

La investigación reportada en esta tesis es parte de los programas de investigación del CICESE (Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California).

La investigación fue financiada por el CONAHCYT (Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías).

Todo el material contenido en esta tesis está protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México). El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

**Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada, Baja California**



**Maestría en Ciencias
en Ecología Marina**

**Reconstrucción histórica de las capturas (1970-2021) y
análisis poblacional de la cabrilla sardinera del norte y
centro del Golfo de California usando el método CMSY**

Tesis

para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
Maestro en Ciencias

Presenta:

Nadia Loza Estrada

Ensenada, Baja California, México
2024

Tesis defendida por
Nadia Loza Estrada

y aprobada por el siguiente Comité

Dr. Oscar Sosa Nishizaki
Codirector de tesis

Dra. Luz Erandi Saldaña Ruiz
Codirectora de tesis

Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera

Dr. Horacio Jesús de la Cueva Salcedo



Dr. Rafael Andrés Cabral Tena
Coordinador del Posgrado en Ecología Marina

Dra. Ana Denise Re Araujo
Directora de Estudios de Posgrado

Resumen de la tesis que presenta **Nadia Loza Estrada** como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ciencias en Ecología Marina.

Reconstrucción histórica de las capturas (1970-2021) y análisis poblacional de la cabrilla sardinera del norte y centro del Golfo de California usando el método CMSY

Resumen aprobado por:

Dr. Oscar Sosa Nishizaki
Codirector de tesis

Dra. Luz Erandi Saldaña Ruiz
Codirectora de tesis

La cabrilla sardinera es una de las especies de serránidos más atacadas por la pesca artesanal en el golfo de California. A pesar de que se encuentra bajo la categoría de preocupación menor por la IUCN, esta especie presenta evidencia de una disminución en su población. A pesar de la importancia biológica y comercial que representa esta pesquería no se cuenta con registros históricos de desembarques específicos de la especie y, por lo tanto, no se cuenta con una evaluación de su estado poblacional lo que ha dificultado proponer estrategias de manejo adecuadas. En los últimos años se han desarrollado métodos para evaluar el estado poblacional de especies de importancia pesquera basadas en metodologías para pesquerías con datos limitados, uno de estos métodos es el Catch Maximum Sustainable Yield (CMSY) que evalúa el estado actual de una población mediante una serie histórica de desembarques y parámetros poblacionales. Con el objetivo de establecer una línea base para entender el comportamiento de esta pesquería, reconstruimos los desembarques de la cabrilla sardinera del norte y centro del golfo de California. Además, se aplicó el modelo CMSY como una aproximación para conocer el estado poblacional de esta pesquería. Se utilizó un enfoque para reconstruir las series cronológicas de los desembarques de la pesquería de la cabrilla sardinera durante el período 1970-2021 utilizando estadísticas pesqueras oficiales e información científica complementaria. La tendencia de los desembarques muestra un aumento a lo largo del tiempo, siendo más notable en los últimos años. Durante los primeros 26 años los desembarques mantuvieron un promedio de 69 toneladas y a partir de 1997 se observaron tres aumentos notables en 2009 (360 t), 2016 (455 t) y 2019 (1,540 t). Se plantearon 7 escenarios adicionales a la evaluación base del CMSY modificando los parámetros de entrada del modelo, con la finalidad de observar diferencias entre ellos. Los resultados de la evaluación base (EB) mostraron que el estado actual de la cabrilla sardinera se encuentra estable. Los escenarios 1-3 presentaron resultados muy similares a la EB, por el contrario, los escenarios 4-7 indican que el estado actual de la pesquería esta sobrexplotada.

Palabras clave: desembarques, reconstrucción histórica, datos limitados, estado de la población, rendimiento máximo sostenible

Abstract of the thesis presented by **Nadia Loza Estrada** as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Marine Ecology.

Historical reconstruction of catches (1970-2021) and population analysis of the sardine grouper in the northern and central Gulf of California using the CMSY method

Abstract approved by:

PhD Oscar Sosa Nishizaki
Thesis Codirector

PhD Luz Erandi Saldaña Ruiz
Thesis Codirectora

The leopard grouper is one of the serranid species most attacked by artisanal fisheries in the Gulf of California. Despite being classified as least concern by the IUCN, this species shows evidence of a decline in its population. Despite the biological and commercial importance of this fishery, there are no historical records of specific landings of the species and, therefore, there is no assessment of its population status, which has made it difficult to propose appropriate management strategies. In recent years, methods have been developed to assess the population status of species of fishing importance based on methodologies for fisheries with limited data. One of these methods is the Catch Maximum Sustainable Yield (CMSY) method, which assesses the status of a population through a historical series of landings and population parameters. To establish a baseline to understand the behavior of this fishery, we reconstructed the landings of the leopard grouper in the northern and central Gulf of California. In addition, the CMSY model was applied as an approximation to understand the population status of this fishery. Using official fishery statistics and complementary scientific information, an approach was used to reconstruct the chronological series of landings of the leopard grouper fishery during 1970-2021. The landing trend has increased, becoming more notable in recent years. During the first 26 years, landings maintained an average of 69 tons, and from 1997, three notable increases were observed in 2009 (360 t), 2016 (455 t), and 2019 (1,540 t). Seven additional scenarios were proposed for the main CMSY assessment by modifying the input parameters of the model to observe differences between them. The results of the main assessment (BA) showed that the status of the leopard grouper is stable. Scenarios 1-3 presented very similar results to the BA. On the contrary, scenarios 4-7 indicate that the current state of the fishery is overexploited.

Keywords: landings, historical reconstruction, data-limited, population status, maximum sustainable yield

Dedicatoria

*A mi papás Paty y Santiago
a mis hermanos Mari Paz y Uriel y,
especialmente, a mi sobrina Leah.*

El pescador habla con la luna

El pescador habla con la playa

El pescador no tiene fortuna

Solo su atarraya.

Agradecimientos

Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California (CICESE) por darme la oportunidad y la herramientas para crecer y desarrollarme profesionalmente; al Consejo Nacional de Humanidades Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por el apoyo económico que me brindaron para poder realizar mis estudios de posgrado (CVU 1137377) y al proyecto de Ciencia de Frontera FORDECYT-PRONACES 139022 "Uso sustentable de la megafauna marina en Áreas Naturales Protegidas: aspectos socioeconómicas y la aplicación de tecnologías emergentes para su monitoreo", por brindar el financiamiento para realizar parte de esta investigación.

A mis codirectores de tesis la Dra. Luz Erandi Saldaña Ruiz y el Dr. Oscar Sosa Nishizaki por confiar en mí en todo momento, por su apoyo incondicional tanto académico como personal y por haber sido mis guías en esta "mafia" de las pesquerías. Los aprecio y los estimo mucho. A mi comité el Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera y el Dr. Horacio de la Cueva Salcedo por sus comentarios, sugerencias y observaciones que aportaron una perspectiva muy valiosa a esta investigación.

A los miembros del laboratorio de Ecología Pesquera: Doc, Carmencita Luz, Emi, Masao, Zuri, Sonia y Rafa por estar abiertos siempre a compartir su conocimiento conmigo, por las reuniones, los congresos, las noches de las ciencias y los momentos compartidos. Muchas gracias por todo su apoyo, siempre estaré agradecida con cada uno de ustedes, especialmente con Luz, Carmencita, Zuri y el Doc por apoyarme, acompañarme y estar al pendiente de mí en estos últimos meses que han sido todo un sube y baja de emociones.

A mis papás Patito y Santiago por enseñarme que la vida está del otro lado del miedo, por darme la libertad para tejer mis sueños y por darme raíces para volver y alas para volar. A mis hermanos Mari Paz y Uri por su apoyo incondicional, por creer en mí, por ser un ejemplo de vida y por enseñarme que cuando las cosas se hacen con amor y pasión todo sale mejor. A mi pastelillo (Leah) por inspirarme todos los días y por darme el amor más puro que existe. A mis tíos, primos y abuelitos por estar siempre pendiente de mí y por alentarme a seguir adelante. Gracias a todos por su amor y su cariño.

A mis mosqueteras Ada y Eve por su apoyo incondicional, por todas las aventuras vividas y por ser luz cuando creía que ya no podía más. Fue un placer poder compartir este sueño y vernos crecer juntas. A Dartañán, por ser un guía en toda esta aventura, por tener las palabras correctas que me

impulsaron a seguir adelante. Siempre agradeceré la pequeña familia que me dio la Ensenasty, gracias por todo lo vivido y lo compartido.

A mis niñas Bren y Ches por su valiosa amistad, por las pláticas de desahogo y por ser parte importante en este camino. Al perrito mayor, el buen pai pai (Medellín) por todas las llamadas de ánimo, por escucharme y por compartir tu visión de la vida conmigo.

A todas las personas que en algún momento formaron parte de esta aventura, gracias por compartir su tiempo, conocimiento y cariño; su paso por mi vida me ha hecho crecer y ser quien soy.

Al mar por ser magia pura: tengo espuma de mar en mis venas, comprendo el lenguaje de las olas.

Tabla de contenido

	Página
Resumen en español.....	ii
Resumen en inglés.....	iii
Dedicatoria.....	iv
Agradecimientos.....	v
Lista de figuras.....	ix
Lista de tablas.....	xi
Capítulo 1. Introducción.....	1
1.1 Antecedentes.....	4
1.1.1 Características generales de la cabrilla sardinera (<i>Mycteroperca rosacea</i>).....	4
1.1.2 Pesquería de la cabrilla sardinera en el golfo de California.....	5
1.1.3 Importancia de las estadísticas pesqueras.....	7
1.1.4 Reconstrucción histórica de los desembarques.....	8
1.1.5 Modelos de evaluación poblacional para pesquerías con pocos datos.....	8
1.1.5.1 Modelo Catch Maximum Sustainable Yield para evaluar el estado de las poblaciones.....	9
1.2 Justificación.....	10
1.3 Hipótesis.....	11
1.4 Objetivos.....	11
1.4.1 Objetivo general.....	11
1.4.2 Objetivos específicos.....	11
Capítulo 2. Metodología.....	12
2.1 Área de estudio.....	12
2.2 Reconstrucción histórica de los desembarques de la cabrilla sardinera en el norte y centro del golfo de California durante 1970-2021.....	13

2.2.1	Identificación de series de tiempo de desembarques de línea base disponibles	14
2.2.2	Identificación de operaciones de pesca, sectores y periodos con datos faltantes	16
2.2.3	Búsqueda de fuentes de información alternativas para estimar datos faltantes	16
2.2.4	Desarrollo de puntos de anclaje para datos faltantes	20
2.2.5	Estimación de la serie temporal final	20
2.2.6	Estimación de la serie temporal final de desembarques	20
2.2.7	Cuantificación de la incertidumbre asociada a cada periodo reconstruido	20
2.3	Modelo “Catch Maximum Sustainable Yield”	21
Capítulo 3. Resultados		24
3.1	Reconstrucción de los desembarques de la cabrilla sardinera en el norte y centro del golfo de California (1970-2021)	24
3.1.1	Incertidumbre	25
3.2	Evaluación poblacional de la cabrilla sardinera mediante una metodología para pesquerías con pocos datos (Catch Maximum Sustainable Yield – Froese et al., 2017)	25
3.2.1	Estado actual de la población	32
Capítulo 4. Discusión		35
4.1	Reconstrucción de los desembarques de la cabrilla sardinera en el norte y centro del golfo de California durante 1970-2021	35
4.2	Discrepancias e incertidumbre	40
4.2.1	Discrepancias asociadas a la reconstrucción de los desembarques	40
4.2.2	Incertidumbre asociada a la reconstrucción de los desembarques	40
4.3	Evaluación poblacional mediante metodologías para pesquerías con datos limitados	41
Capítulo 5. Conclusiones		45
Literatura citada		46

Lista de figuras

Figura	Página
1... Distribución de la cabrilla sardinera. Tomado de Estrada-Godínez <i>et al.</i> , 2011b.	5
2... Cabrilla sardinera (<i>Mycteroperca rosacea</i>).	7
3... Norte y centro del golfo de California. Los puntos rojos indican las 5 oficinas de pesca y la línea negra representa el límite del stock de la cabrilla sardinera.	13
4... Reconstrucción de los desembarques (t) de la cabrilla sardinera en el ncGC (línea negra), BC este (línea gris discontinua) y SON (línea gris clara punteada) con intervalos de confianza asignados en el taller para la evaluación de la incertidumbre.	24
5... Análisis CMSY de la evaluación base (EB) para la cabrilla sardinera. (A) serie temporal de desembarques 1970-2021, con los límites de confianza al 95% representados por la franja gris. (B) trayectoria de la biomasa (B/B_{msy}) predicha por el CMSY y el área gris indica la incertidumbre, la línea horizontal discontinua indica la biomasa en el punto de referencia (B_{msy}) y la línea horizontal punteada indica la mitad de ($B_{msy} = 0.5$). (C) tasa de explotación relativa (F/F_{msy}) estimada por CMSY, a línea horizontal discontinua indica la mortalidad por pesca en el rendimiento máximo sostenible y la banda gris representa la incertidumbre (D) curva de equilibrio de Schaefer de captura/MSY en relación con la biomasa relativa (B/K) en el primer año (cuadrado) y el último año (triángulo) de la serie temporal. (E) espacio r - K explorado por el modelo y en gris oscuro los pares r - K que son compatibles con las capturas y la información previa. El punto azul indica el par r - k más probable, mientras que las líneas de error que forman una cruz representan los límites de confianza del 95. (F) diagrama de Kobe con la tendencia del estado de la población de la cabrilla sardinera en el norte y centro del golfo de California.	26
6... Serie temporal de los desembarques de la cabrilla sardinera. La línea negra indica los desembarques, la línea discontinua indica el rendimiento máximo sostenible (MSY) y la banda gris indica el intervalo de confianza al 95%. A = escenario 1 (E1), B = escenario 2 (E2), C = escenario 3 (E3), D = escenario 4 (E4), E = escenario 5 (E5), F = escenario 6 (E6), G = escenario 7 (E7).	27
7... Estimación del tamaño de la población de la cabrilla sardinera. La línea negra representa la trayectoria de la biomasa predicha por el CMSY, la banda gris representa la incertidumbre. La línea horizontal discontinua indica la biomasa en el punto de referencia (B_{msy}) y la línea horizontal punteada indica la mitad de ($B_{msy} = 0.5$) como límite por debajo del cual se puede reducir el reclutamiento. A = escenario 1 (E1), B = escenario 2 (E2), C = escenario 3 (E3), D = escenario 4 (E4), E = escenario 5 (E5), F = escenario 6 (E6), G = escenario 7 (E7).	28
8... Tasa de explotación relativa (F/F_{msy}) de la cabrilla sardinera. La línea horizontal discontinua indica la mortalidad por pesca en el rendimiento máximo sostenible, la banda gris representa la incertidumbre. A = escenario 1 (E1), B = escenario 2 (E2), C = escenario 3 (E3), D = escenario 4 (E4), E = escenario 5 (E5), F = escenario 6 (E6), G = escenario 7 (E7).	29

- 9... Curva de equilibrio de Schaefer de captura/MSY en relación con la biomasa relativa (B/K), se observan las predicciones desde el primer año (cuadrado) hasta el último año (triángulo). A = escenario 1 (E1), B = escenario 2 (E2), C = escenario 3 (E3), D = escenario 4 (E4), E = escenario 5 (E5), F = escenario 6 (E6), G = escenario 7 (E7). 30
10. Espacio r - K explorado, en gris claro se representan los pares r - K potenciales y en gris oscuro los pares r - K que son compatibles con las capturas. El punto azul indica el par r - K más probable, mientras que las líneas de error que forman una cruz representan los límites de confianza al 95%. A = escenario 1 (E1), B = escenario 2 (E2), C = escenario 3 (E3), D = escenario 4 (E4), E = escenario 5 (E5), F = escenario 6 (E6), G = escenario 7 (E7). 31
11. Diagramas de Kobe que representan el estado de la población de la cabrilla sardinera del ncGC. El área roja indica sobrepesca, el área naranja indica una posible sobreexplotación, el área amarilla indica una recuperación, el área verde indica no sobrepesca. El área gris representa la incertidumbre en el último año (triángulo), 50% para el área amarilla, 80% para el área gris claro y 95% para el área gris oscuro para intervalos de confianza del 95%. A = escenario 1 (E1), B = escenario 2 (E2), C = escenario 3 (E3). 33
12. Diagramas de Kobe representando el estado de la población de la cabrilla sardinera del ncGC. El área roja indica sobrepesca, la zona naranja indica una posible sobreexplotación, el área amarilla indica una recuperación, el área verde indica no sobrepesca. El área gris representa la incertidumbre en el último año (triángulo), 50% para el área amarilla, 80% para el área gris claro y 95% para el área gris oscuro para intervalos de confianza del 95%. D = escenario 4 (E4), E = escenario 5 (E5), F = escenario 6 (E6), G = escenario 7 (E7). Estos escenarios presentan un promedio en los desembarques de 2019 (Tabla 4). 34

Lista de tablas

Tabla	Página
1... Fuentes de información utilizadas para realizar la reconstrucción de los desembarques de la cabrilla sardinera en el norte y centro del golfo de California.	14
2... Síntesis de las metodologías utilizadas en cada periodo de reconstrucción.	17
3... Criterios y puntuación para evaluar los periodos reconstruidos de los desembarques de la cabrilla sardinera.	21
4... Escenarios utilizados para el modelo CMSY incluyendo los parámetros de entrada.	23

Capítulo 1. Introducción

Los serránidos (meros, cabrillas, garropas, bayas y chernas) componen uno de los mayores grupos de peces depredadores distribuidos en arrecifes rocosos, se conforman por más de 450 especies a nivel mundial y la mayoría tiene una gran importancia comercial en pesquerías artesanales, industriales y recreativas (Heemstral y Randall, 1993; Aburto-Oropeza *et al.*, 2008). A pesar de su importancia ecológica en los ecosistemas marinos, la pesquería de este grupo reporta capturas de 300,000 t hasta 90 millones de t anuales, lo que ha provocado que 20 especies de serránidos se encuentren catalogadas como amenazadas en la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) (Craig *et al.*, 2012; FAO, 2012).

En México, la pesca es una de las principales actividades económicas en la zona costera, siendo el golfo de California la región pesquera más productiva de este país. Los estados con mayor producción pesquera son Sonora, Sinaloa, Baja California y Baja California Sur aportando 44.6%, 17.1%, 10.8% y 7% de las capturas a nivel nacional respectivamente, es decir que, en conjunto, estas cuatro entidades aportan cerca del 80% de la producción pesquera del país (CONAPESCA, 2021). Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón (2011) al analizar las tendencias de captura de 60 especies y grupo de especies que se pescan en el golfo de California, encontraron que el 8.3% de estas pesquerías estaban colapsadas, 33.3% sobre-pescadas, 41.7% en desarrollo, y algunas pesquerías no fueron evaluadas debido a la poca confiabilidad de las estadísticas. García-Peña Valenzuela (2019) analizó todos los grupos de especies incluidas en la Carta Nacional Pesquera durante el periodo 2000-2018 y encontró que el 63% de estas pesquerías se encontraban cerca del rendimiento máximo sostenible, 17% en deterioro, 13% en desarrollo y el resto las clasifico en otro estatus diferente.

En el golfo de California, se agrupa un tercio de los pescadores artesanales de todo el país y sus actividades se asocian principalmente a la explotación de más de 200 especies o grupos de especies. Los serránidos aportan un volumen significativo a las capturas artesanales en esta región (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008). Sin embargo, a pesar de que las capturas de diversas especies de serránidos han aumentado y se ha observado una disminución en su abundancia, existen pocos estudios enfocados en evaluar el estado poblacional de este grupo (Erauskin-Extramiana *et al.*, 2017).

La cabrilla sardinera es una de las especies de serránidos más comunes en la región central del golfo de California, siendo objetivo en la pesca artesanal, comercial y recreativa (Sala *et al.*, 2003; Erisman *et al.*,

2008), además, ha sido catalogada como una especie óptima para realizar acuicultura (Martínez-Lagos *et al.*, 2014). Es de gran importancia debido a que tiene un gran valor comercial, económico y biológico (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008; Jackson *et al.*, 2015) y presenta características que la hacen vulnerable a la pesca, como un crecimiento lento ($K = 0.067/\text{año}$), edad de madurez tardía (3-5 años), longevidad alta (21 años) y tendencia a formar agregaciones de desove (marzo-junio) (González-Valdovinos, 1993; Díaz-Uribe *et al.*, 2001; Erisman *et al.*, 2008; Erauskin-Extramiana *et al.*, 2017). Estas características propician que la cabrilla sardinera sea susceptible a la pesca ya que sus poblaciones tendrían una lenta recuperación después de un intenso esfuerzo pesquero (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008).

La cabrilla sardinera se encuentra bajo la categoría de preocupación menor por la IUCN. Sin embargo, evidencia anecdótica indican la probabilidad de una reducción en la biomasa de la población de aproximadamente 50% durante el periodo 1998-2008 (Erisman y Craig, 2018a). Diversos estudios sugieren que esta especie ha sufrido una fuerte presión pesquera durante muchas décadas, aumentando drásticamente los desembarques de esta especie a lo largo del golfo de California, siendo mayores durante la temporada de agregaciones de desove (Sala *et al.*, 2004; Erisman *et al.*, 2010; Erisman y Craig, 2018a). A pesar de la presión pesquera que enfrenta la cabrilla sardinera no se cuenta con ninguna evaluación formal de su estado poblacional debido a la falta de información básica como series temporales de desembarques y esfuerzo pesquero (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008).

Las estadísticas en México se han compilado desde 1893, sin embargo, se interrumpieron en diversos años debido a los sucesos derivados de la Revolución Mexicana y por la desaparición del Departamento Autónomo de la Estadística Nacional. Fue a partir de 1939 cuando el documento que contiene los datos estadísticos sociodemográficos, económicos y geográficos y del sector pesquero, el Anuario Estadístico de los Estados Unidos Mexicanos (AEEUM) se publicó de forma ininterrumpida (INEGI, 1994; INEGI, 2021). La sistematización y compilación de las estadísticas pesqueras también se ha implementado a través de los Anuarios Estadísticos de Acuicultura y Pesca (AEAP) desde mediados de la década de 1950, integrando estadísticas básicas relevantes en el ámbito de la acuicultura y la pesca (Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón, 2007; CONAPESCA, 2021). Sin embargo, los AEEUM y los AEAP presentan diversas limitaciones y deficiencias en los registros de los desembarques, por ejemplo, 1) no diferencian los datos entre la pesca artesanal y de mediana altura, 2) los registros históricos de desembarques no están disponibles para algunos años, 3) algunos datos se recopilan de manera incorrecta y 4) las capturas no se reportan a nivel de especie (Espino-Bar y Cruz-Romero, 2006). Aunado a las dificultades mencionadas anteriormente, se suma la problemática de la pesca ilegal no declarada y no reglamentada que subestima las capturas pesqueras del país, incluso estudios sugieren que se debe aumentar un 30% a los

datos oficiales de capturas reportadas debido a este hecho (Cisneros-Montemayor *et al.*, 2013). Reconociendo los desafíos que presentan las estadísticas pesqueras mexicanas, se deben utilizar métodos alternativos que proporcionen estimaciones del estado poblacional en el que se encuentran las pesquerías de México (Cisneros-Montemayor *et al.*, 2013; Rosenberg *et al.*, 2014).

Las reconstrucciones históricas de los desembarques son una herramienta para comprender el comportamiento de las pesquerías con datos limitados a través de los años (Pauly, 1998). Cerca del 80% de las capturas mundiales provienen de poblaciones que aún no han sido evaluadas formalmente debido a que carecen de información necesaria para hacerlo, aunque estas pesquerías aporten una cantidad importante a la economía y al alimento en distintos países (Pauly, 1998; Costello *et al.*, 2012). En México, de las 250 especies reportadas en las estadísticas pesqueras oficiales, el 30% de ellas no cuenta con información básica para llevar a cabo un diagnóstico de su estado poblacional (Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón, 2011). No obstante, diversos estudios han aportado información muy valiosa de especies o grupos de especies de importancia comercial en el país, como las rayas, tiburones y peces de escama, mediante las reconstrucciones históricas de capturas (Saldaña-Ruiz *et al.*, 2016, Saldaña-Ruiz *et al.*, 2017; Flores-Guzmán, 2018; Fajardo-Yamamoto *et al.*, 2022; García-Rodríguez *et al.*, 2024). Es fundamental considerar que esta metodología cuenta con un grado de incertidumbre debido a la naturaleza de los datos y es crucial realizar una interpretación adecuada para obtener una estimación confiable que permita proponer e implementar una buena gestión de los recursos pesqueros (Costello *et al.*, 2012).

Con la finalidad de evaluar el estado de las poblaciones en pesquerías con pocos datos, se utiliza una combinación de evaluaciones poblaciones cuantitativas y cualitativas, haciendo uso de la información disponible como la captura, índices de abundancia, potencial de desove, etc. En algunos casos las poblaciones evaluadas requieren la reconstrucción de la biomasa al máximo rendimiento sostenible y, por lo tanto, se requieren esfuerzos mayores para mejorar el aprovechamiento de las pesquerías (Rosenberg *et al.*, 2014). La mayoría de los métodos para evaluar el estado de un stock utilizando una metodología para pesquerías con pocos datos dependen en su gran mayoría de tendencias de capturas o series cronológicas de desembarques, complementada con información de las características del ciclo de vida de la especie, debido a que la mayoría de las poblaciones carece de otro tipo de información como tallas, edad, tasa de natalidad, tasa de mortalidad, captura por unidad de esfuerzo, etc. (Walter y Martell, 2004; Kleisner *et al.*, 2013; Rosenberg *et al.*, 2014; Carruthers *et al.*, 2023). Uno de los métodos más populares y utilizados es el Catch Maximum Sustainable Yield (CMSY) desarrollado por Martell y Froese (2012) que a pesar de ser un método fuertemente criticado (Bouch *et al.*, 2021; Ovando *et al.*, 2022), se ha utilizado para conocer el estado poblacional de las pesquerías en todo el mundo (Froese *et al.*, 2023).

En México, este método se ha implementado para evaluar las poblaciones de tiburón angelito, corvina blanca y diez poblaciones de peces distribuidos en el noroeste del pacífico mexicano (Flores-Guzmán, 2018; García-Rodríguez *et al.*, 2024).

Debido a la importancia ecológica y económica de la cabrilla sardinera, este estudio analizó las tendencias históricas de los desembarques en un contexto de datos limitados, mediante una revisión extensa de la literatura. Determinamos el estado poblacional en el que se encuentra la especie aplicando la aproximación Catch Maximum Sustainable Yield después de reconstruir los desembarques históricos para el periodo 1970-2021 en la región del centro y norte del golfo de California.

1.1 Antecedentes

1.1.1 Características generales de la cabrilla sardinera (*Mycteroperca rosacea*)

Mycteroperca rosacea, cabrilla sardinera o cabrilla rosa (Streets, 1877), es una especie endémica de México, pertenece a la familia Serranidae y a la subfamilia Epinephelinae. Se distribuye en el Pacífico Oriental Tropical a lo largo del golfo de California hasta la costa sur de Jalisco, abarcando Bahía Magdalena en la costa oeste del Pacífico mexicano (Figura 1) (Thomson *et al.*, 2000; Estrada-Godínez *et al.*, 2011a). Habita en aguas costeras poco profundas alcanzando los 50 metros de profundidad y se puede encontrar en distintos tipos de microhábitats asociados a arrecifes rocosos tales como pequeños cantos rodados, mantos de coral negro, rodolitos y paredes rocosas (Aburto-Oropeza y Balart, 2001; Erisman y Craig, 2018a). Se alimenta principalmente de crustáceos y peces pequeños como la sardina, *Harengula thrissina* y la anchoveta, *Cetengraulis mysticetus* (Hobson, 1968).

Esta especie se caracteriza por presentar dos patrones de color, el más común es de una tonalidad que varía entre café verdoso y gris, con pequeñas y numerosas manchas de color rojizo-marrón que cubren tanto la cabeza y la mitad superior del cuerpo, las cuales se desvanecen en la parte del vientre (Allen y Robertson, 1994). El segundo patrón lo presenta aproximadamente, el 1% de la población, tanto machos como hembras, adquieren un color amarillo, naranja brillante o dorado, que se mantiene a lo largo de su desarrollo (Heemstra y Randall, 1993; Aburto-Oropeza *et al.*, 2008). Las hembras y los machos alcanzan su madurez sexual entre los 3 y los 5 años, presentando tallas superiores a los 30 cm (Aburto-Oropeza *et*

al., 2008), mientras que los adultos pueden llegar a medir hasta 1 m de longitud total, pesar 12 kg y vivir aproximadamente 21 años (Robertson y Allen, 2015).

La cabrilla sardinera, en contraste con la mayoría de las especies de serránidos presenta un patrón sexual gonocórico, lo que quiere decir que, no es hermafrodita ni experimenta cambios de sexo (Erisman *et al.*, 2008). Además, se caracteriza por formar agregaciones de desove durante febrero a junio, llevándose a cabo durante la noche (sin que exista una relación con las fases lunares) en arrecifes rocosos dominados por lechos de algas pardas del género *Sargassum* (Sala *et al.*, 2003). Se han registrado agregaciones de grupos pequeños que van de los 6 a los 40 individuos y agregaciones grandes que van de los 100 a los 400 individuos, aunque también se han observado grupos de hasta 800 individuos (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008; Erisman *et al.*, 2008).



Figura 1. Distribución de la cabrilla sardinera. Tomado de Estrada-Godínez *et al.*, 2011b.

1.1.2 Pesquería de la cabrilla sardinera en el golfo de California

Los primeros registros oficiales de la pesquería del grupo “cabrilla” en el litoral del Pacífico mexicano iniciaron a partir de 1952, sin embargo, la información fue muy inconsistente por lo que se cuenta con un hueco de información de este grupo hasta 1977 (excepto de 1956-1961), esto puede atribuirse a diversos factores como: 1) la publicación de los AEAP se interrumpió en algunos años, 2) estos documentos no siempre son de fácil acceso y 3) debido al volumen mínimo de desembarques que aporta el grupo no se incluían en las estadísticas pesqueras. No obstante, estudios aseguran que desde 1970 ya

se capturaban cabrillas en el golfo de California (Danemann, 2004; Valdez-Ornelas *et al.*, 2008). Asimismo, Sonora registró los volúmenes más altos de serránidos (>400 t), mientras que Baja California y Baja California Sur registraron capturas anuales mayores a 200 t (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008). Por otro lado, reportan que en Bahía de los Ángeles el grupo cabrilla representó el 9% de los desembarques totales durante 1970-2004 (Valdez-Ornelas *et al.*, 2008).

La pesquería de la cabrilla sardinera es de gran interés en el golfo de California debido a que se considera una de las especies objetivo de la pesca comercial y artesanal y su carne es considerada de primera calidad (Erisman *et al.*, 2007; Aburto-Oropeza *et al.*, 2008). Existe evidencia anecdótica de una disminución de aproximadamente el 50% de la biomasa durante el periodo 1998-2008 en el golfo de California, alcanzando el pico máximo a finales de la década de 1990 (Erisman y Craig, 2018a). Además, la Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca (CONAPESCA) reporta que durante 2001-2005 la cabrilla sardinera junto con otras dos especies de serránidos aportó los mayores volúmenes de captura en la región. Sala *et al.* (2004) reportan que los desembarques de cabrilla sardinera y otros meros pequeños aumentaron drásticamente de menos de 100 t a 4,000 t por año a finales de la década de 1990 en el golfo de California. Sin embargo, es importante resaltar que Baja California Sur es el estado del noroeste que registra los mayores desembarques de la especie (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008; 2010). Los desembarques de cabrilla sardinera oscilaron entre 50 t en 1990 a casi 350 t en 2000 en el norte del golfo de California, mientras que en el suroeste los desembarques aumentaron en promedio de 266 t a 469 t por año entre 2000-2005 (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008; Erisman *et al.*, 2010).

La cabrilla sardinera (Figura 2) es capturada por la pesca artesanal con embarcaciones tipo panga de 6 y 8 metros de eslora, con motores fuera de borda y tripuladas entre dos y cuatro pescadores (Vázquez-Hurtado *et al.*, 2010). El arte de pesca que se utiliza para capturarla puede variar dependiendo de la región y del tipo de pesca que se realice, por ejemplo, en la pesca comercial se utilizan líneas de monofilamento, palangres de fondo, redes de enmalle, anzuelos y buceo autónomo (hooka) y para la pesca recreativa se utilizan cañas de monofilamento, anzuelos y arpón (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008; Vázquez-Hurtado *et al.*, 2010; Erisman & Craig, 2018a).

A pesar de que la pesca de la cabrilla sardinera se lleva a cabo únicamente en el golfo de California, se cree que genéticamente existen distintas poblaciones. La estructura del stock de la cabrilla sardinera se divide en tres subpoblaciones a lo largo del golfo de California, la primera comprende de San Felipe y Puerto Peñasco hasta Punta San Francisquito y Bahía Kino, la segunda va de Santa Rosalía a La Paz y la tercera abarca de Guaymas hasta el sur de Sinaloa (com. pers. Munguía-Vega, 2023). La estructura de

estas tres subpoblaciones se explica por la dispersión larval que existe entre el norte y el centro del golfo de California, sustentada por estudios genéticos y modelos oceanográficos que sugieren diferentes niveles de conectividad entre regiones (Munguía-Vega *et al.*, 2014; Jackson *et al.*, 2015).

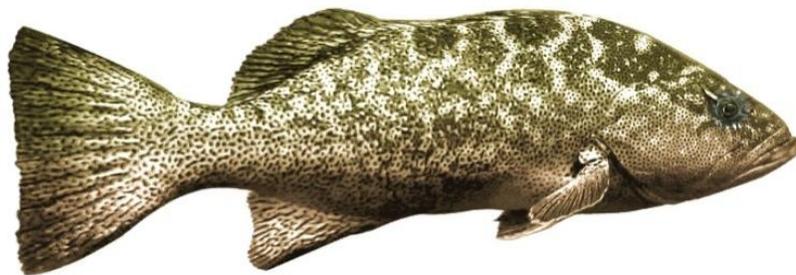


Figura 2. Cabrilla sardinera (*Mycteroperca rosacea*).

1.1.3 Importancia de las estadísticas pesqueras

Las estadísticas pesqueras son fundamentales para el entendimiento y el análisis de la actividad pesquera de cualquier país. La importancia de la información histórica de una pesquería radica en establecer una línea base que permita conocer el comportamiento de una pesquería a través del tiempo y establecer puntos de referencia para conocer el estado poblacional de una especie (Pauly, 1995; Saldaña-Ruiz *et al.*, 2017). Por este motivo es necesario incorporar información y estadísticas históricas con el objetivo de evaluar las poblaciones, además, esto permitirá implementar medidas de manejo más acertadas evitando una gestión errónea (Sáenz-Arroyo *et al.*, 2005).

En México el órgano encargado de recopilar las estadísticas es la CONAPESCA, que depende actualmente de la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER) (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008; CONAPESCA, 2023). Los Avisos de Arribo (AVAR) son documentos, tipo bitácoras, en el que los pescadores reportan los volúmenes de captura obtenidos por especie o grupo de especies durante una jornada de pesca en un sitio específico. Estas bitácoras se compilan a lo largo de las 47 oficinas regionales ubicadas en las comunidades pesqueras más importantes del país (Leslie *et al.*, 2015). Dichos documentos incluyen información básica (estado, oficina de pesca, sitio de desembarque lugar de captura, fecha de captura, mes de captura, nombre principal de la especie, peso desembarcado (kg), precio del producto, etc.) de los desembarques mensuales de 207 productos pesqueros de importancia comercial (Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón, 2007; Leslie *et al.*, 2015). La información compilada periódicamente en los AVAR sometidos a cada oficina de pesca se envía a las oficinas federales de cada estado, posteriormente se envía la información a la oficina central de CONAPESCA ubicada en la Ciudad de México para que

finalmente se reporten las estadísticas anualmente mediante el Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca (AEAP), este documento se ha compilado desde la década de 1950 (Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón, 2007). Los AEAP reportan la captura de la cabrilla sardinera dentro del grupo de las “cabrillas” en donde se incluyen ocho especies más: cabrilla, cabrilla de cuero, cabrilla de roca, cabrilla habanera, cabrilla piedra, cabrilla pinta, cabrilla prieta, verdillo y la cabrilla rosa, esta última es otro nombre común de la cabrilla sardinera y en los AEAP y en los AVAR se registra bajo ese nombre (Díaz-Uribe *et al.*, 2013; CONAPESCA, 2021).

1.1.4 Reconstrucción histórica de los desembarques

Distintos estudios han resaltado la importancia de utilizar las estadísticas pesqueras disponibles con el objetivo de reconstruir los desembarques pesqueros. Si bien las estadísticas pesqueras oficiales en México cuentan con grandes vacíos de información, diversos estudios han abordado esta problemática mediante las reconstrucciones históricas de capturas para distintas especies de importancia comercial (Cisneros-Montemayor *et al.*, 2013). Por ejemplo, en el golfo de California se han realizado estudios como los de Saldaña-Ruíz *et al.* (2016) y Saldaña-Ruíz *et al.* (2017) que reconstruyeron las capturas de rayas y los desembarques históricos de la pesca de tiburones, el estudio de Flores-Guzmán (2018) se enfocó en reconstruir los desembarques de tiburón angelito, mientras que Sosa-Nishizaki *et al.* (2020) describieron la historia y la estructura regional de las pesquerías de tiburón en el Pacífico mexicano y, Fajardo-Yamamoto *et al.* (2022) reconstruyeron los desembarques históricos de la curvina blanca. Todos los estudios mencionados utilizaron una metodología para pesquerías con datos limitados con el objetivo de conocer las tendencias y el comportamiento de las pesquerías a lo largo de los años. Asimismo, concluyeron que la información obtenida es una línea base para entender los cambios en la composición y abundancia de especies, además, con los resultados obtenidos algunos autores han aplicado enfoques para evaluar las poblaciones de elasmobranchios y peces. Aunado a esto, es importante destacar que los estudios que emplean este tipo de metodología aportan información muy valiosa permitiendo generar acciones para un buen manejo de las pesquerías.

1.1.5 Modelos de evaluación poblacional para pesquerías con pocos datos

Existen métodos mecánicos y no mecánicos que únicamente necesitan datos de capturas. Los métodos no mecánicos son aquellos que tienen como objetivo evaluar el estado de un stock basándose en series

temporales de capturas y predicen el estado de las poblaciones no evaluadas mediante el conocimiento derivado de poblaciones ya evaluadas (Costello *et al.*, 2012; Thorson *et al.*, 2012). El argumento de la aplicación de los modelos no mecánicos se basa en la obtención de resultados que pueden ser comparables con metodologías de evaluaciones de poblaciones más robustas, además de que su interpretación suele ser más fácil y rápida (Thorson *et al.*, 2013). Algunos de estos métodos fueron propuestos por Froese y Kesner-Reyes (2002), Kleisner y Pauly (2011), Kleisner *et al.* (2013) y Anderson *et al.* (2017). Estos métodos han sido criticados debido a la falta de fundamentos mecánicos, sin embargo, se siguen utilizando debido a la deficiencia de datos que presentan las especies y a la poca información de las pesquerías (Costello *et al.*, 2012; Thorson *et al.*, 2012). Por otro lado, dentro de los métodos mecánicos se encuentra el método “Análisis de Reducción de Stock Basado en el Agotamiento” (DB-SRA, por sus siglas en inglés) propuesto por Dick y MacCall (2011), el método “Catch-MSY” propuesto por Martell & Froese (2013) y el método “Modelo de Solo Captura en el Espacio de Estados” (SSCOM, por sus siglas en inglés), estos métodos tienen por objetivo generar modelos de dinámica poblacional utilizando información sobre la biología de la especie y datos como tallas, edad, tasa de natalidad, tasa de mortalidad, captura por unidad de esfuerzo y ciclo de vida de las especies (Rosenberg *et al.*, 2014). Debido a que estos métodos consideran cambios de biomasa a lo largo del tiempo se consideran estudios más robustos que los modelos no mecánicos (Thorson *et al.*, 2013).

1.1.5.1 Modelo Catch Maximum Sustainable Yield para evaluar el estado de las poblaciones

Existen tres versiones de este modelo: 1) Catch-MSY – Martell y Froese, 2013, 2) CMSY – Froese *et al.*, 2017 y 3) CMSY++ – Froese *et al.*, 2021, la segunda versión aborda varias deficiencias que presenta el modelo anterior, dentro de las que destacan la búsqueda del par $r - K$ más probable no en el centro sino ubicado cerca de la punta del triángulo y, asimismo, la tasa de explotación (F/F_{MSY}) y la tasa de biomasa relativa (B/B_{MSY}) producen predicciones más razonables (Froese *et al.*, 2023). Sin embargo, aunque el modelo más reciente implementa una serie de mejoras como la incorporación Bayesiana de un modelo de Schaefer (BSM, por sus siglas en inglés) y una red neuronal artificial (ANN, por sus siglas en inglés) que ayuda a seleccionar prioridades objetivas para el tamaño relativo de la población, los datos de entrada que requiere el modelo, además de la serie temporal de capturas y datos biológicos de la especie, se requiere información sobre la abundancia de la población, lo que limitó que utilizáramos la versión de Froese *et al.* (2023).

El método CMSY propuesto por Froese *et al.* (2017) se fundamenta en un modelo de Schaefer y mediante

un enfoque de Monte Carlo aplica simulaciones (20,000 remuestreos) y filtra los rangos r (tasa intrínseca de crecimiento) y K (capacidad de carga del ecosistema) para detectar pares r - K viables; se considera que un par de parámetros es viable si las trayectorias de la biomasa calculadas son compatibles con las capturas observadas, es decir, que la biomasa no se vuelve negativa y es compatible con estimaciones previas. Este modelo estima la biomasa (B/B_{MSY}), la tasa de explotación (F/F_{MSY}) y el rendimiento máximo sostenible (MSY, por sus siglas en inglés) como punto de referencia de la pesquería. Este último parámetro se define como el máximo rendimiento teórico (toneladas) que puede ser extraído continuamente sin agotar el recurso en el futuro y bajo condiciones ambientales constantes (FAO, 2001; Martell y Froese, 2012; Froese *et al.*, 2017). Si se cuenta con información de captura por unidad de esfuerzo (CPUE), dicho modelo puede arrojar resultados más detallados del estado poblacional, ya que se aplica un método Bayesiano avanzado (Froese *et al.*, 2021).

Se han realizado diversos estudios en México enfocados en evaluar el estado poblacional de especies de importancia comercial, la mayoría ha utilizado información de series históricas de desembarques obtenidas a través de metodologías para pesquerías con datos limitados. Tal es el caso del tiburón angelito, diez especies de peces costeros y el verdillo. Dichos estudios aplicaron el método CMSY para estimar la tendencia de las poblaciones a lo largo del tiempo. Sin embargo, estos estudios concluyeron que los resultados deben tomarse con precaución debido a las limitaciones que presenta el modelo, asimismo, sugieren impulsar estudios biológicos para estimar o actualizar los parámetros del ciclo de vida de las especies (Flores-Guzmán, 2018; SADER, 2021; García-Rodríguez *et al.*, 2024).

1.2 Justificación

El golfo de California es una de las regiones más importantes de México para la pesca comercial de serránidos, y se ha observado que diversas especies se han visto afectadas de manera significativa a lo largo del tiempo (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008). El grupo de las “cabrillas” ha registrado aumentos en sus desembarques de 100 t por año en 1960 hasta 4,000 t por año en 1990 (Sala *et al.*, 2004). La cabrilla sardinera ha presentado una tendencia a la disminución de su abundancia en las últimas décadas debido a un aumento en la presión pesquera, lo que sugiere que esta especie puede estar sobrexplotada (Aburto-Oropeza *et al.*, 2010). Sin embargo, debido a la escasa información biológica y a las deficientes estadísticas pesqueras de desembarques históricos específicos de la especie, no se cuenta con una evaluación poblacional que permita proponer estrategias de gestión. Para generar nuevos conocimientos

sobre el comportamiento de esta pesquería, este estudio analizó los desembarques históricos de la cabrilla sardinera mediante una metodología para pesquerías con datos limitados.

1.3 Hipótesis

Considerando que existe información que reporta una disminución en la biomasa y un aumento en el esfuerzo pesquero en la pesquería de cabrilla sardinera y tomando en cuenta la historia de vida de esta especie, al analizar el estado de la población en el norte y centro del golfo de California, se espera encontrar que esta especie esté sobreexplotada, tomando como punto de referencia el rendimiento máximo sostenible.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo general

Determinar el estado poblacional de la cabrilla sardinera en el norte y centro del golfo de California mediante una reconstrucción histórica de sus desembarques y una evaluación de CMSY basado en series de tiempo de capturas para evaluar el estado de explotación de la pesquería.

1.4.2 Objetivos específicos

Estimar los desembarques de la cabrilla sardinera en el norte y centro del golfo de California para el periodo 1970-2021 realizando una reconstrucción histórica de las capturas y una revisión exhaustiva de la literatura para determinar su nivel de explotación.

Evaluar la población de la cabrilla sardinera utilizando los desembarques reconstruidos y el método de CMSY para determinar un modelo de gestión.

Aplicar el modelo mecanístico “Catch Maximum Sustainable Yield (CMSY)” como una aproximación para conocer el estado poblacional de esta pesquería a lo largo del tiempo.

Capítulo 2. Metodología

2.1 Área de estudio

El golfo de California es un mar semicerrado ubicado en la costa noroeste del océano Pacífico, está rodeado por los estados de Baja California (BC) y Baja California Sur (BCS) en la costa oeste y Sonora (SON), Sinaloa (SIN) y Nayarit (NAY) en la costa este. De acuerdo con sus características oceanográficas y faunísticas se divide en tres regiones: norte, centro y sur (Walker, 1960). Cuenta con más de 900 islas e islotes y cubre aproximadamente 260 mil km² de superficie (CONANP, 2014; Brusca *et al.*, 2005). Sus costas y las regiones pelágicas se caracterizan por ser una de las zonas con mayor productividad primaria y diversidad biológica, la temperatura superficial del mar puede variar entre los 8°C a los 30°C dependiendo de la época del año. Contrario a esto, la salinidad no varía estacionalmente, se mantiene entre 35.0 y 35.8 ppm (Brusca *et al.*, 2005). Dentro de los procesos oceanográficos se presentan giros y surgencias provocadas por el viento y la mezcla de mareas (Álvarez-Borrego, 2010). Debido a las características antes mencionadas, el golfo de California es la región pesquera más productiva de México, donde operan varias pesquerías industriales y de pequeña escala y, a su vez, es reconocido por presentar una gran biodiversidad marina (Roberts *et al.*, 2002; Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón, 2011).

La estructura del stock de la cabrilla sardinera en el golfo de California se consideró tomando en cuenta los estudios genéticos y modelos oceanográficos de Munguía-Vega *et al.* (2014) y Jackson *et al.* (2015), en donde sustenta que existen tres subpoblaciones de esta especie a lo largo del golfo de California debido a la conectividad que existe entre las costas de la península de Baja California y Sonora con la región de las grandes islas, ya que a través de los giros ciclónicos que se presentan durante mayo-junio correspondiendo con el pico de desove de la especie, las costas de Sonora actúan como sumidero larvario. Este estudio se centra en la subpoblación que se distribuye a lo largo del norte y centro del golfo de California, abarcando dos oficinas pesqueras de la península este de Baja California (San Felipe y Bahía de los Ángeles) y tres oficinas pesqueras de Sonora (Puerto Peñasco, Puerto Libertad y Bahía Kino) (Figura 3).

Esta región incluye un número significativo de islas e islotes dentro de las cuales se encuentran las dos más grandes del país, Isla Ángel de la Guarda e Isla Tiburón (Munguía-Vega *et al.*, 2015). Se caracteriza por ser una de las zonas con mayor productividad primaria, presentando afloramientos y giros que

provocan un aumento del fitoplancton y por ende los consumidores primarios, lo que permite que exista una cadena alimentaria sólida que aporta una gran diversidad de peces y, por lo tanto, un mayor aprovechamiento de los recursos pesqueros (Brusca *et al.*, 2005; Álvarez-Romero *et al.*, 2013). En esta región se encuentra la reserva de la biosfera Bahía de los Ángeles y Canales de Ballenas y de Salsipuedes y el parque nacional Archipiélago de San Lorenzo que funcionan como refugio de distintas especies de organismos (Munguía-Vega *et al.*, 2015).



Figura 3. Norte y centro del golfo de California. Los puntos rojos indican las 5 oficinas de pesca y la línea negra representa el límite del stock de la cabrilla sardinera.

2.2 Reconstrucción histórica de los desembarques de la cabrilla sardinera en el norte y centro del golfo de California durante 1970-2021

La reconstrucción de los desembarques de la cabrilla sardinera (CS) en el norte y centro del golfo de

California (ncGC) se basó en los métodos desarrollados por Zeller y Pauly (2007) y Pauly y Zeller (2015; 2016). Utilizamos una versión modificada del enfoque de Pauly y Zeller (2016) que consiste en siete pasos: 1) Identificación de series de tiempo de desembarques de línea base disponibles, 2) Identificación de operaciones de pesca, sectores y periodos con datos faltantes 3) Búsqueda de fuentes de información alternativas para estimar datos faltantes, 4) Desarrollo de puntos de anclaje para datos faltantes, 5) Estimación de la serie temporal final, 6) Estimación de la serie temporal final de desembarques, 7) Cuantificación de la incertidumbre asociada a cada periodo reconstruido. Todos estos pasos se describen a continuación.

2.2.1 Identificación de series de tiempo de desembarques de línea base disponibles

Se utilizaron las estadísticas oficiales de desembarques compiladas anualmente como línea base de la reconstrucción de los desembarques del grupo cabrilla para el periodo 1970-2021 (Tabla 1). Los Anuarios Estadísticos de Acuicultura y Pesca (AEAP) son documentos compilados por distintas dependencias del Gobierno Federal de México desde 1950 (Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón, 2007). La información de los AEAP es resultado de una compilación de bitácoras de pesca registradas por los pescadores periódicamente. Posteriormente, estas bitácoras se llevan a las oficinas locales de pesca de cada estado y después la información se compila en la oficina central de la CONAPESCA, para finalmente reportarse anualmente (Arreguín-Sánchez Y Arcos-Huitrón, 2007). Los AEAP informan la captura de la cabrilla sardinera dentro del grupo de las "cabrillas", que incluye otras ocho especies: cabrilla, cabrilla de cuero, cabrilla de roca, cabrilla habanera, cabrilla piedrera, cabrilla pinta, cabrilla prieta, verdillo (Díaz-Uribe *et al.*, 2013; CONAPESCA, 2021), lo que propicia diferenciar los desembarques a nivel de especie.

Tabla 1. Fuentes de información utilizadas para realizar la reconstrucción de los desembarques de la cabrilla sardinera en el norte y centro del golfo de California.

Fuente de información	Periodo	Referencia	Descripción
Estadísticas oficiales	1970-1975	Subsecretaría de Industria y Comercio (1964)	Desembarques de cabrilla nacionales
	1976	Departamento de Pesca (1975-1981)	Desembarques de cabrilla nacionales
	1977-1980	Departamento de Pesca (1975-1981)	Desembarques de cabrilla nacional y por estado
	1981	Secretaría de Pesca (1982-	Desembarques de cabrilla

	1983-1988	1994) Secretaría de Pesca (1982-1994)	nacional y por estado Desembarques de cabrilla nacional y por estado
	1990-1991	SEPESCA (1982-1994)	Desembarques de cabrilla en BC
	1992-1993	SEPESCA (1982-1994)	Desembarques de cabrilla en BC
	1994	SEMARNAP (1994-1999)	Desembarques de cabrilla en BC
	1996	SEMARNAP (1994-1999)	Desembarques de cabrilla en BC
	1997-1999	SEMARNAP (1994-1999)	Desembarques de cabrilla nacional y por estado
	2000-2017	SAGARPA (2000-2017)	Desembarques de cabrilla nacional y por estado
	2000-2021	CONAPESCA (2000-2021)	Desembarques de cabrilla nacional, por estado y oficina de pesca
	2018-2021	SADER (2018-2021)	Desembarques de cabrilla nacional y por estado
Información cuantitativa	1970-2004	Valdez-Ornelas <i>et al.</i> , 2008	Captura total de la cabrilla en BLA
	1984-2001	Danemann, 2004	Desembarques de cabrilla en BLA
	1990-2000	Aburto-Oropeza <i>et al.</i> , 2008	Capturas de cabrilla en BLA
	1992-2008	Cinti <i>et al.</i> , 2010	Desembarques de cabrilla sardinera en BK
	1999-2007	Erisman <i>et al.</i> , 2010	Desembarques de cabrilla sardinera en el suroeste del GC
	2000-2005	Erisman <i>et al.</i> , 2010	Desembarques promedio de pequeños meros en el GC
	2000-2009	Meza-Monge, 2012	Desembarques de cabrilla sardinera en el NGC
	2007-2014	Manríquez-Bello, 2018	Desembarques de cabrilla en BLA
Información cualitativa	1966-1981	Ruíz-Durá, 1990	Se captura en las costas de BC. Se capturan todo el año en volúmenes considerables en las costas de SON, SIN, NAY
	1981	Ruíz-Durá, 1993	La cabrilla es uno de los recursos pesqueros de mayor importancia en las costas de SON y NAY
	1990	Ruíz-Durá, 1990	Se incluye dentro de los recursos pesqueros de mayor importancia en SON
	2005	Erisman <i>et al.</i> , 2008	Abundancia de la cabrilla sardinera en el centro y sur del GC
	1990-2000	Aburto-Oropeza <i>et al.</i> , 2007	La producción de cabrilla sardinera tuvo una tendencia

1998-2008	Erisman y Craig, 2018a	Disminución de su biomasa en el GC
2001-2008	Aburto-Oropeza <i>et al.</i> , 2008	En los últimos años los volúmenes se han mantenido en un nivel constante en BLA

2.2.2 Identificación de operaciones de pesca, sectores y periodos con datos faltantes

A partir de conocer la información que se tenía disponible observamos los huecos faltantes en la serie de tiempo y reconstruimos los desembarques del grupo “cabrilla” en cada uno de los estados (BC y SON). Posteriormente, basándonos en los Avisos de Arribo (AVAR) que es una base de datos electrónica que contiene registros de los volúmenes desembarcados obtenidos por especie o grupo de especies durante un viaje de pesca, se estimó la proporción que los desembarques representan durante 2000-2019 en la costa este de BC, específicamente las oficinas de pesca (OP) de San Felipe (SF) y Bahía de los Ángeles (BLA). Para la costa de SON también se calculó la proporción que representan las OP en Puerto Peñasco (PP), Puerto Libertad (PL) y Bahía Kino (BK), esto debido a que los AVAR reportan las capturas por OP a comparación de los AEAP que reportan las capturas por estado. Las OP tienen la función de vigilar los sitios de desembarque, así como promover ante las autoridades competentes la ubicación de estos (SAGARPA, 2012). Con los AVAR obtuvimos registros de desembarques por nombre común de las cinco OP de 2000 hasta 2019 (Figura 3).

2.2.3 Búsqueda de fuentes de información alternativas para estimar datos faltantes

Se realizó una revisión extensa de la literatura, incluyendo literatura científica y gris como tesis, reportes de congresos, catálogos de especies, con el objetivo de encontrar información cuantitativa y cualitativa que nos permitiera conocer más sobre la historia de la pesquería de esta especie. Para estimar los desembarques de la cabrilla sardinera aplicamos las proporciones propuestas por Randall *et al.* (2005) para la serie de tiempo 1970-2021. Para cada periodo reconstruido utilizamos literatura complementaria (Tabla 2). Para el período 1989-1996 tuvimos que reconstruir los desembarques nacionales del grupo cabrilla para posteriormente estimar los desembarques correspondientes al Pacífico mexicano y a BC y SON.

Tabla 2. Síntesis de las metodologías utilizadas en cada periodo de reconstrucción.

Estado	Período	Período de anclaje (desembarques del grupo cabrilla)	Datos del grupo cabrilla en la región	Datos de la cabrilla sardinera en la región	Intervalo de confianza (%)	Descripción del período reconstruido	Referencias
BC	1970-1982	1983-1988	Desembarques de cabrilla en BC y en BLA	NA	50	Estimamos la proporción media del Pacífico del grupo cabrilla para el período de 1983-1988 y se aplicó la proporción para reconstruir los desembarques de 1970-1982. Se estimó la proporción para BC y el este de BC y se aplicó la proporción de Randall <i>et al.</i> (2005) para estimar los desembarques de la cabrilla sardinera	Subsecretaría de Industria y Comercio (1964) Departamento de Pesca (1975-1981) Secretaría de Pesca (1982-1994) Valdez-Ornelas <i>et al.</i> (2008)
	1983-1988	1983-1988	Desembarques de cabrilla en BC y en BLA	NA	30	Se reportaron desembarques del grupo cabrilla en BLA y se aplicó la proporción de Randall <i>et al.</i> (2005) para estimar los desembarques de la cabrilla sardinera	SEPESCA (1982-1994) Danemann (2004) Valdez-Ornelas <i>et al.</i> (2008)
	1989	1983-1988	Desembarques de cabrilla en BC y en BLA	NA	30	Se estimó la proporción media del grupo cabrilla para 1989 aplicando la proporción de 1983-1988	SEPESCA (1982-1994) Danemann (2004) Valdez-Ornelas <i>et al.</i> (2008)
	1990-1994	1990-1994	Desembarques de cabrilla en BC y BLA	Desembarques de cabrilla sardinera en BLA	30	Se reportaron desembarques del grupo cabrilla en BLA y se aplicó la proporción de Randall <i>et al.</i> (2005) para estimar los desembarques de la cabrilla sardinera	SEPESCA (1982-1994) SEMARNAP (1994-1999) Danemann (2004) Aburto-Oropeza <i>et al.</i> (2008) Valdez-Ornelas <i>et al.</i>

	1995	1990-1994	Desembarques de cabrilla en BC y BLA	Desembarques de cabrilla sardinera en BLA	30	Se estimó la proporción media del grupo cabrilla para 1995 aplicando la proporción de 1990-1994 suponiendo que la dinámica pesquera no ha cambiado	(2008) Danemann (2004) Aburto-Oropeza <i>et al.</i> (2008) Valdez-Ornelas <i>et al.</i> (2008)
	1996-2021	1996-2021	Desembarques de cabrilla en BC y BLA	Desembarques de cabrilla sardinera en el norte del GC	30	Estimamos la proporción del este de BC con respecto a BC y se aplicó la proporción de Randall <i>et al.</i> (2005), suponiendo que los volúmenes de captura de la cabrilla se han mantenido constantes	SEMARNAP (1994-1999) SAGARPA (2000-2017) CONAPESCA (2000-2021) Erisman <i>et al.</i> (2010) Meza-Monge (2012) Manríquez-Bello (2018)
SON	1970-1976	1977-1981	Desembarques de cabrilla en SON	NA	90	Estimamos la proporción media del grupo cabrilla para el período de 1970-1981 mediante la proporción calculada del Pacífico. Se estimó la proporción que representan tres de las seis oficinas de pesca y se aplicó la proporción de Randall <i>et al.</i> (2005) para estimar los desembarques de la cabrilla sardinera	Subsecretaría de Industria y Comercio (1964) Departamento de Pesca (1975-1981) Secretaría de Pesca (1982-1994)
	1977-1981	1977-1981	Desembarques de cabrilla en SON	NA	30	Se reportó que la cabrilla se captura en volúmenes considerables durante todo el año	Subsecretaría de Industria y Comercio (1964) Departamento de Pesca (1975-1981) Secretaría de Pesca (1982-1994)

1982	1977-1981	Desembarques de cabrilla en SON	NA	30	Se estimó la proporción media del grupo cabrilla para 1982 aplicando la proporción de 1977-1981 suponiendo que la dinámica pesquera es similar	Ruíz-Durá (1993) SEPESCA (1982-1994)
1983-1988	1983-1988	Desembarques de cabrilla en SON	NA	30	Se reporta que la cabrilla sardinera se captura durante todo el año y se incluye dentro de los recursos pesqueros de mayor importancia	SEPESCA (1982-1994)
1989-1996	1983-1988	Desembarques de cabrilla en SON	Desembarques de cabrilla sardinera en BK	90	Estimamos la proporción media del grupo cabrilla de 1989-1996 a nivel nacional, pacífico y estado de SON. Aplicamos la proporción que representan las tres oficinas de pesca y se aplicó la proporción de Randall <i>et al.</i> (2005) para estimar los desembarques de la cabrilla sardinera	SEPESCA (1982-1994) Cinti <i>et al.</i> (2010) Ruíz-Durá (1990)
1997-2021	1997-2021	Desembarques de cabrilla en el GC y SON	Desembarques de cabrilla sardinera en BK, y PL	30	Se aplicó la proporción de Randall <i>et al.</i> (2005), para la tres oficinas de pesca de SON suponiendo que los volúmenes de captura de la cabrilla se han mantenido constantes	SAGARPA (2000-2017) CONAPESCA (2000-2021) Cinti <i>et al.</i> (2010) Meza-Monge (2012) Erisman <i>et al.</i> (2010)

2.2.4 Desarrollo de puntos de anclaje para datos faltantes

Se identificaron los vacíos en la serie de tiempo y se realizó una interpolación para el este de BC durante 1970-1982 y para SON durante 1970-1976 y 1989-1996. Con esto se obtuvo la reconstrucción completa de la explotación de cabrilla sardinera. La falta de información en los periodos de tiempo previamente mencionados se debe a que no se cuenta con los AEAP durante esos años o por la incongruencia en las estadísticas pesqueras al compararlas con otros documentos oficiales como el AEEUM.

2.2.5 Estimación de la serie temporal final

La reconstrucción de los desembarques se completó después de realizar los cuatro pasos anteriores. Con base en las estadísticas pesqueras con las que se contaba en los AEAP se calculó la proporción a nivel nacional, a nivel estatal (BC y SON) y finalmente para el este de BC y el norte y centro de SON durante el periodo de 1970-2021. La suma de los desembarques de las cinco OP, dos pertenecientes al este de BC (SF, BLA) y tres correspondientes a SON (PP, PL, BK) da como resultado la reconstrucción del grupo cabrilla en el norte y centro del golfo de California. Sin embargo, para reconstruir la serie histórica de la especie se utilizó la proporción propuesta por Randall *et al.* (2005) en donde menciona que la cabrilla sardinera representa el 90% del grupo de las cabrillas. Además, la asignación de esta proporción se justificó con la revisión bibliográfica realizada.

2.2.6 Estimación de la serie temporal final de desembarques

La reconstrucción de los desembarques estimados para la CS-ncGC durante el período de 1970-2021 se finalizó después de aplicar los pasos mencionados anteriormente. La reconstrucción y los gráficos finales se realizaron utilizando Microsoft Excel.

2.2.7 Cuantificación de la incertidumbre asociada a cada periodo reconstruido

La incertidumbre asociada a la reconstrucción histórica de los desembarques de la cabrilla sardinera se evaluó mediante el método desarrollado por Zeller y Pauly (2016) y utilizando los criterios propuestos

por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) (Mastrandrea *et al.*, 2010) con el objetivo de evaluar la calidad de la información que se utilizó para la reconstrucción. La evaluación de la incertidumbre se llevó a cabo mediante un taller en donde siete expertos en pesquerías de la región revisaron de manera independiente los supuestos y asignaron una puntuación a cada periodo siguiendo los criterios del IPCC (Tabla 3). Posteriormente se promediaron los puntajes de cada revisor para el periodo asignado y se obtuvieron los intervalos de confianza. Los periodos que se evaluaron para la costa este de BC fueron: 1970-1982 y 1983-2021 y para SON: 1970-1976, 1977-1988, 1989-1996 y 1997-2021.

Tabla 3. Criterios y puntuación para evaluar los periodos reconstruidos de los desembarques de la cabrilla sardinera.

Puntaje		Intervalo de confianza		Criterios correspondientes del IPCC*	Criterios para la estimación de los desembarques
		-%	+%		
4	Muy alto	10	20	Alto acuerdo y evidencia robusta	Estudios descriptivos de la pesquería de la cabrilla sardinera en el ncGC
3	Alto	20	30	Acuerdo alto y evidencia o acuerdo medios y evidencia robusta	Estimación de los desembarques de la cabrilla sardinera con base en desembarques oficiales del Pacífico del grupo cabrilla
2	Bajo	30	50	Acuerdo alto y evidencia limitada o acuerdo y evidencia medios o acuerdo bajo y evidencia robusta	Estimación de los desembarques de la cabrilla con base en los desembarques oficiales nacionales del grupo cabrilla
1	Muy bajo	50	90	Bajo acuerdo y baja evidencia	Estimación de los desembarques de la cabrilla sardinera con base en los desembarques oficiales nacionales de todas las especies

*Mastrandrea *et al.*, (2010) señalaron que “la confianza aumenta” (y por lo tanto los intervalos de confianza se reducen) “cuando existen múltiples líneas independientes consistentes de evidencia de alta calidad”.

2.3 Modelo “Catch Maximum Sustainable Yield”

Se realizó una evaluación poblacional utilizando un método para pesquerías con datos limitados. Se utilizó el método de CMSY para estimar puntos de referencia como el tamaño de la población (B/B_{MSY}), la tasa de explotación (F/F_{MSY}) y el rendimiento máximo sostenible (MSY). El método se basa en modelos Bayesianos de producción excedente como el de Schaefer (BSM, por sus siglas en inglés) para mejorar las

evaluaciones poblacionales si se cuenta con índices de abundancia o biomasa. La dinámica básica de la biomasa utilizada en este modelo se calcula mediante la siguiente ecuación:

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

En donde B_{t+1} es la biomasa explotada en el año siguiente $t+1$, B_t es la biomasa actual, r es la tasa intrínseca de crecimiento de la población y C_t es la captura en el año t . Los datos de entrada que el modelo requiere es una serie temporal de capturas, el valor de r , la resiliencia de la especie y el agotamiento de la biomasa (B/k) al inicio y al final de la serie temporal. Los rangos de r y K (capacidad de carga del ecosistema) se filtran mediante simulaciones de Monte Carlo (20,000 remuestreos) para detectar pares r - K viables.

La evaluación del estado actual de la población de la cabrilla sardinera se realizó mediante un diagrama de Kobe, dicho esquema representa la tasa de mortalidad por pesca (F) en el eje Y y la biomasa de la población (B) en el eje X, asociadas al rendimiento máximo sostenible (F_{MSY} y B_{MSY} , respectivamente). El gráfico se divide en cuadrantes: el área roja indica que la biomasa es muy baja y que la población está sobrexplotada, la zona naranja señala que la población está a punto de agotarse debido a la sobrepesca, la zona amarilla denota una biomasa muy baja pero una disminución de la presión pesquera y el área verde indica que la población está saludable y sugiere que la biomasa está en niveles que permiten un rendimiento sostenible a largo plazo. El área sombreada en tonos gris alrededor del triángulo del último año de la serie de tiempo indica la incertidumbre con niveles de confianza en del 50% en beige, 80% en gris claro y 95% en gris oscuro. Finalmente, la leyenda ubicada en la parte superior derecha de cada diagrama indica la probabilidad de que el último año de la serie de capturas se encuentre en alguno de los cuadrantes (Restrepo, 2020).

En este estudio, la serie temporal que se utilizó fue la reconstrucción histórica (1970-2021) descrita en la sección anterior. Los parámetros de r que se utilizaron fueron los propuestos por FishBase (2010) y Aburto-Oropeza (2012) para la CS-ncGC: 0.31 y 0.78, respectivamente, y la resiliencia de la especie empleada fue de 0.8 clasificada como rango medio (Cheung *et al.*, 2005; Froese *et al.*, 2017). Dado que durante la reconstrucción de las capturas encontramos el año de 2019 con un valor que supera las 1,500 t, implicando un incremento de 231% poco creíble y que contamos con dos datos de r de diferentes fuentes y con una notable diferencia entre ellos (FishBase, 2010; Aburto-Oropeza, 2012) se realizaron siete escenarios de modelación adicionales a la evaluación base (EB) para evaluar el estado actual de la población de la CS-ncGC y la sensibilidad del modelo con los diferentes valores de r y con modificaciones

en la serie temporal (Tabla 4). Las modificaciones a la serie temporal incluyen a) una serie temporal corta de 26 años, iniciando la serie en 1997 debido a que los desembarques no oscilan de manera drástica años atrás y b) una serie temporal modificada en la cual se cambió la captura reportada en el AEAP para el año 2019. Los parámetros de entrada para los escenarios planteados fueron los siguientes: 1) evaluación base (EB): $r = 0.31-0.78$ y serie temporal original (1970-2021), 2) escenario 1 (E1): $r = 0.31$ y serie temporal original, 3) escenario 2 (E2): $r = 0.78$ serie temporal original, 4) escenario 3 (E3): $r = 0.31-0.78$ y serie temporal corta (1997-2021), 5) escenario 4 (E4): $r = 0.31-0.78$ y serie temporal modificada (1970-2021), 6) escenario 5 (E5): $r = 0.31$ y serie temporal modificada, 7) escenario 6 (E6): $r = 0.78$ serie temporal modificada, y 8) escenario 7 (E7): $r = 0.31-0.78$ y serie temporal corta modificada (1997-2021).

Tabla 4. Escenarios utilizados para el modelo CMSY incluyendo los parámetros de entrada.

Escenario	Tasa intrínseca de crecimiento (r)	Serie temporal de desembarques
EB	0.31-0.78	1970-2021
E1	0.31	1970-2021
E2	0.78	1970-2021
E3	0.31-0.78	1997-2021
E4	0.31-0.78	1970-2021*
E5	0.31	1970-2021*
E6	0.78	1970-2021*
E7	0.31-0.78	1997-2021*

*Promedio del año 2019 en la serie temporal de desembarques.

Capítulo 3. Resultados

3.1 Reconstrucción de los desembarques de la cabrilla sardinera en el norte y centro del golfo de California (1970-2021)

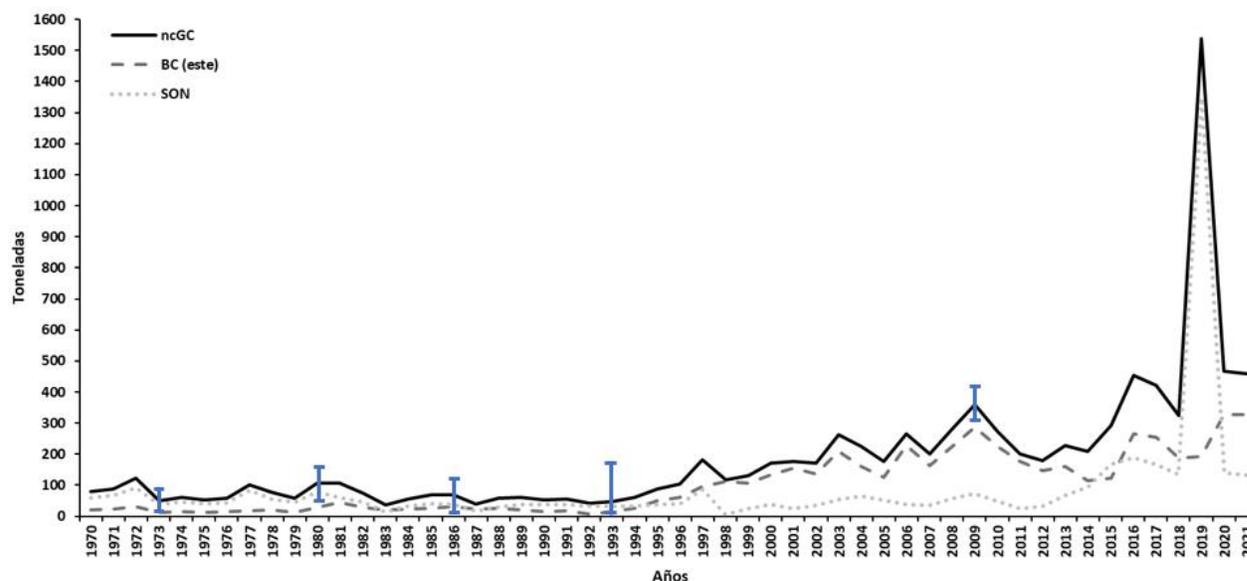


Figura 4. Reconstrucción de los desembarques (t) de la cabrilla sardinera en el ncGC (línea negra), BC este (línea gris discontinua) y SON (línea gris clara punteada) con intervalos de confianza asignados en el taller para la evaluación de la incertidumbre.

La reconstrucción histórica de los desembarques de la cabrilla sardinera estimada para el periodo de 1970-2021 para el ncGC muestra que a lo largo del tiempo los desembarques han aumentado en los últimos años (Figura 4). Durante 1970-1996 los desembarques se mantuvieron con un promedio de 69 toneladas (t), con un mínimo de 36 t en 1983 y un máximo de 124 t en 1972 (Figura 4). A partir de 1997 se pueden observar tres aumentos notables en los desembarques en el 2009 (360 t), 2016 (455 t) y 2019 (1,540 t); y dos disminuciones notables en los desembarques en el 2012 (178 t) y 2014 (209 t) (Figura 4).

En el este de BC la serie de desembarques sigue la misma tendencia que la del ncGC, durante 1970-1996 los desembarques tuvieron un promedio de 24 t, con un mínimo de 8 t en 1992 y un máximo de 62 t en 1996, a lo largo de las siguientes décadas los desembarques fluctuaron presentando un mínimo en 1997 (96 t) y un máximo en 2021 (327 t) (Figura 4). En el caso de SON los desembarques se encuentran por

encima de los desembarques del este de BC durante los primeros 24 años, durante el periodo 1970-1996 los desembarques presentaron un promedio de 45 t, con un mínimo de 15 t en 1983 y un máximo de 93 t en 1972, en las décadas siguientes la tendencia de los desembarques fue a la baja hasta 2011, y a partir de 2012 los desembarques aumentaron presentando el mayor pico en 2019 con 1,348 t (Figura 4). Los desembarques de SON están representados por tres oficinas de pesca, sin embargo, Bahía Kino fue la oficina que aportó los mayores desembarques en 2019 (98%).

3.1.1 Incertidumbre

La incertidumbre estimada para los desembarques reconstruidos del ncGC presentaron intervalos de confianza más amplios para el período 1989-1996 (Figura 4) Para el período 1970-1976 el intervalo de confianza fue de 50%, por su parte, los períodos 1977-1982, 1983-1988 y 1997-2021 presentaron un intervalo de confianza de 30% y el período que presentó el mayor intervalo de confianza fue 1989-1996 con el 90% (Figura 4).

3.2 Evaluación poblacional de la cabrilla sardinera mediante una metodología para pesquerías con pocos datos (Catch Maximum Sustainable Yield – Froese *et al.*, 2017)

Los resultados de la evaluación base (EB) de la CS-ncGC mostraron que la tendencia de los desembarques se encuentra por debajo del límite de captura tomando como punto de referencia el MSY, a excepción del año 2019 donde se observa el pico más alto de la serie temporal. La biomasa relativa en el último año se encuentra muy cerca del límite de producción del MSY ($B/B_{MSY} = 0.992$). Con respecto a la presión pesquera en el 2021 la cabrilla sardinera se encontró en un nivel muy cercano al punto de referencia ($F/F_{MSY} = 0.905$). En la curva de equilibrio de Schaefer el último año de la serie se ubica sobre la curva, es decir, por encima de la captura máxima sostenible. Con respecto al espacio r - K explorado podemos observar que r es menor que K , es decir que, la tasa intrínseca de crecimiento no es suficiente para alcanzar o mantener la capacidad de carga del ecosistema. El diagrama de Kobe nos indica que el estado actual de la población de la cabrilla sardinera tiene una probabilidad del 39.8% de encontrarse estable (zona verde) (Figura 5). Los desembarques de la CS-ncGC de los escenarios 1(E1), 2(E2) y 3(E3) siguen la misma tendencia que la EB, es decir, se encuentran dentro del límite de captura tomando como punto

de referencia el MSY, sin embargo, únicamente durante el año 2019 los desembarques sobrepasaron dicho límite (Figura 6: A-C). El rendimiento máximo sostenible (MSY) estimado para los escenarios E1, E2 y E3 fue de 505, 502 y 556 t, respectivamente, y los límites de confianza al 95% fueron de 0.335-0.693.

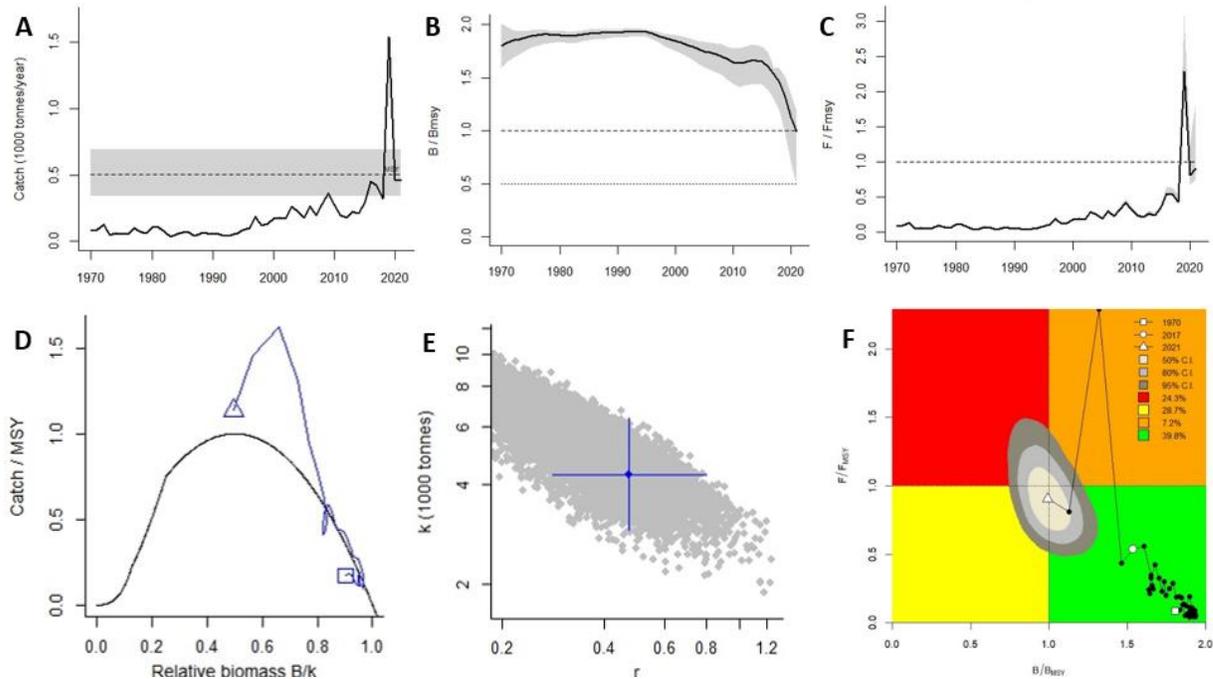


Figura 5. Análisis CMSY de la evaluación base (EB) para la cabrilla sardinera. (A) serie temporal de desembarques 1970-2021, con los límites de confianza al 95% representados por la franja gris. (B) trayectoria de la biomasa (B/B_{msy}) predicha por el CMSY y el área gris indica la incertidumbre, la línea horizontal discontinua indica la biomasa en el punto de referencia (B_{msy}) y la línea horizontal punteada indica la mitad de ($B_{msy} = 0.5$). (C) tasa de explotación relativa (F/F_{msy}) estimada por CMSY, a línea horizontal discontinua indica la mortalidad por pesca en el rendimiento máximo sostenible y la banda gris representa la incertidumbre (D) curva de equilibrio de Schaefer de captura/MSY en relación con la biomasa relativa (B/K) en el primer año (cuadrado) y el último año (triángulo) de la serie temporal. (E) espacio r - K explorado por el modelo y en gris oscuro los pares r - k que son compatibles con las capturas y la información previa. El punto azul indica el par r - k más probable, mientras que las líneas de error que forman una cruz representan los límites de confianza del 95. (F) diagrama de Kobe con la tendencia del estado de la población de la cabrilla sardinera en el norte y centro del golfo de California.

Con respecto a los escenarios E4, E5, E6 y E7 en donde se promediaron los desembarques del año 2019, se observó que la tendencia de los desembarques ha fluctuado a lo largo de la serie temporal presentando una disminución de los desembarques desde el inicio de la serie temporal hasta principios de la década de 1990, posteriormente a partir de 1994 se observaron aumentos con fluctuaciones en los desembarques hasta el final de la serie temporal (Figura 6: D-G). Los desembarques que se encuentran por encima del MSY se presentaron en el 2008, 2009 y durante el período 2015-2021. El MSY estimado vario entre 273-276 t y los límites de confianza fueron de 0.206-0.356 al 95% (Figura 6: D-G).

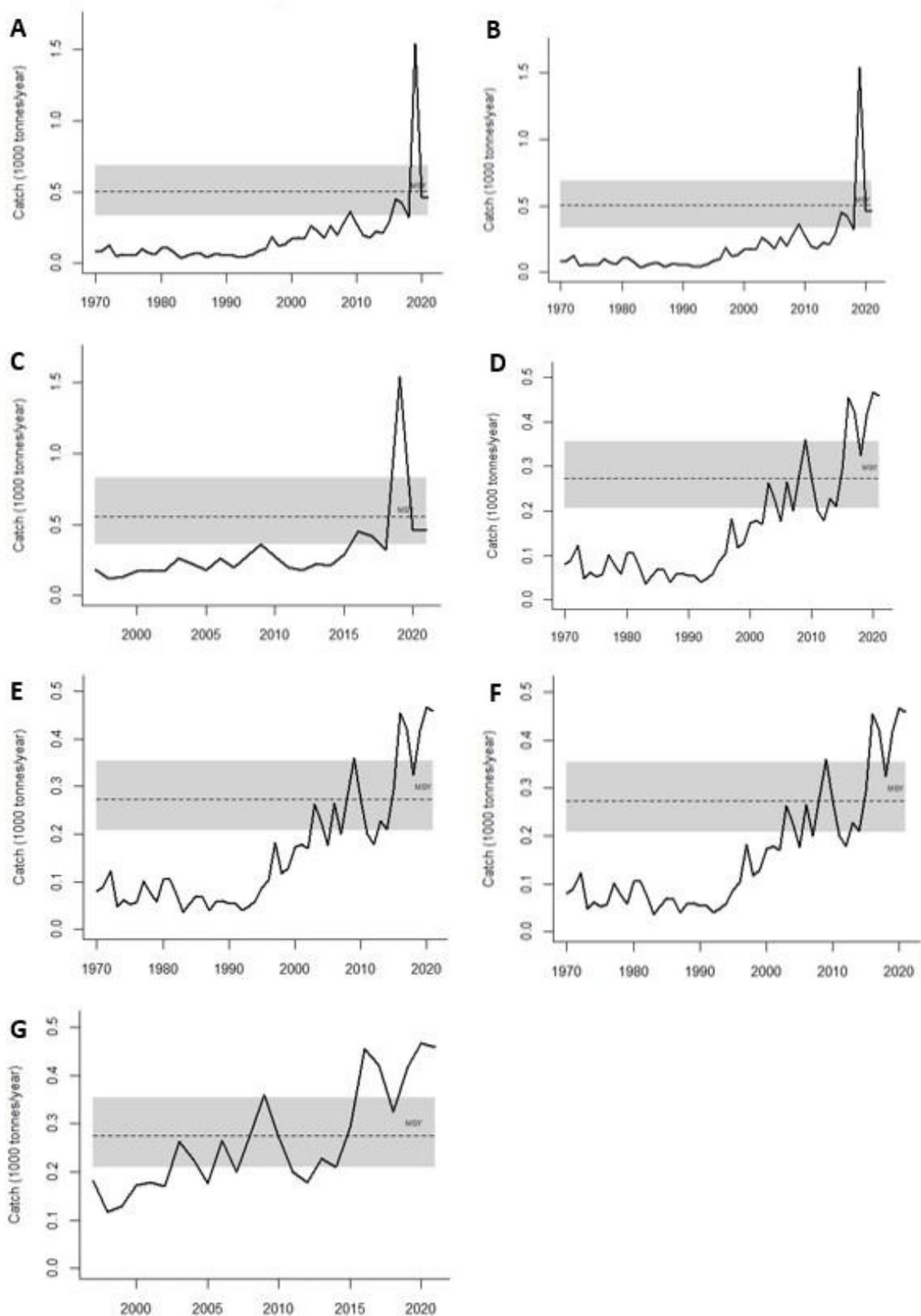


Figura 6. Serie temporal de los desembarques de la cabrilla sardinera. La línea negra indica los desembarques, la línea discontinua indica el rendimiento máximo sostenible (MSY) y la banda gris indica el intervalo de confianza al 95%. A = escenario 1 (E1), B = escenario 2 (E2), C = escenario 3 (E3), D = escenario 4 (E4), E = escenario 5 (E5), F = escenario 6 (E6), G = escenario 7 (E7).

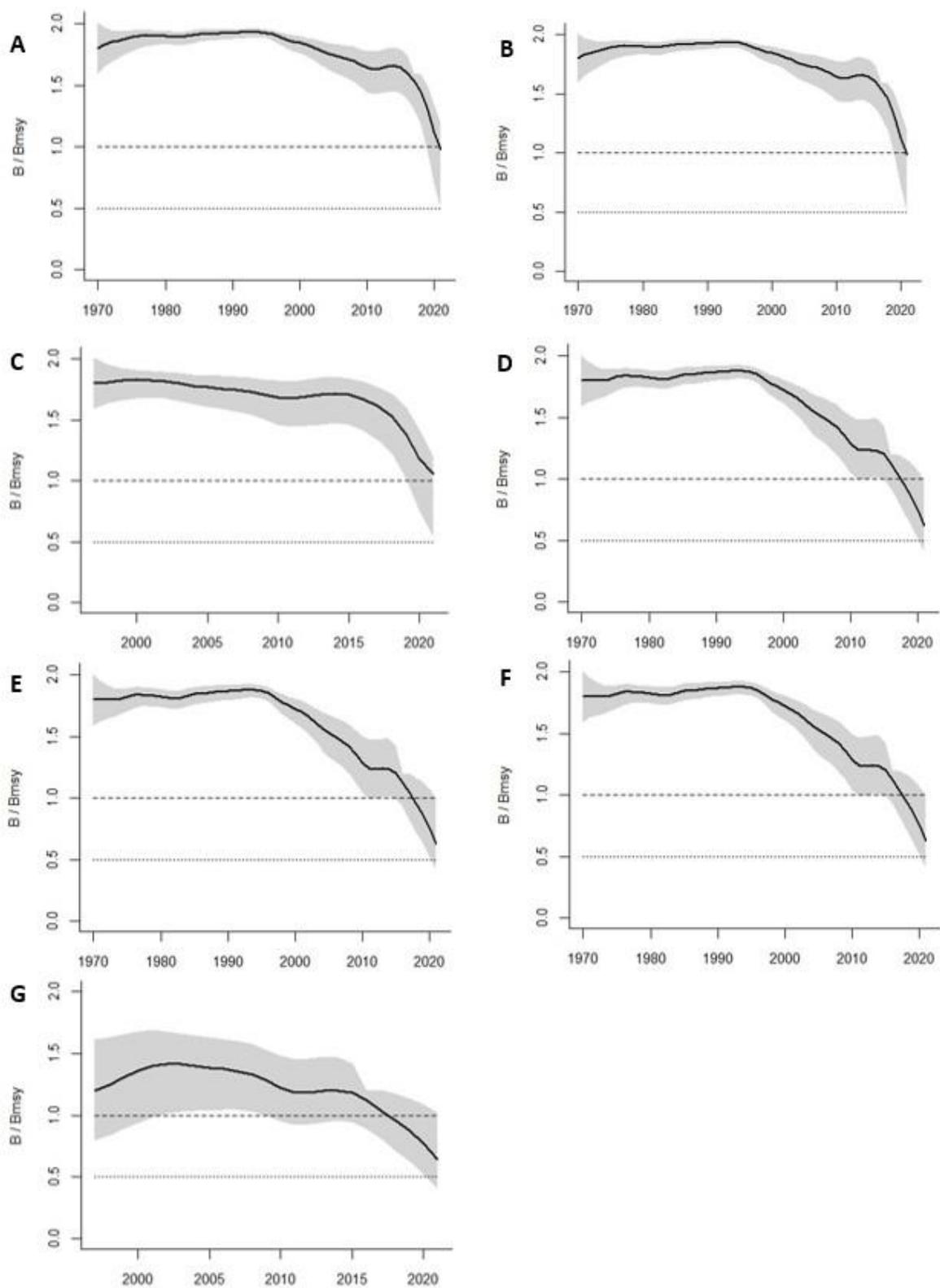


Figura 7. Estimación del tamaño de la población de la cabrilla sardinera. La línea negra representa la trayectoria de la biomasa predicha por el CMSY, la banda gris representa la incertidumbre. La línea horizontal discontinua indica la biomasa en el punto de referencia (B_{msy}) y la línea horizontal punteada indica la mitad de ($B_{msy} = 0.5$) como límite por debajo del cual se puede reducir el reclutamiento. A = escenario 1 (E1), B = escenario 2 (E2), C = escenario 3 (E3), D = escenario 4 (E4), E = escenario 5 (E5), F = escenario 6 (E6), G = escenario 7 (E7).

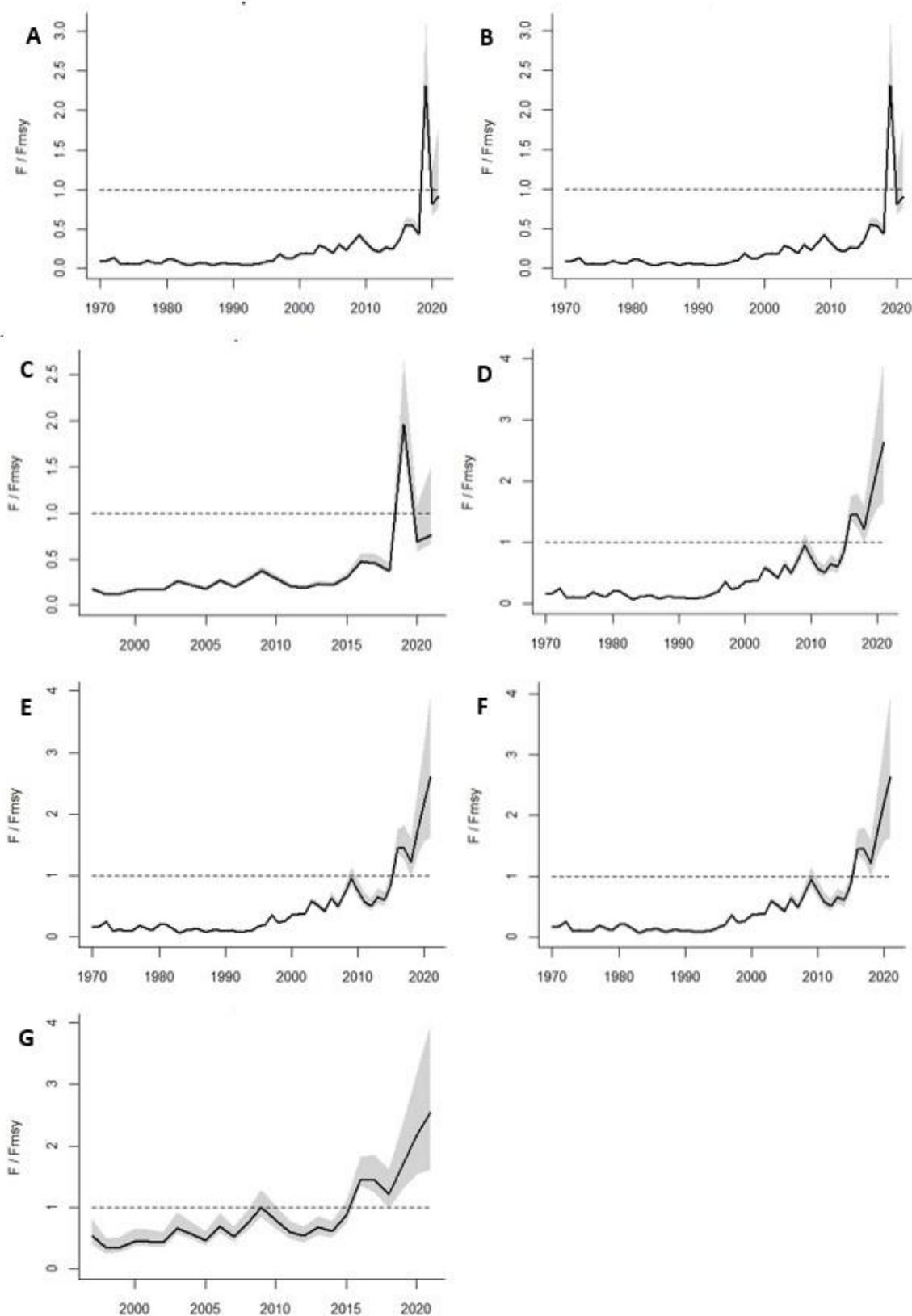


Figura 8. Tasa de explotación relativa (F/F_{msy}) de la cabrilla sardinera. La línea horizontal discontinua indica la mortalidad por pesca en el rendimiento máximo sostenible, la banda gris representa la incertidumbre. A = escenario 1 (E1), B = escenario 2 (E2), C = escenario 3 (E3), D = escenario 4 (E4), E = escenario 5 (E5), F = escenario 6 (E6), G = escenario 7 (E7).

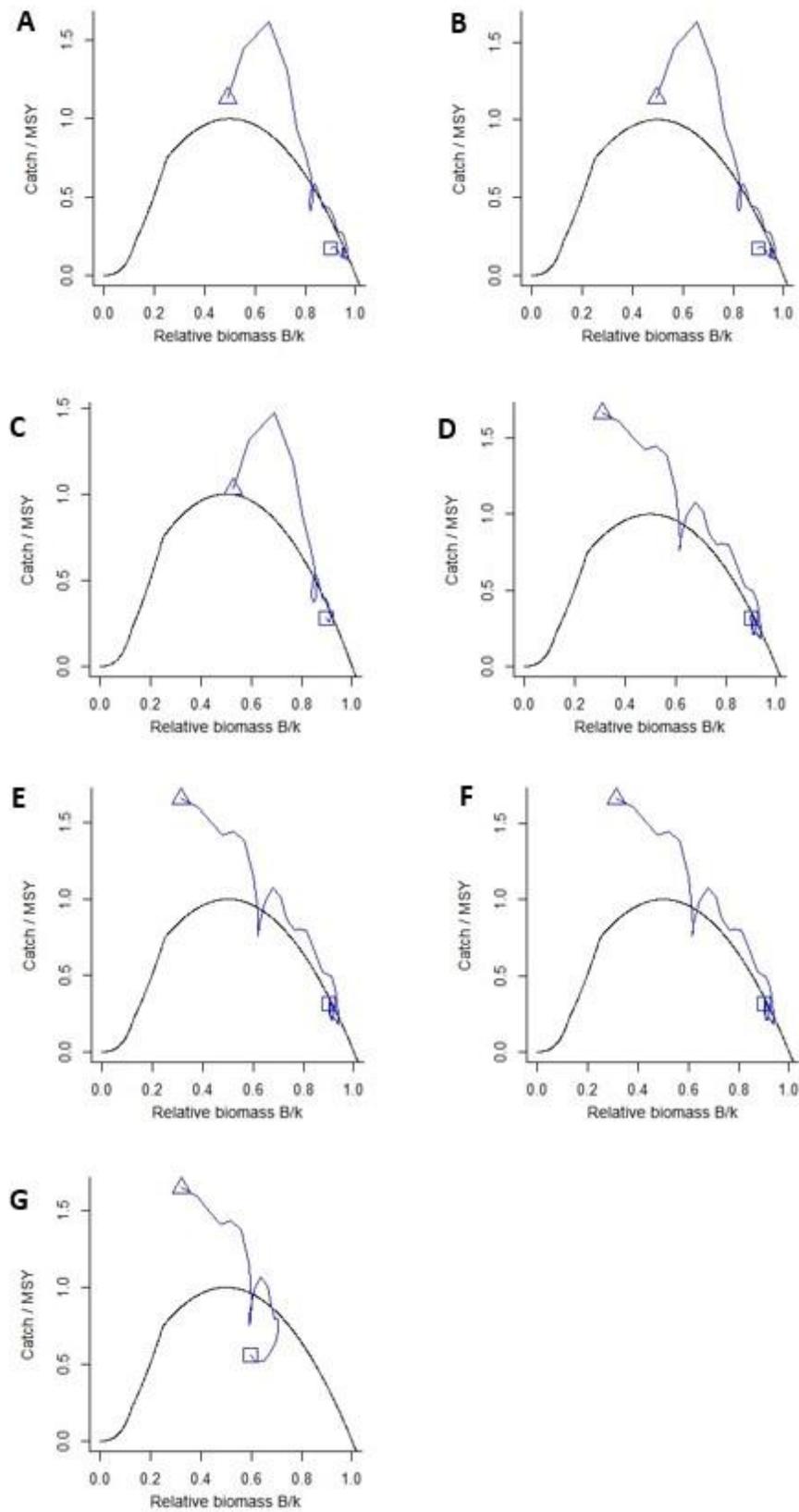


Figura 9. Curva de equilibrio de Schaefer de captura/MSY en relación con la biomasa relativa (B/K), se observan las predicciones desde el primer año (cuadrado) hasta el último año (triángulo). A = escenario 1 (E1), B = escenario 2 (E2), C = escenario 3 (E3), D = escenario 4 (E4), E = escenario 5 (E5), F = escenario 6 (E6), G = escenario 7 (E7).

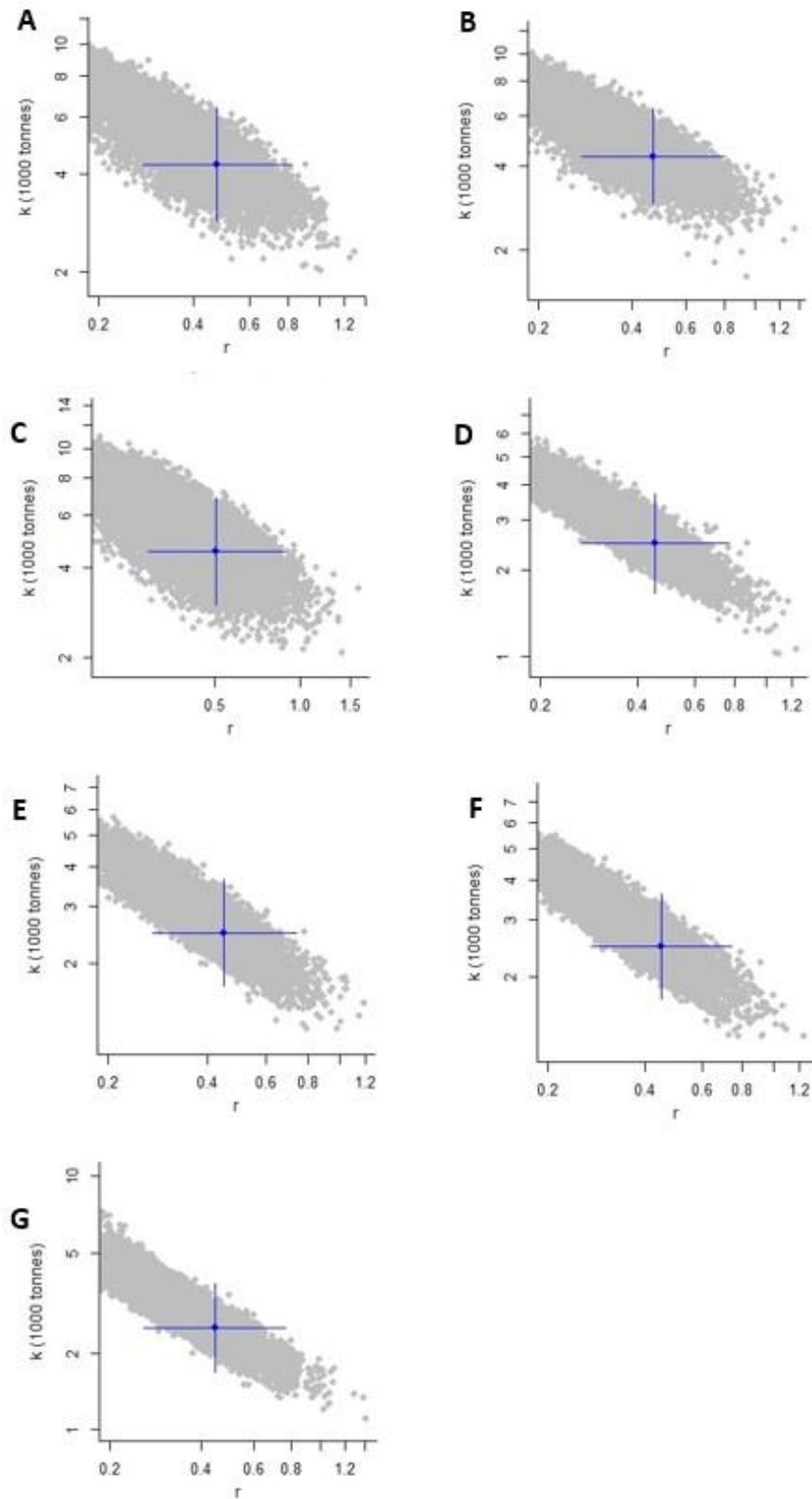


Figura 10. Espacio r - K explorado, en gris claro se representan los pares r - K potenciales y en gris oscuro los pares r - K que son compatibles con las capturas. El punto azul indica el par r - K más probable, mientras que las líneas de error que forman una cruz representan los límites de confianza al 95%. A = escenario 1 (E1), B = escenario 2 (E2), C = escenario 3 (E3), D = escenario 4 (E4), E = escenario 5 (E5), F = escenario 6 (E6), G = escenario 7 (E7).

La biomasa simulada en los siete escenarios mostró que el E1, E2 y E3 presentaron valores muy cercanos al MSY en el último año ($B_{msy} = 1$) (Figura 7: A-C). No obstante, en los últimos cuatro escenarios la tendencia de la biomasa en el último año está por debajo del límite de producción del MSY ($B_{msy} < 1$), pero por encima del punto de reclutamiento ($B_{msy} = 0.5$), presentando valores de 0.62 (Figura 7: D-G).

En cuanto a la mortalidad por pesca, los escenarios E1, E2 y E3 presentan la misma tendencia que la EB y se encuentran actualmente en un nivel inferior al punto de referencia ($F_{msy} < 1$), por el contrario, los escenarios E4, E5, E6 y E7 se encuentran en niveles superiores a partir del 2015 presentando valores entre 2.55 y 2.63 en el último año ($F_{msy} < 1$) (Figura 8).

Por otro lado, en la curva de equilibrio de Schaefer la posición del triángulo que representa el último año de la serie de tiempo (2021) indica que la biomasa relativa en la curva de los escenarios E1, E2, y E3 se encuentra en el límite de ($B/K = 0.5$) (Figura 9: A-C), por el contrario, los escenarios E5, E6, E7 y E8 (Figura 7: E-H) presentan una biomasa relativa menor a 0.5. En todos los escenarios el último año se encuentra por encima de la curva de equilibrio, a excepción del E3 que se encuentra cerca de 1.

El espacio r - K explorado en los escenarios E1, E2, y E3 (Figura 10: A-C) está representado por una $K > 4$, mientras que para los escenarios E4, E5, E6, y E7 (Figura 10: D-G) se observan valores de $K < 3$. En todos los escenarios r es menor que K .

3.2.1 Estado actual de la población

En los escenarios E1, E2 y E3 se observa que durante casi toda la serie de 1970 a 2018 la población de la cabrilla sardinera se encontraba saludable (área verde), sin embargo, en 2019 la población presenta indicios de una sobrexplotación (área naranja), se recuperó en 2020 y se posicionó nuevamente en buen estado (área verde). Se sugiere que actualmente existe una probabilidad de entre 35-62% de que la población se encuentre en el área verde, es decir que, la población de la CS-ncGC se encuentra saludable y en buenas condiciones (Figura 11).

Con respecto a los escenarios E4, E5, E6 y E7 se observa que durante 1970-2015 la población de la cabrilla sardinera se encontraba en el área verde, en donde la biomasa es alta y la mortalidad por pesca es baja. Posteriormente, en el 2016 y 2017 la población se ubicó en una zona de riesgo (área naranja) y a partir del 2018 y actualmente existe 99% de que la cabrilla sardinera se encuentre en el área roja, lo que indica que la población presenta sobrepesca (Figura 12).

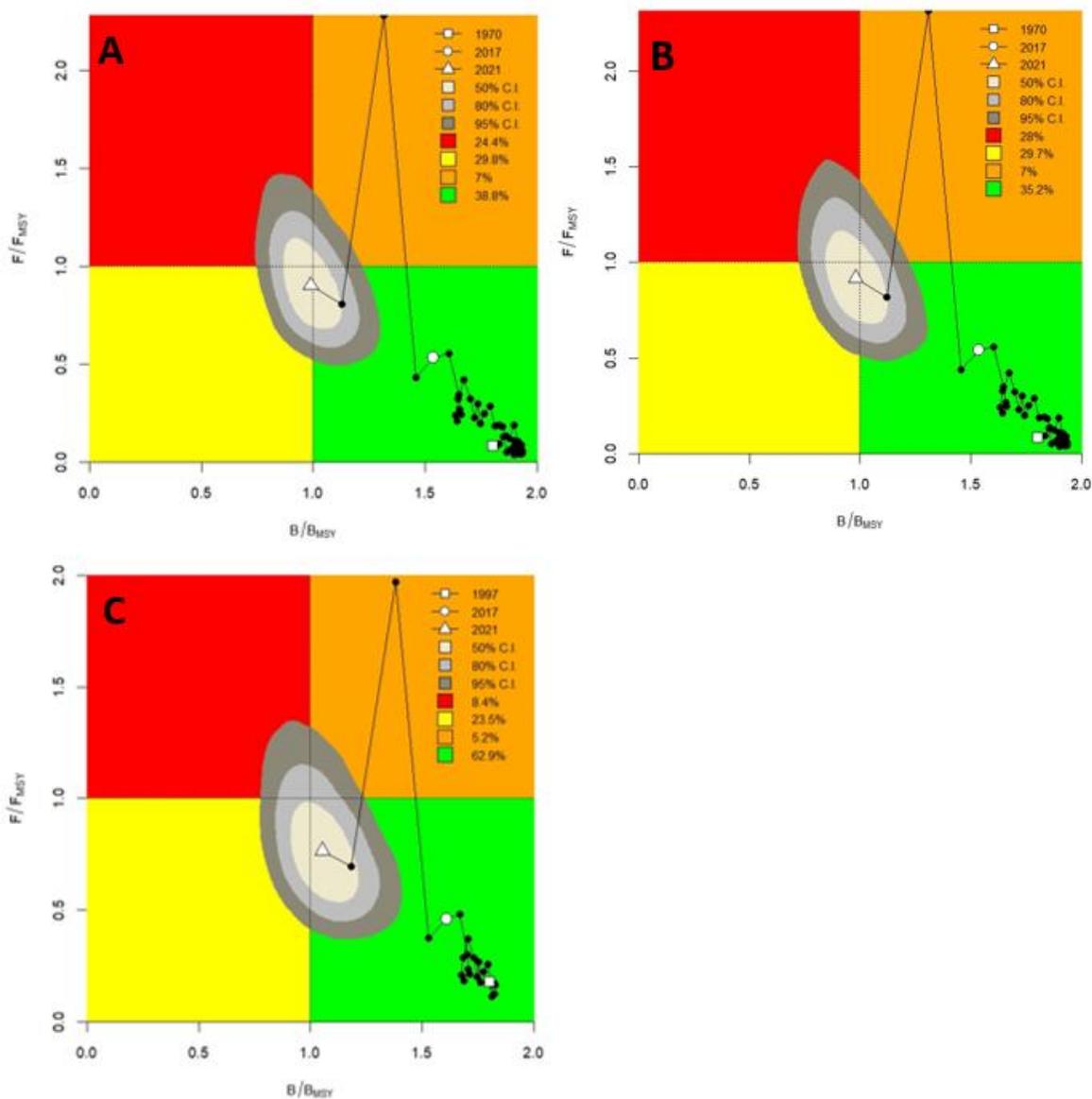


Figura 11. Diagramas de Kobe que representan el estado de la población de la cabrilla sardinera del ncGC. El área roja indica sobrepesca, el área naranja indica una posible sobreexplotación, el área amarilla indica una recuperación, el área verde indica no sobrepesca. El área gris representa la incertidumbre en el último año (triángulo), 50% para el área amarilla, 80% para el área gris claro y 95% para el área gris oscuro para intervalos de confianza del 95%. A = escenario 1 (E1), B = escenario 2 (E2), C = escenario 3 (E3).

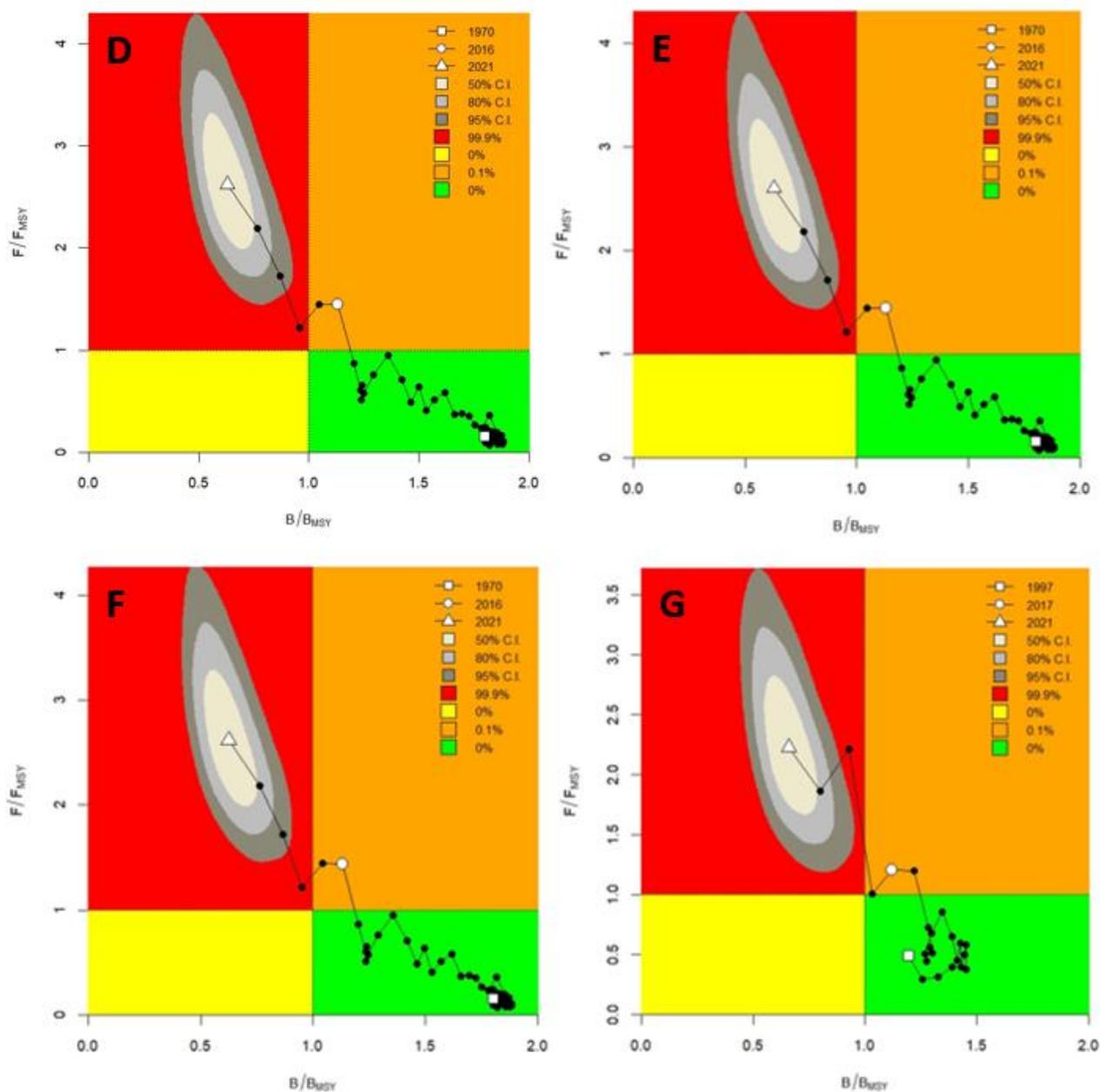


Figura 12. Diagramas de Kobe representando el estado de la población de la cabrilla sardinerá del ncGC. El área roja indica sobrepesca, la zona naranja indica una posible sobreexplotación, el área amarilla indica una recuperación, el área verde indica no sobrepesca. El área gris representa la incertidumbre en el último año (triángulo), 50% para el área amarilla, 80% para el área gris claro y 95% para el área gris oscuro para intervalos de confianza del 95%. D = escenario 4 (E4), E = escenario 5 (E5), F = escenario 6 (E6), G = escenario 7 (E7). Estos escenarios presentan un promedio en los desembarques de 2019 (Tabla 4).

Capítulo 4. Discusión

4.1 Reconstrucción de los desembarques de la cabrilla sardinera en el norte y centro del golfo de California durante 1970-2021

Esta investigación proporciona información sobre las tendencias históricas de los desembarques de la cabrilla sardinera que se captura por pesquerías artesanales en el ncGC durante el periodo de 1970-2021. Los desembarques reconstruidos en este estudio presentan una base para entender el comportamiento de la pesquería y, al aplicar los modelos de análisis apropiados, nos ayuda a dar una primera explicación de los cambios en la biomasa de esta especie a lo largo del periodo. Si bien estos cambios pueden estar relacionados a factores ambientales, es difícil cuantificarlos. Sin embargo, se puede conocer el contexto de los cambios en la política pesquera del país (Costello *et al.*, 2012; Cisneros-Montemayor *et al.*, 2013). En México, la evolución del manejo pesquero y la política pesquera se ha caracterizado por estar en constante cambio en materia de leyes, decretos, normas, avisos, acuerdos, etc. promoviendo el desarrollo y cuidado de las pesquerías, provocando un efecto en el aumento en el esfuerzo pesquero conduciendo a un mayor aprovechamiento de los recursos pesqueros (Aguilar *et al.*, 2000; Alcalá, 2003; Hernández y Kempton, 2003).

A principios de los años 1970, las políticas mexicanas comenzaron a promover el desarrollo y el crecimiento pesquero (Espinoza-Tenorio *et al.*, 2011), y durante esos años sucedieron diversos cambios políticos, reformas neoliberales y crisis económicas en el país, como la de 1982 (Alcalá, 2003; Espinoza-Tenorio *et al.*, 2011) y se observó un aumento en el número de pescadores artesanales durante el decenio de 1980 (Alcalá, 2003). Estos cambios se han visto reflejados en otras pesquerías como la de tiburones en el GC en 1979 con un crecimiento exponencial en sus capturas (Saldaña-Ruiz *et al.*, 2017). En el caso de la cabrilla sardinera, los desembarques muestran pocas fluctuaciones para un primer periodo de 26 años (1970-1996), y su actual crecimiento no se vio reflejado sino hasta alcanzar el aumento constante registrado a partir de los últimos años de la década de los años mil novecientos noventa. En los últimos años los desembarques alcanzaron el pico más alto en 2019.

Se reporta que en la década de los setenta la pesquería de la cabrilla sardinera se encontraba a inicios de su desarrollo y fue a partir de 1970 que la oficina de BLA ubicada en BC comenzó a registrar oficialmente desembarques arribados en esta región. En los cincuenta y sesenta en otras regiones del GC, en Baja

California Sur, el grupo de las cabrillas (incluyendo las especies *Paralabrax auroguttatus*, *P. maculatofasciatus* y *Paranthias colonus*) eran un componente importante de la captura aportando aproximadamente un promedio de 266 t anuales durante 1950-1963 (Sala *et al.*, 2004; Valdez-Ornelas *et al.*, 2008; Erisman *et al.*, 2010). Por su parte, en la costa de SON las capturas de cabrilla no representaron un volumen cuantioso, sin embargo, se han reportado volúmenes significativos en las redes de arrastre camaroneras como captura incidental que no se aprovecha (Ruíz-Durá, 1990). Aun cuando durante en esta década los esfuerzos federales se centraron en el desarrollo pesquero creando fideicomisos y estableciendo 200 millas como Zona Económica Exclusiva (ZEE), el grupo de las cabrillas no figuraba como un producto comercialmente relevante, sino que se desencadenó un aumento en el aprovechamiento de la producción pesquera nacional de otras especies como los tiburones, el camarón y la sardina (Aguilar *et al.*, 2000; Martínez y González, 2016; Lagunas *et al.*, 2017).

En la década de los ochenta se observó una de las disminuciones más importantes durante la serie temporal en 1983 presentando 36 t desembarcadas, esto puede estar relacionado con el fenómeno de El Niño Oscilación del Sur (ENSO) ocurrido durante 1982-1983. Se ha observado que el reclutamiento de juveniles de cabrilla sardinera está fuertemente correlacionado con las condiciones climáticas (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008). Por ejemplo, las larvas de cabrilla sardinera se reclutan preferentemente en fondos y camas con lechos de algas pardas (*Sargassum* spp.), por lo que la abundancia de los reclutas está determinada por la disponibilidad de estas algas, las cuales se ha observado que disminuyen durante el ENSO debido al aumento de la temperatura (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008). Por el contrario, durante condiciones adversas, como el fenómeno de La Niña, las altas concentraciones de nutrientes propician una mayor densidad de algas, favoreciendo el reclutamiento de la cabrilla sardinera (Aburto-Oropeza *et al.*, 2007; Aburto-Oropeza *et al.*, 2008; Aburto-Oropeza *et al.*, 2010). Durante este periodo de disminuciones en las capturas de la cabrilla sardinera también ocurrieron crisis económicas en el país como las constantes devaluaciones del peso mexicano y la quiebra del Banco Nacional Pesquero y Portuario (BANPESCA) que proporcionaba apoyo financiero a la actividad pesquera. Este banco fracasó como consecuencia de las problemáticas que tuvo con las cooperativas pesqueras (Espinoza-Tenorio *et al.*, 2011; Suárez, 2016; Román, 2018). Estos eventos pueden afectar la producción pesquera al limitar el apoyo del gobierno federal al sector pesquero (Alcalá, 2003).

Los desembarques de la cabrilla sardinera comenzaron a aumentar paulatinamente durante la década de los noventa presentando la mayor cantidad de capturas en 1997 (183 t). Si bien, el verdillo (*Paralabrax nebulifer*) se distribuye únicamente en el Pacífico mexicano y estadísticamente los desembarques de esta especie se incluían dentro del grupo cabrilla hasta 1998, el aumento en los desembarques de la cabrilla

sardinera puede estar relacionado con el declive poblacional del verdillo, lo que provocó que se reemplazaran rápidamente sus capturas por especies incluidas en el mismo grupo en donde destaca la cabrilla sardinera (Leet *et al.*, 2001; SADER, 2021). Un estudio realizado por Aburto-Oropeza *et al.* (2008) en BLA, una región en el ncGC describe que las capturas de la cabrilla sardinera eran menores a 50 t en el año 1990 y que aumentaron a casi 350 t en 1999, estos resultados no coinciden con los obtenidos en este estudio ya que en 1990 y 1999 se desembarcaron 16 t y 106 t tan solo en la costa este de BC, respectivamente. A pesar de que el estudio de Aburto-Oropeza *et al.* (2008) basa su información en estadísticas pesqueras, sus resultados se encuentran por encima de los obtenidos en esta investigación, aunque su estudio se enfoca en la cabrilla sardinera no mencionan el método que utilizaron para separar los desembarques de la cabrilla sardinera con respecto a las demás especies incluidas en el grupo cabrilla y analizando sus resultados es muy probable que no haya aplicado una proporción para el grupo cabrilla como se hizo en este estudio.

Durante la década de los 2000 los desembarques de la cabrilla sardinera continuaron aumentando, presentando tres picos notables en el 2003 (264 t), 2006 (266 t) y 2009 (360 t). Este aumento en los desembarques puede deberse a que en las últimas décadas se han capturado especies de meros de gran tamaño que pertenecen al mismo género y que además comparten la misma distribución que la cabrilla sardinera, por ejemplo, la baya (*Mycteroperca jordani*), que estuvo altamente amenazada durante los últimos años de los noventa debido a la pesca ilegal, y la garropa (*Mycteroperca xenarcha*) que presentó disminuciones notables en su población por la pesca descontrolada en regiones de Baja California como Bahía de Los Ángeles y San Felipe (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008; Smith-Vaniz *et al.*, 2010; Erisman y Craig, 2018b; Erisman y Craig, 2018c). Por el contrario, en el substock de la cabrilla sardinera ubicado al sur del GC existen datos informales (evidencia anecdótica sin datos cuantitativos disponibles) que sugieren una disminución en la biomasa de esa población de aproximadamente el 50% durante el periodo de 1998-2008, debido al aumento de la pesca artesanal, recreativa y de subsistencia (Erisman y Craig, 2018a). Aunado a esto, en México el esfuerzo pesquero se ha incrementado, aumentando el número de personas dedicadas a la actividad pesquera durante el período 2007-2009 y entidades federativas como BC y SON han aumentado también estas cifras (Paniagua, 2011). Durante esta década pese al esfuerzo gubernamental se ha señalado que siguen existiendo vacíos legales y falta de lineamientos para enfrentar la sobrexplotación (Martínez y González, 2016).

A partir del 2010 se observa que los desembarques estimados disminuyen hasta el 2014 (209 t) y a partir del 2015 los desembarques empieza a aumentar hasta el 2019 con la captura más alta (1,540 t) de toda la serie reconstruida. El aumento de toneladas desembarcadas en esta década puede relacionarse a que

actualmente la mayoría del esfuerzo pesquero (mayor número de pescadores y embarcaciones) se centra en las agregaciones de desove de la especie durante los meses de abril-junio y en las agregaciones de alimentación en marzo y septiembre (Erisman *et al.*, 2010), además de que se han registrado aumentos en los desembarques en otros recursos pesqueros en México en los últimos diez años (Fajardo-Yamamoto *et al.*, 2022; García-Rodríguez *et al.*, 2024; Sosa-Nishizaki *et al.*, 2020). La presión pesquera que se da durante estas concentraciones de peces se asocia a las grandes cantidades de peces que se pueden extraer en un período de tiempo corto (Erisman *et al.*, 2018). Proceso que, además, dan la impresión de la existencia de una biomasa más grande, aparte de que, el impacto que tiene este hecho se asocia a la alteración del ciclo reproductivo y a la disminución de la población reproductora, afectando la capacidad de mantenerse ante presiones pesqueras y de cambio climático (Sadovy y Domeier, 2005; Aburto-Oropeza *et al.*, 2008; Erisman *et al.*, 2018).

Aunque a partir del 2001 se han entregado subsidios de combustible en México para impulsar la competitividad y rentabilidad del sector pesquero, este apoyo tomó mayor relevancia durante el período de 2011-2019, aun cuando algunas pesquerías se han reportado como sobreexplotadas (Ramírez-Rodríguez y Almendárez-Hernández, 2013; SAGARPA, 2017). La mayor parte del apoyo de gasolina ribereña asignado durante el periodo 2011-2019 fue para Sonora con 65 millones (quinto lugar) mientras que al estado de Baja California se le asignó menos de 15 millones. Este subsidio sigue siendo otorgado y es el que está más directamente relacionado con la sobrepesca debido a que se incrementa el esfuerzo pesquero (número de embarcaciones, mayor potencia de los motores) y por consiguiente los impactos se reflejan en el aumento de las capturas de los recursos al no tener políticas públicas para regular el sector pesquero (Cisneros-Montemayor *et al.*, 2016; Cisneros-Montemayor y Cisneros-Mata, 2018; Pedroza *et al.*, 2023).

Sin embargo, a partir de 2020 se eliminó este subsidio y se implementó el programa social BIENPESCA, reduciendo el apoyo económico otorgado, pero también ha sido una oportunidad para formar el primer registro de padrón de pescadores y acuicultores por estado en 2020, con el fin de contabilizar el número de personas dedicadas a esta actividad (Pedroza *et al.*, 2023). Dicho registro se derivó a raíz de que es difícil conocer con precisión el número real de embarcaciones menores que operan en el país, ya que desde hace 10 años no se tiene una actualización oficial (CONAPESCA, 2020; Pedroza *et al.*, 2023).

Por ejemplo, en Yucatán durante 2019 se realizó un censo pesquero de embarcaciones menores y detectaron duplicidad en 109 registros de embarcaciones, además de que este censo realizado por la Secretaría de Pesca y Acuicultura Sustentables de Yucatán no coincide con los registros oficiales de

embarcaciones menores activas de acuerdo con la CONAPESCA, discrepando en más de 1,000 embarcaciones no reportadas por esta última dependencia (Pedroza *et al.*, 2023). En este sentido, en 2019 Bahía Kino reportó el mayor número de toneladas desembarcadas (1,321 t), representando el 98% de los desembarques de SON, siendo el pico más alto de toda la serie temporal, este incremento puede tratarse de un suceso similar al reportado en Yucatán en el mismo año, en donde es probable que se haya incrementado la capacidad del sector pesquero para aumentar la producción de la pesquería o quizá se trata de discrepancias sustanciales por errores en los registros reportados.

Sin embargo, también pueden influir otros factores como el cambio en las artes de pesca con el tiempo, ya que se ha registrado que son distintas entre ambos estados, en Baja California por ejemplo, utilizan piola, palangres de fondo y líneas de monofilamento y anzuelo mientras que en Sonora emplean redes de enmalle y líneas de mano (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008; Erisman y Craig, 2018a), los distintos artes de pesca pueden tener influencia en la selectividad de tallas y eficiencia para capturar a una organismo, lo que puede resultar en efectos negativos, es decir, algunos artes de pesca pueden tener bajos niveles de selectividad capturando organismos de tallas pequeñas (Gulland, 1971; FAO, 2005; Sarr *et al.*, 2023). Otro factor que puede influir es el uso de pangas más modernas con motores con mayor potencia lo que les permite trasladarse a sitios entre la costa oriental de BC y SON ya que el tiempo de viaje estimado entre costas puede variar de 2 a 4 horas de navegación, lo que permite capturar a la especie en rangos más amplios (Valdez, 1996; Moreno, 2005). Otro elemento que puede repercutir en el aumento y el posterior descenso de los desembarques al final de la serie temporal es la escasez de información biológica de la especie, ya que, al no contar con datos sobre la edad de primera madurez y talla mínima de captura no se tiene la certeza de que los individuos formen parte de al menos un ciclo reproductivo y así evitar comprometer reclutamientos futuros (Rodríguez-Félix *et al.*, 2015).

En síntesis, las tendencias de la serie temporal de los desembarques de la CS pueden ser explicadas debido a tres factores: ambientales (cambio climático), políticos (regulaciones, normas, leyes pesqueras) y sociales (jornada laboral, avances tecnológicos). Cada uno de estos factores influyen en la historia de los desembarques y, por lo tanto, en el estado poblacional de la especie (Hilborn y Branch, 2013; Ovando *et al.*, 2022). Finalmente, estos resultados pueden ser utilizados como línea base para implementar medidas de gestión que ayuden a la conservación y sostenibilidad de la pesquería, tomando en cuenta las limitantes e incertidumbre que conlleva aplicar un método de reconstrucción histórica. Además, es importante realizar esfuerzos que permitan atender la necesidad de escasez de registros oficiales de desembarques, por ejemplo, mediante la ciencia ciudadana (García-Rodríguez *et al.*, 2024).

4.2 Discrepancias e incertidumbre

4.2.1 Discrepancias asociadas a la reconstrucción de los desembarques

La poca confiabilidad en las estadísticas pesqueras y la discrepancia que existe entre ellas ha dificultado elegir cual es la mejor fuente de información para reconstruir la línea base de la historia de una pesquería, por ejemplo, Erauskin-Extramiana *et al.* (2017) y Fajardo-Yamamoto *et al.* (2022) utilizaron los AVAR para caracterizar pesquerías locales del Pacífico norte mexicano, sin embargo, en el último estudio los autores se basaron en las mismas estadísticas pesqueras que se utilizaron en este trabajo (AEAP y AVAR) para reconstruir los desembarques de la curvina blanca, sin embargo, eligieron los AVAR como línea base para realizar su estudio debido a que consideraron que estas estadísticas son más fiables ya que los datos de captura se reportan directamente de los desembarques. Por el contrario, en este estudio nos basamos en los AEAP para generar la línea base ya que, si bien estas estadísticas solo reportan desembarques a nivel estatal y nacional, consideramos que aportan más información sobre la pesquería de la cabrilla ya que, por su parte, los AVAR proporcionan estadísticas recientes (2000-2021) y a diferencia de otros grupos de especies la cabrilla no se reporta detalladamente por especie, salvo en tres años que reportaron desembarques de cabrilla rosa únicamente para el estado de BC.

4.2.2 Incertidumbre asociada a la reconstrucción de los desembarques

La reconstrucción de los desembarques pesqueros nos permite utilizar diferentes fuentes de datos históricos y compararlos. Aunque frecuentemente dicha información puede estar incompleta o ser contradictoria es importante evaluar el grado de sesgo y de incertidumbre que los rodea (Thurstan *et al.*, 2016). Los períodos con mayor incertidumbre asociada (intervalos de confianza más grandes) se presentaron durante 1989-1996 (90%) y 1970-1976 (50%), cuando no se contaba con información disponible de capturas a nivel nacional y estatal. Esto nos llevó a reconstruir los desembarques nacionales del grupo cabrilla para poder obtener los desembarques específicos de la especie aumentando la incertidumbre en estos períodos. Por el contrario, los períodos con incertidumbre más baja (intervalos de confianza pequeños) se relacionaron a que se utilizó mayor cantidad de información (literatura gris y científica) y al uso de información oficial más específica por estado, costa y oficina de pesca (Erisman *et al.*, 2007; Aburto-Oropeza *et al.*, 2008; Cinti *et al.*, 2010; Meza-Monge, 2012).

La estimación de las capturas mediante el uso del método de reconstrucción se asocia con información que presenta una alta incertidumbre debido a que la naturaleza de los datos no está estandarizada (Zeller *et al.*, 2007). La escasez de datos en algunos periodos también fue reconocida en este estudio, así como la interpolación entre los puntos de anclaje y esto puede introducir incertidumbre adicional en la información (Zeller *et al.*, 2007). Por tal motivo, la estimación de la incertidumbre asociada a la reconstrucción es importante para evaluar la calidad de la información e identificar las principales fuentes de incertidumbre. No obstante, es importante recalcar que utilizamos la mejor información disponible para reconstruir los desembarques históricos de la cabrilla sardinera en el norte y centro del GC, que si bien esta metodología se asocia con la incertidumbre e inconsistencia de las fuentes de información (Zeller *et al.*, 2007; Zeller *et al.*, 2015) al utilizar toda la información disponible, este método nos permite visualizar las tendencias de los desembarques, identificar vacíos de información y poder evaluar el estado poblacional de especies que han sido previamente ignoradas (Saldaña-Ruiz *et al.*, 2017; Fajardo-Yamamoto *et al.*, 2022).

4.3 Evaluación poblacional mediante metodologías para pesquerías con datos limitados

La evaluación base (EB) mostró que la población de la CS actualmente se encuentra estable. La tendencia del tamaño poblacional presentó una disminución a partir de los últimos cinco años de la serie temporal, mientras que la presión pesquera aumento también en los últimos años presentando el pico más alto en 2019. Sin embargo, a pesar de que en los últimos años se ha observado una tendencia de aumento en los desembarques y que en 2019 se obtuvo el mayor número de toneladas desembarcadas la población se encuentra saludable.

Los escenarios E1, E2 y E3 mostraron que actualmente la población de la CS se encuentra estable, por el contrario, los escenarios E4, E5, E6 y E7 indican que la población está sometida a una sobrexplotación, esta tendencia se relaciona con el aumento constante de los desembarques durante los últimos años, aunado al enfoque que se les aplico a estos últimos cuatro escenarios que se explicó previamente en la metodología. Las tendencias del tamaño poblacional en los siete escenarios (E1-E7) mostraron una disminución en los últimos años. Por otro lado, la presión pesquera aumento en todos los escenarios, pero destacando en los últimos cuatro escenarios (E4-E7) lo que indica que la población está siendo explotada a un nivel que no es sostenible a largo plazo y, que, además, compromete la capacidad de

recuperación de la especie provocando que la población no tenga la oportunidad de reproducirse y regenerarse en un período determinado (Pons *et al.*, 2020).

En el diagrama de Kobe de la EB, E1, E2, E3 y E7 se observa que únicamente 2 de los 51 años caen en el 95% de confianza, mientras que en los escenarios E4, E5 y E6 solo 3 años caen dentro de este límite de confianza. Es importante recalcarlo ya que no hay razón biológica para suponer que los datos de 2019 son verdaderos ya que al revisar la biología de la especie y al calcular cuánto tiempo le tomaría a la población de la cabrilla sardinera alcanzar los niveles de biomasa obtenidos durante ese año, se estima que aproximadamente se necesitarían 105.7 años para que la población alcance el nivel de biomasa más alto reportado en la serie temporal suponiendo que la tasa de crecimiento es de 0.31 por año, por el contrario, si la tasa de crecimiento es de 0.78 se necesitarían 163.94 años para alcanzar la biomasa reportada en 2019.

Por otro lado, los parámetros del ciclo de vida de una especie juegan un papel importante dentro del modelo, ya que su rendimiento está en función de este factor (Pons *et al.*, 2020). En este estudio, la CS se catalogó con una resiliencia media y los rangos de r propuestos en el modelo corresponden a un intervalo de 0.2-0.8, los valores de r utilizados en este estudio (propuestos por Aburto-Oropeza 2012 y FishBase 2010) fueron de 0.31 y 0.78, respectivamente, encontrándose dentro del intervalo de resiliencia que propone el modelo. Lo mencionado anteriormente, puede estar infiriendo en los resultados del modelo debido a que en los escenarios E1, E2, E5 y E6 únicamente se utilizó un valor de entrada de r siendo este el más bajo para los escenarios E1 y E5 y el más alto para los escenarios E2 y E6. Dichos resultados son prácticamente idénticos que los escenarios restantes en donde se aplicó el rango *per se* (0.31-0.78). Esto nos permite deducir que la tasa intrínseca de crecimiento no influye de manera significativa en los resultados obtenidos mediante este modelo, sin embargo, Pons *et al.* (2020) mencionan que existen otros factores que también pueden afectar la eficiencia del modelo, por ejemplo, los niveles de agotamiento y las tendencias de intensidad pesquera. Por el contrario, hay estudios en donde este parámetro si juega un papel importante, tal es el caso del estudio de Flores-Guzmán (2018) que analizó dos poblaciones de tiburón angelito en el noroeste de México distribuidas en el Pacífico y en golfo de California, utilizó un solo parámetro de r para ambas poblaciones y concluyó que las diferencias en los desembarques pueden ser el reflejo de que este parámetro poblacional posiblemente es distinto entre regiones. Otro ejemplo, es el estudio de Jørgensen y Chrysafi (2014) que analizaron el estado poblacional de la platija negra, una especie de pez plano que presenta distintos parámetros de r para la misma población, plantearon distintos escenarios y concluyeron que la variación en la estimación del MSY dependió en gran medida de la tasa intrínseca de crecimiento.

Los escenarios planteados en este estudio funcionan de manera diferente porque tienen distintas estructuras de datos de entrada, no obstante, los resultados de los ocho escenarios se pueden dividir en dos grupos, los primeros cuatro escenarios (EB, E1, E2, E3) evalúan el estado actual de la CS como saludable, en contraste con los últimos cuatro escenarios (E4, E5, E6, E7) que catalogan la pesquería de esta especie como sobrexplotada. Las tendencias de los desembarques que presentan una disminución al final de la serie temporal pueden presentar una imprecisión en el modelo, en comparación con las tendencias en donde los desembarques están estables o en aumento (Pons *et al.*, 2020). Además, este tipo de modelos funcionan mejor en poblaciones que están en un nivel de agotamiento medio a alto que para poblaciones que están ligeramente explotadas (Pons *et al.*, 2020; Walsh *et al.*, 2017; Walters *et al.*, 2006). Aunado a que es preferible que las series temporales sean mínimas de 20 años para que el rendimiento del modelo reduzca el error y haya suficiente información sobre la productividad de una población (Rosenberg *et al.*, 2014; Walsh *et al.*, 2017).

Existen diversos métodos para evaluar el estado de las poblaciones, pero entre los modelos que más se comparan con los que se basan exclusivamente en capturas son los métodos basados en frecuencia de tallas (por ejemplo, Froese *et al.*, 2019; Pons *et al.*, 2020; Sarr *et al.*, 2023; Walters *et al.*, 2006) y los que se basan en modelos Bayesianos utilizando abundancias y CPUE (por ejemplo, Liang *et al.*, 2020; Liao *et al.*, 2022; Ren & Liu, 2020). La elección del “mejor” método dependerá del tipo de datos que se tengan disponibles y en nuestro estudio únicamente disponíamos de una serie de desembarques previamente reconstruidos y de parámetros biológicos de la especie. Sin embargo, se pueden realizar acciones para obtener información detallada del esfuerzo pesquero ya que los métodos basados en la CPUE son un paso importante para reducir la incertidumbre estimada de los parámetros pesqueros obtenidos (Liang *et al.*, 2022; Ren & Liu, 2020).

Los resultados obtenidos en esta investigación proporcionan nuevos conocimientos sobre el comportamiento de la pesquería de la cabrilla sardinera en 51 años. Las evaluaciones de los últimos cuatro escenarios plantearon la preocupación sobre el estado poblacional de esta especie con respecto a los primeros escenarios propuestos. Sin embargo, estos resultados se limitan únicamente a los desembarques recopilados o reconstruidos y a la escasa información de los parámetros de vida. Es importante recalcar que este estudio representa una aproximación del estado poblacional y no debe considerarse como información absoluta debido a la alta incertidumbre y a las limitaciones que presenta el modelo (Dowling *et al.*, 2008). No obstante, al utilizar estos resultados de manera precautoria pueden ser un punto de partida para proponer acciones que conduzcan a una gestión adecuada de esta pesquería ubicada en el ncGC.

Finalmente, se pueden obtener mejores resultados al aplicar múltiples evaluaciones con datos limitados y así comparar la consistencia de estos, estos métodos también pueden complementarse con entrevistas, conocimiento local, monitoreos constantes de la población, cuadernos de bitácoras, ciencia ciudadana etc. y así mejorar la capacidad en la toma de decisiones y gestión pesquera de la especie (Carruthers *et al.*, 2014; Fitzgerald *et al.*, 2018; García-Rodríguez *et al.*, 2024). Además, las estadísticas pesqueras de México presentan diversos retos y es necesario mejorarlas para aplicar estimaciones más precisas y robustas que nos permitan tener un mejor entendimiento de las poblaciones, además de poner en la lupa a especies de las cuales no se generan datos por ser aprovechadas en pesquerías de pequeña escala (Paniagua, 2011; Cisneros-Montemayor, 2017).

Capítulo 5. Conclusiones

Esta investigación aporta en el conocimiento de los últimos 51 años (1970-2021) de la pesquería de la cabrilla sardinera (*Mycteroperca rosacea*) en el golfo de California, específicamente en el ncGC. La cabrilla sardinera se pesca desde los 1960s y aunque durante las primeras dos décadas de la serie histórica (1970-1996) la tendencia de los desembarques de la cabrilla sardinera no superaba las 130 t, a partir de 1997 los desembarques comenzaron a aumentar notablemente hasta un máximo en el 2019 con 1,540 t. Los desembarques estimados proporcionan una base para entender la historia de esta pesquería.

La evaluación base (EB) mostró que la población de la cabrilla sardinera actualmente se encuentra estable. Los escenarios planteados fungieron un como ejercicio para identificar la sensibilidad del modelo y obtuvimos que los escenarios E1, E2 y E3 arrojaron resultados muy similares a la EB, por el contrario, los escenarios E4, E5, E6 y E7 mostraron que la cabrilla sardinera está bajo condiciones de sobrepesca. A pesar de que los resultados de la EB se obtuvieron a través de la serie temporal de desembarques que se reconstruyó previamente y que presenta los mejores resultados, es muy probable que estos sean irreales debido a que las capturas de 2019 son imposibles de explicar biológicamente. Por lo que, el escenario E4 es la evaluación poblacional que más se aproxima a un contexto real de las estadísticas pesqueras mexicanas y al proceso biológico de la especie.

Los desembarques estimados de la CS-ncGC proporcionan una base para entender la historia y los cambios de la biomasa de esta pesquería 51 años atrás. El modelo para datos limitados utilizado en este estudio (CMSY – Froese *et al.*, 2017) representa una aproximación del estado poblacional en el que se encuentra la especie y aporta una visión de la presión pesquera a la que ha sido sometida.

La información generada en esta tesis en donde se describe la evolución histórica de la pesquería de la cabrilla sardinera y los cambios en su biomasa, a lo largo de 51 años, puede ser útil para guiar futuras investigaciones y para la toma de decisiones sobre un manejo adecuado de la población. Se recomienda aplicar otros métodos de evaluación poblacional con pocos datos para comparar y reforzar los resultados de esta investigación. Asimismo, es importante generar estudios que actualicen los parámetros biológicos de la especie y así aplicar métodos de evaluación poblacional más robustos que reduzcan la incertidumbre asociada a estas metodologías, además de incluir la ciencia ciudadana como apoyo para tener mejores estadísticas pesqueras.

Literatura citada

- Aburto-Oropeza, O. (2012). Testing sustainability in triggerfish and leopard grouper fisheries in the Northern Gulf of California. En Meza-Monge, A. (2012). <https://escholarship.org/uc/item/81d6r2dc>
- Aburto-Oropeza, O., y Balart, E. F. (2001). Community structure of reef fish in several habitats of a rocky reef in the Gulf of California. *Marine Ecology*, 22(4), 283-305. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1439-0485.2001.01747.x>
- Aburto-Oropeza, O., Erisman, B., Valdez-Ornelas, V., Danemann, G., Torreblanca-Ramírez, E., Silva-Ramírez, J. T., y Ortuño-Manzanares, G. (2008). Serránidos de importancia comercial del golfo de California: ecología, pesquerías y conservación. *Ciencia y Conservación*, 2009, 1-23. https://www.pronatura-noroeste.org/archivos/ciencia_y_conservacionFinal.pdf
- Aburto-Oropeza, O., Paredes, G., Mascarenas, I., Sala E. (2010). Climatic influence on reef fish recruitment and fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 410, 283-287. <http://dx.doi.org/10.3354/meps08695>
- Aburto-Oropeza, O., Sala, E., Parede, G., Mendoza, A., Ballesteros, E. (2007). Predictability of reef fish recruitment in a highly variable nursery habitat. *Ecology*, 88(9), 2220-2228. <https://doi.org/10.1890/06-0857.1>
- Aguilar, A., Reid, C., Thorpe, A. (2000). The political economy of marine fisheries development in Peru, Chile and Mexico. *Journal of Latin American Studies*, 32, 503-527. <http://dx.doi.org/10.1017/S0022216X00005824>
- Alcalá, G. (2003). Políticas pesqueras en México (1946-2000). Contradicciones y aciertos en la planificación de la pesca nacional. COLMEX-CICESE-COLMICH, 2, 106. https://www.academia.edu/38602081/Pol%C3%ADticas_pesqueras_en_M%C3%A9xico_1946_2000_Contradicciones_y_aciertos_en_la_planificaci%C3%B3n_de_la_pesca_nacional_Serie_Linderos_de_la_Costa_Vol_2_COLMEX_CICESE_COLMICH_M%C3%A9xico_106_pp
- Allen, G. R., & Robertson, D. R. (1994). Fishes of the Tropical Eastern Pacific. *University of Hawaii Press*, Honolulu, 106-117. https://books.google.com.mx/books?id=S3NmjXkK5GoC&printsec=frontcover&hl=es&source=gb_s_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false
- Álvarez-Borrego, S. (2010). Physical, chemical, and biological oceanography of the Gulf of California. In: Brusca, R.C., (Ed), The Gulf of California: biodiversity and conservation. University of Arizona Press. <http://dx.doi.org/10.2307/j.ctt181hwrc.6>
- Álvarez-Romero, J. G., Presseya, R. L., Bana, N. C., Torre-Cosío, J., Aburto-Oropeza, O. (2013). Marine conservation planning in practice: lessons learned from the Gulf of California. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 23, 483-505. <https://doi.org/10.1002/aqc.2334>
- Anderson, S. C., Cooper, A. B., Jensen, O. P., Minto, C., Thorson, J. T., Walsh, J. C., Afflerbach, J., Dickey-Collas, M., Kleisner, K. M., Longo, C., Osio, G. C., Ovando, D., Mosqueira, I., Rosenberg, A. A.

- (2017). Improving estimates of population status and trend with superensemble models. *Fish and Fisheries*, 18(4), 732-741. <https://doi.org/10.1111/faf.12200>
- Arreguín-Sánchez, F., Arcos-Huitrón, E. (2007). Fisheries catch statistics for Mexico. En: Zeller, D. and Pauly, D. (eds.) Reconstruction of marine fisheries catches for key countries and regions (1950-2005). *Fisheries Centre Research Reports*, 15(2), 1198-6727. https://www.researchgate.net/publication/230676994_Fisheries_catch_statistics_for_Mexico_Arreguin-Sanchez_Arcos-Huitron_FISHERIES_CATCH_STATISTICS_FOR_MEXICO
- Arreguín-Sánchez, F., Arcos-Huitrón, E. (2011). La pesca en México: estado de la explotación y uso de los ecosistemas. *Hidrobiológica*, 21(3), 431-462. <https://hidrobiologica.izt.uam.mx/index.php/revHidro/article/view/773>
- Bouch, P., Minto, C., Reid, D. G. (2021). Comparative performance of data-poor CMSY and data-moderate SPiCT stock assessment methods when applied to data-rich, real-world stocks. *ICES Journal of Marine Science*, 78, 264-276. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa220>
- Brusca, R. C., Findley, L. T., Hastings, P. A., Hendrickx, M. E., Cosio, J. T., Van der Heiden, A. M. (2005). Macrofaunal diversity in the Gulf of California, En: Cartron, J. L. E., Ceballos, G., Felger, R. S. Biodiversity, ecosystems, and conservation in Northern Mexico, Oxford University Press, 179-203. [2005-c-oxford-macrofaunal-brusca-et-al-2005.pdf \(cobi.org.mx\)](https://www.cobi.org.mx/2005-c-oxford-macrofaunal-brusca-et-al-2005.pdf)
- Carruthers, T. R., Punt, A. E., Walters, C. J., MacCall, A., McAllister, M. K., Dick, E. J., Cope, J. (2014). Evaluating methods for setting catch limits in data-limited fisheries. *Fisheries Research*, 156, 48-68. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.12.014>
- Carruthers, T. R., Huynh, Q. C., Hordyk, A. R., Newman, D., Smith, A. D. M., Sainsbury, K. J., Stokes, K., Morison, A., Agnew, D., Parma, A., Sobrino, I., Longo, C. (2023). Method evaluation and risk assessment: A framework for evaluating management strategies for data-limited fisheries. *Fish and Fisheries*, 24, 279-296. <https://doi.org/10.1111/faf.12726>
- Cheung, W. W. L., Pitcher, T. J., Pauly, D. (2005). A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing. *Biological Conservation*, 124, 97-111. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.017>
- Cinti, A., Shaw, W., Cudney-Bueno, R., Rojo, M. (2010). The unintended consequences of formal fisheries policies: social disparities and resource overuse in a major fishing community in the Gulf of California, Mexico. *Marine Policy*, 34(2) 328-339. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2009.08.002>
- Cisneros-Montemayor, A. M., Cisneros-Mata, M. A. (2018). A medio siglo de manejo pesquero en el noroeste de México, el futuro de la pesca como sistema socioeconómico. *Relaciones estudios de historia y sociedad*, 39(153), 99-127. <https://doi.org/10.24901/rehs.v39i153.392>
- Cisneros-Montemayor, A. M., Cisneros-Mata, M. A., Harper, S., Pauly, D. (2013). Extent and implications IUU catch in Mexico's marine fisheries. *Marine Policy*, 39, 283-288. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.12.003>
- Cisneros-Montemayor, A. M., Sanjurjo, E., Gordon, R., Munro, V., Hernández-Trejo, V., Rashid-Sumaila, U. (2016). Strategies and Rationale for Fishery Subsidy Reform. *Marine Policy*, 69, 229-36. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.10.001>

- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2014). Islas del golfo de California, valioso sitio de descanso para las aves migratorias. <https://www.gob.mx/conanp/es/articulos/islas-del-golfo-de-california-valioso-sitio-de-descanso-para-las-aves-migratorias?idiom=es>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca [CONAPESCA]. (2000). Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2000. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca [CONAPESCA]. (2001). Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2001. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca [CONAPESCA]. (2002). Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2002. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca [CONAPESCA]. (2003). Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2003. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca [CONAPESCA]. (2004). Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2004. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca [CONAPESCA]. (2005). Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2005. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca [CONAPESCA]. (2006). Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2006. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. [CONAPESCA] (2007). Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2007. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca [CONAPESCA]. (2008). Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2008. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca [CONAPESCA]. (2009). Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2009. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca [CONAPESCA]. (2010). Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2010. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca [CONAPESCA]. (2011). Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2011. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>

- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca [CONAPESCA]. (2012). Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2012. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca [CONAPESCA]. (2013). Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2013. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca [CONAPESCA]. (2014). Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2014. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca [CONAPESCA]. (2015). Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2015. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. (2016) [CONAPESCA]. Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2016. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca[CONAPESCA]. (2017). Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2017. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca [CONAPESCA]. (2018). Anuario Estadístico de acuacultura y pesca 2018. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. (2020). Programa Nacional de Pesca y Acuacultura 2020. Diario Oficial de la Federación. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5609194&fecha=30/12/2020#gsc.tab=0
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. (2021). Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2021. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca?tab=>
- Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. (2023). ¿Qué es la CONAPESCA?. <https://www.gob.mx/conapesca/es/articulos/que-es-la-conapesca>
- Costello, C., Ovando, D., Hilborn, R., Gaines, S. D., Deschenes, O., Lester, S. E. (2012). Status and solutions for the world's unassessed fisheries. *Science*, 338(6106), 517-520. [10.1126/science.1223389](https://doi.org/10.1126/science.1223389)
- Craig, M. T., Sadovy, Y. J., Heemstra, P. C. (2012). Groupers of the world: A field and market guide. *Copeia*, 4, 767-769. <http://dx.doi.org/10.2307/41827099>
- Danemann, G. (2004). Propuesta para la creación del Parque Nacional Bahía de los Ángeles, Baja California. [Tesis de Especialidad, Universidad Autónoma de Baja California]. Repositorio institucional. <https://repositorioinstitucional.uabc.mx/entities/publication/70f9fa7a-39a3-4df0-afb3-4b9f6e80a4f2>
- Departamento de Pesca. (1975-1981). Anuario estadístico pesquero 1977-1980. Dirección general de planeación, informática y estadística. [Archivo en PDF]

- Díaz-Urbe, J. G., Elorduy-Garay, J. F., González-Valdovinos, M. T. (2001). Age and growth of the Leopard grouper, *Mycteroperca rosacea*, in the Southern Gulf of California, Mexico. *Pacific Science*, 55(2), 171-182. <http://dx.doi.org/10.1353/psc.2001.0012>
- Díaz-Urbe, J. G., Valdez-Ornelas, V. J., Danemann, G. D., Torreblanca-Ramírez, E., Castillo-López, A., Cisneros-Mata, M. A. (2013). Regionalización de la pesca ribereña en el noroeste de México como base práctica para su manejo. *Ciencia Pesquera*, 21, 41-54. [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/150536/Ciencia_Pesquera_Vol. 21 No. 1- Mayo 2013.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/150536/Ciencia_Pesquera_Vol.21_No.1-Mayo_2013.pdf)
- Dick, E. J., MacCall, A. D. (2011). Depletion-Based stock reduction analysis: A catch-based method for determining sustainable yields for data-poor fish stocks. *Fisheries Research*, 110(2), 331-341. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2011.05.007>
- Dowling, N. A., Smith, D. C., Knuchey, I., Smith, A., Domaschenz, P., Patterson, H. M., Whitelaw, W. (2008). Developing harvest strategies for low-value and data-poor fisheries: Case studies from three Australian fisheries. *Fisheries Research*, 94(3), 380-390. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2008.09.033>
- Dowling, N. A., Smith, A., Smith, D., Parma, A. M., Dichmont, A. M., Sainsbury, K., Wilson, J. R., Dougherty, D. T., Cope, J. M. (2019). Generic solutions for data-limited fishery assessments are not so simple. *Fish and Fisheries*, 20(1), 174-188. <https://doi.org/10.1111/faf.12329>
- Erisman, B., y Craig, M. T. (2018a). *Mycteroperca rosacea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T14053A100466656.en>
- Erisman, B., y Craig, M. T. (2018b). *Mycteroperca jordani*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T14049A100466315.en>
- Erisman, B., y Craig, M. T. (2018c). *Mycteroperca xenarcha*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T132811A100571174.en>
- Erisman, B. E., Buchhorn, M. L., Hasting, P. A. (2007). Spawning patterns in the leopard grouper, *Mycteroperca rosacea*, in comparison with other aggregating groupers. *Marine Biology*, 151, 1849-1861. <https://doi.org/10.1007/s00227-007-0623-2>
- Erisman, B. E., Mascarenas, I., Paredes, G., De Mitchenson, Y. S., Aburto-Oropeza, O., Hasting, P. (2010). Seasonal, annual and long-term trends in commercial fisheries for aggregating reef fisheries in the Gulf of California, Mexico. *Fisheries Research*, 106, 279-288. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.08.007>
- Erisman, B. E., Rosales-Casián, J. A., y Hastings, P. A. (2008). Evidence of gonochorism in a grouper, *Mycteroperca rosacea*, from the Gulf of California, Mexico. *Environmental Biology of Fishes*, 82, 23-33. <https://doi.org/10.1007/s10641-007-9246-1>
- Erisman, B., Heyman, W.D., Fulton, S., Rowell, T. (2018). Agregaciones reproductivas de peces un punto focal del manejo de pesquerías y la conservación marina en México. *Gulf of California Marine Program*, La Jolla, CA. https://www.researchgate.net/publication/330545148_Agregaciones_reproductivas_de_peces_un_punto_focal_para_el_manejo_pesquero_y_la_conservacion_marina_en_Mexico

- Erauskin-Extramiana, M., Herzka, S. Z e Hinojosa-Arango, G. (2017). An interdisciplinary approach to evaluate the status of large-bodied Serranid fisheries: The case of Magdalena-Almejas Bay lagoon complex, Baja California Sur, Mexico. *Ocean & Coastal Management*. 142, 21-34. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.05.005>
- Espino-Bar, E., Cruz-Romero, M. (2006). Aspectos generales de la pesca ribereña en el Pacífico mexicano. En: Pesca, acuicultura e investigación en México. CONAPESCA, 37-47. https://www.researchgate.net/publication/255728631_Aspectos_generales_de_la_pesca_ribereña_en_el_Pacifico_Mexicano
- Espinoza-Tenorio, A., Espejel, I., Wolff, M., Zepeda-Domínguez, J. A. (2011). Contextual factors influencing sustainable fisheries in Mexico. *Marine Policy*, 35, 343-350. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.10.014>
- Estrada-Godínez, J. A., Maldonado-García, M., Gracia-López, V., Carrillo, M. (2011a). Ciclo reproductivo de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* en la bahía de La Paz, México. *Ciencias marinas*, 37(4a), 425-441. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0185-38802011000400005&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Estrada-Godínez, J. A., Maldonado-García, M., Gracia-López, V., y Sandoval-Soto, J. L. (2011b). Importancia de la cabrilla sardinera, *Mycteroperca rosacea*, y su relación con la industria de la pesca y la acuicultura. *Industria acuícola*, 8. https://www.researchgate.net/publication/272167212_Importancia_de_la_cabrilla_sardinera_Mycteroperca_rosacea_y_su_relacion_con_la_industria_de_la_pesca_y_la_acuicultura
- Fajardo-Yamamoto, A., Aalbers, S., Sepulveda, C., Valero, J. L., Sosa-Nishizaki, O. (2022). Balancing the asymmetry of knowledge of the transboundary white seabass (*Atractoscion nobilis*) fishery resource: Landings reconstruction along the west coast of the Baja California Peninsula. *Regional Studies in Marine Science*, 56. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102708>
- FishBase. (2010). *Mycteroperca rosacea* (Streets, 1877). <https://fishbase.se/summary/Mycteroperca-rosacea>
- Fitzgerald, S. P., Wilson, J. R., Lenihan, H. S. (2018). Detecting a need for improved management in data-limited crab fishery. *Fisheries Research*, 208, 133-144. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.07.012>
- Flores-Guzmán, A. (2018). Análisis histórico de las capturas y población de *Squatina californica*, 1960-2017, en el Pacífico noroeste de México con base en una metodología de pocos datos. [Tesis de Maestría en Ciencias, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California] Repositorio institucional. <http://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1007/2614>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2001). FAO Fisheries glossary. Recuperado en 2023 de: <http://www.fao.org/fi/glossary/default.asp>.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2005). Guía del administrador pesquero: medidas de ordenación y su aplicación. <https://www.fao.org/4/y3427s/y3427s00.htm#Contents>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2012). The State of World Fisheries and Aquaculture. <https://www.fao.org/4/i2727e/i2727e.pdf>

- Froese, R., Kesner-Reyes, K. (2002). Impact of fishing on the abundance of marine species. *Journal of Marine Science*, 12, 1–12. https://www.researchgate.net/publication/313647654_Impact_of_fishing_on_the_abundance_of_marine_species
- Froese, R., Demirel, N., Coro, G., Kleisner, K. M., Winker, H. (2017). Estimating fisheries reference points from catch and resilience. *Fish and Fisheries*, 18, 506-526. <https://doi.org/10.1111/faf.12190>
- Froese, R., Demirel, N., Coro, G., Kleisner, K. M., Winker, H. (2021). User guide for CMSY++. GEOMAR, Germany. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.28088.26886>
- Froese, R., Winker, H., Coro, G., Demirel, N., Tsikliras, A. C., Dimarchopoulou, D., Scarcella, G., Probst, W. N., Dureuil, M., Pauly, D. (2019). A new approach for estimating stock status from length frequency data. *ICES Journal of Marine Science*, 76, 2004-2015. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy139>
- Froese, R., Winker, H., Coro, G., Palomares, M. L. D., Tsikliras, A. C., Dimarchopoulou, D., Touloumis, K., Demirel, N., Vianna, G. M. S., Scarcella, G., Schijns, R., Liang, C., Pauly, D. (2023). New developments in the analysis of catch time series as the basis for fish stock assessments: The CMSY++ method. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 53, 173–189. <https://doi.org/10.3897/aiep.53.105910>
- García-Peña Valenzuela, E. (2019). Reporte final Auditoría pesquera: México. *Oceana*. https://mx.oceana.org/wp-content/uploads/sites/17/reportes_auditoria_pesquera_completo.pdf
- García-Rodríguez, E., Saldaña-Ruiz, L. E., Sosa-Nishizaki, O., Fajardo-Yamamoto, A., Cisneros-Soberanis, F., Flores-Guzmán, A. (2024). From bottom to up: effects of fishery improvement projects on the stock trends of multi-specific small-scale fisheries from Mexico. *Marine Policy*, 168. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2024.106292>
- González-Valdovinos, M. T. (1993). Edad y crecimiento de la cabrilla sardinera (*Mycteroperca rosacea*) (Streets, 1877), (Pisces: Serranidae) en la bahía de La Paz y zonas adyacentes, B.C.S., México. [Tesis de Licenciatura, Universidad de Guadalajara]. Repositorio institucional, <http://repositorio.cucba.udg.mx:8080/xmlui/handle/123456789/2620>
- Gulland, J. A. (1971). Manual de métodos para la evaluación de las poblaciones de peces. *FAO Manuals Fisheries Science*, 213-271. <https://www.fao.org/3/x5685s/x5685s00.htm>
- Heemstral, P. C., Randall, J. E. (1993). Groupers of the world (Family Serranidae, Subfamily Epinephelinae). An annotated and illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper and lyretail species known to date. *FAO Fisheries Synopsis*, 125(16). <https://www.fao.org/3/t0540e/t0540e39.pdf>
- Hernández, A., Kempton, W. (2003). Changes in fisheries management in Mexico: effects of increasing scientific input and public participation. *Ocean and Coast Management*, 46, 507–526. [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(03\)00032-2](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(03)00032-2)
- Hilborn, R., Branch, T. A. (2013). Fisheries: Does catch reflect abundance? No, it is misleading. *Nature*, 494(7437), 303–306. <http://dx.doi.org/10.1038/494303a>

- Hobson, E. S. (1968). Predatory behavior of some shore fishes in the Gulf of California. *Bureau Sports Fishing and Wildlife*, Research Report, 73. https://books.google.com.mx/books?id=48oc1pqqm-QC&printsec=frontcover&hl=es&source=gb_s_g_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (1994). Anuario Estadístico de los Estados Unidos Mexicanos 1994. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825147983>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2021). Anuario estadístico y geográfico por entidad federativa 2020. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463901846>
- Jackson, A. M., Munguía-Vega, A., Beldade, R., Erisman, B. E., Bernardi, G. (2015). Incorporating historical and ecological genetic data for leopard grouper (*Mycteroperca rosacea*) into marine reserve design in the Gulf of California. *Conservation Genetics*, 16(4), 811-822. <http://dx.doi.org/10.1007/s10592-015-0702-8>
- Jørgensen, O. A. y Chrysafi, A. (2014). MSY from catch and resilience. Paper presented at 33rd Scientific Council Research Meeting NAFO, Nova Scotia, Canada. https://backend.orbit.dtu.dk/ws/portalfiles/portal/123045575/Publishers_version.pdf
- Kleisner, K. y Pauly, D. (2011). Stock-status plots of fisheries for Regional Seas. En: Christensen, V., Lai, S., Palomares, M.L.D., Zeller, D., Pauly, D. (eds.). The state of biodiversity and fisheries in regional seas. *Fisheries Centre Research Reports*, 19(3), 37-40. https://www.researchgate.net/publication/291784863_Stock-status_plots_for_fisheries_for_Regional_Seas
- Kleisner K., Zeller, D., Froese, R., Pauly, D. (2013). Using global catch data for inferences on the world's marine fisheries. *Fish and Fisheries*, 14(3), 293-311. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2012.00469.x>
- Lagunas, M., Beltrán, L. F., Ortega, A. (2017). Análisis histórico-crítico del discurso de la política pública de las pesquerías de abulón en la península de Baja California, México (periodo analizado 1947-1993). *Revista de El Colegio de San Luis*, 8(16), 15-49. <https://doi.org/10.21696/rcsl9162018715>
- Leet, W. S., Dewees, C. M., Klingbell, R., Larson, E. J. (2001). California's living marine resources: A status report. The Resources Agency, California Department of Fish and Game. https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/38672/noaa_38672_DS1.pdf
- Leslie, H. M., Basurto, X., Nenadovic, M., Sievanen, L., Cavanaugh, K. C., Cota-Nieto, J. J., Erisman, B. E., Finkbeiner, E., Hinojosa-Aranjo, G., Moreno-Báez, M., Nagavarapu, S., Reddy, S. M. W., Sánchez-Rodríguez, A., Siegel, K., Ulibarria-Valenzuela, J. J., Hudson, A., Aburto-Oropeza, O. (2015). Operationalizing the social-ecological systems framework to assess sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(19), 5979-5984. <https://doi.org/10.1073/pnas.1414640112>
- Liang, C., Xian, W., Pauly, D. (2020). Assessments of 15 Exploited Fish Stocks in Chinese, South Korean and Japanese Waters Using the CMSY and BSM Methods. *Frontiers in Marine Science*, 7, 623. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00623>
- Liao, B., Xu, Y., Sun, M., Zhang, K., Liu, Q. (2022). Performance comparison of three data-poor methods with various Ttypes of data on assessing southern Atlantic lbacore fishery. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.825461>

- Manriquez-Bello, N. (2018). Factores determinantes de la gobernanza del sector pesquero en la reserva de la biosfera Bahía de los Ángeles 2007-2017. [Tesis de Maestría en Administración integral del ambiente, El Colegio de la Frontera Norte]. <https://www.colef.mx/posgrado/wp-content/uploads/2019/02/TESIS-Manriquez-Bello-Nallely.pdf>
- Martell, S. y Froese, R. (2012). A simple method for estimating MSY from catch and resilience. *Fish and Fisheries*, 14(4), 504–514. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2012.00485.x>
- Martínez, S. T. y González, F. (2016). La construcción de la política pesquera en México. Una mirada desde el campo geográfico. *Atlantic Review of Economics*, 2(1). <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2019/09/La-construcci%C3%B3n-de-la-pol%C3%ADtica-pesquera-en-M%C3%A9xico.pdf>
- Martínez-Lagos, R., Tovar-Ramírez, D., Gracia-López, V., Lazo, J. P. (2013). Changes in digestive enzyme activities during larval development of leopard grouper (*Mycteroperca rosacea*). *Fish Physiology and Biochemistry*, 40, 773–785. <https://doi.org/10.1007/s10695-013-9884-5>
- Mastrandrea, M. D., Field, C. B., Stocker, T. F., Edenhofer, O., Ebi, K. L., Frame, D. J., Held, H., Kriegler, E., Mach, K. J., Matschoss, P. R., Plattner, G. K., Yohe, G. W., Zwiers, F. W. (2010). Guidance note for lead authors of the IPCC fifth assessment report on consistent treatment of uncertainties. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2017/08/AR5_Uncertainty_Guidance_Note.pdf
- Meza-Monge, A. (2012). Testing sustainability in triggerfish and leopard grouper fisheries in the Northern Gulf of California. Center for Marine Biodiversity and Conservation. Scripps Institution of Oceanography. <https://escholarship.org/uc/item/81d6r2dc>
- Moreno, C., Weaver, A., Bourillón, L., Torre, J., Égido, J., Rojo, M. (2005). Diagnóstico ambiental y socioeconómico de la región marina-costera de bahía de Kino, isla Tiburón, Sonora México: Documento de trabajo y discusión para promover un desarrollo sustentable. Comunidad y Biodiversidad, Asociación Civil. https://cobi.org.mx/wp-content/uploads/2012/08/2005-t-cobi_rep_diagn_bahia_kino_051116.pdf
- Munguía-Vega, A., Jackson A., Marinone S. G., Erisman B., Moreno-Báez M., Girón-Nava A., Pfister T., Aburto-Oropeza O., Torre J. (2014). Asymmetric connectivity of spawning aggregations of a commercially important marine fish using a multidisciplinary approach. *PeerJ*, 7(2), e511. <http://dx.doi.org/10.7717/peerj.511>
- Munguía-Vega, A., Torre, J., Turk-Boyer, P., Marinone, S. G., Lavín, M. F., Pfister, T., Shaw, W., Danemann, G., Raimondi, P., Catillo-López, A., Cinti, A., Duberstein, J. N., Moreno-Báez, M., Rojo, M., Soria, G., Sánchez-Velasco, L., Morzaria-Luna, H. N., Bourillón, L., Rowell, K. y Cudney-Bueno, R. (2015). PANGAS: An interdisciplinary ecosystem-based research framework for small-scale fisheries in the Northern Gulf of California. *Journal of the Southwest*, 57, 2-3. [10.1353/jsw.2015.0003](https://doi.org/10.1353/jsw.2015.0003)
- Ovando, D., Free, C., Jensen, O. P., Hilborn, R. (2022). A history and evaluation of catch-only stock assessment models. *Fish and fisheries*, 23(3). <https://doi.org/10.1111/faf.12637>
- Paniagua, E. Y. (2011). Políticas aplicadas para el fomento de la producción pesquera. *Tiempo Económico*, 18(6). <https://tiempoeconomico.azc.uam.mx/wp-content/uploads/2017/07/18te1.pdf>

- Pauly, D. (1995). Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in ecology and evolution*, 10(10), 430. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(00\)89171-5](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(00)89171-5)
- Pauly, D. (1998). Rationale for reconstructing catch time series. *EC Fisheries Cooperation Bulletin*, 11(2), 4-7. <https://s3-us-west-2.amazonaws.com/legacy.searounds/doc/Researcher+Publications/dpauly/PDF/1998/Other+Items/RationaleReconstructionCatchTimeSeries.pdf>
- Pauly, D., Zeller, D. (2015). Catch Reconstruction: concepts, methods and data sources. Online Publication. *Sea Around Us*. <https://www.searounds.org/catch-reconstruction-and-allocation-methods/>
- Pauly, D., Zeller, D. (2016). Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. *Nature Communications*, 7, 1–9. <https://doi.org/10.1038/ncomms1024>
- Pedroza Gutiérrez, C., Poot-Salazar, A., Torres Irineo, E., Silva-Raygoza, J. (2023). Evolución y dinámicas de los subsidios pesqueros en México. p. 207-2224. En; Rivera-Arriafa E., AzuzAdeaty, I. (eds). La Década del Océano en México 2021-2030: La Ciencia que Necesitamos. RICOMAR, Universidad Autónoma de Campeche. <https://epomex.uacam.mx/view/download?file=5415/Cap7.pdf&tipo=paginas>
- Pons, M., Cope, J. M., Kell, L. T. (2020). Comparing performance of catch-bases and length-based stock assessment methods in data-limited fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77, 1026-1037. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2019-0276>
- Privitera-Johnson, K. M., Punt, A. E. (2020). Leveraging scientific uncertainty in fisheries management for estimating among-assessment variation in overfishing limits. *ICES Journal of Marine Science*, 77, 515–526. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz237>
- Ramírez-Rodríguez, M. y Almendárez-Hernández, L. C. (2013). Subsidies in the jumbo squid fishery in the Gulf of California, Mexico. *Marine Policy*, 40, 117-123. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2013.01.005>
- Randall A., Thiriet, P., Torre, J., Sáenz-Arroyo, A. (2005). Impacto en la composición de peces de los arrecifes rocosos en el Parque Nacional Bahía de Loreto con dos métodos de pesca: piola y red de cerco. Poster presentado en el Simposio sobre Ciencias Pesqueras en México, La Paz Baja California Sur, México.
- Ren Q., Liu, M. (2020). Assessing northwest Pacific fishery stocks using two new methods: the Monte Carlo Catch-MSY (CMSY) and the Bayesian Schaefer Model (BSM). *Frontiers in Marine Science*, 7, 430. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00430>
- Roberts, C. M., McClean, C., Veron, J. E., Hawkins, J., Allen, G. R., McAllister, D. E., Mittermeier, C., Schueler, F. W., Spalding, M., Wells, F., Vynne, C., Werner, T. B. (2002). Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science*, 295(5558), 1280-1284. [10.1126/science.1067728](https://doi.org/10.1126/science.1067728)
- Robertson, D. R., & Allen, G. R. (2015). Peces costeros del Pacífico Oriental Tropical: sistema de información en línea. Versión 2.0. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá. <https://biogeodb.stri.si.edu/sftep/es/thefishes/species/1134>

- Rodríguez-Félix, D., Cisneros-Mata, M. A., Aragón-Noriega, E. A., Arreola-Lizárraga, J. A. (2015). Size at first maturity of the swimming crab *Callinectes bellicosus* in five zones in the Gulf of California. *Ciencia Pesquera*, 23, 5-14. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/194923/2_Rodr_guez-Felix_et_al_2015_23_especial.pdf
- Román, R. A. (2018). Dominio, declinación y fracaso de las cooperativas camaroneras en Mazatlán (México) 1982-2017. *Revista Pilquen*, 21(5), 013-025. <https://www.redalyc.org/journal/3475/347560923003/html/>
- Rosenberg, A. A., Fogarty, M. J., Cooper, A. B., Dickey-Collas, M., Fulton, E. A., Gutiérrez, N. L., Hyde, K. J. W., Kleisner, K. M., Kristiansen, T., Longo, C., Minte-Vera, C., Minto, C., Mosqueira, I., Chato Osio, G., Ovando, D., Selig, E. R., Thorson, J. T., Ye, Y. (2014). Developing new approaches to global stock status assessment and fishery production potential of the seas. *Fisheries and Aquaculture Circular*, 1086. <http://www.fao.org/docrep/019/i3491e/i3491e.pdf>
- Ruíz-Durá, M. F. (1990). Recursos pesqueros de las costas de México. Ed. Limusa. <https://biblioteca.ecosur.mx/bib/9701>
- Ruíz-Durá, M. F. (1993). Recursos pesqueros de las costas de México: su conservación y manejo socio-económico. Ed. Limusa. <https://bibliotecas.diputados.gob.mx/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=40280>
- Sadovy, Y., Domeier, M. (2005). Are aggregation-fisheries sustainable? Reef fish fisheries as a case study. *Coral Reefs*, 24, 254-262. <https://link.springer.com/article/10.1007/s00338-005-0474-6>
- Sáenz-Arroyo, A., Roberts, C. M., Torre, J., Cariño-Olvera, M. (2005). Using fishers 'anecdotes, naturalists' observations and grey literature to reassess marine species at risk: the case of the Gulf grouper in the Gulf of California, Mexico. *Fish and fisheries*, 6, 121-133. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-2979.2005.00185.x>
- Sala E., Aburto-Oropeza O., Paredes G., Thompson G. (2003). Spawning aggregations and reproductive behavior of reef fishes in the Gulf of California. *Bulletin of Marine Science*, 72, 103–121. https://www.researchgate.net/publication/233708233_Spawning_aggregations_and_reproductive_behavior_of_reef_fishes_in_the_Gulf_of_California
- Sala, E., Aburto-Oropeza, O., Paredes, G., Thompson, G. (2004). Fishing down coastal food webs in the Gulf of California. *Fisheries*, 29(3), 19-25. [http://dx.doi.org/10.1577/1548-8446\(2004\)29\[19:FDCFWI\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1577/1548-8446(2004)29[19:FDCFWI]2.0.CO;2)
- Saldaña-Ruiz, L. E., Sosa-Nishizaki, O., Ramírez-Mendoza, Z., Pérez-Miranda M. A., Rocha-González, F. I., Rodríguez-Medrano, M. C. (2016). Reconstrucción de capturas por especie de la pesca artesanal de rayas del golfo de California, 1997-2014. *Ciencia Pesquera*, 24, 81-96. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/241945/08_Ciencia_Pesquera_24_especial.pdf
- Saldaña-Ruiz, L. E., Sosa-Nishizaki, O., Cartamil, D. (2017). Historical reconstruction of Gulf of California shark fishery landings and species composition, 1939–2014, in a data-poor fishery context. *Fisheries Research*, 195, 116–129. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.07.011>

- Sarr, O., Kindong, R., Sow, F. N., Tian, S. (2023). Estimation of Atlantic bonito (*Sarda sarda*) stock status in the Senegalese Exclusive Economic Zone (SEEZ) from the catch-bases model (CMSY) and length-based Bayesian estimation (LBB) method. *Regional Studies in Marine Science*, 65(2023). <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103052>
- Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. (2012). Regionaliza SAGARPA oficinas de CONAPESCA. <https://www.gob.mx/agricultura%7Cyucatan/articulos/regionaliza-sagarpa-oficinas-de-conapesca>
- Secretaría de Agricultura Ganadería Desarrollo Rural Pesca y Alimentación. (2012). Acuerdo por el que se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. <https://www.inapesca.gob.mx/portal/documentos/publicaciones/carta-nacional-pesquera/Carta-Nacional-Pesquera-2012.pdf>
- Secretaría de Agricultura Ganadería Desarrollo Rural Pesca y Alimentación. (2017). Acuerdo por el que se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/334832/DOF_-_CNP_2017.pdf
- Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. (2021). Plan de manejo pesquero de Verdillo (*Paralabrax nebulifer* Girard 1854) en la península de Baja California, 2021. [DOF - Diario Oficial de la Federación](#)
- Secretaría de Industria y Comercio. (1964). Estadísticas pesqueras concentradas 1970-1975. [Archivo PDF].
- Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca [SEMARNAP]. (1993). Anuario estadístico de pesca 1993. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca [SEMARNAP]. (1994). Anuario estadístico de pesca 1994. [Archivo en PDF]
- Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca [SEMARNAP]. (1995). Anuario estadístico de pesca 1995. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca [SEMARNAP]. (1996). Anuario estadístico de pesca 1996. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca [SEMARNAP]. (1997). Anuario estadístico de pesca 1997. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca [SEMARNAP]. (1998). Anuario estadístico de pesca 1998. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca [SEMARNAP]. (1999). Anuario estadístico de pesca 1999. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>

- Secretaría de Pesca [SEPESCA]. (1983). Anuario estadístico de pesca. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Secretaría de Pesca [SEPESCA]. (1984). Anuario estadístico de pesca. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Secretaría de Pesca [SEPESCA]. (1985). Anuario estadístico de pesca. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Secretaría de Pesca [SEPESCA]. (1986). Anuario estadístico de pesca. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Secretaría de Pesca [SEPESCA]. (1987). Anuario estadístico de pesca. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Secretaría de Pesca [SEPESCA]. (1988). Anuario estadístico de pesca. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Secretaría de Pesca [SEPESCA]. (1990). Anuario estadístico de pesca. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Secretaría de Pesca [SEPESCA]. (1991). Anuario estadístico de pesca. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Secretaría de Pesca [SEPESCA]. (1992). Anuario estadístico de pesca. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Sosa-Nishizaki, O., García-Rodríguez, E., Morales-Portillo, C. D., Pérez-Jiménez, J. C., Rodríguez-Medrano, M. C., Bizarro, J. J., Castillo-Géniz, J. L. (2020). Fisheries interactions and the challenges for target and nontargeted take on shark conservation in the Mexican Pacific. *Advances in Marine Biology*, 85, 39-69. <https://doi.org/10.1016/bs.amb.2020.03.001>
- Smith-Vaniz, B., Robertson, R., Dominici-Arosemena, A., Molina, H., Salas, E., Guzmán-Mora, A. G. (2010). *Paralabrax nebulifer*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2010. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T183861A8190471.en>
- Suárez, U. (2016). Desarrollo y consolidación de los tejidos productivos y empresariales en la región del golfo de California 1950-1992: Perspectiva comparada de los puertos de Guaymas y Mazatlán. [Tesis de Doctorado en Historia, Universidad Autónoma de Sinaloa]. <https://doctoradohistoria.uas.edu.mx/index.php/pagina-ejemplo/tesis/>
- Thomson, D. A., Findley, L. T., Kerstitch, A. N. (2000). Reef Fishes of the Sea of Cortez: The Rocky-Shore Fishes of the Gulf of California. *Revised Edition*. University of Texas Press. <https://doi.org/10.7560/781542>
- Thorson, J. T., Branch, T. A., Jensen, O. P., Quinn, T. (2012). Using model-based inference to evaluate global fisheries status from landings, location, and life history data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(4), 645–655. <https://doi.org/10.1139/f2012-016>
- Thorson, J. T., Minto, C., Minto-Vera, C. V., Kleisner, K. M., Longo, C. (2013). A new role for effort dynamics in the theory of harvested populations and data-poor stock assessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70, 1829–1844. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0280>

- Thurstan, R. H., Campbell, A.B., Pandolfi, J.M. (2016). Nineteenth century narratives reveal historic catch rates for Australian snapper (*Pagrus auratus*). *Fish and Fisheries*, 17, 210–225. <https://doi.org/10.1111/faf.12103>
- Valdez, M. M. C. (1996). Estudio del Potencial Pesquero y Acuícola de Baja California. [Tesis de Doctorado, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste]. <https://cibnor.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1001/888/2/Estudio%20del%20Potencial%20Pesquero%20y%20Acuicola%20de%20BCS%20Vol-I.pdf>
- Valdez-Ornelas, M. V. M., Aburto-Oropeza, O., Torreblanca-Ramírez, E., Danemann, G., Vidal-Talamantes, R. (2008). Recursos pesqueros. En: Bahía de los Ángeles: recursos naturales y comunidad. https://www.researchgate.net/publication/271704289_Recursos_Pesqueros_de_la_region_de_Bahia_de_los_Angeles_Baja_California
- Vázquez-Hurtado, M., Maldonado-García, M., Lechuga-Devéze, C.H., Acosta-Salmón, H. (2010). Artisanal fisheries in La Paz Bay and adjacent oceanic area (Gulf of California, Mexico). *Ciencias Marinas*, 36(4), 433-444. [1669final.fm](https://doi.org/10.1669/final.fm) ([scielo.org.mx](https://doi.org/10.1669/final.fm))
- Walker, B. W. (1960). The distribution and affinities of the marine fish fauna of the Gulf of California. *Systematic Zoology*, 9, 123-133. <https://doi.org/10.2307/2411961>
- Walsh, J. C., Minto, C., Jardim, E., Anderson, S. C., Jensen, O. P., Afflerbach, J., Dickey-Collas, M., Kleisner, K.M., Longo, C., Osio, G. C., Selig, E. R., Thorson, J. T., Rudd, M. B., Papacostas, K. J., Kittinger, J. N., Rosenberg, A. Q., Cooper, A. B. (2017). Trade-offs for data-limited fisheries when using harvest strategies based on catch-only models. *Fish and Fisheries*, 2018(19), 1130-1146. <https://doi.org/10.1111/faf.12316>
- Walters, C. J., Martell, S. J. (2004). Fisheries ecology and management. Princeton University Press, *JSTOR*. <https://doi.org/10.2307/j.ctv10vm1f6>
- Walters, C. J., Martell, S. J., Korman, J. (2006). A stochastic approach to stock reduction analysis. *Canadian Science Publishing*. <https://doi.org/10.1139/f05-213>
- Zeller, D., Booth, S., Davis, G., Pauly, D. (2007). Re-estimation of small-scale fishery catches for U.S. flag associated island areas in the western Pacific: the last 50 years. *Fishery Bulletin*, 105, 266. <http://hdl.handle.net/1834/25540>
- Zeller, D., Harper, S., Zyllich, K., Pauly, D. (2015). Synthesis of underreported small-scale fisheries catch in Pacific island waters. *Coral Reefs*, 34, 25–39. <https://doi.org/10.1007/s00338-014-1219-1>
- Zeller, D y Pauly, D. (2007). Reconstruction of marine fisheries catches for key countries and regions (1950-2005). *Fisheries Centre Research Reports*, 15(2). <https://dx.doi.org/10.14288/1.0074755>
- Zeller, D., y Pauly., D. (2016). Marine fisheries catch reconstruction: definitions, sources, methodology and challenges, En: Pauly, D., & Zeller, D. Global Atlas of Marine Fisheries: Ecosystem Impacts and Analysis. https://www.researchgate.net/publication/312464779_Marine_fisheries_catch_reconstruction_definitions_sources_methods_and_challenges