	0.10754	0.11457	0.03015	0.01709
2020	0.00000	0.08241	0.29849	0.22312	0.17186	0.08844	0.08141	0.02613	0.01106

Tabla 8. Parámetros biológicos empleados en el modelo LBPA ajustado a datos de langosta roja.

```
#Biological parameters
#Loo      k      M      log_aw      bw      L50m      L95m      spawn_time
430.5  0.233  0.47  -4.24      2.94      243.85    303.98    0.25
#(aw and bw, coefficients of L-W relationship; L50m and L95m, parameters of
maturity (ogive) at-length; spawn_time, spawning year fraction)

#Number of ages (assumption)
6

#Number of samples/years
3
```

3.2 Modelos de Análisis

A partir de la información disponible y considerando su limitada cobertura, se exploraron dos variantes de modelos estadísticos de análisis de dinámica en edades y observaciones en tallas: Un primer modelo consideró un análisis exploratorio para datos limitados donde se asume que las composiciones de tallas son informativas de la presión de pesca, LBPA (Canales *et al.*, 2021). Un segundo modelo correspondió a uno de producción estructurado a la edad, en el cual se integran las series de desembarques y todas las composiciones de tallas de las capturas histórica para generar apreciaciones sobre el estado de las poblaciones (MESTOCKL) (Canales *et al.*, 2014). Este último modelo fue aplicado en base a escenarios de agotamiento poblacional (%B0) explorando su desempeño y calidad de ajuste a la información de composiciones de tallas de las capturas.

3.2.1 *Length-based pseudo-cohort analysis (LBPA)*

En el modelo de estimación se estudia el equilibrio cuya dinámica es en edades y las observaciones en tallas. El modelo LBPA (“Length Based pseudo-cohort analysis”) corresponde a un análisis de cohortes a la talla formulado por Canales *et al.* (2021), el cual es de naturaleza similar al modelo “Length Based Spawning Potential Ratio” (LBSPR) de Hodryk *et al.* (2014), pero cuya diferencia radica en la posibilidad de integrar varios años de análisis tratados como muestras aleatorias de una determinada condición poblacional. El modelo provee estimación de la mortalidad por pesca del período de análisis, el porcentaje de biomasa desovante remanente (SPR) y niveles de referencia (PBR) de acuerdo con el nivel de reducción de la biomasa desovante objetivo.

El modelo supone que la pesca es la única responsable de la ausencia de los peces de mayor tamaño, de manera que a mayor diferencia entre la longitud asintótica (talla promedio de los peces más longevos en estado virginal) y la talla promedio registrada en las capturas, da como resultado que el nivel de mortalidad por pesca se incrementa. El modelo depende fuertemente de los parámetros de historia de vida (crecimiento, madurez y mortalidad) y supone que el reclutamiento y mortalidad por pesca pueden ser representados por un promedio de largo plazo (equilibrio). Este modelo es particularmente útil cuando no se disponen de estadísticas confiables de desembarques, pero si de un muestreo intensivo de tallas de las capturas. Con el fin de compatibilizar el supuesto de equilibrio antes mencionado, la implementación de este modelo consideró tres escenarios de bloques de años más recientes: 7, 5 y 3 años. El modelo resuelve 4 parámetros, los que corresponden a: 1) la mortalidad por pesca de los grupos completamente reclutados a la pesquería (F_{cr}); 2) la talla del reclutamiento L_0 ; 3) los parámetros L_{50} y 4) *rango* de la curva logística de selectividad. En todos estos casos se consideran *prioris* informativas cuyos coeficientes de variación fueron fijados en 0.1 (**Tabla 9**). Los detalles de este modelo se presentan en **Anexos**.

Tabla 9. Parámetros iniciales empleados en el modelo LBPA ajustado a datos de langosta roja.

#Initial values/priors (parameter, coef. of variation, estimation phase)					
# L50	slope	F	Lr	a0	cv
197	5.7	0.45	164	0.0	0.1
#coefficients of variation					
0.1	0.1	10.1	0.1	0.5	0.5
#Estimation phases					
1	2	3	4	-4	-4
#SPR target steepness					
0.4	1.0				
#Effective sample size					
100					

3.2.2 *Modelo de Producción integrado de evaluación (MESTOCKL)*

Con el fin de recabar información sobre las variaciones en la mortalidad por pesca, se consideró un modelo estadístico de captura a la edad con datos en edades de manera similar a A-SCALA (Maunder & Watters, 2003). El modelo, denominado MESTOCKL (Canales *et al*, 2014), considera que la dinámica poblacional es modelada en edades, pero se utilizan las composiciones de tallas de las capturas como observaciones. El modelo supone un stock cerrado en el cual el reclutamiento es el resultado del “desove” ocurrido dentro de la misma área de distribución de la especie analizada en forma determinista. Se considera un modelo stock-recluta del tipo Beverton y Holt (1957), sensibilizado a distintos niveles de densodependencia ($h=0.7 - 0.95$). Se supone que el reclutamiento ocurre a inicios de cada año distribuido sobre cierto rango de tallas y siguiendo una curva de probabilidad normal. La talla del reclutamiento es estimada. Se consideran funciones de verosimilitud, como expresión del error de observación de las composiciones de tallas, así como distribuciones a priori o penalizaciones de algunos parámetros de interés. Los parámetros biológicos fueron los mismos empleados en el modelo LBPA. El detalle del modelo se entrega en **Anexos**.

- **Condiciones iniciales**

El modelo se inicia el año 1955, bajo el supuesto que en esos años la población podría haberse encontrado en torno al 90% de la condición virginal (sin captura). La composición de edades de este año se estima en condiciones de equilibrio en torno al reclutamiento medio de largo plazo y a la mortalidad total.

- **Reclutamientos**

Los reclutamientos anuales corresponden al grupo de individuos correspondientes al grupo de edad que comienzan a ser explotados en la pesquería. La talla de reclutamiento es un parámetro a estimar en el modelo de evaluación. Para todos efectos de la relación S/R, estos fueron supuestos de edad relativa de 1 año (a_r). El reclutamiento anual (y) se modela como:

$$R_y = \frac{4R_0 SSB_{y-a_r}}{SSB_{y-a_r}(5h - 1) + SSB_0(1 - h)}$$

Donde SSB es la biomasa desovante, SSB_0 la biomasa desovante virginal y h la inclinación de la relación S/R (steepness).

- **Capturas.**

Las capturas son supuestas con muy bajo nivel de error y se supone que representan de manera fidedigna las reales remociones que se realizan en la pesquería. Como medida de error, a estas se les asigna un coeficiente de variación del 1%.

- **Selectividad y mortalidad por pesca**

En el modelo de evaluación, la selectividad es supuesta en forma logística respecto de la edad, lo que significa que a partir de cierta edad/talla todos los individuos tienen la misma probabilidad de ser capturados. La mortalidad por pesca es diferente según la edad/talla del pez, y se distribuye siguiendo la curva de selectividad antes descrita. Dada la limitación de años, la selectividad se supuso invariante en el tiempo.

$$S_a = \left(1 + e^{-\log(19) \left[\frac{a-A50}{d} \right]} \right)^{-1}$$

Donde a es la edad, $A50$ es la edad al 50% de selectividad y d la inclinación de la curva de selectividad.

- **Peso estadístico de la información**

La evaluación de stock se sustenta en el ajuste estadístico de un modelo a la información. Para tales efectos es necesario precisar el nivel de error que pudiese tener esta información conforme al supuesto de su distribución estadística, destacándose que en general los resultados son condicionales a la escala de los desembarques supuestos con mínimo error de observación ($cv=0.01$). Por su lado, el tamaño de muestra efectivo para el ajuste de las composiciones de tallas de las capturas fue inicialmente supuesto y luego calculados de manera referencial según el estimador de Gavaris & Ianelli (2002). El valor empleado fue 50.

- **Análisis de casos**

En esta evaluación no se dispuso de índices de abundancia, y el análisis consistió en suponer que cualquier índice relativo en la historia de explotación podría haber fluctuado entre 100 (virginal) y 0 (agotamiento total). En estos ensayos se espera que los datos de composiciones de tallas brinden información respecto del estado de agotamiento más verosímil. En el año 1955 las capturas eran bajas y para todo efecto se supuso un valor igual a 90%, esto es equivalente a suponer una disminución del 10% en el índice de biomasa explotable (e.g. CPUE) en condiciones virginales. Para el año 2020 se exploró el desempeño del ajuste del modelo para diversos escenarios de índices equivalentes a niveles de agotamiento entre 10% y 60% de B_0 .

- **Puntos Biológicos de Referencia**

Las estimaciones de la biomasa desovante y la mortalidad por pesca fueron contrastadas respecto de valores de referencia. Se consideró como **Punto Biológico de Referencia** un proxy del *Rendimiento Máximo Sostenido* (RMS) definido por el escape del 40% de la

biomasa virginal (B_0), y consecuentemente, el nivel de mortalidad por pesca máximo fue estimado como aquel que genera en el largo plazo el 40% de B_0 ($F_{40\%}$). Por nomenclatura, se denomina estado de sobreexplotación cuando la biomasa poblacional se ubica por debajo del valor de referencia ($40\%B_0$), y sobrepesca si la mortalidad por pesca excede el criterio máximo $F_{40\%}$. La sobrepesca equivale a remover más biomasa que la que es generada por la misma población, y por ende determina la disminución de la misma. Esta situación puede determinar la sobreexplotación si no es advertida ni controlada.

4 RESULTADOS

4.1 Length-based pseudo-cohort analysis (LBPA)

Se realiza un análisis de datos bajo consideraciones de equilibrio. Con el fin de compensar este supuesto, se analizaron tres conjuntos de datos agrupados en series de 3, 5 y 7 años. El equilibrio hace referencia a una condición promedio de las variables poblacionales relevantes (reclutamientos y mortalidad por pesca), que son representadas por medio del promedio de los datos de capturas a la talla. El análisis supone que cada composición de tallas es una muestra aleatoria tomada desde una condición poblacional promedio. Los datos de la pesquería de langosta roja son pobres y ante la ausencia de mayor contraste de información, el uso y aplicación del modelo LBPA supuso que la distribución de tallas a la edad tiene una desviación equivalente al 10% de la talla promedio a la edad. En este trabajo se suponen que en las capturas podría haber al menos 6 grupos de edades. La talla promedio del reclutamiento fue estimada por debajo de la talla de primera madurez mientras la talla al 50% de selectividad (156-157 mm LT) fue estimada notablemente por debajo de esta referencia (243 mm) (**Tablas 10, 11 y 12**) (**Figuras 6 a 8**). En estas figuras se ilustra la composición de tallas de las capturas actuales respecto de las teóricas en el objetivo de manejo (p. ej. 40%) y en condiciones sin pesca. Es notable la diferencia que existe entre las frecuencias de tallas de las condiciones actuales y de un escenario ideal (línea roja), representadas principalmente por la ausencia de individuos grandes mega-reproductores. Se debe considerar que, en este tipo de especies, el tamaño de los machos es funcional para el éxito de la cópula reproductiva.

Los resultados muestran que, si bien el modelo subestima la proporción de individuos en torno a 200 mm en los tres escenarios, presenta un adecuado ajuste al segmento explotable compuesto por los adultos de la población por sobre 225 mm LT (**Figuras 6 a 8**). Independientemente de los escenarios analizados, las composiciones de tallas de las capturas, en particular la ausencia de individuos adultos, son compatibles con una condición de severa reducción poblacional de la fracción adulta debido a la pesca (sobreexplotación). Esto queda en notable evidencia al considerar que la talla asintótica bordea los 430.5 mm LT y que el tamaño de los individuos más grandes no supera los 350 mm de LT en promedio (**Figuras 6 a 8**). Los análisis realizados, para los tres grupos de datos, muestran que el promedio de las composiciones de tallas de las capturas se encuentra considerablemente por debajo de una estructura de longitudes objetivo, por ejemplo, la que es observable cuando la biomasa ha sido reducida al 40% de la condición virginal. Se estima que el potencial reproductivo (SPR) se encuentra reducido en torno al 25%-26% de la condición virginal (sobre-explotación), lo cual se explica porque el nivel de esfuerzo de pesca relativo o mortalidad por pesca se encuentra entre 1.5 y 1.6 veces por sobre el valor de referencia ($F_{msy}=F_{40\%}$) (Sobrepesca) (**Tablas 10, 11 y 12**). Además de esto, el comportamiento creciente de la curva de rendimiento por recluta revela que la talla de primera captura se encuentra por debajo de la talla crítica de la especie, y además por debajo de la talla de madurez. Estas curvas muestran que una eventual disminución del esfuerzo de pesca no generaría gran impacto en los rendimientos de pesca de largo plazo, pero favorecería la recuperación del efectivo reproductor. Como referencia, la mortalidad por pesca equivalente a un proxy del Rendimiento Máximo Sostenido ($F_{40\%}$) se estima en torno a 0.35, mientras que la mortalidad por pesca en cualquiera de los casos se ubica en torno a $F=0.54 - 0.56$.

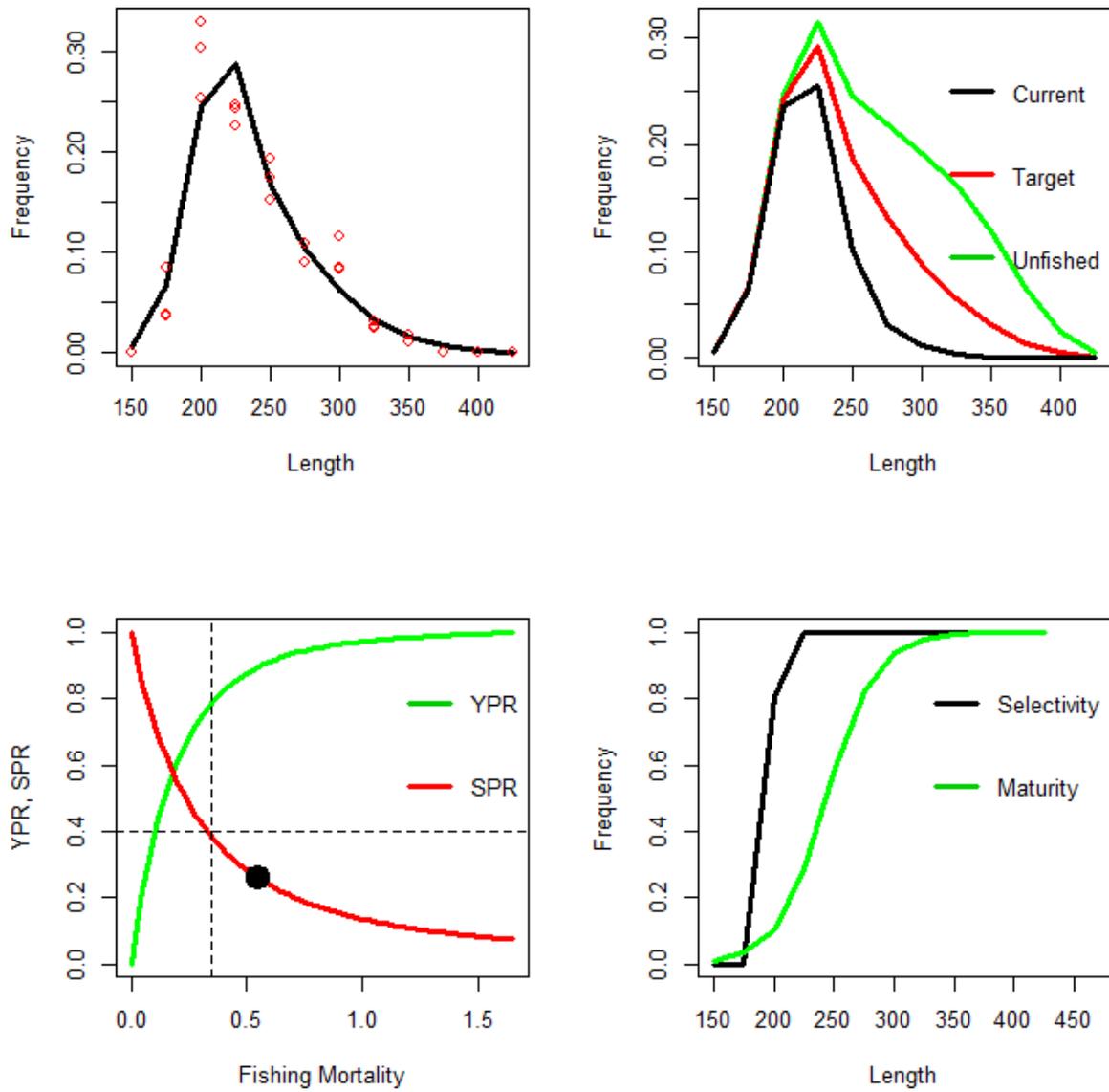


Figura 6. Ajuste del modelo LBPA a 3 años de composiciones de longitudes 2018-2020, Composiciones de longitud actual, objetivo (40%) y virginal. Curvas de biomasa y rendimiento por recluta relativos. Curvas de selectividad y madurez. Langosta roja.

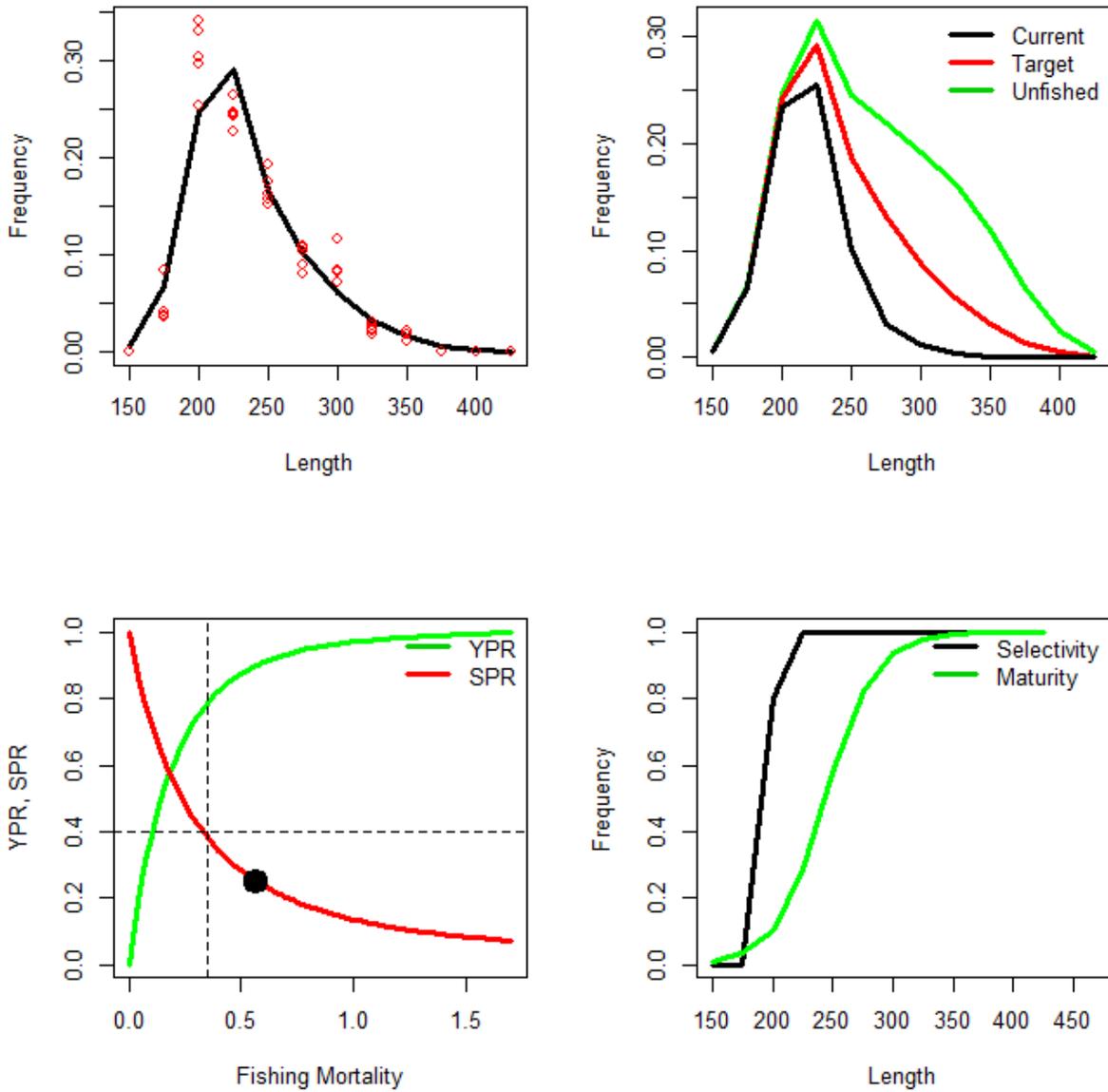


Figura 7. Ajuste del modelo LBPA a 5 años de composiciones de longitudes 2016-2020, Composiciones de longitud actual, objetivo (40%) y virginal. Curvas de biomasa y rendimiento por recluta relativos. Curvas de selectividad y madurez. Langosta roja.

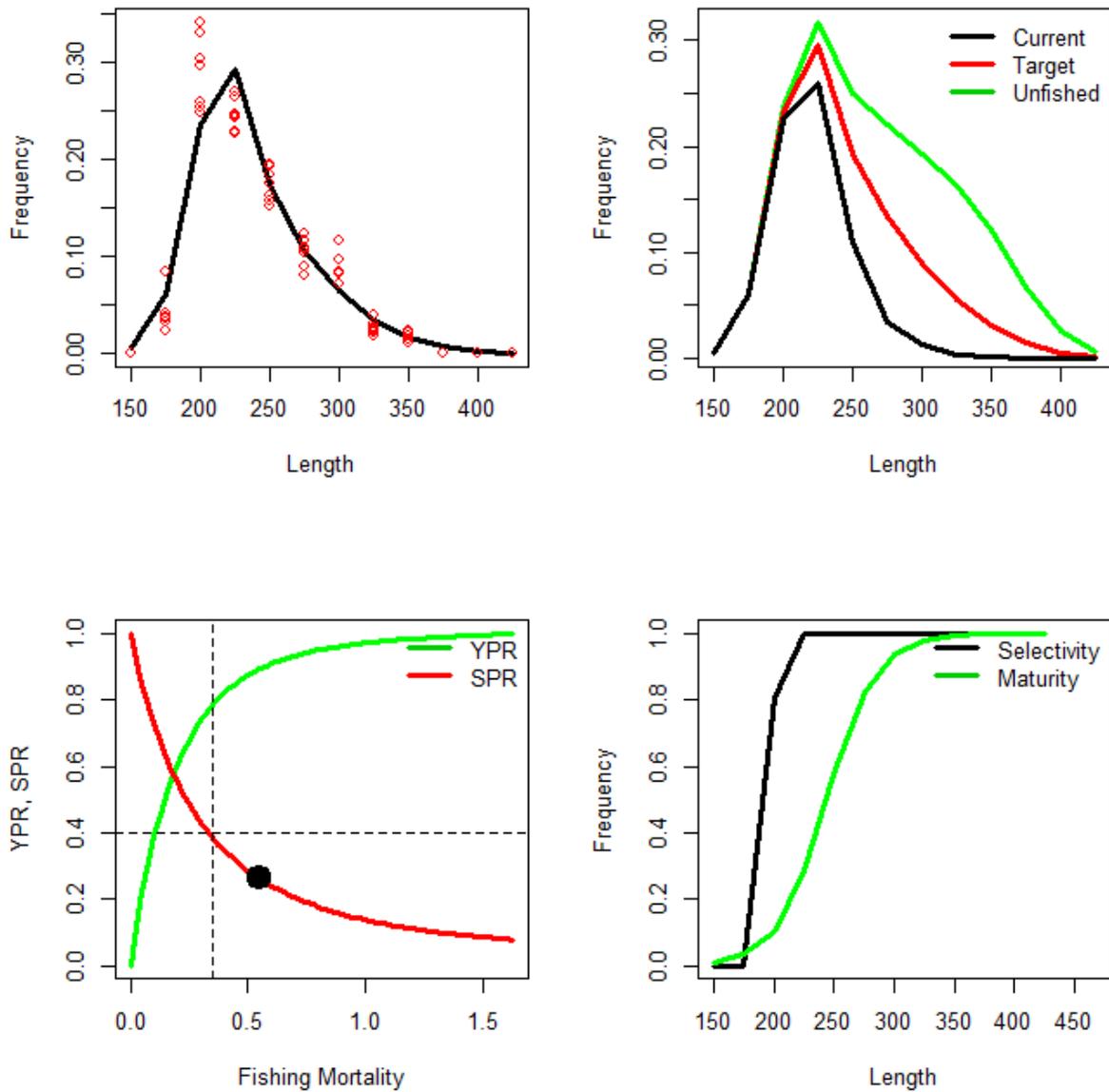


Figura 8. Ajuste del modelo LBPA a 7 años de composiciones de longitudes 2014-2020, Composiciones de longitud actual, objetivo (40%) y virginal. Curvas de biomasa y rendimiento por recluta relativos. Curvas de selectividad y madurez. Langosta roja.

Tabla 10. Parámetros del modelo LBPA ajustado a los datos de composiciones de longitudes de las capturas de langosta roja para un **bloque de 3 años**: Mortalidad por pesca (F), Mortalidad por pesca de referencia al 40%B₀ (Ftar), índice de sobrepesca (F/Ftar), proporción de biomasa virginal (SPR=B/B₀), longitud al 50% de selectividad (L50), inclinación de selectividad (d) y longitud de reclutamiento (Lr).

```

*****
Estimated model parameters
*****
Fishing mortality (F)                : 0.550351
Selectivity length at 50% (L50)      : 197.232
Selectivity slope (d)                 : 5.70055
Invariant std deviation in length (a0): 1e-005
Coeff of variation length at-age (cv) : 0.1
Size of recruits (Lr)                 : 156.334

*****
Derivates quantities
*****
Virginal biomass per-recruit (BPR0)   : 255490
Current BPR                            : 65924.2
Target BPR                             : 102196
Current spawning potential ratio (SPR): 0.25803
Target SPR (SPRtar)                   : 0.4
Target fishing mortality (Ftar)       : 0.35
Overfishing index (F/Ftar)            : 1.57243
Current yield per-recruit (YPRcur)    : 50346.8
Target yield per-recruit (YPRtar)     : 44254.7
Steepness (h)                         : 1

*****
Log-likelihood_components
*****
Length frequencies proportions        : 543.928
Lr                                    : 0.11458
a0                                    : 0
cv                                    : 0
L50                                   : 6.90116e-005
d                                     : 4.58535e-007
Initial F                             : 0.000198635
Total                                 : 544.042

```

Tabla 11. Parámetros del modelo LBPA ajustado a los datos de composiciones de longitudes de las capturas de langosta roja para un **bloque de 5 años**: Mortalidad por pesca (F), Mortalidad por pesca de referencia al 40%B₀ (Ftar), índice de sobrepesca (F/Ftar), proporción de biomasa virginal (SPR=B/B₀), longitud al 50% de selectividad (L50), inclinación de selectividad (d) y longitud de reclutamiento (Lr).

```

*****
Estimated model parameters
*****
Fishing mortality (F)           : 0.56836
Selectivity length at 50% (L50) : 197.295
Selectivity slope (d)           : 5.70069
Invariant std deviation in length (a0) : 1e-005
Coeff of variation length at-age (cv) : 0.1
Size of recruits (Lr)           : 156.414

*****
Derivates quantities
*****
Virginal biomass per-recruit (BPR0) : 255656
Current BPR                          : 63955.2
Target BPR                           : 102262
Current spawning potential ratio (SPR) : 0.250161
Target SPR (SPRtar)                  : 0.4
Target fishing mortality (Ftar)       : 0.35
Overfishing index (F/Ftar)            : 1.62389
Current yield per-recruit (YPRcur)    : 50717
Target yield per-recruit (YPRtar)     : 44280.3
Steepness (h)                        : 1

*****
Log-likelihood_components
*****
Length frequencies proportions        : 898.733
Lr                                    : 0.112154
a0                                    : 0
cv                                    : 0
L50                                   : 0.000111812
d                                     : 7.42002e-007
Initial F                             : 0.000267257
Total                                 : 898.845

```

Tabla 12. Parámetros del modelo LBPA ajustado a los datos de composiciones de longitudes de las capturas de langosta roja para un **bloque de 7 años**: Mortalidad por pesca (F), Mortalidad por pesca de referencia al 40%B₀ (Ftar), índice de sobrepesca (F/Ftar), proporción de biomasa virginal (SPR=B/B₀), longitud al 50% de selectividad (L50), inclinación de selectividad (d) y longitud de reclutamiento (Lr).

```

*****
Estimated model parameters
*****
Fishing mortality (F)                : 0.549185
Selectivity length at 50% (L50)      : 197.262
Selectivity slope (d)                : 5.70067
Invariant std deviation in length (a0): 1e-005
Coeff of variation length at-age (cv) : 0.1
Size of recruits (Lr)                : 157.987

*****
Derivates quantities
*****
Virginal biomass per-recruit (BPR0)  : 258954
Current BPR                           : 67787
Target BPR                             : 103582
Current spawning potential ratio (SPR): 0.261772
Target SPR (SPRtar)                  : 0.4
Target fishing mortality (Ftar)       : 0.35
Overfishing index (F/Ftar)           : 1.5691
Current yield per-recruit (YPRcur)    : 50993.6
Target yield per-recruit (YPRtar)     : 44788.8
Steepness (h)                         : 1

*****
Log-likelihood_components
*****
Length frequencies proportions        : 1266.07
Lr                                    : 0.0697703
a0                                    : 0
cv                                    : 0
L50                                   : 8.84373e-005
d                                     : 6.82032e-007
Initial F                             : 0.000194468
Total                                 : 1266.14

```

4.2 Modelo de Producción integrado de evaluación (MESTOCKL)

El modelo resolvió un total de 60 parámetros en cada uno de los escenarios evaluados. Los niveles de convergencia fueron adecuados expresados en el valor del máximo gradiente en el orden 1×10^{-6} (**Tabla 13**). De los escenarios evaluados se destacan los modelos de máxima verosimilitud, en los cuales se identifica que la reducción poblacional presunta debiese estar entre un 10% y 20% de B_0 , para una inclinación de la relación S/R h entre 0.7 y 0.75. No obstante, que los reclutamientos son estimados sin error de proceso y determinados solo por la variación de la biomasa desovante, el modelo se ajusta de manera adecuada a las estructuras de tallas anuales (**Figura 9**). Esto se ve también reflejado en las composiciones de tamaños integradas totales, a pesar de que existe una ligera sobrestimación del modelo en torno a los 215 mm de longitud total (**Figura 10**).

De manera similar a lo advertido en el modelo LBPA, las composiciones de tallas muestran baja proporción de ejemplares sobre los 300 mm de longitud total, es decir que existe una fuerte presión de pesca sobre ejemplares más longevos reproductores, lo que comúnmente está asociado a una alta presión de pesca y por ende mala condición del recurso. Esto es coincidente con los resultados obtenidos del modelo LBPA, más aún, si se considera que la talla máxima que alcanzaría la cohorte más longeva de esta especie en la zona de evaluación sería 430,5 mm de longitud total.

Cabe mencionar que, en períodos cercanos al inicio de la pesquería, la actividad se realizaba con mazuás, en sectores costeros, siendo los ejemplares de estas zonas, de menor tamaño que los que se encuentran en aguas menos someras. Desde 2005 en adelante, se suma la captura con trampas, caladas a mayor profundidad, por lo que se extraen individuos de mayor tamaño. En la **Figura 11a**, se puede observar que la composición de longitudes del período 1961-1973 se encuentra hacia la izquierda, respecto de las estructuras de tallas más recientes, lo que se corrobora al comparar los tamaños medios de ambos espacios de tiempo, siendo la media de los últimos 15 años superior (**Figura 11b**).

Tabla 13. Parámetros del modelo MESTOCKL ajustado a los datos de langosta roja bajo el supuesto de agotamiento del 20% y steepness $h=0.75$.

```

# Number of parameters = 70 Objective function value = 1637.49 Maximum gradient
component = 1.48855e-005
# log_L50:
5.37145
# log_sigma1:
0.916798
# log_sigma2:
9.21034
# log_Ro:
-1.96988872756
# log_F:
# log_F:
-5.90644067823 -4.46519598982 -3.82860318491 -3.59694804542 -3.25975560672 -
2.47902352786 -2.21156364599 -1.87884997787 -1.96722296823 -2.14131605347 -
2.36717782614 -2.50595505164 -2.41083753022 -1.96589843953 -1.53324048457 -
1.36972938822 -1.39116023059 -1.11737563942 -1.06375595860 -0.848106810711 -
1.18717359985 -1.38026261312 -1.03399943003 -0.812125765379 -0.717932176028 -
0.994479096907 -0.758045441491 -0.606730979151 -1.23416477756 -0.714821538096 -
0.752198723322 -1.22073590536 -0.956903224463 -0.905907761802 -0.769346753312 -
0.573446192468 -0.235846195450 -0.203710007997 -0.210287841957 -0.166466601473
0.150768104524 0.00328384328172 -0.0790903909067 -0.379041569398 -0.436227159563
-0.417479255764 -0.312826270954 -0.364036288467 -0.507983432594 -0.192085077973 -
0.353935273090 -0.409821732110 -0.499150774075 -0.193272702931 -0.266706567965
0.0682065112197 0.164625166518 -0.497720178754 -0.368915737121 -0.319386177191 -
0.0907109731195 -0.334279833287 -0.222535715175 -0.492231486759 -0.705866401893 -
0.714729660412
# log_Linf:
6.06494732387
# log_k:
-1.45671682542
# log_Lo:
5.04717935128
# log_aedad:
-23.0258509299
# log_bedad:
-2.30258509299
# log_M:
-0.755022584278
# log_h:
-0.287682072452

```

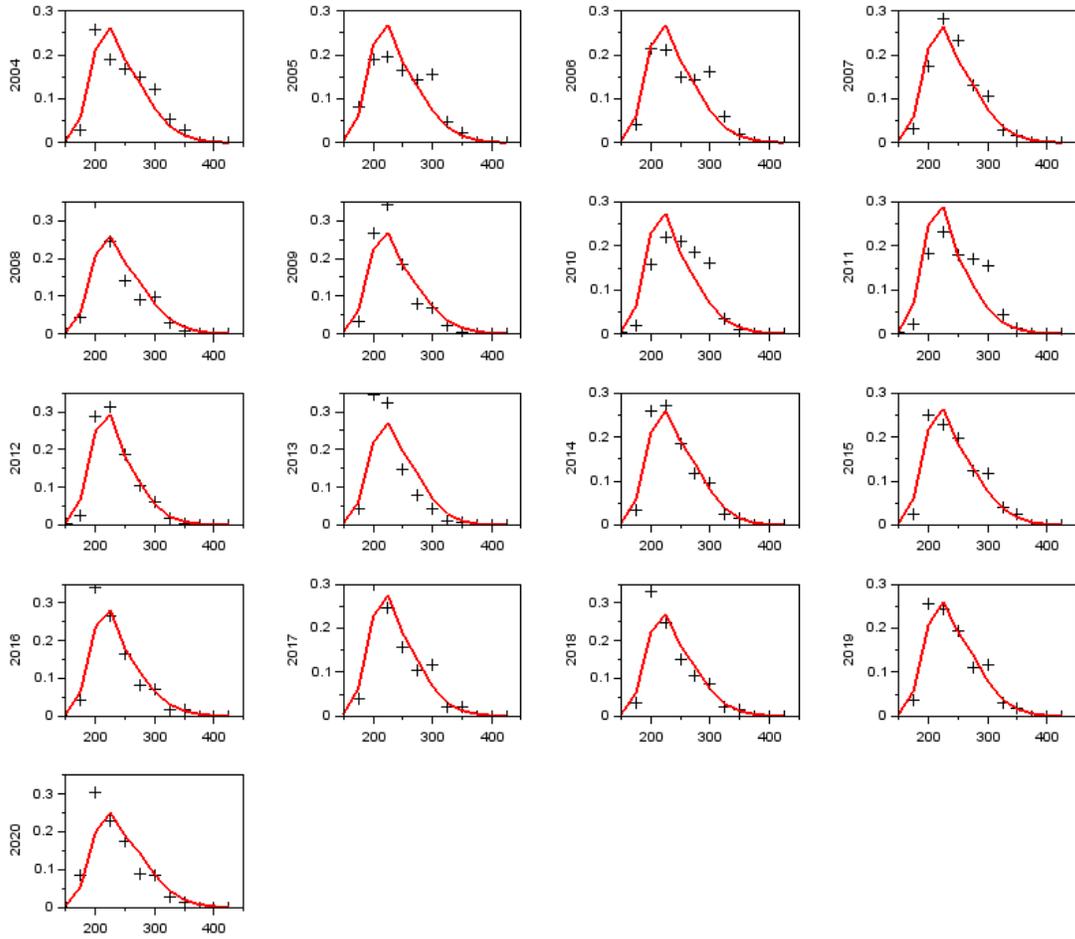


Figura 9. Distribución de longitudes de las capturas anuales observadas (cruces) y ajustada (líneas) por el modelo de análisis MESTOCKL cuando $h=0.75$ y $\%B0=20\%$.

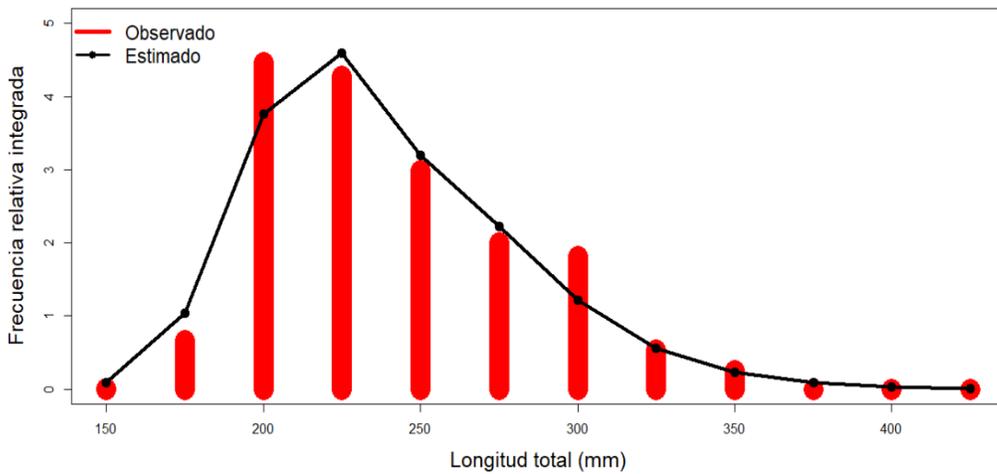


Figura 10. Distribución de longitudes total integrada del período observado (rojo) y ajustada (línea negra) por el modelo de análisis MESTOCKL cuando $h=0.75$ y $\%B0=20\%$.

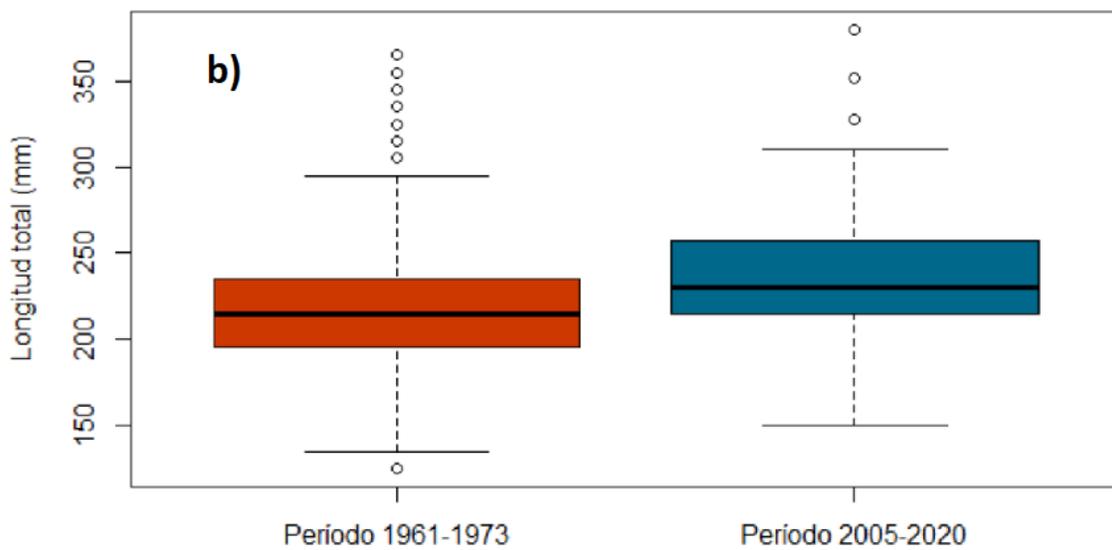
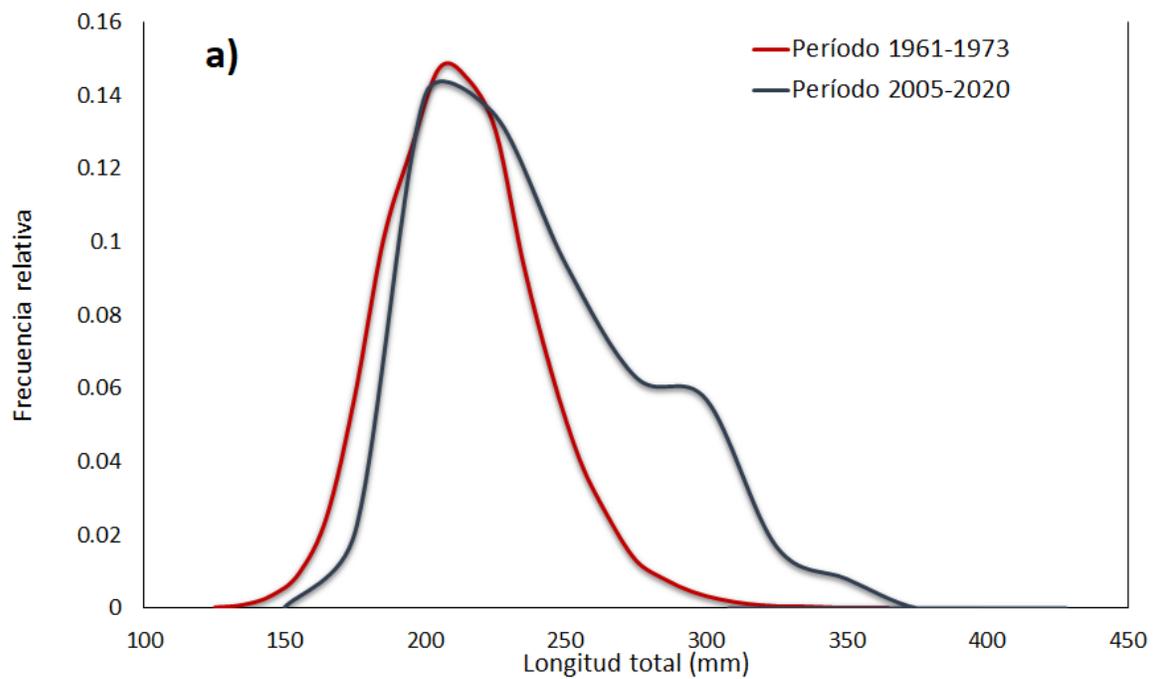


Figura 11. Comparación de las estructuras de tamaños global (a) y tallas medias (b), de los períodos 1961-1973 y 2005-2020.

La **Tabla 14** resume los casos evaluados, los cuales consideraron reducciones desde 60% hasta 10% de la biomasa desovante virginal, y niveles de densodependencia o steepness (h) entre 0.75 y 0.95 de la relación stock recluta de Beverton y Holt (1957). En todos estos casos, se observa una reducción abrupta de los niveles de biomasa desovante después del quinto año de iniciada la pesquería, asociada al incremento de la mortalidad por pesca como consecuencia de la reducción poblacional. Del mismo modo, no obstante el supuesto, la condición inicial podría haberse encontrado en torno al 90% de la biomasa virginal. En el caso de los reclutamientos, dependiendo de los cambios en la biomasa desovante, el descenso de estos habría ocurrido posterior al año 1970, mostrando leve reducción entre este último año y 1990, pero notoriamente abrupta en el período 1991-1999; posteriormente se mantiene estable hasta el año 2020 (**Figura 12**).

Considerando la verosimilitud como la expresión del error de observación de las tallas a los supuestos del modelo, los resultados sugieren que el valor de steepness que mejor representaría la información contenida en los datos de composiciones de tallas se encontraría entre 0.70 y 0.75 (**Figura 13**). Del mismo modo, la condición más probable o verosímil de agotamiento poblacional estaría entre 10% y 20% de la biomasa desovante virginal (**Tabla 15, Figura 14**), nivel similar al encontrado con el modelo LBPA. Los resultados establecen que la biomasa desovante podría bordear las 1.4 mil toneladas y que los altos niveles de explotación han generado la sostenida ausencia de los grandes reproductores en la población, la disminución de la biomasa parental y con ello los efectos negativos en los reclutamientos.

Finalmente, un diagrama de Kobe permite representar las fases de explotación del recurso a través del tiempo y destacar su condición actual. Los análisis mostraron que los escenarios más verosímiles corresponden a niveles de agotamiento entre 10% y 20% de B_0 . El diagrama muestra que, incluso en aquellos escenarios menores al 20% de B_0 , los niveles de mortalidad por pesca exceden de manera notable el valor de referencia ($F_{msy}=F_{40\%}$), ubicándose en el cuadrante donde co-ocurren la sobrepesca ($F/F_{msy}>1$) y sobre-explotación ($B/B_0 <0.4$) (**Figura 13a**). Para los escenarios más verosímiles, el nivel de sobrepesca supera en 2.5 a 5.5 veces el valor de referencia F_{msy} (**Figura 13b**).

Tabla 14. Biomasa desovante, reclutamiento relativo, mortalidad por pesca, y %B0 estimado al 2020, según escenario de %B0 y pendiente de la relación S/R (h). Se proporciona el valor de la log-verosimilitud del modelo MESTOCKL ajustado a las proporciones de longitudes en las capturas. En negrilla se identifican los escenarios más verosímiles.

%B0 supuesto	h	Biomasa (t)	Reclutas	F	%B0 estimado	Log-verosim (LL)	ΔLL
10	70	3,950	0.074	0.911	0.106	1,550	0
10	75	3,795	0.077	0.982	0.108	1,552	2
10	80	3,671	0.080	1.056	0.112	1,556	6
10	85	3,571	0.084	1.140	0.116	1,565	15
10	90	3,483	0.087	1.242	0.121	1,577	27
10	95	3,360	0.091	1.385	0.127	1,583	33
20	70	7,607	0.096	0.453	0.201	1,552	3
20	75	7,202	0.097	0.489	0.203	1,552	2
20	80	6,847	0.098	0.527	0.206	1,554	4
20	85	6,521	0.098	0.569	0.209	1,558	8
20	90	6,192	0.099	0.618	0.212	1,564	14
20	95	5,818	0.099	0.680	0.215	1,564	14
30	70	11,497	0.114	0.292	0.300	1,558	8
30	75			sin convergencia			
30	80	10,222	0.111	0.341	0.303	1,556	6
30	85	9,671	0.109	0.367	0.305	1,558	8
30	90	9,132	0.107	0.397	0.307	1,559	9
30	95	8,578	0.105	0.430	0.308	1,558	8
40	70	15,722	0.128	0.208	0.400	1,564	14
40	75	14,741	0.125	0.223	0.399	1,563	13
40	80	13,878	0.121	0.241	0.400	1,561	11
40	85	13,101	0.118	0.258	0.401	1,561	11
40	90	12,383	0.115	0.276	0.402	1,560	10
40	95	11,694	0.112	0.293	0.402	1,559	9
50	70	20,644	0.143	0.160	0.503	1,576	26
50	75			sin convergencia			
50	80	18,304	0.134	0.179	0.501	1,571	21
50	85	17,366	0.130	0.188	0.500	1,569	19
50	90	16,557	0.126	0.197	0.499	1,568	18
50	95	15,866	0.123	0.205	0.499	1,567	17
60	70	28,179	0.169	0.120	0.605	1,594	44
60	75	26,720	0.164	0.126	0.604	1,591	42
60	80			sin convergencia			
60	85	24,475	0.154	0.136	0.603	1,587	37
60	90	23,592	0.151	0.141	0.602	1,586	36
60	95	23,592	0.151	0.141	0.602	1,586	36

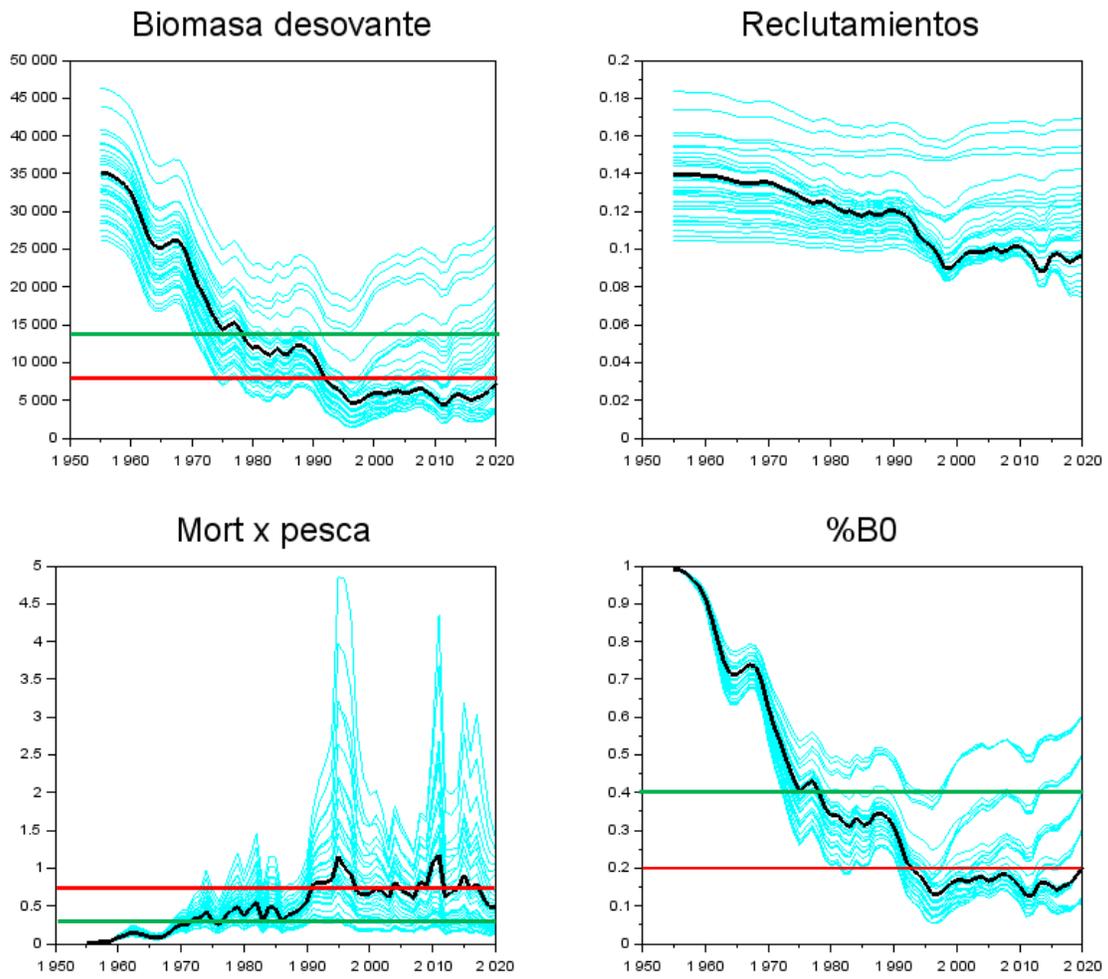


Figura 12. Biomasa desovante, Reclutamientos, Mortalidad por pesca y proporción de biomasa desovante virginal (%B0) para todos los escenarios (líneas celestes) de evaluación realizados para distintas combinaciones de Steepness (h) y %B0. La línea negra representa el escenario más verosímil.

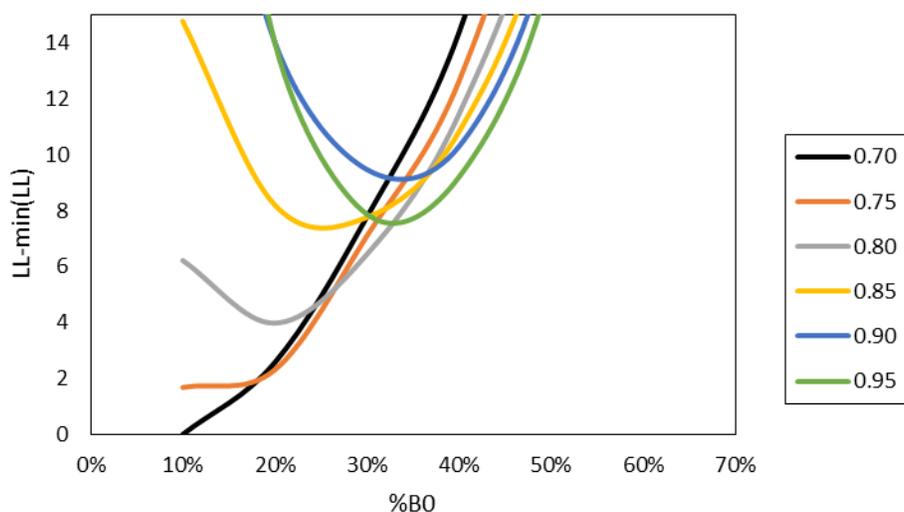


Figura 13. Perfil de verosimilitud del ajuste del modelo MESTOCKL a las composiciones de tallas de las capturas para distintos escenarios de steepness de la relación S/R y tres presuntos niveles de reducción de stock (10%, 20% y 30%).

Tabla 15. Verosimilitud relativa del ajuste del modelo MESTOCKL a las composiciones de tallas de las capturas para distintos escenarios de steepness (h) de la relación S/R y niveles de reducción de stock. Los colores oscuros representan mayores valores. En asteriscos los escenarios que no convergieron y se representan por el promedio de valores vecinos.

		%B₀					
h	10%	20%	30%	40%	50%	60%	
0.70	0	3	8	14	26	44	
0.75	2	2	(*)7	13	(*)23	42	
0.80	6	4	6	11	21	(*)40	
0.85	15	8	8	11	19	37	
0.90	27	14	9	10	18	36	
0.95	33	14	8	9	17	36	

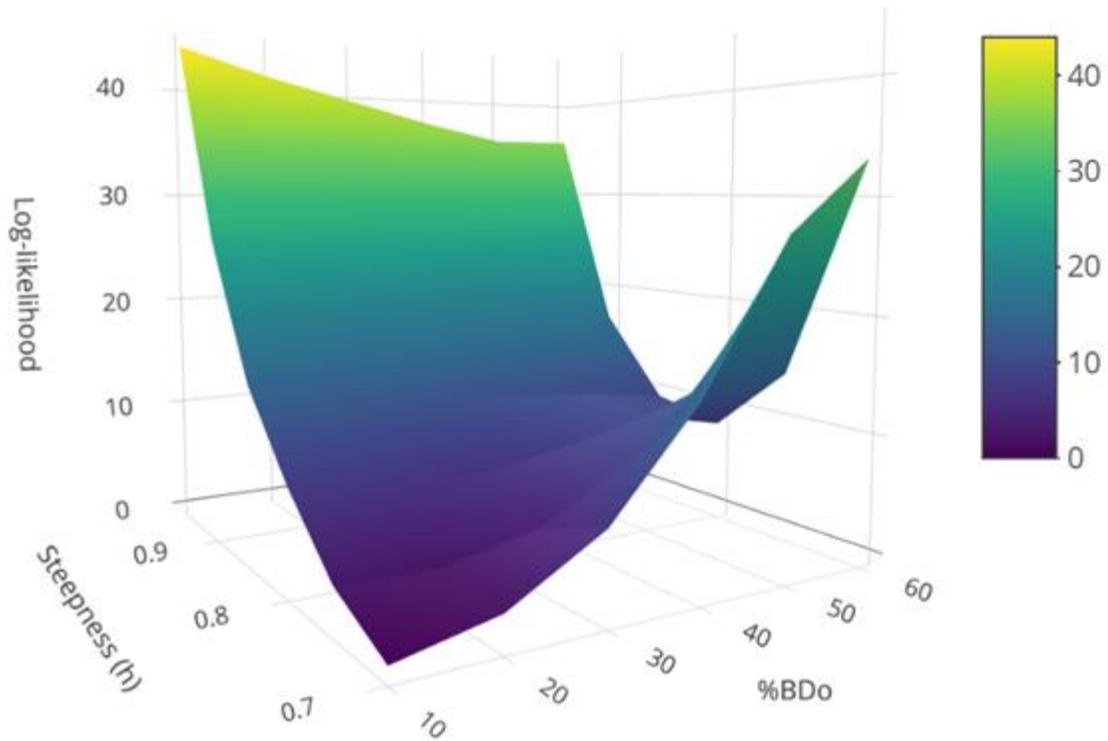


Figura 14. Representación gráfica de la superficie de la verosimilitud relativa del ajuste del modelo MESTOCKL a las composiciones de tallas de las capturas para distintos escenarios de steepness de la relación S/R y niveles de reducción de stock. El área más probable de solución se encuentra entre $h = 0.7-0.75$ y $RPR = 10\%-20\% BD_0$.

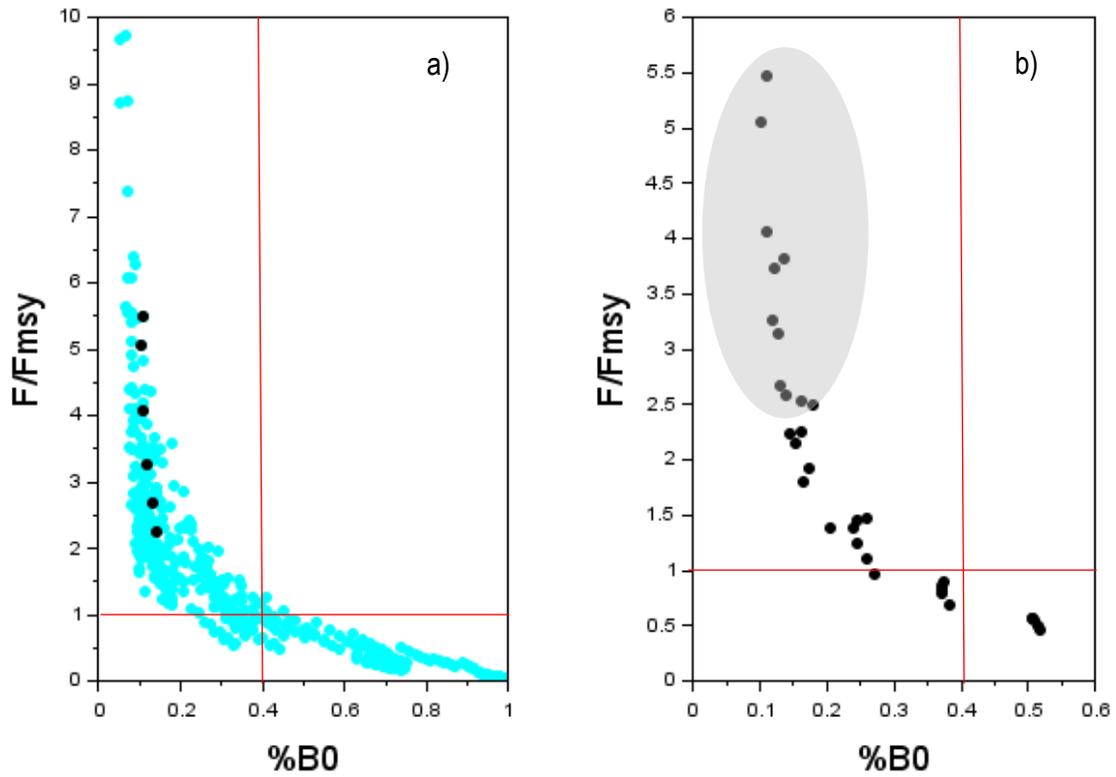


Figura 15. Diagrama de Kobe de la historia de explotación de langosta roja. A) Relación B-F para todos los años de escenarios cuyo nivel de agotamiento final fue supuesto menor al 20%. B) Relación B-F para el año 2020 y todos los escenarios considerados. En gris se destacan la zona de los escenarios más verosímiles. Las líneas rojas representan los valores de referencia.

5 DISCUSIÓN

Se realizó la evaluación del stock de la langosta roja (*Panulirus. argus*), cuya mayor abundancia y principal pesquería se desarrolla en las costas del Caribe Occidental y norte y noreste de Brasil (Paiva & Costa, 1968; Cruz *et al.*, 1987; Silva & Cavalcante, 1994; Ehrhardt *et al.*, 2011). Se consideraron parámetros biológicos citados en la literatura y registros de desembarques, también obtenidos de investigaciones anteriores y complementadas a partir de estadísticas de producción de plantas y composiciones de tallas de las capturas, generadas a partir de información de calibres de exportación. Las consideraciones anteriores determinaron condiciones de datos incompletos e incertidumbre. Teniendo en cuenta, además, la ausencia de índices de abundancia, los análisis fueron abordados sobre la base de dos tipos de modelos alternativos: uno para datos limitados en condiciones de equilibrio del reclutamiento, en torno a la mortalidad total, y otro, un modelo de producción estructurado en edades ajustado a las composiciones de tallas de las capturas de varios años y los desembarques.

El primer modelo de análisis (LBPA; Canales *et al.*, 2021), consideraron distintos grupos de años como parte de una misma muestra aleatoria. El uso de varios años de análisis permitió compensar el supuesto de equilibrio en base a una condición promedio para el grupo de años considerados. En los tres casos analizados, la condición del stock dio cuenta de una población reducida en torno al 25% de la biomasa virginal (B_0) y un nivel de esfuerzo de pesca (mortalidad por pesca) igual a 1.5 veces el valor de referencia que permitiría generar una biomasa de referencia del 40% de B_0 . La robustez de estos resultados se debe principalmente a la notable ausencia de individuos grandes y la juvenalización de las capturas. Este modelo supone que la pesca es la única responsable de la reducción de ejemplares de mayor tamaño, por lo que la diferencia entre la longitud asintótica (talla promedio de los peces más longevos en estado virginal) y la talla promedio de las capturas es proporcional al incremento del nivel de mortalidad por pesca. En este sentido es relevante señalar que los parámetros de crecimiento que se utilizaron en los análisis fueron estimados por Ivo & Pereira (1996b), generados con el mayor número de composiciones de longitudes disponibles en una serie de años más extensa, respecto de otros trabajos que abarcarían un rango de tallas y longitud temporal menores.

Por su parte, el modelo de producción estructurado en edades MESTOCKL (Canales *et al.*, 2014), fue empleado como verificador de supuestos del estado de agotamiento poblacional. Al no disponerse de índices de abundancia, el modelo fue condicionado a reproducir distintas combinaciones de niveles de agotamiento de la biomasa desovante del último año de análisis condicionado a valores de la pendiente de la relación stock recluta (h). El experimento no consideró error de proceso del reclutamiento y estos últimos fueron generados por una relación S/R determinista. El ejercicio consistió en identificar la combinación de parámetros más probables, en términos de la verosimilitud del modelo ajustado a las estructuras de tamaños supuesta, informativa del estado del recurso. La combinación más verosímil corroboró una reducción poblacional entre 10% y 20% de la biomasa B_0 , como consecuencia de altos niveles de explotación.

La situación anterior se obtuvo cuando el valor de steepness (h) varió entre 0.70 y 0.75, indicando con esto una densodependencia media. Al respecto, algunos autores han destacado la relación entre la variabilidad de las clases anuales en decápodos con las condiciones ambientales del medio marino, por lo que no debería de extrañar relaciones S/R influenciadas por este tipo de variables (Fogarty & Idoine, 1986; Ennis & Fogarty, 1997).

Desafortunadamente, la inclinación de la relación stock-recluta o steepness es uno de los parámetros dinámicos de la población más inciertos, por lo que los resultados obtenidos deben ser considerados como preliminares. No obstante, la limitación de los datos, la información obtenida desde las composiciones de tallas de las capturas permitió no solo acotar el probable estado de la población sino también dar algunas ideas sobre el parámetro de escarpamiento de la relación S/R. Al respecto, el enfoque empleado para obtener información desde las composiciones de tallas consideró el uso de estimadores de máxima verosimilitud, lo cual permite acotar la incertidumbre de estimación cuando se tienen datos de baja calidad o cuestionables (Booth & Quinn II, 2006).

Se debería tener en cuenta, que un stock que se encuentre en buenas condiciones y bajo el supuesto que todos los individuos grandes tienen la mayor e igual probabilidad de ser vulnerados, las capturas deberían estar sustentadas por todas las tallas comerciales junto a una representativa presencia de ejemplares de mayor tamaño. Este hecho no es observado en las estructuras de tamaño de langosta roja, lo que se debería a una sostenida y elevada explotación que ha registrado su población a través de su historia, generando por ende que la presión de pesca hoy en día se concentre sobre una población juvenalizada. Al respecto, Froese (2004) describe 3 elementos que indicarían que un recurso está en sobrepesca o sobreexplotación: El primero es que una proporción importante de ejemplares inmaduros estén representados en las capturas, lo que es evidente en este caso, porque la selectividad se encuentra a la izquierda de la curva de madurez. Un segundo punto es determinar si los ejemplares están siendo pescados por bajo la talla en la cual se produce el máximo rendimiento (talla crítica), lo cual debería ser considerada como una primera señal de alerta y podría ser una práctica frecuente cuando los rendimientos de pesca disminuyen. El tercer y último elemento es evitar la captura de los “mega-reproductores”, como expresión de los mejores atributos de fecundidad de una población. En efecto y tal como se ha descrito para *P. argus*, los individuos más grandes no solo poseen un mayor número de huevos que incrementa al cubo con el tamaño corporal (Nascimento, 1970; Nascimento & Araújo, 1984; Ivo & Gesteira, 1986), sino que son de mayor tamaño y con ello presentan mayor probabilidad de supervivencia de las larvas (Solemdal, 1997; Trippel, 1998). Estos últimos autores, señalan, además, que llegar a la vejez suele ser un signo de aptitud individual general y por tanto estos mega-reproductores son reservorios y distribuidores de genes deseables. Además de esto, se debe considerar que el mayor tamaño de los individuos machos favorece el éxito de la copula reproductiva. Craig (1985) y Beverton (1987), explican que extender la longevidad y prolongar la fase reproductiva permite compensar y salvaguardar un eventual posterior fracaso del reclutamiento. Al respecto y sin perjuicio que un pequeño segmento de adultos pudiera refugiarse en fondos menos accesibles y seguir sosteniendo parte de los reclutamientos a la pesquería de langosta, los resultados obtenidos en este trabajo muestran que el efecto de la pesca ha sido notable y ha provocado la escasa presencia de ejemplares sobre los 300 mm de longitud total, lo que hace suponer una reducción considerable del potencial reproductivo.

Las sospechas de sobrepesca o sobreexplotación en las especies *P. Laevicauda* y *P. argus* no son nuevas, considerando que Paiva (1976), con datos de 1975 mostró un incremento del esfuerzo de pesca que no se tradujo en aumento de las capturas, produciendo un descenso en la abundancia relativa. Por su parte Fonteles-Filho *et al.* (1988), analizó datos de CPUE del período 1965-1987, mostrando reducciones en este índice, pero estabilidad en los desembarques. Otros trabajos (Ivo *et al.*, 1984; Fonteles-Filho, 1986; Fonteles-Filho, 1992, Ivo, 1996), también mostraron una constante reducción de este indicador de abundancia. Estos indicios de sobrepesca fueron reportados en *P. Laevicauda* y *P. argus* (Paiva, 1969; Paiva, 1974; Fonteles-Filho, 1986, 1992; Fonteles-Filho *et al.*, 1988), observando disminución en el peso medio individual, reducción de la producción y productividad, además del aumento de la participación de ejemplares jóvenes en las capturas.

Cruz *et al.* (2013), determinaron que la captura del máximo rendimiento sostenible, por área, sería aproximadamente 26 kg/km², asociada a un esfuerzo óptimo de 833 trampas por km². En 2010, el nivel de rendimiento se encontraba torno a 11 kg/km², asociado a un esfuerzo igual a 2239 trampas por km², lo que mostró evidentes signos de sobreexplotación y sobrepesca. Por su parte, Andrade (2015), utilizando un modelo dinámico de biomasa sobre la base de un enfoque bayesiano, con información hasta el año 2010, determinó que el recurso se encontraba en condición de sobrepesca y sobreexplotación, al borde del colapso. Diez años después, la presente investigación ratifica los resultados expuestos y además muestra que la condición del stock no ha mejorado. Para revertir esta situación, Cruz *et al.* (2013), propone una serie de acciones tales como: I) implementación de dispositivos de escape, II) no desembarcar las langostas de tamaño inferior al mínimo legal, III) eliminar el uso de algunos artes de pesca, IV) establecer un tamaño mínimo de captura mínimo de 85 mm de LC (236,5 mm de LT), V) establecer un tamaño máximo de captura igual a 135 mm de LT (365.4 mm de LT), para evitar la captura de mega reproductores, VI) prohibir la captura de hembras con huevos, VII) establecer un período de veda reproductiva, VIII) establecer reservas marinas en las áreas de crianza y IX) implementar un programa de monitoreo de la pesquería.

Las perspectivas de la población dependen del objetivo de manejo que sea propuesto. En todo caso, un nivel de agotamiento entre 10% y 20% de la biomasa virginal es considerado límite de agotamiento (Mace & Sissenwine, 1993), y a su vez podría ser considerado para el cierre de una pesquería. De acuerdo con el análisis por recluta realizado por medio del modelo LBPA, se esperaría que una eventual disminución del esfuerzo de pesca no genere menores rendimientos de pesca, sino la recuperación del efectivo reproductor y capturas sostenidas por individuos más grandes. Al respecto se recomienda desarrollar análisis de evaluación de distintas estrategias de manejo (e.g. Punt *et al.*, 2014) a convenir con los propios pescadores y autoridades de manejo pesquero. Las estrategias de manejo deberían estar sustentadas en objetivos alcanzables y medibles (puntos de referencia). Al respecto, se deberían evaluar distintos esquemas de reglas de decisión mediante simulación (modelo operativo), y su monitoreo en base a indicadores operaciones empíricos tomados desde la misma pesquería como, por ejemplo: la proporción de mega-reproductores en las capturas o la captura por unidad de esfuerzo CPUE.

6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade, H. 2015. Stock assessment of the red spiny lobster (*Panulirus argus*) caught in the tropical southwestern Atlantic. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 43(1): 201-214. DOI: 10.3856/vol43-issue1-fulltext-17.
- Baisre, J. 2000. The Cuban spiny lobster fishery. In: B.F. Phillips & J. Kittaka, (eds). *Spiny Lobsters: Fisheries and culture*, Chapter 7, Oxford, Fishing News Books.
- Barroso, J. 2012. Avaliação da pesca da lagosta vermelha (*Panulirus argus*) e da lagosta verde (*Panulirus laevicauda*) na plataforma continental do Brasil. Dissertação (mestrado), Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia de Pesca, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Pesca, Fortaleza, Brasil.
- Beverton, R.J.H. 1987. Longevity in fish: some ecological and evolutionary considerations. Pages 161-185 in A. D. Woodhead and K. H. Thompson (eds.). *Evolution of longevity in animals*. Plenum, New York, New York, USA.
- Beverton, R.J.H. & S.J. Holt, 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fish. Invest. (Ser. 2)* 19: 1- 533.
- Bolaños, N. N.H. Campos & E.J. Márquez. 2016. Variación fenotípica de la langosta espinosa *Panulirus argus* (Decapoda: Paniluridae) en el Caribe Suroccidental. *Rev. Biol. Trop.*, 64(3): 975-990.
- Booth, A.J. & T.J. Quinn II. 2006. Maximum likelihood and Bayesian approaches to stock assessment when data are questionable. *Fisheries Research*, 80: 169-181.
- Briones, P. & E. Lozano. 2001. Effect of artificial shelters (casitas) on the abundance and biomass of juvenile spiny lobsters, *Panulirus argus*, in a tropical reef lagoon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 221: 221-232.
- Briones, P., E. Lozano, M. Cabrera & P. Arceo. 1997. Biología y ecología de las langostas (Crustacea: Decapoda: Palinuridae). In: P. Flores, P. Sánchez, J. Seijo & F. Arreguín (eds.). *Análisis y diagnóstico de los recursos pesqueros críticos del Golfo de México*. Universidad Autónoma de Campeche, EPOMEX Serie Científica, 7: 81-99.
- Briones-Fourzán P., V. Castañeda Fernández de Lara, E. Lozano-Alvarez & J. Estrada-Olivo. 2003. Feeding ecology of the three juvenile phases of the spiny lobster *Panulirus argus* in a tropical reef lagoon. *Marine Biology*. 142: 855-865.
- Buesa, R. 1972. La langosta espinosa *Panulirus argus*: su pesca y biología en aguas cubanas. INP/CIP, Cuba. *Reun. Balance de Trab.* 3(1): 29-78.
- Canales, C, M. Peralta & V. Jurado 2014. Evaluación de la Población de Pinchagua (*Ophistonema sp*) en aguas ecuatorianas. *Boletín Especial Año 4 N°3*, Instituto Nacional de Pesca del Ecuador INP, ISSN 1390-6690): 50 pp.

- Canales, C.M. A.E. Punt & M. Mardones. 2021. Can a length-based pseudo-cohort analysis (LBPA) using multiple catch length-frequencies provide insight into population status in data-poor situations? *Fisheries Research*, 234: 1-15.
- CLME+ Project/OSPESCA. 2019. Enfoque ecosistémico para la pesca de la langosta espinosa (*Panulirus argus*). Informe Final del Sub-proyecto: “Enfoque Ecosistémico para la Pesca (EEP) de la Langosta Espinosa del Caribe”, 25 pp.
- Coêlho, P.A., S.J.C. Moura, V.R. Silva & R.R. Coêlho. 1963a. Notas sobre a reprodução da *Panulirus argus* (Latreille) e *P. laevicauda* (Latreille) (Decapoda: Palinuridae) No litoral do Estado de Pernambuco. *Trabs. I. O. – U. R.* 3(1): 61-67.
- Coêlho, P.A., S.J.C. Moura. 1963b. Nota sobre as relações existentes entre as medidas de comprimento e pêso das lagostas *Panulirus argus* (Latreille) e *P. Laevicauda* (Latreille) (Crustacea: Decapoda). *Trabs. I. O. – U. R.* 3(1): 53-60
- Costa, A. F., S.J.C. Moura & P.F.O. Burgos. 1968. Notas sobre a ecologia e pesca dos estágios post-larval e subadulto das lagostas de importância comercial no Nordeste do Brasil. *Bol. Est. Pesca, Recife*, 8(1): 49-72.
- Costa, R.S., D.L. Paiva-Filho. 1974. Estudos de biologia da pesca de lagostas no Ceará - Dados de 1971 a 1973. *Arq. Ciên. Mar, Fortaleza*, 14(2): 95-114.
- Craig, J.F. 1985. Aging in fish. *Canadian Journal of Zoology* 63, 1-8.
- Cruz, R. 2002. Manual de métodos de muestreo para la evaluación de las poblaciones de langosta espinosa (Documento Técnico de Pesca. No. 399 Roma). Roma: FAO. 43 pp.
- Cruz, R., R. Coyula & A.T. Ramírez. 1981. Crecimiento y mortalidad de la langosta espinosa (*Panulirus argus*) en la plataforma suroccidental de Cuba. *Revista Cubana Investigaciones Pesqueras* 6 (4): 89-119.
- Cruz, R., J.A. Baisre, E. Díaz, R. Brito, C. García, W. Blanco y C. Carrodegas. 1987. Atlas Biológico-Pesquero de la Langosta en el Archipiélago Cubano. *Rev. Cub. Invest. Pesq.* 125 pp.
- Cruz, R. & R.D. Bertelsen. 2007. The spiny lobster (*Panulirus argus*) in the Wider Caribbean: A review of life cycle dynamics and implications for responsible fisheries management. *Proceedings of the 60th Gulf and Caribbean Fisheries Institute*. November 5-9, Punta Cana, Dominican Republic.
- Cruz, R., R. Lalana, M. Báez & R. Adriano. 2007. Gregarious behaviour of juveniles of the spiny lobster, *Panulirus argus* (Latreille, 1804) in artificial shelters. *Crustaceana*, 80: 577-595.
- Cruz, R.; K. Silva & I. Cintra. 2013. Assessment of wild spiny lobster stocks on the Brazilian continental shelf. *Crustaceana*, v. 86, n. 3, p. 336-356.

- Díaz-Nieto, J. 2008. Plano de gestão para uso sustentável de lagostas no Brasil: *Panulirus argus* (Latreille, 1804) e *Panulirus laevicauda* (Latreille). Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – Ibama/Centro Nacional de Informação Ambiental – Cnia, Brasília, DF. 97 pp. + Anexos.
- Diniz, F.M., N. Maclean, M. Ogawa, I.G. Paterson & P. Bentzen. 2005. Microsatellites in the overexploited spiny lobster, *Panulirus argus*: Isolation, characterization of loci and potential for intraspecific variability studies. *Conservation Genetics*. 6: 637-641. DOI 10.1007/s10592-005-9018-4.
- Ennis G.P. & M.J. Fogarty. 1997. Recruitment overfishing reference point for the american lobster, *Homarus americanus*. *Marine and Freshwater Research*, 48(8): 1029-1034.
- Ehrhardt, N., R. Puga & M. Butler IV. 2011. Implications of the Ecosystem Approach to Fisheries Management in Large Ecosystems. The case of the Caribbean Spiny Lobster. En: *Towards Marine Ecosystem-based Management in the Wider Caribbean*. Fanning, L., R. Mahon y P. McConney (eds). Págs. 157–175.
- FAO. 2001. Report on the FAO/DANIDA/CFRAMP/ WECAFC Regional workshops on the assessment of the Caribbean spiny lobster (*Panulirus argus*) (FAO Fisheries Report No. 619). Belize City, Belize, 21 April-2 May 1997 y Mérida, Yucatán, México, 1-12 June 1998.
- FAO. 2003. Informe del segundo Taller sobre Manejo de las Pesquerías de la Langosta Espinosa del Área de la COPACO. La Habana, Cuba, 30 de septiembre - 4 de octubre de 2002. Fisheries Report/FAO Informe de Pesca. No. 715. Rome, Roma, FAO. 2003. 273p.
- FAO. 2007. Comisión de Pesca para el Atlántico Centro-Occidental. Informe del quinto Taller Regional sobre la Evaluación y la Ordenación de la Langosta Común del Caribe. Mérida, Yucatán, México, 19-29 de septiembre. informe de Pesca. No. 826. Rome, Italia, 99pp.
- Fogarty M.J. & J.S. Idoine. 1986 Recruitment Dynamics in an american lobster (*Homarus americanus*) population. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 2368-2376.
- Fonteles-Filho, A.A. 1986. Influência do recrutamento e da pluviosidade sobre a abundância das lagostas *Panulirus argus* (Latreille) e *Panulirus laevicauda* (Latreille) (Crustacea: Palinuridae), no Nordeste do Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar*, 25: 13-31.
- Fonteles-Filho, A.A., M.O.C. Ximenes & P.H.M. Monteiro. 1988. Sinopse de informações sobre as lagostas *Panulirus argus* (Latreille) e *Panulirus laevicauda* (Latreille) (Crustacea: Palinuridae), no Nordeste do Brasil. *Arq. Ciên. Mar.*, 27: 1-19.

- Fonteles-Filho, A.A. 1992. Population dynamics of spiny lobsters (Crustacea: Palinuridae) in Northeast Brazil. *Ciência e Cultura* [Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science], v. 44, n. 2/3, p. 191-196, 1992.
- Ford E. 1933. An account of the herring investigations conducted at Plymouth during the years from 1924 to 1933. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 19: 305-384.
- Francis, C., A. Aires-da-Silva, M. Maunder, K. Schaefer & D. Fuller. 2016. Estimating fish growth for stock assessments using both agelength and tagging increment data. *Fisheries Research*, 180: 113–118.
- Froese, R. 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. *Fish and Fisheries*, 5: 86-91.
- Gavaris, S., & J.N. Ianelli. 2002. Statistical issues in fisheries' stock assessments. *Scand. J. Stat.* 29(2): 245–267. doi:10.1111/1467- 9469.00282.
- Giraldes, B.W. D.M. Smyth. 2016. Recognizing *Panulirus meripurpuratus* sp. nov. (Decapoda: Palinuridae) in Brazil—Systematic and biogeographic overview of *Panulirus* species in the Atlantic Ocean. *Zootaxa*, 4107(3): 353–366.
- Goldstein, J. S. 2004. Puerulus Identification Project (Project PIP): “Connecting the Dots” Throughout the Caribbean. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 57, 833-846.
- González-Cano, J.M. & C.A. Sobreira-Rocha. 1995. Problems on the estimation of growth parameters for the spiny lobster *Panulirus argus* in the Caribbean and Northeast Brazil. In Sakagawa, G.T. *Assessmente methodologies and management. Proceedings of the First World Fisheries Congress*, vol. 5: 147-159.
- Holthuis, L.B. 1991. FAO species catalogue. Marine lobsters of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries known to date. *FAO Fish Synopsis*, 13: 133-139.
- Hordyk, A., K. Ono, N. Loneragan & J. Prince. 2014. A novel length-based empirical estimation method of spawning potential ratio (SPR), and tests of its performance, for small-scale, data-poor fisheries. *ICES J. Mar. Sci.*, 72: 217-231. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu004>.
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). 2008. Plano de gestão para o uso sustentável de Lagostas no Brasil: *Panulirus argus* (Latreille, 1804) e *Panulirus laevicauda* (Latreille, 1817), Brasília, Brasil. 121 pp.

- Ivo, C.T.C. 1996. Biologia, pesca e dinâmica populacional das lagostas *Panulirus argus* (Latreille) e *Panulirus laevicauda* (Latreille) (Crustacea: Palinuridae), capturadas ao longo da Plataforma Continental do Brasil, entre os estados do Amapá e do Espírito Santo. São Carlos: Departamento de Hidrobiologia, Universidade Federal de São Carlos, (Tese de Doutorado), 277 pp.
- Ivo, C.T.C., C.G.N. Coelho & C.D.V. Silva. 1984. Análise bioeconômica da pesca de lagosta no Nordeste do Brasil. Arq. Ciên. Mar, Fortaleza, 23: 65-73.
- Ivo, C.T.C & T.C.V. Gesteira. 1986. Potencial Reprodutivo das Lagostas *Panulirus argus* e *Panulirus laevicauda* no nordeste do Brasil. Arq. Cien. Mar., 25: 1-12.
- Ivo, C.T.C. e J.A. Pereira. 1996a. Sinopse das principais observações sobre as langostas *Panulirus argus* (Latreille, 1804) e *Panulirus laevicauda* (Latreille, 1817) capturadas em águas costeiras do Brasil, entre os estados do Amapá e do Espírito Santo. Bol. Tec. Ciênt. CEPENE.
- Ivo, C.T.C. & J.A. Pereira, 1996b. Crecimento e idade das lagostas *Panulirus argus* (Latreille), e *Panulirus laevicauda* (Latreille), no Norte e Nordeste do Brasil. Arquivos de Ciências do Mar, Fortaleza, 30(1-2): 33-39.
- Ivo, C.T.C., E.M.S. Vasconcelos & J.A.D Magalhães. 1996. Avaliação dos parâmetros biométricos das lagostas *Panulirus argus* (latreille) e *Panulirus laevicauda* (Latreille) na plataforma Continental das regiões Nordeste/Sudeste do Brasil. Boletim Técnico Científico do CEPENE. (no publicado).
- Jeffs, A.G., J.C. Montgomery & C.T. Tindle. 2005. How do spiny lobster post-larvae find the coast? N.Z. J. Mar. Freshw. Res., 39: 605-617.
- Latreille, P.A. 1804. Histoire Naturelle, Générale et Particulière des Crustacés et des Insectes: Ouvrage Faisant Suite aux Oeuvres de Leclerc de Buffon, et Partie du Cours Complet d'Histoire Naturelle Rédigé par C.S. Sonnini. 14 vols. F. Dufart, Paris.
- Latreille, P.A. 1817. Peneae. Penaeus. Nouveau Dictionnaire d'Histoire Naturelle 25:152-156.
- Leocádio, A.M. & R. Cruz. 2008. Growth parameters of the spiny lobster (*Panulirus argus*) in the Great Caribbean: a review. Rev. Invest. Mar. 29(3):239-248.
- Lewis, J. B. 1951. The phyllosoma larvae of the spiny lobster *Panulirus argus*. Bulletin of Marine Science, 1: 89-103.
- Lewis, J.B., H.B. Moore & W. Babis. 1952. The post-larval stages of the spiny lobster *Panulirus argus*. Bull. Mar. Sci. Gulf. Caribb. 2: 324-337.
- Mace, P.M. & M.P. Sissenwine. 1993. How much spawning per recruit is enough? p. 101-118. In S. J. Smith, J. J. Hunt and D. Rivard [ed.] Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 442 pp.

- Marinho-Jr., M. 1981. Spiny lobster fishery of Brazil. Project Report. Requirements for the degree of Master of Science. Marine Resource Management Program School of Oceanography Oregon State University, U.S.A, 41 pp.
- Maunder, M.N., P.R. Crone, J.L. Valero & B.X. Semmens. 2015. Growth: Theory, estimation, and application in fishery stock assessment models. *Fisheries Research*, 180: 1–3.
- Maunder, M.N. & G.M. Watters. 2003. A-SCALA: an age structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull.*, 22: 433-582.
- Marx J.M. & W.F. Herrnkind. 1985. Factors regulating microhabitat use by young juvenile spiny lobsters, *Panulirus argus*: food and shelter. *Journal of Crustacean Biology*, 5: 650-657.
- Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento Instrução (MAPA). 2019. Normativa Nº 54, de 29 de Outubro de 2019.
- Mota-Alves, M.I. & R.C.F. Bezerra. 1968. Sobre o número de ovos da langosta *Panulirus argus* (Latr.). *Arq. Estac. Biol. Mar. Univ. fed. Ceara*, 8(1): 33-35.
- Nascimento, I. V. 1970. Fecundidade da lagosta *Panulirus argus* (Latr.), 1804 na praia de Muriú, costa do Rio Grande do Norte. *Bol. Est. Pesca, Recife*, 10(1): 21-28.
- Nascimento, I.V. 1974. Fecundidade da lagosta *Panulirus laevicauda* (Latr.) e sua relação com *P. argus* (Latr.). SUDENE, Divisão de Recursos Pesqueiros. Série Estudos de Pesca, Recife, (1):Pt. I, 3pp.
- Nascimento, I.V. & M.E. Araujo. 1984. Fecundidade das lagostas *Panulirus argus* e *Panulirus laevicauda* (Latr.), capturadas no litoral do Rio 92 Grande do Norte. Recife: SUDENE, Divisão de Recursos Pesqueiros, p. 35-43. (Série: Brasil: Estudos de Pesca, n. 11).
- Oliveira, G.M. 2005. A pesca de lagostas. In: Oliveira, G.M. (Org.). *Pesca e Aquicultura no Brasil, 1991-2000: Produção e Balança Comercial*. Brasília: IBAMA, p. 83-84.
- Oliveira, P., M.C. Crispim & A.L. Vendel. 2014. Caracterização populacional das lagostas do gênero *Panulirus* nos ambientes recifais da Praia do Seixas e da Penha-PB. *Gaia Scientia*, 8(1): 365-383.
- Paiva, M.P. 1961. Recursos básicos da pesca marítima no nordeste brasileiro. *Bol. Est. Biol. Mar. Univ. Ceará, Fortaleza*, 3: 1-10.
- Paiva, M.P. 1969. Estudo sobre a pesca de lagostas no Ceará, durante o ano de 1968. *Arq. Ciên. Mar., Fortaleza*. 9(1): 41-55.

- Paiva, M.P. 1974. Distribuição do esforço e variação da abundância na pesca de lagosta no estado de Ceará. *Ciência e Cultura*, Rio de Janeiro, 26: 365-369.
- Paiva, M.P. 1976. Estudo sobre a pesca de lagostas no Ceará, durante o ano de 1975. *Arq. Ciên. Mar.*, Fortaleza, 16(1): 27-30.
- Paiva, M.P. & A.B. Silva. 1962. Estudos de biologia da pesca de lagostas no Ceará - Dados de 1961. *Arq. Est. Biol. Mar. Univ. Fed. Ceará*, Fortaleza, 2(2): 21-24.
- Paiva, M.P. & R.S. Costa. 1963. Estudos de biologia da pesca de lagostas no Ceará - Dados de 1962. *Arq. Est. Biol. Mar. Univ. Fed. Ceará*, Fortaleza, 3(1): 27-52.
- Paiva, M.P. & R.S. Costa. 1964. Estudos de biologia da pesca de lagostas no Ceará - Dados de 1963. *Arq. Est. Biol. Mar. Univ. Fed. Ceará*, Fortaleza, 4(2): 45-70.
- Paiva, M.P. & R.S. Costa. 1965. Estudos de biologia da pesca de lagostas no Ceará - Dados de 1964. *Arq. Est. Biol. Mar. Univ. Fed. Ceará*, Fortaleza, 5(2): 127-150.
- Paiva, M.P. & R.S. Costa. 1966. Estudos de biologia da pesca de lagostas no Ceará - Dados de 1965. *Arq. Est. Biol. Mar. Univ. Fed. Ceará*, Fortaleza, 6(2): 167-193.
- Paiva, M.P. & R.S. Costa. 1967. Estudos de biologia da pesca de lagostas no Ceará - Dados de 1966. *Arq. Est. Biol. Mar. Univ. Fed. Ceará*, Fortaleza, 7(2): 147-171.
- Paiva, M.P. & R.S. Costa. 1968. Estudos de biologia da pesca de lagostas no Ceará - Dados de 1967. *Arq. Est. Biol. Mar. Univ. Fed. Ceará*, Fortaleza, 8(2): 187-210.
- Paiva, M.P. & R.S. Costa. 1969. Estudos de biologia da pesca de lagostas no Ceará - Dados de 1968. *Arq. Est. Biol. Mar. Univ. Fed. Ceará*, Fortaleza, 9(2): 133-146.
- Paiva, M.P. & R.S. Costa. 1970. Estudos de biologia da pesca de lagostas no Ceará - Dados de 1969. *Arq. Est. Biol. Mar. Univ. Fed. Ceará*, Fortaleza, 10(2): 131-142.
- Paiva, M.P. & R.S. Costa. 1971. Estudos de biologia da pesca de lagostas no Ceará - Dados de 1970. *Arq. Ciên. Mar.*, 11(2): 139-146.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. int. Explor. Mer.*, 39(2): 175-192.
- Punt, A.E. 2003. The performance of a size-structured stock assessment method in the face of spatial heterogeneity in growth. *Fisheries Research*, 65: 391-409.
- Punt, A.E., T. A'mar & N.A. Bond. 2014. Fisheries management under climate and environmental uncertainty: control rules and performance simulation. *ICES Journal of Marine Science*, 71: 2208-2220.

- Punt, A.E., M. Haddon & R. McGarvey. 2016. Estimating growth within size-structured fishery stock assessments: What is the state of the art and what does the future look like? *Fisheries Research*, 180: 147–160.
- Rikhter, V.A. & V.N. Efanov. 1977. On one of the approaches for estimating natural mortality in fish populations. *Atlantic VNIRO (FAO repository)*, 73: 77-85. [in Russian].
- Rolim, A.E. & C.A.S. Rocha. 1972. Biometria de lagostas jovens de gênero *Panulirus* Gray. *Arq. Ciên. Mar.*, Fortaleza, 12(2): 91-97.
- Rocha, C.A.S. & A.F.S. Xavier. 2000. Relações Biométricas das Lagostas Espinhas *Panulirus argus* (Latreille) e *Panulirus laevicauda* (Latreille) do Nordeste do Brasil. *Arq. Ciên. Mar.*, Fortaleza, y33: 179-182.
- Salazar, I.S.O. 2020. Avaliação do crescimento, reprodução e exploração do estoque das lagostas espinhosas no Nordeste do Brasil. 2020. Tese Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais. Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 125 pp.
- Salazar, I.S.O. & R. Cruz. 2019. Age and growth of the commercial spiny lobsters *Panulirus argus* (latreille, 1804) and *Panulirus laevicauda* (latreille, 1817) (decapoda, palinuridae) in northeast Brazil: a review. *Crustaceana* 92(7): 767-788.
- Santos, E.P., R. Costa & S.J. Moura. Growth of the spiny lobster *P. argus*. *Est. Biol. Mar. Univ. Ceará*, 4(2): 41-44.
- Sarver, S.K., J.D. Silberman & P.J. Walsh. 1998. Mitochondrial DNA sequence evidence supporting the recognition of two subspecies or species of the Florida spiny lobster *Panulirus argus*. *J. Crustacean Biology*, 18(1): 177-186.
- Sarver, S.K., D. Wilson & P.J. Walsh. 2000. The occurrence of the provisional Brazilian subspecies of spiny lobster (*Panulirus argus westonii*) in Florida waters. *Fish. Bull.*, 98: 870-873.
- Silberman, J.D., S.K. Sarver & P.J. Walsh. 1994. Mitochondrial DNA variation and population structure *Panulirus argus*. *Marine Biology*, 120: 601-608.
- Silva, A.C. & A.A Fonteles-Filho. 2011. Avaliação do defeso aplicado à pesca da lagosta no Nordeste do Brasil. Fortaleza: Editora Expressão Gráfica. 112p.
- Silva, S.M.C & P.P.L. Cavalcante. 1994. Perfil do setor Lagosteiro Nacional. (Coleção Meio Ambiente. Série Estudos Pesca, 12), Brasília: Ibama, 81 pp.
- Smith. S.I. 1869. Notice of the Crustacea collected by Prof. C. F. Hartt on the coast of Brazil in 1867, list of the described species of Brazilian Podophthalmia. *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences*. 2(1): 1-41: Pl. 1.

- Soares, C.N.C. & P.P.L. Cavalcante. 1985. Caribbean spiny lobster (*Panulirus argus*) and smoothtail spiny lobster (*Panulirus laevicauda*) reproductive dynamics on the Brazilian Northeastern coast. FAO Fish Rep., Rome, n. 327, p. 200-217.
- Soares, C.N. & A. Peret. 1998. Tamanho médio de primeira maturação da lagosta *Panulirus argus* (Latreille) no litoral do Estado do Ceará, Brasil. Arq. Ciên. Mar, 31(1-2): 5-16.
- Solemndal P. 1997. Maternal effects, a link between the past and the future. J. Sea Res. 37: 213-227.
- Sosa-Cordero, E. & A. Ramírez-González. 1999. Langosta. In: Xacur Maiza J.A. (Ed.). Enciclopedia de Quintana Roo. Tomo México, D.F. 1998-1999. pp. 140-161.
- Tavares, M. 2002. Lobster. En K. E. Carpenter (Ed.). The living marine resources of the Western Central Atlantic. Introduction, molluscs, crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes, and chimaeras (Volume 1, pp. 1-600). Rome: FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5.
- Tourinho, J.L., A.M. Solé-Cava & C. Lazoski. 2012. Cryptic species within the commercially most important lobster in the tropical Atlantic, the spiny lobster *Panulirus argus*. Mar. Biol., 159: 1897-1906.
- Trippel, E.A. 1998. Egg size and viability and seasonal offspring production of young Atlantic Cod. Transactions of the American Fisheries Society, 127: 339-359.
- Truelove, N.K., A.S. Kough, D.C. Behringer, C.B. Paris, S.J. Box, R.F. Preziosi, & M.J. Butler IV. 2016. Biophysical connectivity explains population genetic structure in a highly dispersive marine species. Coral Reefs, 36(1): 233-244. ISSN 0722-402.
- Umaña, R. & D. Chacón. 1994. Asentamiento en estadios postlarvales de la langosta *Panulirus argus* (Decapoda: Palinuridae), en Limón, Costa Rica. Rev. Biol. Trop., 42: 585-594.
- Vasconcelos, J.A. & J.E.L. Oliveira. 1996. Estudo comparativo sobre a pesca de lagostas com rede de espera de fundo, tipo caçoeira e mergulho, auxiliado por compressor, no Estado do Rio Grande do Norte. Boletim Técnico Científico do CEPENE, Tamandaré, 4(1): 135-172.
- Vasconcelos, J.A., E.M.S. Vasconcelos & J.E.L. Oliveira. 1994. Captura por unidade de esforço dos diferentes métodos de pesca (rede, mergulho e covo) empregados na pesca lagosteira do Rio Grande do Norte (Nordeste - Brasil). Boletim Técnico Científico do CEPENE, Tamandaré, v. 2, n. 1, p. 133-153.
- Von Bertalanffy, L. 1934. Untersuchungen über die Gesetzmäßigkeiten des Wachstums I. Allgemeine Grundlagen der Theorie. Wilhelm Roux' Archiv für Entwicklungsmechanik der Organismen, 131: 613-653.

- Walford L.A. 1946. A new graphic method of describing the growth of animals. The Biological Bulletin 90(2): 141-147.
- Witham R., R.M. Ingle & E.A. Joyce. 1968. Physiological and ecological studies of *Panulirus argus* from the St. Lucie Estuary. Florida Board of Conservation Marine Laboratory Technical Series, 53: 1-31.
- Zanchetta, R.S. 2009. Estudo de caso do ordenamento pesqueiro aplicado à pesca da lagosta no estado do Espírito Santo. Monografia (Graduação em Oceanografia) - Centro de Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 98 pp.

I. ANEXOS

A N E X O I

Length based pseudo-cohort analysis (LBPA)

Length based pseudo-cohort analysis (LBPA)

Un modelo para pesquerías de datos limitados debería al menos disponer de composiciones de tallas del muestreo de las capturas. Para estos fines se considera el modelo de análisis de dinámica en pseudo-cohortes por recluta en edades propuesto por Canales et al (2021). En este modelo, los reclutamientos y las tasas de mortalidad por edad se suponen similares de un año a otro, y la población se considera en equilibrio. En estas condiciones, los estados de las edades sucesivas de la pseudo-cohorte son equivalentes a cualquiera de las cohortes de la población a lo largo del tiempo (Chassot, et al., 2008). El modelo empleado LBPA (“*Length-based pseudo-cohort análisis*”) es ajustado a datos de composiciones de tallas de las capturas, con el objeto de estimar el patrón de selectividad, la mortalidad por pesca de completa explotación (F) y la proporción de biomasa desovante virginal por recluta (SPR). (Canales et al., 2021; Hordyk et al., 2015).

El modelo considera la sobrevivencia por recluta a las distintas clases de edades (N_a), sujeta a fuentes de mortalidad natural (M) y mortalidad por pesca (Eq. 2) edad-específico F_a .

$$N_a = \begin{cases} 1 & a = a_r \\ N_{a-1}S_{a-1} & a > a_r \\ N_a/(1 - S_a) & a = A + \end{cases} \quad (1)$$

$$S_a = e^{-F_a - M} \quad (2)$$

Donde a es la edad y $A+$ representa el grupo plus. La mortalidad por pesca a la edad F_a considera la hipótesis de separabilidad (Eq. 3), expresada como el producto entre la mortalidad por pesca de los grupos de edad completamente reclutados (F) y un efecto edad-específico o selectividad φ_a modelado en forma logística en función de la talla a la edad (Eq. 4).

$$F_a = \varphi_a F \quad (3)$$

$$\varphi_a = \pi_{l,a} \left(1 + e^{-\log(19) \left[\frac{l-L50}{\Delta} \right]} \right)^{-1} \quad (4)$$

Donde l es la talla, L_{50} la talla a la cual el 50% de los individuos están reclutados a la explotación y Δ un parámetro de inclinación. La ecuación de captura de Baranov (Eq. 5) es aplicada para generar la composición de edades de las capturas, y luego es convertida a tallas (l) (Eq. 6) por medio de una matriz de probabilidad de la talla a la edad $\pi_{l,a}$ (Eq. 7).

$$C_a = \left(\frac{F_a}{F_a + M} \right) N_a (1 - S_a) \quad (5)$$

$$\hat{C}_l = \pi_{l,a} C_a \quad (6)$$

$$\pi_{l,a} = \int_{l_i}^{l_{i+1}} e^{-0.5 \left(\frac{l-L_a}{\delta_a} \right)^2} dl \quad (7)$$

donde $\pi_{l,a}$ está determinado por los parámetros de crecimiento de Von Bertalanfy (Eq. 8) (L_{oo} y k), y el coeficiente de variación de la talla a la edad (cv) (Eq. 9). Este último parámetro fue supuesto igual a 0.1. La talla esperada a la edad es modelada en la forma de Ford-Walford

$$L_a = L_{a-1} e^{-k} + L_{00} (1 - e^{-k}) \quad (8)$$

donde la talla promedio inicial define la talla a la edad del reclutamiento L_r , y

$$\delta_a = \alpha + cv L_a \quad (9)$$

Finalmente, la proporción de tallas predicha por el modelo, la cual representa la variabilidad de todos los años considerados en el análisis, se estima como:

$$\hat{p}_l = \frac{\hat{C}_l}{\sum_l \hat{C}_l} \quad (10)$$

Conocidos los parámetros del modelo, la biomasa desovante por recluta ($SSBPR$) es calculada como:

$$SSBPR = \sum_l \left(\pi_{l,a} (N_a e^{-\delta z_a}) \right) O_l w_l \quad (11)$$

donde δ es la fracción del año donde ocurre el desove, O_l es la proporción de madurez a la talla y w_l es el peso promedio a la talla. Del mismo modo, la biomasa desovante virginal por recluta $SSBPR_0$ es calculada considerando las Eqs.1 y Eq.11 sin explotación ($Z=M$). El potencial reproductivo (SPR) es entonces calculado como la razón entre $SSBPR$ y $SSBPR_0$. El modelo se encuentra codificado en ADMB y puede ser descargado desde <https://github.com/criscan/LBPA>

LBPA (Ec. 1-10) fue codificado en ADMB (www.admb-project.org). Los parámetros ($\theta = [F, A_{50}, \Delta, L_{a_r}]$) son estimados usando máxima verosimilitud penalizada (De Valpine and Hilborn, 2005; Methot and Taylor, 2011; Hutchinson et al., 2015). Se asumió que los datos de frecuencia de tallas eran multinomiales, mientras que los parámetros estimados (θ) se penalizaron (en espacio logarítmico) utilizando un enfoque semi-bayesiano (Cole et al, 2013):

$$ll = -\dot{N} \sum_y \lambda_y \sum_l p_{l,y} \log(\hat{p}_l) + \sum_j \left(\frac{\log(\theta_j) - \log(\hat{\theta}_j)}{\sigma_{\theta_j}} \right)^2 \quad (12)$$

donde \dot{N} es el tamaño efectivo de la muestra (e.g., $\dot{N} = 100$), $p_{l,y}$ es la proporción observada de la captura en el año y y en la clase de talla l , \hat{p}_l es la proporción predicha de la captura en la clase de talla l (igual en todos los años), y λ_y es un factor de peso de la muestra respectiva del año y . El segundo término en la ecuación 11 son las penalizaciones del modelo, donde θ_j es el valor a priori del j -ésimo parámetro del modelo y σ_{θ_j} es la desviación estandar de la j -ésima penalización del parámetro en el espacio logarítmico.

A N E X O I I

Modelo de Evaluación de Stock en Longitudes (MESTOCKL)

Modelo de Evaluación de Stock en Longitudes (MESTOCKL)

El modelo MESTOCKL es un modelo integrado de evaluación de stock que considera dinámica en edades y observaciones en tallas. El modelo permite incluir composiciones de tallas de las capturas y campañas (si están disponibles), además de series de índices de abundancia y las estadísticas de pesca. El modelo resuelve parámetros en un contexto semi-bayesiano sujeto a distribuciones a priori de los parámetros empleados.

Proceso	Ecuación
<u>Sobrevivencia</u> a es la edad y t es el año $A+=$ Edad grupo plus	$N_{a,t} = N_{a-1,t-1} S_{a-1,t-1}$ $N_{A+,t} = N_{A-1,t-1} S_{A-1,t-1} + N_{A,t-1} S_{A,t-1}$ $S_{a,t} = \exp(-Z_{a,t})$
<u>Mortalidad total</u> F_t es el efecto anual o mortalidad por pesca de completo reclutamiento. M es la mortalidad natural anual y Ψ la selectividad	$Z_{a,t} = M + F_t \psi_a$
<u>Selectividad</u> Donde $A50$ es la edad al 50% de retención y σ el parámetro de dispersión.	$\psi_{a,t} = \begin{cases} \exp\left[-\frac{1}{2\sigma_1^2}(a - A50)^2\right] & a < A50 \\ \exp\left[-\frac{1}{2\sigma_2^2}(a - A50)^2\right] & a \geq A50 \end{cases}$
<u>Población inicial</u>	$N_{a=1,t=1} = R_0$ $N_{a,t=1} = N_{a-1,t=1} e^{-Z_{a,t=1}}$ $N_{A,t=1} = N_{a=12,t=1} / (1 - e^{-Z_{a=12,t=1}})$
<u>Reclutamiento anual</u> $\delta_t \sim N(0, \sigma_R^2)$ (prior), $\sigma_R=0.6$ $\ln R_0 \sim U[0, +\infty]$ BD : biomasa reproductiva, R_0 reclutamiento virginal y BDo biomasa rep. virginal estimada a partir de R_0 .	$N_{a=1,t} = \frac{\alpha BD_{t-1}}{\beta + BD_{t-1}} e^{-\delta_t}$ $\alpha = \frac{4hR_0}{5h-1}; \beta = \frac{(1-h)BD_0}{5h-1}$
<u>Capturas estimadas en edad y año</u>	$\hat{C}_{a,t} = \frac{F_{a,t}}{Z_{a,t}} N_{a,t} (1 - S_{a,t})$
<u>Capturas estimadas por longitudes y año</u>	$\hat{C}_{l,t} = P_{l,a} C_{a,t}$
<u>Probabilidad de la Longitud a la edad</u> Donde:	$P_{l,a} = \int_{l_1}^{l_2} \exp\left\{-\frac{1}{2\sigma_a^2}(l - L_a)^2\right\} dl$ $L_a = L_{00}(1 - e^{-k}) + e^{-k} L_{a-1}$ $\sigma_a = a + b L_a$

<p>l es la Longitud, L_{00} y k los parámetros de crecimiento (k anual), σ la desviación de la talla a la edad</p>	
<p><u>Desembarques en peso</u> w_l es el peso teórico a la Longitud supuesto invariante entre años</p>	$\hat{Y}_t = \sum_l C_{l,t} w_l$
<p><u>Biomasa anual y desovante</u> O_l corresponde a la ojiva de madurez sexual a la Longitud. El desove se supone anual de acuerdo con dos reclutamientos anuales dt es la fracción del año del período de desove</p>	$B_t = \sum_l (P_{l,a} N_{a,t}) w_l$ $BD_t = \sum_l P_{l,a} (N_{a,t}) w_l O_l e^{-dt Z_{t,a}}$
<p><u>Indices de abundancia (CPUE)</u> q es la capturabilidad y el factor Δt corresponde a la fracción del año donde este ocurre.</p>	$\hat{I}_t = q \sum_l P_{l,a} (N_{a,t} \psi_a e^{-\Delta t Z_{a,t}}) w_l$
<p><u>Proporción de longitudes en la captura</u></p>	<p>Capturas: $\hat{p}_{l,t} = \frac{P_{l,a} \hat{C}_{a,t}}{\sum_l P_{l,a} \hat{C}_{a,t}}$</p>

Modelo de los errores y función objetivo

Función/fuente	-log-verosimilitud
<p><u>Indices de abundancia y desembarques</u> σ_l es la desviación estándar del índice o desembarques en escala logarítmica (logaritmo natural)</p>	$-l(I) = \frac{1}{2\sigma_l^2} \sum_t \left(\frac{\log \hat{I}_t}{\log I_t} \right)^2 + cte$
<p><u>Proporción de la captura por intervalo de longitud</u> corresponde a las capturas por longitud, y n^l es el tamaño de muestra efectivo empleado para las longitudes.</p>	$-l(p) = n^l p_{l,t} \ln \hat{p}_{l,t}$
<p><u>Función objetivo</u> Estimación bayesiana: Corresponde al negativo de las sumas de log-verosimilitud marginales mas el logaritmo de las priors (π).</p>	$\sum l(x) + \sum \pi(\theta)$