



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SINALOA
FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR



**DOCTORADO EN CIENCIAS EN RECURSOS
ACUÁTICOS**

**EVALUACIÓN DEL STOCK TEMPLADO DE
SARDINA DEL PACÍFICO *Sardinops sagax* EN LA
COSTA OCCIDENTAL DE LA PENÍNSULA DE BAJA
CALIFORNIA, MÉXICO.**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTORADO EN CIENCIAS EN RECURSOS ACUÁTICOS
EN EL ÁREA DE PESQUERÍAS**

PRESENTA:

Concepción Enciso Enciso

DIRECTOR DE TESIS:

**Dra. Rebeca Sánchez Cárdenas
Dr. Manuel O. Nevárez Martínez**

Mazatlán, Sinaloa, México, Diciembre del 2022.



Dirección General de Bibliotecas
Ciudad Universitaria
Av. de las Américas y Blvd. Universitarios
C. P. 80010 Culiacán, Sinaloa, México.
Tel. (667) 713 78 32 y 712 50 57
dgbuas@uas.edu.mx

UAS-Dirección General de Bibliotecas

Repositorio Institucional Buelna

Restricciones de uso

Todo el material contenido en la presente tesis está protegido por la Ley Federal de Derechos de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

Queda prohibido la reproducción parcial o total de esta tesis. El uso de imágenes, tablas, gráficas, texto y demás material que sea objeto de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente correctamente mencionando al o los autores del presente estudio empírico. Cualquier uso distinto, como el lucro, reproducción, edición o modificación sin autorización expresa de quienes gozan de la propiedad intelectual, será perseguido y sancionado por el Instituto Nacional de Derechos de Autor.

Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Atribución-No Comercial
Compartir Igual, 4.0 Internacional



RESUMEN

La sardina del Pacífico *Sardinops sagax* soporta una de las pesquerías más importante en el Sistema de la Corriente de California (SCC), se reconoce la existencia de tres stocks en la especie (frío, templado y cálido), superpuestos dinámicamente en el tiempo y espacio, ya que están adaptados cada uno a diferentes intervalos de temperatura (hábitats). Por lo cual, la evaluación y manejo de cada uno de los stocks, representan un gran reto debido a su naturaleza fluctuante. El propósito principal de esta investigación fue evaluar el stock templado de la sardina del Pacífico (STSP) en su distribución a lo largo de la costa occidental de la península de Baja California. Esto, con la finalidad de probar la hipótesis de que el STSP se ha aprovechado de manera sustentable. Primeramente, se abordó un estudio de edad y crecimiento mediante el enfoque multimodelo, y se encontró que el modelo de von Bertalanffy (MVB) obtuvo la mayor plausibilidad y por tanto describe mejor el patrón de crecimiento del STSP frente a datos sesgados. Lo anterior, permitió obtener una clave edad talla y junto con la frecuencia de tallas, relación peso-longitud y la captura de cada año, se generó la matriz de captura a la edad en número de organismos para una serie de 1989-2021. Posteriormente, utilizando un análisis estadístico de captura por edades (ACE) que integró la matriz de captura a la edad con el esfuerzo pesquero, el índice de CPUE e indicadores independientes de la pesquería (Índice de huevos-larvas y estimación de biomasa por hidroacústica), permitió evaluar la abundancia y diagnosticar el estatus del STSP. En el presente trabajo se encontró una gran variabilidad interanual en la abundancia total, la cual osciló entre 853 y 1.592×10^6 t. Considerando el nivel de explotación a través de la captura biológicamente aceptable (CBA) como regla de control proyectada en el periodo analizado, se infiere que el STSP ha sido aprovechado de manera adecuada, a excepción de las temporadas 2014 y 2017 al superarse ambos años la regla de control; Esto, es confirmado con el diagrama de Kobe y se considera que el estatus actual de la pesquería se encuentra en condición precautoria sin embargo con alta biomasa. En virtud de lo anterior no se rechaza la hipótesis planteada.

Palabras clave: Pelágicos menores, crecimiento, abundancia, manejo, estatus, regla de control.

ABSTRACT

The Pacific sardine *Sardinops sagax* supports one of the most important fisheries in the California Current System (CCS), the existence of three stocks in the species (cold, temperate and warm) is recognized, which are dynamically superimposed in time and space, each one is already adapted to different temperature intervals (habitats). Therefore, the evaluation and management of each of the stocks represent a great challenge due to their fluctuating nature. The main purpose of this research was to evaluate the Pacific temperate sardine stock (PTSP) in its distribution along the western coast of the Baja California peninsula. This, in order to test the hypothesis that the STSP has been used sustainably. First, a study of age and growth was carried out using a multimodel approach, it was found that the von Bertalanffy model (VBM) obtained the highest plausibility and therefore better describes the growth pattern of the STSP when data are biased. This made it possible to obtain an age-size key and together with the frequency of sizes, weight-length relationship and the catch of each year, the matrix of catch at age in number of individual was generated for a series from 1989-2021. Subsequently, using a statistical analysis of catch at age (CAE) that integrated the catch at age matrix with the fishing effort, the CPUE index and indicators independent of the fishery (Egg-larvae index and biomass estimation by hydroacoustics), allowed to evaluate the abundance and diagnose the status of the STSP. In the present work, a great interannual variability was found in the total abundance, which varied between 853 and $1,592 \times 10^6$ t. Considering the level of exploitation through the biologically acceptable capture (CBA) as a control rule projected in the analyzed period, it is inferred that the STSP has been used adequately, with the exception of the 2014 and 2017 seasons when both years exceeded the harvest control rule; This is confirmed with the Kobe diagram and it is considered that the current status of the fishery is in a precautionary condition, however with high biomass. Based on the foregoing, the proposed hypothesis is not rejected.

Keywords: Small pelagic, growth, abundance, management, status, harvest control rule.

DEDICATORIA

A::L::G::D::G::A::D::U::

A la memoria de mis padres Natalia Enciso Ibarra† y Ramón Enciso Osuna†.

A mi esposa Claudia G. Angulo Escárcega y mis hijas Elena y Natalia que son mi motor.

A mis hermanos Mari† y Juan†, a quienes siempre los llevo en mi mente.

Al resto de mis herman@s y demás familiares y amigos que siempre me han apoyado.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma de Sinaloa y a la Facultad de Ciencias del Mar por ofrecerme la oportunidad de realizar la mayoría de mis estudios académicos desde el bachillerato hasta esta etapa del postgrado.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), mediante su programa de becas de doctorado (No. 98132).

Al Instituto Nacional de Pesca y Acuacultura (INAPESCA) por todas las facilidades otorgadas para realizar mis estudios de postgrados, así como el uso de la información para este trabajo.

Quiero expresar mi agradecimiento al Dr. Manuel O. Nevárez Martínez, Coordinador del Programa de Pelágicos Menores del INAPESCA, por toda su confianza y gran apoyo en la culminación de este trabajo de tesis.

Agradezco el apoyo desinteresado, paciencia y continua enseñanza ofrecida de todo mi comité de asesores y tutorial: Dra. Rebeca Sánchez Cárdenas, Dra. Carolina Minte Vera, Dr. Luis A. Salcido Guevara, Dr. Emigdio Marín Enríquez y Dr. Manuel O. Nevárez Martínez, quienes tuvieron a bien aceptarme como su alumno.

A la industria sardinera de México y a tod@s los integrantes del Comité Técnico para el Estudio de los Pelágicos Menores por sus enseñanzas.

Agradezco la amistad y apoyo ofrecido por todos aquellos que me han acompañado en este proyecto y que me han permitido hacerlo mucho más agradable y motivante: Eva Cotero, Dana Arizmendi, Marcela Zúñiga, Eduardo Alvarez, Yesenia Gutiérrez, Yanira Leyva, Manuel Correia, Alma Rosa García y a tod@s aquell@s amigos y compañeros que me alentaron para continuar con mi superación académica.

A la coordinación de posgrado y en especial a la Lic. Nerika Benítez Pardo, quien nos ha facilitado todos los trámites administrativos.

Finalmente, agradezco todo el apoyo de mi esposa Claudia e hijas Natalia y Elena por su comprensión y motivación para finiquitar esta etapa de nuestra vida.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES	4
3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	15
4. HIPOTESIS	15
5. OBJETIVOS	15
6. MATERIAL Y METODOS.....	16
6.1. Área de Estudio	16
6.2. Obtención de los Datos.....	17
6.3. Discriminación de las capturas de los diferentes stocks de <i>S. sagax</i>	20
6.4. Relación Longitud-peso	20
6.5. Selección del mejor modelo de crecimiento.....	21
6.6. Análisis de sensibilidad	24
6.6.1. Sensibilidad en los Parámetros de Crecimiento de MVB	24
6.6.2. Modelo de MVB-Tres Parámetros (MVB-3)	25
6.6.3. Modelo de MVB-Dos Parámetros (MVB-2).....	25
6.6.4. Estimación de los Parámetros e Intervalos de Confianza.....	25
6.7. Crecimiento Anual	26
6.8. Relación entre el crecimiento individual y las condiciones ambientales	26
6.9. Mortalidad Natural (M).....	27
6.10. Análisis Estadístico de Capturas por Edades (ACE)	27
6.11. Cantidades de manejo.....	35
6.12. Análisis de Sensibilidad de los Parámetros del ACE	35
6.12. Validación del modelo.....	36
6.13. Proyección del nivel de explotación	36
7. RESULTADOS.....	38
7.1. DISCRIMINACIÓN DE LOS DIFERENTES STOCKS.....	38
7.2. ANÁLISIS DE TALLAS	40
7.3. RELACIONES BIOMÉTRICAS	41

7.4. CRECIMIENTO INDIVIDUAL Y SELECCIÓN DEL MEJOR MODELO	44
7.5. MORTALIDAD NATURAL (M).....	52
7.6. MATRIZ DE CAPTURA A LA EDAD	52
7.7. ESTIMACIÓN DE LA BIOMASA DEL STSP	54
7.8. SELECTIVIDAD.....	57
7.9. MORTALIDAD POR PESCA Y TASA DE EXPLOTACIÓN.....	57
7.10. RELACIÓN STOCK-RECLUTAMIENTO Y BIOMASA CRITICA	59
7.11. Ajuste del modelo ACE con los índices Dependientes de la pesquería.	60
7.12. Relación entre la anomalía de TSM y el reclutamiento (TSM-R).....	62
7.13. Análisis de sensibilidad	63
7.14. Validación del modelo	64
7.15. Proyección del nivel de explotación (diagnóstico del stock).....	65
8. DISCUSIONES.....	68
9. CONCLUSIONES.....	84
10. LITERATURA CITADA.....	86

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.- Distribución geográfica de la operación de la flota de pelágicos menores mexicana (NOM-003-SAG/PESC-2018).	1
Figura 2.- Histórico de captura de la pesquería de sardina del Pacífico <i>S. sagax</i> , registradas en las diferentes regiones del SCC : Golfo de California (GC), Bahía Magdalena, (BM), Ensenada (ENS), California (CAL), Pacífico norte (Oregon, Washington y Columbia Britanica).	8
Figura 3.- A) Captura total por estado y B) proporción por especie de la pesquería de pelágicos menores en el Pacífico mexicano para el periodo de 1970 a 2021.....	13
Figura 12.- A) Relación LP-PT del STSP en el sur de la Corriente de California y B) perfiles de verosimilitud para los parámetros a y b obtenidos de la relación LP-PT en sexos combinados.....	43
Figura 13.- Frecuencia mensual relativa de otolitos con bordes opacos (círculos blancos) e hialinos (círculos negros) para validar la periodicidad de las marcas de crecimiento en otolitos del STSP, en el sur del Sistema de Corriente de California (SCC).	45
Figura 14.- Distribución de frecuencias relativa de edad (años) del STSP, en el sur del SCC para el periodo 2005-2014.....	45
Figura 15.- Modelos de crecimiento ajustados a los datos Edad-Longitud del STSP, en el sur del SCC, para el periodo 2005-2014.	47
Figura 17.- Relación entre la anomalía del índice de crecimiento (ϕ') del STSP e índices ambientales (PDO, ONI y UI).	51
Figura 18.- Captura por edad del STSP para el periodo de 1989 a 2021: A) Captura en peso (t) y B) Captura en número de individuos.	53
Figura 19.- Serie del stock reproductor (S), reclutas (R) y abundancia total (Ntotal) estimadas para el STSP en el sur del Sistema de Corriente de California.	54
Figura 21.- Biomasa reproductora del STSP en el sur del Sistema de Corriente de California, estimada para el periodo 1989 a 2021.	56
Figura 22.- Biomasa explotable del STSP en el sur del Sistema de Corriente de California, estimada para el periodo 1989 a 2021.	56
Figura 23.- Patrón de selectividad basada en la edad del STSP en el sur del Sistema de Corriente de California, estimada para el periodo 1989 a 2021.	57
Figura 24.- A) Mortalidad por pesca (F), B) Tasa de explotación ($E=1-\exp(-F)$) y tasa de cosecha ($E=C_{total}/B_{exp}$) del STSP en el sur del Sistema de Corriente de California, estimada anualmente para el periodo 1989 a 2021.....	58
Figura 25.- Ajuste del modelo stock reclutamiento de Ricker-modificado para el STSP en el sur del Sistema de Corriente de California.....	59
Figura 26.- Biomasa mínima estimada por el modelo de Ricker-modificado para el STSP en el sur del Sistema de Corriente de California.	60

Figura 27.- Ajuste al A) Índice de acústica, B) Índice de Huevos-Larvas e C) Índice de CPUE del Modelo ACE para el STSP en el sur del Sistema de Corriente de California.	61
Figura 28.- Relación entre el reclutamiento (R) del STSP y la anomalía de TSM (TSM)...	62
Figura 29.- Análisis de sensibilidad en términos de correlación (A) y en términos de porcentaje de varianza explicada (B), con relación a algunos parámetros del modelo ACE para la estimación de la regla de control (CBA) del STSP.	63
Figura 32.- Proyección del nivel de explotación considerando la razón F/ FRMS como indicador de sustentabilidad para el STSP en la costa occidental de Baja California durante el periodo de 1989 a 2021.	66
Figura 33.- Diagrama de Kobe para la pesquería del STSP en la costa occidental de Baja California durante el periodo de 1989 a 2021.	67

LISTA DE TABLAS

Tabla I.- Modelos de crecimiento candidatos para los datos de edad por talla del STSP en el Sistema de Corrientes del Sur de California (CCS).	30
Tabla II.- Valores promedio e intervalos al 95% de confianza (IC; $\alpha = 0.05$) de los parámetros a y b obtenidos de la relación general LP-PT ajustando el modelo potencial en el STSP y el tipo de crecimiento (TC; +H, hiperalométrico).	44
Tabla III.- Longitud estándar media por edad (L.E., mm), desviación estándar (D.E.), tamaño de la muestra (n) y probabilidad de la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov (K.S.), estimadas para los grupos de edad del STSP en el sur del Sistema de Corrientes de California (SCC) para el periodo 2005-2014.....	46
Tabla IV.- Valores de los parámetros de crecimiento e intervalos de confianza al 95% (IC; $\alpha = 0.05$) estimados para los modelos candidatos (VBM, GM, LM y SM) del STSP, en el sur del Sistema de Corriente de California (SCC) para el periodo 2005-2014.	47
Tabla V.- Selección del modelo de crecimiento del STSP, en el sur del Sistema de Corriente de California (SCC) para el periodo 2005-2014.....	48
Tabla VI.- Parámetros e intervalos de confianza (CI; $\alpha = 0.05$) corregidos por el sesgo del modelo de von Bertalanffy (VBM) del STSP, en el sur del Sistema de Corriente de California (SCC).....	50
Tabla VII.- Valores anuales e intervalos al 95% de confianza (CI; $\alpha = 0.05$) de los parámetros t_0 , k, L_∞ y phi-prima (ϕ^{\wedge}) obtenidos mediante el modelo de crecimiento de von Bertalanffy, para el STSP, en el sur del Sistema de Corriente de California (SCC).....	50

INTRODUCCIÓN

En México, por los volúmenes de captura, la pesquería de los pelágicos menores, es la pesquería comercial más importante a nivel nacional, que aporta hasta el 50% de la producción pesquera y acuícola nacional (DOF 2019). Esta se desarrolla básicamente en el noroeste del litoral nacional, incluyendo el Golfo de California. Para su administración se han establecido tres regiones donde operan las flotas de Ensenada, Puerto San Carlos, Puerto Adolfo López Mateos, Guaymas, Yaváros y Mazatlán (DOF 2019, Figura 1).

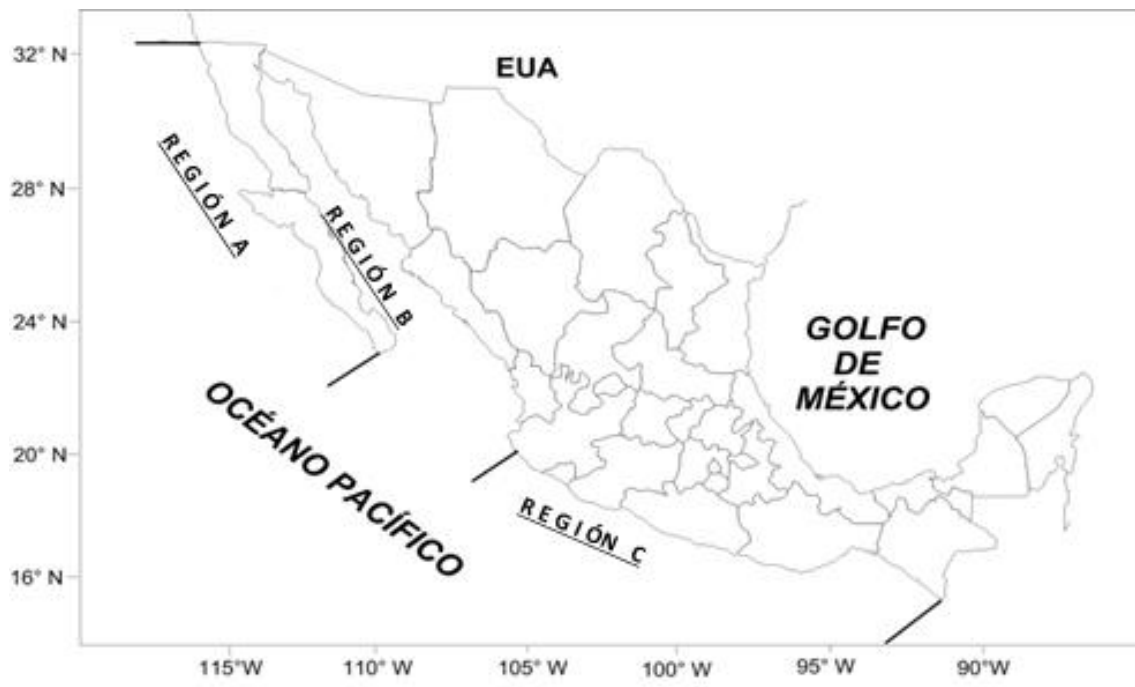


Figura 1.- Distribución geográfica de la operación de la flota mexicana de pelágicos menores (NOM-003-SAG/PESC-2018).

La pesquería de pelágicos menores es una pesquería multiespecífica compuesta de tres órdenes, las principales especies sujetas a explotación son: sardina del Pacífico (*Sardinops sagax*), sardina crinuda (*Opistonema spp*), sardina bocona (*Cetengraulis mysticetus*) y, anchoveta (*Engraulis mordax*) del orden Clupeiformes; macarela (*Scomber japonicus*) del orden Scombriformes y, sardina japonesa (*Etrumeus acuminatus*), sardina piña (*Oligopites spp*) y charrito (*Trachurus symmetricus*) del orden Carangiformes; cuya composición y proporción varían en cada una de las zonas de pesca (Nevárez-Martínez *et al.* 2014). De

acuerdo a la ficha del recurso Pelágicos Menores de la Carta Nacional Pesquera (CNP), el estatus del recurso es Aprovechado al Máximo Sustentable (DOF 2018). Del complejo de especies involucradas en la pesquería, la sardina del Pacífico es considerada la especie más importante, esto, considerando los volúmenes y valor que representa, y desde sus inicios se ha destinado para el consumo humano directo (Nevárez-Martínez *et al.* 2014).

La sardina del Pacífico, se distribuye a lo largo del Sistema de la Corriente de California (SCC), incluyendo el Golfo de California (Lluch-Belda *et al.* 1995). Es un recurso altamente migratorio que se caracteriza por presentar grandes fluctuaciones a escala espacio temporal que alteran su distribución, abundancia, disponibilidad y sobre todo su vulnerabilidad en las zonas tradicionales de pesca, en respuesta a la variación ambiental o régimen climático (Lo *et al.* 2011, McDaniel *et al.* 2016, DOF 2018).

Se ha propuesto que existen dos centros de distribución: 1) En el Golfo de California, alrededor de las grandes islas, y 2) Al oeste de la península de Baja California, frente a Punta Eugenia, por lo que a partir de esos centros de distribución la sardina del Pacífico se expande y se contrae obedeciendo señales ambientales (Lluch-Belda *et al.* 1989, 2003).

Por otro lado, se reconoce la existencia de tres stocks de esta especie: un stock frío, uno templado y uno cálido, que se superponen dinámicamente en el espacio y exhiben asincronía temporal influenciada por la variabilidad de la temperatura superficial del mar (TSM) dentro del SCC (Radovich 1982, Hedgecock *et al.* 1989, Félix-Uraga *et al.* 2004, 2005, Smith 2005, Demer y Zwolinski 2014, Dorval *et al.* 2015).

Si bien, el recurso Pelágicos Menores se encuentra aprovechado al máximo sustentable, la inherente variabilidad en la abundancia de la sardina del Pacífico no deja de ser una preocupación, particularmente debido a uno de los dos grandes factores asociados, los cambios en las condiciones ambientales, que a diferencia del factor antropogénico (impacto de la pesca) que puede ser controlado a través de la adopción de medidas administrativas adecuadas, el ambiente no es posible controlarlo.

El manejo de la pesquería de sardina del Pacífico en la costa occidental de Baja California representa un gran reto, sobre todo, por las implicaciones que presenta. Lo anterior,

considerando las grandes fluctuaciones y la presencia de los tres stocks en las capturas: 15% en promedio corresponden al stock frío (SF), 64% al stock templado (ST) y 21% al stock cálido (SC) y, además, por ser un recurso compartido con las naciones de Estados Unidos de Norteamérica y Canadá.

Debido a la importancia de la pesquería de sardina del Pacífico en el SCC, se han realizado numerosos estudios para conocer y actualizar el estado que guarda la población, utilizando diversos métodos, mismos que se han venido evolucionando en la medida que se recopila nueva información (Kuriyama *et al.* 2020). Alguno de los métodos más utilizados son los modelos de captura por edades, entre los cuales, se encuentra el “Análisis Estadístico de Captura a la Edad (ACE)”, el cual permite la reconstrucción histórica del número de individuos a la edad de los stocks explotados y proporciona estimaciones pasadas de abundancia numérica del stock y mortalidad por pesca por grupo de edad y año. Tales estimaciones sirven de base para proveer puntos de referencia para el manejo de muchas pesquerías (Megrey 1989).

Sobre la base de lo anterior, en el presente estudio se centró en la evaluación del stock templado de la sardina del Pacífico *S. sagax* (STSP), el cual es el stock más abundante en las capturas de la Región A (litoral de la costa occidental de la península de Baja California). Mismo que se realizó en tres etapas: primeramente, se discriminó la información de las capturas y las muestras obtenidas de cada stock en el periodo analizado (1989-2021); en el segundo paso, se evaluó el crecimiento individual, la estructura de edades y las tallas que componen las capturas del STSP y por último, a través de la aplicación del ACE, se evaluó la población del STSP, obteniéndose los puntos de referencia objetivos y, a través de los cuales, se evaluó el nivel de explotación del recurso a lo largo del periodo analizado (1989-2021), considerando para ello, el seguimiento de la Regla de Control (como medida de manejo establecida en el Plan de Manejo), así como la consideración de otros indicadores tradicionales (F/F_{mrs} y BR/BR_{mrs}).

1. ANTECEDENTES

La pesca ha sido una actividad de recolección y subsistencia muy importante que desarrolló el hombre desde hace miles de años para el desarrollo de las sociedades humanas. Hoy en día, de acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, por sus siglas en inglés), se estima que la producción mundial de pesca de captura en 2018 alcanzó un récord de 96.4 millones de toneladas (t), donde los pelágicos menores representan un lugar muy destacado en dicha producción. La fracción de desembarcos que se encuentran dentro de niveles biológicamente sostenibles ha descendido del 90% reportado en 1974 al 65.8% alcanzado en 2017 (FAO 2020).

Ante este escenario y veinticinco años de la aprobación del Código de Conducta para la Pesca Responsable (CÓDIGO, FAO 1995), en la actualidad se reconoce la importancia de utilizar los recursos pesqueros y acuícolas de forma responsable. Sin embargo, el manejo pesquero necesita ser abordado en concordancia a lo establecido en la Convención de Naciones Unidas sobre el derecho del Mar en 1982, adoptado por México en 1983 (CONVEMAR, DOF 1983), teniendo en cuenta los datos científicos más fidedignos de que se dispongan, para que los Estados (países) se aseguren de aplicar las medidas más adecuadas de conservación y ordenación de los recursos vivos dentro de su Zona Económica Exclusiva (ZEE) y no se vean amenazadas las poblaciones por un exceso de explotación (DOF 1983, FAO 1995).

Entre los principales objetivos del CÓDIGO se encuentran establecer principios y criterios para elaborar y aplicar políticas nacionales encaminadas a la conservación de los recursos pesqueros y a la ordenación y desarrollo de la pesca de forma responsable. Para lo cual, se deberá aplicar ampliamente el criterio de precaución en la conservación, ordenación y explotación de los recursos acuáticos vivos con el fin de protegerlos y preservar el medio acuático. Lo anterior, tomando en cuenta, los elementos de incertidumbre relativos al tamaño y la productividad de las poblaciones, los niveles de referencia, el estado de las poblaciones, el nivel de la mortalidad por pesca y los efectos de las actividades pesqueras entre otros indicadores pesqueros (FAO 1995).

Los indicadores pesqueros son las variables derivadas del monitoreo de una pesquería, los cuales, al adoptar valores discretos como puntos de referencia, proveen información que se

considera relevante para la correcta explotación de los recursos pesqueros. Los puntos de referencia pesqueros son considerados los valores discretos de los indicadores, los cuales han sido acordados para representar las situaciones que requieran una acción de manejo previamente negociada (Anderson y Seijo 2010, Galindo-Cortes 2011).

Cuando se trata de poblaciones de peces altamente migratorios y/o transfronterizos como es el caso de la sardina del Pacífico, los Estados en cuestión deberán cooperar para la conservación y ordenación de forma eficaz (FAO 1995).

La identidad taxonómica de las especies que conforman el género *Sardinops*, ha constituido un reto, debido a que representantes del género en diversas regiones ampliamente separadas comparten características morfológicas similares (Grant *et al.* 1998). Sin embargo, con el avance tecnológico, se han realizado estudios con nuevas herramientas que han permitido discernir tales divergencias: Parrish *et al.* (1989) incluyendo estudios morfológicos y enzimáticos consideraron la existencia de una sola especie con distribución panoceánica, lo cual fue confirmado por Grant *et al.* (1998), quienes mediante estudios genéticos, utilizando ADN mitocondrial, concluyeron que *Sardinops* es un género monoespecífico con tres linajes, correspondientes al sur de África-Australia, Chile-California y Japón. Designando diferentes nombres latinos en cada región: el Sur de Africa (*S. ocellatus*), Australia (*S. neopilchardus*), Chile-Perú (*S. sagax*), California-Mexico (*S. caeruleus*) y, para Japón (*S. melanosticus*, Parrish *et al.* 1989, Grant *et al.* 1998).

La sardina del Pacífico *S. sagax*, es un recurso que ha sustentado una de las pesquerías más importantes en el Sistema de la Corriente de California (SCC) (Wolf 1992; Deriso *et al.* 1996), ha sido con frecuencia la especie dominante entre los peces pelágicos pequeños a lo largo de SCC (Parrish *et al.* 1989; Emmett *et al.* 2005). Es también conocida como sardina Monterrey, es un pez pelágico predominantemente costero, omnívoro, aunque muestra preferencia por el fitoplancton (Kawasaki 1983). Forma grandes cardúmenes con una amplia distribución en zonas subtropicales y templadas principalmente en ecosistemas de surgencias y de alta productividad. Se distribuye a lo largo del SCC, desde Alaska hasta el Golfo de California y en los años fríos se puede extender hasta el sur de Sinaloa (Lluch-Belda *et al.* 1995). Cuando su abundancia es alta, se distribuye desde Alaska hasta Baja California Sur y

en el Golfo de California (Kramer y Smith 1971; Parrish *et al.* 1989). Cuando es baja su abundancia, como ocurrió en las décadas 50-70, la sardina solo se localiza en la costa occidental de la península de Baja California y Golfo de California y no en cantidades comerciales al norte de Monterrey, California, EUA (Hill *et al.* 2017).

Se le considera que juega un papel muy importante en el ecosistema al ubicarse en un nivel trófico bajo (LTL, por sus siglas en inglés) y ser el alimento principal de diversos organismos de niveles tróficos superiores (Kaplan *et al.* 2019).

La sardina puede desovar durante todo el año, sin embargo, la mayor actividad reproductiva se presenta de marzo a agosto entre San Francisco y Bahía Magdalena y de enero a abril en el Golfo de California (Allen *et al.* 1990). Los requerimientos de temperatura para el desove presentan flexibilidad, ya que las presencias de los huevos en el plancton son más abundantes de 22 °C a 25 °C en el Golfo de California, de 17 °C a 21 °C frente al centro y sur de la Península de Baja California y de 13 °C a 15 °C frente a las costas de California, USA (Lluch-Belda *et al.* 1991b).

Una característica distintiva de la especie es la alta variabilidad en el tamaño de su población. Hoy en día, existe mayor consenso en la comunidad científica, que tales fluctuaciones no son únicamente el resultado de la presión pesquera, ejemplo de ello son las variaciones registradas en ausencia de la pesca (Soutar e Isaac 1974, Baumgartner *et al.* 1992). Se han presentado diferentes hipótesis pretendiendo explicar que las oscilaciones responden en gran medida a la variabilidad climática de diversas escalas, comenzando con los eventos de alta frecuencia o interanuales (Hammann *et al.* 1995, Lenarz *et al.* 1995, Smith 1995) hasta los de baja frecuencia o interdecadales (Kawasaki 1983, Lluch-Belda *et al.* 1989).

Aunque, se ha demostrado el gran impacto que genera el ambiente oceánico en las poblaciones de la sardina. Sin embargo, existe gran incertidumbre acerca de cuáles son los mecanismos que detonan tales variaciones. Sobre la base de la teoría centenaria de la supervivencia larval de Hjort (1914), se han realizado una gran cantidad de estudios que han comprobado la relación que existe entre la abundancia, el ambiente y el éxito reproductivo (Cury y Roy 1989, Jacobson y MacCall 1995, Macewicz *et al.* 1996, Cury *et al.* 2000, Galindo-Cortes *et al.* 2010; Zwolinski y Demer 2012, Zwolinski y Demer 2014).

Con base en información de temperatura y productividad, Lluch-Belda *et al.* (1991a) propusieron un modelo hipotético para explicar las fluctuaciones de abundancia de la población de sardina del Pacífico, señalando que durante los períodos fríos la población se retrae hacia el sur (Punta Eugenia), reduciendo de esta manera su área como estrategia para un desove exitoso y durante los períodos cálidos permiten a la población de sardina expandir sus áreas de desove hasta Punta Concepción, Monterrey y San Francisco en California. Permitiendo que los adultos de mayor talla pueden migrar tan al norte como Columbia Británica, en Canadá (Lluch-Belda *et al.* 1991a).

Se han identificado tres stocks de esta especie (Hedgecock *et al.* 1989, Radovich 1982, Félix-Uraga *et al.* 2004, 2005, Smith 2005, Demer y Zwolinski 2014, Dorval *et al.* 2015): un stock frío, uno templado y uno cálido, que se superponen dinámicamente en el espacio y exhiben asincronía temporal influenciada por la variabilidad de la temperatura superficial del mar (TSM) dentro del SCC. El stock frío o norteño habita en aguas entre 13 y 17 °C, y se extiende desde Ensenada, Baja California, México (ENS) a San Pedro, California, EUA (SP) durante enero a abril y desde Oregón, EUA (OR) a Columbia Británica, Canadá (CB) de julio a diciembre. El stock templado o sureño está adaptado a temperaturas entre 17 y 22 °C, y se ubica frente a Bahía Magdalena, Baja California Sur (BM) de marzo a junio y de agosto a diciembre frente a ENS y SP. El stock cálido adaptado a temperaturas que oscilan entre los 22 y 27°C, residente del Golfo de California y con migraciones estacionales frente a BM de julio a diciembre (Félix-Uraga *et al.* 2004, 2005, Smith 2005, Demer y Zwolinski 2014, Dorval *et al.* 2015).

En la figura 2 se muestran los registros históricos de captura del recurso sardina del Pacífico a lo largo de las diferentes regiones del SCC y que incluye los reportes del Golfo de California (Pedrín *et al.* 1973, Radovich 1982, Hernández-Vázquez 1983, Ponce-Díaz 1988, Wolf 1992, Nevárez *et al.* 1999, Felix-Uraga 2006, Hill *et al.* 2011, Kuriyama *et al.* 2020). La pesquería de *S. sagax* tuvo sus inicios en la costa central de California, EE.UU. a finales de 1800's y se fue extendiendo al norte y sur como respuesta a la demanda de alimento durante la I Guerra mundial (Wolf 1992). Los primeros registros se presentaron a partir de 1916 y durante su desarrollo en los años de 1930's y 1940's sugieren que sostuvo la pesquería más

grande de Norteamérica con capturas desde 135 mil t hasta las 800 mil t (Radovich 1982, Wolf 1992). A partir de 1952 la sardina se desapareció del norte del SCC (costas del Pacífico norte) y durante los años de 1960's las capturas en las costas de California llegaron a un nivel tan bajo que fue declarada la primera moratoria a la pesca en 1967, la cual permaneció cerrada hasta 1986 (Radovich 1982, Wolf 1992).

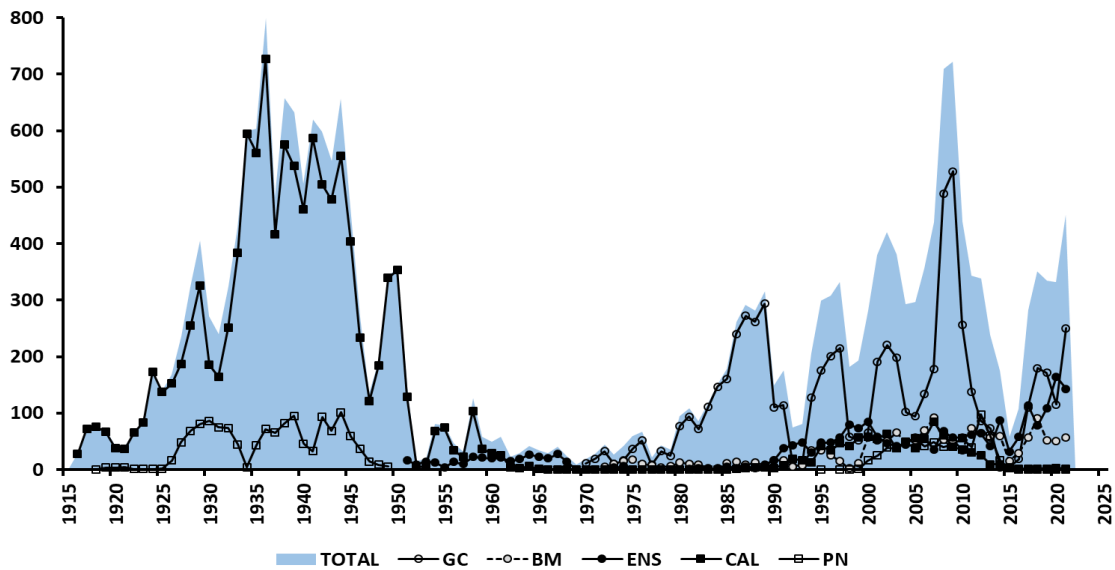


Figura 2.- Histórico de captura de la pesquería de sardina del Pacífico *S. sagax*, registradas en las diferentes regiones del SCC : Golfo de California (GC), Bahía Magdalena, (BM), Ensenada (ENS), California (CAL), Pacífico norte (PN, Oregon, Washington y Columbia Británica).

Después del desplome en las capturas de *S. sagax* en las costas norteamericanas, los primeros reportes del recurso en México tuvieron su origen en el puerto de Ensenada, B.C., a finales los años 1940's e inicios de los años 1950's, posteriormente se comenzaron a explorar otras zonas más al sur añadiéndose como caladeros Isla de Cedros, Bahía Magdalena y a finales de los años 1960's e inicios de 1970's se incorporó el Golfo de California (Pedrín *et al.* 1973, Radovich 1982, Hernández-Vázquez 1983, Ponce-Díaz 1988, Nevárez *et al.* 1999, Félix-Uraga 2006).

La amplia variabilidad en la abundancia de los recursos pesqueros y específicamente de la sardina del Pacífico, ha sido asociada principalmente a cambios en las condiciones

ambientales. Se ha demostrado que las fluctuaciones en las condiciones ambientales coinciden con las oscilaciones en las abundancias de los pelágicos menores en el SCC (Freon *et al.* 2005, Jacobson *et al.* 2005, Alheit y Bakum 2010, Galindo-Cortes *et al.* 2010, García-Morales *et al.* 2012, Zwolinski y Demer 2012, Lindegren y Checkley 2013, Zwolinski y Demer 2014).

Analizando las oscilaciones de la abundancia de pelágicos menores frente a la costa oeste de EE.UU., Chavez *et al.* (2003) concluyeron que en periodos fríos descritos por el índice de Oscilación Decadal del Pacífico (PDO)¹ coincidieron con décadas de dominio de la anchoveta. Por el contrario, los periodos cálidos (indicados por un PDO positivo), se asociaron con décadas de dominio de la sardina. Señalando de igual manera que las principales características de los “regímenes de sardina” en el Pacífico nororiental son: temperatura superficial del mar (TSM) más cálida que el promedio, fuerte estratificación, bajos nutrientes en la capa fótica y baja productividad en general, y episodios más frecuentes de El Niño-La Oscilación del Sur (ENSO, Chávez *et al.* 2003). Lo anterior, fue confirmado por Zwolinski y Demer (2014).

Rykaczewski and Checkley (2008) demostraron que la producción de sardina está directamente relacionada con el éxito reproductivo y la intensidad de surgencias en la costa sur de California durante la primavera y verano (mayo a julio). Su trabajo respalda la teoría de la supervivencia larvaria en las primeras etapas de vida, regulada por su entorno y que controla el éxito del reclutamiento en las sardinias y otros pelágicos menores (Hjort 1914; Cury y Roy 1989; Cury *et al.* 2000).

Algunos estudios previos sugieren que las fluctuaciones en la biomasa de *S. sagax* pueden deberse a factores ambientales que influyen en la variabilidad de los parámetros poblacionales (Félix-Uraga *et al.* 2005; Dorval *et al.* 2015; Checkley Jr. *et al.* 2017). Además,

¹ El índice PDO se basa en las anomalías mensuales de la temperatura superficial del mar 20°N en el Océano Pacífico. Los valores positivos del índice representan una temperatura superficial del mar fría en el interior del Pacífico norte, y temperatura cálida en la costa. Por el contrario, cuando el índice presenta valores negativos la temperatura superficial del mar es más cálida en el interior del Pacífico norte y más fría en la costa.

la variación de parámetros en el tiempo y el espacio, como el crecimiento individual, puede deberse a la dinámica del ecosistema (De Anda-Montañez *et al.* 1999).

Para realizar una evaluación adecuada de cualquier stock de peces sometido a explotación, es necesaria una estimación detallada del crecimiento individual (Mercier *et al.* 2011; Lorenzen 2016; Nevárez-Martínez *et al.* 2019). Algunos parámetros de crecimiento, como la alometría (b), el coeficiente de crecimiento individual (k) y la longitud asintótica (L_{∞}) se utilizan como valores iniciales en modelos integrados (Beddington & Kirkwood 2005; Haddon 2011), que sirven a su vez para estimar el estado actual de las poblaciones de especies explotadas.

En la sardina del Pacífico, como en la mayoría de las poblaciones de peces, el modelo de von Bertalanffy (VBM) ha sido el más utilizado para la descripción del crecimiento individual (Alvarado-Castillo y Félix-Uraga 1996, Cisneros-Mata *et al.* 1996, De Anda-Montañez *et al.* 1999, Quiñonez-Velázquez *et al.* 2002; Félix-Uraga 2006, Katsanevakis 2006, Katsanevakis y Maravelias 2008). Otras funciones utilizadas con frecuencia son los modelos Gompertz, Logístico (Ricker 1975), Schnute (Schnute 1981), Schnute-Richards (Schnute & Richards 1990), entre otros.

El Criterio de Información de Akaike (AIC), enmarcado en el enfoque de la teoría de la información, se ha utilizado para evaluar el rendimiento de los modelos y seleccionar el de mayor plausibilidad biológica y estadística (Burham y Anderson 2002, Katsanevakis 2006, Katsanevakis y Maravelias 2008, Nevárez-Martínez *et al.* 2019).

Si bien se han realizado estudios sobre el crecimiento de la sardina del Pacífico (Félix-Uraga, 1990, Alvarado-Castillo y Félix-Uraga 1996, Quiñonez-Velázquez *et al.* 2002), en estos estudios solo se ha evaluado a peces capturados en Bahía Magdalena o Isla Cedros del stock templado. Sin embargo, no existe una evaluación actualizada del crecimiento de todo el stock templado, es decir, que incluya información sobre las sardinias capturadas entre Ensenada y Bahía Magdalena. Por lo tanto, en este estudio, la alometría de masa corporal y el crecimiento individual del stock templado de sardina del Pacífico en el sur del SCC se analizaron mediante el enfoque de la teoría de la información para seleccionar el modelo que mejor representa el crecimiento somático para esta especie. Además, se examinó si existen

variaciones interanuales en los parámetros de crecimiento y se discute la posible relación entre el desempeño del crecimiento y el medio ambiente.

Estimaciones recientes de la abundancia del stock frío de *S. sagax* en su área de distribución, han documentado una marcada disminución de 1.8 millones de toneladas de biomasa explotable estimada para la temporada 2005-2006 a 20.6 mil toneladas estimada para julio de 2020. Lo anterior, obligó al gobierno de Estados Unidos y Canadá a declarar una moratoria en la pesca de la sardina del Pacífico (Hill *et al.* 2017, 2018 y 2019; Kuriyama *et al.* 2020, 2021). Esto podría ser una repetición de lo ocurrido hace 60 años en la pesquería de sardina del Pacífico en California, cuya población colapsó primero en las regiones norteñas y posteriormente progresó hacia la parte sur (Wolf 1992).

Para el stock cálido de *S. sagax* en el área del Golfo de California, Nevárez-Martínez *et al.* (2021), en su análisis poblacional para el periodo 1971/1972 a 2019/2020, utilizando el modelo estructurado de edad, *Age Structured Assessment Program* (ASAP) indicó una gran variabilidad tanto interanual, como de orden bidecadal en los reclutas y reproductores. Ambas series se vieron incrementadas a principios de los 1970's, hasta alcanzar su máximo nivel a inicios de 1980's y posteriormente cayendo a niveles muy bajos a inicios de 1990's, para luego de nuevo, una tendencia ascendente hasta llegar a un máximo histórico en 2007-2008 de 4.7 millones de toneladas de biomasa total (BT), que corresponde a 2.05 millones de toneladas de biomasa reproductora (BR). Posteriormente en 2014-2015 las biomásas decrecieron a alrededor de un millón de toneladas de BT y 410 mil toneladas de BR. Para las últimas cinco temporadas (2016-2020), se ha observado una recuperación en ambas series: la BR ha oscilado entre 620 y 924 mil toneladas, mientras que la BT osciló entre 1.28 y 2.25 millones de toneladas (Nevárez-Martínez *et al.* 2021).

Con respecto a los niveles de biomasa estimados para el STSP, Félix-Uraga (2006), mediante un análisis de población virtual (APV) en la costa occidental de la península de Baja California durante 1981 a 2002, indicó que el stock templado alcanzó un máximo de biomasa por arriba de las 330 mil t en el año de 1996. De igual manera, Galindo-Cortes (2011) en su evaluación y utilizando un modelo bioeconómico dinámico, encontró para el periodo de estudio de 1981 a 2008, los niveles de BT se mantuvieron alrededor de 290 mil t en promedio,

entre 1997 y 2003 se estimó una reducción lineal de 326 mil t a 231 mil t, y para el 2009 se estimó una abundancia de 250 mil t (Galindo-Cortes 2011).

Hoy en día en México, la pesquería de los pelágicos menores que incluye a la sardina del Pacífico, es el recurso pesquero más importante, al aportar hasta el 50% de todo el volumen de pesca y acuacultura en el país (DOF 2019). El límite del esfuerzo pesquero en número de embarcaciones cerqueras, aplicable a la captura de peces pelágicos menores se encuentra distribuido de la siguiente manera: 34 embarcaciones para la región A (litoral de la península de Baja California donde operan las flotas de Ensenada, Puerto de San Carlos y Puerto Adolfo López Mateos), 60 embarcaciones para la región B (Golfo de California y litoral de Sinaloa-Nayarit y del norte de Jalisco donde operan las flotas de Guaymas, Yaváros y Mazatlán) y 3 embarcaciones para la región C (Zona marítima delimitada por el paralelo 20°N y hasta la frontera con la República de Guatemala, en esta zona aún no hay ninguna flota operando (DOF 2019).

La pesquería, está regulada por la Norma Oficial Mexicana NOM-003-SAG/PESC-2018 (NOM, DOF 2019) y el Plan de Manejo Pesquero para la Pesquería de Pelágicos Menores (PMP, DOF 2012). En ambos instrumentos sugieren entre otras medidas, el establecimiento de volúmenes permisibles de captura de las especies objetivos (Regla de Control), lo cual se define con base a una Captura Biológicamente Aceptable (CBA) misma que se sugiere debe de ser dinámica y estará en función de la biomasa disponible (manejo activo, DOF 2012).

De acuerdo a los reportes de captura oficiales del recurso Pelágicos Menores en México, en las últimas cinco décadas las capturas han oscilado con una tendencia ascendente entre 386 mil t y 1 millón 85 mil t (Figura 3A). Las principales especies sujetas a explotación son: sardina del Pacífico (*Sardinops sagax*, 47%), sardina crinuda (*Opisthonema spp*, 26%), anchoveta (*Engraulis mordax*, 9%), la sardina bocona (*Cetengraulis mysticetus*, 10%), la macarela (*Scomber japonicus*, 6%) y el 2% restante lo aportan la sardina japonesa (*Etrumeus acuminatus*), sardina piña (*Oligoplites spp*) y charrito (*Trachurus symmetricus*); las cuales varían en su composición, proporción y zona de pesca (<https://sipesca.conapesca.gob.mx> , Figura 3B).

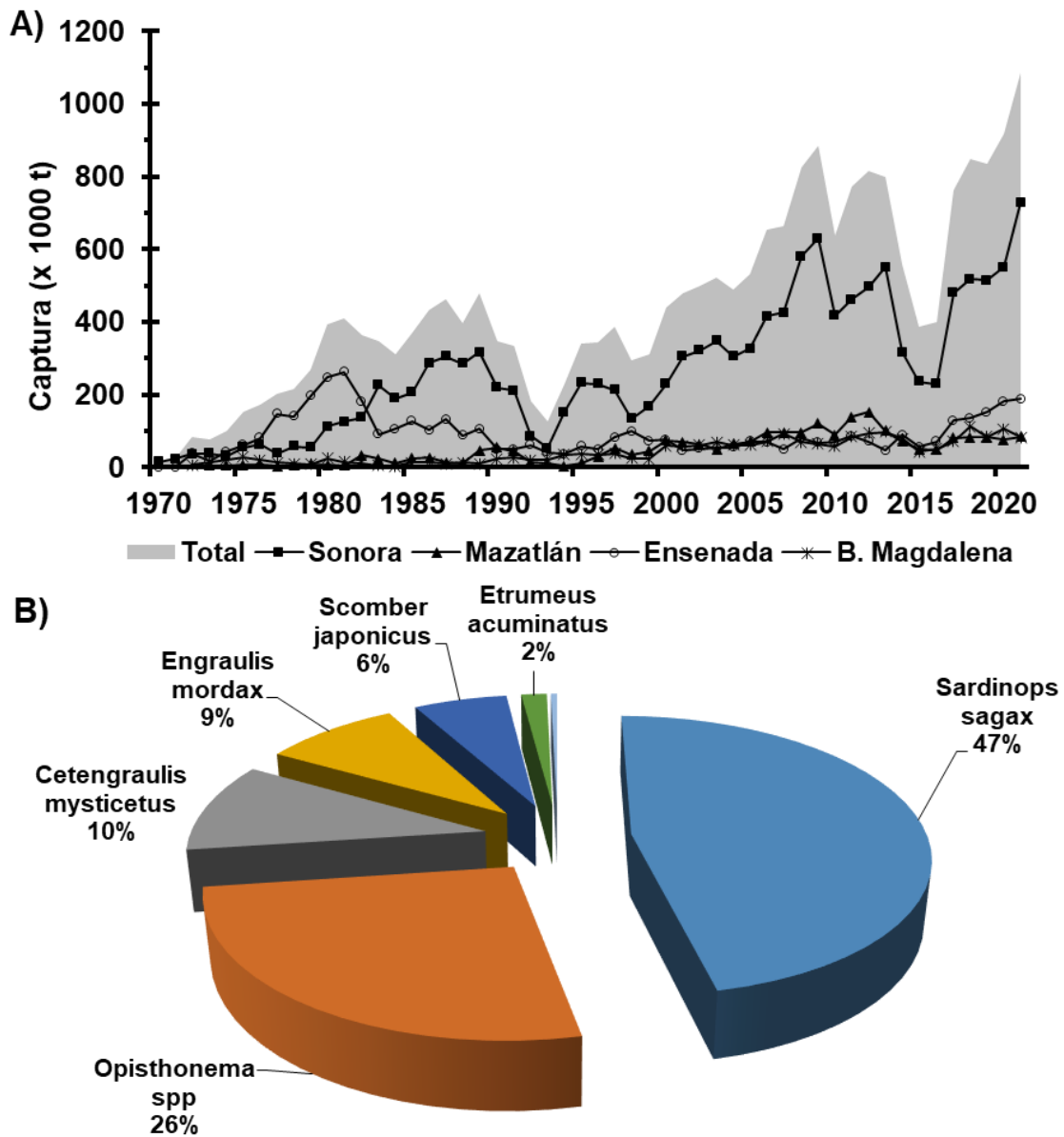


Figura 3.- Captura de Pelágicos Menores en el Pacífico mexicano y Golfo de California para el periodo de 1970 a 2021. A) Captura total por Estado y B) Porcentaje de contribución por especie a la captura total.

En la costa occidental de la península de Baja California (región A), se ha observado una tendencia ascendente en las capturas oscilando entre 64 mil t y 288 mil t (Figura 4A) y donde la sardina del Pacífico es la especie principal con el 80% en las capturas, seguido por la

sardina crinuda con el 7%, la anchoveta con el 6%, la macarela con el 4%, la sardina bocona con el 2% y la japonesa con el 1% (Figura 4B).

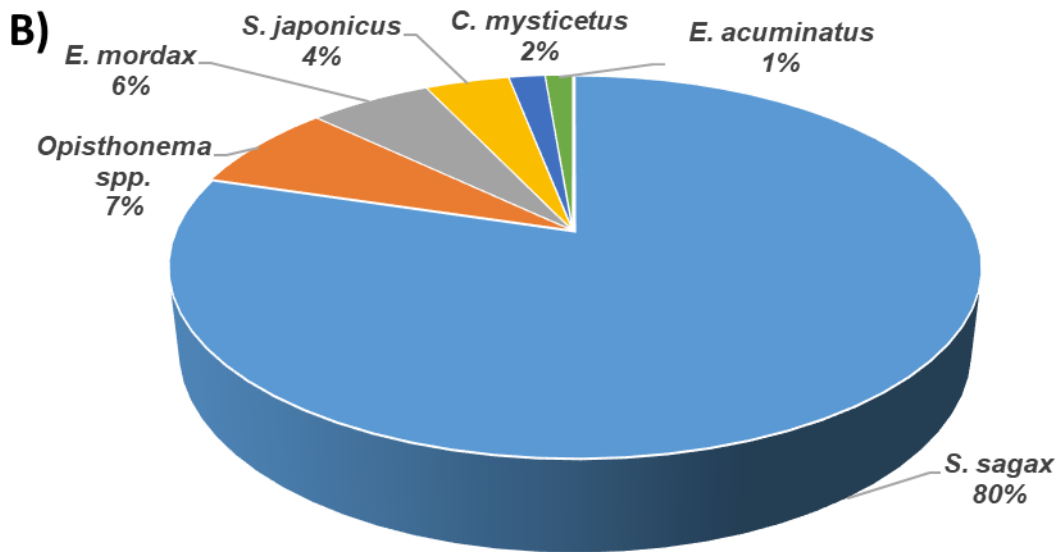
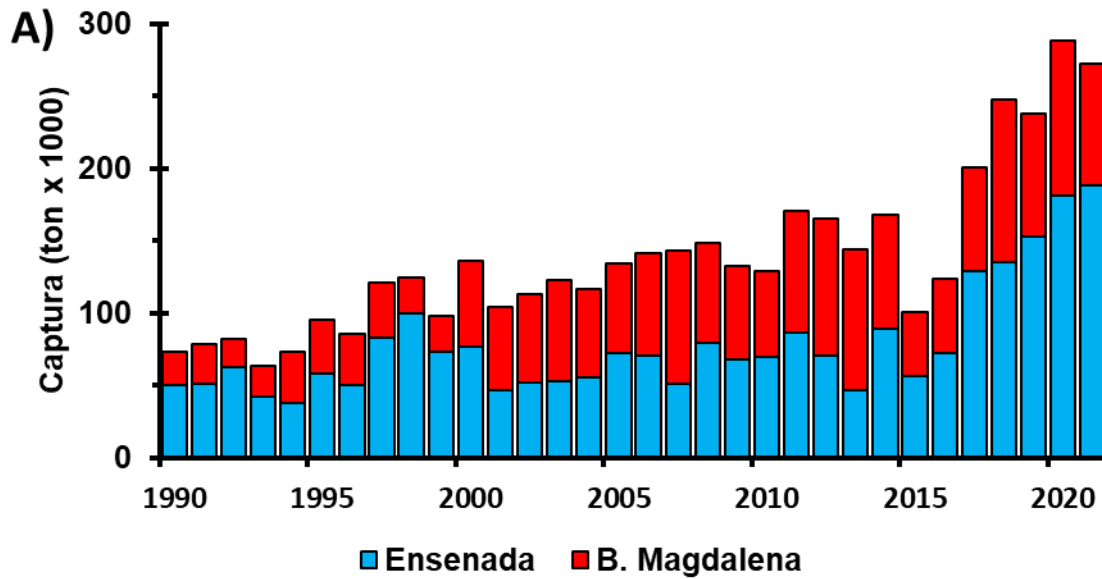


Figura 4.- Captura de Pelágicos Menores en la costa occidental de la península de Baja California para el periodo de 1990 a 2021. A) Captura total por flota y B) Porcentaje de contribución por especie a la captura total.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Si bien, se han realizado algunos estudios poblacionales para la sardina del Pacífico (Félix-Uraga, 1990, Alvarado-Castillo y Felix-Uraga 1996, Quiñonez-Velázquez *et al.* 2002, Félix-Uraga 2006, Galindo-Cortes 2011, Hill *et al.* 2017, 2018 y 2019; Kuriyama *et al.* 2020, 2021, Nevárez-Martínez *et al.* 2021), estos estudios solo se han realizado ya sea para el stock frío o cálido, o bien del stock templado usando solo la captura frente a Bahía Magdalena. Por lo anterior, es necesario evaluar el estatus poblacional del STSP en toda su área de distribución (sur del SCC). En este estudio se aplicó el modelo integral del ACE para evaluar la abundancia numérica del STSP, la tasa de mortalidad por pesca y explotación por año e indicadores con los que se infiere el nivel de explotación. Lo anterior, con la finalidad de conocer el estatus poblacional y así aportar los elementos técnicos necesarios para proponer medidas de manejo que permitan garantizar la sustentabilidad de esta importante pesquería.

3. HIPOTESIS

El stock templado de la sardina del Pacífico (*S. sagax*) en la costa occidental de la península de Baja California ha sido aprovechado de manera sostenible durante el periodo de 1989-2021.

4. OBJETIVOS

Evaluar la dinámica poblacional del stock templado de la sardina monterrey *S. sagax* en la costa occidental de la península de Baja California.

- Discriminar los diferentes stocks de la sardina del Pacífico presentes en la captura.
- Evaluar los parámetros de alometría, crecimiento y mortalidad natural.
- Evaluar la relación entre el crecimiento individual y las condiciones ambientales.
- Estimar la abundancia mediante un análisis estadístico de captura por edad (ACE).
- Proyectar el nivel de explotación del STSP en el periodo analizado (1989-2021).

6. MATERIAL Y METODOS

6.1. Área de Estudio

El área de estudio es la Región A, que comprende la zona de distribución del stock templado de *S. sagax*, a lo largo de la costa occidental de la península de Baja California. Está delimitada al norte por la frontera con los Estados Unidos de América y hacia el sur limitada por una línea imaginaria que pasa por el paralelo de 23 °00' Norte (DOF 2019). En esta región operan las flotas de pesca comercial de cerco de Ensenada, Baja California y Bahía Magdalena, Baja California Sur, México (Figura 1). Es una zona de transición que está bajo la influencia principal del Sistema de la Corriente de California (SCC), la contracorriente Meridional y un gran número de surgencias a lo largo de la costa, las cuales presentan fluctuaciones en intensidad, temporales y espaciales (Aguirre-Gómez 2002). El SCC es dominado por el flujo geostrofico (Lynn y Simpson 1987, Durazo y Baumgartner 2002) y que está caracterizado por condiciones de baja salinidad y temperatura, alto contenido de oxígeno y fosfatos. El SCC fluye de forma paralela a la costa, desde Columbia Británica, en Canadá, hasta la península de Baja California (Rebstock 2003). La zona costera es dominada por el transporte de Ekman hacia afuera de la costa, inducido por la divergencia del viento y efectos topográficos. El agua recién surgida fría y rica en nutrientes es normalmente transportada mar adentro por filamentos fríos y estructuras de mesoescala (~80–100 km) que se extienden 200–400 km (Mackas 2006, Checkley y Barth 2009). El resultado de este forzamiento (zona de transición) presenta fluctuaciones espacio-temporales, que favorece la producción biológica estacional de varias especies planctónicas a lo largo del año, lo que lo hace altamente productivo al soportar las mayores pesquerías en la región (Rebstock 2003, Rykaczewski y Checkley 2008)

Esta región está influenciada por eventos interanuales (como El Niño y La Niña) y tiene un régimen de surgencias estacional en primavera-verano. Por ejemplo, durante los eventos de El Niño se presentan condiciones más cálidas que el promedio, también se observan aumentos en la salinidad, profundización de la termoclina y nutriclina, disminución de la productividad primaria y cambios en la composición de las especies de zooplancton (Durazo y Baumgartner 2002; Espinosa-Carreón *et al.* 2004; Durazo 2009; Cavole *et al.* 2016; Durazo

et al. 2017). Lo contrario se observa durante eventos fríos interanuales (La Niña) (Espinosa-Carreón *et al.* 2004; Durazo *et al.* 2017).

Nieto *et al.* (2014) proporcionan evidencia que la advección mar adentro reduce el éxito del reclutamiento debido a la pérdida de los huevos y/o larvas. Bajo esta hipótesis, se indica que el reclutamiento aumenta durante años cálidos de El Niño y es pobre durante años fríos de La Niña, lo que sugiere que el transporte de remolinos aumenta debido a la dinámica de Ekman. Mientras tanto las condiciones de El Niño, impiden el transporte mar adentro de larvas y juveniles y, posiblemente, mejoren la supervivencia por el transporte hacia la costa o simplemente por retener una densidad relativamente alta de alimento en la zona costera (Nieto *et al.* 2014, Valencia-Gasti *et al.* 2015).

6.2. Obtención de los Datos

La información y los datos provienen de los programas de monitoreo de pelágicos menores del Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA), el Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR) y del Southwest Fisheries Science Center, con sede en La Jolla, CA. EE.UU. (Kevin T. Hill, comunicación personal). Integrandó una base de datos que comprende de 1989 a 2021 de los puertos de desembarques en la costa occidental de la península de Baja California (Figura 5), incluyendo información de capturas por mes y, el esfuerzo (número de viajes de pesca); la estructura de tallas y pesos determinada para cada año del periodo analizado.

Los datos para la evaluación de la edad y crecimiento fueron obtenidos durante el periodo 2005 a 2014. Dado que la flota pesquera realiza sus actividades de pesca durante todo el año, el muestreo fue realizado a lo largo del año en los puertos de desembarque (Ensenada y Bahía Magdalena), con el fin de obtener una mejor representación del stock templado. Se tomó al azar una muestra de aproximadamente 10 kg (de 80 a 100 sardinas, dependiendo del peso individual). Todas las sardinas de la muestra se midieron en longitud estándar (*LE*, precisión de ± 1 mm) y se agruparon en intervalos de longitud de cinco milímetros. Se seleccionaron cinco sardinas de cada intervalo de longitud o si había menos de cinco, se seleccionaron las que estaban en ese intervalo. En esta submuestra de peces se midieron características

biológicas como la *LE*, la masa corporal total (*PT* de “peso total” utilizado comúnmente, precisión de ± 1 g) y se extrajeron los otolitos (*sagitta*).

La edad se determinó contando el número de incrementos de crecimiento opacos e hialinos en los otolitos. Los otolitos se montaron en portaobjetos de vidrio con resina sintética y para su lectura se utilizó un microscopio estereoscópico (16X y 40X), con luz reflejada sobre fondo oscuro. Bajo estas condiciones, y una vez realizadas las mediciones de los bordes (lecturas), se observaron incrementos de crecimiento opaco (color blanco) e hialino (color oscuro) (Nevárez-Martínez *et al.* 1996, 2019; Yaremko 1996). Las lecturas fueron replicadas por dos personas de forma independiente y se compararon los resultados; en los casos en que se encontró una diferencia, los otolitos fueron releídos simultáneamente por los dos lectores y se llegó a una decisión conjunta. Para no influir en estos resultados dado el tamaño real de las sardinas en la muestra, los lectores no disponían de dicha información.

La precisión de las determinaciones de edad de los peces según los otolitos se evaluó calculando el porcentaje de error promedio (APE del inglés average percent error, Beamish y Fournier 1981) y el coeficiente de variación (CV, Chang 1982). La periodicidad de formación de bandas opacas y translúcidas se determinó mediante análisis gráfico de bordes de los otolitos (Nevárez-Martínez *et al.* 1996, 2019; Quiñonez-Velázquez *et al.*, 2002).

Se asume que la periodicidad de la formación de un incremento de crecimiento opaco e hialino es de un año y, que un incremento opaco o hialino es de aproximadamente 0.5 años (Quiñonez-Velázquez *et al.* 2002; Nevarez-Martínez *et al.* 2019). Además, y al igual que Nevarez-Martínez *et al.* (2019), dado que los recuentos de incrementos de crecimiento no se ajustaron a una fecha de nacimiento supuesta, los incrementos de crecimiento contados fueron iguales a la edad de los peces. Por ejemplo, si al otolito de una sardina dada se le contaban tres incrementos de crecimiento, uno opaco, otro hialino, y el borde era indudablemente opaco, a esta sardina se le asignaba una edad de 1.5 años; lo mismo se hizo para todos los otolitos leídos.

La normalidad en la distribución de tallas de cada grupo de edad fue analizada con la prueba de Kolmogorov-Smirnov y, utilizando el software STATISTICA (versión 8.0), planteando como hipótesis nula (H_0 , las longitudes de los grupos de edad tienen distribución normal) e

hipótesis alternativa (H_a , las longitudes de los grupos de edad no tienen distribución normal) y, considerando un nivel de significancia de $\alpha=0.05$.

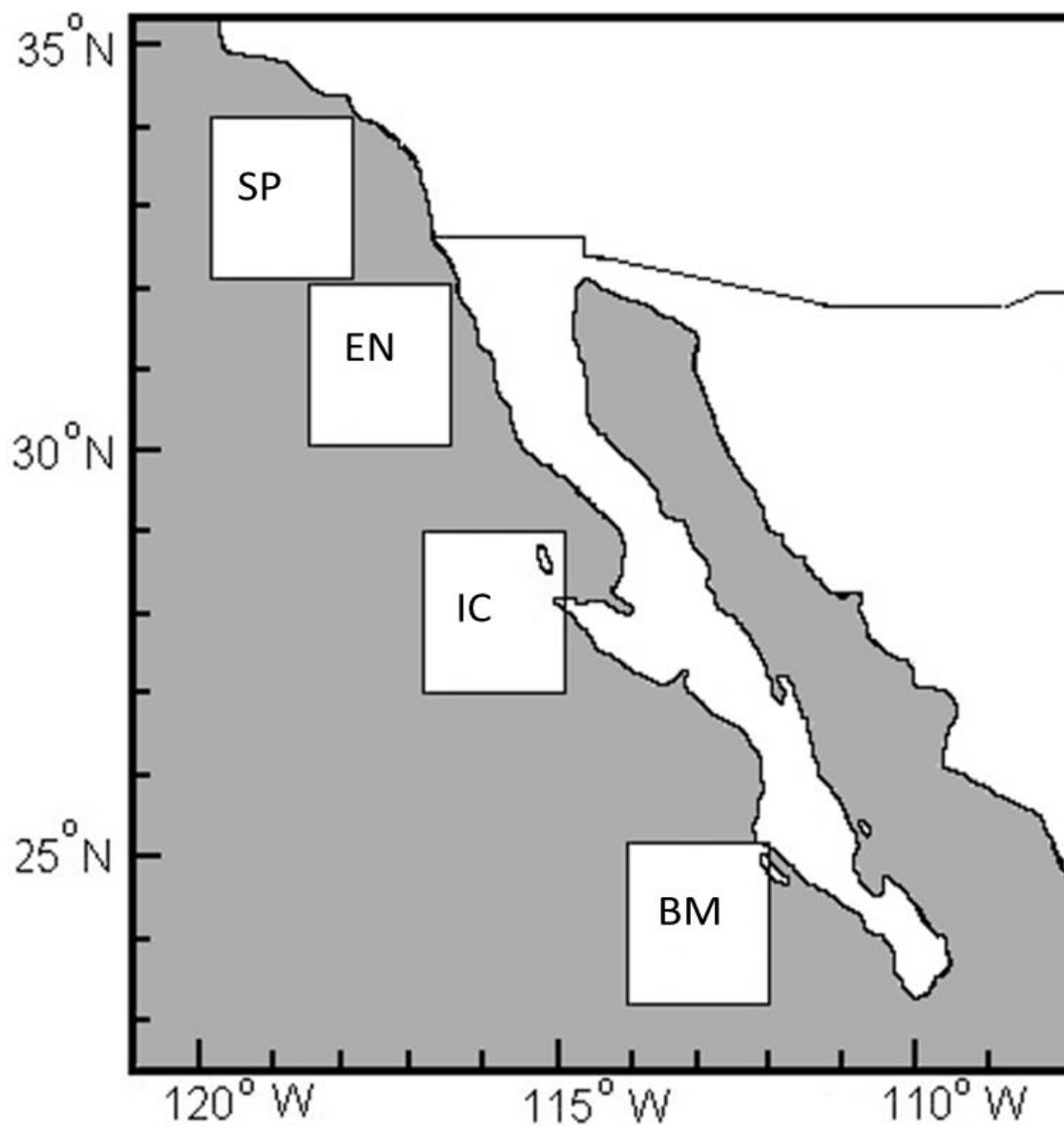


Figura 5.- Área de estudio del stock templado de *S. sagax* en la costa occidental de la península de Baja California, agrupados por puerto de descarga: San Pedro (SP), Ensenada (EN), Isla de Cedros (IC) y Bahía Magdalena (BM).

6.3. Discriminación de las capturas de los diferentes stocks de *S. sagax*

Con el fin de dividir los desembarques y las composiciones biológicas, atribuidas a los diferentes stocks, que habitan a lo largo de la costa occidental de la península de Baja California, se utilizó el criterio de discriminación de los stocks de temperatura por captura (Félix-Uraga *et al.* 2004). Los datos de las muestras fueron agrupados mensualmente por zona de colecta para definir los componentes de cada stock. El stock cálido (SC) habita a temperaturas superiores a 22 °C; el stock templado (ST) entre 17 y 22 °C; y el stock frío (SF) a temperaturas inferiores a 17 °C. Para obtener la temperatura superficial del mar (TSM), se utilizó el sistema de infraestructura de análisis y visualización en línea (Giovanni, <https://giovanni.gsfc.nasa.gov>), desarrollado y mantenido por la National Administration Space Agency (NASA), Goddard Earth Sciences (GES) y Data and Information Services Center (DISC). Se obtuvieron promedios mensuales de TSM por cuadrantes de 2° N × 2° O; las de Bahía Magdalena fueron de 23 a 25° N × 112 a 114° O; en Isla de Cedros de 27 a 29° N × 115 a 117° O; y en Ensenada de 30 a 32° N × 117 a 119° O (Félix-Uraga *et al.* 2004).

6.4. Relación Longitud-peso

La alometría de la masa corporal se estableció a partir de la relación entre la masa corporal total (PT ; g) y la longitud estándar (LE ; mm), considerando los datos de la muestra total por el modelo potencial (Ricker, 1975).

$$PT = aLE^b \quad (1)$$

Donde: a es el intercepto o factor de condición, y b es la pendiente de la curva o parámetro de alometría. Los ajustes se realizaron utilizando la función de máxima verosimilitud:

$$LL(\phi|datos) = -\frac{n}{2} [\ln 2\pi + 2\ln\sigma + 1] \quad (2)$$

Donde: ϕ representa los parámetros del modelo y σ el error de desviación estándar (D.E.) calculado y estimado considerando una distribución normal de error con:

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (LE - \widehat{LE})^2}{n}} \quad (3)$$

Donde: LE es la longitud estándar observada y \widehat{LE} longitud estándar estimada.

Se estimaron los intervalos al 95% de confianza (IC 95%) de los parámetros a y b (Sokal y Rohlf, 2009) y se utilizaron para comparar el parámetro b con b = 3 (isometría) (Maldonado-Amparo *et al.* 2019) y fue definido el tipo de crecimiento (b < 3, hipoalométrico o alometría negativa; b > 3, hiperalométrico o alometría positiva) (Froese 2006).

6.5. Selección del mejor modelo de crecimiento

El ajuste de crecimiento individual se realizó mediante cuatro modelos de crecimiento (Tabla I); el modelo de crecimiento de von Bertalanffy (VBM, Von Berthalanffy 1938), el modelo de crecimiento de Gompertz (GM, Gompertz 1825), el modelo logístico (LM, Ricker 1975) y el modelo de Schnute (SM, Schnute 1981). Se utilizó el modelo de Schnute asumiendo que los parámetros a y b no son iguales a cero (Schnute 1981).

Los parámetros de cada modelo se estimaron asumiendo que los residuos tenían una distribución log-normal alrededor de los modelos de crecimiento. Para todos los modelos de crecimiento candidatos, los parámetros (θ) se ajustaron maximizando la función de verosimilitud logarítmica a través de un procedimiento iterativo con el algoritmo de Newton (Neter *et al.* 1996; Haddon 2011):

$$LL(\theta|datos) = -\left(\frac{n}{2}\right) (\ln(2\pi) + 2 * \ln(\sigma) + 1) \quad (4)$$

Donde: LL(ϕ |datos) es el valor máximo de verosimilitud logarítmica; n es el tamaño de la muestra; σ es la desviación estándar (DE), que se obtuvo mediante la siguiente ecuación analítica (Haddon 2011):

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n \left(\ln(LE_{obs(t)}) - \ln(LE_{est(t)}) \right)^2}{n}} \quad (5)$$

Tabla I. Modelos de crecimiento candidatos para los datos de edad por talla del STSP en el Sistema de Corrientes del Sur de California (CCS).

Modelo	Ecuación	Descripción
<i>VBM</i>	$L(t) = L_{\infty} [1 - e^{-k(t-t_0)}]$	$L(t)$ es la talla (en mm <i>LE</i>) a la edad t , L_{∞} es la longitud asintótica (mm <i>LE</i>), k es la tasa de crecimiento (año ⁻¹), t_0 en <i>VBM</i> y <i>SM</i> es la edad teorica a la cual la talla es cero (años).
<i>GM</i>	$L(t) = L_{\infty} e^{-\left(\frac{1}{k}\right)e^{-k(t-t_0)}}$	t_0 en <i>GM</i> y <i>LM</i> corresponde a un punto de inflexión en la curva de crecimiento y t es la edad a la talla $L(t)$
<i>LM</i>	$L(t) = L_{\infty} [1 - e^{-K(t-t_0)}]^{-1}$	π es una tasa de relativa de crecimiento (tiempo constante),
<i>SM</i>	$L(t) = \left[L_1^{\pi} + (L_2^{\pi} - L_1^{\pi}) \frac{1 - e^{-\lambda(t-T_1)}}{1 - e^{-\lambda(T_2-T_1)}} \right]^{\frac{1}{\pi}}$	λ es un incremento relativo de la tasa de crecimiento (incremento en el tiempo constante), T_1 es la edad mínima en los datos, T_2 es la edad máxima en los datos, L_1 es la talla a la edad T_1 , L_2 es la talla a la edad T_2 ,

Donde: $LE_{obs(t)}$, es la longitud estándar observada (en mm) a la edad t (en años) y $LE_{est(t)}$, es la longitud estándar calculada a la edad t. Se supuso que LE(t) tiene una distribución logarítmica normal en torno a los modelos de crecimiento candidatos. La función objetivo se resolvió utilizando Solver en Microsoft Office Excel®.

Se aplicó el criterio de información de Akaike (AIC) (Burnham y Anderson 2002; Katsanevakis 2006; Katsanevakis y Maravelias 2008) para seleccionar el mejor modelo de crecimiento para los datos de edad y talla de *S. sagax* de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$AIC = \left(-2LL(\theta|datos) \right) + 2k \quad (6)$$

Donde: k es el total de parámetros estimados, incluyendo σ (Burnham y Anderson 2002). Las diferencias de AIC (Δ_i) para cada modelo fueron dadas por la siguiente función:

$$\Delta_i = AIC_i - AIC_{min} \quad (7)$$

Donde: AICmin representa el AIC para el mejor modelo de crecimiento candidato, y AICi es el AIC estimado para cada modelo de crecimiento. La plausibilidad se estimó para el candidato (i) mediante el peso de Akaike (W_i), proporcionando un mejor índice de ajuste proporcional mediante la siguiente ecuación (Burnham y Anderson 2002):

$$W_i = \frac{e^{-0.5\Delta_i}}{\sum_{i=1}^4 e^{-0.5\Delta_i}} \quad (8)$$

Los intervalos de confianza (IC) de los parámetros (θ) se estimaron mediante la construcción de perfiles de verosimilitud (Venzon & Moogavkor 1988; Hilborn & Mangel 1997). Un intervalo de probabilidad por sí mismo no es muy informativo y, por lo tanto, es insuficiente para indicar un cambio. Un intervalo de verosimilitud siempre debe ir acompañado del valor de θ para dar una idea de la simetría de la función de verosimilitud con respecto a los valores alternativos probables de θ , y en este sentido mostrar cómo cambia la plausibilidad dentro del intervalo. Esta estimación se realizó para todos los parámetros de crecimiento y considerando una distribución χ^2 con m grados de libertad (Polacheck *et al.* 1993; Zar 1999) donde IC se definió como todos los valores θ que satisfacen la desigualdad:

$$IC = 2[LL(\theta|\text{datos}) - LL(\theta|\text{mejor})] < \chi_{1,1-\alpha}^2 \quad (9)$$

Donde $LL(\theta|\text{mejor})$ es la probabilidad logarítmica del valor más probable de θ , $LL(\theta|\text{datos})$ es la probabilidad logarítmica θ dentro del perfil de probabilidad y $\chi_{1,1-\alpha}^2$ proyecta la distribución de χ^2 con un grado de libertad con un nivel de confianza de $1 - \alpha$. Así, el IC del 95% contempla todos los valores de θ que duplican la diferencia entre el log-verosimilitud en el perfil de verosimilitud y la mejor estimación de θ , es decir, todos los valores inferiores a 3.84 se incluyeron en el IC (Pawitan 2001, Haddon 2011).

6.6. Análisis de sensibilidad

Se realizó un análisis de sensibilidad para cuantificar el efecto de la distribución muestreada en las estimaciones de los parámetros de crecimiento siguiendo el enfoque de Bolser *et al.* (2018) y Scherrer *et al.* (2021). Para esto, se agregaron diferentes cantidades de datos simulados a los datos originales, de modo que cada edad observada (0.5 a 6.0 años) tuviera 500 observaciones para compensar el muestreo desigual entre grupos de edad. Los datos se simularon a partir de una distribución normal con la misma media y desviación estándar que los datos sin procesar en cada clase de edad. Luego se ajustó cada modelo utilizando este nuevo conjunto de datos y se evaluó la bondad de ajuste de la misma manera que se describió anteriormente. Bolser *et al.* (2018) y Scherrer *et al.* (2021) destacan que este tipo de enfoque no considera explícitamente las diferencias en la selectividad o las diferencias entre la estructura de la población muestreada y la verdadera, pero puede llenar vacíos críticos causados por estos y otros factores (Goodyear *et al.* 2019, Kapur *et al.* 2020) al homogeneizar el número de observaciones de cada una de las clases de edad-talla.

6.6.1. Sensibilidad en los Parámetros de Crecimiento de MVB

Adicionalmente, se estimó el sesgo ocasionado en los parámetros L_{∞} , k y t_0 de MVB por comparación entre los modelos de estimación de dos y tres parámetros, de acuerdo a Pardo *et al.* (2013).

6.6.2. Modelo de MVB-Tres Parámetros (MVB-3)

Se creó una curva de crecimiento de von Bertalanffy con los siguientes parámetros: $k = 0.383$ año⁻¹, $L_{\infty} = 214.6$ mm, y $t_0 = -1.813$ años y, para simular la incertidumbre en los valores de talla por edad, para cada uno de las 12 clases de edad, se extrajeron 1000 valores aleatorios de una distribución logarítmica normal con corrección de sesgo centrada en la media (Pardo *et al.* 2013).

$$L_{te} = L_{t_0} \times e^{N(\mu, \sigma) + \frac{\sigma^2}{2}} \quad (10)$$

Donde L_{te} es la distribución de tallas por edad con el error incluido, L_{t_0} es la talla por edad t del modelo original y $N(\mu, \sigma)$ es una distribución normal con media 0 (μ) y desviación estándar (σ) de 0-1. El conjunto de 12000 datos simulados L_{te} , reemplaza los valores originales de talla por edad y los parámetros t_0 , k y L_{∞} se estimaron utilizando la función de máxima verosimilitud, asumiendo que los errores residuales son del tipo multiplicativo (Ec. 4 y 5).

6.6.3. Modelo de MVB-Dos Parámetros (MVB-2)

Se utilizó la metodología descrita por Neer *et al.* (2005), donde t_0 se fija iterativamente a partir de una distribución normal de posibles edades en las que la talla es cero para la sardina del Pacífico obtenida de fuentes bibliográficas (-0,02 a -2,88; Dorval *et al.* 2015, Nevárez-Martínez *et al.* 2019, Félix-Uraga 1990). Una vez fijado t_0 , se estimaron los parámetros k y L_{∞} considerando los 12,000 valores de talla por edad utilizando la función de máxima verosimilitud, asumiendo que los errores residuales son de tipo multiplicativo (Ecuaciones 4 y 5).

6.6.4. Estimación de los Parámetros e Intervalos de Confianza

Ambos modelos (VBM-Dos parámetros y VBM-Tres parámetros) se corrieron 10,000 veces, creando en cada proceso un nuevo conjunto de datos que se utilizó para describir la distribución empírica de los parámetros. Los valores de la media (\tilde{x}) y la desviación estándar (DE) del remuestreo (“bootstrap”) se consideran como una estimación del valor medio y el

error estándar de θ . El coeficiente de variación (CV) se estimó como $CV = DE/\tilde{x}$ (Deriso *et al.* 1985). El sesgo (S) y el porcentaje de sesgo ($\%S$) se estimaron de la siguiente manera: $S = \tilde{x} - \theta$ y $\%S = \frac{\tilde{x} - \theta}{\tilde{x}} \times 100\%$ (Jacobson *et al.* 1994), donde θ es la i -ésima mejor estimación de los parámetros del modelo propuesto. Los intervalos de confianza se calcularon mediante el método de percentil corregido por sesgo (Haddon 2011).

6.7. Crecimiento Anual

Para determinar si hubo variaciones en el crecimiento entre los años 2005 y 2014, se ajustó el modelo VBM a los datos brutos reforzados de cada año, estimando los parámetros de crecimiento mediante la función de máxima verosimilitud, asumiendo que los errores residuales son de tipo multiplicativo (Ecuaciones 4 y 5). Con base en los resultados de este análisis, se evaluó el rendimiento del crecimiento utilizando el índice fi-prima (φ') propuesto por Pauly y Munro (1984). Este índice refleja la relación entre L_∞ (la longitud máxima teórica) y k (el coeficiente de crecimiento) de VBM. Fi-prima se estimó con la siguiente ecuación:

$$\varphi' = \log_{10}k + 2\log_{10}L_\infty \quad (11)$$

Para resaltar las diferencias con el promedio, las anomalías de φ' se obtuvieron como:

$$anom = \varphi'_i - \left[\frac{\sum_{i=1}^n \varphi'}{n} \right] \quad (12)$$

Donde i = año; φ'_i = índice de rendimiento del crecimiento; n = número total de años.

6.8. Relación entre el crecimiento individual y las condiciones ambientales

La relación interanual del crecimiento individual del STSP con los índices ambientales: Pacific Decadal Oscillation (PDO, <https://www.ncei.noaa.gov/pub/data/cmb/ersst/v5/index/ersst.v5.pdo.dat>), Índice de El Niño Oceánico (ONI, <https://psl.noaa.gov/data/correlation/oni.data>) e Índice de Surgencias (UI,

<https://www.pfeg.noaa.gov/products/PFELData/upwell/monthly/upindex.mon>), se analizó mediante un análisis de regresión simple y utilizando la prueba de correlación de Pearson.

6.9. Mortalidad Natural (M)

La mortalidad natural instantánea (M), es un parámetro clave para el entendimiento de la dinámica poblacional y se entiende como la pérdida de la población por sucesos naturales como la depredación, enfermedades y edad avanzada.

Para el cálculo de M se realizó considerando el promedio obtenido con los métodos de Hewitt y Hoening (2005) y Pauly (1980):

Método basado en la edad máxima de la especie, Hewitt y Hoenig (2005):

$$\ln M = 1.44 - 0.982 * \ln(Tmax) \quad (13)$$

Donde: la $Tmax$ es la edad máxima del stock templado de *S. sagax*, que es 8 años (Álvarez-Trasviña 2012)

Fórmula empírica de Pauly (1980):

$$\ln M = -0.0152 - 0.279 \ln L_{\infty} + 0.65 \ln K + 0.463 \ln T \quad (14)$$

Donde: M es la tasa de mortalidad natural, L_{∞} y K son los Parámetros del modelo de von Bertalanffy y T es la temperatura promedio del rango del hábitat potencial de distribución del STSP, que es 19.5°C (Félix-Uraga *et al.* 2004, 2005).

6.10. Análisis Estadístico de Capturas por Edades (ACE)

La captura a cierta edad se estimó considerando la estructura de tallas de cada año y la relación longitud-peso del stock templado de sardina del Pacífico, con lo cual se obtuvo el peso a la talla y una frecuencia ponderada en gramos por intervalo. Posteriormente se multiplicó la proporción por la captura de cada temporada de pesca y cada intervalo de talla se dividió entre el peso a la talla para obtener el número de organismos y considerando la clave edad talla se obtuvo la captura a la edad en número de individuos. Finalmente, para

convertir el número de organismos estimados por cohorte a biomasa, se multiplicó por el peso promedio de cada grupo de edad.

A partir de la captura por edades entre 0 y 6 años, se aplicó el análisis estadístico de captura por edades (ACE), descrito por Haddon (2011) y usando una hoja de cálculo de Microsoft Office Excel 2016, se utilizó una serie de datos de 33 temporadas (1989-2021) de captura a la edad, el esfuerzo pesquero en número de viajes de pesca, los valores iniciales del reclutamiento se estimaron con la función de Pope (1972) e información tanto dependiente de la pesquera (CPUE), como independiente de la pesquería (biomasa total estimada por el método de acústica), ambos índices se utilizaron para estabilizar el modelo y disminuir la incertidumbre de los parámetros estimados. La ecuación básica de la dinámica de poblaciones se usó para estimar el número de organismos a la edad $a+1$ al tiempo $t+1$ (Hilborn y Walters 1992) y se incorporó el componente ambiental de anomalías de temperatura superficial del mar (TSM).

$$N_{a+1,t+1} = N_{a,t} * e^{-(M+F_{a,t})} * e^{(q*TSM)} \quad (15)$$

Donde: $N_{a,t}$ es el número de sardinas a la edad a al tiempo t , la expresión $e^{-(M+F_{a,t})}$ es la sobrevivencia por cohorte, donde M es la mortalidad natural y se considera constante para todas las cohortes a través del tiempo y, $F_{a,t}$ es la mortalidad por pesca a la edad a durante el año t ; la expresión $e^{(q*TSM)}$ representa el factor de forzamiento, siendo q el coeficiente de proporcionalidad para estandarizar la biomasa y TSM (o “anom”) es la anomalía de la temperatura superficial del mar un año previo, calculada como:

$$anom = T'_i - \left[\frac{\sum_{i=1}^n T'_i}{n} \right] \quad (16)$$

Donde i es el año, T'_i es la temperatura superficial del mar promedio en un año determinado y n es el número total de años contemplados en el periodo de estudio (1989-2021).

La mortalidad por pesca se estimó considerando el efecto específico de la selectividad a la edad (Haddon 2011).

$$F_{a,t} = \hat{F}_t * S_a \quad (17)$$

Donde $F_{a,t}$ representa la mortalidad por pesca en la edad a para el tiempo t , \hat{F}_t es la tasa instantánea de mortalidad por pesca para el tiempo t estimado en el modelo y S_a es la selectividad a la edad a que se estimó con el modelo logístico (Haddon 2011).

$$S_a = \frac{1}{1 + (e^{-\ln(19) \frac{(e^{-e_{50}})}{(e^{-e_{95}})})}} \quad (18)$$

Donde S_a es la selectividad a la edad a , e_{50} y e_{95} son parámetros estimados en el modelo de selectividad al 50 y 95% respectivamente.

Una vez que se estimó el número de organismos por grupo de edad, se pudo generar la captura a la edad estimada $\hat{C}_{a,t}$ (Baranov 1918):

$$\hat{C}_{a,t} = \frac{F_{a,t}}{M + F_{a,t}} N_{a,t} (1 - e^{-(M+F_{a,t})}) \quad (19)$$

La solución analítica de la desviación estándar (σ) para la posterior estimación de la función parcial de logverosimilitud en el modelo (Haddon 2011):

$$\sigma_c = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (\ln C_{a,t} - \ln \hat{C}_{a,t})^2} \quad (20)$$

Donde C_a es la captura a la edad observada y $\hat{C}_{a,t}$ es la captura a la edad estimada al tiempo t .

Se estimó de igual manera la proporción anual de mortalidad por pesca observada (F_o) al tiempo t ; la F_o se estandarizó mediante la capturabilidad (q) por el esfuerzo al tiempo (f_t).

$$F_o_t = q * f_t \quad (21)$$

Donde f_t es el esfuerzo en número de viajes de pesca al tiempo t y q es un parámetro que se obtuvo mediante el ajuste al modelo.

Como los valores estimados F_o_t son una tasa de captura (E) se recalcularon mediante (Haddon 2011):

$$F_t = -LN(1 - F_o_t) \quad (22)$$

La solución analítica de la desviación estándar (σ) para la posterior estimación de la función parcial de logverosimilitud del esfuerzo en el modelo es (Haddon 2011):

$$\sigma_F = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (\ln F_o - \ln F_E)^2} \quad (23)$$

Donde F_o es el valor observado recalculado al tiempo t y F_E es el parámetro de ajuste en el modelo al tiempo t .

El reclutamiento para el segundo año y subsecuentes se estimó mediante la función modificada de stock reclutamiento (S-R) de Ricker-(1975, Holborn y Walter 1992, Chen *et al.* 2002):

$$R_{r,t+r} = \alpha (S_{t-1} - \lambda) e^{-\beta(S_{t-1} - \lambda)} e^{\varepsilon} \quad (24)$$

Donde: r es la edad de reclutamiento, $t + r$ es el año más el lapso de tiempo antes de que los reclutas se incorporen a la pesquería, S_t es el tamaño del stock reproductor al tiempo t , λ es el número de reproductores mínimo estimado que garantiza un reclutamiento del próximo

año. Los parámetros α , β y λ se obtuvieron mediante el ajuste de la relación de S-R de Ricker-modificado.

La solución analítica de la desviación estándar (σ) para la posterior estimación de la función parcial de logverosimilitud del reclutamiento en el modelo se realizó mediante (Haddon 2011):

$$\sigma_R = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (\ln R_o - \ln R_E)^2} \quad (25)$$

Donde R_o es el valor observado recalculado al tiempo t y R_E es el valor del parámetro de ajuste al tiempo t .

Adicionalmente se incorporó al modelo el índice CPUE (captura/viaje de pesca) de la flota durante los años de pesca 2000-2021. Esto, como información auxiliar para estabilizar el modelo e incrementar la precisión en la estimación de los parámetros (Deriso *et al.* 1985, Methot 1989, Hilborn y Walters 1992, Hilborn *et al.* 1994). Asumiendo que CPUE observada es proporcional a la abundancia de la población.

$$\bar{Y} = B_t * q \quad (26)$$

Donde: B_t es la biomasa al tiempo t y q es la capturabilidad para cada CPUE, estimada como:

$$q = e^{\left[\frac{\sum_t \ln \left(\frac{Y_t^{obs}}{B_t} \right)}{n} \right]} \quad (27)$$

Donde: n es el número de datos disponibles para la serie de la CPUE y Y_t^{obs} representa la CPUE observada en la flota al tiempo t .

La solución analítica de la desviación estándar (σ) para la posterior estimación de la función parcial de logverosimilitud en el modelo es estimó como (Haddon 2011):

$$\sigma_{CPUE} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n [\ln B_o - \ln(q * CPUE)]^2} \quad (28)$$

Donde B_o es la biomasa estimada por el modelo al tiempo t , $CPUE$ es el índice de abundancia de CPUE al tiempo t y q es la capturabilidad (coeficiente de proporcionalidad).

Asimismo, al modelo general del ACE se le incorporó información independiente de la pesquería, obtenido de cruceros de investigación: Índice de abundancia de huevos (Método de producción de huevos) e Índice de biomasa por acústica. Esto, para ajustar el modelo (Deriso *et al.* 1985; Methot 1989; Hilborn y Walters 1992; Hilborn *et al.* 1994).

La estimación del censo de huevos y/o larvas se calculó con el índice de abundancia, referido al número promedio de huevos y/o larvas por 10 m² de superficie de agua de mar extrapolando al área total de cada una de las regiones, este índice es denominado Índice Larval de Smith y Richardson (1979), el cual se define como:

$$IH = \frac{\sum N}{N+} * \left(\frac{N+}{Nt} \right) * C \quad (29)$$

Donde: IH es el índice de abundancia de huevos o larvas (estimación de huevos y/o larvas de la región), $\sum N$ es la suma total de huevos o larvas estandarizadas a 10m² de superficie marina, $N+$ es el número de estaciones positivas, Nt es el número total de estaciones donde se realizó muestreo y C es el número de unidades de área de 10 m².

Cuando se utiliza un indicador de abundancia (CPUE u otro) es necesario transformarlo en una biomasa estimada estandarizada (Ec. 26), considerando para esto la capturabilidad (Ec. 27).

La solución analítica de la desviación estándar (σ) para la estimación de la función parcial de logverosimilitud del índice en el modelo se calculó mediante (Haddon 2011):

$$\sigma_H = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (\ln B_o - \ln(q * IH))^2} \quad (30)$$

Donde B_o es la biomasa estimada por el modelo al tiempo t , IH es el índice de abundancia de huevos o larvas al tiempo t y q es un coeficiente de proporcionalidad o capturabilidad (Ec 27).

Finalmente, a partir de cruceros de prospección acústica en la costa occidental de la península de Baja California durante 2012, 2016 y 2018, se obtuvo un índice de biomasa promedio anual. En este caso, toda vez que la información independiente está en unidades de biomasa en todos los años, no fue necesario estimar un coeficiente de proporcionalidad.

La solución analítica de la desviación estándar (σ) para la estimación de la función parcial de logverosimilitud en el modelo se obtuvo utilizando (Haddon 2011):

$$\sigma_{Acust} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (\ln B_o - \ln B_E)^2} \quad (31)$$

Donde B_o es la biomasa estimada por el modelo al tiempo t y B_E es la biomasa estimada independiente de la pesquería al tiempo t .

Se obtuvieron los valores óptimos de los parámetros maximizando las logverosimilitudes de cada función parcial (Haddon 2011).

Para las capturas en número observadas y pronosticadas para cada edad a en cada año t .

$$LL^C = \left(-\frac{n}{2}\right) * (\ln(2\pi) + 2 * \ln(\sigma_C) + 1) \quad (32)$$

Para el esfuerzo observado y pronosticados en cada año.

$$LL^F = \left(-\frac{n}{2}\right) * (\ln(2\pi) + 2 * \ln(\sigma_F) + 1) \quad (33)$$

Para el reclutamiento “observado” y pronosticadas en cada año.

$$LL^R = \left(-\frac{n}{2}\right) * (\ln(2\pi) + 2 * \ln(\sigma_R) + 1) \quad (34)$$

Para la selectividad “observado” y pronosticadas en cada año.

$$LL^S = \left(-\frac{n}{2}\right) * (\ln(2\pi) + 2 * \ln(\sigma_S) + 1) \quad (35)$$

Para la CPUE “observado” y la biomasa explotable estimada en cada año.

$$LL^{CPUE} = \left(-\frac{n}{2}\right) * (\ln(2\pi) + 2 * \ln(\sigma_{CPUE}) + 1) \quad (36)$$

Para el índice de huevos (IAH´) y la biomasa explotable estimada en cada año.

$$LL^H = \left(-\frac{n}{2}\right) * (\ln(2\pi) + 2 * \ln(\sigma_H) + 1) \quad (37)$$

Para el índice de acústica (Acust) y la biomasa explotable estimada en cada año.

$$LL^{Acust} = \left(-\frac{n}{2}\right) * (\ln(2\pi) + 2 * \ln(\sigma_{Acust}) + 1) \quad (38)$$

Donde: LL es logaritmo de verosimilitud, n es el número de observaciones y σ es la desviación estándar para la función dada. La solución analítica de la desviación estándar (σ) fue: Ec. 20 para la captura, Ec. 23 para el esfuerzo, Ec. 25 para el reclutamiento, Ec. 28 para la CPUE, Ec. 29 para el índice de huevos y Ec. 31 para índice de acústica.

Se realizó un ajuste final al modelo maximizando la función objetivo total de log verosimilitud, la celda objetivo total es la suma de las funciones parciales: Captura a la edad, Esfuerzo, Reclutamiento, CPUE e Información independiente (Megrey *et al.* 1989, Haddon 2011):

$$LL^{total} = LL^C + LL^E + LL^R + LL^{CPUE} + LL^{IH} + LL^{Acust} \quad (39)$$

Una vez ajustado el modelo, se estimó la biomasa del stock anual.

$$Bt = \sum N_{a,t} * PT_{a,t} \quad (40)$$

Donde: $N_{a,t}$ es el número de organismos a la edad a , al tiempo t y $PT_{a,t}$ es el peso total promedio a la edad a al tiempo t que se estimó con la talla promedio a la edad de los modelos de crecimiento y los parámetros de la relación longitud-peso (Ec. 1).

6.11. Cantidades de manejo

Con los parámetros más verosímiles correspondientes a la estructura de la relación de S-R de Ricker (1975), se estimaron las cantidades de manejo, de acuerdo a Hilborn y Walters (1992):

$$S_{MRS} = \frac{\log\alpha}{\beta} * (0.5 - 0.07\log\alpha) \quad (41)$$

$$MRS + S_{MRS} = \alpha S_{MRS} \exp^{-\beta S_{MRS}} \quad (42)$$

$$U_{MRS} = 0.5\log\alpha - 0.7(\log\alpha)^2 \quad (43)$$

$$F_{MRS} = -\log(1 - U_{MRS}) \quad (44)$$

Donde α = coeficiente asociado a la mortalidad independiente de la densidad, β = coeficiente asociado a la mortalidad dependiente de la densidad, S_{MRS} = stock (reproductor) en el cual se alcanza el Máximo Rendimiento Sostenido (MRS), U_{MRS} = tasa de explotación en el MRS y F_{MRS} = mortalidad por pesca en el MRS.

6.12. Análisis de Sensibilidad de los Parámetros del ACE

Se realizó un análisis de sensibilidad sobre aquellos parámetros con mayor incertidumbre en el modelo (como las principales fuentes de error): la mortalidad natural (M), la capturabilidad (q) y los parámetros α , β y λ de la función de stock reclutamiento del modelo modificado de Ricker, con relación a la regla de control (CBA). El análisis se llevó a cabo utilizando el software Crystal Ball ver. 11.1.2.4 (Oracle® Crystal Ball), se realizaron 10,000 iteraciones para la estrategia de manejo. Los resultados se expresan en términos de coeficientes de

correlación y porcentaje de varianza explicada entre cada parámetro de salida y se obtuvieron además sus intervalos de confianza ($\alpha=0.05$).

6.13. Validación del modelo

La distribución de los datos de la captura estimada por el modelo del ACE fue comparada con las capturas reportadas durante el periodo analizado (1989-2021) a través de la prueba no paramétrica de Kolmogorov-Smirnov, que fue usada para probar la hipótesis nula de que las distribuciones de los valores de capturas observadas son iguales a las generadas por el modelo.

6.14. Proyección del nivel de explotación

Para mostrar la evolución y el estado actual del nivel de explotación de la pesquería, se realizó el seguimiento de la captura biológicamente aceptable, de acuerdo a lo recomendado por el Plan de Manejo de la Pesquería de Pelágicos Menores (DOF 2012), la Regla de Control queda como la siguiente formulación:

$$CBA = (SSB - SSB_{min}) * FRACCION \quad (45)$$

Donde CBA es la captura biológicamente aceptable (punto de referencia objetivo), BR es la biomasa reproductora estimada el año anterior, SSB_{min} es la biomasa reproductora mínima necesaria en el ecosistema para evitar un proceso depensatorio y $FRACCION$ es la proporción de la biomasa arriba de la SSB_{min} que puede ser capturada (tasa de explotación). El valor de $FRACCION$ se estima como:

$$FRACCION = (1 - e^{-F_{RMS}}) \quad (46)$$

Donde F_{RMS} es la mortalidad por pesca que produce el rendimiento máximo sostenible.

El nivel de explotación a lo largo del periodo analizado estará en función de la siguiente relación:

$$\frac{Cobs}{CBA} \leq 1 \quad (47)$$

En caso de que el nivel de explotación sea menor o igual a 1, se infiere que la explotación es sustentable o adecuada y caso contrario, cuando el nivel es mayor a 1, es decir la captura sobrepasa la Regla de Control se infiere que el recurso está bajo cierta presión de pesca (sobreeplotación) y por lo tanto se infiere que no es sustentable.

De igual manera, se construyó el diagrama de Kobe (Aires-da-Silva y Mauder 2011, Mauder y Aires-da-Silva 2012) para determinar el estado actual del stock templado de *S. sagax*, con base en la mortalidad por pesca (F_{RMS}) y la biomasa reproductora (BR_{RMS}), ambos puntos de referencia asociadas al Rendimiento Máximo Sostenible (RMS). El diagrama está dividido en cuatro cuadrantes que relacionan la situación actual del esfuerzo pesquero contra el tamaño de la población reproductora. Se grafica BR/BR_{RMS} en el eje “X”, y F/F_{RMS} en el eje “Y” de tal forma que las líneas vertical y horizontal en 1.0 dividen la gráfica en cuatro secciones, con la superior izquierda (en rojo) con sobrepesca y una población deteriorada, superior derecha (en naranja) con sobrepesca, pero población no deteriorada; la parte inferior izquierda (en amarillo) sin sobrepesca, pero con población deteriorada e inferior derecha (en verde) representando una población sana y sub explotada (Figura 6).

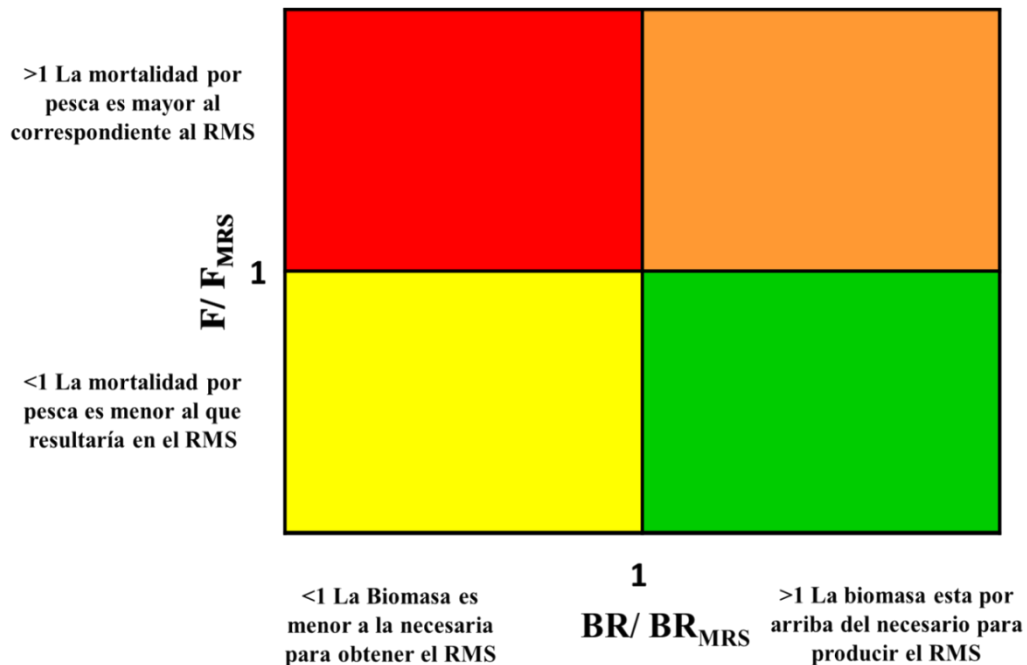


Figura 6.- Caracterización del Diagrama de Kobe (Aires-da-Silva y Mauder 2011, Mauder y Aires-da-Silva 2012).

7. RESULTADOS

7.1. DISCRIMINACIÓN DE LOS DIFERENTES STOCKS

Las capturas de la sardina del Pacífico (*Sardinops sagax*) en la costa occidental de la península de Baja California (Región A) del periodo analizado (1989-2021) han oscilado con una tendencia ascendente desde 1989 hasta 2014, luego un descenso muy notable en 2015 y a partir de la temporada 2016 las capturas se han ido recuperando hasta alcanzar las 217 598 t reportadas en 2020 (Figura 7a). La proporción de los diferentes stocks presentes en las capturas de *S. sagax* en la costa occidental de la península de Baja California han presentado gran variabilidad interanual. Sin embargo, en promedio del periodo analizado (1989-2021), el 68% corresponde al stock templado (17°C- 22°C), el 18% pertenece al stock cálido (>22°C) y el 14% al stock frío (<17°C) (Figuras 7b).

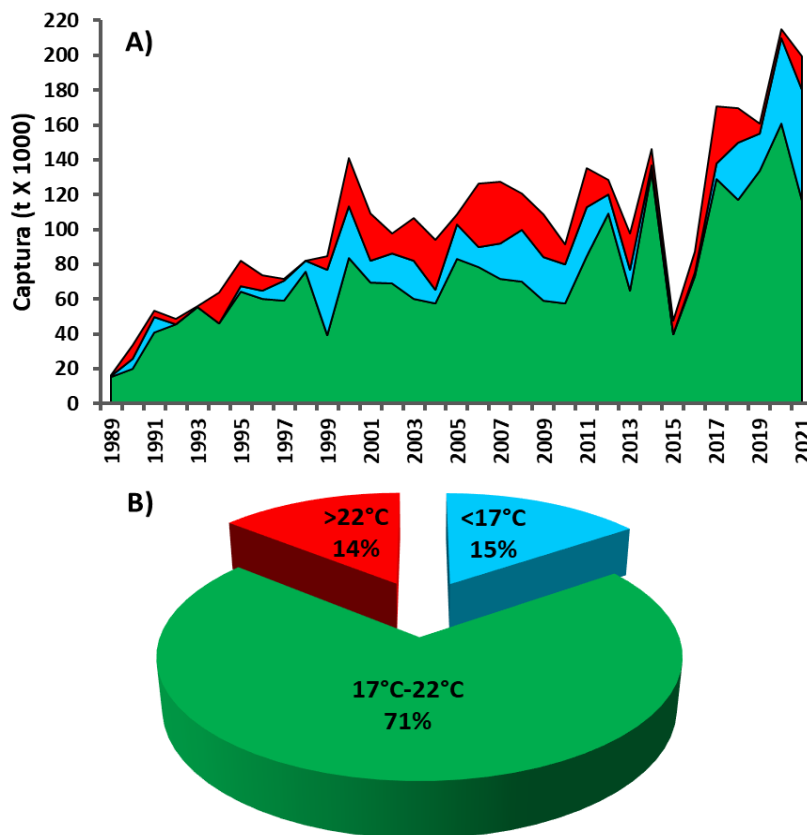


Figura 7.- Captura de los diferentes stocks de *S. sagax* en la costa occidental de la península de Baja California durante el periodo de 1989 a 2021: (A) por año y (B) proporción promedio de captura.

La captura del STSP en el sur de la corriente de California durante el periodo de 1989 a 2020 han oscilado con una tendencia ascendente desde 16 789 t reportadas en la temporada 1989 hasta la temporada 2014 con un reporte de 117 341 t y, un descenso muy marcado en 2015 con 36 664 t y desde la temporada 2016 al 2020 las capturas se han recuperado hasta una máxima alcanzada en el 2020 con 161 598 t reportadas (Figura 8a).

La proporción de las capturas del STSP por flotas igualmente han presentado gran variabilidad interanual. Sin embargo, en promedio para el periodo analizado (1989-2021), el 58% ha sido capturado por la flota de Ensenada, el 30% fue capturado por la flota de Bahía Magdalena y el 12% restante lo ha capturado la flota de San Pedro hasta la temporada de pesca 2014 (Figura 8b).

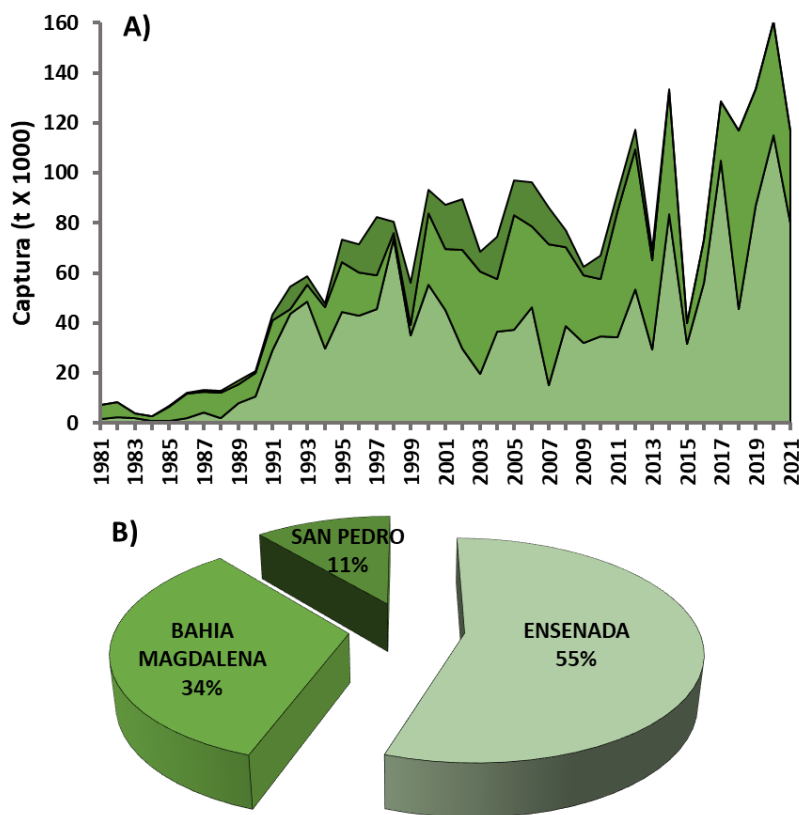


Figura 8.- Captura del STSP en la costa occidental de la península de Baja California durante el periodo de 1989 a 2021 (A) por año y proporción promedio por flota (B).

7.2. ANÁLISIS DE TALLAS

Se analizaron un total de 81,852 organismos durante treinta y tres temporadas de pesca (1989-2021), las tallas del STSP mostraron gran variabilidad interanual: el valor del promedio anual osciló entre 138 y 191 mm de longitud estándar (*LE*, Figura 7). durante las primeras 26 temporadas (1989-2014) los promedios se mantuvieron entre 157 y 191 mm de *LE*, con un promedio global para el periodo de 174 mm de *LE*. Sin embargo, en las últimas siete temporadas de pesca (2015-2021) los valores de las medianas oscilaron entre 138 y 159 mm de *LE*, con un promedio estimado para el periodo de 149 mm de *LE*. La prueba estadística de Kruskal-Wallis demostró diferencias significativas entre algunas de las diferentes temporadas ($H_{(32, 81852)} = 33524.0$; $p = 0.000$, Figura 9).

La figura 10 muestra la variación del porcentaje por debajo de la talla mínima de captura (TML=150 mm de *LE*), En el periodo analizado el porcentaje por debajo de la TML se estimó en 24%. Sin embargo, este se ha venido incrementando en las últimas temporadas de pesca hasta en un máximo del 81% que fue registrado en la temporada 2020 (Figura 10).

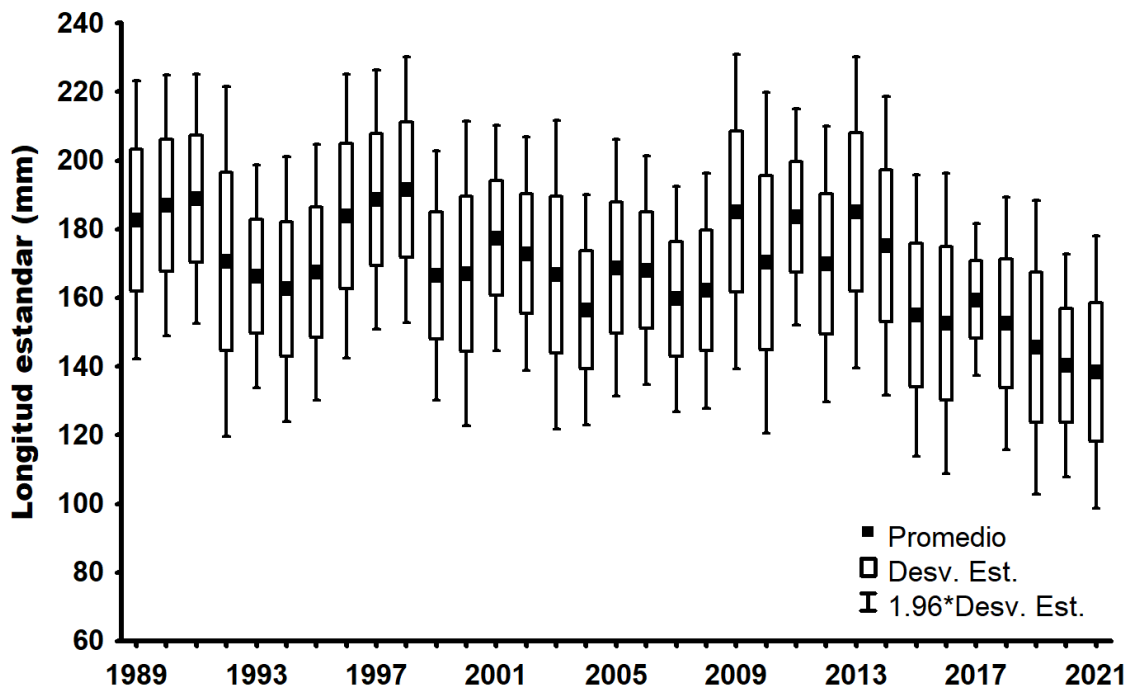


Figura 9.- Variación interanual del promedio de *LE* (mm) para STSP, capturada en la costa occidental de la península de Baja California, durante el periodo de 1989 a 2021.

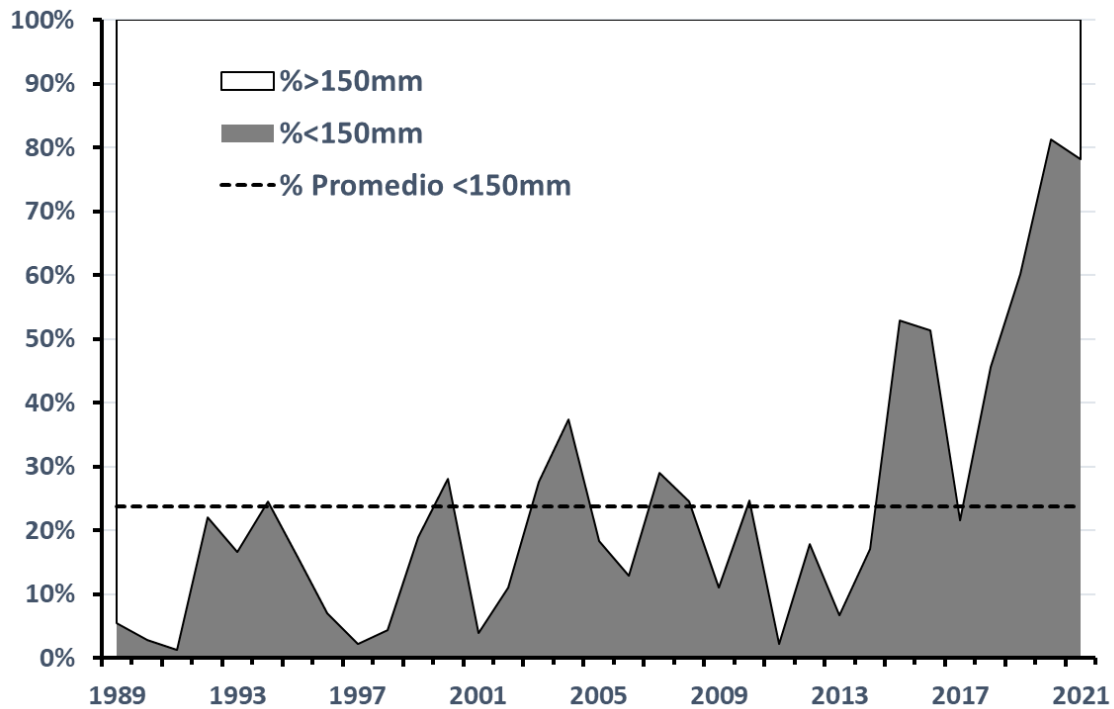


Figura 10.- Variación interanual del porcentaje por debajo de la talla mínima de captura del STSP capturado en la costa occidental de la península de Baja California, durante el periodo de 1989 a 2021.

7.3. RELACIONES BIOMÉTRICAS

Se analizaron un total de 3493 organismos colectados a lo largo de la costa occidental de la península de Baja California durante las temporadas de pesca 2005 a 2014. La distribución de frecuencia relativa de *LE* para todas las temporadas combinadas mostró un rango de longitud de 114 a 226 mm de *LE*, con un promedio de 169.1 mm de *LE* y una desviación estándar de 21.07 mm (Figura 11).

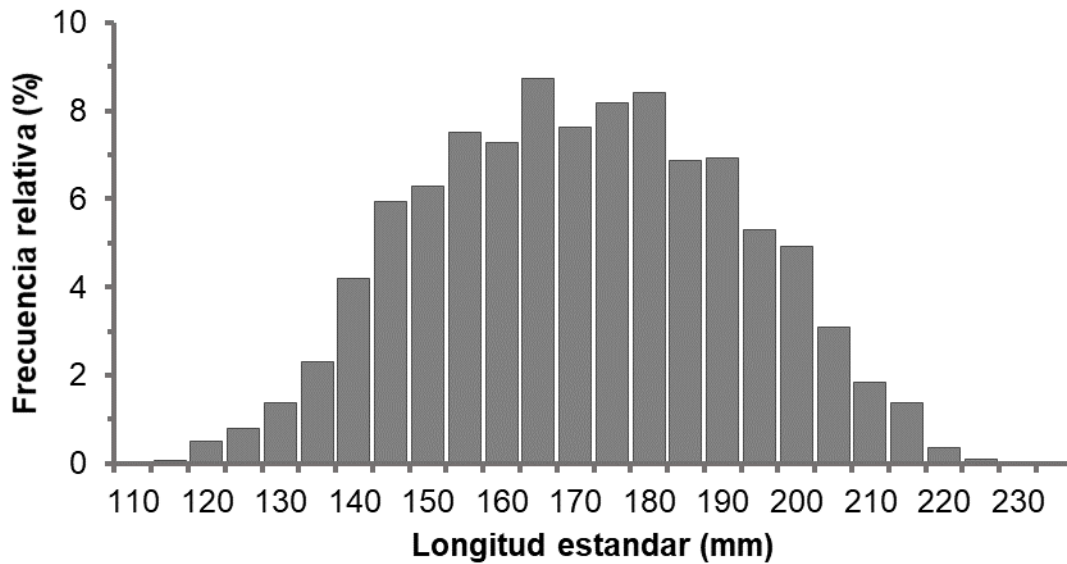


Figura 11.- Distribución de frecuencia de tallas del STSP, en el sur del SCC, durante el periodo de 2005-2014.

La Figura 12A muestra para todos los datos para el periodo 2005-2014 la relación *PT-LE* y los parámetros *a* y *b* obtenidos con sus respectivos perfiles de confianza se muestran en la Figura 12B. Se obtuvo un valor de intercepto promedio de $a = 7.34 \times 10^{-6}$ con un IC del 95% entre 7.32×10^{-6} y 7.32×10^{-6} . El valor promedio obtenido de $b = 3.155$ muestra un tipo de crecimiento hiperalométrico (+H). Esto, considerando el rango del IC del 95% entre $b = 3.154$ y 3.156 , dicho valor no incluye el valor de 3.0. Al evaluar la relación *PT-LE* para cada año de 2005-2014, se encontró que los valores de *a* variaron de 1.86×10^{-06} a 5.27×10^{-05} y los parámetros *b* presentaron valores de 2.790 a 3.421, manteniendo su variación interanual en el tipo de crecimiento, alternando crecimientos hiperalométrico e hiperalométrico a lo largo del periodo evaluado (Tabla II).

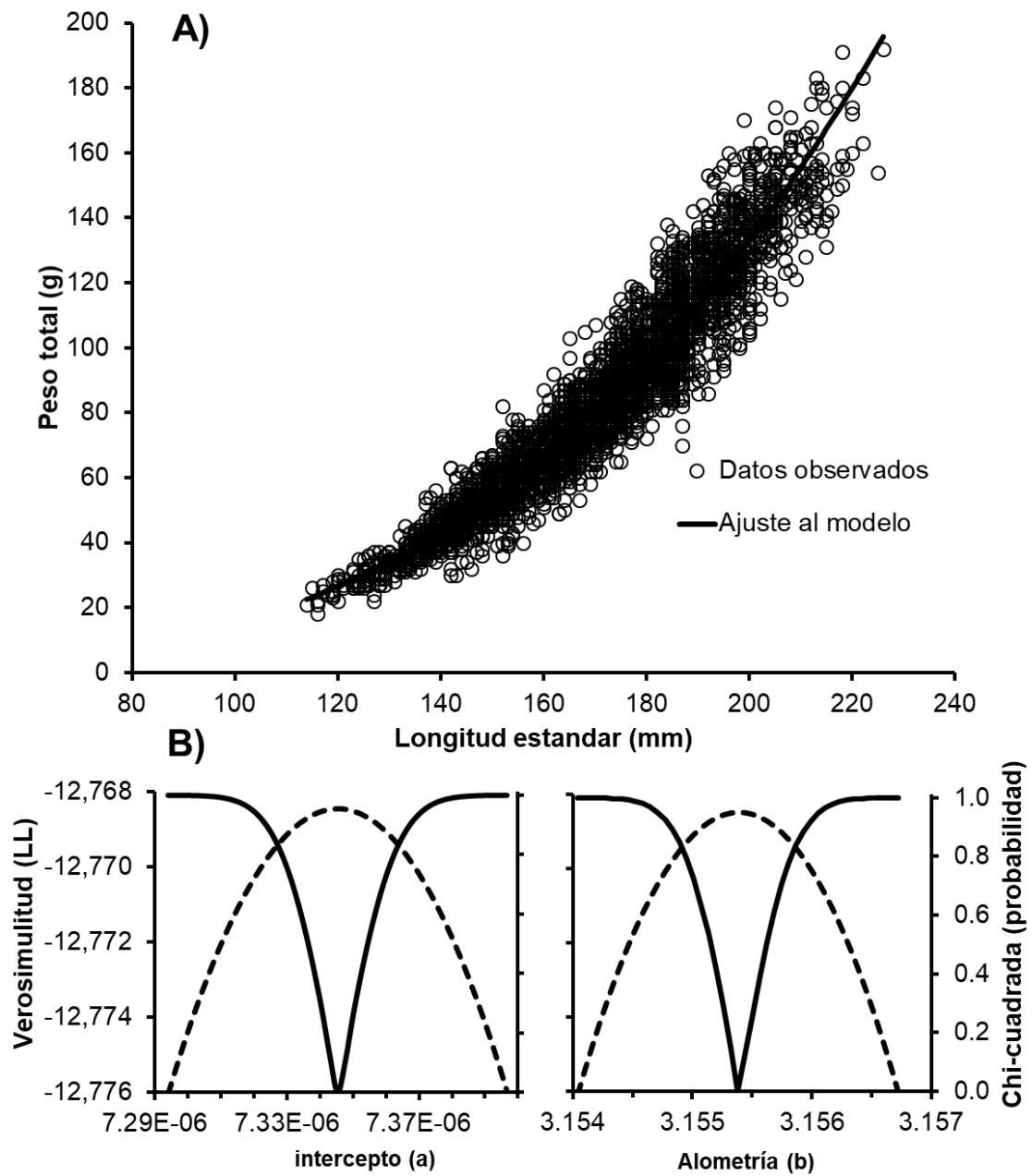


Figura 42.- A) Relación LP-PT del STSP en el sur de la Corriente de California y B) perfiles de verosimilitud para los parámetros *a* y *b* obtenidos de la relación *PT-LE* en sexos combinados.

Tabla II.- Valores promedio e intervalos al 95% de confianza (IC; $\alpha = 0.05$) de los parámetros a y b obtenidos de la relación general *PT-LE* ajustando el modelo potencial en el STSP y el tipo de crecimiento (TC; +H, hiperalométrico).

<i>Año</i>	<i>a</i>			<i>b</i>			<i>n</i>	<i>TC</i>
	<i>IC_{inf}</i>	<i>Promedio</i>	<i>IC_{sup}</i>	<i>IC_{inf}</i>	<i>Promedio</i>	<i>IC_{sup}</i>		
2005	3.22×10^{-6}	3.24×10^{-6}	3.28×10^{-6}	3.319	3.321	3.323	463	+H
2006	1.71×10^{-5}	1.74×10^{-5}	1.77×10^{-5}	2.982	2.986	2.989	160	-H
2007	9.19×10^{-6}	9.21×10^{-6}	9.30×10^{-6}	3.103	3.104	3.106	550	+H
2008	2.84×10^{-5}	2.87×10^{-5}	2.90×10^{-5}	2.890	2.892	2.893	383	-H
2009	1.83×10^{-6}	1.86×10^{-6}	1.88×10^{-6}	3.419	3.421	3.423	212	+H
2010	3.75×10^{-5}	3.80×10^{-5}	3.84×10^{-5}	2.833	2.835	2.838	214	-H
2011	1.30×10^{-5}	1.31×10^{-5}	1.32×10^{-5}	3.051	3.053	3.055	285	+H
2012	5.23×10^{-5}	5.27×10^{-5}	5.32×10^{-5}	2.788	2.790	2.791	444	-H
2013	4.23×10^{-6}	4.27×10^{-6}	4.33×10^{-6}	3.252	3.254	3.256	358	+H
2014	1.57×10^{-5}	1.59×10^{-5}	1.60×10^{-5}	2.991	2.992	2.994	424	-H
<i>Promedio</i>	7.32×10^{-6}	7.34×10^{-6}	7.37×10^{-6}	3.154	3.155	3.156	3493	+H

7.4. CRECIMIENTO INDIVIDUAL Y SELECCIÓN DEL MEJOR MODELO

La frecuencia relativa mensual de otolitos con bordes hialinos extremos opacos se muestra en la Figura 13. El porcentaje de bordes opacos fue bajo durante el invierno y máximo en verano, mientras que los bordes hialinos mostraron su máximo en invierno y sus valores más bajos durante el verano. Los incrementos de crecimiento (opacos o hialinos) ocurren aproximadamente medio año y, por lo tanto, se infiere la periodicidad anual en la formación de las bandas de crecimiento en los otolitos (un borde opaco más un borde hialino) (Figura 13).

La Figura 14 muestra la distribución de frecuencias relativas de edad, en la que se encontraron doce grupos de edad, peces desde 0.5 años (un borde opaco) hasta 6.0 años (seis bordes opacos y seis bordes hialinos) de edades. La mayor frecuencia se observó a la edad de dos años. La edad promedio fue de 2.39 años y la desviación estándar de 1.03 años. La Tabla III muestra la clave edad-talla, la longitud estándar promedio y la desviación estándar por edad del STSP. En este análisis, la hipótesis H_0 , sobre la normalidad de las longitudes en los grupos de edad no fue rechazada ($p > 0.05$).

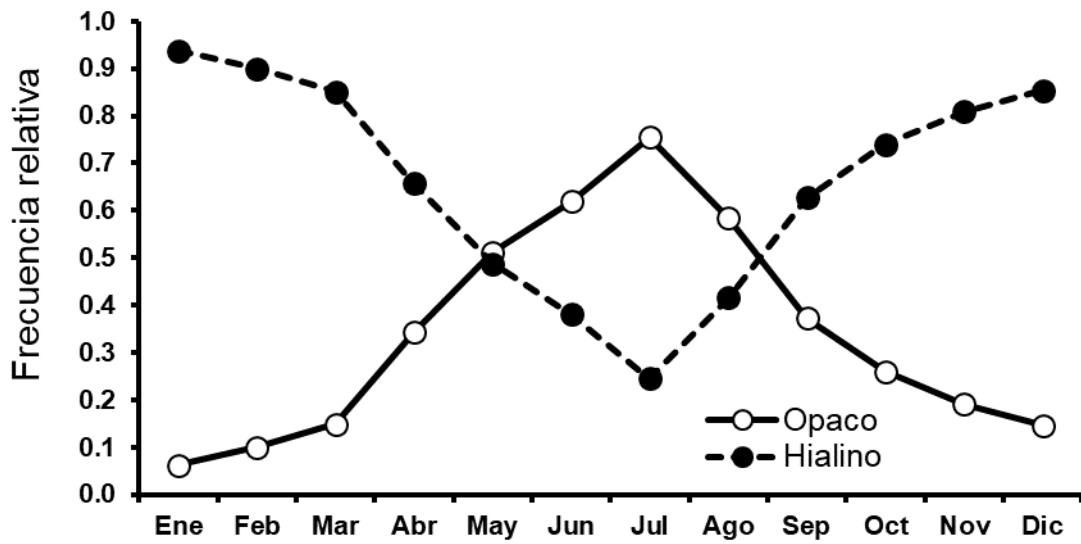


Figura 53.- Frecuencia mensual relativa de otolitos con bordes opacos (círculos blancos) e hialinos (círculos negros) para validar la periodicidad de las marcas de crecimiento en otolitos del STSP, en el sur del Sistema de Corriente de California (SCC).

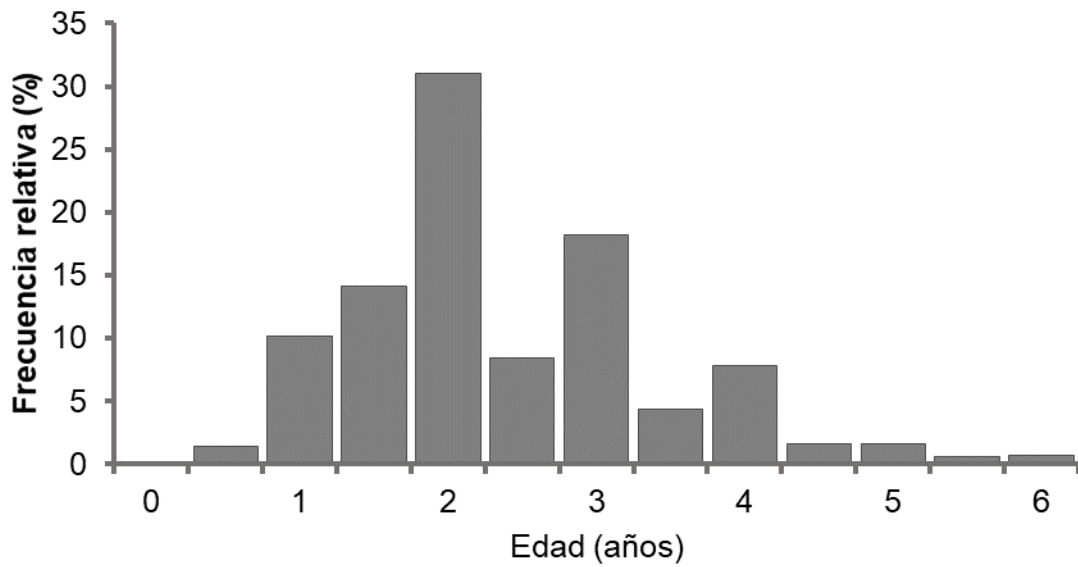


Figura 6.- Distribución de frecuencias relativa de edad (años) del STSP, en el sur del SCC para el periodo 2005-2014.

Tabla III.- Longitud estándar media por edad (LE , mm), desviación estándar (Desv.Est.), tamaño de la muestra (n) y probabilidad de la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov (p), estimadas para los grupos de edad del STSP en el sur del SCC, para el periodo 2005-2014.

Grupo de edad (años)	LE (mm)	Desv. Est.	n	p
0.5	125.7	6.9	48	$p < 0.15$
1.0	143.8	11.8	357	$p < 0.20$
1.5	152.3	11.4	495	$p > 0.20$
2.0	165.2	14.2	1090	$p < 0.15$
2.5	175.5	14.7	295	$p < 0.15$
3.0	182.0	15.1	640	$p < 0.10$
3.5	186.8	13.3	152	$p < 0.20$
4.0	192.0	13.1	274	$p > 0.20$
4.5	193.9	10.3	55	$p > 0.20$
5.0	199.2	9.8	57	$p > 0.20$
5.5	199.4	6.5	21	$p > 0.20$
6.0	206.4	6.8	25	$p < 0.15$

Al ajustar los cuatro modelos a los datos (VBM, GM, LM y SM), la mayor longitud asintótica ($L_{\infty} = 217.1$ mm de LE) se estimó con SM, seguida de VBM ($L_{\infty} = 214.2$ mm de LE), todas las estimaciones de parámetros con sus IC se resumen en la Tabla IV. Los cuatro modelos reflejan una fase de rápido crecimiento durante los dos primeros años de edad (~80% del valor de L_{∞}) y una tasa de crecimiento que disminuye después de los cuatro años de edad (~90% del valor de L_{∞}) (Figura 15).

Las diferencias de Akaike (Δ_i) mostraron que solo los modelos VBM y SM tuvieron un aporte sustancial ($\Delta_i = 0.92$; Tabla IV). Según los criterios de selección multimodelo (AIC), el valor más bajo lo obtuvo el VBM ($AIC = -15173.18$), seguido de SM con $AIC = -15172.25$, ambos modelos son considerados como “los mejores” con un peso de Akaike (W_i) del 60.9% y 38.4% respectivamente. Sin embargo, el resto de modelos (GM y LM) tuvieron plausibilidad nula (Tabla V).

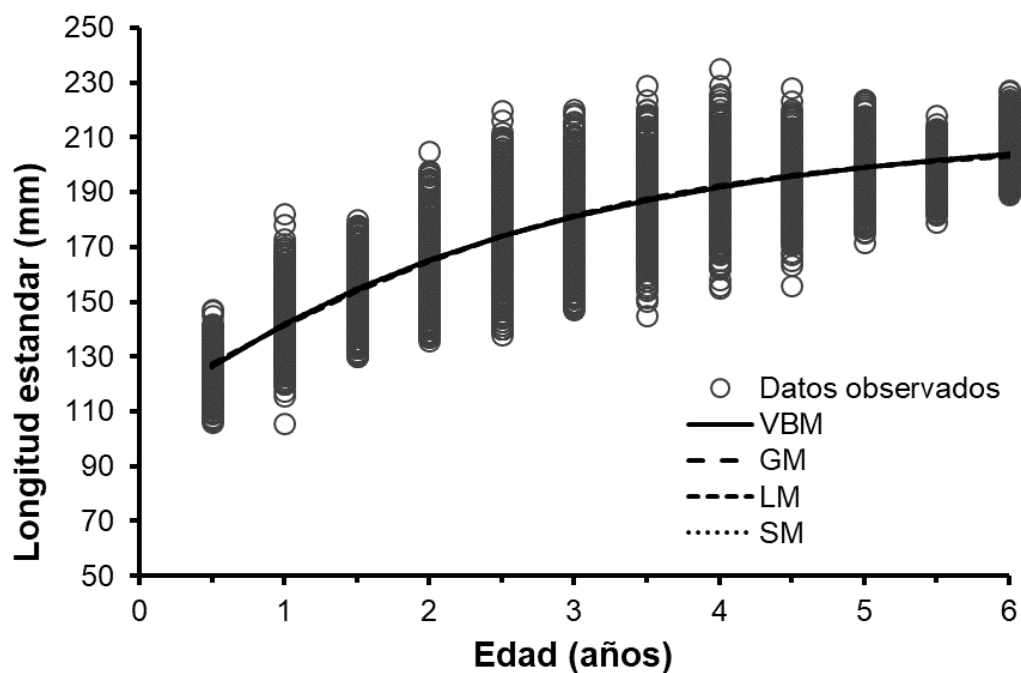


Figura 7.- Modelos de crecimiento ajustados a los datos Edad-Longitud del STSP, en el sur del SCC, para el periodo 2005-2014.

Tabla IV.- Valores de los parámetros de crecimiento e intervalos de confianza al 95% (IC; $\alpha = 0.05$) estimados para los modelos candidatos (VBM, GM, LM y SM) del STSP, en el sur del SCC, para el periodo 2005-2014.

Modelo	Parámetro	IC_{inf}	Promedio	IC_{sup}
VBM	t_0 (year)	-1.828	-1.813	-1.799
	L_{∞} (mm)	214.2	214.6	215.0
	k (year ⁻¹)	0.381	0.383	0.384
GM	t_0 (year)	-0.904	-0.889	-0.874
	L_{∞} (mm)	210.3	210.6	211.0
	k (year ⁻¹)	0.481	0.484	0.487
LM	t_0 (year)	-0.278	-0.262	-0.247
	L_{∞} (mm)	207.5	207.9	208.2
	k (year ⁻¹)	0.582	0.587	0.592
SM	λ	0.326	0.335	0.344
	π	1.378	1.474	1.574
	L_1 (mm)	125.3	125.8	126.4
	L_2 (mm)	203.6	204.1	204.5

*Para SM $L_{\infty} = 217.1$ mm y $t_0 = -1.271$ años

Tabla V.- Selección del modelo de crecimiento del STSP, en el sur del SCC, para el periodo 2005-2014.

Modelo	K	LL	AIC	Δi	$W_i\%$	<i>E.E.</i>
<i>VBM</i>	4	7590.59	-15173.18	0.00	60.92	0.07
<i>GL</i>	4	7586.12	-15164.24	8.94	0.70	0.07
<i>LM</i>	4	7577.67	-15147.33	25.85	0.00	0.07
<i>SM</i>	5	7591.13	-15172.25	0.92	38.38	0.07

El análisis anterior sugiere que el VBM es el mejor modelo para representar el crecimiento en el stock templado de sardina del Pacífico, en este sentido, los parámetros obtenidos de dicho modelo se considerarán válidos. Las simulaciones de Monte Carlo que revelan la covariación entre los parámetros estimados por el VBM del stock templado de sardina del Pacífico considerando VBM-2 y VBM-3 se muestran en la Figura 16A, B, respectivamente. Para ambos casos, al aumentar t_0 , k y σ aumentan también, sin embargo, L_∞ disminuye; por otro lado, si L_∞ aumenta, entonces k y σ disminuyen, y si k aumenta, σ también aumenta. Aunque la escala de covariación para t_0 difiere entre ambos escenarios (VBM-2 y VBM-3), este parámetro también es relevante en la definición de crecimiento para la población templada de sardina del Pacífico. Las estadísticas descriptivas de los parámetros estimados por simulación de Monte Carlo y el IC estimado por el método del percentil corregido por sesgo se muestran en la Tabla VI. Los parámetros obtenidos por VBM-3 revelaron CV y sesgos más bajos que los estimados por VBM-2. Estos resultados revelan que los IC para los parámetros estimados por VBM-3 tienen mayor precisión (Tabla VI).

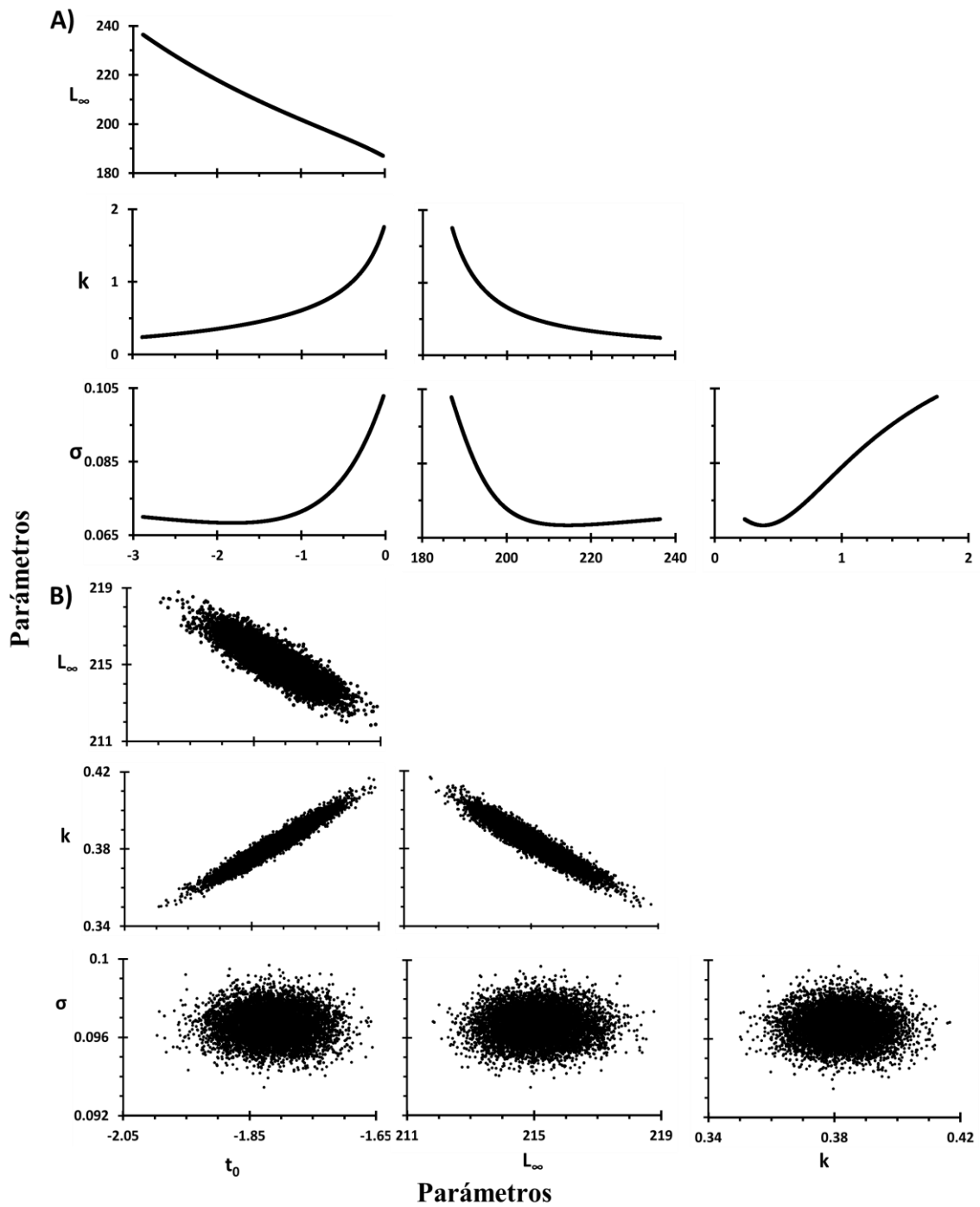


Figura 16.- Simulación Monte Carlo de los parámetros estimados por el modelo de von Bertalanffy para el STSP, en el sur del SCC, considerando: A) dos parámetros (fijando t_0) and B) tres parámetros.

Tabla VI.- Parámetros e intervalos de confianza (CI; $\alpha = 0.05$) corregidos por el sesgo del modelo de von Bertalanffy (VBM) del STSP, en el sur del SCC.

	<i>Parámetro</i>	<i>valor</i>	<i>Promedio</i>	<i>DE</i>	<i>CV</i>	<i>%Sesgo</i>	<i>%Sesgo</i>	<i>IC_{inf}</i>	<i>IC_{sup}</i>
<i>Dos- parámetros (t₀ fijo)</i>	<i>t₀</i> (año)	-1.81	-1.45	0.83	-0.57	0.36	-19.84	-2.81	-0.09
	<i>L_∞</i> (mm)	214.60	209.77	13.74	0.07	-4.82	-2.25	188.72	235.00
	<i>k</i> (año ⁻¹)	0.38	0.58	0.34	0.59	0.20	52.11	0.27	1.71
	σ	0.07	0.07	0.01	0.11	0.01	7.83	0.07	0.10
<i>Tres- parámetros</i>	<i>t₀</i> (año)	-1.81	-1.81	0.05	-0.03	0.00	0.02	-1.91	-1.73
	<i>L_∞</i> (mm)	214.60	215.11	0.94	0.00	0.51	0.24	213.34	217.06
	<i>k</i> (año ⁻¹)	0.38	0.38	0.01	0.02	0.00	0.02	0.37	0.40
	σ	0.07	0.10	0.00	0.01	0.03	41.50	0.10	0.10

Los parámetros VBM por año del STSP se muestran en la Tabla VII, el cual mostró variabilidad interanual, donde la longitud asintótica (L_{∞}) osciló de 186.4 a 211.3 mm de LE con un promedio de 214.6 mm de LE ; el coeficiente de crecimiento (k) varió de 0.301 a 0.894 año⁻¹ con un promedio de 0.383 año⁻¹ y la edad a la cual la talla fue cero (t_0) de -2.44 a -0.75 años. Como indicador de desempeño del crecimiento, el índice fi-prima (ϕ') tuvo valores de 2.13 a 2.51 con un promedio de 2.25 (Tabla VII).

Tabla VII.- Valores anuales e intervalos al 95% de confianza (CI; $\alpha = 0.05$) de los parámetros t_0 , k , L_{∞} y fi-prima (ϕ') obtenidos mediante el modelo de crecimiento de von Bertalanffy, del STSP, en el sur del SCC.

<i>Año</i>	<i>t₀</i> (año)			<i>L_∞</i> (mm)			<i>k</i> (año ⁻¹)			ϕ'
	<i>IC_{inf}</i>	<i>Prom.</i>	<i>IC_{sup}</i>	<i>IC_{inf}</i>	<i>Prom.</i>	<i>IC_{sup}</i>	<i>IC_{inf}</i>	<i>Prom.</i>	<i>IC_{sup}</i>	
2005	-2.18	-2.16	-2.13	198.7	199.2	199.7	0.300	0.301	0.302	2.13
2006	-1.17	-1.15	-1.13	188.7	189.2	189.6	0.681	0.687	0.693	2.39
2007	-2.36	-2.33	-2.30	189.6	190.1	190.6	0.398	0.402	0.405	2.16
2008	-0.79	-0.78	-0.76	189.2	189.7	190.2	0.853	0.861	0.870	2.49
2009	-1.53	-1.51	-1.49	196.6	197.0	197.5	0.507	0.511	0.514	2.30
2010	-2.47	-2.44	-2.42	185.9	186.4	186.8	0.397	0.400	0.403	2.14
2011	-0.76	-0.75	-0.74	189.4	189.7	190.1	0.887	0.894	0.901	2.51
2012	-1.01	-1.00	-0.99	199.2	199.6	200.0	0.676	0.680	0.685	2.43
2013	-0.77	-0.76	-0.74	208.6	209.0	209.5	0.740	0.746	0.752	2.51
2014	-1.29	-1.27	-1.26	210.9	211.3	211.8	0.526	0.529	0.533	2.37
<i>Promedio</i>	-1.83	-1.81	-1.80	214.2	214.6	215.0	0.381	0.383	0.384	2.25

La variación entre la anomalía ϕ' y los valores medios anuales de MEI, ONI y UI se muestran en la Figura 17. El comportamiento entre la anomalía ϕ' y PDO y ONI indicó que existe un comportamiento inverso con ambos índices, es decir, los valores más altos de ϕ' coincidió con los valores más bajos de ONI y PDO. En cambio, la variación entre la anomalía ϕ' y la IU mostró una tendencia similar. sin embargo, en todos los casos las relaciones lineales no fueron estadísticamente significativas ($p > 0.05$).

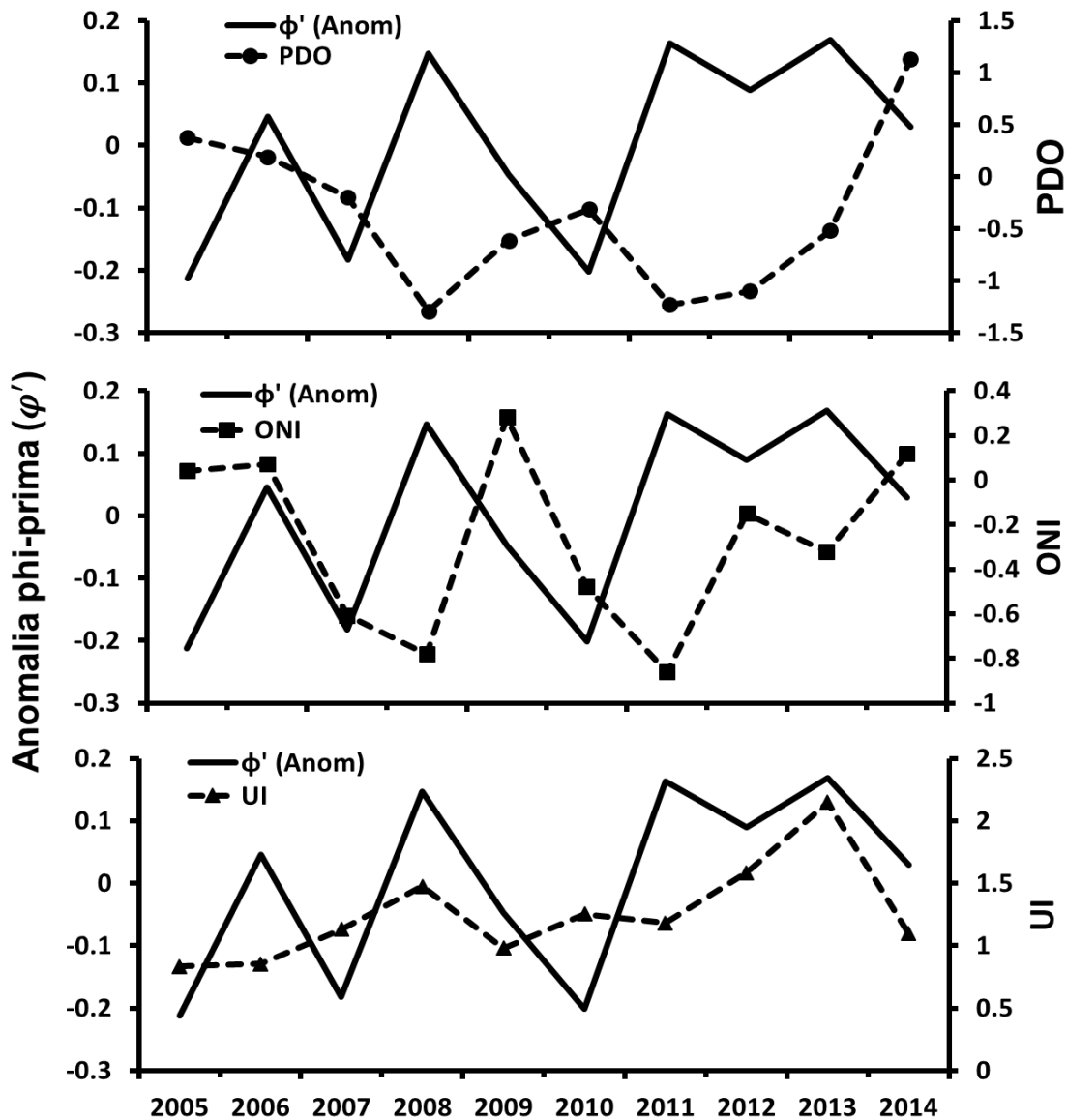


Figura 87.- Relación entre la anomalía del índice de crecimiento (ϕ') del STSP e índices ambientales (PDO, ONI y UI).

7.5. MORTALIDAD NATURAL (M)

El resultado en la estimación del coeficiente instantáneo de mortalidad natural, utilizando la fórmula empírica de Pauly (1980), se estimó en $M = 0.541 \text{ año}^{-1}$ y por el método de Hewitt y Hoenig (2005), la M se estimó en 0.548 año^{-1} .

7.6. MATRIZ DE CAPTURA A LA EDAD

Los valores totales de la captura a la edad del stock templado de la sardina del Pacífico *S. sagax* obtenidos para las treinta y tres temporadas reportadas en los puertos de descargas (San Pedro, Ensenada, Isla de Cedros y Bahía Magdalena), durante el periodo 1989-2021 se presentan en la Figura 18A considerando la captura en peso (t) y la figura 18B considerando la captura en número de individuos. Las actividades de pesca de sardina en Isla de Cedros finalizaron en 1995 y en San Pedro en 2014. Las descargas han presentado un incremento sostenido a lo largo del periodo analizado, con un registro mínimo en la temporada de pesca 1989 con 16,789 t hasta un máximo de 160,578 t reportadas en el año 2020 (Figura 18A). Sin embargo, dicho incremento es más visible al considerar la captura en número de individuos, donde el mínimo se observa en la temporada de pesca 1989 con 157.8 millones de individuos y el máximo se observa de igual manera en la temporada de pesca 2020 con 3332.3 millones de individuos (Figura 18B); donde, en promedio, alrededor del 74% de las capturas corresponden a las edades de 0, 1 y 2 años. Sin embargo, en los últimos años se ha observado una disminución de los organismos más longevos (3, 4, 5 y 6 años) y un aumento en la proporción de los reclutas (grupo de edad 0), de un 11% registrado en el periodo 1989-2015 se incrementó en promedio a 38% estimado para el periodo 2016-2021 (Figura 18B). Lo anterior coincide con la disminución de la talla promedio en las capturas del ST observadas en las últimas temporadas de pesca (Figuras 9 y 10).

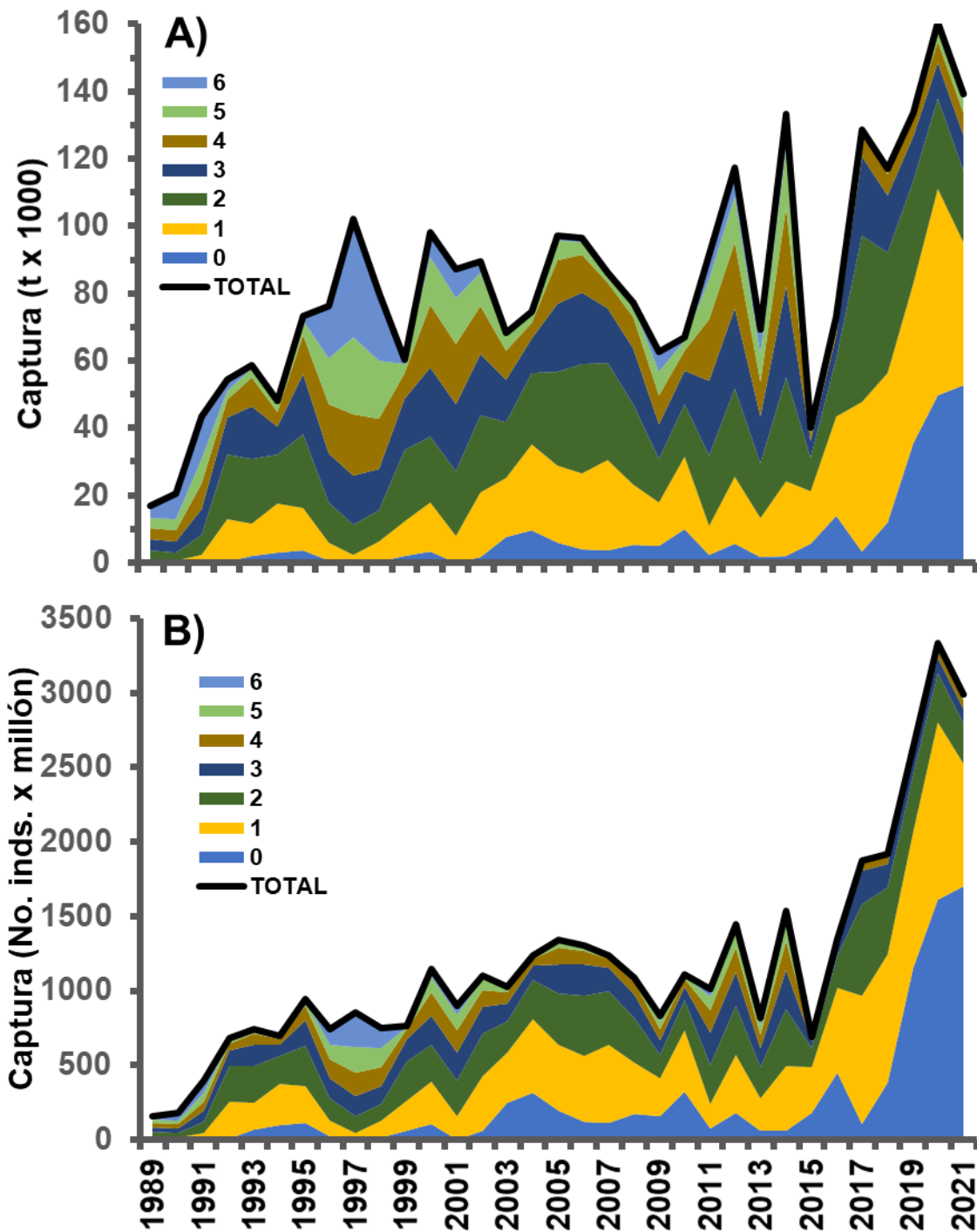


Figura 9.- Captura por edad del STSP para el periodo de 1989 a 2021: A) Captura en peso (t) y B) Captura en número de individuos.

7.7. ESTIMACIÓN DE LA BIOMASA DEL STSP

Los resultados del análisis poblacional del STSP en la costa occidental de la península de Baja California para el periodo de 1989 a 2021, indicaron una gran variabilidad tanto de manera interanual como de orden decadal, en las series de reclutas (R, 0 y 1), reproductores (S, 2+) y abundancia total (Nt, 0+). Se observa una tendencia ascendente desde la temporada de 1989 hasta alcanzar un nivel máximo a finales de los años 1990's, posteriormente se presenta una tendencia descendente de forma gradual hasta la temporada de pesca de 2014, luego a partir del 2015 se visualiza una ligera recuperación misma que ha sido influenciada por el pico del reclutamiento en el año 2016. La serie de la abundancia de R y S presentan una tendencia similar, aunque con un desfase de aproximadamente dos años (Figura 19).

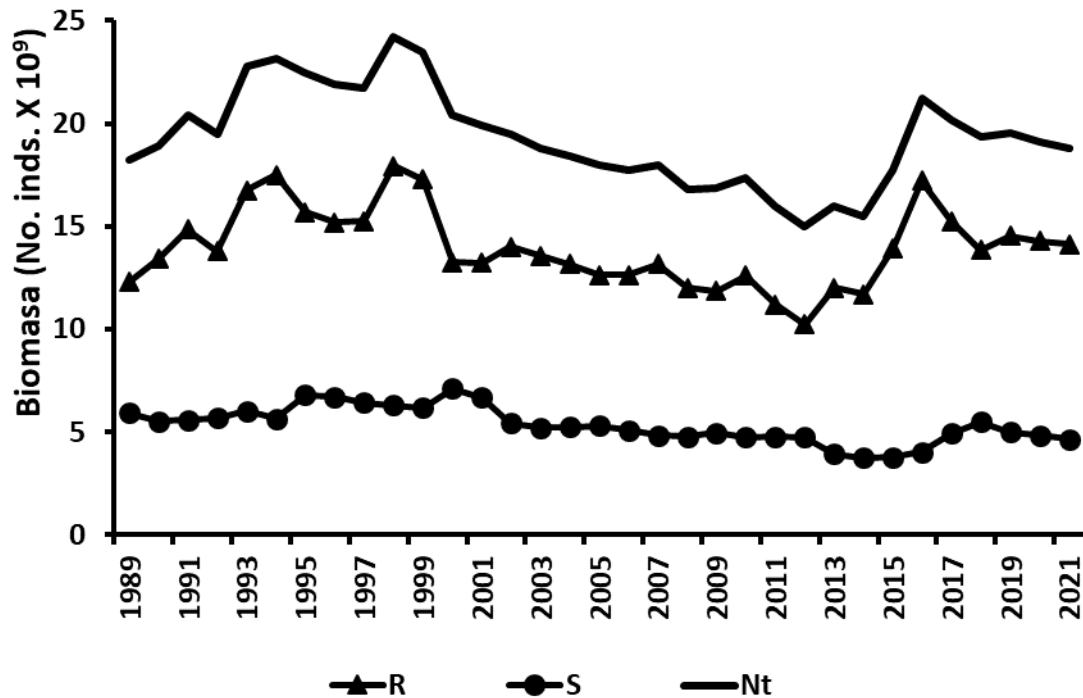


Figura 10.- Serie del stock reproductor (S), reclutas (R) y abundancia total (Ntotal) estimadas para el STSP en el sur del Sistema de Corriente de California.

La abundancia total del STSP (*BT*) en el sur de la corriente de California, ha presentado gran variabilidad interanual, oscilando entre 853,476 y 1,592,519 t y, un promedio de 1,206,435

t. Para la última temporada (2021) se estimó en $BT = 980,496$ t con intervalos de confianza al 95% entre 901,006 t y 1,071,465 t (Figura 20).

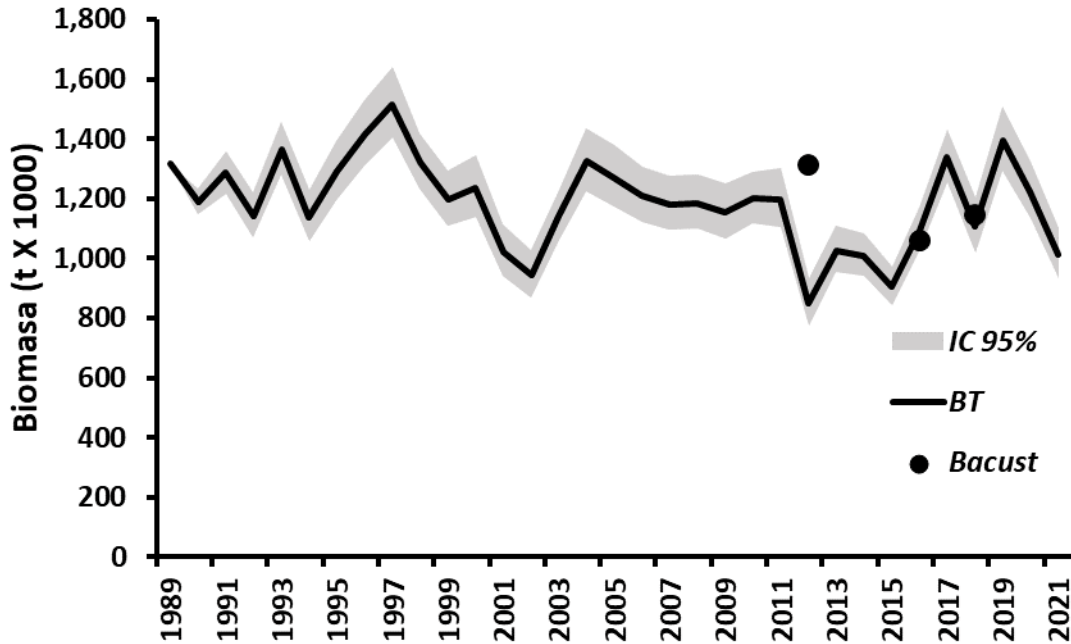


Figura 20.- Biomasa total (BT) del STSP en el sur del Sistema de Corriente de California, estimada para el periodo 1989 a 2021.

Una tendencia similar se observa en la biomasa reproductora del STSP (BR), la cual presenta gran variabilidad interanual, sin fluctuaciones importantes entre 404,189 y 770,484 t, y un promedio de 587,004 t. Para la temporada 2021 se estimó en $BR_{2021} = 496,348$ t con intervalos de confianza al 95% entre 431,915 t y 569,4418 t (Figura 21).

La tendencia de la biomasa explotable (BE) del STSP se observa en la Figura 22. Esta biomasa hace referencia al potencial volumen de captura que se podría obtener para cada temporada de acuerdo a la disponibilidad y al patrón de selectividad utilizado. Se observa gran variabilidad interanual, sin grandes fluctuaciones entre 294,130 y 610,350 t, con un promedio de 471,939 t. Para la temporada 2021 se estimó en $BE_{2021} = 588,671$ t con intervalos al 95% de confianza entre 521,680 t y 666,089 t (Figura 22).

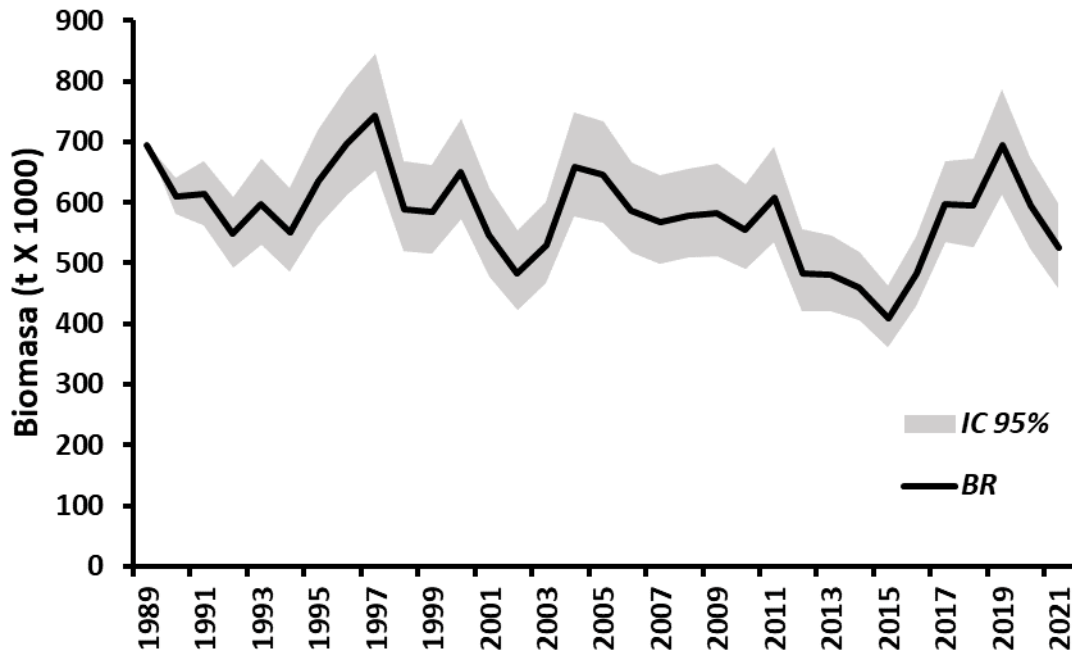


Figura 2111.- Biomasa reproductora (*BR*) del STSP en el sur del Sistema de Corriente de California, estimada para el periodo 1989 a 2021.

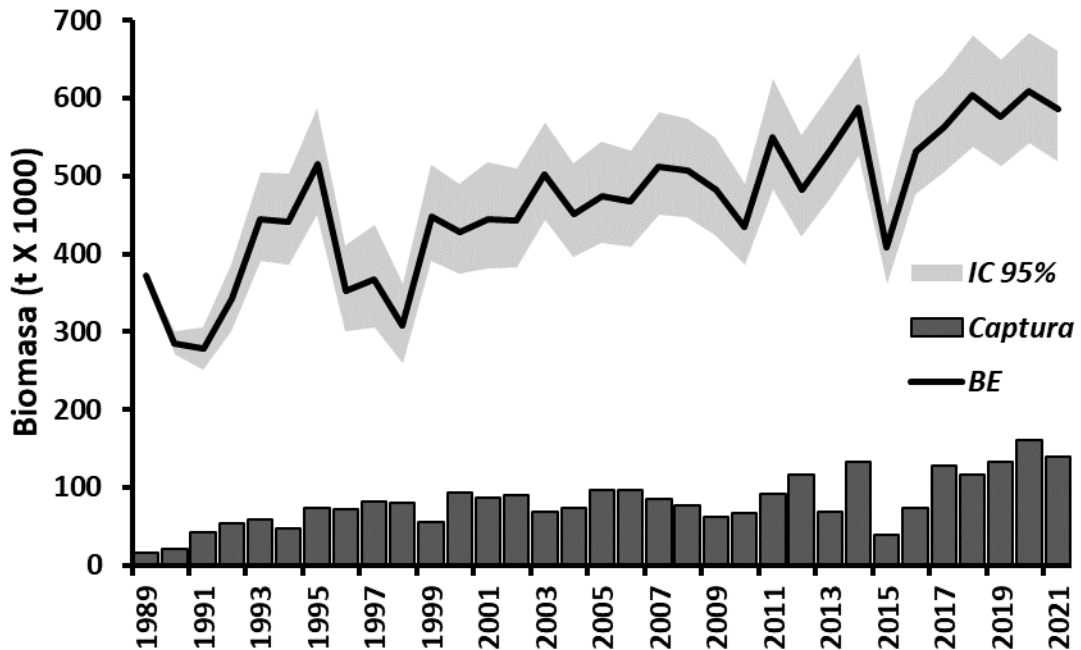


Figura 122.- Biomasa explotable (*BE*) del STSP en el sur del Sistema de Corriente de California, estimada para el periodo 1989 a 2021.

7.8. SELECTIVIDAD

Las estimaciones de la selectividad basada en la edad (ojivas) del ST para cada uno de los años del periodo analizado 1989-2021 se presentan en la Figura 23. Se observa que la edad de reclutamiento a la pesquería ha oscilado entre 1 y 3 años de edad. Sin embargo, el patrón de selectividad en las últimas seis temporadas analizadas, sugiere una edad de reclutamiento entre 1 y 1.5 años de edad (Figura 23).

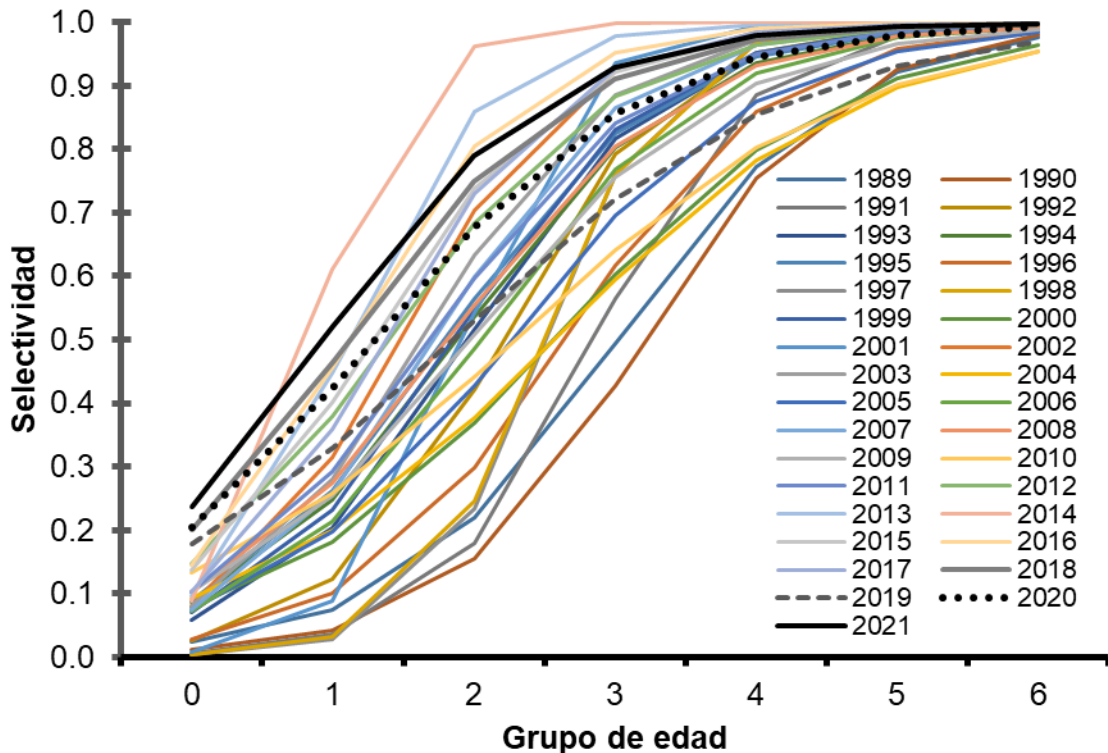


Figura 133.- Patrón de selectividad basada en la edad del STSP en el sur del Sistema de Corriente de California, estimada para el periodo 1989 a 2021.

7.9. MORTALIDAD POR PESCA Y TASA DE EXPLOTACIÓN

En la historia de la pesquería, los valores de la mortalidad por pesca anual (F) oscilaron entre 0.071 año^{-1} y 0.347 año^{-1} (figura 24 A), en la mayoría de los años se mantuvieron por debajo del límite superior del intervalo de confianza del punto de referencia objetivo ($F_{\text{msr}} = 0.289 \text{ año}^{-1}$, $IC 0.253 \text{ año}^{-1} - 0.325 \text{ año}^{-1}$), con excepción de las temporadas de pesca de 1998, 2014, 2019 y 2021. Una tendencia similar lo presenta la tasa de explotación anual ($E = 1 - \exp(-F)$),

fluctuando entre 0.069 año^{-1} y 0.293 año^{-1} . Mientras que la tasa de cosecha ($E=C_{\text{total}}/B_{\text{exp}}$) que osciló entre 0.045 año^{-1} y 0.266 año^{-1} , no sobrepasó el límite superior del intervalo de confianza del punto de referencia objetivo ($E_{\text{mrs}}=0.251 \text{ año}^{-1}$, $IC\ 0.223 \text{ año}^{-1}-0.278 \text{ año}^{-1}$), indicando un buen estado del stock templado de *S. sagax* (Figura 24B).

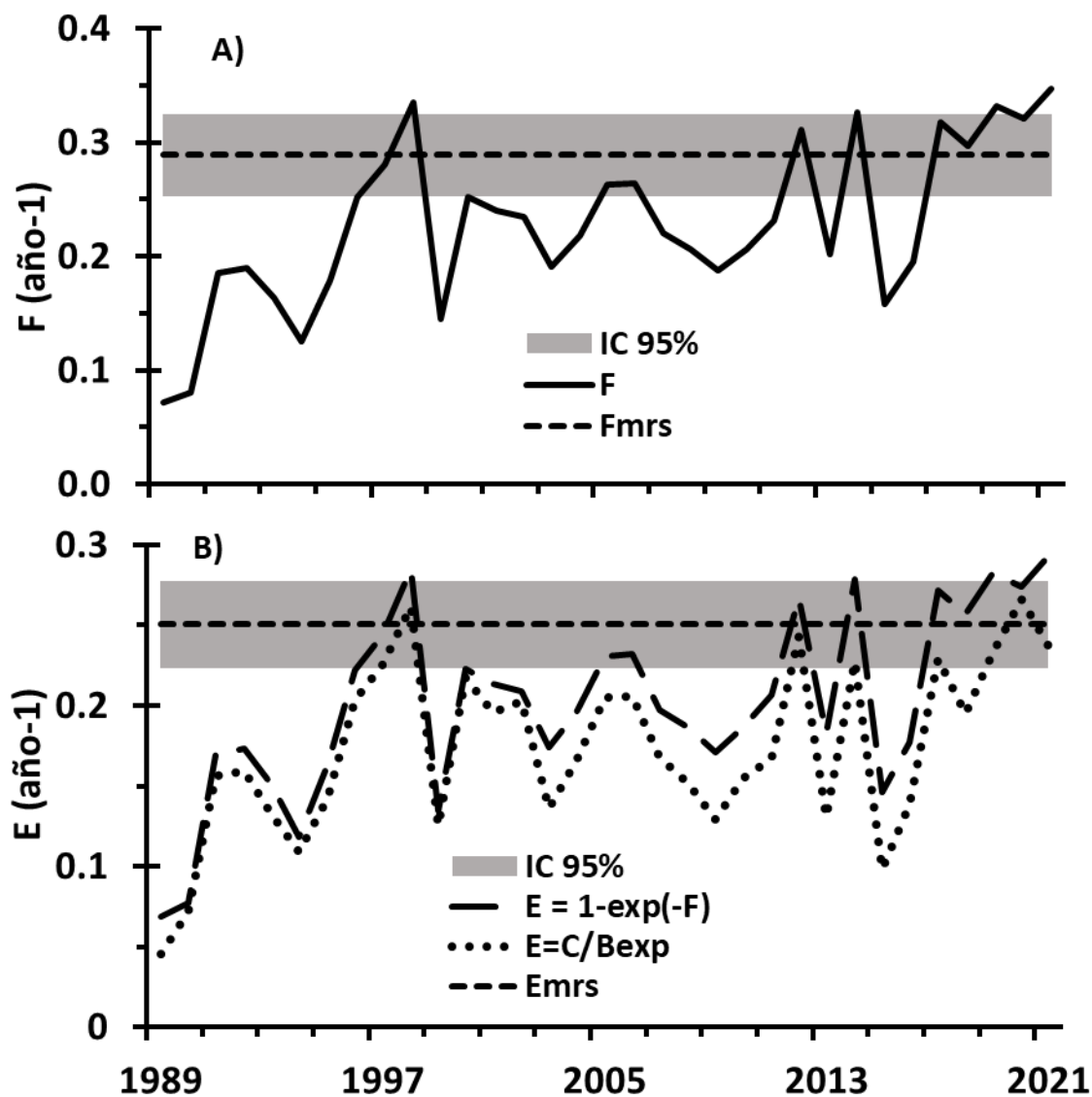


Figura 14.- A) Mortalidad por pesca (F), B) Tasa de explotación ($E=1-\exp(-F)$) y tasa de cosecha ($E=C_{\text{total}}/B_{\text{exp}}$) del STSP en el sur del Sistema de Corriente de California, estimada anualmente para el periodo 1989 a 2021.

7.10. RELACIÓN STOCK-RECLUTAMIENTO Y BIOMASA CRITICA

La figura 25 muestra la relación stock reclutamiento representada por el modelo de Ricker-modificado mismo que fue estimada integralmente dentro del ACE para ST. La relación muestra una típica dispersión de parentela y progenie, los valores del stock reproductor oscilaron entre 5,312 y 8,367 millones de individuos, mientras que los reclutas oscilaron entre 6,467 y 12,297 millones de individuos, no se observa una mortalidad denso-dependiente. Los parámetros estimados por el modelo fueron: la pendiente en el origen (mortalidad independiente de la densidad) $\alpha=3.493$, el efecto de la mortalidad compensatoria (mortalidad dependiente de la densidad) $\beta=1.513E^{-10}$ y el valor del stock desovante mínimo (biomasa mínima, B_{min}), $\lambda = 479$ millones de individuos, que equivale a ~50 mil t (IC 33.6 y 74.2 mil t, Figura 26), lo cual es considerado como el punto de referencia limite en el manejo de esta pesquería.

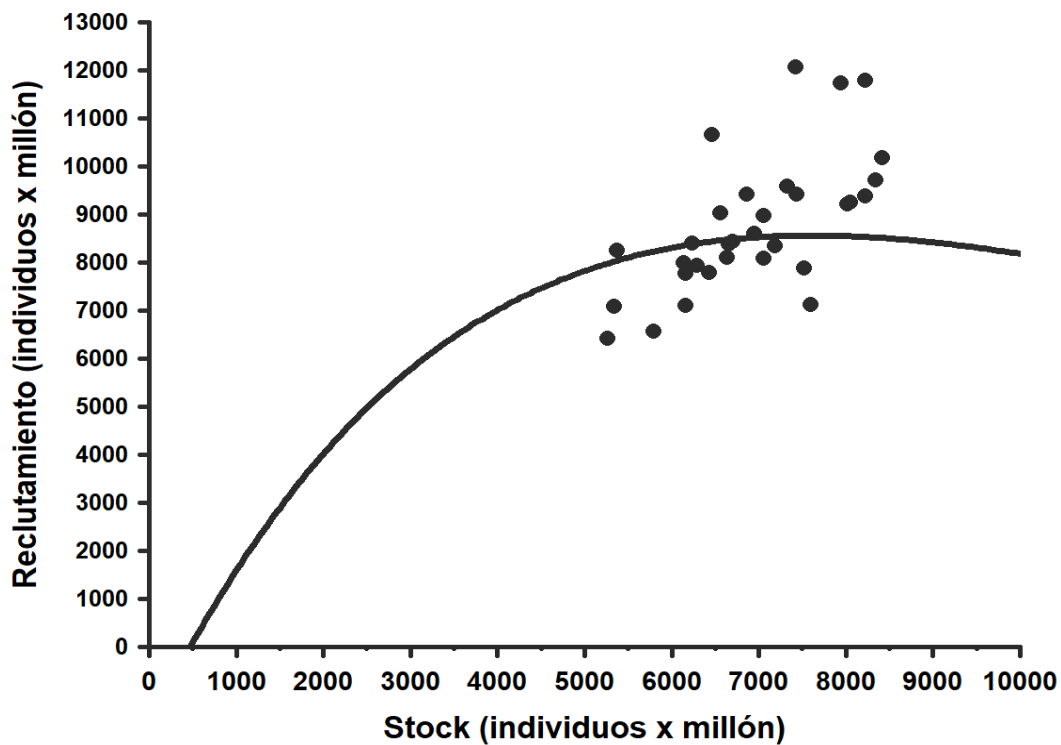


Figura 155.- Ajuste del modelo stock reclutamiento de Ricker-modificado para el STSP en el sur del Sistema de Corriente de California.

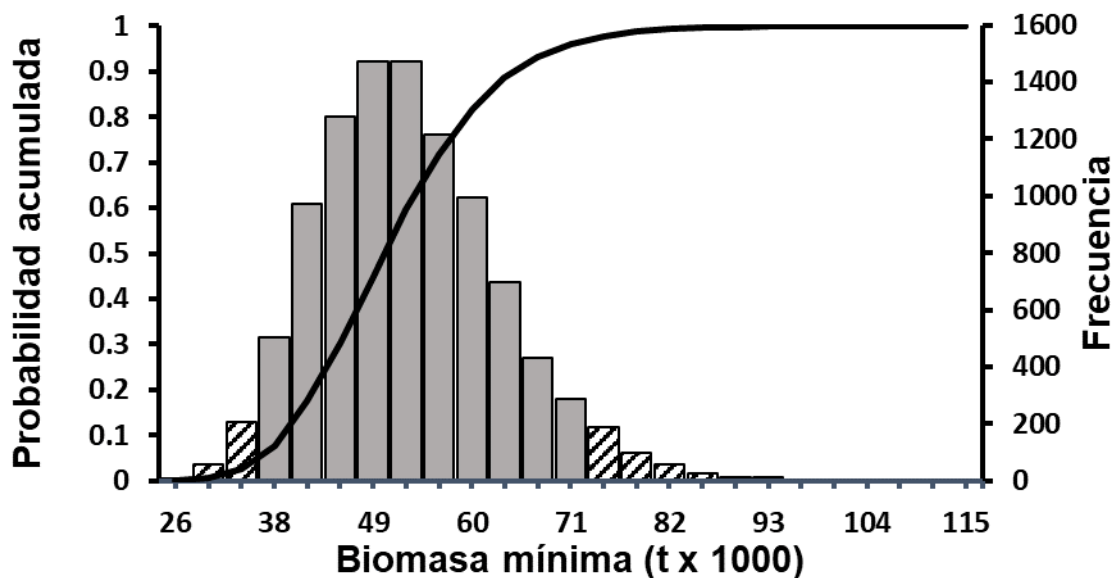


Figura 166.- Biomasa mínima estimada por el modelo de Ricker-modificado para el STSP en el sur del Sistema de Corriente de California.

7.11. Ajuste del modelo ACE con los índices Dependientes de la pesquería.

El ajuste del modelo ACE a los índices de Acústica, Huevos-Larvas y CPUE se presentan en la figura 27. Los índices mostraron diferentes escalas temporales, la serie temporal más extensa con veintiún temporadas analizadas, fue el índice CPUE ($LL^{CPUE} = 106.51$, Figura 27C), y el cual, mostró el mejor ajuste; seguido del índice de biomasa estimada por acústica ($LL^{Acust} = -0.14$, Figura 27A), con solo tres años analizados, mostró un ajuste moderado con los datos, y en cuyo índice de abundancia del 2012, quedó fuera del patrón del ajuste del modelo de los datos; mientras que el índice de Huevos-Larvas ($LL^{Larvas} = -25.06$, Figura 27B) mostró un ajuste muy deficiente a los datos respecto a la abundancia total, con estos resultados, se infiere que la proporción de datos de Huevos-Larvas no es informativa con la abundancia total del stock templado de la sardina del Pacífico (Figura 27B).

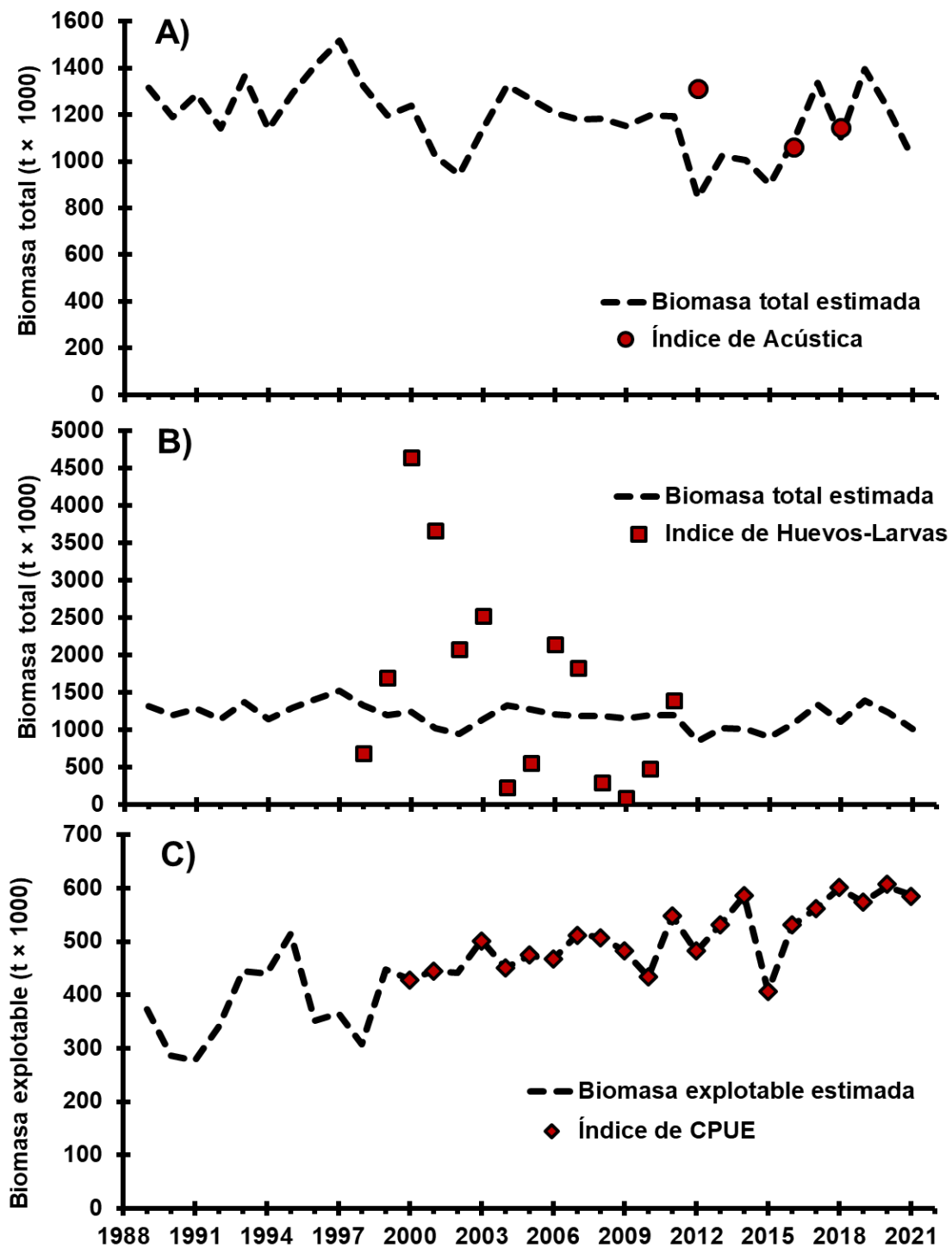


Figura 17.- Ajuste al A) Índice de acústica, B) Índice de Huevos-Larvas e C) Índice de CPUE del Modelo ACE para el STSP en el sur del Sistema de Corriente de California.

7.12. Relación entre la anomalía de TSM y el reclutamiento (TSM-R)

La variación entre el reclutamiento (R) y la anomalía TSM se muestran en la Figura 28. El comportamiento entre la anomalía TSM y R indicó que existe una tendencia muy similar entre ambos, es decir, los valores más altos de R coincidieron con los valores más altos de TSM (Figura 28A). La relación lineal fue estadísticamente significativa ($t=57.227$, $p < 2.2E-16$, Figura 28B).

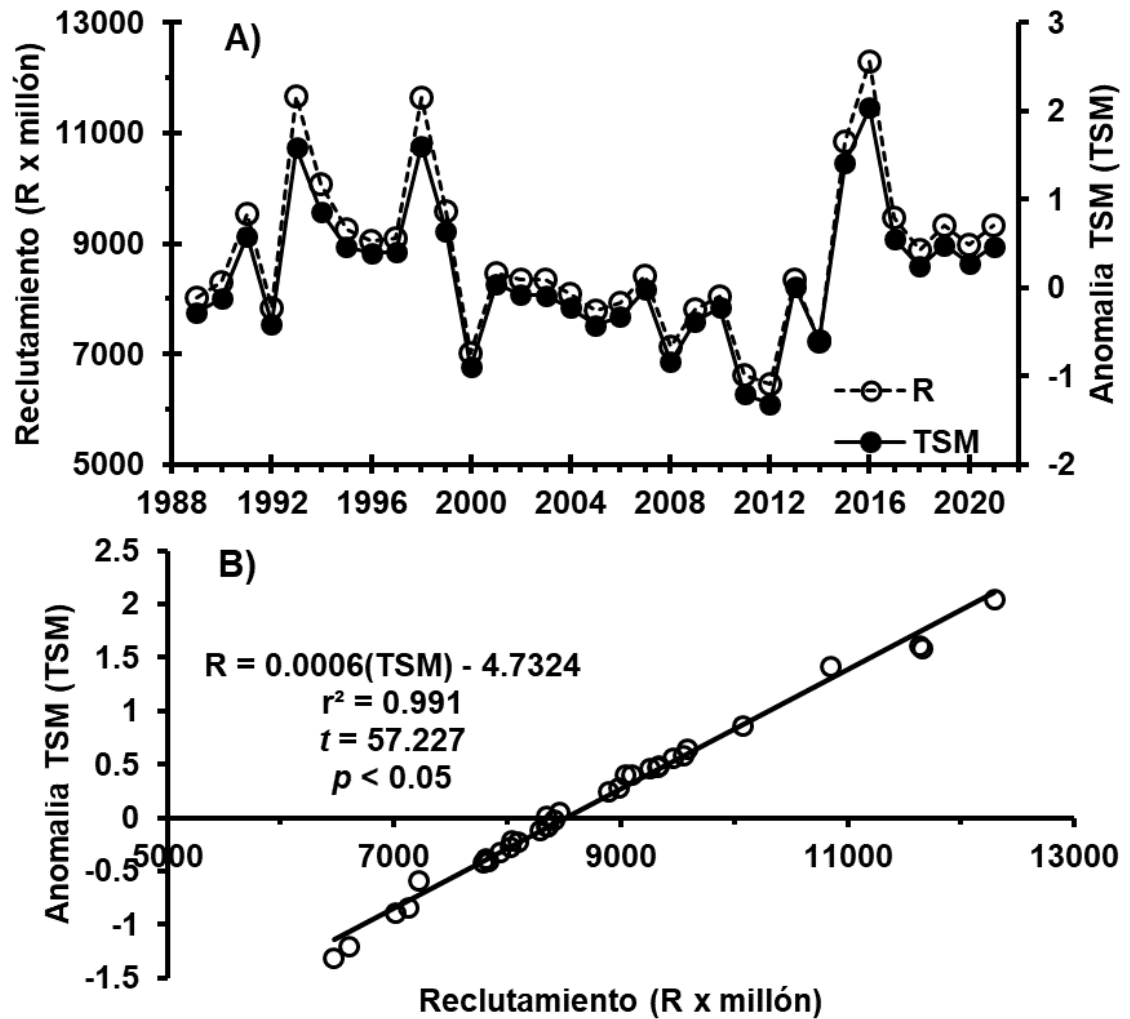


Figura 18.- Relación entre el reclutamiento (R) del STSP y la anomalía de TSM (TSM).

7.13. Análisis de sensibilidad

Con el análisis de sensibilidad se detectó que el valor de M y los parámetros α y λ del modelo S-R de Ricker-modificado, son los parámetros más sensibles en la estimación de Regla de Control (CBA) como estrategia de manejo. Los valores de M y λ mostraron una correlación negativa, impactan negativamente en el nivel de la regla de control; mientras que α presentó una correlación positiva y el resto de los parámetros (β y q) mostraron poca o nula sensibilidad en el modelo (Figura 29A). El parámetro M aportó la mayor contribución a la varianza total obtenida con 70.9%, seguido por α con el 24.2 y por último λ con solo 4.9% (Figura 29B). de esta manera, la variabilidad en los valores de la Regla de Control, se debe básicamente a la incertidumbre en el valor del parámetro M , α y λ principalmente. Este resultado, se tomó en consideración para la incorporación de incertidumbre en el modelo ACE.

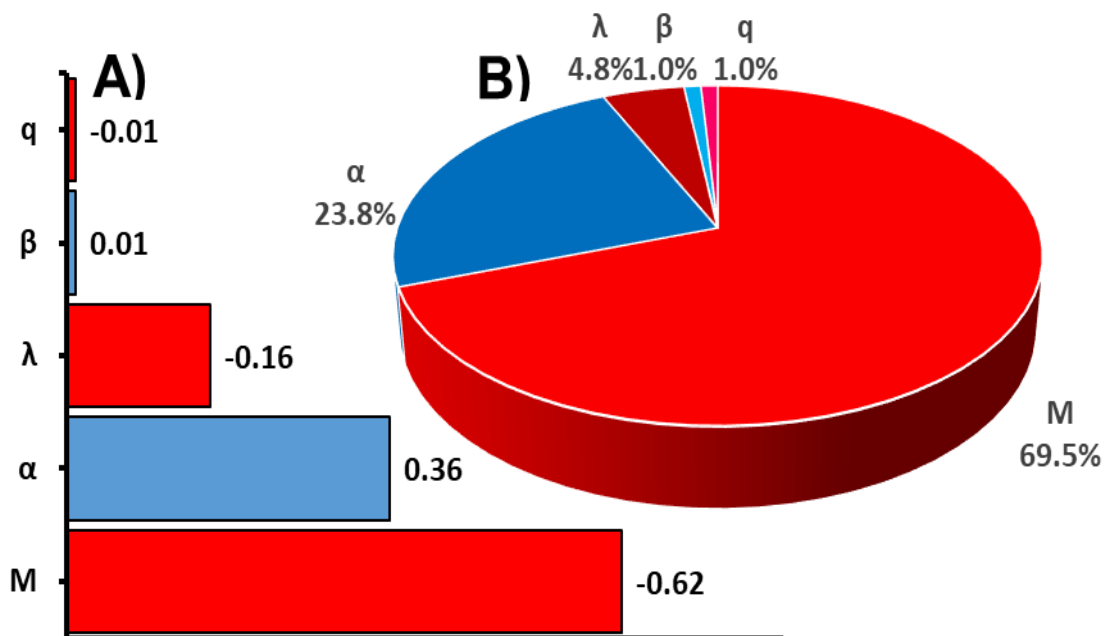


Figura 199.- Análisis de sensibilidad en términos de correlación (A) y en términos de porcentaje de varianza explicada (B), con relación a algunos parámetros del modelo ACE para la estimación de la regla de control (CBA) del STSP.

7.14. Validación del modelo

La validación del modelo ACE a través de la comparación entre la distribución de la captura observada con la simulada fue exitosa ($r=0.987$), esto es, la prueba estadística de correlación de Pearson no mostró diferencias significativas entre ambas ($t=34.676$, $p < 2.2E-16$). La salida del modelo ACE presentó un patrón congruente con la realidad (Figura 30).

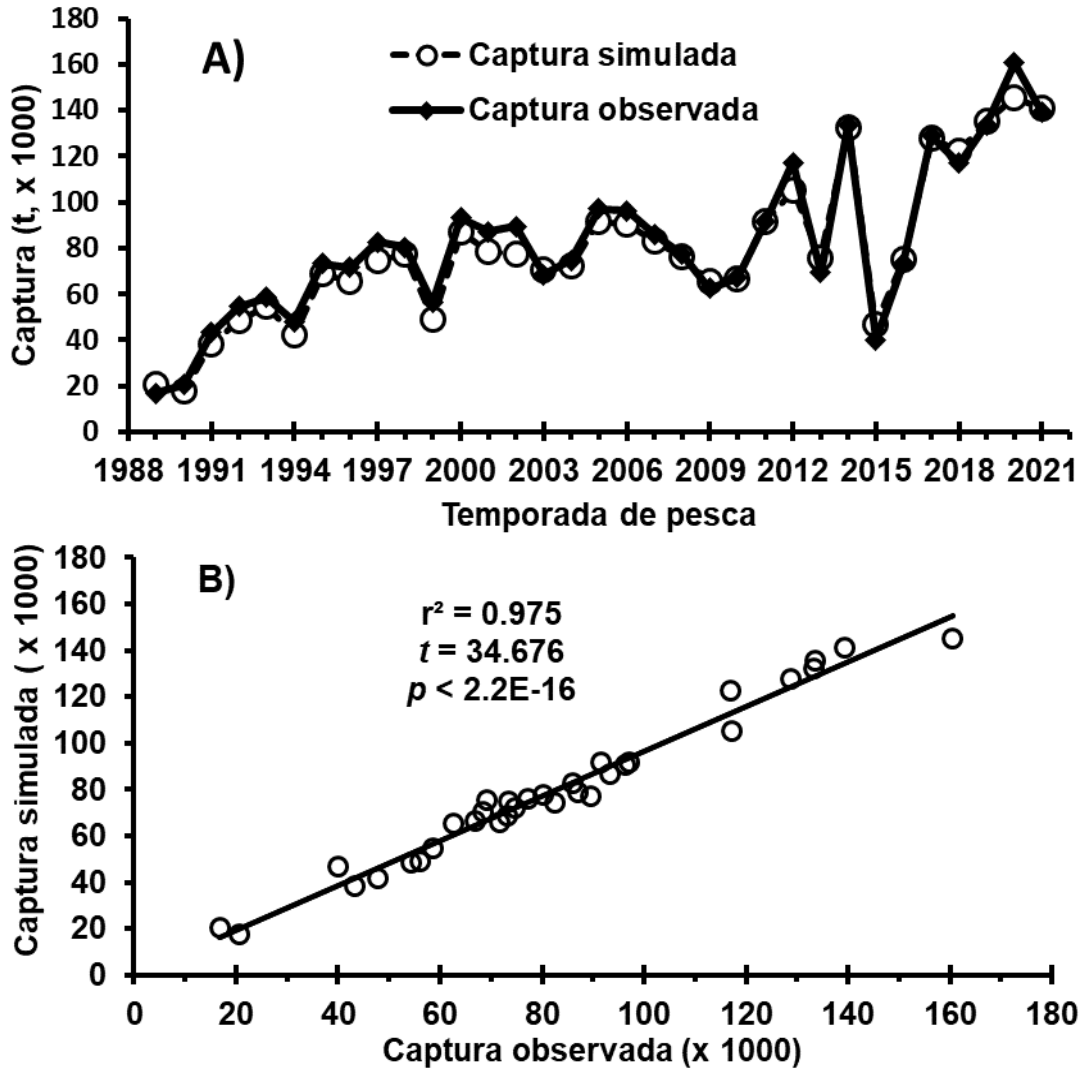


Figura 30.- Comparación entre la captura observada (Cobs) y la captura simulada (Csim) por el modelo ACE para el STSP en el periodo de 1989 a 2021.

7.15. Proyección del nivel de explotación (diagnóstico del stock)

Considerando el indicador (Cobs/CBA), la razón presenta un promedio de 0.545, lo que representa que la captura se encuentra por debajo del nivel de referencia (Cobs/CBA <1), bajo esa consideración podemos inferir que la población del STSP en lo general ha sido explotada por debajo de la CBA, con excepción de la temporada de pesca 2014 y 2017, donde la razón fue de 1.24 y 1.19 respectivamente, lo cual indica, que se superó en un 24% y 19% la Regla de Control respectivamente en ambas temporadas (Figura 31).

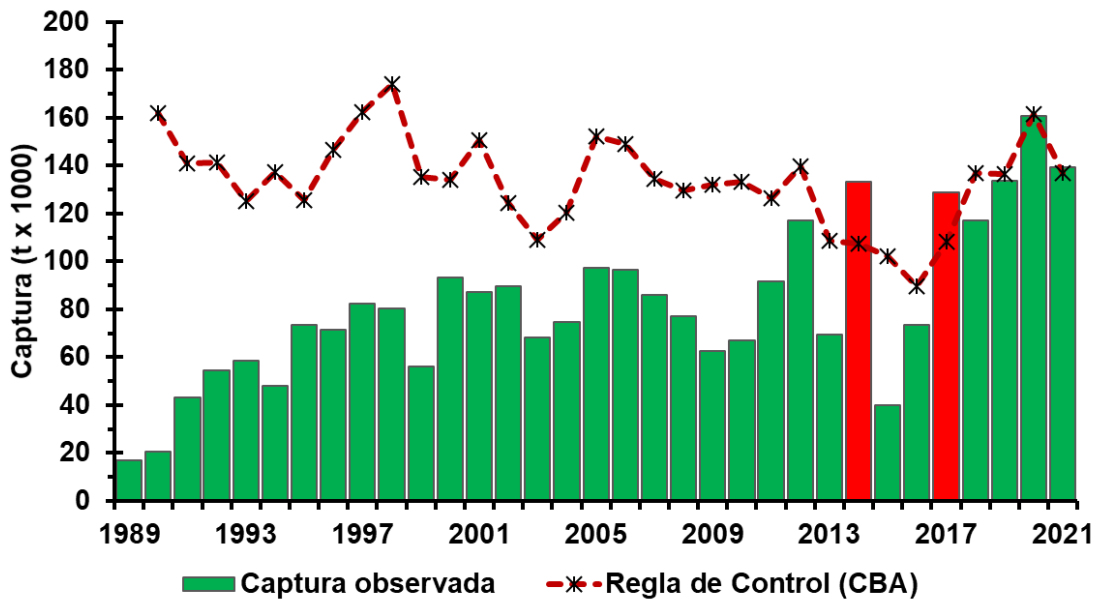


Figura 31.- Proyección del nivel de explotación considerando la razón Cobs/CBA como indicador de sustentabilidad para el STSP en la costa occidental de Baja California durante el periodo de 1989 a 2021.

La figura 32 muestra la proyección de A) F/F_{MRS} y B) BR/BR_{MRS} , ambas razones como indicadores de sustentabilidad. Para el índice F/F_{MRS} (Figura 32A), en todo el periodo analizado se estimó un promedio de 0.789, que señala una intensidad de pesca inferior al nivel óptimo (<1), se observa que, en la mayoría de las temporadas de pesca, la mortalidad por pesca anual (F) no ha superado el intervalo de confianza del punto de referencia óptimo (F_{MRS}), con excepción de las temporadas de pesca 1998, 2019 y 2021, cuando fue superado levemente dicho punto de referencia (Figura 32A). De igual manera, al considerar el índice

BR/BR_{MRS} (Figura 32B), se observa que la biomasa reproductora (BR), siempre se ha sido superior al punto de referencia objetivo (BR_{MRS}), con excepción de los años 2014 y 2015, sin embargo, ambas temporadas caen dentro del intervalo de confianza del punto de referencia objetivo.

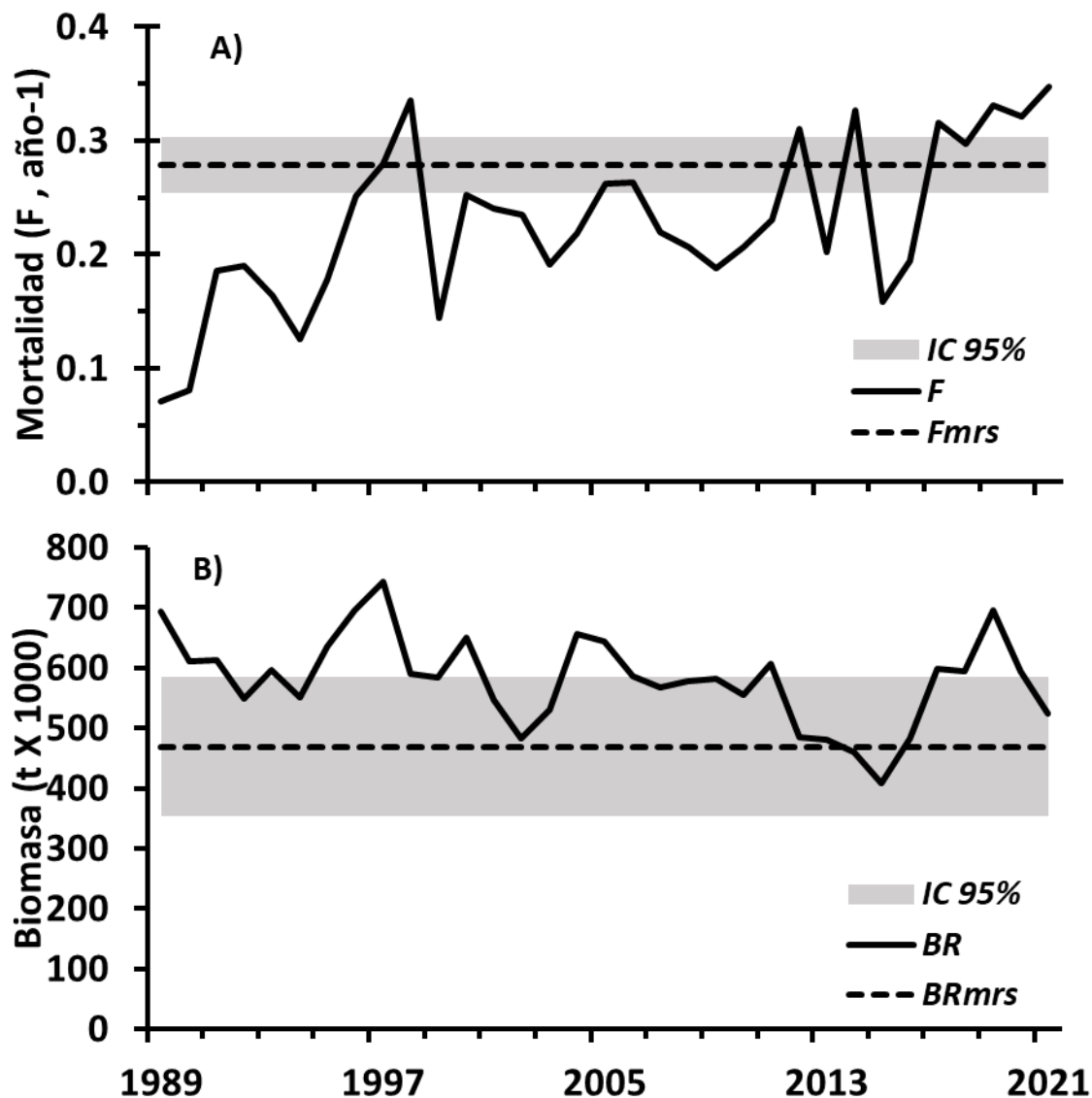


Figura 20.- Proyección del nivel de explotación considerando la razón F/F_{MRS} y BR/BR_{MRS} como indicadores de sustentabilidad para el STSP en la costa occidental de Baja California durante el periodo de 1989 a 2021.

Con el Diagrama de Kobe (Figura 33), se puede visualizar la trayectoria del nivel de explotación de manera integral y bajo la consideración de los dos indicadores de sustentabilidad (BR/BR_{MRS} y F/F_{MRS}). Bajo esta perspectiva, el Diagrama, en este caso, nos indica que el stock templado de *S. sagax* se ha mantenido dentro de los niveles de explotación sostenibles durante la mayor parte del periodo evaluado. A excepción de la temporada 2014, cuando fueron superados ambos índices los puntos de referencia objetivos, cayendo dentro del cuadrante rojo, el cual es considerado como el área de alto riesgo para la sostenibilidad del recurso (Figura 33).

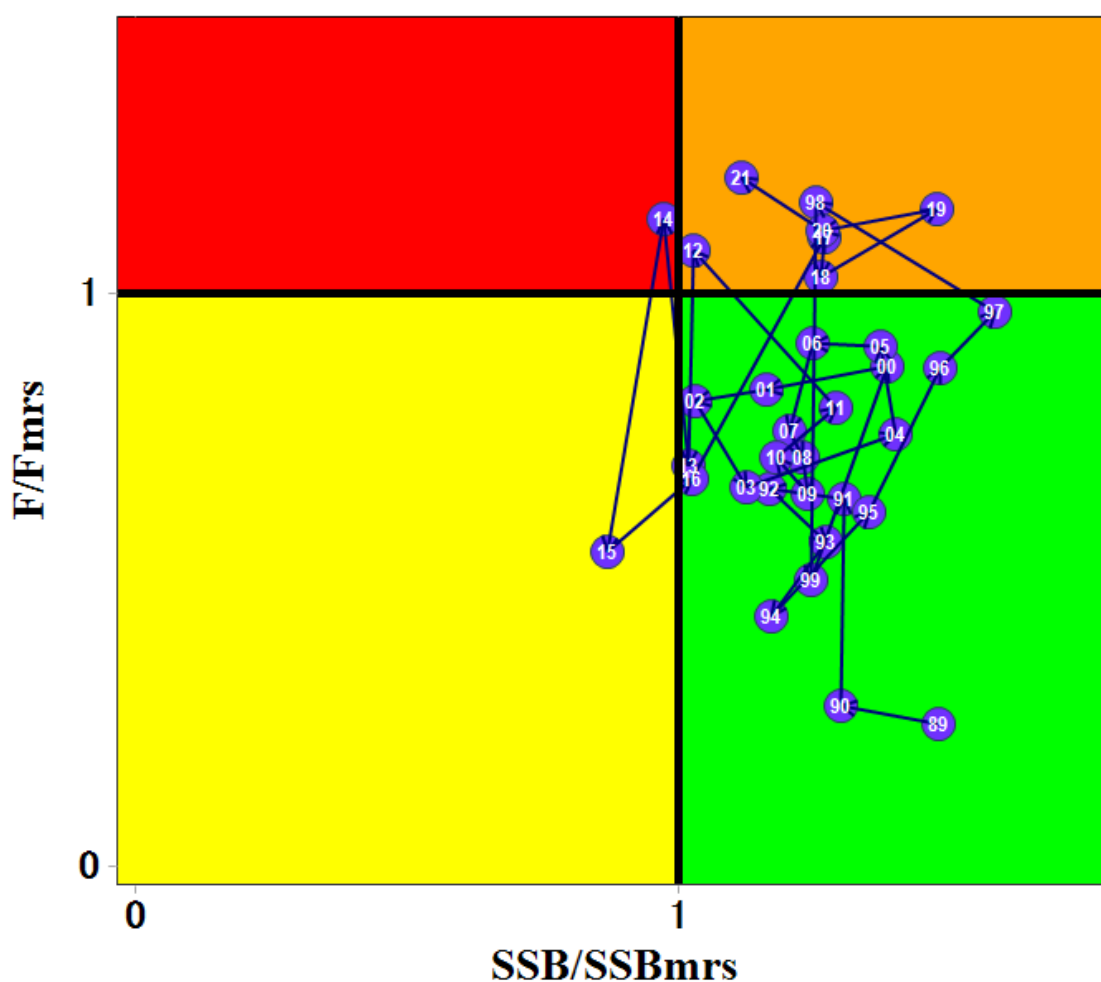


Figura 21.- Diagrama de Kobe para la pesquería del STSP en la costa occidental de Baja California durante el periodo de 1989 a 2021.

8. DISCUSIONES

Los administradores de pesquerías son los responsables de garantizar la sustentabilidad de las pesquerías y la salud de las poblaciones. Esto, a través de puntos de referencia biológicos, que han sido herramientas científicas para evaluar el estado de la población y que hoy en día, se aplican en la ordenación pesquera moderna.

Determinar los puntos de referencia es un paso crítico y fundamental para el desarrollo de estrategias de manejo de cualquier recurso pesquero, toda vez que estos guardan una estrecha relación con otros componentes de estas. Son parámetros que científicos y administradores usan para comparar el estado actual de una población o de una pesquería con el estado deseable o no deseable y, así, determinar el éxito de la estrategia de manejo. Para pesquerías con objetivos de ordenación claros, los puntos de referencia pueden servir para evaluar el progreso del cumplimiento de las metas (FAO 1995).

Los administradores deberán de elegir puntos de referencia con bases científicas, los cuales, idealmente deben de servir de guía para desarrollar la regla de control y sobre todo brindar puntos de anclaje concreto de la acción de ordenamiento.

El estudio, evaluación y manejo adecuado de la sardina del Pacífico (*S. sagax*) en la parte sur de la Corriente de California, dependerá de una precisa diferenciación de los stocks que se distribuyen en esta región y que se supone tienen cierta sincronía en sus desplazamientos migratorios. comportamiento, que se traduce en poblaciones claramente diferenciadas (Félix-Uraga *et al.* 2005, Smith 2005, García-Morales *et al.* 2012). Félix-Uraga *et al.* (2004) propusieron un método para diferenciar los desembarques de las poblaciones de sardina del Pacífico utilizando mediciones concomitantes de la temperatura de la superficie del mar (TSM). Posteriormente Demer y Swolinski (2014) validaron y perfeccionaron el método utilizando índices regionales de hábitat potencial óptimo para la población del norte e índices basados en la TSM asociada con el hábitat potencial. Descubrieron que los desembarques del stock templado en Ensenada, BC, México, en promedio fueron 63–72% y que 32–36% se desembarcaron en San Pedro, California, EE. UU. En la presente investigación, del total de capturas desembarcadas en la costa occidental de la península de Baja California, un

promedio aproximado del 71% correspondió al stock templado, el 15% al stock frío ($<17^{\circ}\text{C}$), y el 14% al stock cálido ($>22^{\circ}\text{C}$), este último es el que desembarcó en Bahía Magdalena, BCS, México. Este método de diferenciación de stocks se considera adecuado, ya que permite mejorar la definición de estructura de tallas, edades, relaciones talla-peso, y en las estimaciones de biomasa del stock templado, reclutamiento y mortalidad. Sin perjuicio de lo anterior, debemos recalcar que el método no está exento de errores en la asignación de stocks, particularmente durante periodos de transición de hábitat, en los que se podrían utilizar escalas espaciales y/o temporales más finas (Demer y Swolinski 2014).

El stock de afinidad fría, adaptado a temperaturas menores de 17°C , estuvo presente solamente frente a las costas de Ensenada principalmente en los años fríos durante los meses de invierno (diciembre a marzo). El stock templado, adaptado a temperaturas entre $17-22^{\circ}\text{C}$, estuvo presente en las capturas a lo largo de la costa occidental de la península de Baja California, sin embargo, en diferentes épocas del año: en Bahía Magdalena, este stock fue capturado principalmente entre los meses de enero a junio y en Ensenada principalmente en los meses de abril a diciembre. El stock de afinidad cálida, adaptado a temperaturas mayores de 22°C , se localizó solamente frente a las aguas de Bahía Magdalena de julio a diciembre, por lo general cuando disminuye la fuerza del SCC. El stock cálido presente frente a las costas de Baja California sur pudiera provenir del Golfo de California, como lo sugiere Félix-Uraga (2006).

La estratificación térmica de los diferentes stocks de la sardina del Pacífico y la estacionalidad en las capturas, han sido plasmado en un modelo conceptual de distribución espacio-temporal de los tres stocks a lo largo de la costa occidental de la península de Baja California (PBC) por Félix-Uraga (2006). El modelo sugiere movimientos hacia el sur de los tres stocks durante el invierno con el fortalecimiento de la Corriente de California (CC). Todos los stocks alcanzan la distribución más sureña en primavera con la influencia plena de la CC. En verano inicia el movimiento de los tres stocks hacia el norte con la influencia de la contracorriente norecuatorial y en otoño alcanza su distribución latitudinal más norteña cuando el flujo de la contracorriente ecuatorial está en su máximo. Se sugiere que dichos movimientos están acoplados tanto al sistema de corrientes como a las épocas y zonas de

mayores surgencias. Las surgencias máximas ocurren en la época fría del año con una alta productividad primaria a lo largo de la costa sureste de la PBC y se relaja durante la época cálida, permitiendo que la contracorriente se intensifica y caliente el área costera de la PBC, alcanzando un máximo de la TSM en septiembre (Zaytsev *et al.* 2003, Lluch-Belda *et al.* 2003). Lo anterior, propone que los stocks de la sardina no se distribuyen en el mismo espacio y tiempo y, aunque pueden traslaparse, es posible que exista poco intercambio entre ellos. Esto, ya había sido señalado en otras investigaciones (Radovich 1982, Lluch-Belda *et al.* 1989, Lluch-Belda *et al.* 1991b, McFarlane y Beamish 1999, Smith 2005), lo cual representa un conocimiento práctico para la separación de los stocks y se realice una correcta evaluación por separado (Deriso 1996, Smith 2005).

La temperatura ha sido considerada el factor más importante que afecta la distribución de los organismos marinos (Lluch-Belda *et al.* 1991b). La abundancia de la sardina en los diferentes sistemas de corrientes ha sido asociada a cambios interdecadales del clima en el océano “Régimen” (Rodríguez-Sánchez *et al.* 2001). La población de sardina expande su distribución en periodos cálidos y se contrae durante periodos fríos (Lluch-Belda *et al.* 1989). La contracción más reciente de la población de la sardina, puede ser la causa de la actual estructura de los tres stocks concentrados a lo largo de la costa occidental de la PBC.

La estructura de tallas observada para la población templada de *S. sagax* se integró en doce grupos de edad (0,5–6,0). Sin embargo, las sardinas predominantes fueron las de los grupos de edad 1 a 3, que concentraron el 82% de las capturas. Los resultados concuerdan con la estructura de edades descrita para Bahía Magdalena (0-5) (Félix-Uraga 2006, Melo-Barrera *et al.* 2010). En la parte más septentrional del área de distribución geográfica de *S. sagax* se han reportado edades mayores (al menos 8 años), donde han predominado las sardinas de 2 a 5 años (Emmett *et al.* 2005, Hill *et al.* 2011, Dorval *et al.* 2015). Estas diferencias podrían explicarse porque el stock frío de *S. sagax* se distribuye en un hábitat más frío con una dinámica ambiental diferente a la observada a lo largo de la costa occidental de la península de Baja California, lo que permite que las sardinas del stock frío alcancen mayores tallas y edades (Lo *et al.* 2011, McDaniel *et al.* 2016).

Las tallas del STSP capturada en la costa occidental de Baja California para el periodo 1989 a 2021 oscilaron entre medianas de 136 y 195 mm de *LE* y el 76% fueron sardinas más grandes a la talla mínima legal de $TML=150$ mm de *LE*, establecida en la norma oficial mexicana (NOM-003-SAG/PESC-2018). Este resultado es similar al reportado por Álvarez-Trasviña (2012) para Bahía Magdalena, con el 85% de organismos por arriba de la TML. Sin embargo, en el presente estudio, se ha observado en las últimas siete temporadas (2015 al 2021) un decremento en las tallas hasta en un 81% por debajo de la TML. Considerando lo anterior, se podría suponer que el decremento en la talla promedio de captura es un indicador que la población podría estar sometida a una intensa explotación. Sin embargo, en la literatura existe información de que las abundancias en sardinas parecen tener una estrecha relación con el fenómeno de “El Niño”, ya que los grandes reclutamientos observados ocurrieron durante o un año después de eventos ENSO y que quizás hayan propiciado un éxito reproductivo que finalmente originaron clases anuales muy abundantes e incrementándose con ello las capturas de tallas más pequeñas (Félix-Uraga *et al.* 2004, Félix-Uraga 2006). En este estudio, se observa la disminución en las tallas en las capturas del STSP, lo cual coincide cuando se presentó el fenómeno del ENSO mas fuerte (2015 y 2016), pudiendo ser la causa de importantes reclutamientos (reclutamientos exitosos) en el área.

El decremento de las tallas en la captura abre una posible ventana de investigación en el futuro inmediato, proyectando el impacto en la población, considerando diferentes niveles de captura y porcentajes por debajo de la TML.

Uno de los elementos clave de los estudios de la dinámica poblacional de cualquier especie es el análisis de la función que relaciona el peso con la talla y la estimación de sus parámetros a y b , con los cuales se pueden inferir los estados de condición fisiológica de un individuo, ya sea en diferentes épocas del año o en las diferentes etapas de su ciclo de vida (Ehrhardt 1981, Jones *et al.* 1999). En el mismo sentido, Pauly (1993) menciona que el parámetro que indica el estado de robustez o condición del pez es a y el parámetro relacionado con el crecimiento es b , que pueden cambiar durante el ciclo de vida del organismo. Cuando la b es estadísticamente igual a tres se dice que el pez tiene un crecimiento isométrico, y se considera “normal”, es decir, crece y se desarrolla de manera proporcional (Pauly 1993).

Los resultados de alometría de masa corporal para el stock templado de *S. sagax* mostraron un crecimiento hiperalométrico ($b = 3.155$), lo que indica que *S. sagax* crece más en volumen (masa) que en longitud (Froese 2006). El valor promedio del coeficiente de alometría estimado se encontró de acuerdo con lo informado para esta especie por García-Alberto (2010), quien estimó valores de b en 3.034, 3.130 y 3.159 para Bahía Magdalena, Ensenada y San Pedro, respectivamente. No obstante, los valores de b estimados en este estudio mostraron fluctuaciones interanuales notables (de $b = 2.790$ a 3.493), razón por la cual se produjeron cambios interanuales del tipo de crecimiento hiperalométrico al hipoalométrico. Estos valores se consideran aceptables considerando que, en especies de amplia distribución, como es el caso de *S. sagax*, pueden encontrarse en hábitats heterogéneos y, en consecuencia, tienen un amplio rango de variación en el parámetro alométrico (Costa y Araujo 2003). De acuerdo con los valores de b estimados por García-Alberto (2010) con una tendencia ascendente de b respecto a la latitud, este patrón puede explicarse con la Regla de Bergmann, considerando que los valores más altos de b infieren una mejor condición y sugieren que la masa corporal aumenta hacia mayores latitudes y/o temperaturas más bajas (Meiri 2011), como lo señalado para la especie epipelágica *Peprilus medius* (Maldonado–Amparo *et al.* 2019). Por lo tanto, al ser *S. sagax* un organismo altamente migratorio, su población puede verse afectada a lo largo de su desplazamiento por diferentes factores que inciden en su condición, como podría ser la termorregulación, la productividad (disponibilidad de alimento), la edad o el estado de madurez (García-Alberto 2010, Meiri 2011).

El stock templado, durante invierno y verano, tiene una amplia distribución desde Bahía Magdalena hasta Ensenada, pero, las capturas son mayores en Bahía Magdalena durante el invierno, mientras que en Ensenada son mayores en verano. Sin embargo, en primavera cuando el stock tiene su distribución más al sur, las capturas son más altas en Bahía Magdalena, pero en otoño cuando el stock tiene su distribución más al norte, las capturas son más altas en Ensenada. Este comportamiento de las capturas está relacionado con el comportamiento migratorio del stock, que, a su vez, está estrechamente relacionado con el comportamiento estacional tanto de la TSM como del afloramiento (García-Morales *et al.* 2012). Estas diferencias en el ambiente habitado por el stock templado podrían ocasionar que las sardinas capturadas en las zonas de Ensenada, Isla Cedros y Bahía Magdalena presenten

cambios en el peso para una determinada talla o en el comportamiento reproductivo, de tal manera que esto se refleje en el crecimiento de sardinas. Es decir, quizás en una zona determinada una sardina crece más en longitud, y en otra más en peso o se reproduce más.

Estimar el crecimiento de los peces es fundamental para comprender su historia de vida y realizar evaluaciones de pesquerías (Lorenzen 2016, Bolser *et al.* 2018, Miller *et al.* 2018, Scherrer *et al.* 2021.). Al estimar el crecimiento individual de los peces, es muy importante que cada tamaño y clase de edad de los peces se muestree lo suficiente para construir modelos que reflejen con precisión los patrones de crecimiento biológico, particularmente para las especies explotadas comercialmente en las que los individuos más grandes y mayores pueden ser menos abundantes y los individuos más pequeños puede que aún no hayan sido reclutados a la pesquería. Por lo tanto, se debe considerar que es muy probable que estos grupos de edad y tamaño no estén muy bien representados en las muestras y que los resultados no representen adecuadamente el crecimiento individual de la población de peces. Por tanto, el posible sesgo que muestras con estas características pudiera tener en la estimación de los parámetros del modelo de crecimiento debe evaluarse de forma que pueda ser incorporado al proceso de estimación. En ese contexto, este estudio abordó esa preocupación mediante un ejercicio de simulación (Bolser *et al.* 2018, Scherrer *et al.* 2021) para comprender cómo las características de los datos originales afectaron los resultados obtenidos. Entonces, con los datos sin procesar, el modelo LM tuvo el WAIC más alto (~35 %), mientras que el modelo VBM tuvo solo un WAIC ~18 %. Sin embargo, cuando se ajustaron los datos reforzados, el modelo VBM tuvo el WAIC más alto (~61 %), mientras que el modelo LM tuvo una plausibilidad nula. Este resultado refuerza el principio establecido, de que cada tamaño y clase de edad debe estar suficientemente representado para que el modelo de crecimiento produzca resultados biológicamente razonables (Cailliet y Goldman 2004, Bolser *et al.* 2018). La simulación de un escenario de muestreo ideal en el que cada clase de edad estuvo igualmente representada reveló que la representación inadecuada de los grupos de edad jóvenes y muy mayores puede cambiar el resultado sobre qué modelo describe mejor el crecimiento de la sardina del Pacífico en el sur del SCC. En consecuencia, encontramos que el VBM describe mejor el patrón de crecimiento del STSP, que parece ser más robusto frente a datos sesgados. Lo anterior, concuerda con un estudio similar para la especie del Golfo de California, donde

la mayor plausibilidad fue para el VBM (Nevárez *et al.* 2019). Por lo anterior y a pesar de las dificultades, garantizar la representación suficiente de todas las tallas y/o clases de edad debe ser prioritario. Lo anterior, considerando que los parámetros de historia de vida pueden influir en gran medida en las evaluaciones de especies vulnerables basadas en datos de edad y talla, y surgen problemas cuando no todos los tamaños y clases de edad están debidamente representados. Cuando no hay organismos grandes y viejos, la longitud máxima promedio (L_{∞}) se subestima y la tasa de crecimiento (k) se sobreestima. En consecuencia, se estiman tiempos generacionales cortos, menores niveles de mortalidad y mayor resiliencia a la explotación, repercutiendo en gestiones de manejo erróneas (Campana 2001, Goldman *et al.* 2012).

Sobre la base de lo anterior permite considerar aceptable el uso del modelo VBM para comparar con otros estudios realizados para esta especie (Cisneros-Mata *et al.* 1990, Barnes y Foreman 1994, Alvarado-Castillo *et al.* 1996, De Anda-Montañez *et al.* 1999, Quiñonez-Velázquez *et al.* 2002, Alvarez-Trasviña 2012, Dorval *et al.* 2015, Nevárez *et al.* 2019), así como por su utilidad como parámetros de entrada en la evaluación de la dinámica del STSP. Este modelo ha sido útil para representar el crecimiento de los peces, principalmente para especies de interés comercial. Los parámetros de crecimiento pueden diferir dentro de una misma población, es decir, los parámetros de crecimiento para esta especie pueden tener valores diferentes según su área de distribución y la dinámica del ecosistema (Holt 1960, Beverton 1963, Méndez-Dasilveira 1987, Félix-Uraga 1990, Jiménez-Rodríguez 1991, De Anda-Montañez *et al.* 1999, Félix-Uraga *et al.* 2005, Dorval *et al.* 2015, Checkley *et al.* 2017). Además, las cohortes sucesivas también pueden crecer de manera diferente según las condiciones del hábitat y afectar los valores de los parámetros de crecimiento (Dorval *et al.* 2015).

El enfoque AIC, comúnmente utilizado en estudios de crecimiento, equilibra la complejidad del modelo (número de parámetros) y la bondad de ajuste (probabilidad), pero no proporciona necesariamente las estimaciones de parámetros más imparciales. Fijar los parámetros del modelo puede parecer un enfoque atractivo, particularmente cuando se enfrentan con pocos datos y se puede ahorrar un grado de libertad en la estimación de los parámetros. Sin

embargo, en el caso del VBM-2, se demuestra que al fijar t_0 , resulta de un riesgo sustancial de estimar parámetros de crecimiento sesgados, lo cual supera cualquier beneficio de este enfoque. VBM-2 aumenta el sesgo en las estimaciones de los parámetros de crecimiento y, en este caso, el mayor sesgo fue para el parámetro k (52,11 %), lo que puede afectar aún más su uso efectivo como sustitutos en la estimación del ciclo de vida y las evaluaciones de stock. Los hallazgos de este estudio son consistentes con los reportados por Pardo *et al.* (2013). Dado que las parametrizaciones t_0 y L_0 son matemáticamente equivalentes, fijarlo en un valor específico dará como resultado las mismas restricciones matemáticas y, por lo tanto, efectos similares en el rendimiento del modelo que los destacados en nuestro estudio (Cailliet *et al.* 2006, Pardo *et al.* 2013,).

Los parámetros obtenidos por VBM-3 revelaron CV y sesgos más bajos que los estimados por VBM-2, donde los valores medios estimados por VBM-3 estaban cerca de los parámetros estimados a través de la función de máxima verosimilitud objetivo. Estos resultados revelan que los IC para los parámetros estimados por VBM-3 tienen mayor precisión. Sin embargo, probar el rendimiento de este enfoque bajo valores de parámetro t_0 inciertos debería ser el foco de una mayor investigación en el futuro.

El índice de rendimiento del crecimiento (ϕ') propuesto por Pauly y Munro (1984) ha sido una forma útil de probar si los parámetros de crecimiento (L_∞ y k) para la misma especie generados a partir de un nuevo conjunto de datos eran adecuados. De Anda-Montañez *et al.* (1999) estimaron valores del índice ϕ' para la especie del Golfo de California de 2.3 a 2.7 y Estados Unidos y Canadá con valores muy similares de 2.4 a 2.7. En Bahía Magdalena, Álvarez-Trasviña (2012) encontró valores que oscilaron entre 2.0 y 2.7, por lo que los ϕ' estimados en este estudio (2.1 a 2.5) para el STSP con los parámetros del modelo VBM pueden considerarse adecuados. Aunque los valores de ϕ' fueron similares entre las distintas áreas de distribución, en las latitudes norte (EE.UU. y Canadá) su intervalo de variación fue menor (stock frío) que en el sur del SCC (STSP). Este resultado puede explicarse porque las variaciones en las condiciones ambientales son más heterogéneas al sur del SCC que en la parte norte (McClatchie 2014). Los peces pueden mostrar cambios y una mayor variación en sus patrones de crecimiento debido a cambios en sus relaciones bióticas y abióticas (Helfman

et al. 2009, Veron *et al.* 2020), lo que puede dar como resultado una mayor variación en el rendimiento del crecimiento en los organismos del stock templado que habitan en un ambiente más heterogéneo que sus congéneres del norte. En este sentido, también se observó variabilidad interanual en los parámetros de crecimiento y valores de ϕ' encontrados para el STSP.

La aparente relación inversa observada entre ϕ' y el ONI o el PDO y la aparente relación positiva entre UI y ϕ' , indicaría que en los años en que hubo condiciones de aguas cálidas (como El Niño), los valores de ϕ' posiblemente tienden a ser los más bajos, mientras que lo contrario podría ocurrir con condiciones relativamente frías (como La Niña). Por lo tanto, es posible que, durante condiciones de aguas cálidas, la sardina del Pacífico crezca menos (más pequeña y/o más delgada) debido a una disminución en la calidad de las presas disponibles, ya que las especies subtropicales, que tienden a ser más pequeñas y menos nutritivas, pero podrían ser más abundante durante condiciones cálidas (Cavole *et al.* 2016), mientras que ocurriría lo contrario en condiciones templadas o relativamente frías. En este contexto, un posible mecanismo que podría explicar el comportamiento observado en el crecimiento y la alometría podría ser un proceso de abajo hacia arriba. Lo anterior abre una vía de trabajo para explorar en un futuro próximo la relación entre la variación del crecimiento y la temperatura, incorporando más años con datos de crecimiento y/o utilizando diferentes índices ambientales, que reflejen la variabilidad ambiental en escalas interanuales y decadales. Cabe mencionar que la variación interanual también podría ser consecuencia de la incorporación de nuevas cohortes en la población, ya que se ha señalado que los cambios de reclutamiento son una forma de incorporar la variabilidad anual en el crecimiento individual (Félix-Uraga *et al.* 2007, Dorval *et al.* 2015).

La evaluación de las variaciones en la tasa de crecimiento resulta una forma útil para valorar la dinámica de la población (González-Ochoa *et al.* 2004). En el presente estudio los modelos que presentaron mayor plausibilidad fueron el caso 2 con una aportación del 63.90% y el caso 5 con 33.97% que corresponden al modelo de Gompertz y de von Bertalanffy respectivamente.

El modelo utilizado para describir el patrón de crecimiento individual del stock templado de *S. sagax* fue el de von Bertalanffy. Este modelo ha sido útil en representar el crecimiento en peces muestreados de la pesca comercial o peces adultos. Los parámetros pueden diferir dentro de una misma población, es decir los parámetros de crecimiento de una especie en particular pueden tener valores diferentes dependiendo de su área de distribución. También cohortes sucesivas pueden crecer de forma diferente según las condiciones del hábitat y afectar los valores de los parámetros de crecimiento (Sparre y Venema 1995). Una forma útil para comprobar si los parámetros de crecimiento (L_{∞} y k) para una misma especie generados a partir de un nuevo juego de datos son adecuados, es el índice de fi-prima (ϕ') desarrollado por Pauly (1980). El índice refleja la relación entre los parámetros L_{∞} y k , el valor de la pendiente entre estos dos parámetros debe de ser cercano a 2 entre miembros de una misma especie. Álvarez-Trasviña (2012) incluyó estimaciones de ϕ' para el área de Estados Unidos y Canadá donde los valores variaron de 2.4 a 2.7. En el presente estudio se encontraron valores de ϕ' para los diferentes años entre 1.88 y 2.43, con un valor promedio de 2.10 por lo cual los valores estimados para los parámetros del modelo de von Bertalanffy pueden considerarse como adecuados para la especie. Aunque los valores de fi-prima son similares se puede notar que en las latitudes norteñas (Estados Unidos) su variación es menor que en el sur del SCC (stock templado). Esto es resultado de la menor variación en el coeficiente de crecimiento en el stock frío con respecto al stock templado, esto podría ser porque las variaciones en las condiciones oceanográficas son mayores en el sur de la corriente de California, donde se espera encontrar mayores zonas de surgencias y zonas transicionales que en la parte norte. Los parámetros de crecimiento encontrados para el STSP presentan una variación interanual significativa, lo cual podría ser en parte consecuencia de la incorporación de nuevas cohortes en la población. Ya que se ha señalado que cambios en el reclutamiento son una forma de incorporar variabilidad anual en el crecimiento individual (Félix-Uraga *et al.* 2007).

Se ha estimado que la tasa de mortalidad natural en adultos de la sardina del Pacífico ha sido de $M = 0.4-0.8 \text{ año}^{-1}$ (Murphy 1966; MacCall 1979) y 0.51 año^{-1} (Clark y Marr 1955). Zwolinski y Demer (2013) estudiaron la mortalidad natural utilizando las tendencias de

abundancia de las encuestas del método de arrastre acústico, que representan las extracciones de pesquerías, y estimaron $M = 0.52 \text{ año}^{-1}$. Hasta 2017, la evaluación del stock frío se utilizó $M = 0.4 \text{ año}^{-1}$. Sin embargo, la evaluación del 2018 se realizó utilizando $M = 0.6 \text{ año}^{-1}$ (Hill *et al.* 2018).

En el presente trabajo para el STSP la mortalidad natural se estimó en $M = 0.541 \text{ año}^{-1}$ utilizando la fórmula empírica de Pauly (1980), y de $M = 0.548 \text{ año}^{-1}$ de acuerdo a Hewitt y Hoenig (2005). Ambos valores fueron promediados dando como resultado una $M = 0.545 \text{ año}^{-1}$, la cual se incorporó al modelo del ACE como un valor constante en los análisis de abundancia. Sin embargo, al incorporar variación en los diferentes parámetros de entrada para la evaluación de la abundancia, los resultados indicaron que la mortalidad natural es el parámetro con mayor sensibilidad en la estimación de la Regla de Control (CBA), que es la medida de manejo recomendada para el recurso sardina de acuerdo con el Plan de Manejo vigente. Por lo anterior, para futuros análisis es recomendable considerar su variación para tener mayor certidumbre en su evaluación y sobre todo en el manejo.

En las treinta y tres temporadas analizadas en el presente estudio (1989-2021), las altas y repentinas fluctuaciones en la abundancia de la sardina del Pacífico son un desafío y son consideradas dos hipótesis para su explicación: la estocasticidad ambiental que afecta la abundancia (Jacobson *et al.* 2001, Nevárez-Martínez *et al.* 2001, Freón *et al.* 2005, Alheit y Bakun 2010, Galindo-Cortes *et al.* 2010, Zwolinski y Demer 2012, Lindegren y Checkley 2013, Zwolinski y Demer 2014) o los efectos dependientes de la densidad y/o el ambiente, donde un mecanismo de sobrecompensación en la sardina del Pacífico podrían estar operando, por ejemplo, variabilidad de los parámetros poblacionales, canibalismo, entre otros (De Anda-Montañez *et al.* 1999, Félix-Uraga *et al.* 2005, Dorval *et al.* 2015, Checkley Jr. *et al.* 2017).

En la región de la costa occidental de la península de Baja California se ha observado un incremento sostenido de las descargas del stock templado de sardina del Pacífico con un registro mínimo al inicio de 16,789 t reportado en la temporada de pesca de 1989 y un máximo de 160,578 t, reportado en la temporada 2020. En promedio, el 74% de las capturas corresponden a los grupos de edad 0, 1 y 2 y el 26% restante lo conforman los grupos de edad

3, 4, 5 y 6. Sin embargo, en las últimas temporadas de pesca (2017-2021), se ha observado un incremento tanto en volumen de capturas como en la proporción de tallas pequeñas, principalmente del grupo de edad 0, representando en promedio el 38% del total de capturas, lo cual coincide con el incremento en el reclutamiento, mismo que está estrechamente relacionado con el índice de la TSM. Esto, concuerda con lo reportado por Félix-Uraga (2006), quien encontró que los reclutamientos más numerosos se registraron durante y después de la ocurrencia del fenómeno del niño, provocando con ello, un incremento en las capturas registradas durante los últimos años (2015-2021), y dado que al aumentar la abundancia de reclutas la probabilidad de encontrar ejemplares más grandes disminuye, provocando con ello un decremento en las tallas. Así mismo, se confirma la hipótesis de que, en condiciones cálidas, le permiten a la sardina expandir su hábitat hacia el norte (áreas de desove y de residencia, Lluch-Belda *et al.* 1991b).

El presente estudio es el primero en analizar los cambios en la abundancia del stock templado de la sardina del Pacífico con base a un modelo de evaluación de stock integrado, en el cual, fue necesario la inclusión de diferentes fuentes de datos, particularmente algunos índices de abundancia relativa. La suposición principal es que cada índice de abundancia relativa es proporcional a la abundancia poblacional (Hilborn y Walters 1992). Sin embargo, los métodos estadísticos para ajustar el análisis de captura por edad que utilizan índices de abundancia relativa son particularmente sensibles al error de observación; en consecuencia, cuando se utilizan varios índices de abundancia relativa, todos los índices disponibles son propensos a este tipo de error estadístico (Shepherd 1999, Linton y Bence 2008). Por lo tanto, se supone que los índices de abundancia relativa analizados a través del ACE tienen errores multiplicativos, y al transformar los datos a una distribución normal, se puede estabilizar las varianzas y, por lo tanto, los índices hacen una mejor contribución a la evaluación del stock (Quinn y Deriso 1999, Dichmont *et al.* 2016). Por lo anterior, la expectativa es que los índices puedan ser informativos sobre la abundancia del stock a estudiar. De los tres índices analizados en el presente estudio (Prospección-acústica, índice de Huevos-larvas y CPUE), el índice de la CPUE que es dependiente de la pesquería, tuvo una amplia cobertura espacial y fue el índice más informativo sobre los cambios en la abundancia del stock templado de sardina del Pacífico en la región; seguido del índice de Prospección-acústica (índice

independiente de la pesquería), que aunque no tuvo gran cobertura, solamente al final del periodo de estudio, mostró un buen desempeño con los cambios en la abundancia del stock; en cambio, el índice Huevos-larvas, con una regular cobertura al principio del período analizado, mostró una tendencia contradictoria a lo indicado por los índices de CPUE y Prospección-acústica; existe la posibilidad de que este índice (Huevos-larvas) refleje solo cambios en la distribución espacial de la sardina del Pacífico durante el período de estudio en lugar de cambios en abundancia poblacional. Por lo tanto, el índice de Huevos-larvas no se ha ajustado de manera consistente en la estimación de la abundancia del stock templado de sardina del Pacífico. La discrepancia del Índice de Huevos-Larvas, respecto a los índices de CPUE y Prospección-acústica, puede explicarse en torno a la escala espacio-temporal en la cual son obtenidos dichos índices, y que en el caso del índice de Huevos-Larvas, está limitado tanto en tiempo como en el espacio, y es probable que el crucero de investigación no cubra los posibles eventos de desoves de la sardina.

El uso de diferentes índices de abundancia relativa para estimar la abundancia ha sido un tema recurrente en la evaluación de poblaciones de la pesquería de sardina del Pacífico (Barnes *et al.* 1992, Deriso *et al.* 1996, Simmonds 2003). Dependiendo del stock analizado, los índices han mostrado diferentes resultados en la estimación de los cambios en la biomasa. Para el stock frío de la sardina del Pacífico, históricamente se han incluido y/o descartado varios índices de abundancia relativa (áreas de reproducción, número de estaciones marinas con presencia de huevos o larvas, observaciones áreas, entre otros), su inclusión está condicionada a la cobertura espacial que refleja la distribución del stock, la disponibilidad de la serie temporal y su precisión asociada a errores aleatorios y sistemáticos (Jacobson y MacCall 1995, Lo *et al.* 1996, Richards y Schnute 1998). En este estudio, los índices acústicos y CPUE fueron los que denotaron los cambios en la abundancia del stock templado de la sardina.

El conocimiento de la dinámica de generaciones es un factor clave para entender los cambios en abundancia de una población explotada. Por consiguiente, comprender la forma en como suceden esos cambios, contribuye a evitar la sobrepesca, la cual se puede definir de dos formas: 1) sobrepesca de crecimiento definida como un exceso en mortalidad por pesca

ejercida sobre los organismos jóvenes en una población; ó 2) sobrepesca de reclutamiento definida como exceso en la presión de pesca sobre la fracción adulta de la población a niveles que reducen la entrada de suficientes reclutas como para reponer la pérdida por mortalidad (Haddon 2011). El reto principal de este tipo de análisis no es explicar la forma en que sucede la dinámica de generaciones, sino como determinar los mecanismos que la gobiernan (Quinn y Deriso 1999). Dentro del contexto del análisis de la dinámica de poblaciones y evaluación de stocks, es de gran importancia cuantificar periódicamente la abundancia ya sea en número de organismos o en términos de biomasa. Estas cuantificaciones permitirán conocer una cantidad de aspectos esenciales de las poblaciones, tales como: El estado de salud “estatus”, el nivel de explotación, entender la respuesta a la presión de la pesca, predecir el reclutamiento, predecir cambios en el nivel de biomasa. Lo anterior, para realizar sugerencias de manejo con la finalidad de lograr un aprovechamiento óptimo de los mismos.

El alto valor del coeficiente de determinación ($r^2 = 0.975$) entre las capturas observadas y simuladas con el modelo del ACE, es un indicador de que el modelo se ajustó adecuadamente a los datos observados. La alta variabilidad interanual en la abundancia parece ser respuesta de reclutamientos exitosos (Félix-Uraga 2006). El modelo del ACE mostró la importancia de los grupos 0, 1 y 2, históricamente estos fueron los grupos de edad más importante en la pesquería del stock templado de la sardina del Pacífico. Sin embargo, en las últimas temporadas se ha observado un incremento de los grupos 0 y 1 (reclutas), su contribución en la abundancia tiene consecuencia en la variabilidad de la abundancia total del stock. De allí que se reconozca ampliamente la importancia del reclutamiento en la pesquería, pudiendo afectar con las repentinas caídas en la productividad del stock (Jacobson y MacCall 1995, Morales-Bojórquez y Nevárez-Martínez 2005, Hill *et al.* 2019). La contribución a la abundancia de los grupos de edad 3, 4, 5 y 6 años fue poco importante; por lo tanto, se infiere que la pesquería del stock templado de la sardina del Pacífico depende principalmente de la abundancia de reclutas. Por lo anterior, en el futuro es necesario abrir una línea de investigación para evaluar escenarios del posible impacto en la abundancia del recurso por las altas capturas de organismos jóvenes sin reproducirse.

En el presente trabajo se encontró que el reclutamiento es altamente dependiente de las condiciones ambientales (TSM). Lo cual, se demostró con la alta correlación positiva entre el reclutamiento y la TSM ($r^2 = 0.991$), es decir, episodios cálidos influyen de manera positiva el reclutamiento (Jacobson y McCall 1995, Galindo-Cortes *et al.* 2010, Zwolinski y Demer 2014). Lo anterior también podría estar relacionado que en áreas donde la intensidad de las surgencias es mayor en periodos fríos, lo que puede afectar negativamente la sobrevivencia de las larvas al crear turbulencias e inestabilidad en la columna de agua y transportarla fuera de la costa (Lluch-Belda *et al.* 1991b). En este estudio, los resultados parecen ser congruentes con la dinámica del recurso, así como con la dinámica ambiental en la región.

La variabilidad interanual de la biomasa en la sardina del Pacífico, puede estar asociada a las fluctuaciones en las condiciones ambientales del SCC (Jacobson *et al.* 2001, Freón *et al.* 2005, Alheit y Bakum 2010, Galindo-Cortes *et al.* 2010, Zwolinski y Demer 2012, Lindegren y Checkley 2013, Zwolinski y Demer 2014). La abundancia del stock frío de la sardina del Pacífico frente a las costas de California, mostró un periodo de recuperación de la población iniciando de 1991 hasta 2010 (Wolf 1992, Dorval *et al.* 2015, Hill *et al.* 2019). En el stock templado, las fluctuaciones en la abundancia no han sido tan marcadas como en el stock cálido y en el stock frío, y se infiere que pueden ser a consecuencia de cambios en el hábitat (McFarlane y Beamish 1999). Los cambios de régimen en el ambiente oceánico se reconocen ahora como factores importantes que afectan la abundancia de una gran diversidad de especies (Lluch-Belda *et al.* 1989, McFarlane y Beamish 1999, Rodríguez-Sánchez *et al.* 2001). Aunque la intensidad de pesca también podría jugar un rol importante en la variabilidad de la biomasa de los stocks de la sardina del Pacífico. Sin embargo, estos son en menor medida que los cambios ambientales.

La estimación de λ permitió obtener valores de biomasa crítica (B_{min}) que representa el tamaño mínimo del stock reproductor, necesario para su recuperación en caso de un decaimiento de la población, con el modelo modificado de Ricker. Este punto de referencia límite que identifica y prevé la depensación de la población de la sardina estimada de manera integral por el modelo del ACE, podría alcanzarse a una biomasa reproductora de 479 millones de individuos. Si bien, este punto de referencia puede ser útil para evitar fallas en el

reclutamiento, no define la biomasa reproductora que pueda influir de manera positiva para reclutamientos exitosos (Frank y Brickman 2000).

Con respecto a la biomasa explotable, el modelo del ACE sugiere la existencia de suficiente biomasa de sardina para ser cosechada. Sin embargo, los reportes de captura fueron más bajos en comparación con lo estimado por el modelo. De acuerdo Nevárez-Martínez *et al.* (1999), la mortalidad por pesca reduce la biomasa reproductora, provocando una denso-dependencia, afectando con ello el reclutamiento. Esto podría ocurrir con una mortalidad por pesca anual superior a 0.325 (límite superior del intervalo de confianza del punto de referencia objetivo); sin embargo, este estudio estimó que solo las temporadas de pesca 1998, 2014, 2019 y 2021 superaron dicho punto de referencia. En consecuencia, la variabilidad en la mortalidad por pesca anual no explica completamente los cambios en la biomasa. Una explicación de lo anterior podría estar asociada a la disponibilidad de la sardina para la flota pesquera; la estocasticidad ambiental juega un papel importante en la distribución espacial del stock, afectando su abundancia, supervivencia, crecimiento y éxito de desove (Huato-Soberanis y Lluch-Belda 1987, Nevárez Martínez *et al.* 2001, Dorval *et al.* 2015).

Si bien este tema es particularmente relevante, la relación entre el medio ambiente y la población de sardinas está más allá del alcance de este estudio, que se basa principalmente en un análisis integrado de captura por edad para modelar los cambios temporales en la abundancia, la biomasa y el reclutamiento. Sin embargo, son necesarios nuevas líneas de investigación para comprender conjuntamente los efectos del medio ambiente en la dinámica poblacional de la sardina del Pacífico y de esta manera lidiar con la incertidumbre en las condiciones futuras relacionadas con los niveles de abundancia y el ambiente.

El Plan de Manejo Mexicano para la Pesquería de los Pelágicos Menores sugiere que la captura debiera ser menor o igual a la regla de control estimada. Bajo esta consideración, con los resultados de este estudio, se infiere que el STSP ha sido aprovechado de manera adecuada. Es decir, las capturas en la mayoría de las temporadas, no han superado la CBA como regla de control, a excepción de las temporadas 2014 y 2017 cuando en ambas temporadas se superó alrededor del 20% el punto de referencia objetivo.

El diagrama de Kobe confirma el estatus de la pesquería en condición precautoria de alta biomasa, con tasas de explotación y niveles de abundancia que indican un aprovechamiento al máximo rendimiento sostenible del recurso en la mayoría de las temporadas. Considerando lo anterior, la hipótesis planteada no se rechaza, por lo que se presume, que el STSP ha sido aprovechado de manera sustentable a lo largo del periodo analizado, con excepción de 2014 y 2017, en ambas temporadas de pesca, las capturas superaron la regla de control (CBA).

La estrategia de manejo basada en una regla de control dinámica, que depende de una fracción de biomasa, se considera una estrategia robusta para enfrentar la incertidumbre inherente, que es generada por el efecto climático sobre las poblaciones de peces (Walters y Martell 2004). La cual, también ha sido recomendada para poblaciones cuyo nivel de abundancia presenta una relación inversa con la capturabilidad (Martínez-Aguilar *et al.* 2009). Sin embargo, se sugiere que dicha estrategia de manejo se complemente con la medida de control del esfuerzo pesquero para evitar la sobrecapacidad pesquera y por ende la renta económica a los usuarios (Anderson y Seijo 2010, Galindo-Cortes 2011)

Es de gran importancia contar con estimaciones sobre la abundancia de cada uno de los diferentes stocks, sobre todo las estimaciones de los stocks transfronterizos como es el caso del stock templado de *S. sagax*. Lo anterior, para lograr acuerdos internacionales para asegurar la sustentabilidad en el futuro de este recurso. Esta es una de las intenciones de los foros trinacionales de sardina, que se han venido realizando anualmente sin interrupción desde el año 2000, donde existe una colaboración científica internacional, principalmente entre los países quienes explotan el recurso como Canadá, EUA y México.

9. CONCLUSIONES

- Los resultados de alometría de masa corporal para STSP, mostró en lo general un crecimiento hiperalométrico ($b = 3.155$). Sin embargo, se observó alternancia entre el crecimiento hipoalométrico e hiperalométrico a lo largo del periodo evaluado (2.790-3.421).
- Se estimó una periodicidad anual en las bandas de crecimiento en los otolitos del STSP (un borde opaco más un borde hialino).

- En la selección del modelo de crecimiento, se encontró que la distribución de la muestra tiene una influencia importante; por lo que, para evitar sesgos, se deben examinarse cuidadosamente los datos utilizados.
- El modelo de von Bertalanffy describió mejor el patrón de crecimiento del STSP, siendo el modelo con mayor plausibilidad frente a datos sesgados y fue estadísticamente confrontable con los otros modelos contrastados.
- La comparación entre el modelo de von Bertalanffy con tres y dos parámetros (t_0 fijo) indicó que el modelo de dos parámetros estimó valores más sesgados y con un CV mayor que con el modelo de tres parámetros, afectando principalmente la tasa de crecimiento (k).
- Se observó variabilidad interanual en la alometría y los parámetros de crecimiento del STSP, asimismo se observó una aparente relación entre la anomalía del índice de crecimiento (φ') e índices ambientales (PDO, ONI y UI).
- Considerando el nivel de explotación a través de la Regla de Control proyectada en el periodo analizado, se infiere que el STSP ha sido aprovechado de manera adecuada, a excepción de las temporadas 2014 y 2017 al superarse en ambas temporadas el punto de referencia objetivo (CBA).
- Lo anterior, es reafirmado por el diagrama de Kobe, con el cual se infiere que el estatus actual de la pesquería se encuentra en condición precautoria sin embargo con alta biomasa.
- En virtud de lo anterior, no se rechaza la hipótesis planteada, concluyendo que el STSP ha sido aprovechado de manera sustentable a lo largo del periodo analizados, con excepción de 2014 y 2017 cuando en ambas temporadas fue superada la regla de control (CBA).
- En el presente trabajo, se observó una alta variabilidad interanual en la abundancia y aunque la presión pesquera podría jugar un rol importante, tales fluctuaciones parecen estar más asociadas a las cambiantes condiciones ambientales, que influyen de manera directa en la mortalidad natural y que se determinó como el parámetro más sensible en el modelo ACE.

10. LITERATURA CITADA

- Aguirre-Gómez, R. 2002. Los mares mexicanos a través de la percepción remota. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México. 95 p.
- Aires-da-Silva, A., y Maunder, M.N. 2011. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2009 and outlook for the future. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, 11: 17-156.
- Alheit, J., and Bakun, A. 2010. Population synchronies within and between ocean basins: apparent teleconnections and implications as to physical-biological linkage mechanisms. *Journal of Marine Systems*, 79: 267–285.
- Allen, M.J., Wolotira Jr., R.J., Sample, T.M., Noel, S.F., Iten, C.R. 1990. West coast of North America coastal and oceanic zones strategic assessment: Data Atlas, Invertebrate and fish. NOAA. Seattle, WA. 145 p.
- Alvarado-Castillo R.M., Félix-Uraga R. 1996. Edad y crecimiento de la sardina Monterrey *Sardinops caeruleus* (Pisces:Clupeidae) en Isla de Cedros, Baja California, México, durante 1985 y 1986. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* **25**, 77–86.
- Alvarez-Trasviña, E. 2012. Variabilidad en el crecimiento individual de la sardina del pacífico *Sardinops sagax* (Jenyns, 1842) y su relación con el ambiente en Bahía Magdalena, B.C.S. Tesis de Maestría. CICIMAR. 45 p.
- Anderson, L.G., Seijo, J.C. 2010. Bioeconomics of fisheries management. Wiley-Blackwell. 1ra. Edicion. New Jersey. 305p.
- Baranov, F.I. 1918. On the question of the biological basis of fisheries, *Nauchnye Issledovaniya Ikhtologicheskii Instituta Izvestiya*. vol. 1: 81-128.
- Barnes, J. T., Jacobson, L.D., MacCall, A.D., Wolf, P. 1992. Recent population trends and abundance estimates for sardine (*Sardinops sagax*). *CalCOFI Reports*, 33: 60–75.
- Barnes, J.T., Foreman, T.J. 1994. Recent evidence for the formation of annual growth increments in the otoliths of young Pacific sardines (*Sardinops sagax*). *California Fish and Game*, 79: 29-35.

- Baumgartner, T.R., Soutar, A., Ferreira-Bartrina, V. 1992. Reconstruction of the history of Pacific sardine and northern anchovy population over the past two millennia from sediments of the Santa Barbara basin, California. *CalCOFI Reports*, 33: 24-40.
- Beamish, R.J., Fournier, D.A. 1981. A method for comparing the precision of a set of age determination. *Rev. Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38: 982-983.
- Beddington, J.R., Kirkwood, G.P. 2005. The estimation of potential yield and stock status using life-history parameters. *Philos. Trans. R. Soc. Lond., B, Biol. Sci.*, 360: 163–170.
- Beverton, R.J.H. 1963. Maturation, growth and mortality of clupeid and engraulid stocks in relation to fishing. *Rapp. p.-v. réun. - Cons. int. explor. mer.*, 1954: 44–67.
- Bolser, D.G., Grüss, A., Lopez, M.A., Reed, E.M., Mascareño-Osorio, I., Erisman, B.E. 2018. The influence of sample distribution on growth model output for a highly-exploited marine fish, the Gulf Corvina (*Cynoscion othonopterus*). *PeerJ* 6, e5582.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-theoretic Approach. Springer, New York, EE.UU. 488 p.
- Cailliet, G.M., Goldman, K.J. 2004. Age Determination and validation in Chondrichthyan fishes. In: Carrier J, Musick JA, Heithaus MR, eds. Biology of sharks and their relatives. Boca Raton: *CRC Press LLC*, 399–447 (Chapter 14).
- Cailliet, G.M., Smith, W.D., Mollet, H.F., Goldman, K.J. 2006. Age and growth studies of chondrichthyan fishes: the need for consistency in terminology, verification, validation, and growth function fitting. *Environ. Biol. Fishes.*, 77: 211–228.
- Campana, S.E. 2001. Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. *J. Fish Biol.*, 59:197–242
- Cavole, L.M., Demko, A.M., Diner, R.E., Giddings, A., Koester, I., Pagniello, C.M., Paulsen, M.L., Ramirez-Valdez, A. Schwenck, S.M., Yen, N.K., Zill, M.E., Franks, P.J.S. 2016. Biological impacts of the 2013–2015 warm-water anomaly in the Northeast Pacific: Winners, losers, and the future. *Oceanography*, 29(2): 273–285.

- Chang, W.Y.B. 1982. A statistical method for evaluating the reproducibility of age determination. *Rev. Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39(8): 1208–1210.
- Chavez, F.P., Ryan, J., Lluch-Cota, S.E., Niquen, C.M. 2003. From anchovies to sardines and back: multidecadal change in the Pacific Ocean. *Science*, 299: 217–221.
- Checkley Jr., D.M., Asch, R.G., Rykaczewski, R.R. 2017. Climate, anchovy and sardine. *Annu. Rev. Mar. Sci.*, 9: 469–493.
- Checkley Jr., D.M., Barth, J.A. 2009. Patterns and processes in the California Current System. *Prog. Oceanogr.*, 83: 49–64.
- Chen, D.G., Irvine, J.R., Cass, A.J. 2002. Incorporating Allee effects in fish stock recruitment models and applications for determining reference points. *Rev. Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 242-249.
- Cisneros-Mata, M.A., Estrada, J., Montemayor, G. 1990. Growth, mortality and recruitment of exploited small pelagic fishes in the Gulf of California. *Fishbyte.*, 8: 15–17.
- Cisneros-Mata, M.A., Montemayor-López, G., Nevárez-Martínez, M.O. 1996. Modeling deterministic effects of age structure, density dependence, environmental forcing, and fishing on the population dynamics of *Sardinops sagax caeruleus* in the Gulf of California. *CalCOFI Reports*, 37: 201-208.
- Clark, F.N., Marr, J.C. 1955. Population dynamics of the Pacific sardine. *CalCOFI Reports*, 1: 11-48.
- Costa, M.R., Araujo, F.G. 2003. Length-weight relationship and condition factor of *Micropogonias furnieri* (Desmarest) (Perciformes, Scianidae) in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Rev. BRas. Zool.*, 20(4): 685-690.
- Cury P., Bakum, A., Crawford, R.J.M., Jarre, A., Quiñonez, R.A., Shannon, L.J., Verheye, H.M. 2000. Small pelagics in upwelling systems, patterns of interaction and structural changes in “wasp-waist” ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.*, 57: 603-618.
- Cury P., Roy, C. 1989. Optimal environmental window and pelagic fish recruitment success in upwelling áreas. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46: 670-680.

- De Anda-Montañez, A., Arrequín-Sánchez, F., Martínez-Aguilar, S. 1999. Length based growth estimates for pacific sardine (*Sardinops sagax*) in the Gulf of California, Mexico. *CalCOFI Reports*, 40: 179-183.
- Demer, D. A., Zwolinski, J.P. 2014. Corroboration and refinement of a method for differentiating landings from two stocks of Pacific Sardine (*Sardinops sagax*) in the California Current. *ICES J. Mar. Sci.*, 71:328–335.
- Deriso, R., Barnes, J.T., Jacobson, L.D., Arenas, P.R. 1996. Catch-at-age analysis for Pacific sardine (*Sardinops sagax*), 1983–1995. *CalCOFI Reports*, 37: 175-187.
- Deriso, R.B., Quinn II, T.J., Neil, P.R. 1985. Catch-age analysis with auxiliary information. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 815–824.
- Dichmont, C.M., Deng, R.A., Punt, A.E., Brodziak, J., Chang, Y.J., Cope, J.M., Ianelli, J. N., Legault, C.M., Methot Jr, R.D., Porch, C.E., Prager, M.H., Shertzer, K.W. 2016. A review of stock assessment packages in the United States. *Fish. Res.*, 183: 447–460.
- DOF. 1983. Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar. 01 de junio de 1983. México.
- DOF. 2012. ACUERDO por el que se da a conocer el Plan de Manejo Pesquero para la Pesquería de Pelágicos Menores (sardinias, anchovetas, macarela y afines) del Noroeste de Mexico. 8 de noviembre de 2012. México.
- DOF. 2018. ACUERDO por el que se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera. 11 de junio de 2018. México.
- DOF. 2019. Norma Oficial Mexicana NOM-003-SAG/PESC-2018, Para regular el aprovechamiento de las especies de peces pelágicos menores con embarcaciones de cerco, en aguas de jurisdicción federal del Océano Pacífico, incluyendo el Golfo de California. 12 de marzo de 2019. México.
- Dorval E, McDaniel JD, Macewicz BJ, Porzio DL. 2015. Changes in growth and maturation parameters of Pacific sardine *Sardinops sagax* collected off California during a period of stock recovery from 1994 to 2010. *J. Fish Biol.*, **87(2)**: 286–310.

- Durazo, R. 2009. Climate and upper ocean variability off Baja California, México: 1997–2008. *Prog. Oceanogr.*, 83: 361–368.
- Durazo, R., Baumgartner, T.R. 2002. Evolution of oceanographic conditions off Baja California: 1997–1999. *Prog. Oceanogr.*, 54: 7–31.
- Durazo, R., Castro, R., Miranda, L.E., Delgadillo-Hinojosa, F., Mejía-Trejo, A. 2017. Anomalous hydrographic conditions off the northwestern coast of the Baja California Peninsula during 2013–2016. *Cienc. Mar.*, 43(2): 81–92.
- Ehrhardt, N. 1981. Curso de evaluación de recursos y dinámica de poblaciones. Métodos de análisis de estadísticas de captura y esfuerzo de pesca y su aplicación en modelos globales de pesquerías. La Paz, B.C.S.
- Emmett, R.L., Brodeur, R.D., Miller, T.W., Pool, S.S., Bentley, P.J., Krutzikowsky, G.K., McCrae, J. 2005. Pacific Sardine (*Sardinops sagax*) Abundance, Distribution, and Ecological Relationships in the Pacific Northwest. *CalCOFI Reports*, 46: 122-143.
- Espinosa-Carreón, T.L., Strub, P.T., Beier, E., Ocampo-Torres, F., Gaxiola-Castro, G. 2004. Seasonal and interannual variability of satellite-derived chlorophyll pigment, surface height, and temperature off Baja California. *J. Geophys. Res.*, 109: C03039.
- FAO. 1995. Code of Conduct for Responsible Fisheries. FAO. Rome: 41 p.
- FAO. 2020. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2020. La sostenibilidad en acción. FAO. Rome: 28 p.
- Félix-Uraga, R. 1990. Crecimiento de *Sardinops caeruleus* en Bahía Magdalena, México. *Investig. Mar.*, 5(1): 27-31.
- Félix-Uraga, R. 2006. Dinámica poblacional de la sardina del Pacífico *Sardinops sagax* (Jenyns 1842) (Cupleiformes: Clupeidae), en la costa oeste de la península de Baja California y el sur de California. Tesis de Doctorado. CICIMAR. La Paz, B.C.S., México. 86 p.
- Félix-Uraga, R., Gómez-Muñoz, V.M., Quiñónez-Velázquez, C., Melo-Barrera, F.N., García-Franco, W. 2004. On the Existence of Pacific Sardine Groups off the West Coast of Baja California and Southern California. *CalCOFI Reports*, 45: 146-151.

- Félix-Uraga, R., Gómez-Muñoz, V.M., Quiñónez-Velázquez, C., Melo-Barrera, F.N., Hill, K., García-Franco, W. 2005. Pacific Sardine (*Sardinops sagax*) Stock Discrimination off the West Coast of Baja California and Southern California Using Otolith Morphometry. *CalCOFI Reports*, 46: 113-121.
- Félix-Uraga, R., Melo-Barrera, F.N., Quiñónez-Velázquez, C. 2007. Parámetros poblacionales de la sardina del Pacífico *Sardinops sagax* y su contribución a la pesquería de Bahía Magdalena: enfoques de stocks. En Funes-Rodríguez, R., Gómez-Gutiérrez, J. Palomares-García, R., Edit., CICIMAR-IPN, La Paz, México, 221-230 pp.
- Frank, K.T., Brickman, D. 2000. Allee effects and compensatory population dynamics within a stock complex. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57: 513-517.
- Freón, P., Cury, P., Shannon, L., Roy, C. 2005. Sustainable exploitation of small pelagic fish stocks challenged by environmental and ecosystem changes: a review. *Bull. Mar. Sci.*, 76: 385-462.
- Froese, R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J. Appl. Ichthyol.*, 22: 241-253.
- Galindo-Cortes, G. 2011. Enfoque precautorio aplicado a recursos pesqueros fluctuantes: Un análisis bioeconómico para la sardina del Pacífico. Tesis de Doctorado. CIB-Nor. La Paz, México, 111 p.
- Galindo-Cortes, G., De Anda-Montanez, J.A., Arreguin-Sanchez, F., Salas, S., Balart, E.F. 2010. How do environmental factors affect the stock-recruitment relationship? The case of the Pacific sardine (*Sardinops sagax*) of the northeastern Pacific Ocean. *Fish. Res.*, 102: 173-183.
- García-Alberto, G. 2010. Reproducción de la sardina del Pacífico *Sardinops sagax* (Jenyns, 1842) en la región sur de la Corriente de California. Tesis de Maestría. CICIMAR. La Paz, México, 77 p.
- García-Morales, R., Shirasago-German, B., Félix-Uraga, R., Perez-Lezama, E.L. 2012. Conceptual models of Pacific sardine distribution in the California Current System. *Current Development in Oceanography*, 5:1-47.

- Goldman, K.J., Cailliet, G.M., Andrews, A.H., Natanson, L.J. 2012. Assessing the age and growth of chondrichthyan fishes. In: Carrier, J., Musick, J.A., Heithaus, M.R., eds. *Biology of sharks and their relatives*. Second Edition. Boca Raton: *CRC Press LLC.*, 423–452.
- Gompertz, B. 1825. On the nature of the function expressive of the law of human mortality, and on a new mode of determining the value of life contingencies. *Philos. Trans. R. Soc. Lond.*, 115: 513–583.
- González-Ochoa, O.A., Quiñonez-Velázquez, C., Félix-Uraga, R., Alvarado-Castillo, R.M. 2004. Relación entre la temperatura, el crecimiento y el tamaño de la clase anual de la sardina del Pacífico *Sardinops caeruleus* (Girard, 1856) en Bahía Magdalena, Baja California Sur, México. En Quiñonez-Velázquez, C., Elorduy Garay J.F., Edit., *Ambiente y pesquería de pelágicos menores en el noroeste de México*. CICIMAR-IPN, La Paz, México, 6: 87-105.
- Goodyear, C.P. **2019**. Modeling growth: consequences from selecting samples by size. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 148: 528–551.
- Grant, W.S., Clark, A.M., Bowen, B.W. 1998. Why restriction fragment length polymorphism analysis of mitochondrial DNA failed to resolve sardine (*Sardinops*) biogeography: Insights from mitochondrial DNA cytochrome b sequences. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55: 2539-2547.
- Haddon, M. 2011. *Modeling and quantitative methods in fisheries*. Edit., Chapman-Hall. London, England. 433 p.
- Hammann, M.G., Palleiro-Nayar, J.S., Sosa, O. 1995. The effects of the 1992 El Niño on the fisheries of Baja California, México. *CalCOFI Reports*, 36: 127-133.
- Hedgecock, D., Hutchinson, E.S., Li, G., Sly, F.L., Nelson, K. 1989. Genetic and morphometric variation in the Pacific sardine, *Sardinops sagax caerulea*: Comparisons and contrasts with historical data and with variability in the northern anchovy, *Engraulis mordax*. *Fish. Bull.* 87(3): 653-671.
- Helfman, G.S., Collette, B.B., Facey, D.E., Bowen, B.W. 2009. *The diversity of fishes*. 2nd edn. Wiley-Blackwell, Hoboken, New Jersey, USA.

- Hernandez-Vazquez, S. 1983. Análisis y normalización del esfuerzo pesquero de la flota sardinera de Bahla Magdalena B. C. Sur, México (1972-1981). Tesis de Maestría, CICIMAR-IPN, La Paz, México, 142 p.
- Hewitt, D.A., Hoenig, J.M. 2005. Comparison of two approaches for estimating natural mortality based on longevity. *Fish. Bull.*, 103:433–437.
- Hilborn, R., Mangel, M. 1997. The ecological detective. confronting models with data. monographs in population biology. Princeton academic press. 315 pp.
- Hilborn, R., Pikitch, E.K., McAllister, M.A. 1994. A Bayesian estimation and decision analysis for an age-structured model using biomass survey data. *Fish Res.*, 19: 17-30.
- Hilborn, R., Walters, C.J. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman and Hall. New York, EE.UU. 560 pp.
- Hill K.T., P.R. Crone, J.P. Zwolinski. 2018. Assessment of the Pacific Sardine Resource in 2018 for U.S. Management in 2018-19. US Department of Commerce. NOAA Tech. Memo. NMFS-SWFSC-600.
- Hill K.T., P.R. Crone, J.P. Zwolinski. 2019. Assessment of the Pacific Sardine Resource in 2019 for U.S. Management in 2019-20. US Department of Commerce. NOAA Tech. Memo. NMFS-SWFSC-615.
- Hill, K.T., Crone, P.R., Lo, N.C.H., Macewicz, B.J., Dorval, E., McDaniel, J.D., Gu, Y. 2011. Assessment of the Pacific sardine resource in 2011 for U.S. management in 2012. US Department of Commerce. NOAA Tech. Memo. NMFS-SWFSC-487. 262 p.
- Hill, K.T., Crone, P.R., Zwolinski, J.P. 2017. Assessment of the Pacific sardine resource in 2017 for U.S. management in 2017-18. Pacific Fishery Management Council, April 2017 Briefing Book, Agenda Item G.5.a, Portland, Oregon. 146 p.
- Hjort, J. 1914. Fluctuations in the great fisheries of northern Europe viewed in the light of biological research. *Rapp. p.-v. réun. - Cons. int. explor. mer.*, 1:5-38

- Holt, S.J. 1960. A preliminary comparative study of the growth, maturity and mortality of sardines. In: Proceedings of the World Scientific Meeting on the biology of sardines and related species. FAO: Rome, Italy, 2: 553-561
- Huato-Soberanis, L., Lluch-Belda, D. 1987. Masoscale cycles in the series of environmental indices related to the sardine fishery in the Gulf of California. *CalCOFI Reports*, 28: 128-134.
- Hubbs, C.L. 1929. The generic relationships and nomenclature of the California sardine. *Proc. Calif. Acad. Sci. Ser.*, 4(18): 261-265
- Jacobson, L.D., Bograd, S.J., Parrish, R.H., Mendelsohn, R., Schwing, F.B. 2005. An ecosystem-based hypothesis for climatic effects on surplus production in California sardine (*Sardinops sagax*) and environmentally dependent surplus production models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 62: 1782–1796.
- Jacobson, L.D., De Oliveira, J.A.A., Barange, M., Cisneros-Mata, M.A., Felix-Uraga, R., Hunter, J.R., Yeong, K.J., Matsuura, Y., Ñiquen, M., Porteiro, C., Rotschild, B., Sánchez, R.P., Serra, R., Uriarte, A., Wada, T. 2001. Surplus production, variability, and climate change in the great sardine and anchovy fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58: 1891–1903.
- Jacobson, L.D., McCall, A.D. 1995. Stock-recruitment models for Pacific sardine *Sardinops sagax*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 52: 566-577.
- Jiménez-Rodríguez, J.G. Análisis comparativo del crecimiento y la estructura poblacional de sardina monterrey *Sardinops caeruleus* (Girard) en el Golfo de California de las temporadas 1988/1989 y 1989/1990. 1991. Tesis de Licenciatura. Escuela de Biología. Universidad Autónoma de Guadalajara. Guadalajara, México. 60 p.
- Jones, R.E., Petrell, R.J., Pauly, D. 1999. Using modified length-weight relationships to assess the condition of fish. *Aquac. Eng.*, 20: 261-276.
- Kaplan, I.C., Francis, T.B., Punt, A.E., Koehn, L.E., Curchitser, E., Hurtado-Ferro, F., Johnson, K.F., Lluch-Cota, S.E., Sydeman, W.J., Essington, T.E., Taylor, N., Hollsman, K., MacCall, A.D., Levin, P.S. 2019. A multi-model approach to understanding the role of Pacific sardine in the California Current food web. *Mar Ecol Prog Ser.*, 617-618: 307–321.

- Kapur, M., Haltuch, M., Connors, B., Rogers, L., Berger, A., Koontz, E., Cope, J., Echave, K., Fenske, K., Hanselman, D., Punt, A.E. 2020. Oceanographic features delineate growth zonation in Northeast Pacific sablefish. *Fish. Res.*, 222: 105414.
- Katsanevakis, S. 2006. Modelling fish growth: Model selection, multi-model inference and model selection uncertainty. *Fish. Res.* 81: 229-235.
- Katsanevakis, S., Maravelias, C.D. 2008. Modelling fish growth: Multi-model inference as a better alternative to a priori using von Bertalanffy equation. *Fish and Fisheries*, 9(2): 178-187.
- Kawasaki, T. 1983. Why do some pelagic fishes have wide fluctuations in their numbers? Biological basis in fluctuation from the viewpoint of evolutionary ecology. Actas para la consulta de expertos para examinar los cambios en la abundancia y composición por especies de recursos de peces neríticos San José, Costa Rica, 18-29 de abril de 1983. FAO, Informe de Pesca. 3 (291): 1065-1080.
- Kramer, D., P.E. Smith. 1971. Seasonal and geographic characteristics of fishery resources. California current region VII. Pacific Sardine. *Com. Fish. Rev.*, 33(10): 7-11.
- Kuriyama P.T., Hill K.T., Zwolinski J.P. 2021. Assessment of the Pacific sardine resource in 2021 for U.S. management in 2021-2022, U.S. Department of Commerce.
- Kuriyama, P.T., Zwolinski, J.P., Hill, K.T., Crone, P.R. 2020. Assessment of the Pacific sardine resource in 2020 for U.S. management in 2020-2021. Pacific Fishery Management Council, Portland, OR. EE.UU. 189 p.
- Lenarz, W.H., Ventresca, D.A. Graham, W.M., Schwing, F.B., Chavez, F. 1995. Exploration of El Niño events and associated biological population dynamics off Central California. *CalCOFI Reports*, 36: 106-119.
- Lindgren, M., Checkley Jr., D.M. 2013. Temperature dependence of Pacific sardine (*Sardinops sagax*) recruitment in the California Current Ecosystem revisited and revised. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 70: 245–252.

- Linton, B.C., Bence, J.R. 2008. Evaluating methods for estimating process and observation error variances in statistical catch-at-age analysis. *Fish. Res.*, 94: 26–35.
- Lluch-Belda, D., Arvizu, M.J., Hernández-Vázquez S., Lluch-Cota, D.A., Salinas, C.Z., Baugartener, T., Hammann, G., Cota, V.A., Coteró, C.E., García, F.W., Pedrín, O., Lizárraga, S.M., Martínez, M.A., Morales, R., Nevárez, M.O., Santos, J.P. Ochoa, R., Rodríguez, S.R., Torres, J.R., Páez, F. 1995. Atlas Pesquero de México. Pesquerías Relevantes. Secretaría de Pesca/Instituto Nacional de la Pesca/Universidad de Colima (Centro Nacional Editor de Discos Compactos). 310 pp.
- Lluch-Belda, D., Crawford, R.J.M., Kawasaki, T., MacCall, A.D., Parrish, R.H., Schwartzlose, R.A., Smith, P.E. 1989. Worldwide fluctuations of sardine and anchovy stocks: the regimen problem. *S. Afr. J. Mar. Sci.*, 8: 195–205.
- Lluch-Belda, D., D.B. Lluch-Cota, S.E. Lluch-Cota. 2003. Baja California's biological transition zones: Refuges for the California sardine. *Journ. Oceanog.* 59(4): 503-513.
- Lluch-Belda, D., Hernández-Vázquez, S., Schwartzlose, R.A. 1991a. A hypothetical model for the fluctuation of the California sardine population (*Sardinops sagax caerulea*). In: Long-term variability of pelagic fish populations and their environment. Kawasaki, T., Tanaka, S., Toba, Y., Taniguchi, A. eds. Oxford. Pergamon Press. 293-300 pp.
- Lluch-Belda, D., Lluch-Cota, D.B., Hernández-Vázquez, S., Salinas-Zavala, C.A., Schwartzlose, R.A. 1991b. Sardine and anchovy spawning as related to temperature and upwelling in the California current system. *CalCOFI Reports.*, 32: 105-111.
- Lo, N.C.H., Green Ruiz, Y.A., Cervantes, M.J., Moser, H.G., Lynn, R.J. 1996. Egg production and spawning biomass of Pacific sardine (*Sardinops sagax*) in 1994, determined by the daily egg production method. *CalCOFI Reports*, 37: 160–174.
- Lo, N.C.H., Macewicz, B.J., Griffith, D.A. 2011. Migration of Pacific Sardine (*Sardinops sagax*) off the West Coast of United States in 2003–2005. *Bull. Mar. Sci.*, 87: 395–412.
- Lorenzen, K. 2016. Toward a new paradigm for growth modeling in fisheries stock assessments: embracing plasticity and its consequences. *Fish. Res.*, 180: 4–22.

- Lynn, R.J., Simpson, J.J. 1987. The California Current System: The seasonal variability of its physical characteristics. *J. Geophys. Res.*, 92: 12947–12966.
- MacCall, A.D. 1979. Population estimates for the waning years of the Pacific sardine fishery. *CalCOFI Reports*, 10: 72-82.
- Macewicz, B.J., Castro-González, J.J., Coto Altamirano, C.E., Hunter, J.R.. 1996. Adult reproductive parameters of Pacific Sardine (*Sardinops sagax*) during 1994. *CalCOFI Reports*, 37: 140-151.
- Mackas, D.L. 2006. Interdisciplinary oceanography of the western North American continental margin: Vancouver Island to the tip of Baja California. In: Robinson AR, Brink KH (eds.), *The Global Coastal Ocean: Interdisciplinary Regional Studies and Syntheses*. Harvard University Press, pp. 441–501.
- Maldonado-Amparo, M.A., Sanchez-Cardenas, R., Salcido-Guevara, L.A., Valdez-Pineda, M.C., Ramirez-Perez, J.S., Arzola-González, J.F., Moreno-Sánchez, X.G., Marin-Enriquez, E. 2019. Length-weight relationship and condition factor of butterflyfish *Peprilus medius* (Peters, 1869) in the southeast Gulf of California. *California Fish and Game*, 105(2): 39-47.
- Martínez-Aguilar, S., De Anda-Montañez, J.A., Arreguín-Sánchez, F., Cisneros-Mata, M.A. 2009. Constant harvest rate for the Pacific sardine (*Sardinops caeruleus*) fishery in the Gulf of California based on catchability-at-length estimations. *Fish. Res.* 99: 74–82.
- Maunder M.N., Aires-da-Silva A. 2012. Evaluation of the Kobe plot and strategy matrix and their application to tuna in the EPO. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, 12: 191-211.
- McClatchie, S. 2014. Oceanography of the Southern California Current System Relevant to Fisheries. In: *Regional Fisheries Oceanography of the California Current System*. Springer, Dordrecht., 13-60.
- McDaniel, J., Piner, K., Lee, H.H., Hill, K. 2016. Evidence that the Migration of the Northern Subpopulation of Pacific Sardine (*Sardinops sagax*) off the West Coast of the United States Is Age-Based. *PLoS ONE*, 11(11): e0166780.

- McFarlane, G.A., Beamish, R.J. 1999. Sardines return to British Columbia waters. In: Proceedings of the 1998 Science Board Symposium on the impacts of the 1997/98 El Niño event on the north Pacific Ocean and its marginal seas, Freeland, H., Peterson, W.P., Tyler, A. Eds., Sidney, Canada. PICES Scientific Report, *N. Pac. Mar. Sci. Org.* 10: 77-82.
- Megrey, B.A. 1989. Review and comparison of age-structured stock assessment models from theoretical and applied points of view. In: Edwards, E.F., Megrey, B.A. Eds., *Mathematical Analysis of Fish Stock Dynamics. Am. Fish. Soc. Symp.*, Bethesda, 8–48 pp.
- Meiri, S. 2011. Bergmann's rule—What's in a name?. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 20: 203–207.
- Melo-Barrera, F.N., Félix-Uraga, R., Quiñonez-Velázquez, C. 2010. Análisis de la pesquería de *Sardinops Sagax* en la costa occidental de Baja California Sur, México, durante 2006-2008. *Cienc. Pesq.*, 18: 33-46.
- Méndez-Dasilveira, B. 1987. Edad y crecimiento de *Sardinops sagax caerulea* en el Golfo de California. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, México. 91 pp.
- Mercier, L., Panfili, J., Paillon, C., N'diaye, A., Mouillot, D., Darnaude, A.M. 2011. Otolith reading and multi-model inference for improved estimation of age and growth in the gilthead seabream *Sparus aurata*. *Estuar Coast Shelf Sci.*, 92: 534–545.
- Methot, R.D. 1989. Synthetic estimates of historical abundance and mortality for northern anchovy. *American Fisheries Society Symposium*, 6: 66-82. Murphy, G.I., 1966. Population biology of the Pacific sardine *Sardinops caerulea*. *Proc. Cal. Acad. Sci.*, 34(1): 1-87.
- Miller, T.J., O'Brien, L., Fratantoni, P.S. 2018. Temporal and environmental variation in growth and maturity and effects on management reference points of Georges Bank Atlantic cod. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 75(12): 2159-2171.
- Morales-Bojórquez, E., Nevárez-Martínez, M.O. 2005. Spawner-recruit patterns and investigation of allee effect in pacific sardine (*Sardinops sagax*) in the Gulf of California, Mexico. *CalCOFI Reports*, 46:161-174...

- Murphy, G.I. 1966. Population biology of the Pacific sardine (*Sardinops caerulea*). *Proc. Calif. Acad. Sci.*, 34 (1): 1-84.
- Neer, J.A., Thompson, B.A., Carlson, J.K. 2005. Age and growth of *Carcharhinus leucas* in the northern Gulf of Mexico: incorporating variability in size at birth. *J. Fish Biol.*, 67: 370–383.
- Neter, J., Kutner, M.H., Nachtschien, J., Wasserman, W. 1996. Applied linear statistical models. McGraw-Hill/Irwin, Chicago. Pope, J.G. 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *Int. Comm. Northwest Atl. Fish. Res. Bull.*, 9: 65-74.
- Nevárez-Martínez MO, Martínez-Zavala MA, Jacob-Cervantes ML, Enciso-Enciso C, Cotero-Altamirano CE, Lopez-Lagunas AE, Valdez-Pelayo A, Santos-Molina JP, Gonzalez-Maynez VE, Arizmendi-Rodriguez DI. 2021. Peces Pelágicos Menores *Sardinops sagax*, *Opisthonema spp.*, *Scomber japonicus*, *Engraulis mordax*, *Cetengraulis mysticetus*, *Etrumeus teres*, *Trachurus symmetricus*, *Oligoplites spp.* En Prensa: *Sustentabilidad y Pesca Responsable en México: Evaluación y Manejo*. SADER-INAPESCA. México.
- Nevárez-Martínez, M.O., Arzola-Sotelo, E.A., López-Martínez, J., Santos-Molina, J.P., Martínez-Zavala, M.A. 2019. Modeling Growth of the Pacific Sardine *Sardinops Caeruleus* in the Gulf of California, Mexico, Using the Multimodel Inference Approach. *CalCOFI Reports*, 60: 1-13.
- Nevárez-Martínez, M.O., Chávez, E.A., Cisneros-Mata, M.A., Lluch-Belda, D. 1999. Modeling of the Pacific sardine *Sardinops caeruleus* fishery of the Gulf of California, México. *Fish. Res.*, 41: 273-283.
- Nevárez-Martínez, M.O., Cisneros-Mata, M.A., Montemayor-López, G., Santos-Molina, P. 1996. Estructura por edad y crecimiento de la sardina monterrey (*Sardinops sagax caeruleus*) del Golfo de California, México: Temporada de pesca 1990/91. *Ciencia Pesquera*. 13: 30–36.
- Nevárez-Martínez, M.O., Lluch-Belda, D., Cisneros-Mata, M.A., Santos-Molina, J.P., Martínez-Zavala, M.A., Lluch-Cota S.E. 2001. Distribution and abundance of the Pacific

sardine (*Sardinops sagax*) in the Gulf of California and their relation with the environment. *Prog. Oceanogr.*, 49: 565–580.

Nevárez-Martínez, M.O., Martínez-Zavala, M.A., Jacob-Cervantes, M.L., Cotero-Altamirano, C.E., Santos-Molina, J.P., Valdez-Pelayo, A. 2014. Peces Pelágicos Menores *Sardinops sagax*, *Opisthonema spp.*, *Scomber japonicus*, *Engraulis mordax*, *Cetengraulis mysticetus*, *Etrumeus teres*, *Trachurus symmetricus*, *Oligoplites spp.* In: Beléndez-Moreno, L.F.J., Espino-Barr, E., Galindo-Cortes, G., Gaspar-Dillanes, M.T., Huidobro-Campos, L., Morales-Bojórquez, E. Eds., Sustentabilidad y Pesca Responsable en México: Evaluación y Manejo. Secretaria de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de la Pesca. México.

Nieto, K., McClatchie, S., Weber, E.D., Lennert-Cody, C.E. 2014. Effect of mesoscale eddies and streamers on sardine spawning habitat and recruitment success off southern and central California. *J. Geophys. Res. (Oceans)*, 119: 1–10.

Pardo, S.A., Cooper, A.B., Dulvy, N.K. 2013. Avoiding fishy growth curves. *Methods. Ecol. Evol.*, 4: 353-360.

Parrish, R.H., Serra, R., Grant, W.S. 1989. The monotypic sardines, Sardine and *Sardinops*: Their taxonomy, distribution, stock structure, and zoogeography. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46: 2019-2036.

Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 39(2): 175-192.

Pauly, D. 1993. Fishbyte section editorial. *Naga, ICLARM Quart.* 16: 26.

Pauly, D., Munro, L. 1984. Once more on growth comparison in fish and invertebrates. *Fishbyte*, 2: 21.

Pawitan, Y. 2001. In *All Likelihood, Statistical Modelling and Inference Using Likelihood*. Oxford University Press. Oxford. R.U. 515 p.

- Pedrín, O.O., Sokolov, V.A., Molina, D. 1973. Las capturas, captura por unidad de esfuerzo y esfuerzo de la pesquería de sardine monterrey en el Golfo de California de 1968 a 1972. Instituto Nacional de Pesca. INP/SI: i3.
- Polacheck, T., Hilborn, R., Punt, A.E. 1993. Fitting Surplus Production Models: Comparing Methods and Measuring Uncertainty. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50(2): 2597-2607.
- Ponce-Díaz G. 1988. Análisis de la flota sardinera-anchovetera del noroeste de México. Tesis de Maestría, CICIMAR-IPN, La Paz, México, 109 p.
- Pope, J.G. 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *ICNAF Res. Bull.*, 9: 65-74.
- Quinn II, T., Deriso, R. 1999. Quantitative fish dynamics. Oxford University Press, New York. Primera Edición, 542 p.
- Quiñonez-Velázquez, C., Alvarado-Castillo, R., Félix-Uraga, R. 2002. Relación entre el crecimiento individual y la abundancia de la población de la sardina del Pacífico *Sardinops caeruleus* (Pisces: Clupeidae) (Girard 1856) en Isla de Cedros, Baja California, México. *Rev. biol. Mar. oceanogr.*, 37(1): 1-8.
- Radovich, J. 1982. The collapse of the California sardine fishery. What have we learned? *CalCOFI Reports*, 23: 56-77.
- Rebstock, G.A. 2002. Climatic regime shifts and decadal-scale variability in calanoid copepod populations off southern California. *Global Change Biology*, 1: 71-89.
- Richards, L.J., Schnute, J.T. 1998. Model complexity and catch-age analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55: 949-957.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. board Can.*, 191: 1-382.
- Rodríguez-Sánchez, R., Lluch-Belda, D., Villalobos-Ortiz, H., Ortega-García, S. 2001. Large-scale long-term variability of small pelagic fish in the California current system. In: Spatial processes and management of marine populations. In: Kruse, G.H., Bez, N., Booth,

- A., Dorn, M.W., Hills, S., Lipcius, R.N., Pelletier, D., Roy, C., Smith, S.J., Witherell, D. Eds. Fairbanks, AK: Univ. Alaska, 447–462.
- Rykaczewski, R.R., Checkley Jr., D.M. 2008. Influence of ocean winds on the pelagic ecosystem in, upwelling regions. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 105: 1965–1970.
- Scherrer, S.R., Kobayashi, D.R., Weng, K.C., Okamoto, H.Y., Oishi, F.G., Franklin, E.C. 2021. Estimation of growth parameters integrating tag-recapture, length-frequency, and direct aging data using likelihood and Bayesian methods for the tropical deepwater snapper *Pristipomoides filamentosus* in Hawaii. *Fish. Res.*, 233: 105753.
- Schnute, J. 1981. A versatile growth model with statistically stable parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38: 1128-1140.
- Schnute, J.T., Richards, L.J. 1990. A unified approach to the analysis of fish growth, maturity, and survivorship data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: 24-40.
- Shepherd, J.G. 1999. Extended survivors analysis: an improved method for the analysis of catch-at-age data and abundance indices. *ICES J. Mar. Sci.*, 56: 584–591.
- Simmonds, E.J. 2003. Weighting of acoustic- and trawl-survey indices for the assessment of North Sea herring. *ICES J. Mar. Sci.*, 60: 463–71.
- Smith, P.E. 1995. A warm decade in the Southern California Bight. *CalCOFI Reports*, 36: 120-126.
- Smith, P.E. 2005. A History of Proposals for Subpopulation Structure in the Pacific Sardine (*Sardinops sagax*) Population off Western North America. *CalCOFI Reports*, 46: 75-82.
- Smith, P.E., Richardson, S.L. 1979. Bibliografía Seleccionada sobre Reconocimientos de Huevos y Larvas de Peces Pelágicos. *FAO Fish. Circ.*, 706: 97 p.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J. 2009. Introduction of Biostatistics. 2nd edn. Dover Publications, Inc, New York, N.Y., EE.UU.
- Soutar, A., Isaac, J.D. 1974. Abundance of pelagic fish during the 19th and 20th centuries as recorded in anaerobic sediment off Californias. *Fish. Bull. U.S.*, 72: 257-273.

- Sparre, P., Venema, S.C. 1995. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual. FAO Fish. Tech., 306.1 Rome. 376 p.
- Valencia-Gasti, J.A., Baumgartner, T., Durazo, R. 2015. Efectos del clima oceánico sobre el ciclo de vida y distribución de peces pelágicos menores en el Sistema de la Corriente de California, frente a Baja California. *Cienc. Mar.*, 41(4): 315–348.
- Venzon, D.J. Moolgavkar, S.H. 1988. A Method for computing profile-likelihood based confidence intervals. *Appl. Stat.*, 37: 87-94.
- Veron, M., Duhamel, E., Bertignac, M., Pawlowski, L., Huret, M. 2020. Major changes in sardine growth and body condition in the Bay of Biscay between 2003 and 2016: Temporal trends and drivers. *Prog. Oceanogr.*, 182: 102274.
- Von Bertalanffy, L.A. 1938. quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws II). *Human Biology*. 10: 181-213.
- Walter, C.J., Martell, S.J.D. 2004. Fisheries ecology and management. Princeton Univ. Press, Princeton. 399 p.
- Wolf, P. 1992. Recovery of the Pacific sardine and the California sardine fishery. *CalCOFI Reports*, 33: 76-86.
- Yaremko, M. 1996. Age determination in Pacific sardine, *Sardinops sagax*. *NOAA-TM-NMFS-SWFSC*, 223: 1-39.
- Zar, J.H. 1999. Biostatistical analysis. Prentice-Hall; Englewood Cliffs, New Jersey, 633 p.
- Zwolinski, J.P., Demer, D.A. 2012. A cold oceanographic regime with high exploitation rates in the northeast Pacific forecasts a collapse of the sardine stock. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 109: 4175–4180.
- Zwolinski, J.P., Demer, D.A. 2013. Measurements of natural mortality for Pacific sardine (*Sardinops sagax*). *ICES J. Mar. Sci.*, 70:1,408-1,415.
- Zwolinski, J.P., Demer, D.A. 2014. Environmental and parental control of Pacific sardine (*Sardinops sagax*) recruitment. *ICES J. Mar. Sci.*, 71(8) 2198-2207.

Anexo 1. Clave edad-longitud del stock templado de la sardina del Pacífico *Sardinops sagax*, en el sur del Sistema de Corriente de California (SCC) para el periodo 2005-2014.

<i>LE</i> (mm)	Edad (años)												<i>n</i>	
	0.5	1	1.5	2	2.5	3	3.5	4	4.5	5	5.5	6		
<117	15													15
122	5	16												20
127	10	38												48
132	12	34	21											67
137	6	47	47	23										123
142		54	73	69	9									205
147		33	83	77	7	8								208
152		67	63	96	8	28	1							263
157		35	58	111	22	20	2	3						251
162		24	75	137	19	32	4	4						295
167		7	35	153	19	36	7	5						262
172		2	23	128	40	62	8	17	1					281
177			16	116	54	77	26	19	2	1				311
182			1	82	39	76	24	24	8	2				256
187				42	31	87	22	45	8	8			1	244
192				31	20	81	15	29	8	8	7		1	200
197				13	13	62	11	43	9	9	3		2	165
202				10	7	34	17	42	11	9	6		1	137
207				2	4	18	6	20	4	11	6		11	79
212					3	12	5	16	3	5	2		9	55
>217						7	4	7	1	4				23
<i>n</i>	48	357	495	1090	295	640	152	274	55	57	21	25		3509
<i>Prom</i>	125.7	143.8	152.3	165.2	175.5	182.0	186.8	192.0	193.9	199.2	199.4	206.4		
<i>D.E.</i>	6.9	11.8	11.4	14.2	14.7	15.1	13.3	13.1	10.3	9.8	6.5	6.8		