



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS  
DEL NOROESTE, S.C.

---

Programa de Estudios de Posgrado

HACIA UN MANEJO ADAPTATIVO: PROPUESTAS DE MEJORA  
EN LAS PRÁCTICAS DE MANEJO PESQUERO DE *Panopea  
globosa* EN BAHÍA MAGDALENA, BAJA CALIFORNIA SUR,  
MÉXICO.

T E S I S

Que para obtener el grado de

**Doctora en Ciencias**

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales  
(Orientación en Biología Marina)

P r e s e n t a

**Estefani Larios Castro**

La Paz, Baja California Sur, junio de 2025.

## ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 10:55 horas del día 04 del Mes de junio del 2025, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

**"HACIA UN MANEJO ADAPTATIVO: PROPUESTAS DE MEJORA EN LAS PRÁCTICAS DE MANEJO PESQUERO DE *Panopea globosa* EN BAHÍA MAGDALENA, BAJA CALIFORNIA SUR, MÉXICO"**

Presentada por el alumno:

**Estefani Larios Castro**

Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN **Biología Marina**

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACIÓN DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

### LA COMISIÓN REVISORA



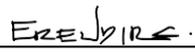
---

Dr. Enrique Morales Bojórquez  
Co-Director de Tesis



---

Dr. Sergio Scarry González Peláez  
Co-Director de Tesis



---

Dra. Eréndira Aceves Bueno  
Co-Tutora de Tesis



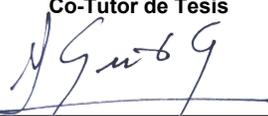
---

Dr. Andrés Miguel Cisneros Montemayor  
Co-Tutor de Tesis



---

Dr. Jorge Alberto López Rocha  
Co-Tutor de Tesis



---

Dra. Alejandra Nieto Garibay,  
Directora de Estudios de Posgrado y  
Formación de Recursos Humanos



La Paz, Baja California Sur, a 30 de mayo de 2025.

Los miembros del comité de tesis del (la) estudiante ESTEFANI LARIOS CASTRO del Programa de DOCTORADO EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES, revisamos el contenido de la tesis y otorgamos el Vo.Bo. dado que la tesis no representa un plagio de otro documento como lo muestra el reporte de similitud realizado:

**•Herramienta antiplagio:**  
iThenticate

**•Filtros utilizados:**  
Citas excluidas  
Bibliografía excluida

**•Porcentajes de similitud:**  
10 % de similitud general

**Se muestra captura de pantalla:**

**10% Overall Similarity**  
The combined total of all matches, including overlapping sources, for each database.

**Filtered from the Report**

- Bibliography
- Cited Text

**Top Sources**

- 10% Internet sources
- 3% Publications
- 0% Submitted works (Student Papers)

**Integrity Flags**  
0 Integrity Flags for Review  
No suspicious text manipulations found.

Our system's algorithms look deeply at a document for any inconsistencies that would set it apart from a normal submission. If we notice something strange, we flag it for you to review.

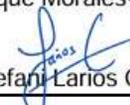
A Flag is not necessarily an indicator of a problem. However, we'd recommend you focus your attention there for further review.

**Director-Co/Directores**

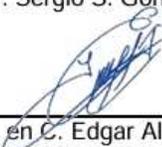
  
Dr. Enrique Morales-Bojórquez

  
Dr. Sergio S. González Peláez

**Estudiante**

  
Estefani Larios Castro

**Personal técnico de asesoría en el análisis**

  
M. en C. Edgar Alcántara Razo

## **Conformación de Comités**

### **Comité Tutorial**

Dr. Enrique Morales Bojórquez  
Centro de Investigaciones Biológicas de Noroeste, S.C.  
Co-Director de Tesis

Dr. Sergio Scarry González Peláez  
Centro de Investigaciones Biológicas de Noroeste, S.C.  
Co-Director de Tesis

Dra. Eréndira Aceves Bueno  
School of Marine and Environmental Affairs. University of Washington.  
Co-Tutora de Tesis

Dr. Jorge Alberto López Rocha  
Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación Sisal. Facultad de Ciencias. UNAM.  
Co-Tutor de Tesis

Dr. Andrés Miguel Cisneros Montemayor  
School of Resource and Environmental Management. Simon Fraser University  
Co-Tutor de Tesis

### **Comité Revisor de Tesis**

Dr. Enrique Morales Bojórquez  
Dr. Sergio Scarry González Peláez  
Dra. Eréndira Aceves Bueno  
Dr. Jorge Alberto López Rocha  
Dr. Andrés Miguel Cisneros Montemayor

### **Jurado de Examen**

Dr. Enrique Morales Bojórquez  
Dr. Sergio Scarry González Peláez  
Dra. Eréndira Aceves Bueno  
Dr. Jorge Alberto López Rocha  
Dr. Andrés Miguel Cisneros Montemayor

### **Suplentes**

Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota  
Dr. Raúl Octavio Martínez Rincón

## Resumen

En el caso de las especies sedentarias bajo explotación pesquera, es necesario un enfoque precautorio para evitar colapsos. Por lo tanto, es una prioridad el uso de herramientas que nos faciliten la identificación de señales tempranas de alerta en los cambios poblacionales, tales como los puntos de referencia, además de establecer las medidas correspondientes en caso de alcanzarlos o excederlos. En México, la pesquería de almeja de sifón o almeja generosa se inició en el año 2000 como una actividad rentable dada la alta demanda y alto precio del recurso en los países del este y sudeste asiático. En el corto plazo, *Panopea globosa* presentó un rápido agotamiento en Bahía Magdalena, BCS, principalmente porque las normas legales no determinaron puntos de referencia para su aprovechamiento. En este estudio se analizaron dos enfoques: un modelo de rendimiento por recluta estructurado por edad (YPR<sub>A</sub>) y, un modelo de rendimiento por recluta estructurado por talla (YPR<sub>L</sub>) que proporcionan la estimación de puntos de referencia a corto plazo para la especie. Los resultados indicaron que los dos modelos mostraron tendencias negativas a lo largo del tiempo, sugiriendo implementar acciones de recuperación para esta almeja. Adicionalmente, se presenta análisis de riesgo para puntos de referencia múltiples sobre la base de un modelo de decaimiento poblacional. Con ello, se plantean acciones de manejo asociadas a cada transición entre puntos de referencia como propuesta hacia el manejo adaptativo de esta pesquería. Por último, se simularon escenarios de cierres periódicos para el área potencial de pesca y, comparativamente, aplicando subdivisión para evaluar el desempeño basado en rotación de áreas de pesca. Los resultados indican que, teóricamente, la simulación de los diferentes esquemas rotativos permite alcanzar un mayor rendimiento en términos de biomasa respecto al status quo. Sin embargo, la elección de un esquema rotacional óptimo dependerá de la viabilidad de su implementación y, su éxito, de la respuesta demográfica de la población sin presión pesquera. Este estudio representa una contribución directa al manejo de la pesquería de almeja de sifón, sin embargo, es necesaria la participación de agencias gubernamentales para incorporar este nuevo conocimiento en los lineamientos legales mexicanos de esta pesquería.

**Palabras clave:** almeja generosa, manejo pesquero, puntos de referencia, captura rotacional, cierres espacio-temporales.

**ORCID:** 0000-0002-5143-5368

Vo.Bo. Co-Directores de Tesis



---

Dr. Enrique Morales Bojórquez



---

Dr. Sergio Scarry González Peláez

## Summary

In the context of sedentary species subject to harvest, a precautionary approach is crucial to avoid population collapses. Consequently, there is a need to employ management tools that facilitate the identification of early warning signs of population changes, such as reference points, in addition to establishing the corresponding actions in case they are reached or exceeded. In Mexico, the geoduck clam fishery began in 2000 as a lucrative activity due to the high demand for the resource in East and Southeast Asian countries. In the short term, *Panopea globosa* exhibited a rapid depletion in Bahía Magdalena, BCS, primarily due to the absence of reference points for its exploitation. This study assessed two approaches: an age-structured yield-per-recruit model (YPR<sub>A</sub>) and a length-structured yield-per-recruit model (YPR<sub>L</sub>), both of which provide estimates of short-term reference points for the species. Both models showed negative trends over time, suggesting the implementation of recovery actions for this clam. In addition, a novel risk management analysis is presented for multiple reference points based on a population decay model. This scheme suggests management actions associated with each transition between reference points as a proposal for the adaptive management of this fishery. Finally, periodic closure scenarios were simulated for the fishing ground and, comparatively, applying subdivision to evaluate the performance based on rotational fishing. The results indicate that, theoretically, the simulation of the different rotational schemes allows calculating a higher yield in terms of biomass with respect to the status quo. However, the choice of an optimal rotational scheme will depend on the feasibility of its implementation and, its success, on the demographic response of the population without fishing pressure. This study represents a direct contribution to the management of the geoduck clam fishery; however, the participation of government agencies is necessary to incorporate this new knowledge into Mexican legal guidelines for this fishery.

**Keywords:** geoduck clam, fishery management, reference points, rotational fishing, periodic closures.

**ORCID:** 0000-0002-5143-5368

Vo.Bo. Co-Directores de Tesis



---

Dr. Enrique Morales Bojórquez



---

Dr. Sergio Scarry González Peláez

**Dedicatoria**

*A mi más grande e incondicional amor, mi mayor tesoro, mi mayor motivación, mi hijo, Emiliano Farach Larios*

*A mi compañero y sostén de vida, mi ejemplo e inspiración, mi esposo, Edgardo Basilio Farach Espinoza*

*A mis pilares de vida, mis padres,  
Elizabeth Castro Valdez y Juan Diego Martín Larios Gaxiola*

*Y a mis hermanos Natalia y Juan Diego Andrés*

## **Agradecimientos**

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. y a la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos, por permitirme realizar mis estudios de posgrado.

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por el apoyo otorgado a través de la beca de doctorado (No. 787334).

Al Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables (IMIPAS) por el apoyo brindado y el uso de datos.

Al proyecto de Ciencia Básica CONACYT: A1-S-36410 a cargo del Dr. Sergio S. González Peláez.

A mi Co-Director de tesis, Dr. Enrique Morales Bojórquez, una vez más, por su paciencia, su empatía, por los momentos de carcajadas y por sus atenciones. Por seguirme entrenando y transmitiendo el amor por la ciencia, por guiarme en este recorrido y apoyarme tanto en lo profesional como en lo personal.

A mi Co-Director de tesis, Dr. Sergio S. González Peláez, por su experiencia, su seguimiento, sus aportaciones y razonamientos que fueron parte importante de este trabajo de investigación.

A mis tutores: Dra. Eréndira Aceves Bueno, Dr. Jorge Alberto López Rocha y Dr. Andrés Miguel Cisneros Montemayor, por su comprensión y apoyo durante esta etapa de formación profesional, por sus enfoques multidisciplinarios, sus comentarios y sugerencias que sin duda enriquecieron este estudio.

Al personal de la Dirección de Posgrado del CIBNOR, Dra. Alejandra Nieto Garibay, Dr. José Alfredo Arreola Lizarraga, Lic. Adriana Teresa Franzoni García, Ing. Horacio Sandoval Gómez, Téc. Tania Verónica Núñez Valdez, Mtra. Osvelia Ibarra Morales, C.P. Raquel Emilia Herrera Vega, Lic. Ana María Talamantes Cota y al M.C. Edgar Alcántara Razo por su disposición, amabilidad y apoyo para aclarar mis dudas y gestionar procedimientos académicos.

A todas aquellas personas que de alguna u otra manera estuvieron presentes en esta etapa, me ayudaron en el camino, por su tiempo, sus consejos y por su apoyo.

## Contenido

Resumen .....	i
Summary .....	ii
Dedicatoria.....	iii
Agradecimientos.....	iv
Contenido.....	v
Lista de figuras .....	vii
Lista de tablas .....	ix
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	1
<b>2. ANTECEDENTES</b> .....	5
<b>3. JUSTIFICACIÓN</b> .....	10
<b>4. HIPOTESIS</b> .....	11
<b>5. OBJETIVOS</b> .....	12
5.1 Objetivo general.....	12
5.2 Objetivos particulares.....	12
<b>6. MATERIAL Y MÉTODOS</b> .....	13
6.1 Área de estudio.....	13
6.2 Datos biológicos y estadísticos .....	14
6.3 Estimación del rendimiento por recluta basado en edad y talla.....	14
6.4 Puntos de referencia biológicos asociados al modelo YPR .....	18
6.5 Mortalidad por pesca actual.....	19
6.6 Análisis de sensibilidad para los modelos de rendimiento por recluta.....	19
6.7 Estimación de la utilidad por recluta.....	20
6.8 Evaluación de puntos de referencia para la pesquería de <i>P. globosa</i> mediante un análisis de riesgo .....	22
6.8.1 Supuestos para establecer los puntos de referencia secuenciales .....	23
6.8.2 Estimaciones probabilísticas.....	25
6.9 Construcción de escenarios de captura rotacional y status quo.....	26
6.9.1 Estimaciones .....	27
<b>7. RESULTADOS</b> .....	30
7.1 Rendimiento por recluta basado en edad ( <b>YPRA</b> ).....	30
7.2 Rendimiento por recluta basado en talla ( <b>YPRL</b> ).....	33
7.3 Puntos de referencia asociados a los modelos de YPR.....	36
7.4 Análisis de sensibilidad para los modelos de rendimiento por recluta.....	39
7.5 Utilidad por recluta.....	46
7.6 Evaluación de puntos de referencia para la pesquería de <i>P. globosa</i> mediante un análisis de riesgo.....	47
7.6.1 Paso entre la condición prístina a MTP .....	47
7.6.2 Paso entre MTP y TPR.....	48
7.6.3 Paso de TRP a LRP .....	49
7.6.4 Paso de LRP a DEP.....	49
7.7 Construcción de escenarios de captura rotacional y status quo.....	50
<b>8. DISCUSIÓN</b> .....	57
8.1 Modelos de rendimiento por recluta.....	57

8.1.2 Análisis de sensibilidad del modelo de rendimiento por recluta .....	58
8.1.3 Implementación .....	59
8.2 Propuestas hacia un manejo adaptativo.....	60
8.2.1 Modelo biológico y cambios en biomasa .....	61
8.2.2 Marco legal para la pesquería de almeja de sifón en México .....	62
8.2.3 Transiciones entre los puntos de referencia .....	63
8.3 Evaluación de escenarios de captura rotacional y status quo.....	68
<b>9. CONCLUSIONES</b> .....	76
<b>10. LITERATURA CITADA</b> .....	78
<b>11. ANEXOS</b> .....	86
Anexo A. Síntesis de los modelos de dinámica poblacional de P. globosa documentados por Larios-Castro et al. (2023). .....	86
Anexo B. Código de programación. Assessing biological reference points for geoduck clam fishery. ....	88
Anexo C. Primer artículo publicado. An enhancement in the management practices of geoduck clam Panopea globosa: The estimation of reference points in the short and long term. ....	92
Anexo D. Segundo artículo publicado. Management actions associated with multiple reference points approach for geoduck clam fishery. ....	111

## Lista de figuras

<b>Figura 1.</b> Localización geográfica de Bahía Magdalena, Baja California Sur, México. ....	13
<b>Figura 2.</b> Variabilidad anual de los parámetros alfa ( $\alpha$ ) y beta ( $\beta$ ) de la relación talla-peso para <i>P. globosa</i> en Bahía Magdalena. ....	18
<b>Figura 3.</b> Gráfico teórico de rendimiento por recluta indicando los puntos de referencia $F_{0.1}$ y $F_{max}$ . ....	19
<b>Figura 4.</b> Semáforo de transiciones secuenciales entre puntos de referencia para la pesquería de <i>P. globosa</i> . ....	23
<b>Figura 5.</b> Campanas probabilísticas para las variables control. ....	25
<b>Figura 6.</b> División del área potencial de pesca: polígono 1 en color rojo y polígono 2 en color azul. ....	27
<b>Figura 7.</b> Contornos de rendimientos (g) de <i>P. globosa</i> en Bahía Magdalena estimados mediante el modelo de rendimiento por recluta a la edad en el periodo 2007-2018. ....	31
<b>Figura 8.</b> Variación temporal de los rendimientos (g) de las edades 3, 4, 5 y 6 años bajo cinco tasas de mortalidad por pesca. ....	32
<b>Figura 9.</b> Contornos de rendimientos (g) de <i>P. globosa</i> en Bahía Magdalena estimados por el modelo de rendimiento por recluta a la talla en el periodo 2007-2018. ....	34
<b>Figura 10.</b> Variación temporal de los rendimientos (g) de las tallas 118, 130, 154 y 169 mm LC bajo cinco tasas de mortalidad por pesca. ....	35
<b>Figura 11.</b> Curvas eumétricas de YPR y puntos de referencia estimados durante el año 2018 para cuatro edades seleccionadas. ....	38
<b>Figura 12.</b> Curvas eumétricas de YPR y puntos de referencia estimados durante el año 2018 para cuatro tallas seleccionadas. ....	39
<b>Figura 13.</b> Análisis de sensibilidad para contornos de rendimiento por recluta basado en edad (a, b) y basados en tallas (c, d). ....	41
<b>Figura 14.</b> Curvas eumétricas de YPR estimados durante el año 2018 para cuatro edades seleccionadas suponiendo una longevidad de 26 años. ....	42
<b>Figura 15.</b> Curvas eumétricas de YPR estimados durante el año 2018 para cuatro edades seleccionadas suponiendo una longevidad de 20 años. ....	43
<b>Figura 16.</b> Curvas eumétricas de YPR estimados durante el año 2018 para cuatro tallas seleccionadas suponiendo una longevidad de 26 años. ....	44
<b>Figura 17.</b> Curvas eumétricas de YPR estimados durante el año 2018 para cuatro tallas seleccionadas suponiendo una longevidad de 20 años. ....	45
<b>Figura 18.</b> Contornos de <i>UPRL</i> relativo al valor máximo estimado de utilidad a la talla de <i>P. globosa</i> en Bahía Magdalena durante la temporada 2018. ....	46
<b>Figura 19.</b> Curvas eumétricas de <i>UPRL</i> relativo al valor máximo estimado de utilidad para las tallas seleccionadas durante el año 2018 para cinco tallas seleccionadas. ....	47
<b>Figura 20.</b> Distribución geoespacial de la densidad de almejas en el polígono 1. ....	51
<b>Figura 21.</b> Distribución geoespacial de la densidad de almejas en el polígono 2. ....	52
<b>Figura 22.</b> Escenarios de captura dentro del APP. ....	53
<b>Figura 23.</b> Escenarios de captura dentro del APP considerando el incremento en los valores de reclutas derivado del aumento en la fecundidad por la cesión de la presión pesquera. ....	54
<b>Figura 24.</b> Escenarios de captura para las subáreas de pesca. ....	55

<b>Figura 25.</b> Escenarios de captura para las subáreas de pesca considerando el incremento en los valores de reclutas derivado del aumento en la fecundidad por la cesión de la presión pesquera..	
.....	56
<b>Figura 26.</b> Marco de gestión adaptativa (MGA) tomado y modificado de McDonald <i>et al.</i> (2017)..	
.....	75

## Lista de tablas

<b>Tabla 1.</b> Parámetros poblacionales considerados en el modelo de rendimiento por recluta. ...	16
<b>Tabla 2.</b> Parámetros de la relación talla-peso para <i>P. globosa</i> en Bahía Magdalena, BCS, correspondientes al periodo 2007-2018. Se muestran entre paréntesis los intervalos de confianza (IC, $p < 0.05$ ) de los coeficientes $\alpha$ y $\beta$ . .....	17
<b>Tabla 3.</b> Estimación de puntos de referencia y variación interanual de rendimientos (g) para las edades 3, 4, 5 y 6 años. ....	37
<b>Tabla 4.</b> Estimación de puntos de referencia y variación interanual de rendimientos (g) para las tallas de 118, 130, 154 y 169 mm LC.....	37
<b>Tabla 5.</b> Probabilidades de ocurrencia para la variable control MTP. Los valores están expresados en porcentajes y los números sombreados indican probabilidades superiores a 50%.....	48
<b>Tabla 6.</b> Probabilidades de ocurrencia para el TRP. Los valores están expresados en porcentajes y los números sombreados indican probabilidades superiores a 50%. ....	49
<b>Tabla 7.</b> Probabilidades de ocurrencia para la variable control LRP. Los valores están expresados en porcentajes y los números sombreados indican probabilidades superiores a 50%.....	49
<b>Tabla 8.</b> Probabilidades de ocurrencia para la variable control DEP. Los valores están expresados en porcentajes y los números sombreados indican probabilidades superiores a 50%.....	50
<b>Tabla 9.</b> Estadísticos descriptivos de la estimación de densidad en las subáreas de pesca.....	51
<b>Tabla 10.</b> Lineamientos legales mexicanos actuales para el manejo pesquero de <i>P. globosa</i> . ..	71
<b>Tabla 11.</b> Tácticas de gestión pesquera sugeridas para un manejo eficaz de la pesquería de almeja generosa.....	73

## 1. INTRODUCCIÓN

La creciente demanda y alto valor comercial de algunos invertebrados marinos provoca presión sobre las poblaciones naturales; lo cual, combinado con problemas en la efectiva gestión de los recursos, ha resultado en tendencias de reducción poblacional, sobreexplotación o incluso colapsos locales (Karpov *et al.*, 2000; Kirby, 2004; Mullon *et al.*, 2005). Esta situación ha causado disminución en los volúmenes de captura (FAO, 2018), por lo tanto, la evaluación y seguimiento a los indicadores poblacionales es de primordial relevancia para un manejo efectivo.

Las almejas del género *Panopea* presentan una afinidad a zonas templadas o subtropicales; particularmente, en las costas del Océano Pacífico oriental, estos moluscos bivalvos se distribuyen desde Alaska hasta Baja California Sur (González-Peláez *et al.*, 2013). Son denominadas comúnmente como “almeja generosa”, “almeja chiluda” o “almeja de sifón” y se reconocen por sus hábitos infaunales en sustratos arenosos desde la zona intermareal hasta los 45 m de profundidad (Andersen, 1971). La captura de este recurso inició en Norteamérica en el año 1970 en la costa de Washington, Estados Unidos y, a partir de 1976, iniciaron las actividades pesqueras en las costas de British Columbia, Canadá (Orensanz *et al.*, 2004). Su comercialización se realiza hacia países asiáticos en presentación del organismo vivo (Aragón-Noriega *et al.*, 2012), y su precio en el mercado alcanzó los 38 dólares por kilogramo en los inicios de su aprovechamiento (Larios-Castro *et al.*, 2025).

Los puntos de referencia biológicos (PRB), representan una herramienta para la adecuada administración de los recursos; éstos permiten obtener diagnósticos sobre los esquemas actuales de explotación (Caddy y Mahon, 1995) y pueden ser expresados en términos de biomasa ( $B$ ) y/o tasas de mortalidad por pesca ( $F$ ) (Collie y Gislason, 2001). El concepto de PRB fue introducido después del desarrollo de modelos de evaluación con la definición de  $F_{MRS}$  (Schaefer, 1954),  $F_{max}$  (Beverton y Holt, 1957) y, posteriormente,  $F_{0.1}$  (Gulland y Boerema, 1973). Además, los modelos de estimación de PRB, en términos de la tasa de mortalidad por pesca, pueden ser clasificados según tres categorías: (i) aquellos basados en los modelos de producción excedente, (ii) aquellos basados en el modelo de rendimiento por recluta (YPR, por sus siglas en inglés, yield per recruit), o (iii) aquellos basados en la biomasa desovante por recluta (SPR, del inglés Spawning Biomass

per Recruit) (Collie y Gislason, 2001). Los PRB también pueden clasificarse en puntos de referencia objetivo (PRO) y puntos de referencia límite (PRL), según la información que proveen para la toma de decisiones. Los primeros hacen referencia a un estado deseado de la población, ya sea un nivel de biomasa determinado o una tasa de mortalidad por pesca objetivo que permita mantener una condición del stock saludable y, los segundos, a un estado indeseado o que no debe alcanzarse para mantener la sustentabilidad de la pesquería (Caddy y Mahon, 1995). Así, cuando una población se encuentra por debajo de un PRL, es necesario efectuar acciones de recuperación o modificaciones a las prácticas de manejo exigiendo contrastar las medidas de manejo existentes con escenarios alternativos (Caddy y Mahon, 1995; Pelletier y Mahévas, 2005; Larios-Castro, 2020). En ese sentido, se han logrado resultados efectivos sobre la mejora o restauración de los stocks de moluscos de zonas costeras aplicando cierres temporales de las actividades pesqueras (Castilla y Defeo, 2001; Caddy y Defeo, 2003).

Particularmente, la captura rotacional (Lowden, 2005; Purcell, 2010), también llamada sistemas de zonificación rotacional (Purcell *et al.*, 2016) o estrategias de rotación de zonas (Plagányi *et al.*, 2015), ha sido sugerida como una alternativa de ordenación eficaz para promover la recuperación de poblaciones sedentarias (Hart, 2003; Humble, 2005; Purcell, 2010), aplicando variaciones periódicas en la mortalidad por pesca. En términos generales, este concepto hace referencia a la división de terrenos o polígonos de pesca en subáreas, y se considera una secuencia de cierres y aperturas periódicas de estas áreas (Hart, 2003; Purcell *et al.*, 2016); además, en algunos casos, este manejo espacial puede estar relacionado con un PRL, con la posibilidad de mantenerse en sus proximidades salvo que los niveles de biomasa sean significativamente superiores cuando la pesca es permitida (Caddy y Mahon, 1995). Específicamente, existen dos tipos de rotación que se utilizan con mayor frecuencia: rotación por pulsos y rotación simétrica. El primer caso consiste en cerrar y abrir periódicamente diferentes áreas de pesca (por lo general, de forma rotativa) para permitir la recuperación de las poblaciones. Cada área se pesca intensamente durante un corto periodo (el "pulso") y luego se cierra por un tiempo más largo para que el recurso se recupere antes de volver a ser explotado. La rotación simétrica implica abrir y cerrar distintas áreas de pesca siguiendo un patrón rotativo y equilibrado en el tiempo y el espacio. A diferencia de la rotación por pulsos, donde algunas áreas pueden pescarse intensamente por poco tiempo, la rotación simétrica busca distribuir el esfuerzo pesquero de manera uniforme y mantener un

equilibrio constante entre las áreas abiertas y cerradas, generalmente sobre periodos de años pares (Hart, 2003). Una de las ventajas principales de la pesca rotativa es que previene tanto la sobrepesca del crecimiento como la sobrepesca del reclutamiento (Myers *et al.*, 2000; Hart, 2003). Algunos autores mencionan que este sistema de manejo puede tener éxito si se conoce lo suficiente sobre la biología y la ecología de las especies objetivo, si los ciclos de rotación son lo suficientemente largos para permitir la recuperación de la población y si hay suficiente capacidad técnica para planificar, implementar y hacer cumplir las medidas de manejo (Purcell *et al.*, 2016). Además, cuando se trata de organismos sedentarios, el control, monitoreo y seguimiento se supone más robusto dada la escasez de movilidad de los organismos que los asemeja a los sistemas terrestres, por lo que pueden considerarse, adicionalmente, aspectos económicos tales como la demanda específica del mercado (temporal) o el precio por una talla de preferencia (Brand *et al.*, 1991; Caddy y Defeo, 2003). Sin embargo, es importante considerar que el repoblamiento ocurre mediante el reclutamiento natural y este tiende a ser impredecible e irregular para muchas especies marinas, en respuesta a la variabilidad ambiental y condiciones oceanográficas que favorecen o afectan la reproducción y procesos de distribución y asentamiento de larvas. Estos esquemas de ordenamiento pesquero presentan compatibilidad con especies longevas, de poca o nula movilidad y mortalidades naturales bajas (Marco *et al.*, 2020) y han sido implementados mundialmente en pesquerías de abulones, corales, pepinos de mar, escalopos, erizos de mar y almeja generosa (Caddy, 1993; Hart, 2003; Plagányi *et al.*, 2015; Stevick *et al.*, 2021).

En el caso de México, la pesca artesanal genera más empleos, mayores ganancias y representa aproximadamente el mismo volumen de alimento (directo) para el consumo humano que la pesca industrial (Cisneros-Montemayor y Cisneros-Mata, 2018), sin embargo, tanto las capturas como las estimaciones de abundancia y biomasa de estos recursos muestran evidencia de decremento (Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón, 2011; Ramírez-Rodríguez, 2011; Sievanen, 2014). Estas pesquerías basan su manejo principalmente en estrategias y tácticas no espaciales (*e.g.* biomasa explotable, cuotas, restricción de artes de pesca, etc.). En los últimos años, algunas han complementado su ordenamiento con elementos de naturaleza espacial, tales como el decreto de zonas de refugio pesquero con base en la NOM-049-SAG/PESC-2014 (DOF, 2014), zonas de pesca restringida o prohibida en parques nacionales (DOF, 2018a, 2019), o reservas marinas con

un enfoque ecosistémico para la recuperación de pesquerías (Comunidad y Biodiversidad A.C., 2018). Por su parte, la rotación de áreas de captura se ha realizado con éxito en pesquerías de erizo rojo (Salgado-Rogel y Palleiro-Nayar, 2008), exigiendo evaluaciones sistemáticas de los polígonos de pesca, antes y después de las actividades pesqueras, para verificar la correcta aplicación de este esquema y, de ser el caso, realizar cambios; así mismo, ha sido sugerida para la pesquería de pepino de mar en Baja California (Salgado-Rogel *et al.*, 2009).

Específicamente, para el caso de la población de *Panopea globosa* en Bahía Magdalena se ha observado una reducción en la talla promedio y la biomasa disminuyó en un 70% entre el periodo 2007-2018, por lo que la condición del stock se identificó como en estatus de sobrepesca (Larios-Castro *et al.*, 2021).

## 2. ANTECEDENTES

Fallas en el manejo pesquero han resultado en disminuciones o colapsos locales de poblaciones sedentarias comerciales. Romero (2003) demostró que la ostra perlera (*Pinctada imbricata*), en Venezuela, fue desplazada por el mejillón ala de pavo (*Arca zebra*), debido a su sobreexplotación derivada de obtener ganancias máximas a corto plazo, y la competencia ecológica donde el mejillón presentó ventaja ocupando el sustrato que previamente era cubierto por *P. imbricata* y que, a su vez, impidió la recuperación efectiva de estas ostras. La pesquería de abulón (*Haliotis spp.*) en Tasmania, Australia, se agotó debido a que la cuota total se establecía para toda la isla a pesar de que el recurso explotable involucraba a varias poblaciones (Prince *et al.*, 1998). En Brasil, la población de vieiras (*Euvola ziczac*) colapsó debido a la falta de estrategias de manejo asociadas a la pesca de arrastre industrial donde las principales especies objetivo eran los camarones (Pezzuto y Borzone, 2004). *Panopea generosa* en Canadá y *P. zelandica* en Nueva Zelanda mostraron sobreexplotación y prácticas pesqueras inadecuadas como consecuencia de medidas de control ineficaces (Khan, 2006). Además, las capturas con un patrón espacial han provocado disminuciones drásticas en diversas poblaciones comerciales, tal como lo observado en las pesquerías de ostras que se desplazaron y colapsaron a lo largo de los márgenes continentales del este de América del Norte (*Crassostrea virginica*), el oeste de América del Norte (*Ostreola conchaphila*) y el este de Australia (*Saccostrea glomerata*); por su parte, las poblaciones de cinco especies de abulón (*Haliotis spp.*) fueron severamente disminuidas desde el sureste de Alaska hasta el sur de California como resultado del agotamiento espacial en serie (Karpov *et al.*, 2000; Hilborn *et al.*, 2005). Este mismo comportamiento de captura ha sido documentado para *P. globosa* en México (Amezcuca-Castro *et al.*, 2019; Luquin-Covarrubias *et al.*, 2020).

El enfoque precautorio en la ordenación pesquera implica una mejor comprensión de la dinámica de los colapsos pasados y la detección de señales tempranas de alerta (Mullon *et al.*, 2005). Además, para optimizar este enfoque, es necesario establecer puntos de referencia objetivo y límite y las acciones necesarias si estos no se mantienen durante el desarrollo de la pesquería (García, 1996). Los puntos de referencia son indicadores del estado deseable o indeseable de un recurso pesquero, y representan guías útiles para orientar las decisiones de gestión (NOAA, 2006). Los administradores pesqueros prestan especial atención a los puntos de referencia límite (PRL)

porque denotan un estado de la población que requiere acciones adicionales para el manejo sostenible, tales como áreas de restricción a las actividades pesqueras o la disminución del esfuerzo de pesca (Caddy y Mahon, 1995); sin embargo, muchos esfuerzos se han centrado en poblaciones de peces y la experiencia en invertebrados es limitada (Caddy, 2004). Algunos puntos de referencia biológicos son:  $B_t/B_0$ ,  $F_{0.1}$ ,  $F_{max}$  y  $F_{MRS}$  (Caddy y Mahon, 1995; Cadima, 2003), calculados a partir de estimaciones o modelos. Específicamente, el modelo de rendimiento por recluta se utiliza para obtener  $F_{0.1}$  y  $F_{max}$ , que representan la tasa de mortalidad por pesca que corresponde al 10% de la pendiente en el origen en la curva eumétrica de rendimiento y el nivel de mortalidad por pesca que produce el máximo rendimiento por recluta, respectivamente (Gulland y Boerema, 1973; Cadima, 2003; NOAA, 2006).  $F_{0.1}$  es considerado un punto de referencia precautorio en relación con  $F_{max}$ , ya que invariablemente indicará tasas de mortalidad por pesca más bajas para rendimientos relativamente similares (Gabriel y Mace, 1999). Específicamente, el marco legal de la pesquería de *P. globosa* en México carece de puntos de referencia explícitos en sus Planes de Manejo Pesquero (DOF, 2012a; b), sin embargo, sugiere la verificación del estado de la población mediante la relación  $B_t/B_0$ , criterio adoptado de los inicios de la pesquería de este género de almejas en Canadá y Estados Unidos; no obstante, la estimación de  $B_0$  era desconocida para las diferentes regiones de explotación hasta que (Larios-Castro, 2020) retrocalculó dicho valor para la población inicial (2006) de *P. globosa* en Bahía Magdalena, lo que permite verificar la estrategia de manejo con base en la relación de la biomasa inicial y la biomasa al tiempo  $t$ .

Como acciones complementarias de gestión, a finales de la década de los 90's incrementó el interés por modelar e implementar la pesca rotacional para el manejo de recursos sésiles o sedentarios, basándose en los esquemas de rotación de cultivos terrestres que se habían desarrollado y aplicado ampliamente para agricultura y silvicultura (Caddy y Seijo, 1998). Sin embargo, en años más recientes, se ha señalado discrepancia sobre esta analogía debido a que las poblaciones marinas no se encuentran en condiciones controladas y sus tiempos de producción pueden variar ya que están sujetas a limitaciones reproductivas naturales y variabilidad en el reclutamiento de un año a otro (Purcell *et al.*, 2015).

Caddy (1993) propuso un modelo rudimentario de captura rotacional para especies longevas de acceso abierto, considerándolo como una de las pocas opciones, adicionales a la veda permanente, para proteger especies con este rasgo biológico. La modelación de este esquema de manejo señala que las especies longevas requieren periodos más largos para su recuperación, mientras que, las especies con ciclo de vida corto y rápido crecimiento lograrán biomásas óptimas en periodos de rotación más cortos (Caddy y Seijo, 1998). Por lo tanto, este esquema ha demostrado que el punto clave para lograr resultados que conlleven a un manejo adecuado de las pesquerías, es la periodicidad de los ciclos de captura y restricción a la pesca (Gerber *et al.*, 2013).

Las vedas periódicas son una herramienta de ordenación pesquera similar a la captura rotacional (dentro de polígonos de pesca), y pueden establecerse mediante una apertura amplia a las actividades pesqueras o, contrariamente, basadas en la restricción de la pesca durante la mayor parte de la temporada (Cohen *et al.*, 2013; Cohen y Foale, 2013); además, en algunos casos la captura puede autorizarse exclusivamente sobre cierto taxón o limitarse al uso de determinado arte y método de pesca. Esta herramienta de manejo ha demostrado beneficios a corto plazo para arrecifes coralinos (Cohen y Foale, 2013) y aumenta la eficiencia de captura de peces asociados a estos ecosistemas (Feary *et al.*, 2011). Por su parte, la pesca rotativa implica la apertura de un área para la extracción, seguida de su cierre por determinado periodo, regularmente años, dando lugar a la recuperación de la población, además de permitir que algunos individuos alcancen la talla mínima legal de captura antes de su reapertura; este esquema puede aplicarse a diferentes zonas, así, una o varias áreas podrían estar disponibles a la captura durante la misma temporada.

El sistema de cosecha rotacional (SCR) es un concepto que se ha aplicado en pesquerías multi-especie de pepino de mar en Australia (Lowden, 2005), y en pesquerías donde existe sólo una especie objetivo como en Alaska (ADFG, 2021a) y Canadá (Fisheries and Oceans Canada, 2020). Para el caso de pepino de mar en Australia, se identifican 154 subzonas bajo el SCR, con y sin presencia de arrecifes, donde la pesca es permitida una vez cada tres años (Skewes *et al.*, 2014). Por su parte, en Alaska el aprovechamiento de pepino de mar se abre cada año en un tercio de las 46 áreas del SCR estableciendo una tasa de explotación aproximada del 6.4% anual (19.2% cada tres años) del intervalo inferior de biomasa estimada más reciente, basándose en modelos

de producción excedente; además, se señala que la pesca rotativa tiene la ventaja de reducir los costos generales de gestión y muestreos independientes de la pesquería. A partir de 2011, la captura de pepino de mar en Canadá se realizaba bajo el esquema de SCR trienal, sin embargo, algunas subzonas volvieron al sistema de explotación anual en 2017, el resto, se encuentra en su cuarto periodo de rotación 2020-2022 (Fisheries and Oceans Canada, 2020).

Proyecciones simuladas sobre este modelo de manejo, en comparación a las tasas de explotación constantes, indicaron aumentos en la abundancia de abulones (Sluczanowski, 1984) y erizos de mar rojos (Pfister y Bradbury, 1996). Zhang y Campbell (2002) señalaron aumentos en la biomasa reproductora por recluta para almejas caballo, coincidiendo con lo reportado para escalopas americanas (Myers *et al.*, 2000; Hart, 2003).

Particularmente, la administración de la almeja generosa, *Panopea generosa*, en Alaska, incluye zonas que permiten la pesca todos los años, y zonas que se manejan de manera rotacional aplicando periodos de 2 y 4 años. Adicionalmente, las actividades pesqueras son permitidas únicamente desde el inicio de octubre al 31 de mayo para evitar extracciones durante el periodo de desove, además de minimizar la probabilidad de capturas con niveles de biotoxinas fuera de los límites; la tasa de explotación corresponde al 2% del límite inferior de los intervalos de confianza al 90% de la biomasa poblacional estimada mediante muestreos independientes de la pesquería. La pesca se restringe si la biomasa es estimada por debajo del 30% de la biomasa original, es decir, de la primera evaluación poblacional del stock; no se establece una talla mínima legal de captura; además, la tasa de extracción puede ser modificada si la productividad del área disminuye, siempre y cuando exista información que lo respalde (ADFG, 2021b). Por su lado, Washington, Estados Unidos, le confiere el manejo y aplicación del marco regulatorio al Washington Department of Fish and Wildlife, el Washington Department of Natural Resources y las tribus nativas americanas (Bradbury *et al.*, 2000; Stevick *et al.*, 2021). Las seis regiones activas de manejo (South Puget Sound, Central Puget Sound, North Puget Sound, Hood Canal, San Juan Islands y Strait of Juan de Fuca) se subastan anualmente y la captura corresponde al 2.7% de la biomasa disponible basado en el criterio de  $F_{40\%}$ . La estrategia general es cosechar un pequeño número de zonas individuales (tramos) hasta bajas densidades y, posteriormente, establecer un

periodo de recuperación durante varias décadas y rotar el esfuerzo de cosecha a nuevas zonas (Bradbury *et al.*, 2000).

En British Columbia, Canadá, la estrategia de manejo planeada para un horizonte de 50 años de la pesquería consta de tres elementos: i) una captura constante con el objetivo a largo plazo de capturar el 50% de la biomasa virgen (lo que supone la extracción del 1% de la biomasa virgen anual); ii) un programa de captura rotacional trienal, en el que sólo se aprovecha un tercio de la costa cada año, pero a un ritmo tres veces superior al anual; y, iii) un número reducido de puertos de desembarque, mejor vigilancia y distribución uniforme de la captura (Hand *et al.*, 1998; Khan, 2006). El actual plan de manejo pesquero integrado de *Panopea generosa* y almeja caballo (*Tresus capax* y *T. nuttallii*) incluye 55 licencias de extracción comercial. Con excepción de áreas de veda permanente, las actividades pesqueras ocurren en áreas de gestión de almeja generosa (GMA, por sus siglas en inglés); estas áreas se manejan mediante cuotas como resultado de la división de la captura total permisible. Adicionalmente, la pesquería puede permitirse o limitarse en función de las condiciones sanitarias y de contaminación por biotoxinas, demanda del mercado y cumplimiento de cuotas. El cronograma de aperturas y cierres varía de un año a otro, pero su objetivo es permitir un suministro anual al mercado de almeja generosa. La rotación de áreas se aplica en la costa norte y la mayor parte del área de aguas interiores. La costa oeste de la isla de Vancouver regresó a la estrategia de tasa de explotación anual en 2002 para poder evaluar el impacto de depredación por nutrias marinas (Bureau, 2017; Fisheries and Oceans Canada, 2023).

Para el caso de la pesquería de *P. globosa* en México, el marco jurídico incluye una estrategia de manejo basada en una tasa de explotación constante del 1% anual, y el seguimiento se lleva a cabo mediante evaluaciones de bancos dentro de cada región donde es capturada (DOF, 2012a; b). A pesar del enfoque precautorio de esta pesquería basado en bajas tasas de explotación anual, existe evidencia de agotamiento espacial en serie (Amezcuca-Castro *et al.*, 2019; Luquin-Covarrubias *et al.*, 2020). Adicionalmente, uno de los compromisos indicados en los permisos de pesca de *P. globosa* y *P. generosa* es la rotación de bancos, sin embargo, si ésta se realiza, se lleva a cabo de manera empírica y bajo las apreciaciones del titular del permiso, *i.e.*, sin un diseño experimental, por lo que su desempeño no ha podido ser cuantificado.

### 3. JUSTIFICACIÓN

La pesquería de *P. globosa* en México se ha desarrollado bajo un esquema de manejo pasivo donde el monitoreo de las poblaciones y el seguimiento de los volúmenes de captura han sido los únicos indicadores de abundancia de su pesquería, destacando la falta de puntos de referencia. De manera particular, para la zona de pesca de Bahía Magdalena, una de las más productivas en términos del valor del producto, se cuenta con información biológico-pesquera que permite el diseño e implementación de estrategias que garanticen la sustentabilidad de la pesquería y aseguren el ingreso económico de las partes involucradas.

Considerando la evidencia de reducción poblacional (Larios-Castro *et al.*, 2021), identificación de agotamiento espacial en serie (Amezcuca-Castro *et al.*, 2019) y una condición del stock en sobrepesca (Amezcuca-Castro *et al.*, 2019; Larios-Castro *et al.*, 2021), es necesario generar puntos de referencia que contribuyan a la verificación del estado de salud de la población, además, bajo una estrategia de tasa de explotación constante, es oportuno evaluar el desempeño de un esquema de ordenamiento pesquero alternativo, tal como la pesca rotativa, según lo establecido en el plan de manejo pesquero para las poblaciones de *Panopea* (DOF, 2012a; b).

#### 4. HIPOTESIS

a) Los puntos de referencia basados en mortalidad por pesca permiten evaluar estrategias de manejo con objetivos en el corto plazo, por lo tanto, su estimación para la población de *P. globosa* en Bahía Magdalena respaldará la evidencia de sobreexplotación como lo demuestran los puntos de referencia a largo plazo (basados en biomasa).

b) La implementación de esquemas de pesca rotacional ha demostrado ser una estrategia efectiva para lograr la recuperación de poblaciones sedentarias sujetas a explotación comercial, la reducción de la probabilidad de colapso, además de mejorar la rentabilidad de las pesquerías; por lo tanto, se espera que la simulación de este esquema de ordenamiento pesquero permita proyectar un mayor rendimiento en términos de biomasa para la pesquería de la almeja *P. globosa* en Bahía Magdalena, Baja California Sur, México.

## 5. OBJETIVOS

### 5.1 Objetivo general

Establecer propuestas de mejora en las prácticas de manejo pesquero de *Panopea globosa* en Bahía Magdalena, Baja California Sur, México.

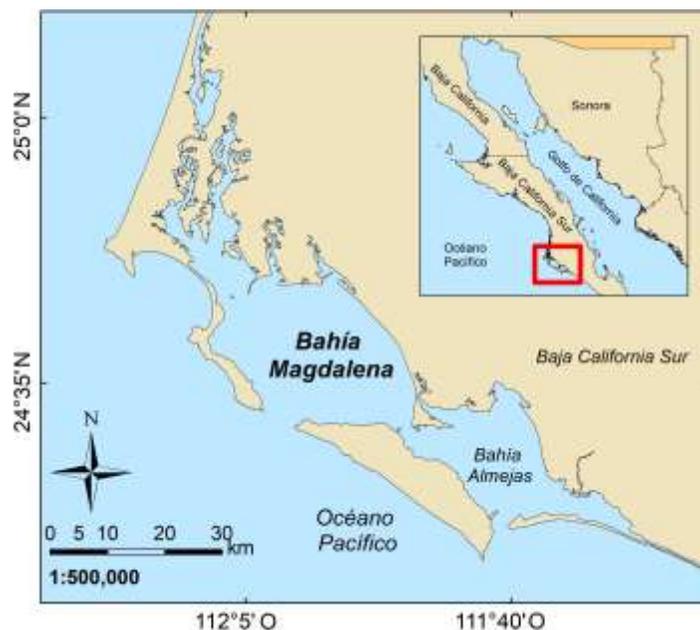
### 5.2 Objetivos particulares

- a) Estimar el rendimiento por recluta de la población de *P. globosa* en Bahía Magdalena, BCS, México para el periodo 2007-2018.
- b) Generar puntos de referencia asociados al modelo de rendimiento por recluta.
- c) Estimar la utilidad por recluta de la población de *P. globosa* en Bahía Magdalena, BCS, México en el año 2018.
- d) Evaluar los puntos de referencia para la pesquería de *P. globosa* mediante un análisis de riesgo.
- e) Evaluar los escenarios de captura rotacional y *status quo* de la pesquería de *P. globosa* en Bahía Magdalena, BCS, México.

## 6. MATERIAL Y MÉTODOS

### 6.1 Área de estudio

Bahía Magdalena (BM) se encuentra ubicada en la costa occidental de Baja California Sur entre los 24° 30' y los 24° 45' N y los 111° 49' y 112° 09' O (Fig. 1). Junto con Bahía Almejas y la zona de canales, es uno de los tres cuerpos de agua que conforman el sistema lagunar de Bahía Magdalena-Bahía Almejas. Los canales que interconectan estos cuerpos de agua son el Canal San Carlos y el Canal de Gaviotas. La boca de BM es considerada la boca principal del sistema lagunar. El clima es semiárido, y sus precipitaciones anuales son bajas, oscilando entre los 48 y los 153 mm, por lo tanto, se clasifica principalmente como un cuerpo de agua anti-estuarino (Álvarez-Borrego *et al.*, 1975; Sánchez *et al.*, 2010). La parte central colindante a la boca de BM es la zona más profunda con 45 m (Zaitsev *et al.*, 2010). El sedimento se caracteriza principalmente por arena muy fina (Sánchez *et al.*, 2010). Los eventos de surgencia son estacionales y proveen de agua subsuperficial a la bahía; se presentan con mayor intensidad durante abril-junio (Zaitsev *et al.*, 2010), transportando nutrientes a la laguna por acción de mareas diurnas-semidiurnas (Zaitsev *et al.*, 2003).



**Figura 1.** Localización geográfica de Bahía Magdalena, Baja California Sur, México.

## 6.2 Datos biológicos y estadísticos

Para estimar la abundancia de *P. globosa* susceptible de aprovechamiento pesquero en Bahía Magdalena, se realizaron evaluaciones anuales independientes de la pesquería en el periodo 2007-2018, las cuales estuvieron a cargo del Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables (IMIPAS, antes INAPESCA).

En cada evaluación se obtuvieron datos del número de organismos por unidad de área para estimar la densidad poblacional y datos morfológicos correspondientes a la longitud total de concha (LC) y peso total (PT) de cada organismo para una serie de estaciones seleccionadas dentro del polígono autorizado, de acuerdo con un diseño de muestreo sistemático de 2007 a 2009, mientras que para el periodo de 2010 a 2018 se implementó un diseño de muestreo aleatorio simple (Cochran, 1977); este cambio se derivó de un proceso de estandarización metodológica regional y supone no haber impactado significativamente en los resultados debido a la cantidad de estaciones muestreadas. En todos los casos se utilizó una embarcación menor para trasladar al personal técnico, al buzo y su cabo de vida, al punto de muestreo. Empleando un equipo de buceo semiautónomo tipo hooka, el buzo realizó inmersiones registrando los sifones visibles en el fondo, tomando como referencia un transecto lineal de 25 m de largo por 1 m de ancho a cada lado para cada unidad muestral (UM) de 50 m<sup>2</sup>. En cada estación se registró la profundidad, variando entre 7 y 27 metros. Particularmente, en el año 2012, solo se obtuvo acceso a datos morfológicos.

## 6.3 Estimación del rendimiento por recluta basado en edad y talla

Tanto los rendimientos como las estimaciones de biomasa bajo diferentes niveles de mortalidad por pesca pueden ser pronosticados mediante modelos que vinculan la evaluación de stock hacia el manejo de los recursos pesqueros (Sparre y Venema, 1997). Los modelos de rendimiento por recluta han sido propuestos por varios autores (Thompson y Bell, 1934; Beverton y Holt, 1957; Ricker, 1975) y relacionan la captura total con el reclutamiento, considerando un componente de esfuerzo variable, lo que permite al modelo simular cambios en el nivel de explotación. Una de las expresiones propuestas por Beverton y Holt para estimar el rendimiento por recluta a la edad, es la siguiente:

$$\frac{Y}{R} = F * \exp[-M * (T_c - T_r)] * W_\infty * \left[ \frac{1}{Z} - \frac{3S}{Z + K} + \frac{3S^2}{Z + 2K} - \frac{S^3}{Z + 3K} \right] \quad (1)$$

donde,  $S = \exp[-K * (T_c - t_0)]$ ,  $F$  es la tasa de mortalidad por pesca,  $M$  expresa el coeficiente de mortalidad natural,  $Z$  representa  $F + M$ , es decir, la mortalidad total,  $K$  hace referencia al coeficiente instantáneo de crecimiento de la ecuación de von Bertalanffy,  $t_0$  indica el parámetro de condición inicial de crecimiento de la ecuación de von Bertalanffy,  $T_c$  denota la edad de primera captura,  $T_r$  es la edad de reclutamiento y,  $W_\infty$  representa el peso asintótico correspondiente a la longitud asintótica calculado desde la relación talla-peso (Gulland y Boerema, 1973). Así, la ecuación previa puede re-expresarse en un modelo basado en tallas como sigue:

$$\frac{Y}{R} = F * A * W_\infty * \left[ \frac{1}{Z} - \frac{3U}{Z + K} + \frac{3U^2}{Z + 2K} - \frac{U^3}{Z + 3K} \right] \quad (2)$$

donde,  $U = 1 - \frac{L_c}{L_\infty}$  y  $A = \left[ \frac{L_\infty - L_c}{L_\infty - L_r} \right]^{\frac{M}{K}}$ ,  $L_\infty$  indica la longitud asintótica de la ecuación de von Bertalanffy,  $L_c$  expresa la longitud de primera captura y,  $L_r$  hace referencia a la longitud de reclutamiento (Sparre y Venema, 1997).

Posteriormente, Megrey y Zhang (2008), plantearon una reformulación de la ecuación incluyendo la incorporación explícita de la relación talla-peso. El rendimiento por recluta en el presente estudio se basó en lo propuesto por estos autores por lo que se estimó de la siguiente manera:

$$\frac{Y}{R} = F * (\alpha * L_\infty^\beta) * \left[ \frac{L_\infty - L_r}{L_\infty} \right]^{\frac{M}{K}} * \left[ \frac{L_\infty - L_c}{L_\infty} \right]^{\frac{M}{K}} * \sum_{n=0}^3 \frac{U_n * \left[ \frac{L_\infty - L_c}{L_\infty} \right]^n}{F + M + n * K} \quad (3)$$

donde,  $\alpha$  y  $\beta$  corresponden a los parámetros de la relación talla-peso y  $U$  al coeficiente de integración ( $U_0 = 1$ ,  $U_1 = -3$ ,  $U_2 = 3$  y  $U_3 = -1$ ).

La solución a los modelos de rendimiento por recluta se llevó a cabo incorporando los valores de los parámetros poblacionales que previamente han sido estimados para *P. globosa* en Bahía

Magdalena (Tabla 1). Además, en el modelo basado en edad, se estimó el efecto de la mortalidad por pesca ( $F$ ) y de diferentes  $T_c$  sobre el  $Y/R$ , con variaciones de  $F$  en intervalos de 0.01 desde 0 hasta 0.4, mientras que  $T_c$  se evaluó entre 3 y 23 años con intervalos anuales, considerando la vida media de estos organismos;  $T_r$  se determinó en 3 años. Por su parte, el modelo basado en tallas evaluó el efecto del mismo rango de valores de  $F$  en combinación con diferentes valores de  $L_c$ , desde 100 a 169 mm de LC, en intervalos de 3 mm;  $L_r$  se estableció en 100 mm. La Fig. 2 y Tabla 2 muestra los valores anuales correspondientes a los parámetros  $\alpha$  y  $\beta$  de la relación talla-peso para *P. globosa* en Bahía Magdalena, BCS, correspondientes al periodo 2007-2018 estimados por Larios-Castro et al. (2021).

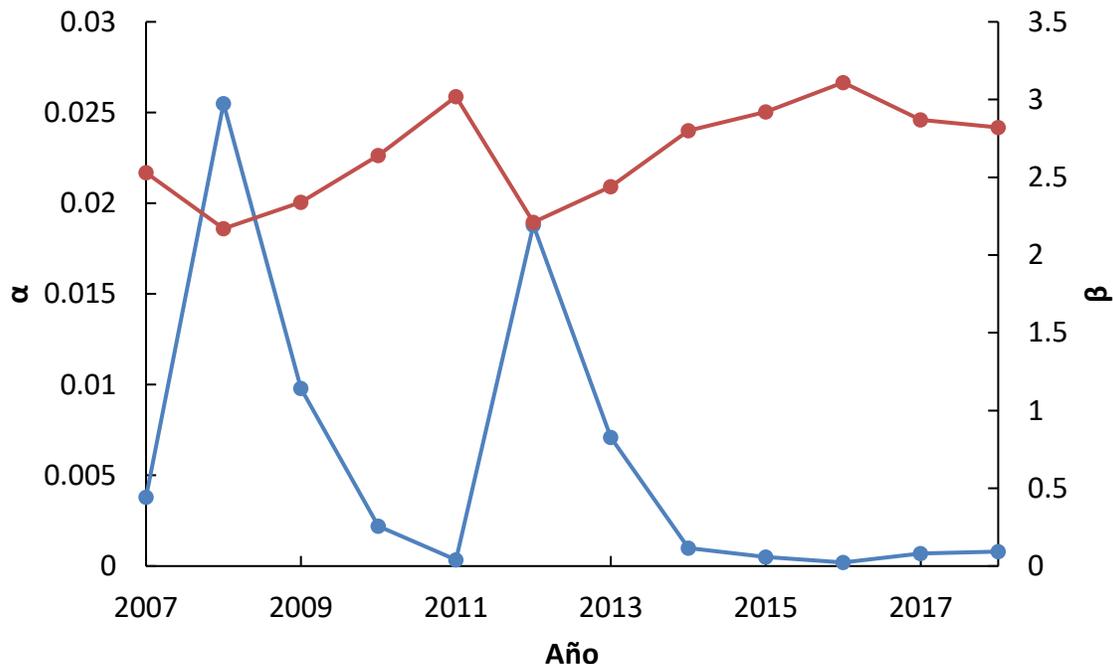
**Tabla 1.** Parámetros poblacionales considerados en el modelo de rendimiento por recluta.

Parámetro	Concepto	Valor	Referencia
$M$	Mortalidad natural	0.047 año <sup>-1</sup> (0.045-0.049 año <sup>-1</sup> )	González-Peláez et al. (2015a)
$F$	Mortalidad por pesca	0 a 0.4 en intervalos de 0.01	Este estudio
$K$	Tasa intrínseca de crecimiento	0.2 año <sup>-1</sup> (0.183-0.2)	González-Peláez et al. (2015b)
$L_\infty$	Longitud asintótica	171.7 mm (168.4-171.7)	González-Peláez et al. (2015b)
$\alpha, \beta$	Parámetros de la relación talla-peso	Valores estimados anualmente (Fig. 2, Tabla 2)	Larios-Castro et al. (2021)
$T_c$	Edad de primera captura	3 a 23 años, en intervalos anuales	Este estudio
$T_r$	Edad de reclutamiento	3 años	Este estudio
$L_c$	Talla de primera captura	100 a 169 mm, en intervalos de 3 mm	Este estudio
$L_r$	Talla de reclutamiento	100 mm	Este estudio

**Tabla 2.** Parámetros de la relación talla-peso para *P. globosa* en Bahía Magdalena, BCS, correspondientes al periodo 2007-2018. Se muestran entre paréntesis los intervalos de confianza (IC,  $p < 0.05$ ) de los coeficientes  $\alpha$  y  $\beta$ .

Año	R <sup>2</sup>	$\alpha$	B	t de Student (valor p)	Crecimiento
2007	0.70	0.0038 (0.0024-0.0061)	2.53 (2.44-2.62)	0.000	<sup>1</sup> A-
2008	0.57	0.0255 (0.0156-0.0417)	2.17 (2.07-2.27)	0.000	A-
2009	0.61	0.0098 (0.0057-0.0168)	2.34 (2.24-2.45)	0.000	A-
2010	0.66	0.0022 (0.0013-0.0037)	2.64 (2.53-2.75)	0.000	A-
2011	0.82	0.00034 (0.00025-0.00045)	3.02 (2.96-3.08)	0.613	<sup>2</sup> I
2012	0.68	0.0188 (0.0136-0.0259)	2.21 (2.14-2.27)	0.000	A-
2013	0.71	0.0071 (0.0053-0.0094)	2.44 (2.39-2.50)	0.000	A-
2014	0.78	0.001 (0.0007-0.0015)	2.8 (2.72-2.88)	0.000	A-
2015	0.77	0.0005 (0.0003-0.0008)	2.92 (2.83-3.00)	0.034	A-
2016	0.82	0.0002 (0.0001-0.0003)	3.11 (3.02-3.20)	0.008	<sup>3</sup> A+
2017	0.80	0.0007 (0.0004-0.0010)	2.87 (2.79-2.94)	0.001	A-
2018	0.72	0.0008 (0.0005-0.0014)	2.82 (2.71-2.94)	0.000	A-

Notas: <sup>1</sup>Crecimiento alométrico negativo, <sup>2</sup>Crecimiento isométrico, <sup>3</sup>Crecimiento alométrico positivo

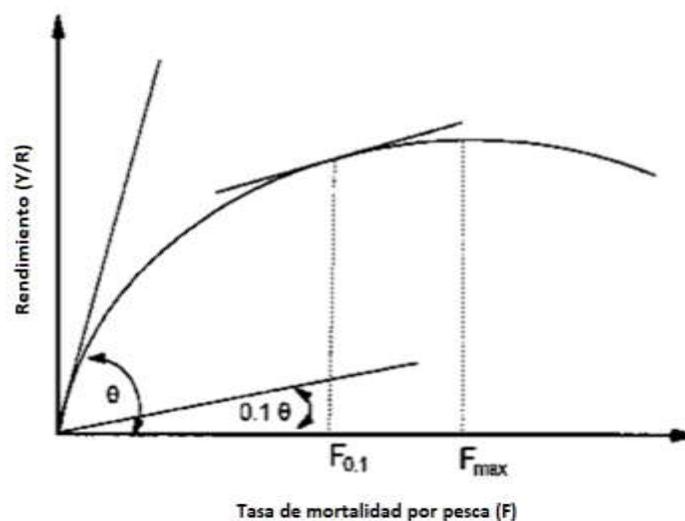


**Figura 2.** Variabilidad anual de los parámetros alfa ( $\alpha$ ) y beta ( $\beta$ ) de la relación talla-peso para *P. globosa* en Bahía Magdalena.

#### 6.4 Puntos de referencia biológicos asociados al modelo YPR

Los puntos de referencia estimados a partir de los resultados del modelo de rendimiento por recluta fueron:  $F_{max}$ , que indica la tasa de mortalidad por pesca que produce el máximo rendimiento por recluta para ciertos parámetros poblacionales y  $F_{0.1}$ , que hace referencia a la tasa de mortalidad por pesca a la cual la pendiente de la curva eumétrica de rendimiento por recluta, como una función de la mortalidad por pesca, está al 10 % de su valor en el origen (Fig. 3; Gulland y Boerema, 1973; Cadima, 2003; NOAA, 2006). Por lo tanto,  $F_{0.1}$  se estimó a partir de la siguiente ecuación:

$$\frac{dYRP(F_{0.1})}{dF} = 0.1 \frac{dYRP(F = 0)}{dF} \quad (4)$$



**Figura 3.** Gráfico teórico de rendimiento por recluta indicando los puntos de referencia  $F_{0.1}$  y  $F_{max}$ .

### 6.5 Mortalidad por pesca actual

La pesquería de almeja de sifón no cuenta con puntos de referencia biológicos explícitos para propósitos de manejo, sin embargo, (Amezcuca-Castro *et al.*, 2019) estimaron valores de mortalidad por pesca entre 0.006 y 0.019 asociados a determinadas clases de longitud de *P. globosa* en Bahía Magdalena entre los años 2005 y 2014. Con la finalidad de comparar el valor de  $F$  óptimo calculado en 2018 por los modelos de rendimiento por recluta, en el presente trabajo, se estimó un estatus “actual” de mortalidad por pesca para el año 2018 ( $F_{2018}$ ) basado en la mortalidad por pesca hipotética aplicando una tasa de explotación del 1%, es decir,  $E = 0.01$ , como lo indica el marco legal de la pesquería (DOF, 2012a; b) usando la siguiente ecuación:

$$E = \frac{F}{Z} (1 - e^{-Z}) \quad (5)$$

donde,  $E$  indica la tasa de explotación y  $Z$  simboliza la mortalidad total, es decir,  $F + M$  (González-Peláez *et al.*, 2015a).

### 6.6 Análisis de sensibilidad para los modelos de rendimiento por recluta

El análisis de sensibilidad en evaluación de stock y pesquerías es comúnmente utilizado para identificar el impacto de la variación de determinado rasgo poblacional en los resultados de un modelo matemático, específicamente las salidas de manejo pesquero (Pitcher y Hart, 1982). La

estructura de edades de *P. globosa* en Bahía Magdalena indica una longevidad de 47 años (González-Peláez *et al.*, 2015b). Sin embargo, la presión pesquera sobre esta especie ha modificado su estructura de tallas y, como consecuencia, ha disminuido la presencia de individuos de mayor edad en la población (Amezcuca-Castro *et al.*, 2019; Larios-Castro *et al.*, 2021). Así, en el análisis de sensibilidad aplicado a los modelos de rendimiento por recluta (edad y talla) del año 2018 se utilizaron dos valores teóricos de longevidad (26 y 20 años) basados en los siguientes supuestos: i) la presencia de individuos de 26 y 20 años fue observada durante todo el período de estudio; ii) los modelos de rendimiento por recluta utilizan como variable de entrada el peso asintótico, por lo tanto este parámetro depende de la longitud asintótica previamente conocida, que en la localidad de estudio no presenta variación significativa desde los 20 años; los individuos menores de 20 años exhiben crecimiento, por lo tanto, no han alcanzado la longitud asintótica, en consecuencia, no son candidatos para el análisis de sensibilidad porque violan uno de los supuestos básicos de los modelos de rendimiento por recluta; iii) dado que las edades de 26 y 20 años están cerca del peso asintótico, sus resultados se pueden comparar con los obtenidos en los modelos del escenario base (47 años).

### 6.7 Estimación de la utilidad por recluta

Para obtener la estimación de la utilidad por recluta (Thompson y Bell, 1934), se calculó el rendimiento por intervalo de clase de longitud ( $Y_i$ ) como sigue:

$$Y_i = C_i * \bar{W}_i \quad (6)$$

donde  $\bar{W}_i$  indica el peso promedio del intervalo de longitud que se estimó desde:

$$\bar{W}_i = \left( \frac{1}{L_{i+1} - L_i} \right) * \left( \frac{\alpha}{\beta + 1} \right) * (L_{i+1}^{\beta+1} - L_i^{\beta+1}) \quad (7)$$

donde,  $L_i$  y  $L_{i+1}$  denotan el límite inferior y superior del intervalo de longitud  $i$ , respectivamente, mientras que  $\alpha$  y  $\beta$  indican los parámetros de la relación talla-peso (Beyer, 1987).  $C_i$  representa la captura en número de individuos del intervalo de longitud  $i$  que se estimó a partir de las siguientes ecuaciones:

$$C_i = (N_i - N_{i+1}) \left( F_i / (M + F_i) \right), \quad (8)$$

$$N_{i+1} = N_i e^{-(M+F_i)\Delta t_i}, \quad (9)$$

$$\Delta t_i = \left(\frac{1}{K}\right) \ln\left(\frac{L_\infty - L_i}{L_\infty - L_{i+1}}\right) \quad (10)$$

donde,  $N_i$  es el número de individuos del intervalo de longitud  $i$ ,  $F_i$  indica la tasa de mortalidad por pesca en el intervalo de longitud  $i$ ,  $M$  denota la mortalidad natural la cual se supuso constante para todos los intervalos de longitud,  $K$  hace referencia al coeficiente instantáneo de crecimiento de la ecuación de von Bertalanffy,  $N_{i+1}$  representa la predicción del número de sobrevivientes al siguiente intervalo de longitud y,  $\Delta t_i$  representa el tiempo transcurrido desde  $L_i$  a  $L_{i+1}$ .

Por último, la utilidad por recluta ( $V_i$ ) se calculó a partir de la siguiente ecuación:

$$V_i = Y_i * v_i \quad (11)$$

donde,  $v_i$  indica el valor unitario o precio para cada intervalo de longitud. Debido a que la almeja generosa se comercializa en kilogramos, este valor se estimó a partir de la equivalencia del precio por kilogramo con el peso promedio del intervalo de longitud; además, los cálculos se estandarizaron a una  $N_i$  de 1,000 organismos.

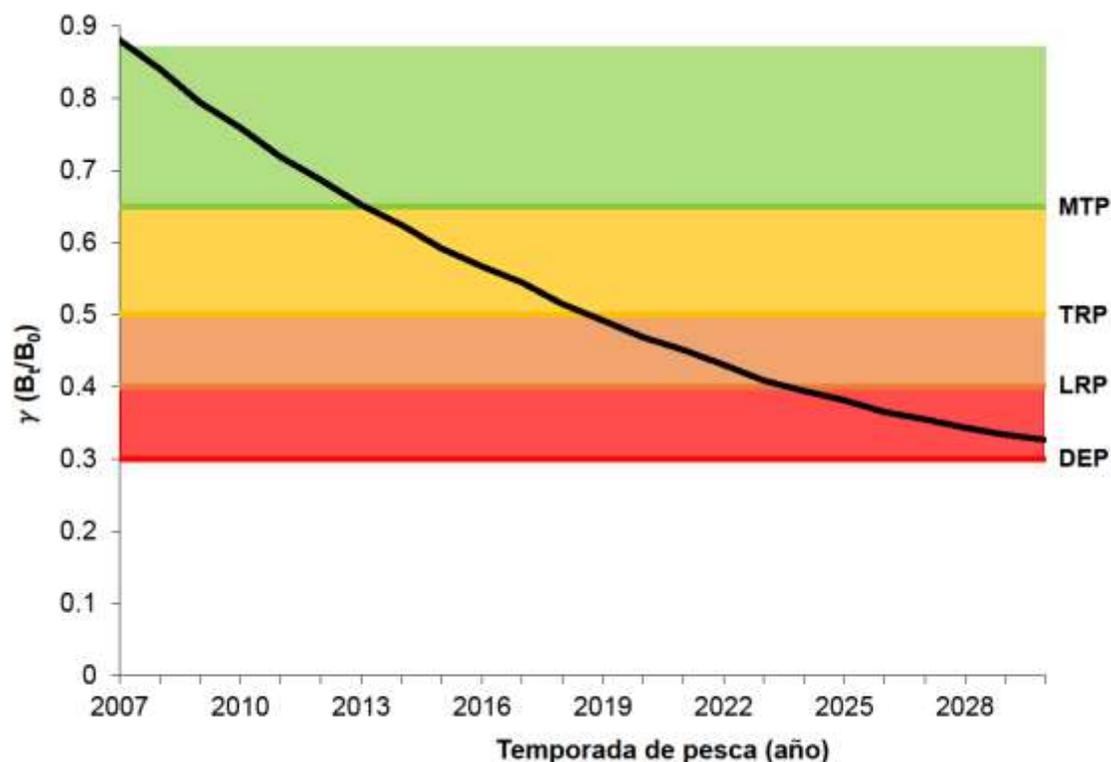
## 6.8 Evaluación de puntos de referencia para la pesquería de *P. globosa* mediante un análisis de riesgo

Este análisis está basado en información documentada de *P. globosa* en Bahía Magdalena donde Larios-Castro et al. (2023) modelaron el decaimiento poblacional desde la condición prístina, asumiendo diferentes tasas de explotación anual constantes proyectadas en el periodo 2007-2029, obteniendo la razón anual entre la biomasa al tiempo  $t$  ( $B_t$ ) y la biomasa inicial ( $B_0$ ).

Los supuestos del modelo fueron: a) la relación  $B_t/B_0$  podría ayudar a establecer PR para la pesquería ; b) el horizonte temporal se simuló considerando el 50% de la longevidad de la especie en el área de estudio (González-Peláez *et al.*, 2015b); c) la meta de la pesquería es mantener la tasa de explotación anual en 1% de  $B_0$  de acuerdo con los lineamientos vigentes (DOF, 2012a; b); d) una tasa de mortalidad natural constante ( $M = 0.047$ ); y e) un reclutamiento anual con variabilidad modelada con base en una función de densidad probabilística gamma. La información detallada se anexa como material suplementario (Anexo A).

Según Caddy y McGarvey (1996) las decisiones de manejo deben basarse en el mejor conocimiento del estado de la pesquería, lo que permite la posibilidad de comparar el estado actual con el estado óptimo estimado a partir de modelos de evaluación del stock. En este sentido, el estado óptimo de la pesquería de almeja de sifón podría expresarse en términos de uno o más puntos de referencia. Este esquema de gestión requiere que la variable de control tenga unidades claras y muy bien definidas ( $\gamma = \frac{B_t}{B_0}$ ), así puede ser medida y monitoreada en el tiempo. Para ello, se propusieron cuatro puntos de referencia: a) Punto de umbral de manejo (MTP, por sus siglas en inglés):  $\gamma = 0.65$ , b) Punto de referencia objetivo (TRP, por sus siglas en inglés):  $\gamma = 0.5$ , c) Punto de referencia límite (LRP, por sus siglas en inglés):  $\gamma = 0.4$ , y d) Agotamiento (DEP, por sus siglas en inglés):  $\gamma = 0.3$ . Los cambios en la biomasa y el estado actual de la población de *P. globosa* en Bahía Magdalena fueron analizados por Larios-Castro et al. (2023), de manera que el modelo proporciona el momento teórico (año) en el que los diferentes puntos de referencia se alcanzarían o superarían; sin embargo, la probabilidad de cada transición (incluyendo su incertidumbre asociada) no fue evaluada. La Fig. 4 indica los cambios en la variable de control

utilizando un semáforo para las transiciones entre los puntos de referencia (Caddy *et al.*, 2005).



**Figura 4.** Semáforo de transiciones secuenciales entre puntos de referencia para la pesquería de *P. globosa*.

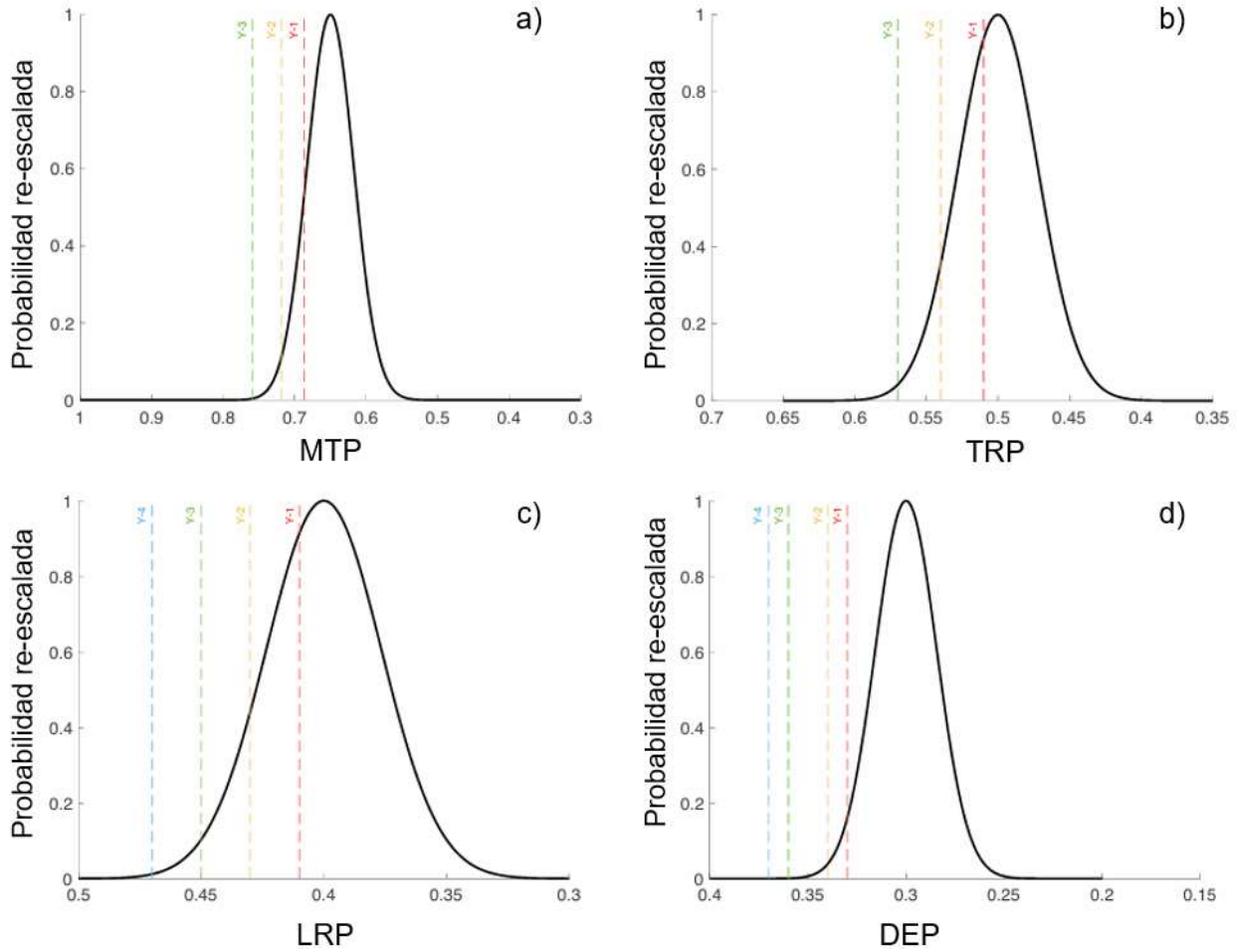
### 6.8.1 Supuestos para establecer los puntos de referencia secuenciales

Para evaluar la probabilidad de alcanzar los diferentes puntos de referencia, el procedimiento tuvo los siguientes supuestos: 1) el modelo de decaimiento poblacional estructurado por edad no muestra recuperaciones en el tiempo, aunque el modelo incorpora valores estimados de reclutamiento anual, su variabilidad y número de reclutas no permiten a la población una rápida recuperación en el corto plazo (Larios-Castro *et al.*, 2023); 2) la biomasa decae con una tasa de explotación constante del 1% anual (escenario base) (Larios-Castro *et al.*, 2023), por lo tanto, las transiciones de la variable control continúan secuencialmente a través de puntos de referencia, desde MTP hasta DEP; 3) los diferentes puntos de referencia se establecieron sin varianza; 4) la incertidumbre para cada punto de referencia se puede describir de manera confiable utilizando una función de densidad probabilística gaussiana, donde la desviación estándar indica la incertidumbre para cada punto de referencia, de modo que se puede denotar como  $\sigma_i$ , donde  $i$

indica los  $i$ -ésimos valores de la variable control previos a cada punto de referencia. Este concepto provee la probabilidad de anticipar el evento de alcanzar algún punto de referencia (cuando este sea igual o mayor a 50%) y, por lo tanto, la posibilidad de advertir a las comunidades pesqueras que se adoptará un nuevo estatus de pesca y los diferentes acuerdos sobre esfuerzo pesquero y tasas de captura. Para ello, se estimaron los valores  $\sigma_i$  de MTP y TRP utilizando los valores de  $\gamma$  de los tres años previos a estos PR; mientras que para LRP y DEP se utilizaron cuatro años previos, lo anterior, considerando el cambio de la pendiente del modelo de decaimiento poblacional estructurado por edades. La descripción gráfica se muestra en la Fig. 4 como sigue: las Figs. 5a y 5b indican los valores  $\gamma$  estimados para tres años previos ( $y - 1$ ,  $y - 2$ ,  $y - 3$ ) a alcanzar el PR, es decir, MTP y TRP, respectivamente; las Figs. 5c y 5d muestran los valores calculados de  $\gamma$  cuatro años previos ( $y - 1$ ,  $y - 2$ ,  $y - 3$ ,  $y - 4$ ) a alcanzar el PRL y el DEP, respectivamente. Los valores  $\gamma$  calculados se tomaron de Larios-Castro et al. (2023); 5) dado que la función de densidad probabilística gaussiana depende de  $\sigma_i$ , se evaluaron escenarios alternativos para medir la incertidumbre en este parámetro; 6) cada punto de referencia fue evaluado utilizando los valores límite de la variable de control; así, el valor medio en la función de densidad probabilística gaussiana se utilizó de la siguiente manera: i) MTP:  $\gamma = 0.65$ , ii) TRP:  $\gamma = 0.5$ , iii) LRP:  $\gamma = 0.4$  y iv) DEP:  $\gamma = 0.3$ .

La lógica de los valores  $\gamma$  considera lo siguiente: cuando la biomasa de almeja generosa se encuentra dentro de la zona umbral de gestión ( $\gamma > 0.65$ ), su población es completamente susceptible a la captura. Por lo tanto, la tasa de explotación debe determinarse de común acuerdo entre las autoridades pesqueras y las comunidades, principalmente sobre la base de esquemas de co-manejo; la tasa de explotación definirá la intensidad de agotamiento de la población. Una vez alcanzado el MTP ( $\gamma = 0.65$ ), la biomasa se acerca a la zona de amortiguamiento en la que la población sigue siendo pescable, sin embargo, el objetivo es mantener los valores  $\gamma$  por encima del TRP ( $\gamma = 0.5$ ). La transición del TRP al LRP indica sobrepesca; básicamente, se ha superado el TRP y la pesquería se encuentra dentro de una zona umbral, en la que es necesario reducir la tasa de explotación anual o aplicar acciones de recuperación (e.g. cierres temporales, espaciales o espacio-temporales) para mantener la biomasa en niveles biológicos aceptables. Por último, una vez que la pesquería se encuentra dentro de la transición de LRP a DEP, la población se explota

fuera de los límites biológicos seguros y se trata de una situación indeseable en la gestión pesquera.



**Figura 5.** Campanas probabilísticas para las variables control. Las líneas discontinuas muestran los valores de  $\gamma$  para 3 años (a, b) y 4 años (c, d) previos al PR, estimados por el modelo de decaimiento poblacional (Larios-Castro *et al.*, 2023).

### 6.8.2 Estimaciones probabilísticas

Para estimar los cambios en el estado de la pesquería de *P. globosa* se utilizó la función de densidad probabilística gaussiana aplicando la siguiente función estadística:

$$P(\gamma \geq PR_i) = \int_{PR_i}^{\infty} \frac{1}{\sigma_i \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(\gamma - PR_i)^2}{2\sigma_i^2}} d\gamma \quad (12)$$

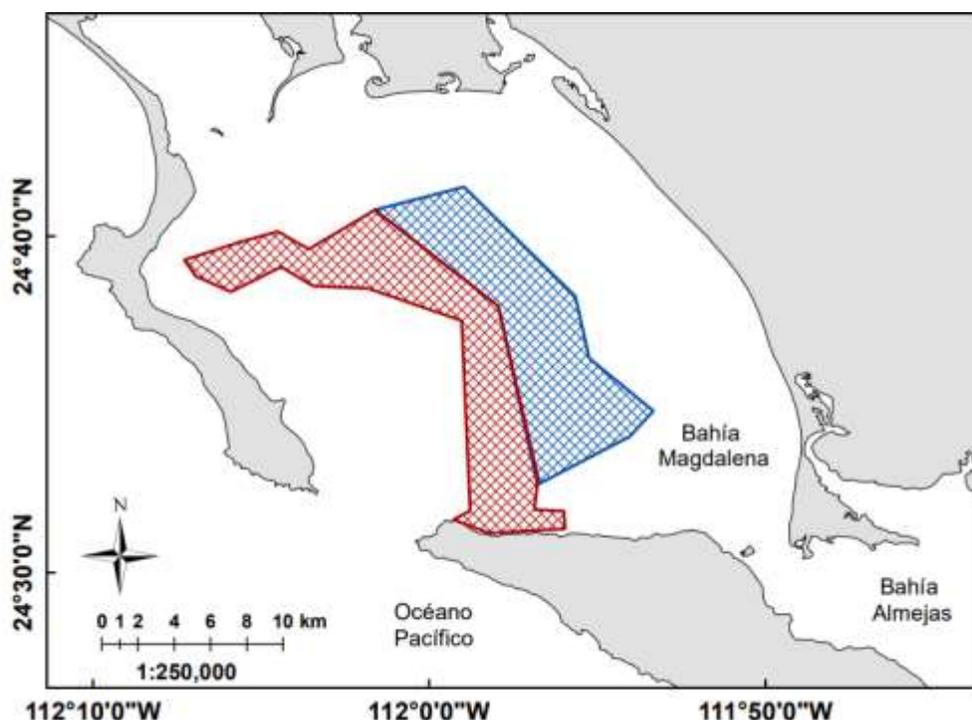
donde:  $\gamma$  indica la variable control y  $PR_i$  denota el  $i$ -ésimo PR usado como el valor de la media. Para estimar  $\sigma_i$  se utilizó la variable control  $\gamma$ , por lo tanto, el valor de la media ( $\bar{\mu}_i$ ) y su desviación estándar ( $sd_i$ ) para dos escalas temporales fueron estimadas (3 años en el caso de MTP y TPR y, 4 años para LRP y DEP); por consiguiente, el coeficiente de variación ( $CV$ ) fue calculado como  $sd_i/\bar{\mu}_i$ . De acuerdo con Caddy y McGarvey (1996), el parámetro  $\sigma_i$  dentro de la función de densidad probabilística gaussiana se estima utilizando la siguiente ecuación:  $\sigma_i = CV_i PR_i$ . El esquema de riesgo en el manejo, *i.e.* la incertidumbre, para  $\sigma_i$  fue evaluado considerando incrementos del 5, 10, 20 y 30% representando la posibilidad de que la tasa de captura fuera variable y/o mayor al 1% anual. Adicionalmente, se evaluó un escenario disminuyendo  $\sigma_i$  en un 10%, con el objetivo de asumir una tasa de captura menor al 1% anual. En todos los casos la probabilidad del evento fue re-escalada a 1. Las estimaciones fueron programadas en el software MATLAB versión R2022a; el código se encuentra disponible como material suplementario (Anexo B), y puede ser descargado de manera gratuita en: <https://data.mendeley.com/datasets/4z2cddkv3k/1>.

## 6.9 Construcción de escenarios de captura rotacional y status quo

Para la simulación de los escenarios de la pesquería se utilizó un modelo de decaimiento poblacional reportado por Larios-Castro et al. (2023) en proyecciones de 80 años. Primeramente, se evaluó el *status quo* (estrategia de manejo actual; SQ) considerando una tasa de explotación constante del 1%. Posteriormente, se evaluó el esquema de rotación bajo dos enfoques: cierres periódicos del área potencial de pesca (APP) y, rotación de subáreas de pesca (RSA), ambos enfoques analizando ciclos de 15, 30 y 40 años. Por último, se incluyó un escenario de moratoria, es decir, veda total permanente.

El establecimiento de subáreas de pesca de *P. globosa* en Bahía Magdalena se definió con base en la delimitación del APP obtenida por Larios-Castro et al. (2021), dividiéndose en dos partes aproximadamente equitativas en superficie y biomasa (Fig. 6), utilizando el software de sistemas de información geográfica ArcMap versión 10.3. Posteriormente, en el mismo programa se ubicaron las estaciones de muestreo del año 2018, las cuales fueron identificadas y aisladas para

cada polígono con la finalidad de estimar la densidad promedio; consecutivamente, el área de cada polígono fue utilizada para la estimación de abundancia total.



**Figura 6.** División del área potencial de pesca: polígono 1 en color rojo y polígono 2 en color azul.

### 6.9.1 Estimaciones

El año inicial de proyección correspondió a 2018 ya que representa el año más reciente con datos disponibles. Primeramente, se estimó la densidad media ( $\bar{X}$ ) de los organismos por subárea de pesca, mediante un procedimiento geoestadístico basado en interpolaciones tipo kriging, descrito por Larios-Castro (2020). El procedimiento se realizó con la paquetería “RGeostats” del software R project (Renard *et al.*, 2019).

Posteriormente, se calcularon las UM contenidas dentro de las subáreas ( $\Phi$ ) para la estimación de abundancia total, la cual se expresó como:

$$N_{2018,p} = \bar{X},p * \Phi,p \quad (13)$$

donde  $p$  indica el polígono analizado.

La abundancia total en los años subsecuentes ( $N_{y+1,p}$ ) con actividades pesqueras restringidas se calculó a partir del modelo de decaimiento poblacional sin considerar mortalidad por pesca, como se muestra en la siguiente fórmula:

$$N_{y+1,p} = N_{y,p} + R * \exp(-M) \quad (14)$$

donde  $R$  hace referencia al reclutamiento teórico, el cual fue estimado utilizando la metodología descrita por Larios-Castro et al. (2023) y  $M$ , es el coeficiente de mortalidad natural. Por lo tanto, la abundancia total del año donde la pesca estará permitida se estimó conforme a la siguiente ecuación:

$$N_{y+1,p} = N_{y,p} + R * (1 - E) * \exp(-M) \quad (15)$$

donde  $E$  indica la tasa de explotación.

Así, la biomasa total para cada subárea de pesca se obtuvo mediante la siguiente ecuación:

$$Bt_p = N_{y+1,p} * \widehat{PT} \quad (16)$$

donde  $\widehat{PT}$  representa el peso promedio de los organismos en el muestreo biológico del año 2018.

En el caso de los escenarios de cierres periódicos para toda el APP, se aplicaron las mismas ecuaciones (Ec. 13-16) sin considerar subáreas de pesca (subíndice  $p$ ). Así mismo, para la construcción del escenario de moratoria, el modelo aplicado durante los 80 años de proyección fue el que indica la ecuación 14, sin considerar el subíndice  $p$ .

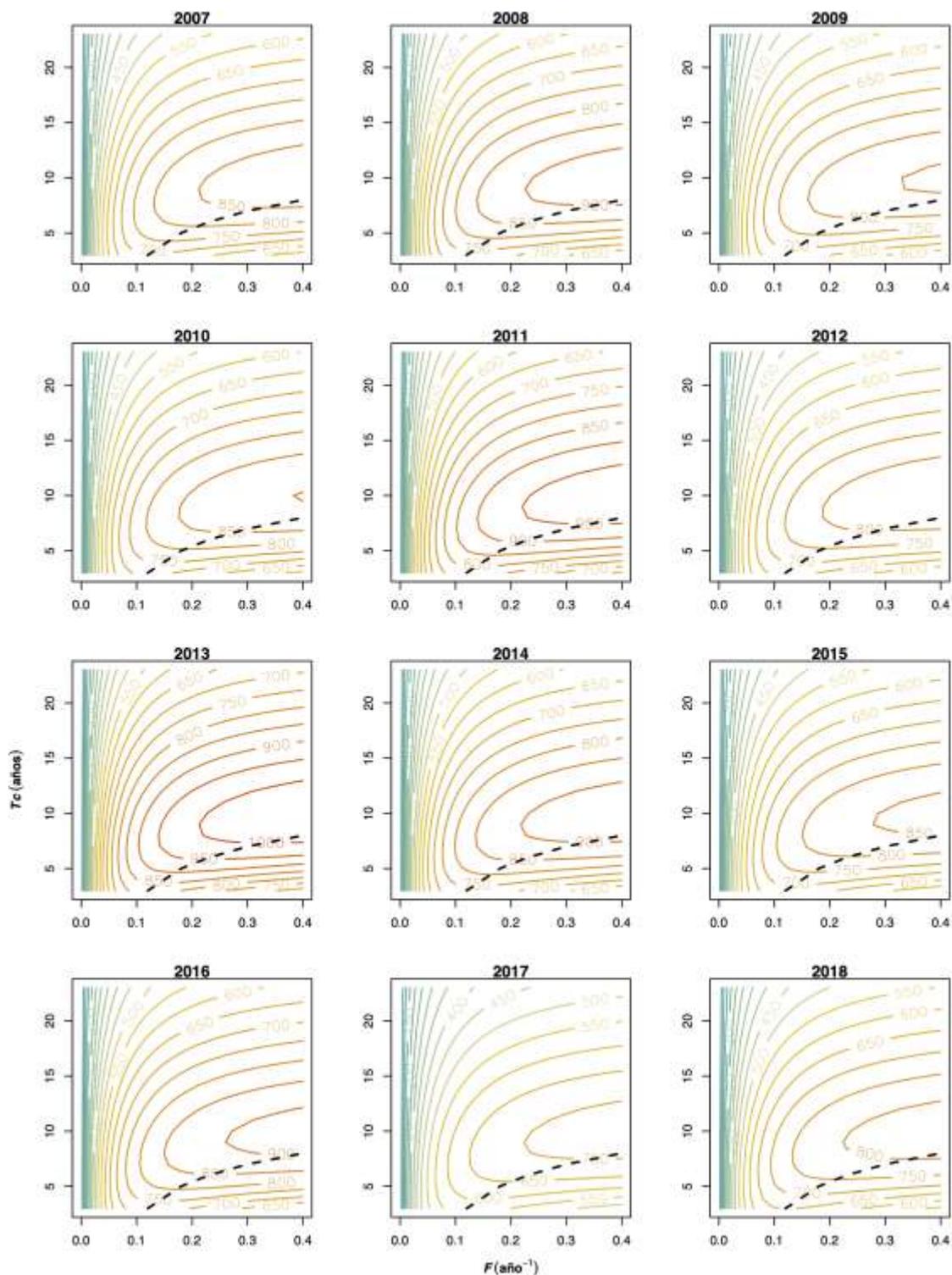
Las simulaciones consideraron la incorporación de variabilidad en el valor de  $M$  de la siguiente manera: la Ecuación 14, integró valores generados aleatoriamente desde una distribución uniforme entre 0.02 y 0.035 bajo el supuesto de que la población responderá al cierre de actividades pesqueras disminuyendo su  $M$ , condición que ha sido documentada para organismos explotados (Defeo, 1996; Jørgensen y Holt, 2013); mientras que el modelo que considera la pesca (Ec. 15) incorporó valores entre 0.044 y 0.049 reportados por (González-Peláez *et al.*, 2015b) para organismos pre-adultos y adultos de *P. globosa* en Bahía Magdalena con base en divisiones gnomónicas.

Alternativamente, para el caso de las ecuaciones 14 y 15 aplicadas tanto para toda el APP como subáreas de pesca, se consideraron escenarios con forzamiento en el reclutamiento donde los valores  $R$  estimados, se ponderaron entre 1.5 a 2 bajo el supuesto de que la restricción de actividades pesqueras también resultará en un aumento de la fecundidad y la capacidad neta reproductiva de la especie (Arendse *et al.*, 2007; Bartlett *et al.*, 2009; Hart *et al.*, 2020).

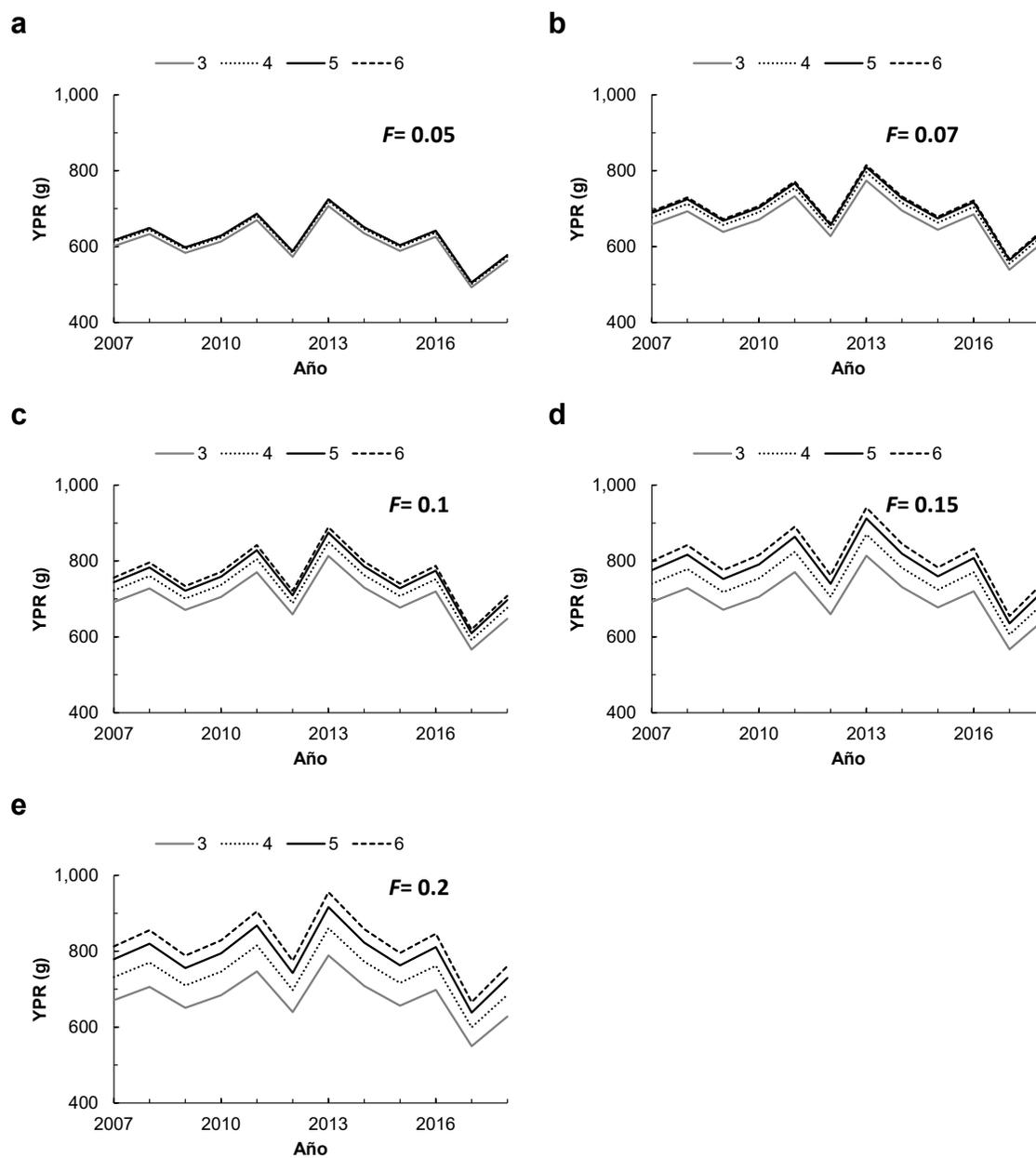
## 7. RESULTADOS

### 7.1 Rendimiento por recluta basado en edad ( $YPR_A$ )

Los contornos de  $YPR_A$  para *P. globosa* en Bahía Magdalena en el periodo 2007-2018 se muestran en la Fig. 7. El valor más alto fue observado en 2013 correspondiendo a 1,040 g aplicando una  $F=0.4$  y una  $T_c = 10$  años, seguido por 985 g observados en el año 2011 con la misma combinación de tasa de mortalidad por pesca y edad de primera captura. La trayectoria de máximos rendimientos sugiere que la edad de primera captura de 5 años es adecuada, debido a que permite incrementar el rendimiento si se incrementa el nivel de mortalidad por pesca, además, los cambios en la edad de primera captura de 5 a 10 años no mejoran sustancialmente el rendimiento en la pesquería. Complementariamente, se estimó la variabilidad temporal de  $YPR_A$  para las  $T_c$  seleccionadas (3, 4, 5 y 6 años) en función de cinco  $F$  seleccionadas (0.05, 0.07, 0.1, 0.15 y 0.2). Estos valores indicaron que, a través del periodo de estudio, los rendimientos estimados para las diferentes combinaciones de edad de primera captura y mortalidad por pesca presentaron una aparente estabilidad desde 2007 hasta 2012, exhibiendo el valor más alto durante 2013, posteriormente, los rendimientos disminuyeron progresivamente hasta 2017 con una ligera recuperación en 2018; los valores mínimos de rendimiento se calcularon en 2017. El patrón general para las edades de 5 y 6 años y los valores de  $F$  seleccionadas, indicó que el aumento de la mortalidad por pesca proporcionaría mayores rendimientos por recluta, mientras que para las edades de 3 y 4 años el aumento en rendimientos se produjo hasta valores de  $F$  de 0.15, en contraste, valores de 0.2 exhibieron pérdidas en el rendimiento (Fig. 8).



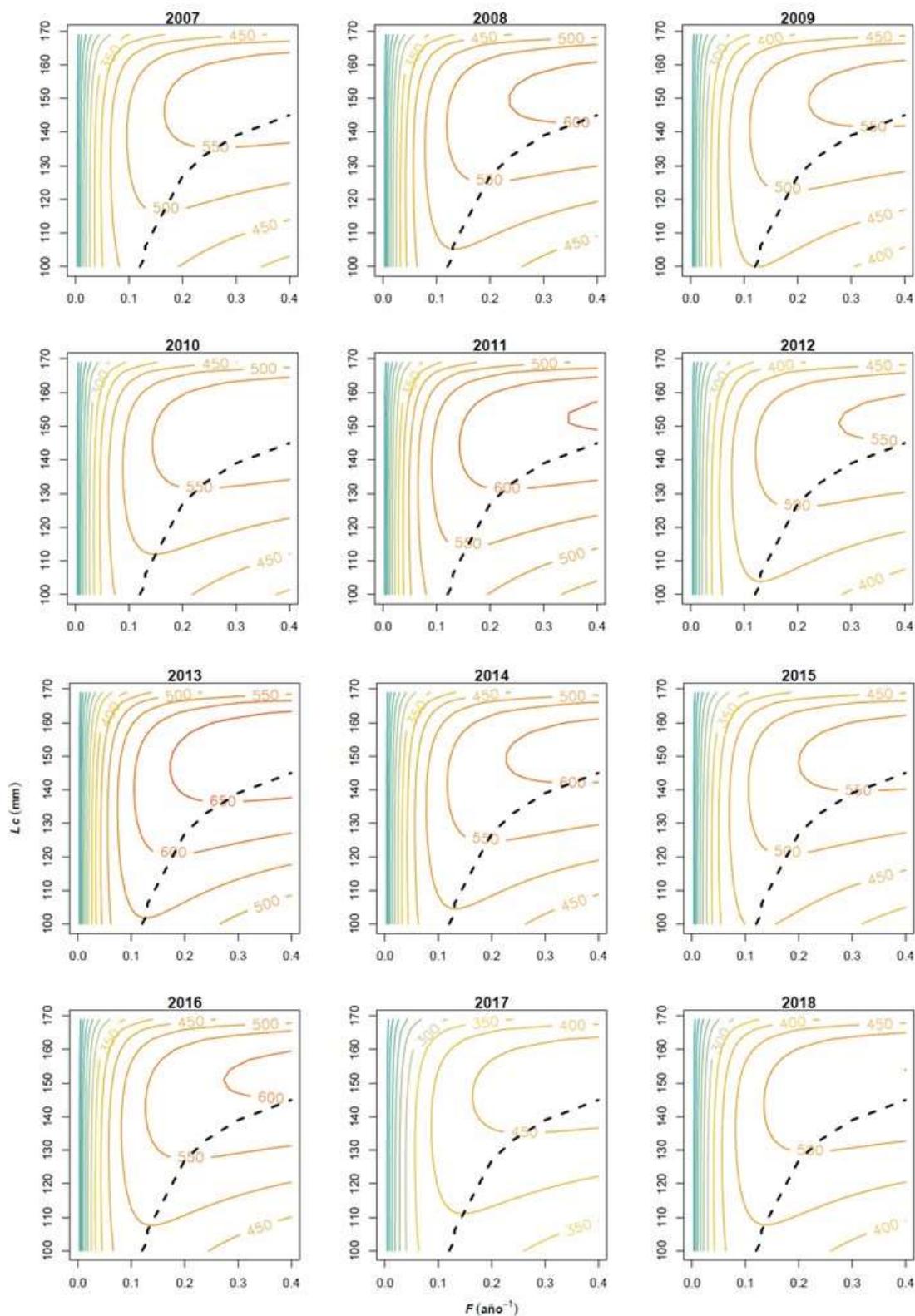
**Figura 7.** Contornos de rendimientos (g) de *P. globosa* en Bahía Magdalena estimados mediante el modelo de rendimiento por recluta a la edad en el periodo 2007-2018. La línea punteada indica la trayectoria de los valores óptimos de rendimiento.



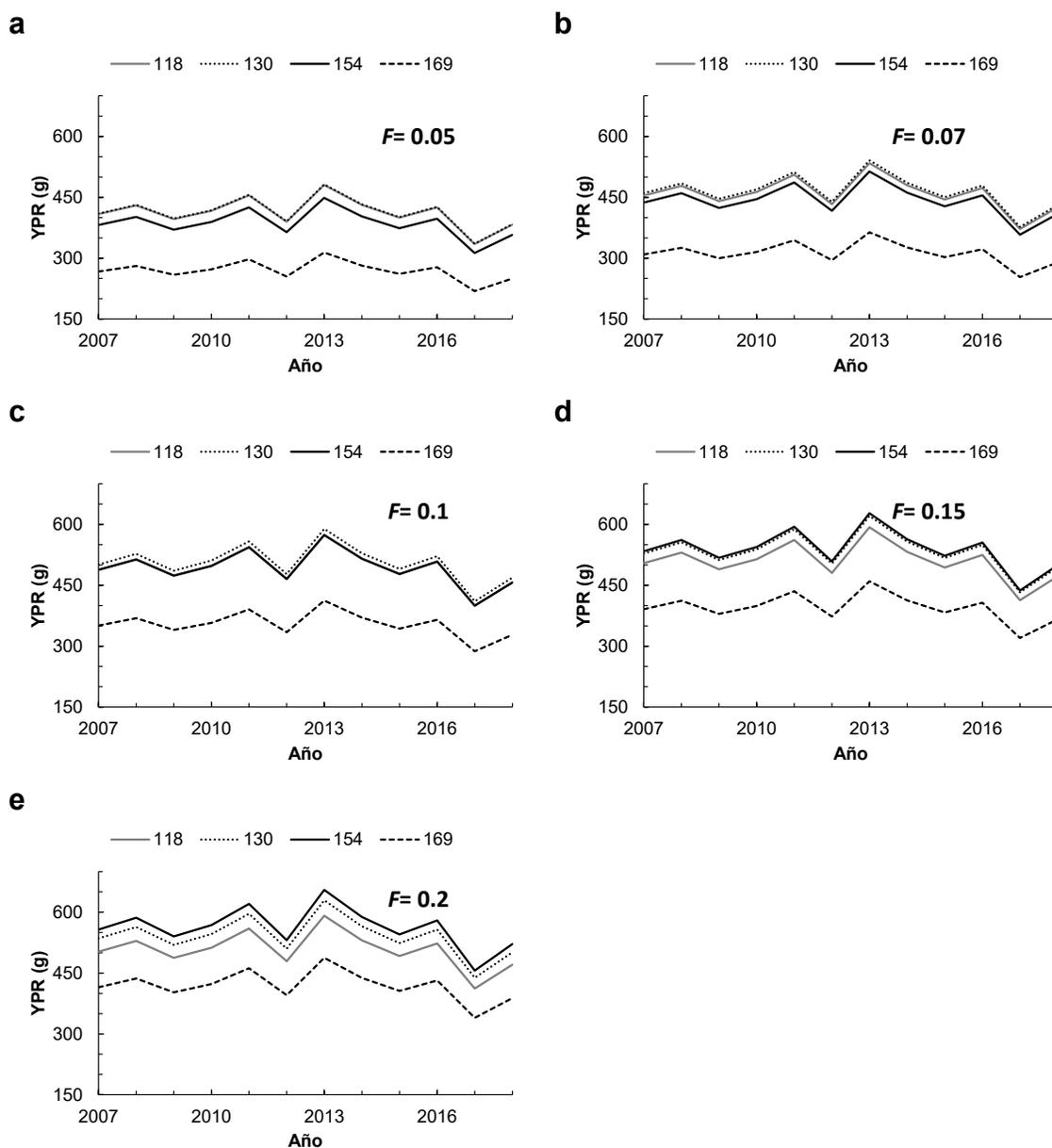
**Figura 8.** Variación temporal de los rendimientos (g) de las edades 3, 4, 5 y 6 años bajo cinco tasas de mortalidad por pesca.

## 7.2 Rendimiento por recluta basado en talla ( $YPR_L$ )

Los contornos de  $YPR_L$  para *P. globosa* en Bahía Magdalena en el periodo 2007-2018 se muestran en la Fig. 9. El valor más alto se observó en 2013 correspondiente a 691 g aplicando una  $F=0.4$  y una  $L_c = 154$  mm LC, seguido por 654 g observados en el año 2011 con la misma combinación de tasa de mortalidad por pesca y talla de primera captura. Considerando la talla mínima de captura (130 mm LC), los valores máximos se alcanzarían con una tasa de mortalidad por pesca cercana a 0.2, logrando rendimientos entre 500 y 550 g por recluta; este patrón se observó consistentemente a través de la serie temporal analizada. Sin embargo, podría mostrarse un ligero aumento en el rendimiento si el  $L_c$  fuera 20 mm mayor que la talla mínima legal. Adicionalmente, se estimó la variación temporal para las tallas de primera captura seleccionadas (118, 130, 154 y 169 mm LC) en función de cinco mortalidades por pesca seleccionadas (0.05, 0.07, 0.1, 0.15 y 0.2). Los resultados de la variación interanual en  $YPR_L$  para las diferentes combinaciones de talla de primera captura y mortalidad por pesca indicaron una aparente estabilidad durante 2007-2012, fluctuando alrededor de 50 g, sin embargo, a partir del 2013 se observó una tendencia negativa en el  $YPR_L$  hasta el 2017 donde la pérdida de rendimiento fue cercana a los 150 g. Finalmente, durante 2018 se observó una recuperación en el rendimiento. El rango de variación de  $YPR_L$  se observó de la siguiente manera: i) para  $F=0.05$  el valor máximo fue de 482 g correspondiente a 130 mm LC en 2013, mientras que el valor mínimo se calculó en 2017 para 169 mm LC con 219 g; ii) aplicando una  $F=0.07$ , los valores máximos y mínimos correspondieron a 541 y 253 g observados en 2013 para almejas de 130 mm LC y en 2017 para organismos de 169 mm LC, respectivamente; iii) para  $F=0.1$  se observó el valor máximo de  $YPR_L$  durante 2013 para 130 mm LC (589 g) y el valor mínimo en 2017 para 169 mm LC (287 g); iv) aplicando una  $F=0.15$  el valor máximo fue de 627 g calculado para almejas de 154 mm LC en 2013, mientras que el valor mínimo se estimó en 320 g durante 2017 para individuos de 169 mm LC y; v) el escenario de  $F=0.2$  mostró valores máximos y mínimos de 655 y 340 g observados en 2013 para 154 mm LC y en 2017 para 169 mm LC, respectivamente (Fig. 10).



**Figura 9.** Contornos de rendimientos (g) de *P. globosa* en Bahía Magdalena estimados por el modelo de rendimiento por recluta a la talla en el periodo 2007-2018. La línea punteada indica la trayectoria de los valores óptimos de rendimiento.



**Figura 10.** Variación temporal de los rendimientos (g) de las tallas 118, 130, 154 y 169 mm LC bajo cinco tasas de mortalidad por pesca.

### 7.3 Puntos de referencia asociados a los modelos de YPR

Las estimaciones de los puntos de referencia ( $F_{max}$ ,  $F_{0.1}$ ) se mantuvieron constantes para cada edad y talla seleccionada de primera captura en el periodo 2007 a 2018; sin embargo, los rendimientos (g) variaron interanualmente. Para el modelo  $YPR_A$ , se calculó un  $F_{max}$  de 0.12 para la edad de 3 años; 0.15 para 4 años; 0.18 para 5 años; y 0.23 para la edad de 6 años. Los rendimientos de  $F_{max}$  presentaron el valor más bajo a los 3 años en 2017 correspondiente a 571 g, mientras que el valor más alto fue 958 g observado en 2013 para la edad 6; el promedio fue 765 g (IC= 742-788 g,  $p<0,05$ ). Comparativamente,  $F_{0.1}$  se estimó en 0.07 para las edades de 3 y 4 años, y 0.08 para las edades de 5 y 6, presentando el valor más bajo en 2017 para la edad de 3 años equivalente a 539 g, mientras que el valor más alto fue 846 g calculado en 2013 para almejas de 6 años; el promedio fue 698 g (IC= 680-717 g,  $p<0,05$ ; Tabla 3). Con fines gráficos, las curvas eumétricas y los puntos de referencia estimados para cada edad de primera captura en el año 2018 se muestran en la Fig. 11.

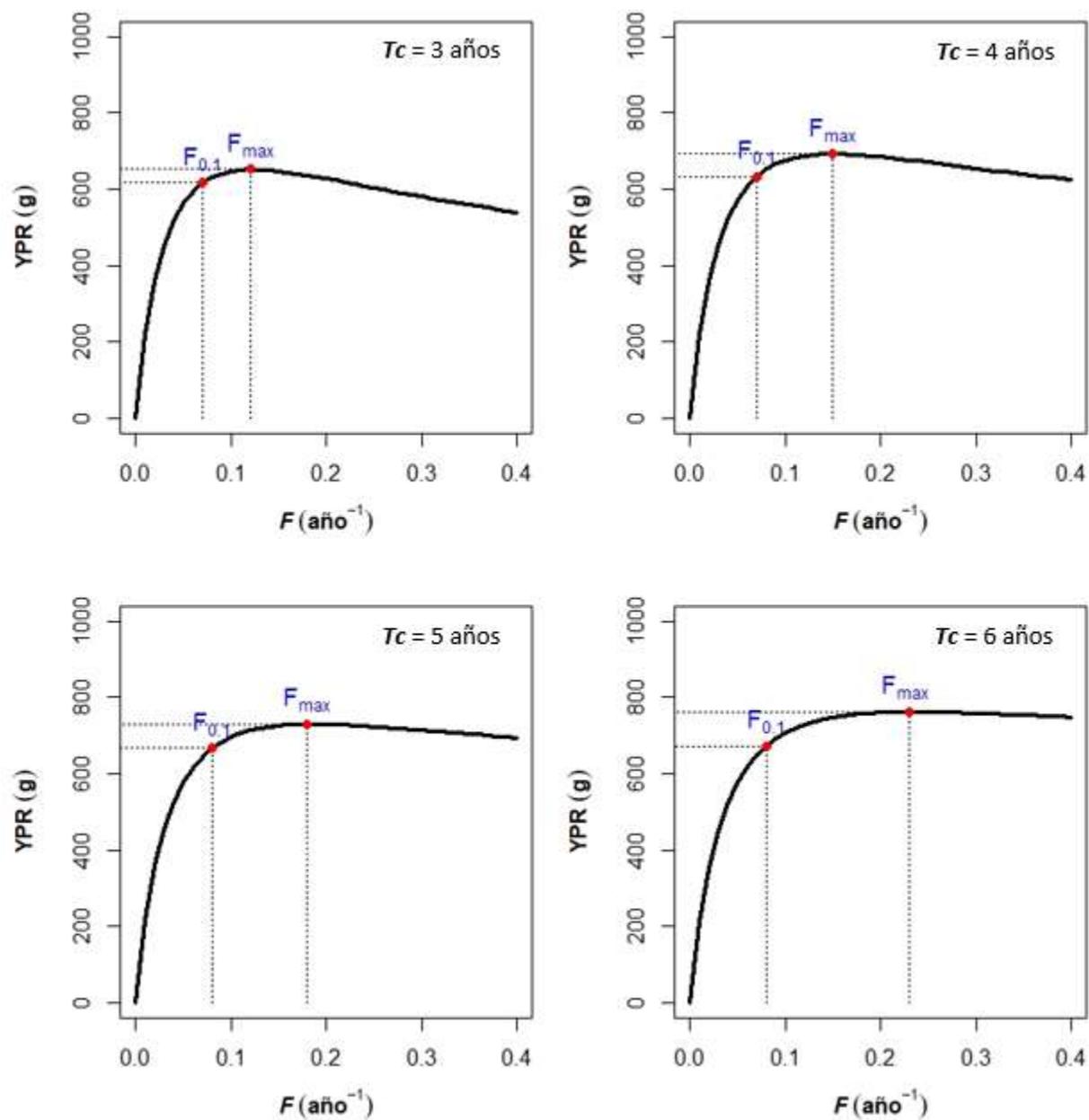
Para el modelo  $YPR_L$ , se estimó un  $F_{max}$  de 0.17 para almejas de 118 mm LC, 0.22 para 130 mm LC y, 0.4 para 154 y 169 mm LC. Los rendimientos de  $F_{max}$  mostraron el valor más bajo en 2017 correspondiente a 373 g para 169 mm LC, mientras que el valor más alto fue 691 g observado en 2013 para 154 mm LC; el promedio fue 526 g (507-545 g,  $p<0,05$ ). A su vez,  $F_{0.1}$  se estimó en 0.07 para 118 mm LC, 0.08 para 130 mm LC, 0.1 para 154 mm LC y, 0.12 la talla de 169 mm LC, presentando el valor más bajo en 2017 equivalente a 303 g para 169 mm LC, mientras que el valor más alto fue 574 g calculado en 2013 para 154 mm LC; el promedio fue 452 g (IC= 434-469 g,  $p<0,05$ ; Tabla 4). Con fines gráficos, las curvas eumétricas y los puntos de referencia estimados para cada talla de primera captura durante 2018 se indican en la Fig. 12.

**Tabla 3.** Estimación de puntos de referencia y variación interanual de rendimientos (g) para las edades 3, 4, 5 y 6 años.

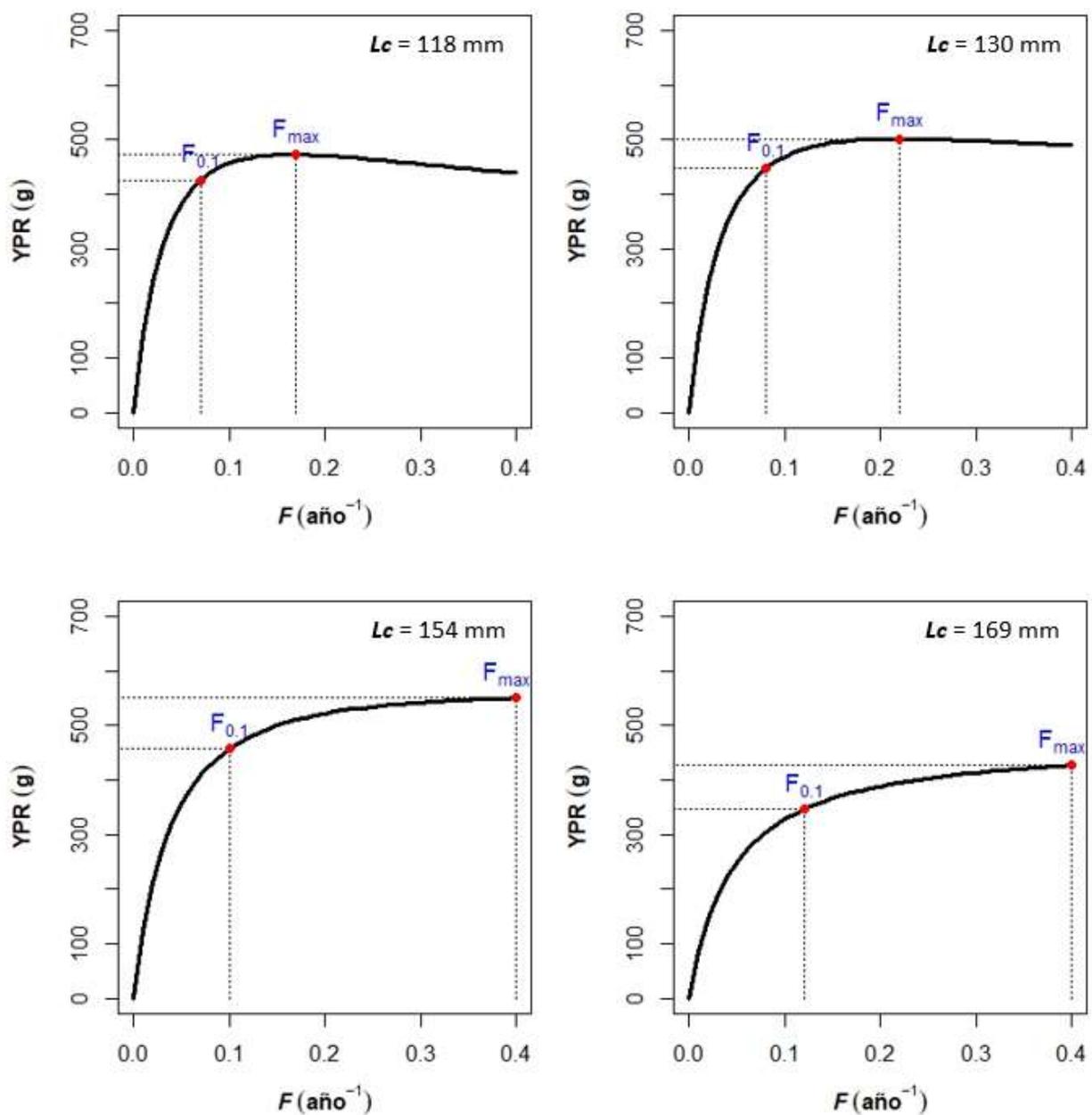
Año	Edad 3		Edad 4		Edad 5		Edad 6	
	F <sub>max</sub>	F <sub>0.1</sub>						
	0.12	0.07	0.15	0.07	0.18	0.08	0.23	0.08
YPR (g)								
2007	697	658	740	677	780	712	814	719
2008	733	693	779	713	821	750	857	757
2009	676	639	718	657	756	691	790	698
2010	710	671	755	690	795	726	831	733
2011	776	733	824	754	868	793	907	801
2012	664	627	705	646	743	679	776	686
2013	819	774	870	796	917	837	958	846
2014	735	695	781	715	823	752	860	759
2015	682	644	724	663	763	697	797	704
2016	725	685	770	705	811	741	848	749
2017	571	539	606	555	639	583	667	589
2018	652	616	693	634	730	667	763	673

**Tabla 4.** Estimación de puntos de referencia y variación interanual de rendimientos (g) para las tallas de 118, 130, 154 y 169 mm LC.

Año	118 mm		130 mm		154 mm		169 mm	
	F <sub>max</sub>	F <sub>0.1</sub>						
	0.17	0.07	0.22	0.08	0.4	0.1	0.4	0.12
YPR (g)								
2007	505	454	536	477	588	488	455	370
2008	531	478	564	502	618	514	479	389
2009	490	441	520	463	570	474	442	359
2010	515	463	546	487	599	498	464	377
2011	562	506	597	531	654	544	507	412
2012	481	433	511	455	560	465	434	353
2013	593	534	630	561	691	574	535	435
2014	533	480	566	504	620	515	481	390
2015	494	445	524	467	575	478	446	362
2016	525	473	557	497	612	508	474	385
2017	413	372	439	391	481	400	373	303
2018	473	425	502	447	550	457	426	346



**Figura 11.** Curvas eumétricas de YPR y puntos de referencia estimados durante el año 2018 para cuatro edades seleccionadas.



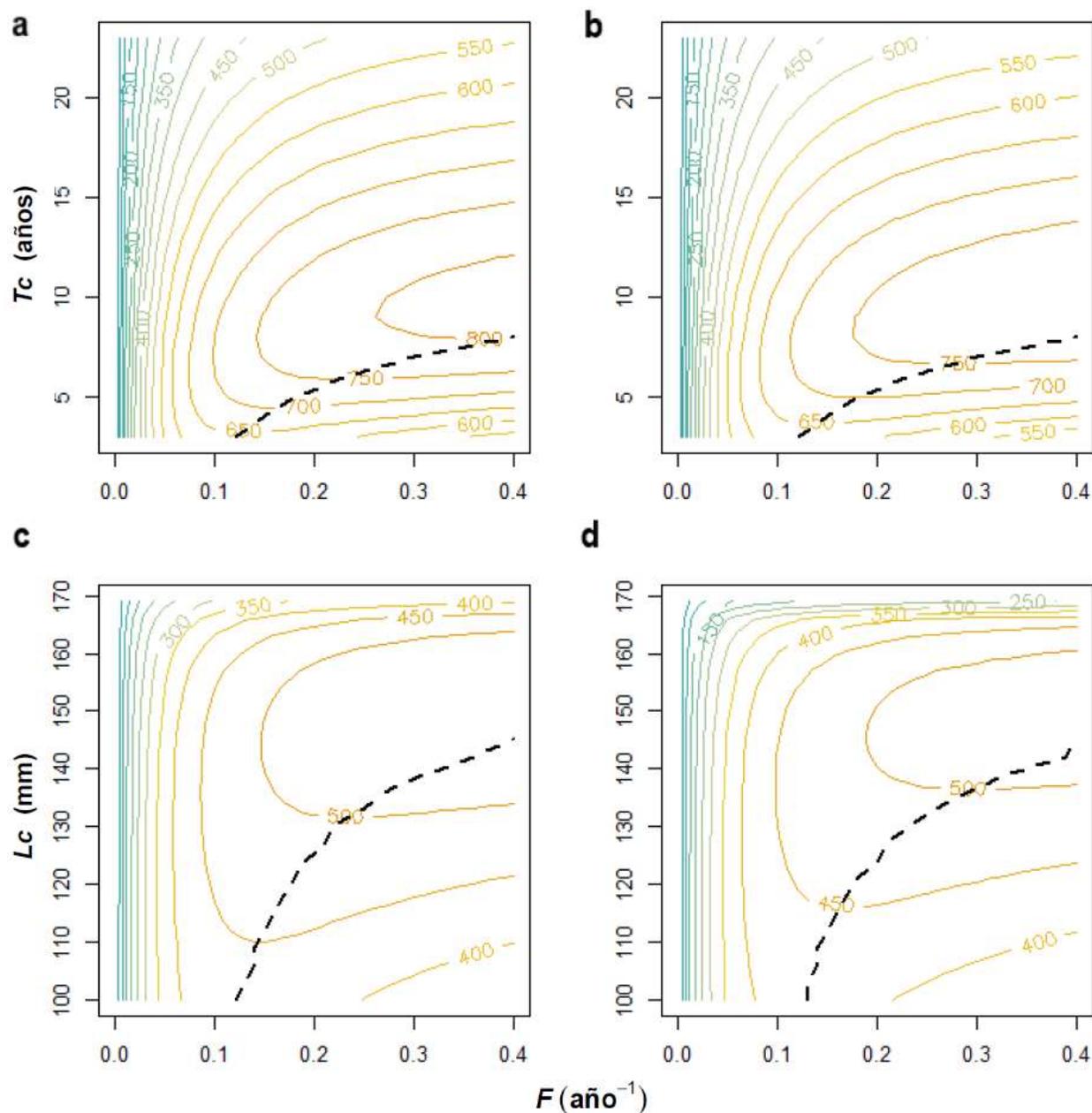
**Figura 12.** Curvas eumétricas de YPR y puntos de referencia estimados durante el año 2018 para cuatro tallas seleccionadas.

#### 7.4 Análisis de sensibilidad para los modelos de rendimiento por recluta

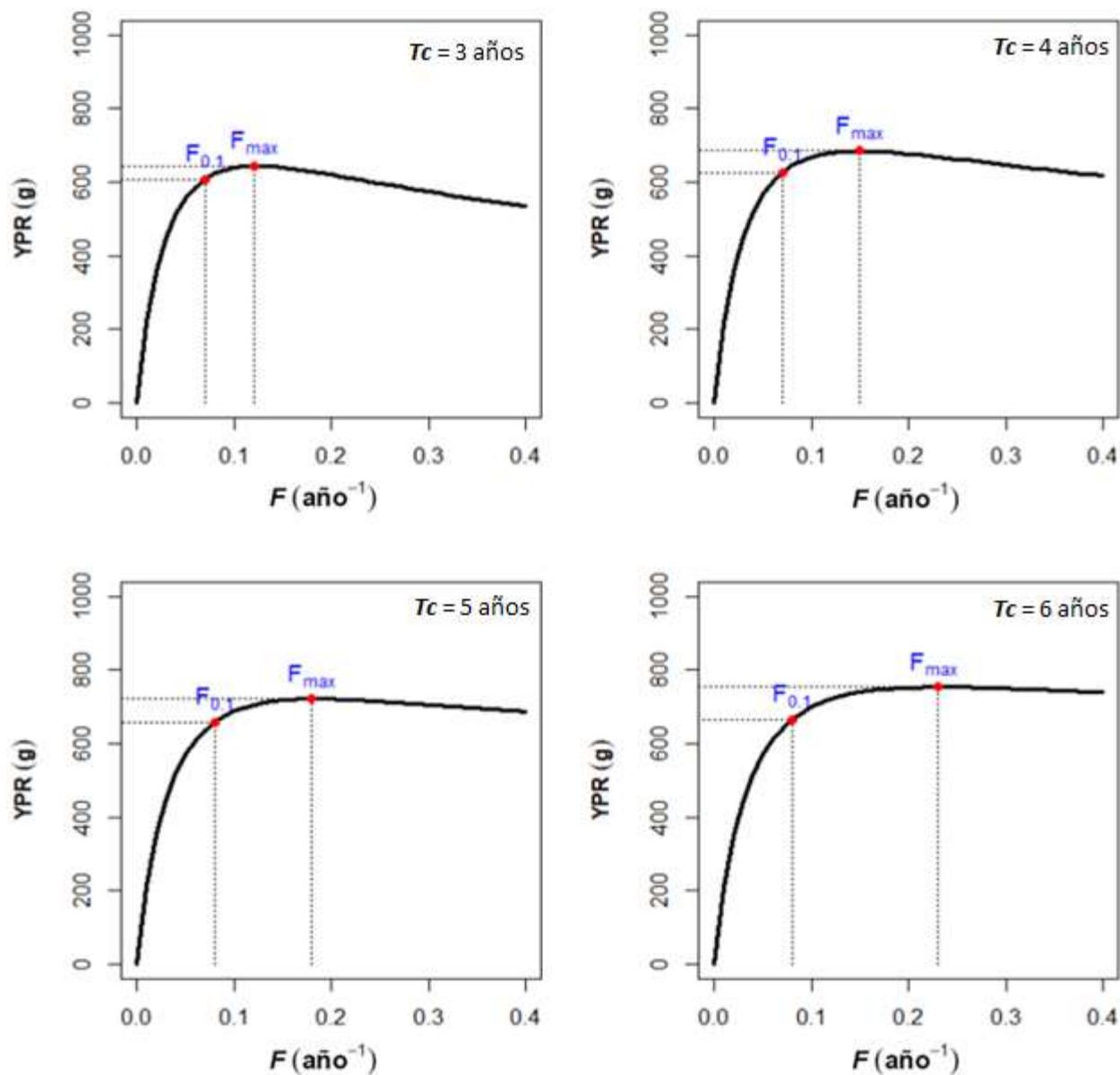
La Fig. 13 muestra los contornos de rendimiento por recluta basados en dos valores teóricos de longevidad. Los resultados indicaron altos valores de rendimientos de 800 g para la edad de 20 años y de 750 g para el valor teórico de 26 años (Fig. 13a y b). Comparativamente, el modelo rendimiento por recluta basado en tallas, estimó valores más bajos de rendimientos, estimando

un máximo de 500 g por recluta (Fig. 13c y d). Los resultados del análisis de sensibilidad variando la longitud asintótica proporcionaron dos curvas eumétricas diferentes; la primera exhibió un incremento progresivo en el rendimiento hasta una meseta con un aumento en la mortalidad por pesca, indicando que el aumento en la mortalidad por pesca produce un ligero aumento en el rendimiento (de ahí su denominación “forma de meseta”); por su parte, la segunda curva eumétrica mostró un rendimiento máximo a niveles bajos de mortalidad por pesca, de modo que un aumento en la mortalidad por pesca no representa un aumento en el rendimiento por recluta (llamada “forma de pico”).

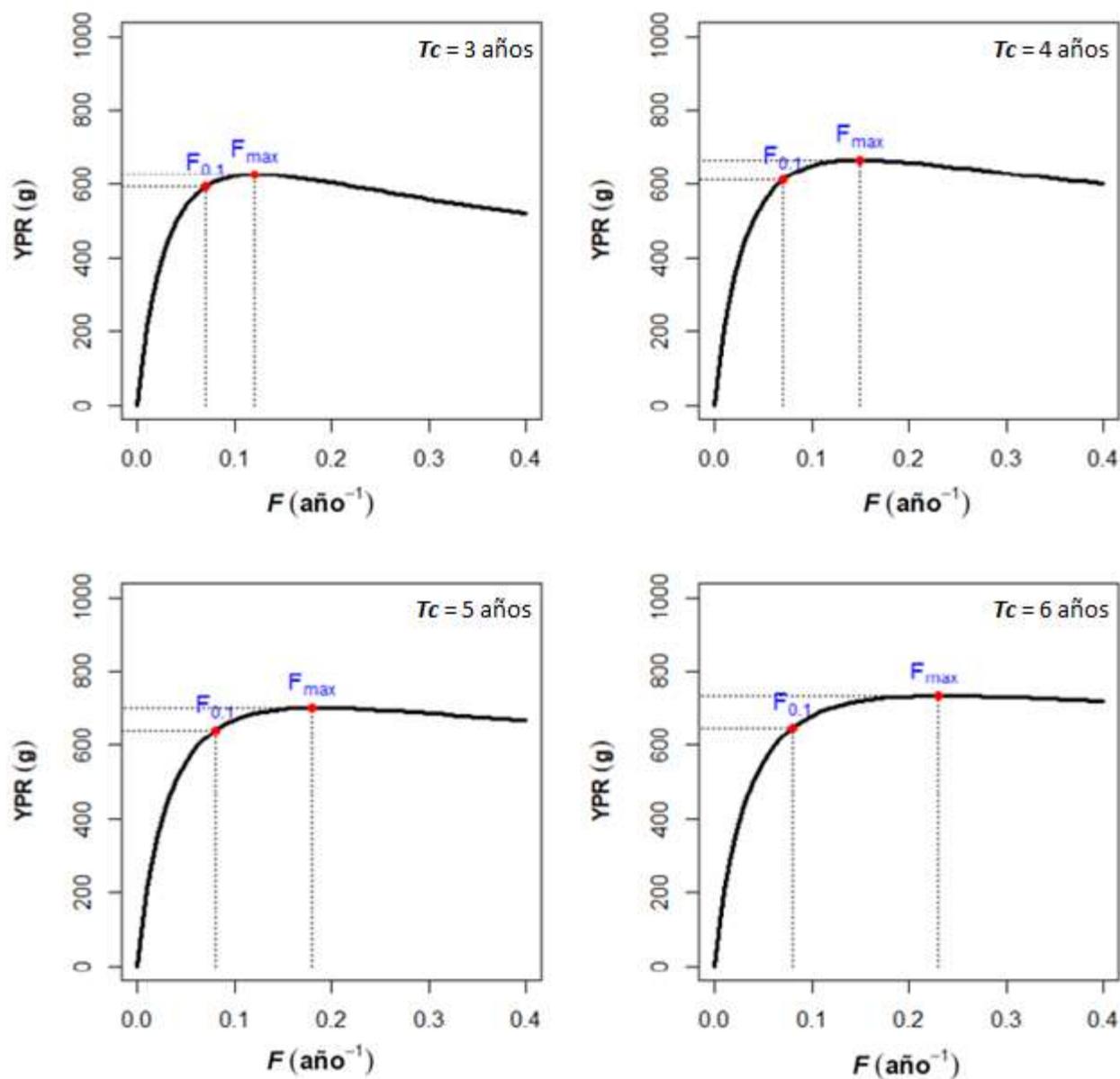
El análisis de sensibilidad, suponiendo una longevidad de 26 años para *P. globosa*, estimó que el rendimiento por recluta basado en edad mostró una forma de pico para las edades de reclutamiento de 3 y 4 años, cambiando a una forma de meseta para las edades de reclutamiento de 5 y 6 años. Los efectos mostraron un incremento en los valores de  $F_{max}$  de 0.12 a 0.23 entre las edades de 3 y 6 años; respectivamente. Por el contrario, el punto de referencia  $F_{0.1}$  tuvo una variación de 0.07 a 0.08 (Fig. 14). Los resultados obtenidos para la longevidad de 20 años mostraron un patrón similar, pasando del rendimiento por recluta definido desde una forma de pico (para reclutas de 3 y 4 años) a una forma de meseta (para reclutas de 5 y 6 años); el punto de referencia  $F_{max}$  aumentó su valor progresivamente con la edad (Fig. 15). El análisis de sensibilidad aplicado al rendimiento por recluta basado en tallas mostró variación en el rendimiento desde las tallas pequeñas (118 mm LC) hasta las más grandes (169 mm LC), exhibiendo patrones similares cuando se asumieron longevidades de 26 y 20 años. Para almejas de 118 mm LC, las curvas eumétricas mostraron una trayectoria en forma de pico, mientras que las curvas para almejas de 130 mm LC presentaron una forma de meseta, por su parte, las curvas para almejas de 154 mm y 169 mm LC no mostraron una forma definida, pero se observó un aparente incremento en el rendimiento por recluta con un aumento en la mortalidad por pesca. Esta situación modificó los puntos de referencia  $F_{0.1}$  y  $F_{max}$ , de manera que  $F_{0.1}$  varió de 0.08 a 0.13 y  $F_{max}$  aumentó de 0.17 a 0.4, indicando una alta incertidumbre en los resultados del modelo basado en tallas (Figs. 16 y 17).



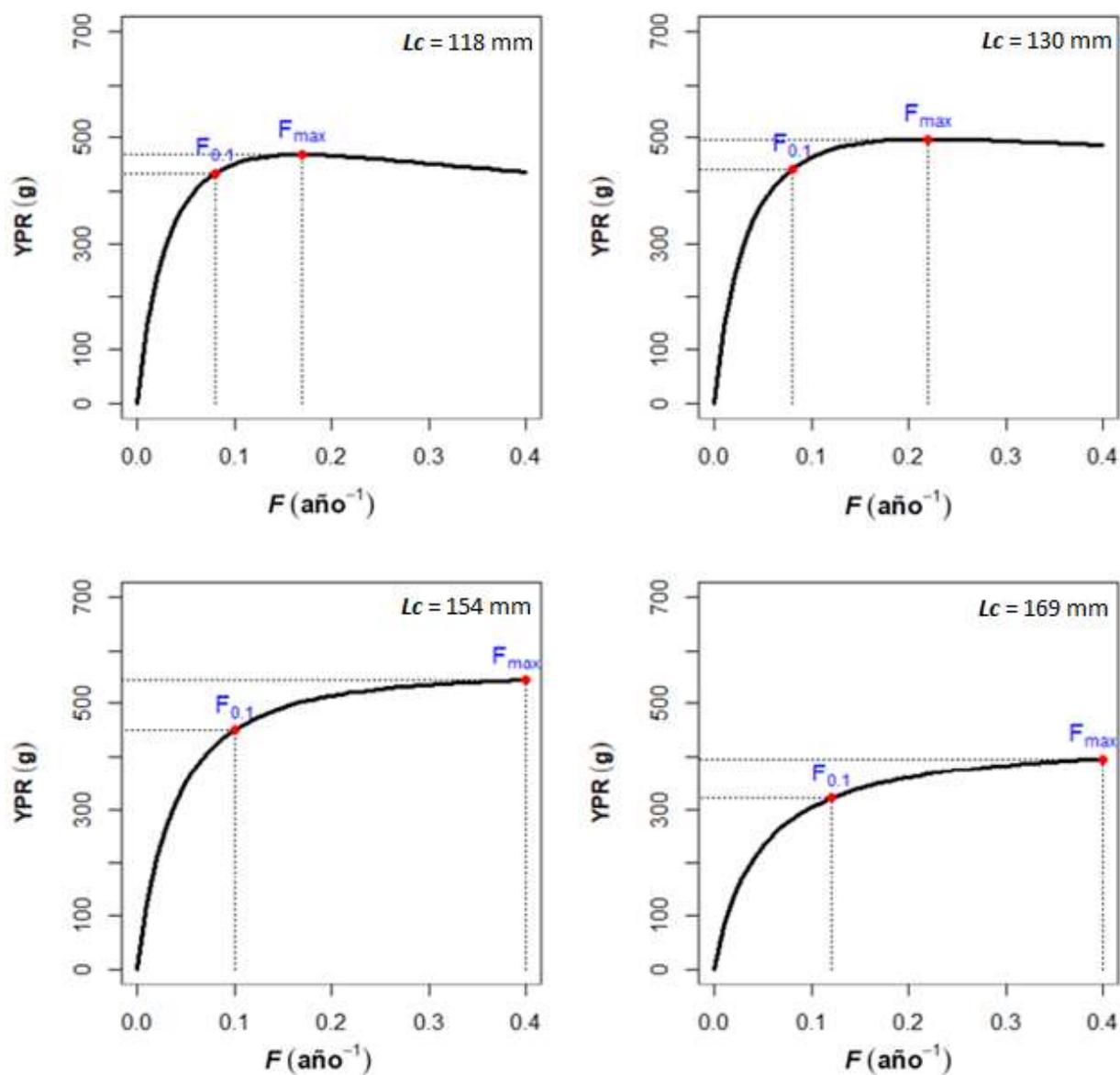
**Figura 13.** Análisis de sensibilidad para contornos de rendimiento por recluta basado en edad (a, b) y basados en tallas (c, d). Las líneas discontinuas indican el rendimiento máximo estimado para cada edad de primera captura (a, b) y talla de primera captura (c, d). Las figuras muestran contornos suponiendo longevidades de 26 años (paneles de la izquierda) y 20 años (paneles de la derecha), respectivamente.



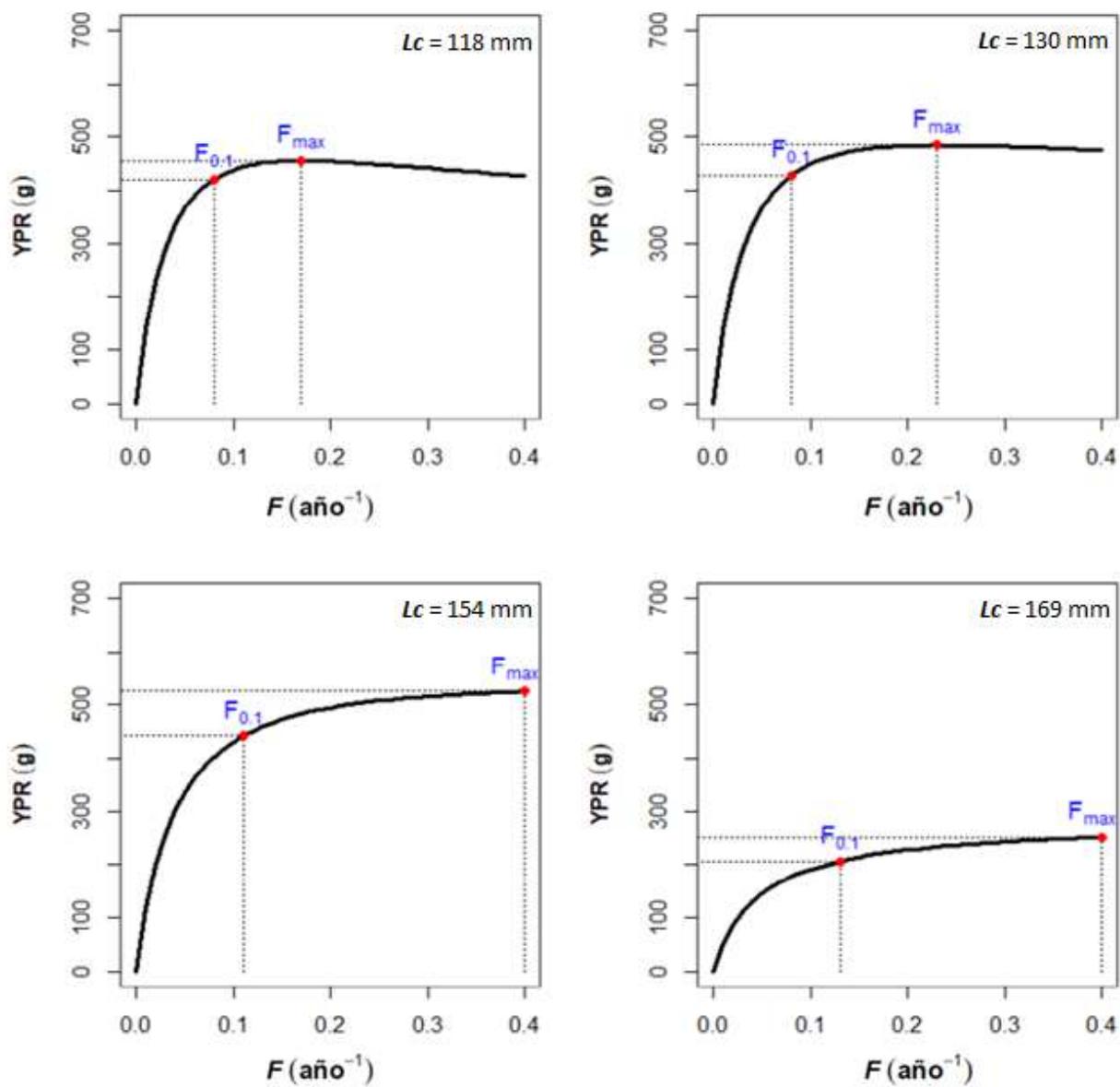
**Figura 14.** Curvas eumétricas de YPR estimados durante el año 2018 para cuatro edades seleccionadas suponiendo una longevidad de 26 años. Las líneas punteadas indican los puntos de referencia  $F_{0.1}$  y  $F_{max}$ .



**Figura 15.** Curvas eumétricas de YPR estimados durante el año 2018 para cuatro edades seleccionadas suponiendo una longevidad de 20 años. Las líneas punteadas indican los puntos de referencia  $F_{0.1}$  y  $F_{max}$ .



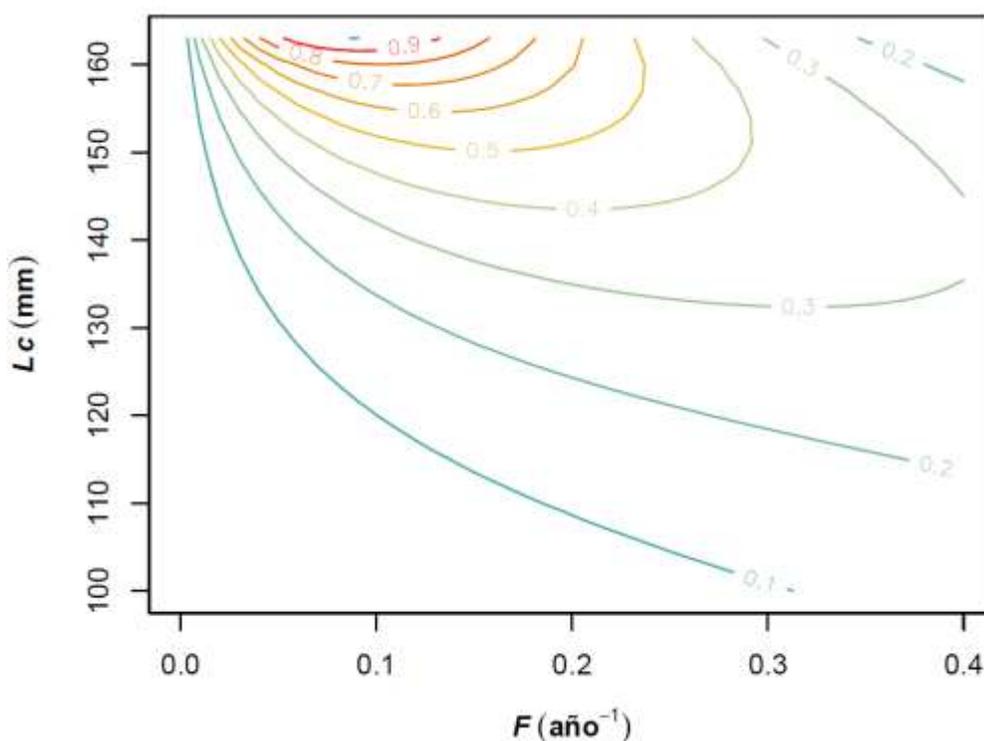
**Figura 16.** Curvas eumétricas de YPR estimados durante el año 2018 para cuatro tallas seleccionadas suponiendo una longevidad de 26 años. Las líneas punteadas indican los puntos de referencia  $F_{0.1}$  y  $F_{max}$ .



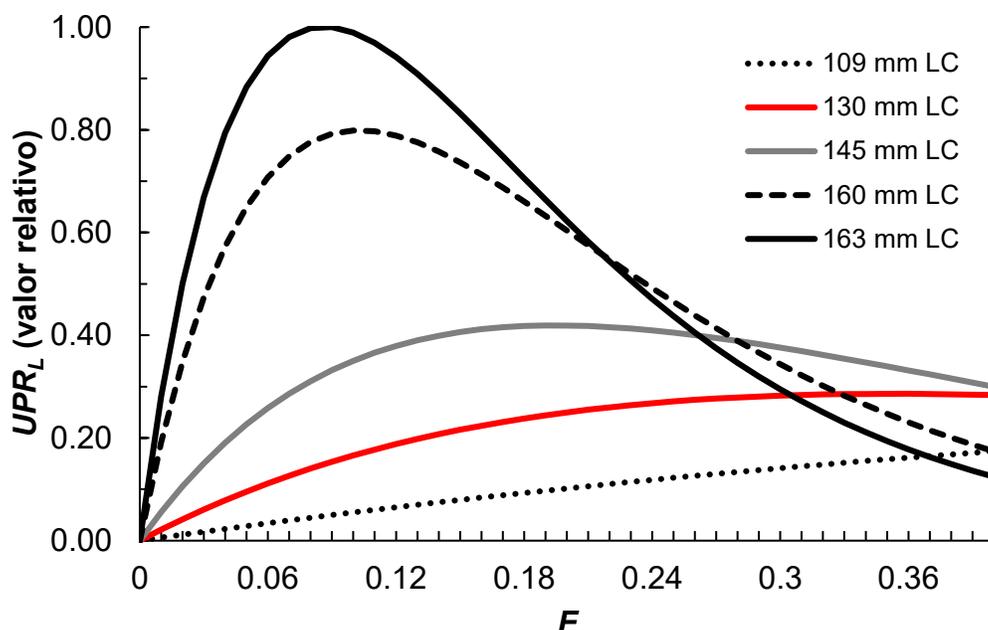
**Figura 17.** Curvas eumétricas de YPR estimados durante el año 2018 para cuatro tallas seleccionadas suponiendo una longevidad de 20 años. Las líneas punteadas indican los puntos de referencia  $F_{0.1}$  y  $F_{max}$ .

### 7.5 Utilidad por recluta

Los contornos de valores relativos de  $UPR_L$  para *P. globosa* en Bahía Magdalena correspondientes a la temporada 2018 se muestran en la Fig. 18. El valor más alto se observó con una  $L_c = 163$  mm LC aplicando una  $F = 0.09$ , seguido por una  $UPR_L$  de 0.998 calculado para el mismo valor de  $L_c$  pero aplicando una  $F = 0.08$ ; sin embargo, las estimaciones de  $UPR_L$  para esta talla de primera captura disminuyen drásticamente a tasas de mortalidad por pesca superiores a 0.15 (Fig. 19). Considerando la talla mínima de captura (130 mm LC), el valor máximo se alcanzaría con una tasa de mortalidad por pesca de 0.35, logrando utilidades relativas de 0.29 (Fig. 18); además, se observó que incluso aplicando una  $F$  dentro del rango de 0.24 a 0.4, las estimaciones de  $UPR_L$  para esta  $L_c$  se mantienen relativamente estables (Fig. 19). Complementariamente, la figura 19 muestra las curvas eumétricas para cinco  $L_c$  seleccionadas con la finalidad de destacar la variación de  $UPR_L$  dentro de tallas observadas en la captura comercial.



**Figura 18.** Contornos de  $UPR_L$  relativo al valor máximo estimado de utilidad a la talla de *P. globosa* en Bahía Magdalena durante la temporada 2018.



**Figura 19.** Curvas eumétricas de  $UPR_L$  relativo al valor máximo estimado de utilidad para las tallas seleccionadas durante el año 2018 para cinco tallas seleccionadas.

### 7.6 Evaluación de puntos de referencia para la pesquería de *P. globosa* mediante un análisis de riesgo

Los resultados de este estudio muestran un proceso de múltiples pasos para propósitos de manejo de la pesquería de almeja *P. globosa*. En este sentido, la biomasa de la población disminuye desde su condición prístina debido a las capturas, por lo tanto, podemos observar la transición progresiva desde niveles altos hacia niveles bajos de biomasa durante el desarrollo de la pesquería.

#### 7.6.1 Paso entre la condición prístina a MTP

El MTP pudiera ser alcanzado cuando  $\gamma$  se encuentre entre los valores de 0.68 o menores con una probabilidad igual o superior a 60%. Esta situación se cumple tanto para el escenario base ( $\sigma_i = 0.033$ ), como para el escenario que considera un decremento del 10% de la tasa de explotación constante anual ( $\sigma_i = 0.029$ ). Para  $\sigma_i$  entre 0.034 y 0.039, el MTP se alcanzó cuando  $\gamma$  fue igual o menor a 0.69; mientras que asumiendo un  $\sigma_i = 0.043$ , el MTP se alcanzó desde  $\gamma = 0.70$  (Tabla 5).

**Tabla 5.** Probabilidades de ocurrencia para la variable control MTP. Los valores están expresados en porcentajes y los números sombreados indican probabilidades superiores a 50%.

$\gamma/\sigma$	0.029	0.033	0.034	0.036	0.039	0.043
0.76	0	0	1	1	2	4
0.75	0	1	1	2	4	6
0.74	1	2	3	4	7	11
0.73	2	5	7	8	13	17
0.72	6	10	13	15	20	26
0.71	13	19	22	25	31	37
0.7	24	31	35	38	44	50
0.69	40	47	51	54	60	64
0.68	60	66	68	71	75	78
0.67	79	83	84	86	88	90
0.66	94	95	96	96	97	97
0.65	100	100	100	100	100	100

### 7.6.2 Paso entre MTP y TPR

Cuando la tasa de explotación se disminuye en un 10% ( $\sigma_i = 0.025$ ), el TRP puede ser alcanzado si  $\gamma = 0.52$  o menor, con una probabilidad mayor a 73%. Para el escenario base ( $\sigma_i = 0.028$ ) y los escenarios que consideraron incrementos del 5, 10 y 20% en la tasa de explotación, es decir, para  $\sigma_i$  de 0.029 a 0.033, el TRP podría ser alcanzado cuando  $\gamma \leq 0.53$ ; de acuerdo con esta condición las probabilidades iniciarían en 56%, 59%, 62% y 67%, respectivamente. Por último, para un  $\sigma_i = 0.036$ , el TRP podría ser alcanzado desde  $\gamma = 0.54$ ; en este escenario, la probabilidad inicia en 54% (Tabla 6).

**Tabla 6.** Probabilidades de ocurrencia para el TRP. Los valores están expresados en porcentajes y los números sombreados indican probabilidades superiores a 50%.

$\gamma/\sigma$	0.025	0.028	0.029	0.031	0.033	0.036
0.57	2	4	6	7	11	15
0.56	6	10	12	15	20	25
0.55	14	20	23	26	32	38
0.54	28	35	39	42	49	54
0.53	49	56	59	62	67	71
0.52	73	77	79	81	84	86
0.51	92	94	94	95	96	96
0.5	100	100	100	100	100	100

### 7.6.3 Paso de TRP a LRP

El LRP puede alcanzarse cuando  $\gamma \leq 0.42$ ; este supuesto se cumple tanto para el escenario base ( $\sigma_i = 0.023$ ) como para  $\sigma_i = 0.021$  y  $\sigma_i = 0.025$ , con una probabilidad de 64% o mayor. Adicionalmente, el LRP podría ser alcanzado desde  $\gamma = 0.43$ , con una probabilidad del 51% para  $\sigma_i = 0.026$ , de 57% para  $\sigma_i = 0.028$  y de 62% para  $\sigma_i = 0.031$  (Tabla 7).

**Tabla 7.** Probabilidades de ocurrencia para la variable control LRP. Los valores están expresados en porcentajes y los números sombreados indican probabilidades superiores a 50%.

$\gamma/\sigma$	0.021	0.023	0.025	0.026	0.028	0.031
0.47	0	1	2	3	5	7
0.46	2	4	5	7	10	14
0.45	6	10	13	15	21	26
0.44	17	23	27	30	36	42
0.43	36	44	48	51	57	62
0.42	64	70	72	74	78	81
0.41	89	91	92	93	94	95
0.4	100	100	100	100	100	100

### 7.6.4 Paso de LRP a DEP

Las estimaciones mostraron que el DEP puede alcanzarse cuando  $\gamma = 0.31$  o menor, considerando al menos tres escenarios: a) 10% de disminución en la tasa de explotación actual ( $\sigma_i = 0.0141$ ), b)

el escenario base ( $\sigma_i = 0.0156$ ) y, c) un incremento del 5% en la tasa de explotación actual ( $\sigma_i = 0.0164$ ), con una probabilidad igual o superior a 78% para todos los eventos. En el caso de los incrementos de 10, 20 y 30% en la tasa de explotación actual ( $\sigma_i$  desde 0.0172 a 0.0203), el DEP podría alcanzarse cuando  $\gamma \leq 0.32$  con probabilidades que inician en 51% (Tabla 8).

**Tabla 8.** Probabilidades de ocurrencia para la variable control DEP. Los valores están expresados en porcentajes y los números sombreados indican probabilidades superiores a 50%.

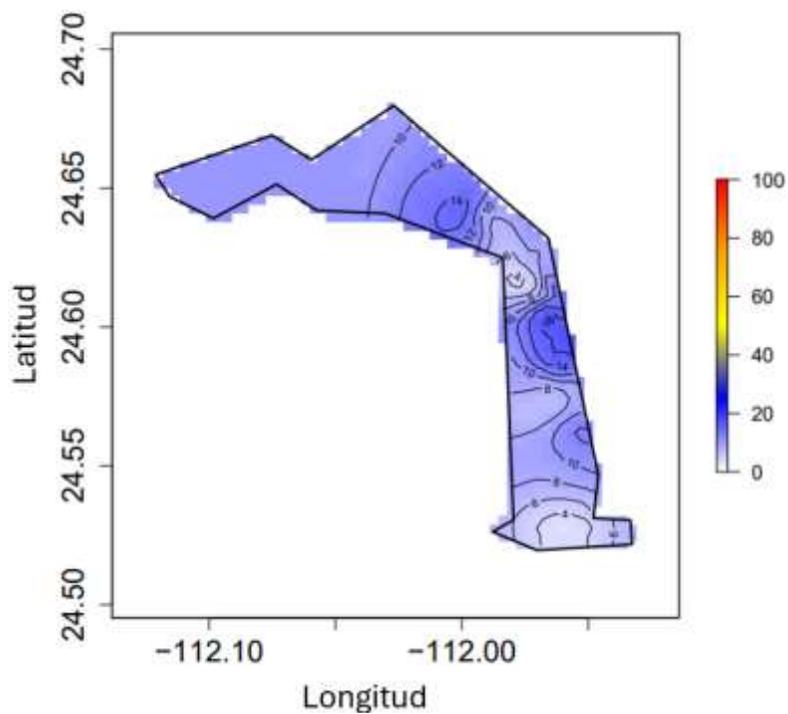
$\gamma/\sigma$	0.0141	0.0156	0.0164	0.0172	0.0188	0.0203
0.37	0	0	0	0	0	0
0.36	0	0	0	0	1	1
0.35	0	1	1	1	3	5
0.34	2	4	5	7	10	14
0.33	10	16	19	22	28	34
0.32	36	44	48	51	57	62
0.31	78	82	83	84	87	89
0.3	100	100	100	100	100	100

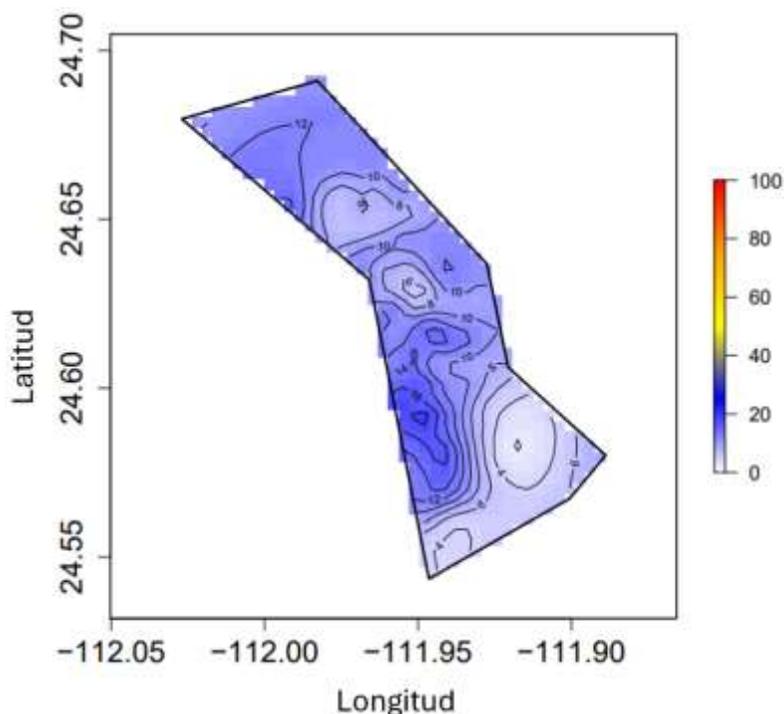
### 7.7 Construcción de escenarios de captura rotacional y status quo

El área potencial de pesca (APP) de *P. globosa* en Bahía Magdalena se dividió en dos subáreas para la construcción de escenarios de captura rotacional. El polígono 1 con 75.2 km<sup>2</sup> (Fig. 6), presentó una densidad promedio de 9.74 almejas/UM (9.73-9.76 almejas/UM) (Fig.20), estimando una abundancia total de 14,651,091 almejas (14,627,282-14,674,901 almejas), que representaron una biomasa total de 16,482 t. Por su parte, el polígono 2 abarcó 71.8 km<sup>2</sup> (Fig. 6); la densidad promedio estimada fue de 9.66 almejas/UM (9.65-9.67 almejas/UM) (Fig. 21), calculando una abundancia total de 13,864,637 almejas (13,852,718-13,876,555 almejas) que representaron una biomasa total de 15,598 t (Tabla 9).

**Tabla 9.** Estadísticos descriptivos de la estimación de densidad en las subáreas de pesca

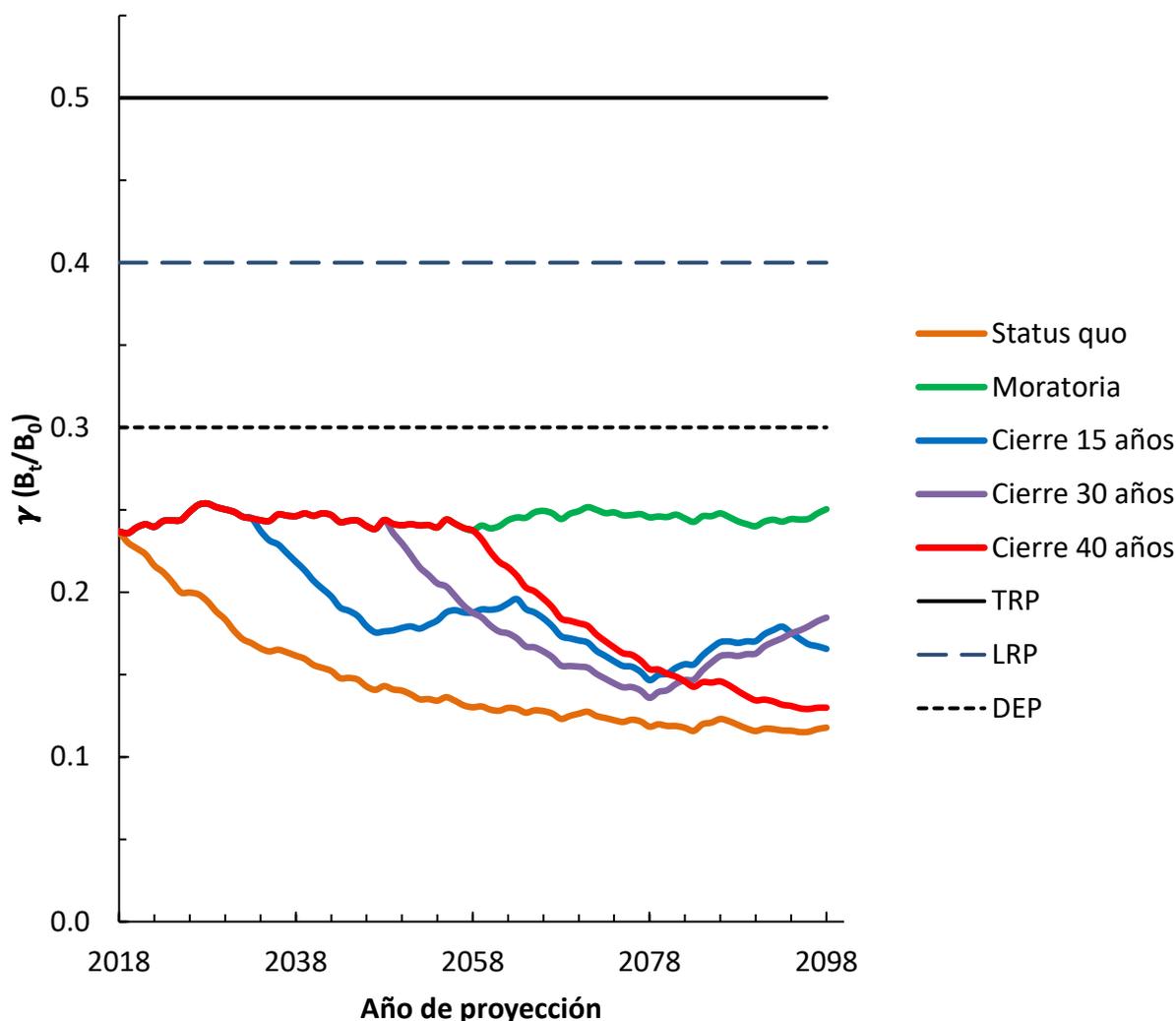
Año	Subárea	Área (km <sup>2</sup> )	Densidad poblacional (individuos/50m <sup>2</sup> )			D.E.	E.E.	N
			Intervalo Inferior	Promedio	Intervalo Superior			
2018	Polígono 1	75.2	9.73	9.74	9.76	0.10	0.008	157
	Polígono 2	71.8	9.65	9.66	9.67	0.08	0.004	354

**Figura 20.** Distribución geoespacial de la densidad de almejas en el polígono 1.



**Figura 21.** Distribución geoespacial de la densidad de almejas en el polígono 2.

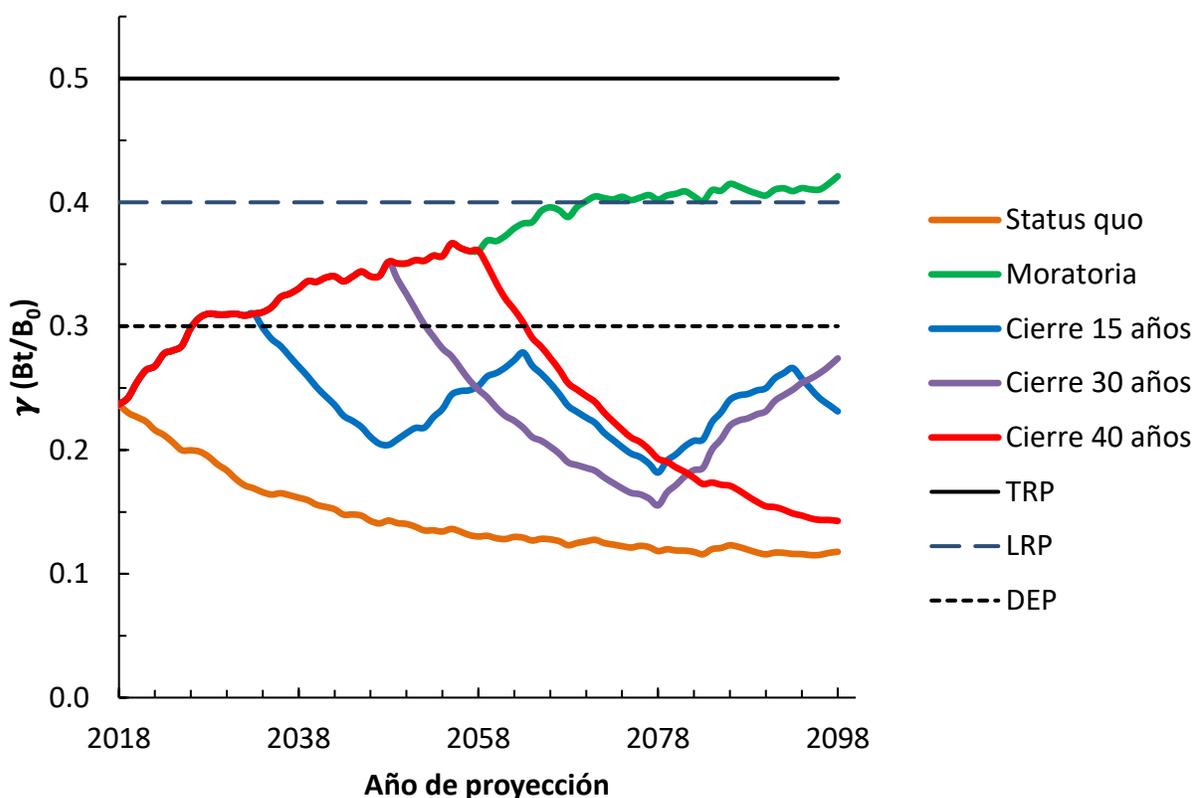
Las simulaciones para toda el APP mostraron que, tanto la moratoria como los escenarios de cierres totales temporales mantuvieron la relación  $\gamma$  superior al escenario que simuló el SQ, donde esta relación se calculó en 0.118 al final de los 80 años de proyección de la pesquería. El escenario que consideró moratoria calculó una relación de  $\gamma = 0.252$  para el año 2098, el cual representa el año final de proyección. En el caso de los cierres totales temporales, la relación  $\gamma$  se estimó en 0.176 al final del primer ciclo de 15 años y  $\gamma$  se calculó en 0.139 para el segundo ciclo de 15 años, mientras que para el año 2098 esta relación fue de 0.166. Por su parte, el escenario de cierres con ciclos de 30 años mostró una  $\gamma = 0.136$  al terminar el primer ciclo, mientras que para el final de la proyección esta relación fue de 0.185. Por último, el escenario que simuló cierres de 40 años proyectó una relación de 0.130 para el año 2098 (Fig. 22).



**Figura 22.** Escenarios de captura dentro del APP. La línea naranja representa el *status quo* donde se aplica una tasa de explotación del 1% anual; la línea verde representa el cese de las actividades pesqueras; la línea azul indica ciclos de cierre de actividades pesqueras por 15 años seguido de 15 años de extracción con tasa de explotación del 1% anual; la línea morada señala la proyección para el escenario de ciclos continuos de cierre de actividades pesqueras por 30 años y la posterior captura del recurso por 30 años; la línea roja representa ciclos de 40 años sin actividades pesqueras seguidos de 40 años de extracción con tasa de explotación del 1% anual. Las líneas negras indican los diferentes puntos de referencia.

Coincidentemente, las simulaciones que incluyeron la ponderación del número de reclutas para toda el APP mostraron que, tanto la moratoria como los escenarios de cierres totales temporales mantuvieron la relación  $\gamma$  superior al escenario que simuló el SQ durante los 80 años de proyección de la pesquería. En este caso, el escenario que consideró moratoria calculó una relación de  $\gamma = 0.421$  para el año 2098. Respecto a las simulaciones de cierres totales temporales,

la relación  $\gamma$  se estimó en 0.204 al final del primer ciclo de 15 años y  $\gamma$  se calculó en 0.182 para el segundo ciclo de 15 años, mientras que para el año 2098 esta relación fue de 0.231. Por su parte, el escenario de cierres con ciclos de 30 años mostró una  $\gamma = 0.155$  al terminar el primer ciclo, mientras que para el final de la proyección esta relación fue de 0.274. Por último, el escenario que simuló cierres de 40 años proyectó una relación de 0.143 para el año 2098 (Fig. 23).



**Figura 23.** Escenarios de captura dentro del APP considerando el incremento en los valores de reclutas derivado del aumento en la fecundidad por la cesión de la presión pesquera. La línea naranja representa el *status quo* donde se aplica una tasa de explotación del 1% anual; la línea verde representa el cese de las actividades pesqueras; la línea azul indica ciclos de cierre de actividades pesqueras por 15 años seguido de 15 años de extracción con tasa de explotación del 1% anual; la línea morada señala la proyección para el escenario de ciclos continuos de cierre de actividades pesqueras por 30 años y la posterior captura del recurso por 30 años; la línea roja representa ciclos de 40 años sin actividades pesqueras seguidos de 40 años de extracción con tasa de explotación del 1% anual. Las líneas negras indican los diferentes puntos de referencia.

Por su parte, las simulaciones considerando RSA (Polígono 1 y 2) mostraron que, tanto la moratoria como los escenarios de RSA mantuvieron la relación  $\gamma$  superior al escenario que simuló el SQ, donde esta relación se calculó en 0.118 al final de los 80 años de proyección de la pesquería.

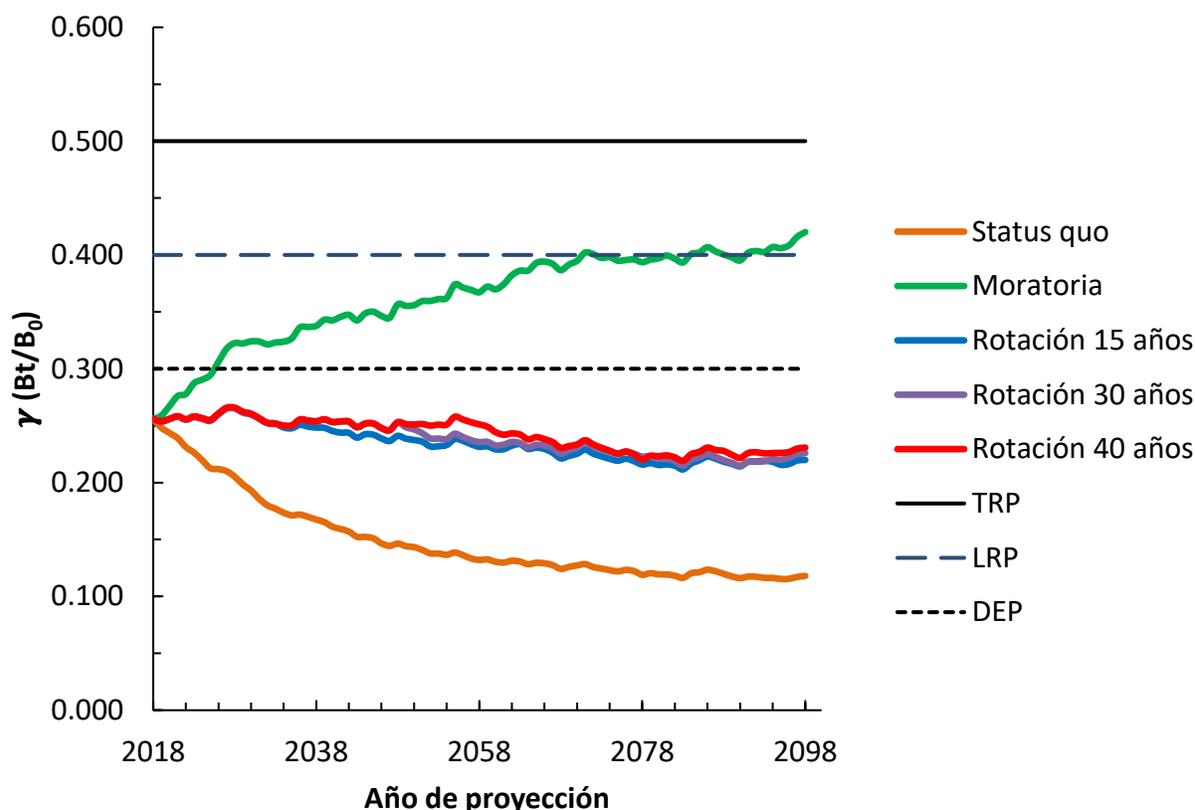
De igual manera, la estimación para el año 2098 correspondiente al escenario que consideró moratoria estimó una relación de  $\gamma = 0.252$ . En el caso de la proyección que consideró RSA cada 15 años, la relación  $\gamma$  se computó en 0.161 al final de las simulaciones. Por su parte, el escenario de RSA con ciclos de 30 años mostró una  $\gamma = 0.164$  en el año final de proyección. Por último, el escenario que simuló RSA cada 40 años proyectó una relación de 0.165 para el año 2098 (Fig. 24).



**Figura 24.** Escenarios de captura para las subáreas de pesca. La línea naranja representa el *status quo* donde se aplica una tasa de explotación del 1% anual; la línea verde representa el cese de las actividades pesqueras; la línea azul indica rotación de actividades pesqueras en subáreas de pesca cada 15 años aplicando una tasa de explotación del 1% anual; la línea morada señala la proyección para el escenario de rotación de actividades pesqueras en subáreas de pesca cada 30 años aplicando una tasa de explotación del 1% anual; la línea roja representa indica rotación de actividades pesqueras en subáreas de pesca cada 40 años aplicando una tasa de explotación del 1% anual. Las líneas negras indican los diferentes puntos de referencia.

De la misma manera, las simulaciones que incluyeron la ponderación del número de reclutas bajo el esquema de RSA (Polígono 1 y 2) mostraron que, tanto la moratoria como los escenarios de RSA mantuvieron la relación  $\gamma$  superior al escenario que simuló el SQ durante los 80 años de proyección de la pesquería. En este caso, el escenario que consideró moratoria calculó una

relación de  $\gamma = 0.420$  para el año 2098. Respecto a las simulaciones de RSA cada 15 años, la relación  $\gamma$  se estimó en 0.222 al final de las simulaciones. El escenario de RSA con ciclos de 30 años mostró una  $\gamma = 0.226$  en el año final de proyección. Finalmente, el escenario que simuló RSA cada 40 años proyectó una relación de 0.231 para el año 2098 (Fig. 25).



**Figura 25.** Escenarios de captura para las subáreas de pesca considerando el incremento en los valores de reclutas derivado del aumento en la fecundidad por la cesión de la presión pesquera. La línea naranja representa el *status quo* donde se aplica una tasa de explotación del 1% anual; la línea verde representa el cese de las actividades pesqueras; la línea azul indica rotación de actividades pesqueras en subáreas de pesca cada 15 años aplicando una tasa de explotación del 1% anual; la línea morada señala la proyección para el escenario de rotación de actividades pesqueras en subáreas de pesca cada 30 años aplicando una tasa de explotación del 1% anual; la línea roja representa indica rotación de actividades pesqueras en subáreas de pesca cada 40 años aplicando una tasa de explotación del 1% anual. Las líneas negras indican los diferentes puntos de referencia.

## 8. DISCUSIÓN

### 8.1 Modelos de rendimiento por recluta

De acuerdo con el marco legal, la pesquería de almeja generosa en México se evalúa con enfoque precautorio aplicando bajo nivel de captura (DOF, 2012a; b) pero se considera un esquema de manejo pasivo, debido a la falta de puntos de referencia explícitos y la incorporación de modelos dinámicos (Luquin-Covarrubias *et al.*, 2020, 2022). El presente estudio permitió estimar rendimientos con dos fuentes de información: edad y talla; los resultados mostraron una tendencia general a la disminución de rendimiento por recluta de alrededor de 50 g para el modelo de  $YPR_A$  y de 30 g para el modelo basado en tallas, durante el periodo de estudio. Adicionalmente, los modelos de rendimiento por recluta permitieron estimar  $F_{max}$  y  $F_{0.1}$ , puntos de referencia en el contexto de evitar la sobrepesca del crecimiento, por lo que teóricamente maximizan el rendimiento o incrementan el número de individuos de mayor tamaño o edad (Ferrer-Montañó y Morales, 2013).  $F_{0.1}$  es considerado como un punto de referencia con enfoque precautorio respecto a  $F_{max}$  ya que siempre indicará tasas de mortalidad por pesca menores para rendimientos relativamente similares (Gabriel y Mace, 1999). En ese sentido, los resultados mostraron que los valores de mortalidad por pesca óptimos con enfoque precautorio superiores a los reportados por Bradbury *et al.* (2000) para *P. generosa* en siete sitios del litoral de Washington, los cuales señalan una estimación de  $F_{0.1}$  que oscila desde 0.028 a 0.037 y, un cálculo de  $F_{max}$  entre 0.053 y 0.1, indicando que la población de *P. globosa* en Bahía Magdalena soportaría un nivel de mortalidad por pesca superior al aplicado para *P. generosa* en Washington, incluso superior a la tasa de mortalidad por pesca teórica para *P. globosa* ( $F= 0.01$ ) considerando la estrategia de manejo actual en México; sin embargo, estos resultados no son coincidentes en el análisis de puntos de referencia con enfoque temporal a largo plazo. Uno de los puntos de referencia más comúnmente usado señala que las pesquerías alcanzan el máximo rendimiento sostenible cuando  $E = M/Z = 0.5$  (donde  $F = M$ ), sugiriendo una reducción del 50% de la biomasa de la condición prístina, es decir,  $B_t/B_0 = 0.5$  (Alverson y Pereyra, 1969; Zhai y Pauly, 2019), mientras que otros autores concuerdan en que la mortalidad por pesca óptima debe ser menor a  $M$  (Die y Caddy, 1997; Zhou *et al.*, 2012). En ese sentido, Larios-Castro (2020) reportó una  $B_0 = 125,408$  t para *P. globosa* dentro del área potencial de pesca de Bahía Magdalena, mientras que en el año 2018 (último año con información disponible), la biomasa se calculó en

24,619 t; por lo tanto, el índice del stock para el año 2018 es igual a 0.23; valor que se encuentra por debajo de objetivos de manejo.

Lo anterior demuestra que el enfoque temporal de las metas u objetivos de manejo provee diferentes conclusiones sobre el estatus de la población; aquellos puntos de referencia basados en biomasa indican que la sustentabilidad de la pesquería se encuentra en riesgo, por lo que son prioritarias acciones de recuperación (cierres temporales, espaciales o espacio-temporales), mientras que los puntos de referencia provenientes de los modelos  $YPR_A$  y  $YPR_L$  muestran que los niveles de explotación actuales se encuentran debajo de los óptimos bajo un escenario precautorio ( $F_{0.1}$ ).

### **8.1.2 Análisis de sensibilidad del modelo de rendimiento por recluta**

El modelo de rendimiento por recluta mostró que la evaluación del stock basado en un valor constante de longevidad (47 años) proporcionó un alto rendimiento por recluta, sin embargo, la presión de la pesca ha truncado la estructura de edad de la población, tanto así que la presencia de individuos grandes y longevos ha disminuido (Amezcuca-Castro *et al.*, 2019; Larios-Castro *et al.*, 2021); por esta razón, los valores de rendimiento por recluta estimados con longevidades de 26 y 20 años parecen un poco más realistas, indicando que el rendimiento por recluta disminuye en ambos modelos (a la edad y a la talla). En este sentido, las partes interesadas deben analizar estrategias y tácticas en la toma de decisiones de las pesquería bajo incertidumbre; necesitan conocer los cambios en la estructura de edad que modifican la longevidad de la especie ya que la reducción en esta variable tiene efectos en tres resultados: a) el rendimiento por recluta presentará bajo rendimiento asociado con la reducción en la longevidad; b) la forma de la curva de rendimiento de Beverton y Holt; usualmente las curvas eumétricas con forma de picos pueden ser más útiles para los propósitos del manejo pesquero debido a que en estas curvas, la mortalidad por pesca con los mayores rendimientos está bien definida; consecuentemente, los puntos de referencia ( $F_{max}$  y  $F_{0.1}$ ) son más informativos en contraste con las curvas eumétricas que exhiben forma de meseta, a pesar de que también definen puntos de referencia; c) el punto de referencia  $F_{0.1}$  es más conservador y exhibe poca variación en la mortalidad por pesca cuando

la forma de la curva cambia; sin embargo, podría presentar pequeñas variaciones en el rendimiento (g).

### 8.1.3 Implementación

El marco legal para la pesquería de *P. globosa* sugiere un punto de referencia basado en una tasa de explotación anual del 1% de la biomasa virgen ( $B_v$ ), para explotar el 50% de la misma en un horizonte de 50 años. Sin embargo, la evaluación poblacional ha fracasado en monitorear la condición del stock a lo largo del tiempo desde que la especie es explotada respecto a  $B_v$ , no se han identificado valores críticos para el seguimiento del desarrollo de la pesquería ni se han establecido indicadores cuantitativos para evaluar los impactos de las capturas en las poblaciones de la almeja. Conceptualmente, los puntos de referencia engloban a los objetivos de manejo de la pesquería; por lo tanto, un punto de referencia debería estar estimado de acuerdo con las características biológicas, ecológicas o sociales de la pesquería. Dada la ausencia de puntos de referencia en la pesca de almeja de sifón, no se identifican los objetivos de manejo establecidos en los instrumentos de política pesquera tales como mantener niveles óptimos de biomasa o evitar la sobrepesca; por lo tanto, el proceso de toma de decisiones es limitado porque no considera el desarrollo, el análisis y/o la implementación de acciones de manejo.

Este estudio provee la iniciativa de establecer métricas de advertencia para el manejo de la pesquería de *P. globosa*. En México, las poblaciones de almeja generosa han mostrado patrones de depleción y sobrepesca; sin embargo, no existen acciones de manejo para revertir el deterioro en la población de almeja de sifón. Una ventaja de implementar puntos de referencia es que permiten el establecimiento de criterios de manejo a corto y largo plazo, por medio de maximizar los rendimientos para disminuir las tasas de explotación ( $F_{max}, F_{0.1}$ ), y entendiendo la necesidad de ser conservador en el largo plazo ( $B_t/B_0$ ). En ese sentido, es posible mantener niveles óptimos de biomasa a lo largo de un horizonte de tiempo y prevenir la sobrepesca, lo cual enlaza los puntos de referencia a los objetivos de manejo de la pesquería, promoviendo una mejora en el proceso de la toma de decisiones.

Los puntos de referencia obtenidos de los modelos  $YPR_A$  y  $YPR_L$  mostraron que los niveles actuales de explotación podrían estar por debajo de un escenario precautorio ( $F_{0.1}$ ). Sin embargo, los puntos de referencia basados en los modelos de rendimiento por recluta podrían ser más robustos si los parámetros de la población ( $L_\infty$ ,  $t_0$ ,  $k$ ,  $M$ ) fueran estimados anualmente, en lugar de asumir que son constantes año con año. A pesar de la evidencia de la pérdida en el rendimiento por recluta a lo largo del tiempo estimado por medio de los dos procedimientos ( $YPR_A$  y  $YPR_L$ ), desde un enfoque precautorio, los resultados proporcionados a partir del  $YPR_L$  podrían ser más adecuados para los objetivos de manejo. No obstante, es necesario evaluar la probabilidad y las consecuencias de múltiples acciones de manejo; por lo tanto, la efectividad de cada punto de referencia debe ser evaluado a través de un análisis de costo y beneficio, y éste debe ser clasificado de acuerdo con el incremento del éxito en el manejo de la pesquería. En este caso, los puntos de referencia pueden ser evaluados independientemente para identificar su efectividad en reducir el riesgo en la pesquería, o incluso pueden ser usados simultáneamente con acciones adicionales tales como la captura rotacional, de acuerdo con la distribución geoespacial de la densidad poblacional o con aspectos de la dinámica poblacional como la variabilidad en el crecimiento o en el reclutamiento.

En México, los estudios sobre las poblaciones de la almeja generosa han ido en aumento; actualmente, han surgido más hipótesis, datos y evidencia científica sobre la biología, la dinámica poblacional, y la evaluación de stock. En este trabajo, la propuesta de puntos de referencia complementarios provee una contribución directa al manejo de la pesquería de almeja generosa, lo cual completa un paso más en el proceso para un manejo adaptativo.

## **8.2 Propuestas hacia un manejo adaptativo**

Este estudio es pionero en su propuesta de establecer un esquema dinámico de puntos de referencia múltiples para una pesquería en México. Dado lo anterior, los resultados aquí presentados están sujetos a ajustes y mejoras, sin embargo, la información presentada se basa en un diseño robusto y crítico considerando la mejor información disponible para la especie. En este sentido, nuestros resultados indican que cuando la probabilidad del evento es mayor al 50%, se alcanzaría el punto de referencia evaluado, lo que indicaría la necesidad de realizar

modificaciones al esquema de manejo vigente en respuesta al cambio de estatus observado en el semáforo. Lo anterior parece una manera simplista de los resultados, sin embargo, un análisis profundo en términos de varios aspectos relacionados podría resaltar la relevancia y comprensión de los resultados para los responsables de la toma de decisiones.

Históricamente, las principales acciones de manejo en pesquerías incluyen tasas de explotación, cuotas de captura y control del esfuerzo pesquero por número de embarcaciones, artes de pesca específicos, tallas mínimas de captura, cierres espacio-temporales, número de permisos de pesca (padrón de permisos y concesiones de pesca comercial). Lo anterior, basado en el establecimiento de una estrategia de manejo que se apoya en tácticas de manejo y otras herramientas de manejo adicionales como los puntos de referencia, con la finalidad de evitar el riesgo de colapso de la pesquería o de la población ((Mace, 1994; Cinner *et al.*, 2005; Edmondson y Fanning, 2022). Además, para lograr la meta de manejo a largo plazo, existen diferentes “sistemas” de manejo pesquero donde las acciones ocurren como respuesta al estatus poblacional (*e.g.* manejo pasivo o manejo activo-adaptativo). Las pesquerías convencionales están caracterizadas por protocolos definidos en sus evaluaciones poblacionales, incluyendo la colecta de datos y el establecimiento de puntos de referencia; en ese sentido, los cambios en el manejo se basan en el monitoreo de la abundancia o de la tasa de mortalidad por pesca (Hilborn, 1992; Mace, 1994; Caddy y McGarvey, 1996). Este estudio se centró en cuatro aspectos importantes para el mejoramiento del esquema de manejo de la pesquería de almeja de sifón en el noroeste del Océano Pacífico mexicano; el primer aspecto fue definir el modelo biológico, el segundo fue analizar los cambios temporales en la biomasa de la especie, el tercero fue establecer un enfoque de manejo multi-objetivo y puntos de referencia, y sus acciones de manejo asociadas y el cuarto aspecto fue proponer una evaluación de riesgo para identificar señales de alerta acerca de la probabilidad de alcanzar o exceder un punto de referencia biológico.

### **8.2.1 Modelo biológico y cambios en biomasa**

El modelo biológico que se incorporó en el presente estudio para simular la población de *P. globosa* fue documentado y tomado de Larios-Castro et al. (2023). Este modelo muestra rasgos característicos de especies sedentarias longevas por medio de: i) un modelo matemático de

dinámica poblacional que incluye estimaciones de abundancia, mortalidad natural y captura, y ii) un modelo matemático que simula los cambios en biomasa basados en la tasa de explotación. El modelo se basa en una tasa de explotación anual constante del 1% que se encuentra establecida en el plan de manejo de la pesquería de almeja generosa (DOF, 2012a; b); además, ha sido utilizado para modelar poblaciones de almeja generosa en Norteamérica, mostrando resultados fiables (Zhang y Hand, 2006, 2007). Exceptuando el punto de referencia objetivo ( $\gamma = 0.5$ ), los diferentes puntos de referencia fueron establecidos arbitrariamente con base en el conocimiento biológico de la especie y observaciones de campo, permitiendo analizar un esquema de manejo multiobjetivo, puntos de referencia y acciones asociadas.

### **8.2.2 Marco legal para la pesquería de almeja de sifón en México**

De acuerdo con Luquin-Covarrubias et al. (2022), el marco legal mexicano para regular la pesquería de almeja de sifón no ha incorporado la evidencia científica sobre el actual estatus poblacional, los cambios en los puntos de referencia biológicos o acciones potenciales para evitar la sobrepesca, provocando que los objetivos de manejo sean contradictorios con los instrumentos de política pesquera, los cuales no pueden ser implementados debido a que no están asociados a los cambios de abundancia de la población (Amezcuca-Castro *et al.*, 2019; Luquin-Covarrubias *et al.*, 2020; Larios-Castro *et al.*, 2021). Este estudio propone la potencial implementación de un esquema basado en múltiples puntos de referencia, los cuales son modificados conforme los cambios en biomasa son cuantificados.

En el contexto mundial, el manejo pesquero se ha caracterizado por incluir tres principales objetivos de manejo: económico, social y de sustentabilidad o biológico-ecológico (Pascoe *et al.*, 2009). En el caso de la pesquería de almeja de sifón en México se ha propuesto un enfoque multiobjetivo, pero su ejecución es más implícita que explícita. El gobierno mexicano estableció un set de objetivos tales como: i) conservar la biomasa y el reclutamiento, *i.e.*, un objetivo biológico; ii) conservar el desempeño y beneficio económico de la pesquería, *i.e.*, un objetivo económico; iii) reducir el impacto ambiental, *i.e.*, un objetivo de sustentabilidad ambiental; y iv) proveer beneficios económicos para la comunidad pesquera y asegurar la calidad de los recursos pesqueros, *i.e.*, un objetivo social (DOF, 2012a; b). En contraste, los pescadores demandan

maximizar las tasas de captura y el desempeño económico, mientras que la academia sugiere estrategias de conservación y recuperación debido al actual agotamiento de las poblaciones (Amezcuca-Castro *et al.*, 2019; Larios-Castro *et al.*, 2021; Luquin-Covarrubias *et al.*, 2022). Esta situación provoca que el manejo pesquero no sea participativo y, en consecuencia, que las prioridades de los objetivos sean diferentes entre las partes interesadas, academia y las comunidades pesqueras. Además, el actual marco legal no respalda un enfoque multi-objetivo y no se ha implementado un sistema de manejo activo-adaptativo (Hilborn y Sibert, 1988; Hilborn, 1992; Hilborn *et al.*, 2020); en contraste, en el área de estudio, la pesquería de almeja generosa se ha desarrollado desde hace más de 15 años basada en un manejo pasivo simplista (Tabla 10).

### **8.2.3 Transiciones entre los puntos de referencia**

Cuando la pesquería inició en el área de estudio (año 2005), la población se encontraba transitando entre la condición prístina y el MTP, lo cual indicaba que el stock se encontraba en un estatus óptimo. En ese escenario, la pesquería se encontraba en un nivel sostenible y, posiblemente, las tasas de captura y la rentabilidad pudieron haberse maximizado debido a que las almejas alcanzaban un valor de 30 dólares por kilogramo. Esta situación causó interés económico lo que conllevó a una alta demanda de permisos de pesca y nuevas áreas para cosecha. Durante esta transición, era crucial calcular la biomasa prístina y estimar parámetros biológicos, que permitirían monitorear el estado de la población a largo plazo. Además, evaluar la probabilidad de un cambio en el semáforo podría haber ayudado a la toma de decisiones de gestión oportunas para los manejadores y las partes interesadas (Tabla 11). Desafortunadamente, para la pesquería de almeja de sifón en México, la evaluación de stock fue basada en bancos en lugar de hacerse en toda el área potencial de pesca, por lo que la escala espacial utilizada (*e.g.* microescala) no fue la mejor para propósitos de manejo debido a que las poblaciones de almeja generosa exhiben una estructura metapoblacional (Munguia-Vega *et al.*, 2015); además, esta forma de evaluación conllevó a prácticas pesqueras que condujeron a un agotamiento espacial en serie en la zona de estudio (Amezcuca-Castro *et al.*, 2019). Dado lo anterior, la pesquería cambió de la fase de pre-desarrollo a la fase de desarrollo sin una estimación de parámetros poblacionales a un nivel espacial adecuado y en ausencia de puntos de referencia. Durante esta transición se estableció una talla mínima legal, pero la funcionalidad de esta táctica de manejo ha sido cuestionada debido a que estas almejas presentan hábitos infaunales por lo que no es posible

conocer el tamaño de los organismos hasta que son extraídas del fondo marino durante la faena de pesca (DOF, 2012a; b).

La transición desde MTP a TRP puede ser clasificada como una zona de manejo donde la población de almejas se encuentra apta para la captura; sin embargo, considerando la disminución de biomasa, la pesquería podría centrarse en el mantenimiento del rendimiento y la biomasa, priorizando el mantenimiento de los niveles óptimos en el mediano plazo. Aunado a lo anterior, la pesquería requiere de tácticas de manejo adicionales como la captura rotacional que ha demostrado el mejoramiento y mantenimiento de los niveles del stock, donde la clave es la periodicidad entre la restricción y apertura a la pesca (Sluczanowski, 1984; Pfister y Bradbury, 1996; Myers *et al.*, 2000; Hart, 2003; Gerber *et al.*, 2013). Los cierres periódicos espacio-temporales son tácticas de manejo con ventajas similares a la captura rotacional (Cohen *et al.*, 2013; Cohen y Foale, 2013). Adicionalmente, el fortalecimiento de las relaciones y/o alianzas entre el gobierno, industria, pescadores, partes interesadas y grupos científicos, juegan un papel muy importante en esta transición para asegurar el éxito de las acciones de manejo (Tabla 11). En el caso de la pesquería de *P. globosa* en Bahía Magdalena, no ha sido implementado un sistema de captura rotacional, lo cual no permite maximizar las áreas productivas. Así mismo, las áreas que mantienen considerables niveles de organismos reproductores no han sido identificadas bajo un diseño experimental, éstas son reconocidas por los buzos con experiencia en la actividad pesquera y, por lo tanto, no existe una estrategia establecida para mantener a los desovadores en el área potencial de pesca; las áreas que han sido restringidas a la pesca han sido declaradas debido a la baja densidad de almejas.

La transición de TRP a LRP indica que las acciones de manejo deben enfocarse en mantener la biomasa por encima del LRP. Por lo tanto, la prioridad es la evaluación de la eficiencia de la estrategia de manejo, incluyendo las tácticas y herramientas que ayudan a evitar que la biomasa disminuya por debajo del LRP (Tabla 11). Además, el establecimiento de acciones de recuperación es crucial, *e.g.* programas de restauración, incluyendo la implementación de áreas de no pesca o maricultura (Bell *et al.*, 2005; Camara y Vadopalas, 2009; Leber, 2013; Carranza y zu Ermgassen, 2020). Estos programas han demostrado beneficios socioeconómicos, *e.g.* desde 1980 la restauración y mejoramiento del stock de las almejas gigantes (Tridacninae) ha favorecido

colaboraciones y un enfoque científico multidisciplinario. Las herramientas de control de esfuerzo (e.g. talla mínima legal, artes de pesca específicas, restricciones espacio-temporales) también pueden permitir que las poblaciones agotadas se recuperen y se evite el colapso. La transición de TRP a LRP es la última oportunidad para los tomadores de decisiones y partes interesadas de evitar una condición indeseable del stock de almeja de sifón debido a que, una vez que la población disminuye debajo del LRP, la sobrepesca es inevitable.

Finalmente, la transición entre el LRP y DEP denota fallas en las prácticas de manejo que provocan niveles de biomasa preocupantes donde podría ser necesaria una moratoria (Tabla 11). Existen algunos ejemplos de pesquerías que han llegado a este punto, e.g., agotamiento de poblaciones de abulones debido a la sobrepesca causaron vedas permanentes y la necesidad de acciones de restauración basadas en acuicultura; tal es el caso del abulón pinto o abulón del norte (*Haliotis kamtschatkana*), una especie considerada amenazada con extinción local en Washington, EUA, para la que se logró una fase de recuperación que involucra una producción a gran escala después de 15 años de esfuerzos gubernamentales y no gubernamentales (Dimond *et al.*, 2022). Sin embargo, no todos los casos son de éxito, como las poblaciones de la escalopa de bahía (*Argopecten irradians*); estas poblaciones colapsaron en algunas áreas de Florida, EUA, debido al desarrollo costero, baja calidad de agua y sobrepesca (Arnold *et al.*, 1998). Por consiguiente, se diseñó e implementó un programa de restauración en Tampa Bay pero las almejas no se recuperaron a pesar de varios esfuerzos de intervención para proveer de organismo reproductores y juveniles, y un mejoramiento en el hábitat (Arnold, 2001; Tuckett *et al.*, 2018). El anterior escenario podría mejorar con un cierre total temporal, pero existen implicaciones socioeconómicas (e.g. impacto en la economía familiar, actividades alternativas para la generación de ingresos) que dificultan este tipo de decisiones de gestión, por lo tanto, sería deseable evitar que las poblaciones pesqueras lleguen a este punto si existe la posibilidad de que suceda una extinción local (Kirby, 2004).

El enfoque precautorio en la ordenación pesquera implica una mejor comprensión de la dinámica de los colapsos pasados y la detección de señales tempranas de alerta (Mullon *et al.*, 2005). Además, una buena gobernanza es crucial para garantizar el manejo sostenible y facilitar cambios en las políticas pesqueras. Por lo tanto, el esquema de manejo de riesgo podría ser usado como

una herramienta de manejo que ayude a advertir oportunamente las transiciones, permitiendo que los tomadores de decisiones discutan y acuerden los cambios en las acciones de manejo con las comunidades pesqueras y así, poder mantener el stock por encima del TRP el mayor tiempo posible, incluso, este esquema de manejo de riesgo permite evaluar la incertidumbre tanto en la biomasa como la tasa de explotación.

Específicamente, la zona de manejo se encuentra en los valores de  $\gamma > 0.5$ , y las acciones de manejo deben enfocarse en evitar las transiciones por debajo del TRP. Este estudio mostró que puede ocurrir el riesgo de una rápida transición desde el MTP al TRP cuando se excede la tasa de explotación del 1%, lo cual implicaría que el ratio de  $\gamma (B_t/B_0)$  podría presentar una disminución repentina; en este sentido, la posibilidad de mantener el ritmo de cosecha anual durante un período trienal no sería factible porque  $\gamma$  podría reducirse aún más temporalmente. Las implicaciones serían la modificación de las acciones de manejo, donde el rendimiento, el esfuerzo pesquero o la disponibilidad de áreas de pesca podrían verse afectados.

Las implicaciones teóricas de alcanzar o exceder el LRP o el DEP son drásticas para las comunidades pesqueras, causando un alto riesgo de pérdida de los potenciales beneficios sociales y económicos. Desafortunadamente, esta situación ha venido documentándose en la región, donde se observan los efectos del agotamiento espacial en serie y de una estimación de  $\gamma$  menor a 0.5 (Amezcuca-Castro *et al.*, 2019; Larios-Castro, 2020; Larios-Castro *et al.*, 2021, 2023). La talla promedio de los adultos ha sido reducida por la captura y la estructura de edad de la población que era de alrededor de 50 años en el año 2005 cambió a 9 años en 2023; además de que algunos parches se encuentran agotados actualmente (datos sin publicar). Este escenario sugiere que la pesquería de almeja de sifón en Bahía Magdalena podría estar por debajo del DEP; por lo tanto, existen una prioridad de acciones de manejo asociadas a la recuperación del stock. La Tabla 11 propone útiles tácticas de manejo para esta condición del stock que las partes interesadas y los tomadores de decisiones deben adoptar de manera decisiva y urgente.

Este estudio mostró que la pesquería de almeja de sifón no puede ser manejada con un punto de referencia biológico estático ( $\gamma = 0.5$ ) o tácticas de manejo estáticas (*i.e.* talla mínima legal de 130mm de longitud de concha la cual era aplicable para el género *Panopea* hasta el año 2023,

tasa de explotación máxima de 1%, actividades pesqueras restringidas a bancos de pesca identificados, y presión pesquera sobre bancos con una densidad mínima de 0.04 almejas/m<sup>2</sup>) (DOF, 2018b, 2023). La definición y aplicación de múltiples puntos de referencia ha sido previamente documentada (Punt, 2000; Curtis y Moore, 2013; Curtis *et al.*, 2015); este estudio define desde objetivos de captura hasta objetivos de conservación para la pesquería de almeja de sifón, en otras palabras, existen diferencias entre manejar efectivamente la pesquería y enfocarse en la recuperación de la población. Las partes interesadas y los tomadores de decisiones deberían entender que los puntos de referencia biológicos y sus indicadores están basados en la tendencia de la población de almeja de sifón, la cual es continuamente disminuida desde su condición prístina. La adopción de puntos de referencia que carecen de contexto biológico, como cambios históricos en la abundancia y las tasas de captura, puede ser engañosa porque es posible que no resalten características relevantes de la dinámica poblacional.

El análisis desarrollado en este trabajo propone lineamientos novedosos y actualizados para ser aplicados en la pesquería de almeja de sifón. Las propuestas son basadas en lineamientos internacionales recomendados por la ONU-FAO en el Código de Conducta para la Pesca Responsable y en puntos de referencia del manejo pesquero (Caddy y Mahon, 1995; FAO, 1995). Además, el análisis sigue la lógica del marco de gestión adaptativa sugerido por McDonald *et al.* (2017); los autores proponen un manejo adaptativo en 2 fases y 11 pasos; una fase de diseño que implica 7 pasos y otra fase de implementación que incluye 4 pasos. Este interesante enfoque asociado con múltiples objetivos y tácticas de gestión pesquera de almeja de sifón se ha modificado según el estado de la pesquería o la población, por lo tanto, este estudio sugiere que cuando la pesquería de almeja generosa cambie de estatus, transitando a un punto de referencia biológico más crítico, entonces la fase de diseño disminuiría el número de pasos mientras que la fase de implementación aumentaría sus pasos. Esto podría ocurrir debido a que en la fase de diseño la especie ya fue identificada, la estrategia y los objetivos de manejo han sido definidos, se han propuesto puntos de referencia y se conocen las acciones relacionadas. Cuando la población de almeja de sifón alcanza o sobrepasa puntos de referencia riesgosos, existe una necesidad de una acción inmediata en el corto plazo (implementación), no más colecta de información en el largo plazo (diseño). Por lo tanto, la propuesta es la siguiente: a) para la transición del MTP al TRP, puede ser usado el MGA de 6 pasos de diseño y 4 pasos de

implementación, ya que la población de almeja generosa se encuentra en la zona de manejo objetivo donde  $\gamma > 0.65$ , señalando una fase inicial de la pesquería donde el diseño y la implementación deben ser desarrollados cuidadosamente (Fig. 26, Tabla 11); b) Para la transición desde TRP a LRP, el marco de gestión de manejo adaptativo (MGA) sugiere que podrían haber 6 pasos en la fase de diseño y 4 pasos en la fase de implementación. Esta transición implica una condición indeseada del stock, donde  $\gamma \leq 0.5$  y es necesaria una nueva serie de tácticas de manejo (Fig. 26, Tabla 11); c) para la transición entre el LRP y el DEP, el MGA sugiere 4 pasos de diseño y 6 pasos de implementación. En este caso donde  $\gamma \leq 0.4$ , pudiera estar operando un agotamiento espacial en serie en la población de almeja de sifón, con bajos rendimientos y potenciales niveles excesivos de esfuerzo pesquero (Fig. 26, Tabla 11); y d) Para la transición donde DEP es excedido, el MGA es reducido a un solo paso de diseño y seis pasos de implementación considerando que con un  $\gamma \leq 0.3$  la condición de la población podría causar extinción local (Fig. 26, Tabla 11). Lamentablemente, en este escenario las actividades pesqueras deberían restringirse (moratoria). Este estudio provee un marco de gestión donde las partes interesadas y los tomadores de decisiones de esta pesquería deberían evaluar la probabilidad de las consecuencias de varias acciones de manejo, incluso el escenario de “no acción”.

### **8.3 Evaluación de escenarios de captura rotacional y status quo**

La captura rotacional representa una herramienta de manejo pesquero basada en el principio de permitir que el recurso de interés se recupere mediante la asignación sistemática del esfuerzo pesquero en diferentes zonas o poblaciones en el tiempo. El objetivo es reducir el riesgo de colapso debido a la sobrepesca, así como garantizar la prolongación del horizonte temporal de la disponibilidad del recurso y la generación de beneficios económicos.

Este esquema ha sido aplicado con diferentes enfoques en poblaciones de invertebrados marinos como moluscos bivalvos (*e.g.* ostras, mejillones, almejas), equinodermos como el erizo y pepino de mar, entre otros (Caddy, 1993; Hart, 2003; Plagányi *et al.*, 2015; Stevick *et al.*, 2021). Sin embargo, la respuesta de la población bajo captura rotacional difiere según su ciclo de vida y aspectos demográficos, las especies con ciclos vitales más largos o las que requieren hábitats más amplios pueden necesitar periodos de recuperación más largos que otras (Caddy y Seijo, 1998). Por lo tanto, un aspecto fundamental es la comprensión de la ecología y dinámica poblacional de

la especie (o especies) objetivo ya que estos rasgos determinan el momento adecuado, la duración y la intensidad de los ciclos de captura, garantizando la salud a largo plazo de las poblaciones y su ecosistema circundante. Además, factores ambientales como la temperatura del océano, las corrientes y los cambios en el hábitat pueden afectar al éxito de la captura rotacional, dificultando la predicción exacta de cuándo se recuperará una población o cuándo será seguro volver a capturarla.

En particular, la pesquería de almeja generosa ha presentado diversos retos para alcanzar su sustentabilidad debido a sus rasgos poblacionales. Al ser una especie sésil, longeva, y con alta mortalidad en las primeras etapas de vida, es decir, bajo reclutamiento a la pesquería, representa un organismo cuya recuperación desde niveles tan bajos de biomasa ( $\gamma = 0.23$ ) es compleja, incluso con tasas de explotación precautorias como las establecidas en el marco legal de la pesquería (DOF, 2012a; b). Comparativamente, Khan (2006) señala que el éxito de la pesquería de almeja generosa en British Columbia, Canadá, se atribuye a varios factores tales como: la escala espacial de manejo, la adopción de acuerdos de co-manejo con los pescadores y los esquemas de acceso limitado, *i.e.*, licencias de pesca. Sin embargo, puntualiza que entre los mayores retos de la pesquería se encuentran: i) comprender la ecología de estas almejas en términos de reclutamiento, tasas de explotación y depredación; ii) asegurar los mercados fuera de Asia, así como la demanda interna del producto en Norteamérica.

Dados los parámetros conocidos para *P. globosa* en Bahía Magdalena, las simulaciones de cierres totales temporales para toda el APP no indicaron recuperaciones considerables en  $\gamma$ , incluyendo la proyección de moratoria durante 80 años. Sin embargo, los escenarios que consideraron forzamiento en el nivel de reclutamiento mostraron que en ausencia de pesca  $\gamma$  podría duplicar su valor al final de la proyección mientras que, comparativamente a 60 años de proyección, los ciclos de 15 años resultarían en un desempeño superior ( $\gamma = 0.189$ ) a los ciclos de 30 años ( $\gamma = 0.155$ ). Estos escenarios asumen variabilidad en los parámetros poblacionales documentados bajo el supuesto de que, en ausencia de la presión de pesca, se presentaría una respuesta demográfica que favorecería los escenarios de recuperación, condición que ha sido documentada para otras especies marinas comerciales (Arendse *et al.*, 2007; Bartlett *et al.*, 2009; Hart *et al.*, 2020).

Por su parte, los escenarios que consideraron RSA mostraron desempeños relativamente similares entre rotaciones de 15, 30 y 40 años, sin embargo, no se observaron recuperaciones en los valores  $\gamma$ , ya que éste se mantuvo en valores próximos al valor inicial de las simulaciones; lo anterior podría sugerir la evaluación de periodos de rotación más cortos para comparar su desempeño en la recuperación de biomasa. Adicionalmente, un aspecto fundamental para la toma de decisiones sería considerar la fase de implementación, es decir, la factibilidad del enfoque de gestión con aspectos socioeconómicos. Una limitante del presente estudio es la falta de integración de parámetros económicos en el modelo, sin embargo, el análisis sugiere una mayor factibilidad de implementación de cierres alternados, es decir, RSA, respecto a los cierres simétricos (cierres totales temporales de toda el APP), considerando los cambios observados en valores de  $\gamma$  además del impacto económico en la comunidad pesquera por el cese total de actividades durante los periodos de 15, 30 o 40 años. Entre los desafíos más destacados de esta herramienta de manejo se encuentra comprender las implicaciones entre obtener los beneficios inmediatos de la pesca y la sostenibilidad a largo plazo; si bien, las capturas a corto plazo pueden reducirse mediante cierres periódicos, los beneficios a largo plazo en términos de mejora de la reposición de las poblaciones y rentabilidad futura son sustanciales.

Además, Carvalho et al., (2019) plantean varias consideraciones políticas en la aplicación de vedas de captura periódica. Por ejemplo, la aplicación exitosa de este enfoque requiere una fuerte cooperación entre pescadores, tomadores de decisiones y partes interesadas, con el fin de diseñar y hacer cumplir los cierres de manera efectiva. Aunque el concepto es prometedor, su éxito depende de que las estructuras locales de gobernanza puedan adaptarse a la evolución de las condiciones ecológicas y las prácticas pesqueras. También es imperativo tener en cuenta las implicaciones socioeconómicas en las comunidades pesqueras, sobre todo en regiones donde los medios de subsistencia están inextricablemente ligados a la pesca. En algunos casos, la aplicación de cierres periódicos puede requerir la formulación de estrategias de gestión adaptativas tales como el establecimiento de mecanismos de compensación u opciones de subsistencia alternativas para mitigar las importantes pérdidas financieras experimentadas por las comunidades involucradas. Asimismo, deben abordarse los retos logísticos y de supervisión para

garantizar la eficacia y el cumplimiento de estas vedas por lo que es esencial contar con sistemas de vigilancia sólidos, como el seguimiento por satélite o la vigilancia comunitaria.

**Tabla 10.** Lineamientos legales mexicanos actuales para el manejo pesquero de *P. globosa*.

	<b>Carta Nacional Pesquera</b>	<b>Planes de Manejo Pesquero</b>	<b>NOM-014-SAG/PESC-2015</b>
<b>Estrategia de manejo</b>	* Tasa de explotación constante: - Permiso de pesca de fomento 0.5%. - Permiso de pesca comercial 1%.	* Tasa de explotación constante: - Permiso de pesca de fomento 0.5%. - Permiso de pesca comercial 1%.	* Tasa de explotación constante
<b>Tácticas de manejo</b>	* Talla mínima legal - <i>P. globosa</i> Zonas: Alto Golfo de California a Puertecitos en BC, Bahía Magdalena y Punta Eugenia en BCS y SON 130 mm. Bahía de Los Ángeles en BC 115 mm. - <i>P. generosa</i> Zonas: Santa Rosalillita en Baja California a Punta Eugenia en BCS 100 mm. Áreas restantes de su distribución 130 mm.	* Talla mínima legal (130 mm) * Control del esfuerzo pesquero (se establece, pero no se ejecuta). * Áreas de no pesca (se establece, pero no se ejecuta). * Rotación de bancos cada trienal (se establece, pero no se ejecuta). * Densidad mínima para explotación (> 0.04 almejas/m <sup>2</sup> ) (se establece, pero no se ejecuta).	* Talla mínima legal (130 mm)
<b>Directrices pesqueras iniciales establecidas con base en el</b>	No	No	No

---

**conocimiento  
científico**


---

\*BCS = Baja California Sur, BC = Baja California, SON = Sonora, y SIN = Sinaloa.

**Tabla 10.** Continuación.

	<b>Carta Nacional Pesquera</b>	<b>Planes de Manejo Pesquero</b>	<b>NOM-014- SAG/PESC-2015</b>
<b>Estatus de la pesquería</b>	Capturada al máximo rendimiento sostenible en la costa del Pacífico y la costa occidental del Golfo de California en BC, Bahía Magdalena en BCS, Bahía de Lobos-Colorado y Puerto Lobos-Bahía Adair en SON. Indeterminado para SIN y áreas de distribución restantes en BCS y SON.	No reportado	No reportado
<b>Manejo adaptativo</b>	No reportado	No reportado	No reportado
<b>Actualización más reciente</b>	2023	2012	2015

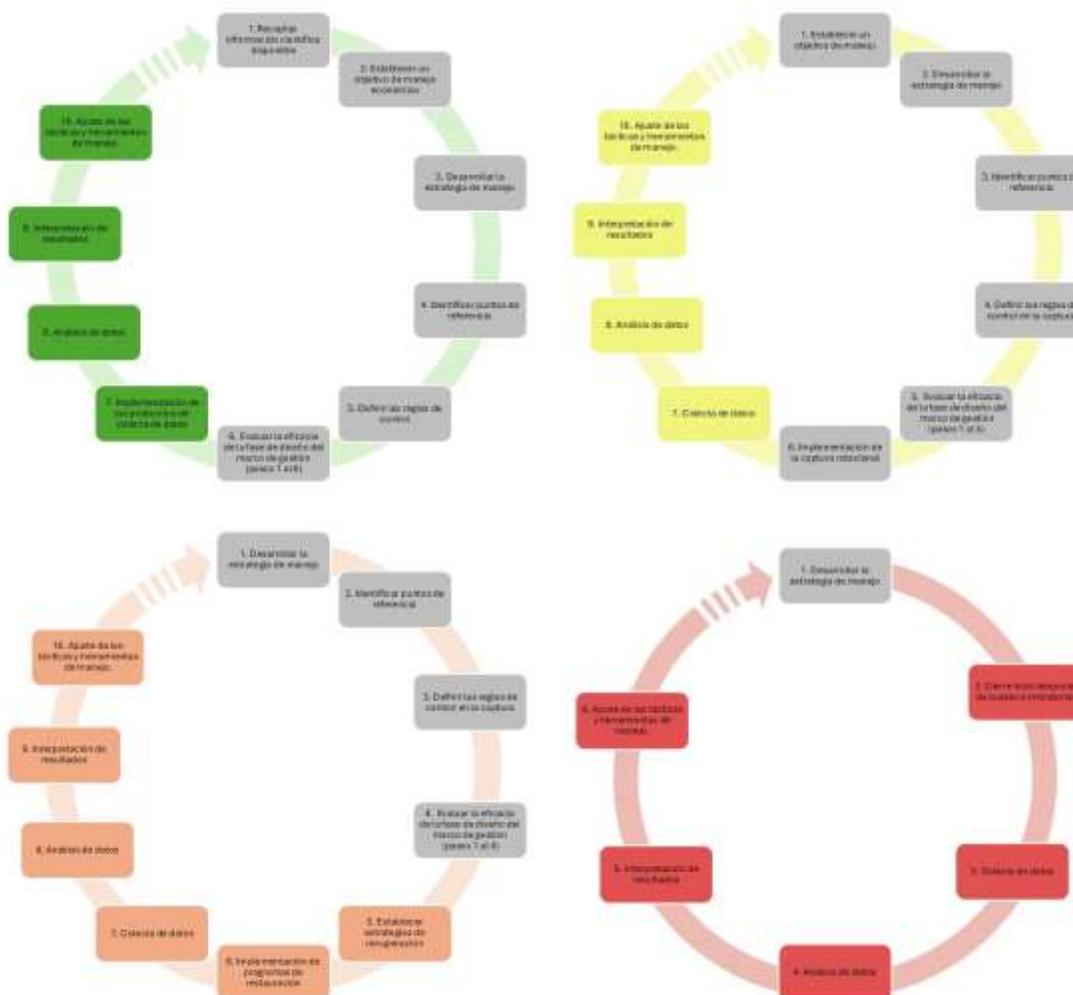
\*BCS = Baja California Sur, BC = Baja California, SON = Sonora, y SIN = Sinaloa.

**Tabla 11.** Tácticas de gestión pesquera sugeridas para un manejo eficaz de la pesquería de almeja generosa.

<b>Transiciones entre puntos de referencia</b>	<b>Acciones de manejo pesquero</b>
<b>Condición prístina-MTP</b>	*Establecer un manejo participativo y con responsabilidad compartida entre la autoridad de gestión y las instituciones público-privadas.
	*Adopción de políticas, leyes y regulaciones efectivas necesarias para lograr el objetivo de manejo.
	*Desarrollar e implementar un plan de manejo, asegurando que las poblaciones, ecosistemas y ambiente se mantengan en un estado productivo en el corto y largo plazo.
	*Monitorear y delimitar áreas de baja, media y alta densidad y definir las áreas disponibles para la pesca.
	*Establecer límites para definir el área potencial de pesca, principalmente a nivel de mesoescala (evitando la captura a nivel de microescala o parches).
	*Establecer áreas de control o protegidas (áreas altamente productivas), que puedan proporcionar nuevos reclutas a la población.
	*Definir un método de pesca rotacional (pulsos o rotación simétrica). Vedas espaciales y temporales.
	*Recopilar datos pesqueros y biológicos (datos dependientes e independientes de la pesquería) y parámetros económicos.
	*Evaluar el stock con la mejor información científica disponible.
	*Evaluar diferentes estrategias de manejo y escenarios de riesgo en horizontes temporales cortos que sean consistentes con la información biológica de la especie y puedan ser fácilmente evaluados para adoptar la mejor estrategia de manejo.
	*Estimación de biomasa prístina.
	*Establecer puntos de referencia biológicos claros y alcanzables.
	*Controlar el esfuerzo pesquero, es decir, licencias de pesca y tamaño de la flota (embarcaciones artesanales).
*Implementación de prácticas acuícolas como la producción de semilla de para el repoblamiento de zonas de pesca en el largo plazo.	
*Evaluar el riesgo de superar el MTP.	

**Tabla 11.** Continuación.

Transiciones entre puntos de referencia	Acciones de manejo pesquero
<b>MTP-TRP</b>	<p>* Revisar las herramientas y tácticas de gestión para valorar que sigan siendo apropiadas y efectivas para garantizar la sostenibilidad de los recursos.</p> <p>*Fortalecer las relaciones y/o colaboraciones entre la industria, el gobierno, las partes interesadas y los grupos científicos.</p> <p>* Mantener áreas de control o protegidas, que preserven los mayores reproductores que proporcionan nuevos reclutas a la población, conservando el tamaño y estructura de edad de la población.</p> <p>*Implementación de captura rotacional que permita la recuperación en áreas previamente cosechadas. Cierres/Vedas espaciales y temporales.</p> <p>*Evaluar cambios en la abundancia y biomasa de la población.</p> <p>*Proyectar escenarios de riesgo. Definir el nivel de biomasa que se debe alcanzar.</p> <p>*Mantener la producción de semilla de almeja generosa.</p> <p>*Evaluar el riesgo de superar al PRT.</p>
<b>TRP-LRP</b>	<p>*Evaluar la efectividad de la estrategia de manejo. Considerar si la estrategia debe mantenerse o adaptarse.</p> <p>*Establecer estrategias de recuperación como:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Implementación de un programa de restauración mediante cultivo de almejas para la repoblación del área potencial de pesca.</li> <li>- Mantener áreas de control o protegidas, que preserven los mayores reproductores que proporcionan nuevos reclutas a la población, conservando el tamaño y estructura de edad de la población.</li> </ul> <p>*Continuar implementando la captura rotacional para permitir la recuperación en áreas previamente cosechadas. Cierres/vedas espaciales y temporales.</p> <p>*Evaluar el riesgo de superar al LRT.</p>
<b>LRP-DEP</b>	*Moratoria



**Figura 26.** Marco de gestión adaptativa (MGA) tomado y modificado de McDonald *et al.* (2017). Según el estado del stock identificado a partir de  $\gamma$ , las fases de diseño e implementación varían en su número de pasos. Si la población de almeja generosa disminuye desde su condición prístina, entonces la población alcanzaría progresivamente diferentes puntos de referencia biológicos; en consecuencia, se requerirá más implementación en el corto plazo (casillas en verde, naranja, amarillo y rojo) y menos diseño en el largo plazo (casillas en gris). Los cuatro AMF se expresan de la siguiente manera: i) el MGA verde muestra los pasos de diseño e implementación cuando  $\gamma$  está en el MTP; ii) el MGA naranja muestra los pasos de diseño e implementación cuando  $\gamma$  alcanza el TRP; iii) el MGA amarillo exhibe los pasos de diseño e implementación cuando  $\gamma$  está en el LRP; y iv) el MGA rojo muestra los pasos de diseño e implementación cuando  $\gamma$  denota el punto de referencia de una población agotada (DEP).

## 9. CONCLUSIONES

- La estimación de PR a corto plazo proporciona una contribución directa al manejo de la pesquería de almeja de sifón.
- Los rendimientos del modelo  $YPR_A$  para la serie de edades evaluadas fueron superiores a los estimados para las tallas evaluadas en el modelo de  $YPR_L$ .
- 5 años y 130mm LC, sugieren representar una edad y talla adecuadas de primera captura produciendo óptimos rendimientos a niveles de mortalidad por pesca iguales o menores a 0.08, considerando las estimaciones del PR con enfoque precautorio ( $F_{0.1}$ ).
- En contraste con los puntos de referencia basados en biomasa que señalan que la población de *P. globosa* en Bahía Magdalena no se encuentra en niveles adecuados (largo plazo), los puntos de referencia que miden el efecto de la mortalidad por pesca sobre la base anual indican que un aumento en  $F$  mejora los rendimientos en la captura.
- El análisis de sensibilidad demostró que el escenario base que considera una longevidad (47 años) estima un mayor rendimiento por recluta, sin embargo, debido a la presión pesquera, los valores de rendimiento por recluta estimados con longevidades de 20 y 26 años parecen más realistas y, en ambos modelos (por edad y por talla), el rendimiento disminuyó. En este sentido, los tomadores de decisiones deben analizar estrategias y tácticas para esta pesquería bajo incertidumbre.
- El modelo de utilidad por recluta señaló que los organismos de mayor talla generan mayores rendimientos relativos, lo que realza la importancia de mantener o recuperar los organismos de mayor tamaño.
- El esquema de análisis de riesgo demostró ser una herramienta útil para evaluar la incertidumbre en biomasa y tasas de explotación de la pesquería de almeja generosa, permitiendo tomar acciones relacionadas con el marco legal de aprovechamiento de la especie, lo que completa un paso más en el proceso de manejo adaptativo para esta pesquería.
- La aplicación novedosa de múltiples puntos de referencia biológicos asociados a acciones específicas puede servir para mejorar la gestión de la pesquería de almeja generosa. Las partes interesadas y los responsables de la toma de decisiones deben recordar que existen diferencias entre la gestión eficaz de una pesquería y la recuperación de una población; por lo tanto, la proporción de  $\gamma$  representa el mejor indicador.

- La simulación de los diferentes esquemas rotativos permitió calcular un mayor rendimiento en términos de biomasa respecto al status quo.
- Es necesaria la participación de agencias gubernamentales para incorporar este nuevo conocimiento en los lineamientos legales mexicanos de esta pesquería.

## 10. LITERATURA CITADA

- ADFG. (2021a). *The Southeast Alaska sea cucumber fishery management plan*. Alaska Admin Code 5 AAC 38.140. Alaska Department of Fish and Game. Disponible en: <https://www.akleg.gov/basis/aac.asp#5.38.140>. [consulta: 30 mayo 2025].
- ADFG. (2021b). *Southeastern Alaska Geoduck Fishery Management Plan*. Alaska Admin Code 5 AAC 38.142. Alaska Department of Fish and Game. Disponible en: <https://www.akleg.gov/basis/aac.asp#5.38>. [consulta: 30 mayo 2025].
- Álvarez-Borrego, S., Galindo-Bect, A.G. y Chee-Barragan, L.A. (1975). Características hidroquímicas de Bahía Magdalena. *Ciencias Marinas*, 2: 94-110.
- Alverson, D.L. y Pereyra, W.T. (1969). Demersal fish explorations in the northeastern Pacific Ocean — an evaluation of exploratory fishing methods and analytical approaches to stock size and yield forecasts. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 26: 1985-2001.
- Amezcuca-Castro, S., Morales-Bojórquez, E., Arreguín-Sánchez, F., Luquin-Covarrubias, M.A. y García-Borbón, J.A. (2019). Effects of serial depletion on the fishery management of geoduck *Panopea globosa*. *Journal of Shellfish Research*, 38(3): 543-556. doi: <https://doi.org/10.2983/035.038.0305>
- Andersen, A.M. (1971). *Spawning, growth and spatial distribution of the geoduck clam, Panopea generosa Gould, in Hood Canal, Washington*. PhD Dissertation. University of Washington, USA.
- Aragón-Noriega, E.A., Alcántara-Razo, E., Calderon-Aguilera, L.E. y Sánchez-Fourcade, R. (2012). Status of geoduck clam fisheries in Mexico. *Journal of Shellfish Research*, 31(3): 733-738.
- Arendse, C.J., Govender, A. y Branch, G.M. (2007). Are closed fishing seasons an effective means of increasing reproductive output?. A per-recruit simulation using the limpet *Cymbula granatina* as a case history. *Fisheries Research*, 85(1-2): 93-100. doi: 10.1016/j.fishres.2007.01.001
- Arnold, W.S. (2001). Bivalve enhancement and restoration strategies in Florida, U.S.A. *Hydrobiologia*, 465: 7-19. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1014596909319>
- Arnold, W.S., Marelli, D.C., Bray, C.P. y Harrison, M.M. (1998). Recruitment of bay scallops *Argopecten irradians* in Floridan Gulf of Mexico waters: scales of coherence. *Marine Ecology Progress Series*, 170: 143-157.
- Arreguín-Sánchez, F. y Arcos-Huitrón, E. (2011). La pesca en México: Estado de la explotación y uso de los ecosistemas. *Hidrobiológica*, 21(3): 431-462.
- Bartlett, C.Y., Manua, C., Cinner, J., Sutton, S., Jimmy, R., South, R., Nilsson, J. y Raina, J. (2009). Comparison of outcomes of permanently closed and periodically harvested coral reef reserves. *Conservation Biology*, 23(6): 1475-1484. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01293.x
- Bell, J. D., Munro, J. L., Nash, W. J., Rothlisberg, P. C., Loneragan, N. R., Ward, R. D., & Andrew, N. R. (2005). Restocking and stock enhancement of marine invertebrate fisheries. *Advances in Marine Biology*, 49: 1-374. [https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(05\)49010-0](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(05)49010-0)
- Beverton, R.J.H. y Holt, S.J. (1957). On the dynamics of exploited fish populations. *Fishery Investigations Ministry of Agriculture Fisheries and Food Great Britain, (2 Sea Fisheries)*, 19: 533pp.
- Beyer, J.E. (1987). On length-weight relationships. Part I: computing the mean weight of the fish in a given length class. *Fishbyte*, 5(1): 11-13.
- Bradbury, A., Sizemore, B., Rothaus, D. y Ulrich, M. (2000). *Stock assessment of subtidal geoduck clams (Panopea abrupta) in Washington*. Washington Department of Fish and Wildlife, Fish Program Technical Report #00-01. Disponible en: <https://wdfw.wa.gov/publications/00224>. [consulta: 30 mayo 2025].

- Brand, A.R., Wilson, U.A.W., Hawkins, S.J., Allison, E.H. y Duggan, N.A. (1991). Pectinid fisheries, spat collection, and the potential for stock enhancement in the Isle of Man. *ICES Marine Science Symposia*, 192: 79-86.
- Bureau, D. (2017). Update to estimation methods for geoduck (*Panopea generosa*) stock index. *DFO Canadian Science Advisory Secretariat*. Research Document 2017/070. 55 pp.
- Caddy, J.F. (1993). Background concepts for a rotating harvesting strategy with particular reference to the Mediterranean Red Coral (*Corallium rubrum*). *Marine Fisheries Review*, 55(1): 10-18.
- Caddy, J.F. (2004). Current usage of fisheries indicators and reference points, and their potential application to management of fisheries for marine invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61: 1307-1324.
- Caddy, J.F. y Defeo, O. (2003). Enhancing or restoring the productivity of natural populations of shellfish and other marine invertebrate resources. *FAO Fisheries Technical Paper 448*. 159 pp.
- Caddy, J.F. y Mahon, R. (1995). Reference points for fisheries management. *FAO Fisheries Technical Paper 347*. 83 pp.
- Caddy, J.F. y McGarvey, R. (1996). Targets or limits for management of fisheries? *North American Journal of Fisheries Management*, 16(3): 479-487. doi: 10.1577/1548-8675(1996)016<0479:tolfmo>2.3.co;2
- Caddy, J.F. y Seijo, J.C. (1998). Application of a spatial model to explore rotating harvest strategies for sedentary species. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 125: 359-365.
- Caddy, J.F., Wade, E., Surette, T., Hebert, M. y Moriyasu, M. (2005). Using an empirical traffic light procedure for monitoring and forecasting in the Gulf of St. Lawrence fishery for the snow crab, *Chionoecetes opilio*. *Fisheries Research*, 76: 123-145. doi: 10.1016/j.fishres.2005.06.003
- Cadima, E.L. (2003). Fish stock assessment manual. *FAO Fisheries Technical Paper 393*. 161 pp.
- Camara, M.D. y Vadopalas, B. (2009). Genetic aspects of restoring olympia oysters and other native bivalves: Balancing the need for action, good intentions, and the risks of making things worse. *Journal of Shellfish Research*, 28(1): 121-145. doi: 10.2983/035.028.0104
- Carranza, A. y zu Ermgassen, P.S.E. (2020). A global overview of restorative shellfish mariculture. *Frontiers in Marine Science*, 7:722. doi: 10.3389/fmars.2020.00722
- Carvalho, P.G., Jupiter, S.D., Januchowski-Hartley, F.A., Goetze, J., Claudet, J., Weeks, R., Humphries, A. y White, C. (2019). Optimized fishing through periodically harvested closures. *Journal of Applied Ecology*, 56(8): 1927-1936. doi: 10.1111/1365-2664.13417
- Castilla, J.C. y Defeo, O. (2001). Latin American benthic shellfisheries: emphasis on co-management and experimental practices. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 11: 1-30.
- Cinner, J., Marnane, M.J., Mcclanahan, T.R. y Almany, G.R. (2005). Periodic closures as adaptive coral reef management in the Indo-Pacific. *Ecology and Society*, 11: 31.
- Cisneros-Montemayor, A.M. y Cisneros-Mata, M.A. (2018). A medio siglo de manejo pesquero en el noroeste de México, el futuro de la pesca como sistema socioecológico. *Relaciones. Estudios de Historia y Sociedad*, 153: 99-127.
- Cochran, W.G. (1977). *Sampling techniques*. 3rd Ed. John Wiley & Sons, New York.
- Cohen, P.J., Cinner, J.E. y Foale, S. (2013). Fishing dynamics associated with periodically harvested marine closures. *Global Environmental Change*, 23: 1702-1713. doi: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.08.010>
- Cohen, P.J. y Foale, S.J. (2013). Sustaining small-scale fisheries with periodically harvested marine reserves. *Marine Policy*, 37: 278-287. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.05.010>
- Collie, J.S. y Gislason, H. (2001). Biological reference points for fish stocks in a multispecies context. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 2167-2176.

- Comunidad y Biodiversidad A.C. (2018). Reservas marinas totalmente protegidas en México (2005-2016). Reporte Técnico. Comunidad y Biodiversidad, A.C., Guaymas, Sonora, México. Disponible en: <https://cobi.org.mx/reservas-marinas-totalmente-protégidas-en-méxico/>. [consulta: 30 mayo 2025].
- Curtis, K.A. y Moore, J.E. (2013). Calculating reference points for anthropogenic mortality of marine turtles. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 23(3): 441-459. doi: 10.1002/aqc.2308
- Curtis, K.A., Moore, J.E., Boyd, C., Dillingham, P.W., Lewison, R.L., Taylor, B.L. y James, K.C. (2015). Managing catch of marine megafauna: guidelines for setting limit reference points. *Marine Policy*, 61: 249-263. doi: 10.1016/j.marpol.2015.07.002
- Defeo, O. (1996). Experimental management of an exploited sandy beach bivalve population. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 605-614.
- Die, D.J. y Caddy, J.F. (1997). Sustainable yield indicators from biomass: Are there appropriate reference points for use in tropical fisheries? *Fisheries Research*, 32: 69-79.
- Dimond, J.L., Bouma, J V., Carson, H.S., Gavery, M.R., O'Brien, C., Simchick, C. y Sowul, K. (2022). Efficacy of endangered pinto abalone (*Haliotis kamtschatkana*) stock restoration in the southern Salish Sea from a genomic perspective. *Frontiers in Conservation Science*, 3:911218. doi: 10.3389/fcosc.2022.911218
- DOF. (2014). Norma Oficial Mexicana NOM-049-SAG/PESC-2014, que determina el procedimiento para establecer zonas de refugio para los recursos pesqueros en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos. México. Disponible en: [https://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle\\_popup.php?codigo=5340568](https://www.dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5340568). [consulta: 30 mayo 2025].
- DOF. (2019). Acuerdo por el que se da a conocer el resumen del programa de manejo del Parque Nacional Bahía de Loreto. México. Disponible en: [https://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle\\_popup.php?codigo=5558313](https://www.dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5558313). [consulta: 30 mayo 2025].
- DOF. (2018a). Acuerdo por el que se da a conocer el resumen del programa de manejo del Área Natural Protegida con la categoría de Parque Nacional Revillagigedo. Disponible en: [https://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5545530&fecha=30/11/2018](https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5545530&fecha=30/11/2018). [consulta: 30 mayo 2025].
- DOF. (2012a). Plan de manejo para la pesquería de almeja generosa (*Panopea globosa*) en las costas de Sonora, México. Disponible en: [http://dof.gob.mx/nota\\_detalle\\_popup.php?codigo=5276865](http://dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5276865). [consulta: 30 mayo 2025].
- DOF. (2012b). Plan de manejo para la pesquería de almeja generosa (*Panopea spp.*) en las costas de Baja California, México. Disponible en: [https://dof.gob.mx/nota\\_detalle\\_popup.php?codigo=5240641](https://dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5240641). [consulta: 30 mayo 2025].
- DOF. (2023). Carta Nacional Pesquera. México. Disponible en: [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/892410/CNP\\_2023.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/892410/CNP_2023.pdf). [consulta: 30 mayo 2025].
- DOF. (2018b). Carta Nacional Pesquera 2017. Disponible en: [http://dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5284148&fecha=04/01/2013](http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5284148&fecha=04/01/2013). [consulta: 30 mayo 2025].
- Edmondson, E. y Fanning, L. (2022). Implementing adaptive management within a fisheries management context: a systematic literature review revealing gaps, challenges, and ways forward. *Sustainability*, 14(12): 7249. doi: <https://doi.org/10.3390/su14127249>

- FAO. (2018). *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2018. Cumplir los objetivos de desarrollo sostenible*. Roma. 250 pp. Disponible en: <https://www.fao.org/fishery/en/publication/88400>. [consulta: 30 mayo 2025].
- FAO. (1995). *Code of conduct for responsible fisheries*. Roma. Disponible en: <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/v9878e>. [consulta: 30 mayo 2025].
- Feary, D.A., Cinner, J.E., Graham, N.A.J. y Januchowski-Hartley, F.A. (2011). Effects of customary marine closures on fish behavior, spear-fishing success, and underwater visual surveys. *Conservation Biology*, 25(2): 341-349.
- Ferrer-Montaño, O.J. y Morales, I.C. (2013). Relative yield-per-recruit and management strategies for *Cynoscion acoupa* (Perciformes: Sciaenidae) in Lake Maracaibo, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 61(1): 173-180.
- Fisheries and Oceans Canada. (2020). Sea cucumber by dive Integrated Fisheries Management Plan 2020/2021. Canadá. Disponible en: [https://publications.gc.ca/collections/collection\\_2020/mpo-dfo/Fs144-34-2020-eng.pdf](https://publications.gc.ca/collections/collection_2020/mpo-dfo/Fs144-34-2020-eng.pdf). [consulta: 30 mayo 2025].
- Fisheries and Oceans Canada. (2023). Geoduck and Horse Clam Integrated Fisheries Management Plan 2023/24. Disponible en: [https://publications.gc.ca/collections/collection\\_2023/mpo-dfo/Fs143-3-22-2223-eng.pdf](https://publications.gc.ca/collections/collection_2023/mpo-dfo/Fs143-3-22-2223-eng.pdf). [consulta: 30 mayo 2025].
- Gabriel, W.L. y Mace, P.M. (1999). A review of biological reference points in the context of the precautionary approach. *Proceedings of the fifth national NMFS stock assessment workshop: providing scientific advice to implement the precautionary approach under the Magnuson-Stevens fishery conservation and management act NOAA Tech Memo NMFS-F/SPO-40*, (1934): 34-45.
- García, S.M. (1996). Precautionary approach to fisheries. Part 2: Scientific papers. *FAO Fisheries Technical Paper 350/2*. 210 pp.
- Gerber, L.R., Botsford, L.W., Hastings, A., Possingham, H.P., Gaines, S.D., Palumbi, S.R. y Andelman, S. (2013). Population models for marine reserve design: a retrospective and prospective synthesis. *Ecological Applications*, 13(1) Sup: S47-S64.
- González-Peláez, S.S., Leyva-Valencia, I., Pérez-Valencia, S.A. y Lluch-Cota, D.B. (2013). Distribution limits of the geoduck clams *Panopea generosa* and *P. globosa* on the pacific coast of Mexico. *Malacologia*, 56(2): 85-94.
- González-Peláez, S.S., Morales-Bojórquez, E., Lluch-Cota, D.B. y Bautista-Romero, J.J. (2015a). Application of a gnomonic model to estimate the life span and natural mortality in *Panopea globosa*. *Journal of Shellfish Research*, 34(1): 113-118.
- González-Peláez, S.S., Morales-Bojórquez, E., Lluch-Cota, D.B., Lluch-Cota, S.E. y Bautista-Romero, J.J. (2015b). Modeling geoduck growth: multimodel inference in *Panopea globosa* from the Southwestern Baja California Peninsula, Mexico. *Journal of Shellfish Research*, 34(1): 101-112.
- Gulland, J.A. y Boerema, L.K. (1973). Scientific advice on catch levels. *Fishery Bulletin*, 71(2): 325-335.
- Hand, C.M., Vaughan, B.G. y Heizer, S. (1998). Quota options and recommendations for the 1999 and 2000 geoduck clam fisheries. *DFO Canadian Stock Assessment Secretariat*. Research Document 98/146. 52 pp.
- Hart, D.R. (2003). Yield- and biomass-per-recruit analysis for rotational fisheries, with an application to the Atlantic sea scallop (*Placopecten magellanicus*). *Fishery Bulletin*, 101: 44-57
- Hart, D.R., Munroe, D.M., Caracappa, J.C., Haidvogel, D., Shank, B.V., Rudders, D.B., Klinck, J.M., Hofmann, E.E. y Powell, E.N. (2020). Spillover of sea scallops from rotational closures in the Mid-Atlantic Bight (United States). *ICES Journal of Marine Science*, 77(5): 1992-2002. doi: 10.1093/icesjms/fsaa099

- Hilborn, R. (1992). Can fisheries agencies learn from experience? *Fisheries*, 17(4): 6-14. doi: 10.1577/1548-8446(1992)017<0006:cfalfe>2.0.co;2
- Hilborn, R., Amoroso, R.O., Anderson, C.M., Baum, J.K., Branch, T.A., Costello, C., de Moor, C.L., Faraj, A., Hively, D., Jensen, O.P., Kurota, H., Little, L.R., Mace, P., McClanahan, T., Melnychuk, M.C., Minto, C., Osio, G.C., Parma, A.M., Pons, M., Segurado, S., Szuwalski, C.S., Wilson, J.R. y Ye, Y. (2020). Effective fisheries management instrumental in improving fish stock status. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(4): 2218-2224. doi: 10.1073/pnas.1909726116
- Hilborn, R., Orensanz, J.M. y Parma, A.M. (2005). Institutions, incentives and the future of fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360: 47-57.
- Hilborn, R. y Sibert, J. (1988). Adaptive management of developing fisheries. *Marine Policy*, 12(2): 112-121. doi: 10.1016/0308-597X(88)90039-5
- Humble, S.R. (2005). *An adaptive, rotational harvest strategy for data-poor fisheries on sedentary species: Application to the giant red sea cucumber (Parastichopus californicus) fishery in British Columbia*. Master Dissertation. Simon Fraser University, British Columbia, Canada.
- Jørgensen, C. y Holt, R.E. (2013). Natural mortality: Its ecology, how it shapes fish life histories, and why it may be increased by fishing. *Journal of Sea Research*, 75: 8-18. doi: <https://doi.org/10.1016/j.seares.2012.04.003>
- Karpov, K., Haaker, P.L., Taniguchi, I.K. y Rogers-Bennett, L. (2000). Serial depletion and the collapse of the California abalone (*Haliotis spp.*) fishery. En: Campbell, A. (ed) Workshop on rebuilding abalone stocks in British Columbia. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, pp 11-24.
- Khan, A. (2006). Sustainability challenges in the geoduck clam fishery of British Columbia: Policy perspectives. *Coastal Management*, 34(4): 443-453. doi: 10.1080/08920750600860548
- Kirby, M.X. (2004). Fishing down the coast: historical expansion and collapse of oyster fisheries along continental margins. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101(35): 13096-13099.
- Larios-Castro, E. (2020). *Escenarios de manejo pesquero de la almeja de sifón (Panopea globosa) en Bahía Magdalena, Baja California Sur, México*. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. La Paz, Baja California Sur. México.
- Larios-Castro, E., Morales-Bojórquez, E., Díaz-Uribe, J.G., Vargas-López, V.G. y Massó-Rojas, J.A. (2021). Historical reconstruction of biomass of *Panopea globosa* from the southwestern coast of Baja California Peninsula, Mexico: A new perspective for geoduck fishery management. *Journal of Shellfish Research*, 40(1): 49-61. doi: <https://doi.org/10.2983/035.040.0106>
- Larios-Castro, E., Morales-Bojórquez, E., González Peláez, S.S., Díaz-Uribe, J.G., Luquin-Covarrubias, M.A. y Villalobos, H. (2023). An enhancement in the management practices of geoduck clam *Panopea globosa*: The estimation of reference points in the short and long term. *Ocean and Coastal Management*, 243:106755. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2023.106755
- Larios-Castro, E., Morales-Bojórquez, E., González-Peláez, S. S., Luquin-Covarrubias, M.A. y Pérez-Rodríguez, J.C. (2025). Management actions associated with multiple reference points approach for geoduck clam fishery. *Ocean and Coastal Management*, 267:107709. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2025.107709
- Leber, K.M. (2013). Marine fisheries enhancement, coming of age in the new millennium. In: Christou P., Savin R., Costa-Pierce B.A., Misztal, I., Whitelaw C.B.A. (eds). *Sustainable Food Production*. Springer New York, NY. pp 1139-1157.
- Lowden, R. (2005). Management of Queensland sea cucumber stocks by rotational zoning. *Beche-de-Mer Information Bulletin*, 22: 47.

- Luquin-Covarrubias, M.A., Morales-Bojórquez, E., García-Borbón, J.A., Amezcua-Castro, S., Pérez-Valencia, S.A. y Larios-Castro, E. (2020). Evidence of overfishing of geoduck clam *Panopea globosa* from a length-based stock assessment approach. *PeerJ*, 8: e9069. doi: 10.7717/peerj.9069
- Luquin-Covarrubias, M.A., Morales-Bojórquez, E. y González-Peláez, S.S. (2022). The last geoduck: The experience of geoduck clam fishery management in the Mexican Pacific Ocean. *Marine Policy*, 143:105145: 1-12. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2022.105145>
- Mace, P.M. (1994). Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51(1): 110-122. doi: 10.1139/f94-013
- Marco, J., Valderrama, D. y Rueda, M. (2020). *Improving utilization of the queen conch (Aliger Gigas) resource in the Colombian Caribbean: A bioeconomic model of rotational harvesting*. Environment for Development Initiative. JSTOR. Disponible en: <https://www.jstor.org/stable/resrep46975>. [consulta: 30 mayo 2025].
- McDonald, G., Harford, B., Arrivillaga, A., Babcock, E.A., Carcamo, R., Foley, J., Fujita, R., Gedamke, T., Gibson, J., Karr, K., Robinson, J. y Wilson, J. (2017). An indicator-based adaptive management framework and its development for data-limited fisheries in Belize. *Marine Policy*, 76: 28-37. doi: 10.1016/j.marpol.2016.11.027
- Megrey, B.A. y Zhang, C.I. (2008). *Estimating biomass and management parameters from length composition data: a stock assessment method for data deficient situations*. PICES Annual Meeting. Dalian, PR China, 33 pp. Disponible en: [https://meetings.pices.int/Publications/Presentations/PICES\\_17/19\\_FIS-P\\_Megrey.pdf](https://meetings.pices.int/Publications/Presentations/PICES_17/19_FIS-P_Megrey.pdf). [consulta: 30 mayo 2025].
- Mullon, C., Fréon, P. y Cury, P. (2005). The dynamics of collapse in world fisheries. *Fish and Fisheries*, 6: 111-120.
- Munguia-Vega, A., Leyva-Valencia, I., Lluch-Cota, D.B. y Cruz-Hernandez, P. (2015). Genetic structure of the Cortes geoduck *Panopea globosa* Dall, 1898, from the mexican northwest. *Journal of Shellfish Research*, 34(1): 153-161.
- Myers, R.A., Fuller, S.D. y Kehler, D.G. (2000). A fisheries management strategy robust to ignorance: rotational harvest in the presence of indirect fishing mortality. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57: 2357-2362.
- NOAA. (2006). NOAA fisheries glossary. NOAA technical memorandum NMFS-F/SPO-69 61. Disponible en: <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/12856>. [consulta: 30 mayo 2025].
- Orensanz, J.M., Hand, C.M., Parma, A.M., Valero, J. y Hilborn, R. (2004). Precaution in the harvest of Methuselah's clams - the difficulty of getting timely feedback from slow-paced dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61: 1355-1372. doi: <https://doi.org/10.1139/f04-136>
- Pascoe, S., Bustamante, R., Wilcox, C. y Gibbs, M. (2009). Spatial fisheries management: A framework for multi-objective qualitative assessment. *Ocean and Coastal Management*, 52(2): 130-138. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2008.10.009
- Pelletier, D. y Mahévas, S. (2005). Spatially explicit fisheries simulation models for policy evaluation. *Fish and Fisheries*, 6: 307-349.
- Pezzuto, P.R. y Borzone, C.A. (2004). The collapse of the scallop *Euvola ziczac* (Linnaeus, 1758) (Bivalvia: Pectinidae) fishery in Brazil: changes in distribution and relative abundance after 23 years of exploitation. *Brazilian Journal of Oceanography*, 52(3-4): 225-236.
- Pfister, C.A. y Bradbury, A. (1996). Harvesting red sea urchins: Recent effects and future predictions. *Ecological Applications*, 6(1): 298-310.

- Pitcher, T.J. y Hart, P.J.B. (1982). *Fisheries Ecology*. Kluwer Academic Publishers. Netherlands. 414 p.
- Plagányi, É.E., Skewes, T., Murphy, N., Pascual, R. y Fischer, M. (2015). Crop rotations in the sea: Increasing returns and reducing risk of collapse in sea cucumber fisheries. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112(21): 6760-6765.
- Prince, J., Walters, C., Ruiz-Avila, B. y Sluczanowski, P. (1998). Territorial user's rights and the Australian abalone (*Haliotis sp.*) fishery. En: Jamieson GS, Campbell A (eds). Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*. pp 367-375.
- Punt, A. (2000). Extinction of marine renewable resources: a demographic analysis. *Population Ecology*, 42: 19-27.
- Purcell, S., Eriksson, H. y Byrne, M. (2016). Rotational zoning systems in multi-species sea cucumber fisheries. *SPC Beche-de-mer Information*. Bulletin No. 36, pp 3-8.
- Purcell, S.W. (2010). Managing sea cucumber fisheries with an ecosystem approach. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 520. 157 pp.
- Purcell, S.W., Uthicke, S., Byrne, M. y Eriksson, H. (2015). Rotational harvesting is a risky strategy for vulnerable marine animals. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112: E6263.
- Ramírez-Rodríguez, M. (2011). Data collection on the small-scale fisheries of México. *ICES Journal of Marine Science*, 68(8): 1611-1614.
- Renard, D., Bez, N., Beucher, H., Ors, F. y Freulon, X. (2019). RGeostats: The Geostatistical R Package. Version 11.2.9.
- Ricker, W.E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 191: 382.
- Romero, A. (2003). Death and taxes: The case of the depletion of pearl oyster beds in sixteenth-century Venezuela. *Conservation Biology*, 17(4): 1013-1023.
- Salgado-Rogel, M. de L. y Palleiro-Nayar, J.S. (2008). Disminución de la abundancia del erizo rojo y propuestas para su manejo en Baja California, México. *Ciencia Pesquera*, 16: 37-45.
- Salgado-Rogel, M. de L., Palleiro-Nayar, J.S., Rivera-Ulloa, J.L., Aguilar-Montero, D., Vázquez-Solórzano, E. y Jiménez-Quiroz, M. del C. (2009). La pesquería y propuestas de manejo del pepino de mar *Parastichopus parvimensis* en Baja California, México. *Ciencia Pesquera*, 17(1): 17-26.
- Sánchez, A., Choumiline, E., López-Ortiz, BE., Aguilón, S., Sánchez-Vargas, L., Romero-Guadarrama, A. y Rodríguez-Meza, D. (2010). Patrón de transporte de sedimento en Bahía Magdalena, Baja California Sur, México, inferido del análisis de tendencias granulométricas. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 38(2): 167-177.
- Schaefer, M.B. (1954). Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bulletin Inter-American Tropical Tuna Commission*, 1(2): 27-56.
- Sievanen, L. (2014). How do small-scale fishers adapt to environmental variability? Lessons from Baja California, Sur, Mexico. *Maritime Studies*, 13(9): 1-19.
- Skewes, T., Plagányi, É., Murphy, N., Pascual, R. y Fischer, M. (2014). *Evaluating rotational harvest strategies for sea cucumber fisheries*. CSIRO. Brisbane. pp. 176.
- Sluczanowski, P.R. (1984). A management oriented model of an abalone fishery whose substocks are subject to pulse fishing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41: 1008-1014.
- Sparre, P. y Venema, S.C. (1997). Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte 1: Manual. *FAO Documento Técnico de Pesca No. 306/1 Rev.2*. 420 pp.

- Stevick, B.C., Carson, H.S. y Working, O. (2021). The pace of harvest and recovery in geoduck clam stocks fifty years into the fishery. *Fisheries Research*, 242(106018).
- Thompson, W.F. y Bell, F.H. (1934). Effect of changes in intensity upon total yield and yield per unit of gear. *Reports of the International Fish Commission*, 8: 7-49.
- Tuckett, Q., Patterson, J. y Thomas, S. (2018). Can bay scallop recruitment limitation in Tampa Bay be overcome using a targeted and intensive approach? *TBEP Technical Report No.15/21*. 35 pp.
- Zaitsev, O., Sánchez-Montante, O. y Saldivar-Reyes, M. (2010). Variaciones estacionales de la estructura termohalina en el sistema lagunar de Bahía Magdalena-Bahía Almejas y el mar adyacente. *Ciencias Marinas*, 36(4): 413-432.
- Zaytsev, O., Cervantes-Duarte, R., Montante, O. y Gallegos-Garcia, A. (2003). Coastal upwelling activity on the Pacific shelf of the Baja California Peninsula. *Journal of Oceanography*, 59: 489-502.
- Zhai, L. y Pauly, D. (2019). Yield-per-recruit, utility-per-recruit, and relative biomass of 21 exploited fish species in China's coastal seas. *Frontiers in Marine Science*, 6:724.
- Zhang, Z. y Campbell, A. (2002). Application of a stochastic spawning stock biomass per recruit model for the horse clam fishery in British Columbia. *Fisheries Research*, 57: 9-23.
- Zhang, Z. y Hand, C. (2007). Determination of geoduck harvest rates using age structured projection modelling. *DFO Canadian Stock Assessment Secretariat*. Research Document 2007/064. 49 pp.
- Zhang, Z. y Hand, C. (2006). Recruitment patterns and precautionary exploitation rates for geoduck (*Panopea abrupta*) populations in British Columbia. *Journal of Shellfish Research*, 25(2): 445-453. doi: [https://doi.org/10.2983/0730-8000\(2006\)25\[445:RPAPER\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2983/0730-8000(2006)25[445:RPAPER]2.0.CO;2)
- Zhou, S., Yin, S., Thorson, J.T., Smith, A. D.M. y Fuller, M. (2012). Linking fishing mortality reference points to life history traits: an empirical study. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69: 1292-1301.

## 11. ANEXOS

### Anexo A. Síntesis de los modelos de dinámica poblacional de *P. globosa* documentados por Larios-Castro et al. (2023).

Las ecuaciones básicas que expresan la dinámica poblacional de *P. globosa* están documentadas en Larios-Castro *et al.* (2023). Las ecuaciones fundamentales se muestran en este anexo, y las variables y parámetros se incluyen en la Tabla 1A. Larios-Castro *et al.* (2023) definieron el estado del stock poblacional de *P. globosa* con base en la relación entre  $B_t/B_0$ .

$B_0$  se calculó a partir de datos independientes de la pesca del año 2007, donde las estimaciones de densidad poblacional y abundancia se calcularon mediante metodología geoestadística. Posteriormente, la abundancia total se tradujo a abundancia a la edad mediante la ecuación inversa de von Bertalanffy. Por último, la abundancia a la edad del año 2006 (considerado como el estado prístino de la población) se estimó mediante un modelo poblacional en retrocálculo de la siguiente manera:

$$N_{y,a} = N_{y+1,a+1} * \exp(M) * C_{y+1} * P_{y+1,a+1}$$

La dinámica poblacional se representó utilizando una función de decaimiento exponencial de la siguiente manera (Larios-Castro *et al.* 2023):

$$N_{y+1} = N_y * (1 - E) * \exp(-M)$$

Se incorporó un valor de reclutamiento a  $N_y$  para añadir individuos a la población. El procedimiento realizó 1,000 simulaciones anuales estimando el número de reclutas a partir de una función de densidad probabilística tipo gamma expresada como verosimilitud:

$$LL(\alpha, \beta) = n \left[ (\alpha - 1) \ln \bar{x}_i - \frac{\bar{x}_i}{\beta} - \alpha \ln \beta - \ln \Gamma(\alpha) \right]$$

Este procedimiento de remuestreo se aplicó con sustitución; así, el reclutamiento se calculó a partir de un valor modal aleatorio para la función gamma. El número de almejas,  $N_y$ , se transformó en biomasa utilizando el promedio del peso total. Por lo tanto, el estado de la población,  $B_t/B_0$ , se calculó una vez conocido  $B_t$  para un año específico. Ver Larios-Castro *et al.* (2023) para detalles específicos.

**Tabla 1A.** Variables y parámetros (v/p) del modelo de decaimiento poblacional estructurado por edad desarrollado por Larios-Castro *et al.* (2023).

(v/p)	Concepto
$y$	Año
$a$	Edad
$C$	Captura
$y+1$	Año posterior
$a+1$	Edad posterior
$N_{y,a}$	Abundancia a la edad $a$ durante el año $y$
$N_{y+1,a+1}$	Abundancia a la edad $a+1$ durante el año $y+1$
$M$	Mortalidad Natural
$C_{y+1}$	Captura en el año $y+1$
$P_{y+1,a+1}$	Proporción de la abundancia total de la edad $a+1$ en el año $y+1$
$N_{y+1}$	Abundancia total en el año $y+1$
$N_y$	Abundancia total en el año $y$
$E$	Tasa de explotación
$\alpha$	Parámetro en la función de densidad probabilística tipo gamma
$\beta$	Parámetro en la función de densidad probabilística tipo gamma
$n$	Número de observaciones
$\bar{x}_i$	Reclutas remuestreados desde una función de densidad uniforme
$R_i$	Abundancia de reclutas
$B_0$	Biomasa inicial
$B_t$	Biomasa al tiempo $t$

## Anexo B. Código de programación. Assessing biological reference points for geoduck clam fishery.

```
function [sigmas]=refpointscolor(Ref)
```

```
% 1. The "refpoints" function creates an excel file (.xls) for each reference
% point with the calculated probabilities of reaching each of them in
% different years. The columns of the matrix contained in the excel file are:
% column 1 corresponds to the values of  $B_t/B_0$ , columns 2 to 7 are the
% probabilities obtained for the different standard deviations, considering
% the optimal value, a decrement and the corresponding increments
% (sigmas = -10%, 0% +5%, +10%, +20%, +30%) with respect to the optimal value.
% Additionally, the probability values calculated for each reference point
% will appear in the Command Window.
```

```
% 2. The "refpoints" function needs a matrix in an .xlsx file previously
% constructed by the user where each column contains the  $B_t/B_0$  values of
% the previous years (3 or 4 depending on the case) upon reaching the
% reference point. The function will ask to select the .xlsx file manually
% and it will have to be in the "Current Folder" along with the function
% file "refpoints.m"
```

```
% 3. "Ref" is a vector previously defined by the user with the four values
% corresponding to the reference points "Management Threshold", "Target",
% "Limit" and "Depleted", for example: Ref=[.65 .5 .4 .3], as in the case
% of this article.
```

```
% 4. The "refpoints" function returns the values of the different standard
```

% deviations (sigmas) derived from the "previous years" matrix.

```

D1=uigetfile('.xlsx');
a=xlsread(D1);

ejesx=["1", "Management Threshold Point", "Target Reference Point", "Limit Reference Point",
"Overfished"];

Ref=[1 Ref];

row=size(a);row=row(1);

B=ones(row,1); a=[B a];

PromTriAnual=nanmean(a);

DSTriAnual=nanstd(a);

% Loop to calculate the probability of each of the reference points and graph
% constructed only with the values derived from the optimal sigma.

for i=2:length(Ref)

CV=DSTriAnual(i)./PromTriAnual(i);

SIGMA=CV.*Ref(i);

aumentos=[.9 1 1.05 1.1 1.2 1.3];

sigmas=SIGMA.*aumentos;

sigmas=round(sigmas,4);

d=Ref(i-1)-Ref(i);

x=Ref(i)-d:.001:Ref(i-1);

Prob=[];

z=normpdf(x,Ref(i),SIGMA);

prob=z./max(z);

figure;

```

```
hold on; plot(x,prob,'k','LineWidth',2)

set(gca, 'fontsize', 15)

ax = gca;

ax.XDir = 'reverse';

xlabel(ejesx(i), 'fontsize', 25)

ylabel('Rescaled probability', 'fontsize', 25)

nums=[4 3 2 1];

nums2=[3 2 1];

if i<4

    xl=xline(a(1,i),'-g','Y-3');

    xl.LabelHorizontalAlignment = 'left';xl.LineWidth=1;

    xl.LabelVerticalAlignment = 'top';

    xl=xline(a(2,i),'-y','Y-2');

    xl.LabelHorizontalAlignment = 'left';xl.LineWidth=1;

    xl.LabelVerticalAlignment = 'top';

    xl=xline(a(3,i),'-r','Y-1');

    xl.LabelHorizontalAlignment = 'left';xl.LineWidth=1;

    xl.LabelVerticalAlignment = 'top';

else

    xl=xline(a(1,i),'-b','Y-4');

    xl.LabelHorizontalAlignment = 'left';xl.LineWidth=1;

    xl.LabelVerticalAlignment = 'top';

    xl=xline(a(2,i),'-g','Y-3');

    xl.LabelHorizontalAlignment = 'left';xl.LineWidth=1;

    xl.LabelVerticalAlignment = 'top';
```

```

        xl=xline(a(3,i),'--y','Y-2');
xl.LabelHorizontalAlignment = 'left';xl.LineWidth=1;
xl.LabelVerticalAlignment = 'top';
        xl=xline(a(4,i),'--r','Y-1');
xl.LabelHorizontalAlignment = 'left';xl.LineWidth=1;
xl.LabelVerticalAlignment = 'top';

end

% Nested loop to calculate probabilities with each of the sigma increments
% and decrement (-10%, 0% +5%, +10%, +20%, +30%)
for j=1:length(sigmas)
z=normpdf(x,Ref(i),sigmas(j));
prob=z./max(z);
Prob=[Prob; prob];
c=Ref(i);
end

% Creation of "xls" files of probability tables. The assigned name will be
% the value of each of the reference points.
t1=['Tabla',num2str(c),'.xls'];
Prob=Prob';
T=[x' Prob];
writematrix(T,t1)

T

end
end

```