

Estrategia de explotación para la pesquería multiespecífica en la región del Corredor San Cosme – Punta Coyote

**Castro-Salgado J.C.¹, O.T. González – Cuellar², M. Walther-Mendoza³,
R. Amoroso⁵, M. Pons⁵, J.G. Díaz-Uribe⁴, M. Zúñiga-Flores⁴,
S. Vandyck², C. Álvarez-Flores¹.**

Version 3.0

Reporte Interno

Noviembre de 2025

¹Pronatura Noroeste; ²Sociedad de Historia Natural Niparajá; ³The Nature Conservancy, México; ⁴Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables; ⁵University of Washington, School of Aquatic and Fishery Sciences.



Introducción

En la costa oriental de Baja California Sur, México, existe una región costera que se conoce como Corredor San Cosme – Punta Coyote (CSCPC). En él se encuentran establecidas 13 comunidades donde habitan aproximadamente 360 personas que dependen principalmente de la pesca, actividad que se ha desempeñado en la región al menos 50 años (Plomozo-Lugo *et al* 2018).

La actividad pesquera en la región es considerada de pequeña escala o “ribereña” ya que las embarcaciones que se utilizan para la explotación de los recursos son de autonomía limitada, hechas de fibra de vidrio, de 23 ft de largo (eslora) por 6 ft de ancho, y que son impulsadas por un motor fuera de borda de 75 – 115 hp (Marín 2007, CONAPESCA 2017). El arte de pesca que se utiliza por los usuarios de la región es la línea de mano y anzuelo con una variedad de carnadas dependiendo la especie objetivo (Vázquez-Robles 2018). La naturaleza de la pesquería es multiespecífica, es decir, más de una especie puede ser capturada en el mismo lugar, en el mismo momento y por el mismo arte de pesca, además de que la mayoría de las especies capturadas son de interés comercial. Las especies de mayor abundancia en la región son huachinango, cadernal, pierna, jurel, cochito, cabrilla sardinera, pargo amarillo, estacuda, entre muchas otras (Vázquez-Robles 2018).

A pesar de la importancia de la pesca en la región, no existen regulaciones para el manejo de la actividad ni evaluación del estado actual de los recursos aunado al hecho de la variedad de especies que son aprovechadas. La Carta Nacional Pesquera (CNP) del 2010 es la última que se refiere específicamente al término genérico de especies marinas de escama y en la que se hace referencia individual al grupo de huachinangos y pargos del Pacífico. En esta CNP no existen definiciones regulatorias, únicamente se incluyen propuestas para el uso de medidas de manejo pasivo como la protección del período reproductivo para algunas especies y medidas encaminadas a seleccionar tallas que estén por arriba de un mínimo permisible.

El trabajo que se presenta y describe a continuación representa un avance significativo encaminado al manejo activo de la pesquería para que esta preponderante actividad se realice de manera sostenible.

Alcance de la estrategia de explotación

La presente estrategia de explotación (también referida como estrategia de manejo) de los recursos pesqueros está enfocado primordialmente para la actividad pesquera de la región del CSCPC, no obstante, las acciones de manejo pueden aplicarse fuera del ámbito del CSCPC dado las pesquerías de pequeña escala en Baja California Sur (BCS) operan de manera similar (mismos artes de pesca) y la composición específica es similar en las distintas comunidades costeras del litoral del Golfo de California para BCS; esto depende esencialmente del arte de pesca y la carnada que se utilice (Arce-Acosta 2015, Vázquez-Robles 2018). En la región costera del noroeste de México, Pronatura Noroeste aplica la misma estructura general de la estrategia de explotación en al menos otras cuatro pesquerías, incluyendo al verdillo, la langosta roja de roca y el erizo rojo.

En el ámbito del CSCPC existen cerca de 50 unidades económicas que se distribuyen en 46 permisionarios¹ y 4 sociedades cooperativas² que operan con 100 embarcaciones (Pronatura Noroeste y Niparajá 2020) las cuales el 95% de estas utiliza línea de mano y anzuelo como arte de pesca para la captura de recursos marinos (Vazquez Robles 2018).

Características ambientales de la región

La región de El Corredor San Cosme-Punta Coyote se encuentra dentro del ecosistema de El Golfo de California (GC), una ecorregión sumamente productiva y es fuertemente influenciada por procesos oceanográficos y climáticos (Álvarez-Borrego 2002, Arnott *et al.* 2012, Mercado-Santana *et al.* 2017). Por su biodiversidad, riqueza de especies y productividad primaria, el GC se divide en tres subregiones: Sur, Centro y Norte del GC (Brusca *et al.* 2005). En el GC existen 47 reservas marinas, en ellas se regulan las actividades antropogénicas como pesca y turismo; en su conjunto, estas reservas cubren cerca del 0.5% de la superficie del GC (Munguia-Vega *et al.* 2018). En el ámbito del CSCPC, los ecosistemas que predominan son arrecifes rocosos, coral negro, mantos de fungias, bosque de *Sagarssum*, macroalgas, praderas de pastos marinos, mantos de rodolitos y bajos (Figura 1) (Rodríguez-Villalobos y Petatán-Ramírez 2022).

¹Se considera como permisionario a la persona física que tiene uno o más permisos de pesca que a su vez puede amparar a una o más embarcaciones según lo especifique su(s) permiso(s) de pesca.

²Una sociedad cooperativa de producción pesquera es un conjunto de pescadores agremiados cuya finalidad es maximizar los beneficios comunitarios e individuales de la organización a través de la pesca y otras actividades de consumo de bienes y servicios afines a la pesca.

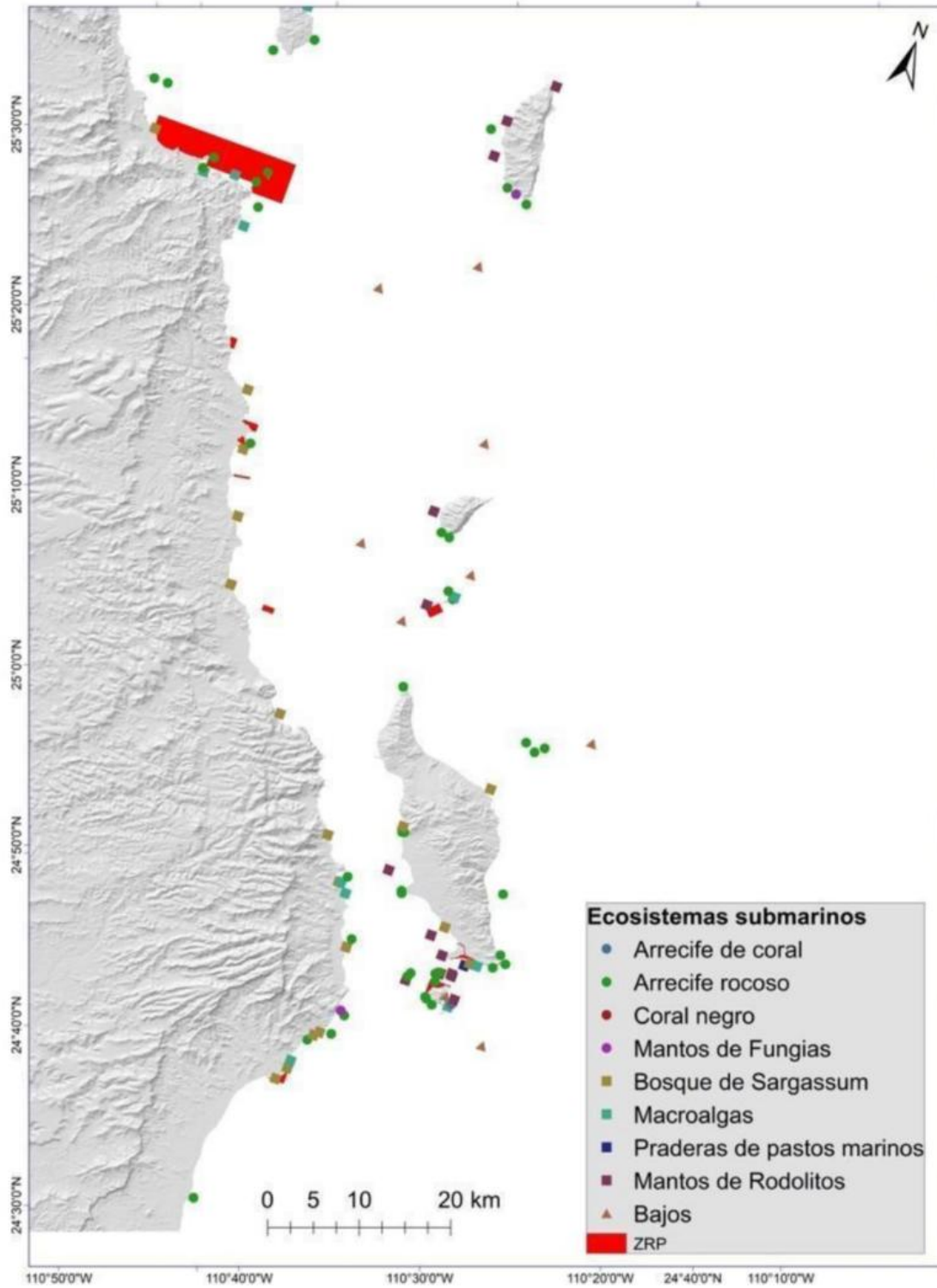


Figura 1. Principales ecosistemas en el CSCPC (tomado de Rodríguez-Villalobos y Petatán-Ramírez 2022)

Los sedimentos que predominan en la región son arcillosos y limosos, donde estos últimos son intercalados con sedimentos de origen terrígeno y de corrientes de turbiedad, a su vez, estos sedimentos limosos son ricos en diatomeas y foraminíferos planctónicos y bentónicos (Lugo-Hubp 1990). Cerca de la costa, los sustratos arenosos y rocosos son los más abundantes y suelen ser pronunciados, así mismo abundan las playas rocosas, acantilados y bajos (Tripp-Quezada 2008).

Especies indicadoras en la pesquería

Al reconocer que la pesquería en cuestión es de carácter multiespecífica, se utilizó el enfoque de priorización de especies basado en riesgo para identificar especies individuales que representan a agrupaciones o ensamblajes (suites) de especies, a tales especies individuales se les denomina *indicadoras* (Newman et al. 2018). La selección de las especies indicadoras para esta pesquería fue basada en un puntaje de atributos que abarcan tres categorías: (i) vulnerabilidad (atributos biológicos), (ii) riesgo para la sostenibilidad (estado del stock), (iii) importancia para el manejo (prominencia social, comercial o cultural). Los atributos calificados fueron evaluados de acuerdo con el número de ensamblajes identificados. Para fines de este enfoque, se refiere a agrupaciones o ensamblajes, al conjunto de especies que forman parte de la pesquería, pero que se distinguen de otros grupos por habitar condiciones biofísicas similares, es decir, comparten el mismo hábitat o nicho ecológico (Newman et al. 2018). Se espera que las acciones de manejo aplicadas para la o las especies indicadoras, impactan al resto de las especies que se encuentran en el ensamblaje ya que comparten características biológicas similares al encontrarse en el mismo hábitat.

Para el CSCPC, se identificaron 3 ensamblajes cuya delimitación y descripción se pueden encontrar en la tabla I. Estos ensamblajes se identifican como (i) arrecifes someros, (2) demersales profundos y (iii) pelágicos/costero migratorio (Tabla I).

Para el ensamblaje de arrecifes someros, se consideran dos especies indicadoras: cabrilla sardinera y cochito (Tabla II). Lo que caracteriza a este complejo de especies es la vulnerabilidad de estas especies y su importancia social y económica más allá del volumen. En el caso del ensamble de demersales profundos, huachinango es la única

especie indicadora (Tabla II). Esta especie es la de mayor importancia en la región por su volumen y valor en el mercado, aunado a que es una especie relativamente vulnerable. Por último, para el ensamblaje de Pelágicos/Costero migratorio, jurel es la especie indicadora (Tabla II). Básicamente esta especie, dentro del conjunto de especies que tiene hábitos migratorios, es la más importante en cuanto volumen y precio.

Tabla I. Ensamblajes para la región del Corredor San Cosme – Punta Coyote.

Ensamblajes	Definición
Dermersal profundos	Áreas de pesca entre 40 y 100 brazas de profundidad. Las áreas están compuestas por arrecifes rocosos, fangos, bajos submarinos y parches de fondo suave.
Arrecifes someros	Áreas de pesca entre 5 y 40 brazas. Las áreas están compuestas de arrecifes rocoso, bajos submarinos y parches de fondo suave.
Pelágicos / Costero migratorio	Son especies que están reconocidas por sus corridas y temporalidad. No tienen una asociación a un tipo de fondo o profundidad en particular.

Tabla II. Especies indicadoras por ensamblaje y su contribución a la captura en la región del CSCPC.

Especie	Ensamblaje	Captura en la región (%)	Familia	Especie Indicadora (Si/No)
Cadernal (<i>Cephalopholis colonus</i>)	AS	11.563	Serranidae	No
Cochito (<i>Balistes polylepis</i>)	AS	10.825	Balistidae	Si
Cabrilla sardinera (<i>Mycteroperca rosasea</i>)	AS	6.458	Serranidae	Si
Pargo amarillo (<i>Lutjanus argentiventris</i>)	AS	3.910	Lutjanidae	No
Pargo mulato (<i>Hoplopagrus guentherii</i>)	AS	2.237	Lutjanidae	No
Vieja (<i>Bodianus diplotaenia</i>)	AS	0.221	Labridae	No
Cabrilla piedrera (<i>Epinephelus labriformis</i>)	AS	0.165	Serranidae	No
Pargo colorado (<i>Lutjanus colorado</i>)	AS	0.067	Lutjanidae	No
Pargo colmilludo (<i>Lutjanus jordani</i>)	AS	0.010	Lutjanidae	No
Pargo liso (<i>Lutjanus aratus</i>)	AS	0.015	Lutjanidae	No

Pargo cenizo (<i>Lutjanus novemfasciatus</i>)	AS	0.001	Lutjanidae	No
Mero (<i>Cirrhitus rivulatus</i>)	AS	0.025	Cirrhitidae	No
Curricata (<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>)	AS	0.020	Serranidae	No
			Tetraodontida	No
Botete (<i>Sphoeroides lobatus</i>)	AS	< 0.001	e	No
Huachinango (<i>Lutjanus peru</i>)	DP	24.996	Lutjanidae	Si
Pierna (<i>Caulolatilus princeps</i>)	DP	12.540	Malacanthidae	No
Estacuda (<i>Hyporthodus niphobles</i>)	DP	7.477	Serranidae	No
Guarepa (<i>Caulolatilus affinis</i>)	DP	1.155	Malacanthidae	No
Baqueta (<i>Hyporthodus acanthistius</i>)	DP	1.111	Serranidae	No
Zorrillo (<i>Paralabrax auroguttatus</i>)	DP	0.690	Serranidae	No
Cabrilla pinta (<i>Epinephelus analogus</i>)	DP	0.243	Serranidae	No
Pargo lunarejo (<i>Lutjanus guttatus</i>)	DP	0.144	Lutjanidae	No
Cabrilla aserrada (<i>Mycteroperca prionura</i>)	DP	0.046	Serranidae	No
Rocot (<i>Sebastes mystinus</i>)	DP	0.028	Sebastidae	No
Vieja colorada (<i>Semicossyphus pulcher</i>)	DP	0.018	Labridae	No
Lengua (<i>Brotula clarkae</i>)	DP	0.021	Ophidiidae	No
Jurel (<i>Seriola lalandi</i>)	Pel/Cost	15.548	Carangidae	Si
Sierra (<i>Scomberomorus sierra</i>)	Pel/Cost	0.278	Scombridae	No
Pez fuerte (<i>Seriola rivoliana</i>)	Pel/Cost	0.136	Carangidae	No
Dorado (<i>Coryphaena hippurus</i>)	Pel/Cost	0.027	Coryphaenidae	No
Cabicucho (<i>Cynoscion reticulatus</i>)	Pel/Cost	0.010	Scianidae	No
Curvina (<i>Cynoscion sp.</i>)	Pel/Cost	0.004	Scianidae	No
Medregal (<i>Seriola peruana</i>)	Pel/Cost	0.010	Carangidae	No

Características de la pesquería

La captura de las especies en la región se realiza de manera artesanal o ribereña, como bien se menciona al inicio de este documento. El arte de pesca es línea de mano (o piola) y anzuelo. La piola, básicamente es un hilo de nylon de diferentes diámetros (calibres) y puede tener algunas variantes. Cuando la piola cuenta con una plomada, un destorcedor y un solo anzuelo se le conoce como “taponeado”. Cuando este mismo método cuenta con más de un anzuelo se le conoce como “palangar” (Figura 2). En algunas ocasiones

la piola y anzuelo no tiene plomada y cuenta con solo un anzuelo se le conoce simplemente como “línea de mano” (Gómez-Gauna et al. 2015).

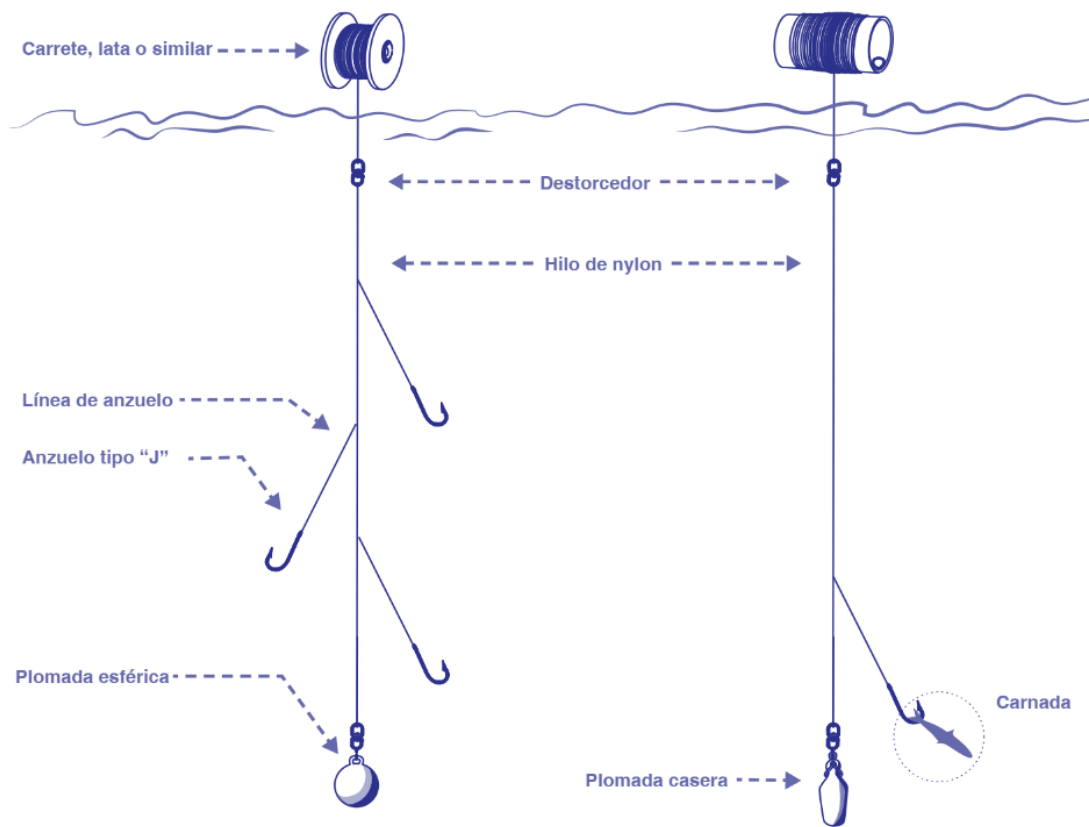


Figura 2. Variantes de la piola y anzuelo. La ilustración de la izquierda ejemplifica el “palangar” y el de la derecha “taponeado”. Tomado de Gómez-Gauna et al. 2015.

La región del CSCPC se divide en dos zonas, Corredor Norte y Corredor Sur (Figura 3). Así mismo, en la región se identifican 47 diferentes caladeros o áreas de pesca que los pescadores hacen uso para la captura de las diversas especies que conforman la pesquería. Aunado a lo anterior, existen también zonas de no pesca conocidas como Zonas de Refugio Pesquero (ZRP), estas tienen la intención de proteger procesos biológicos como la reproducción y crianza de especies de importancia comercial y fueron propuestas y consensuadas por pescadores de la región (Figura 3).

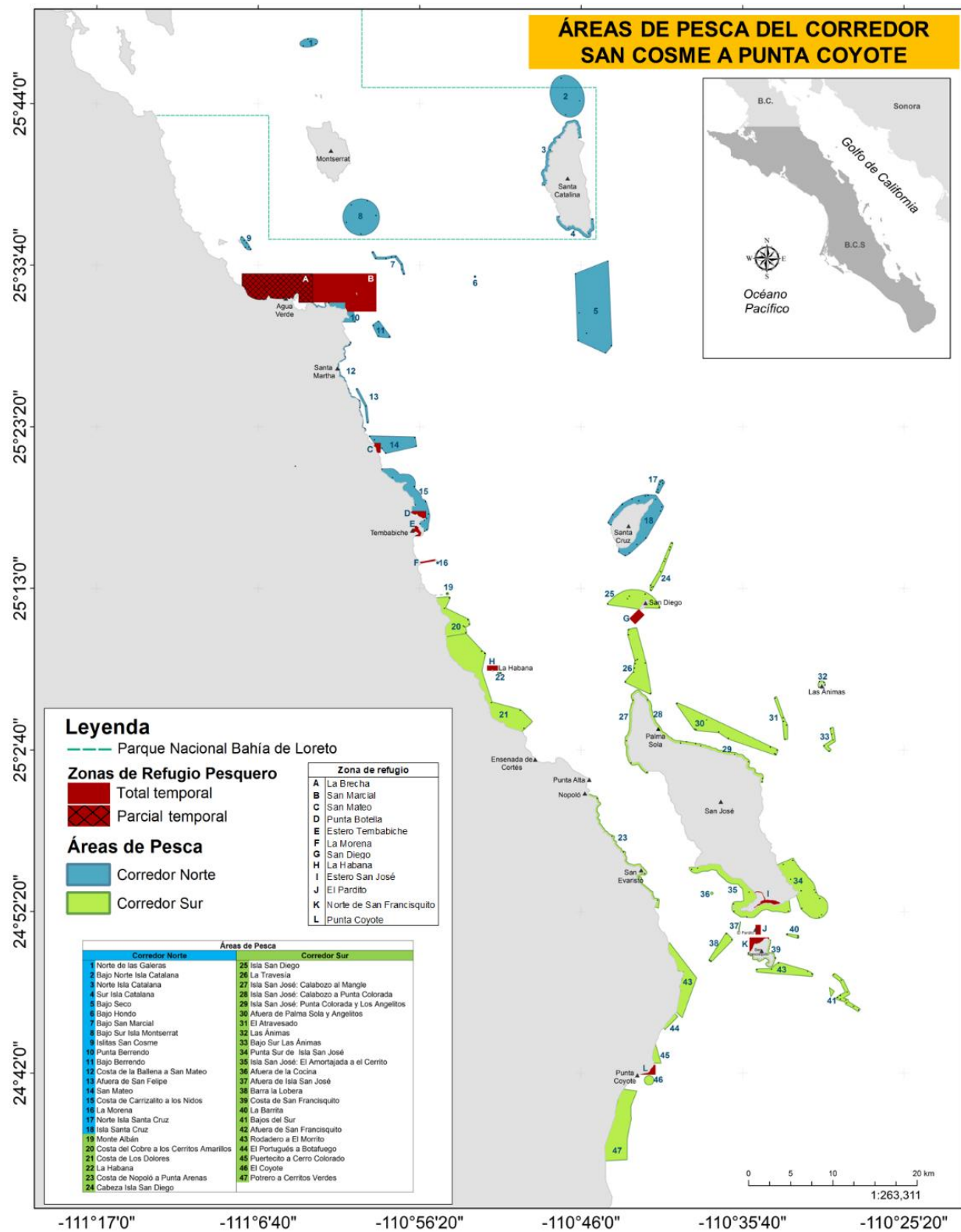


Figura 3. Zonas y áreas de pesca en el Corredor San Cosme – Punta Coyote. Imagen proporcionada por Niparajá.

Marco legal

En México la actividad pesquera se encuentra regulada por la Ley General de Pesca y Acuicultura Sustentables emitida el 25 de junio de 1992 en el marco del Artículo 27, fracción I, de la Constitución de los Estados Unidos Mexicanos, “Sólo los mexicanos por nacimiento o por naturalización y las sociedades mexicanas tienen derecho para adquirir el dominio de las tierras, aguas y sus accesiones, o para obtener concesiones de explotación de minas o aguas”. Esta ley fomenta la administración y el aprovechamiento de los recursos pesqueros y acuícolas en el territorio nacional, así mismo, dicha ley prevé que la Carta Nacional Pesquera (CNP) debe contener indicadores sobre la disponibilidad y conservación de los recursos pesqueros.

La CNP, en conformidad con el artículo 32 de la Ley General de Pesca y Acuicultura Sustentables (D.O.F. 2007), se define como la presentación cartográfica y escrita que contiene en resumen la información necesaria para el diagnóstico y evaluación de la actividad pesquera y acuícola, así como indicadores de disponibilidad y conservación de los recursos, con ello, la decisión para el control de medidas de manejo de esfuerzo pesquero, solicitud de permisos y concesiones para la explotación de recursos queda como referencia en este documento.

Las fichas de cada recurso en la CNP contienen el resumen de la información necesaria del diagnóstico y evaluación integral de la actividad pesquera y acuícola, así como de los indicadores sobre la disponibilidad y conservación de los recursos pesqueros y acuícolas en aguas de jurisdicción federal. El contenido tiene carácter informativo para los sectores productivos y es vinculante en la toma de decisiones de la autoridad pesquera en la adopción e implementación de instrumentos y medidas para el control del esfuerzo pesquero, en la resolución de solicitudes de concesiones y permisos para la realización de actividades pesqueras y acuícolas, y en la implementación y ejecución de acciones y medidas relacionadas con dichos actos administrativos.

Los instrumentos encargados de regular y administrar la pesca en México son: (1) Planes de Ordenamiento Pesquero, (2) Planes de Manejo Pesquero, (3) Normas Oficiales y actualmente (4) Zonas de Refugio Pesquero.

Los planes de ordenamiento pesquero son el conjunto de instrumentos que regulan y administran las actividades pesqueras, induciendo el aprovechamiento sostenible de los

recursos pesqueros y acuícolas basado en su disponibilidad, información histórica, usos y potencialidades de desarrollo, capacidad pesquera o acuícola, puntos de referencia para el manejo de las pesquerías y en forma congruente con el ordenamiento ecológico del territorio. La publicación de este instrumento estará a cargo de CONAPESCA, en conjunto con grupos comunitarios, organizaciones de la sociedad civil y académicos.

Los planes de manejo pesquero son instrumentos que contienen un conjunto de acciones sugeridas encaminadas al desarrollo de la actividad pesquera de forma equilibrada, integral y sostenible; basadas en el conocimiento actualizado de los aspectos biológicos, ecológicos, pesqueros, ambientales, económicos, culturales y sociales que se tengan de ella. Los planes de manejo se incluyen dentro de los instrumentos que conforman los planes de ordenamiento pesquero, pero no son vinculantes, se trata de documentos de referencia que constituyen la guía oficial para la toma de decisiones de manejo pesquero. Es responsabilidad de CONAPESCA implementar los planes de manejo pesquero, así como su publicación.

Las normas oficiales mexicanas (NOMs) son disposiciones vinculantes de tipo técnico expedidas por dependencias de la administración pública federal (SAGARPA). Su objetivo es establecer reglas, especificaciones, directrices y características aplicables al manejo pesquero.

Las zonas de refugio pesquero (ZRP) son áreas delimitadas en las aguas de jurisdicción federal, con la finalidad primordial de conservar y contribuir, natural o artificialmente, al desarrollo de los recursos pesqueros con motivo de su reproducción, crecimiento o reclutamiento, así como preservar y proteger el ambiente que lo rodea.

En la pesquería multiespecífica que se desempeña en el CSCPC, existen ZRP (Figura 3) como medidas de manejo pesquero activo, no obstante, es la única medida de manejo vigente y los pescadores de la región cuentan con sus permisos de pesca.

La estrategia de explotación

Objetivos a largo plazo

- Realizar la actividad pesquera de tal manera que los recursos explotados se mantengan en niveles sostenibles.

- La actividad pesquera asegura el bienestar social y económico de los usuarios de la región y así mismo los recursos se mantendrán oscilando en niveles que no ponen en riesgo a las poblaciones de especies objetivo.

Sistema de información y monitoreo

El sistema de monitoreo para la pesquería en la región del CSCPC tiene como objetivo dar seguimiento a la actividad pesquera de la región. El sistema se concentra en recabar información biológica como tallas y pesos por especie y estadísticas pesqueras como captura en kilogramos y esfuerzo de pesca. Para ambos casos, otra información que también se colecta es sitio de pesca, tiempo efectivo de pesca, tipo y tamaño de anzuelo, carnada utilizada y kilogramos de carnada. Se estima que el sistema de monitoreo tenga una cobertura del 70% de los viajes de pesca realizados en la región.

Las actividades relacionadas al monitoreo pesquero se realizan por 34 monitores comunitarios instalados en distintas comunidades dentro de la región. El registro de la información se hace en físico. Los formatos donde se captura la información se recaban de las comunidades cada tres meses por personal de NIPARAJÁ. Posterior a la colecta de formatos, estos se entregan a Pronatura Noroeste en sus oficinas de La Paz y son capturados en Excel para posteriormente ser depurados y analizados en otras plataformas como R studio o Tableau. Estas tareas son de carácter permanente para el mantenimiento de la base de datos.

Para la evaluación del estado de las especies indicadoras se utiliza Stock Synthesis. Esta herramienta utiliza varios modelos para simular la dinámica de poblaciones estructuradas por edades. La información que utiliza el modelo se obtiene de dos bases de datos: la primera contiene series de captura provenientes de los anuarios estadísticos de pesca y acuicultura de la CONAPESCA y un CPUE (captura por viaje) estimado a partir de los avisos de arribo provenientes también de la CONAPESCA; la segunda proviene de la base de datos derivada del monitoreo comunitario y los datos que se utilizan son: CPUE y serie de frecuencia de tallas. Otros parámetros de historia de vida que se utilizan provienen de diversos estudios y análisis en sitio y algunos otros tomados de literatura.

Enfoques para la captura y manejo

La estrategia de explotación está basada en el enfoque de explotación constante, es decir, la captura anual varía en proporción de la variación de la abundancia del stock.

Para cumplir con los objetivos planteados para esta pesquería, se ha explorado y discutido sobre la factibilidad de implementar herramientas de manejo basadas en controles de entrada y salida. La descripción de las opciones más comunes utilizadas para el manejo pesquero se puede apreciar en la tabla Tabla III.

Específicamente para el caso del CSCPC, el grupo técnico involucrado en la evaluación y manejo de las especies indicadoras ha discutido acerca de la factibilidad de aplicar ciertas medidas para el manejo. Estas opciones, mucho dependen de la dinámica socio-cultural de la región pues la pesca es la actividad económica más importante de la región, sin embargo, la capacidad de dar seguimiento y ejecución a las normas aplicadas en la región es limitada por parte de las autoridades competentes, mucho de esto se relaciona a la distancia entre los puertos base de las embarcaciones dedicadas a cumplir y ejecutar la legislación, recursos disponibles y el protocolo de ejecución para realizar recorridos programados en materia de inspección y vigilancia. En la Tabla IV se describen algunos procedimientos de manejo basados en distintos controles (tallas, esfuerzo, cuotas, selectividad).

Tabla III. Clasificación de las medidas de manejo mayormente utilizadas por los manejadores y algunos ejemplos.

Tipo de control	Descripción	Ejemplos
Entrada (Input Controls)	Regula la intensidad de pesca. Intensidad del esfuerzo de pesca.	Regular número de pescadores, número y tipo de embarcaciones, artes de pesca, duración de la temporada de pesca.
Salida (Output controls)	Regula que tanto se puede pescar (biomasa).	TAC, número de viajes de pesca, duración de los viajes de pesca, regulación en tallas de captura, proporción de sexos, estados de madurez.

Tabla IV. Procedimientos de manejo candidatos a aplicarse para la pesquería multi-específica del CSCPC. Los procedimientos considerados básicamente se basan en un control de esfuerzo, capturas, selectividad y tallas de captura.

Tipo de control	Procedimiento de manejo	Descripción
Entrada	LtargetE	Ajusta incrementalmente el esfuerzo de pesca permisible para alcanzar una talla promedio objetivo en las capturas. Cuenta con un parámetro que controla a partir de cuantos años se calcula la talla promedio y otro que controla la magnitud entre la tallas promedio de las capturas (objetivo) contra la talla promedio de las capturas.
Entrada	ItargetE	Similar a Itarget solo que en este caso ajusta incrementalmente el esfuerzo de pesca para alcanzar un CPUE objetivo
Entrada	curE75	Esfuerzo de pesca constante al 75% del MSY. Este indicador esta sujeto a cambios en la capturabilidad y a cambios interanuales para el mismo parámetro. <i>Status quo</i> .
Entrada	MRreal	Cierre espacial de una pesquería, reaplicación del esfuerzo de pesca.
Salida	Itarget	Ajusta una cuota a partir de un nivel de referencia (fracción de las capturas promedio recientes) para alcanzar un CPUE o abundancia objetivo. El promedio puede calcularse sobre n cantidad de años e incluye parámetros para controlar el valor de la cuota.
Salida	Ltarget	Ajusta incrementalmente una cuota para alcanzar una talla promedio objetivo en las capturas. Incluye parámetros para controlar cada cuantos años debe calcularse la talla promedio y la fracción de la captura promedio para la cuota.
Salida	Matlenlim	Regula la selectividad al buscar mover la curva de retención de captura cerca o por encima de la talla de primera madurez.
Salida	DCAC	Captura limite basado en un promedio histórico y un nivel de captura al que se puede asociar un agotamiento (Depletion (D)).
Salida	IT10	Cuota de captura que se calcula de acuerdo con índices de captura anuales (tasa de cambio) no mayores al 10%. Los índices de captura pueden ajustarse a intervalos de tiempo personalizados, pero por lo general se utilizan 5 o 10 años.

Algunas de estas estrategias fueron puestas a prueba a través de simulación usando la herramienta MERA (Method Evaluation Risk Assessment, Carruthers *et al.* 2023). Hasta el momento, la implementación de estas medidas sigue en discusión, sin embargo, la estrategia basada en una cuota con un CPUE objetivo ($I_{target1-4}$) parece tener los mejores rendimientos en el largo plazo (Figura 4). Estas simulaciones se alimentaron con información descriptiva de la pesquería: tipo de selectividad, parámetros de historia de vida, tipo de datos, cobertura del monitoreo, calidad de la información, entre otros. Los otros procedimientos de manejo basados en un control de tipo salida (DCAC, IT10, matlenlin) fueron evaluados en simulaciones donde la biomasa inicial (B) de las corridas se encontraba entre el 27 y 74% de la B_{MSY} . Para estos procedimientos, los de mejor desempeño en el largo plazo fueron aquellos basados en índices de captura anuales y un control de la selectividad por encima de la talla de primera madurez (Figura 5).

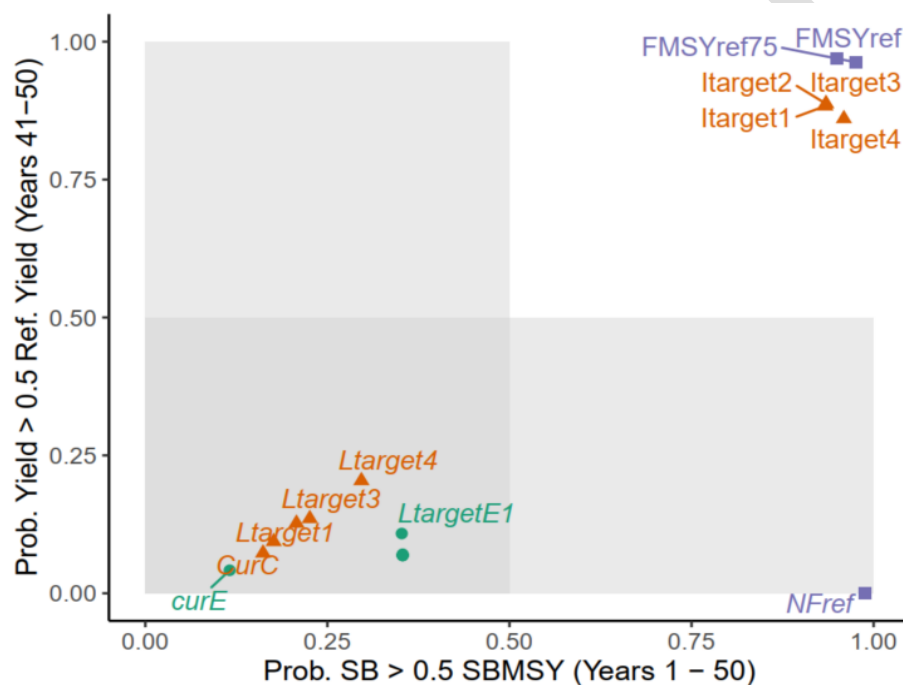


Figura 4. Desempeño de algunos procedimientos de manejo considerados a aplicarse a la pesquería. Los procedimientos en color azul (FMSYref75, FMSYref y Nref) son procedimientos que reflejan el *status quo* en cuestión de manejo y no se utilizan en la vida real, únicamente como referencia para expresar el desempeño de este tipo de medidas versus el resto de los procedimientos. Se muestra el resultado de las probabilidades en rendimiento (eje y) y oscilar entre 0.5 SSB_{MSY} . Para los resultados en el rendimiento en captura se muestra únicamente el resultado promedio de los últimos 4 años de una simulación proyectada a 50 años.

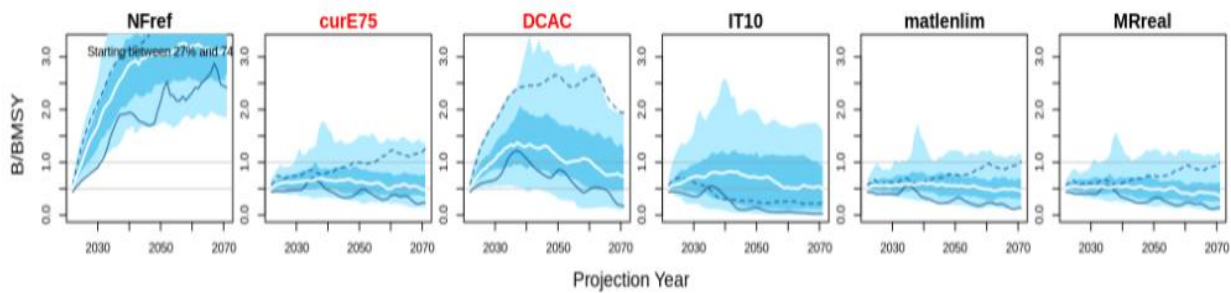


Figura 5. Desempeño en el largo plazo (50 años) de algunos procedimientos de manejo. Las proyecciones del indicador B/BMSY muestran valores de probabilidad de alcanzar este punto de referencia según las características de la pesquería. El área sombreada de azul marino indica un intervalo de confianza al 90% de probabilidad mientras que el área más clara indica un 50% de probabilidad. La línea blanca indica la mediana de esos resultados y el resto de las líneas son dos series al azar de las 256 simulaciones realizadas en MERA.

Evaluación, indicadores de desempeño y regla de control.

Considerando que esta pesquería es de pequeña escala y escasa en datos, se aplicaron tres metodologías para la evaluación de las mismas: Length Based – Spawning Potential Ratio (Hordyck et al. 2015), MERA (Method Evaluation Risk Assessment) y Stock Synthesis (Methot and Wetzel 2013). Tanto LB-SPR y MERA, aunque herramientas robustas y adecuadas para pesquerías con datos limitados, los resultados obtenidos permanecen como preliminares dada muchas incertidumbres que no fueron consideradas o resueltas en su momento. Stock synthesis, herramienta que provee un modelo integral estructurado por edades, es una herramienta flexible que compensa la dinámica poblacional mediante el uso de una función que relativiza el reclutamiento promedio con el potencial reproductivo, razón por la cual, stock synthesis es ideal para situaciones con datos limitados para estimar MSY y proyecciones de biomasa para el stock.

Length Based – Spawning Potential Ratio (LBSPR).

Este método estima el potencial reproductivo (Spawning Potential Ratio, SPR) de una población, esta métrica indica el riesgo de una disminución en el reclutamiento y saber si el stock o población es propensa al colapso, se mantiene estable en el tiempo o bien,

tiene una tendencia positiva (Mace y Sissewine 1993). Si una población esta libre de la explotación pesquera y completa su ciclo de vida, el SPR de esta será de 100%. SPR sería entonces, la proporción restante del potencial reproductivo en condiciones de no pesca que queda actualmente bajo condiciones de pesca. Un SPR entre 40-50% es un equivalente al MSY mientras que un SPR de 20% asegura que la población puede mantenerse estable, sin embargo, un SPR < 10% sugiere que el riesgo para que una población se recupere es relativamente alto (Mace y Sissewine 1993).

Supuestos del modelo

- Población en equilibrio
- Selectividad asintótica
- Las tallas reflejan la estructura poblacional de manera precisa
- Reclutamiento constante
- El crecimiento es estático y es descrito adecuadamente por el modelo de vonBertalanffy.

Entradas del modelo y resultados LB-SPR

1. Tallas. Se espera que estas sean una representación de la estructura poblacional, incluyendo peces adultos.
2. Talla a la madurez (L_{50}), longitud asintótica de crecimiento (vonBertalanffy L_{∞}), tasa de crecimiento intrínseco (vonBertalanffy k) y mortalidad natural (M).
3. Cociente de los parámetros de historia de vida (*Life history ratios, LHR*). Estos caracterizan la forma en que crece su población. Estos se describen a continuación:
 - a) La relación entre la madurez y la talla máxima asintótica (L_{50}/L_{∞}).
 - b) La tasa de mortalidad natural y la tasa intrínseca de crecimiento (M/k).

Los LHR son más informativos para la evaluación de poblaciones con pocos datos que los parámetros de historia de vida (LHP) individuales. Holt (1958) observó que los LHP variaban considerablemente dentro de una misma especie. Holt argumentó que esto era

así porque las limitaciones fisiológicas de las especies y los taxones hacen que el LHR sea menos variable entre las áreas de distribución de las especies y las agrupaciones taxonómicas. Prince *et al.* (2015a) presentaron pruebas en apoyo de la afirmación de Holt, demostrando que el LHR caracteriza las estrategias vitales de especies, géneros y familias. Esto implica que el LHR de especies bien estudiadas puede "tomarse prestado" para informar la evaluación de especies no estudiadas taxonómicamente relacionadas con estrategias de ciclo biológico similares. Esta opinión fue respaldada posteriormente por Thorson *et al.* (2017).

Huachinango

Dos consideraciones para la evaluación de huachinango con LB-SPR, (i) el set de tallas utilizado y (ii) escenarios planteados con diferentes LHR.

Para el caso de tallas, se utilizaron datos de tallas de ciertos sitios de pesca y ciertas profundidades (> 40 brazas de profundidad, Figura 6). Lo anterior con la finalidad de poder tener la población adulta representada y cumplir con este supuesto.

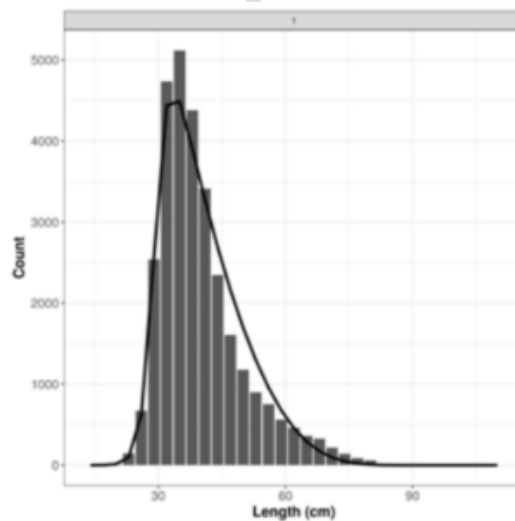


Figura 6. Distribución del set de tallas para huachinango utilizados para el assessment con LB-SPR.

Para los LHP, se utilizó una serie de escenarios basados en distintos valores de L_{50} , L_{∞} y k . Esto se debe a que para el momento en que se hizo el análisis con este método, la literatura disponible sobre estos valores es muy amplia y no había estudios actualizados.

Para considerar todos los posibles escenarios, se consideraron distintos LHR con distintos valores de LHP y como consecuencia, distintos valores de SPR (Tabla V).

Dependiendo del escenario, el SPR para huachinango oscila entre el 13 y el 59%. Una estimación más reciente de L_{50} menciona que la talla de primera madurez para hembras de huachinango es de 42.3 cm, esta última fue hecha con un enfoque multi-modelo (Aguirre-Villaseñor *et al.* 2021). En este sentido, el escenario más consistente es el de $L_{50} = 45$ cm y $L_{\infty} = 85$ cm, donde $SPR = 29\%$.

Tabla V. LHP, LHR y SPR estimado para huachinango.

MK	Linf	L50	L95	SPR
0.97	75	33	40	0.59
0.97	75	45	54	0.55
0.97	75	54	65	0.48
0.97	85	33	40	0.33
0.97	85	45	54	0.29
0.97	85	54	65	0.23
0.97	95	33	40	0.20
0.97	95	45	54	0.17
0.97	95	54	65	0.13

Cabrilla sardinera

Los parámetros de entrada y valores de SPR para esta especie se pueden observar en la tabla VI. El valor de L_{∞} proviene de un estudio local, sin embargo, el valor de L_{50} proviene de un meta-análisis realizado por Prince (2022). Con estos LHP y LHR respectivos, los estimados de SPR son muy bajos, lo que sugeriría que la pesquería está por debajo del punto en el que el reclutamiento se ve afectado, cuestión que no es consistente con los rendimientos en CPUE de los últimos años. Los SPR, se mantuvieron entre el 10 y 4% (Tabla VI).

Tabla VI. LHP, LHR y estimaciones de SPR para cabrilla sardinera. Los estimados de SPR señalados entre paréntesis indican los intervalos inferior y superior de un intervalo de confianza al 95% de probabilidad.

Years	SPR	SL50	SL95	F/M	MK	Linf	L50	L95
2010	0.09 (0.03 - 0.16)	44.05 (39.95 - 48.15)	52.93 (45.09 - 60.77)	1.99 (1.17 - 2.81)	1.16	105	68	75
2011	0.04 (0.02 - 0.06)	39.38 (37.22 - 41.54)	47.64 (43.39 - 51.89)	2.78 (2.09 - 3.47)	1.16	105	68	75
2012	0.07 (0.05 - 0.09)	38.95 (37.19 - 40.71)	50.87 (47.61 - 54.13)	2.11 (1.79 - 2.43)	1.16	105	68	75
2013	0.05 (0.04 - 0.06)	39.14 (38.11 - 40.17)	49.25 (47.34 - 51.16)	2.48 (2.22 - 2.74)	1.16	105	68	75
2014	0.1 (0.08 - 0.12)	38.79 (37.7 - 39.88)	48.21 (46.11 - 50.31)	1.7 (1.5 - 1.9)	1.16	105	68	75
2015	0.08 (0.07 - 0.1)	39.52 (38.82 - 40.22)	46.46 (45.12 - 47.8)	1.92 (1.74 - 2.1)	1.16	105	68	75
2016	0.11 (0.08 - 0.14)	50.23 (47.7 - 52.76)	65.72 (61.4 - 70.04)	2.15 (1.71 - 2.59)	1.16	105	68	75
2017	0.07 (0.05 - 0.08)	40.24 (39.34 - 41.14)	46.72 (44.93 - 48.51)	2.16 (1.9 - 2.42)	1.16	105	68	75
2018	0.09 (0.07 - 0.1)	40.34 (39.57 - 41.11)	48.2 (46.67 - 49.73)	1.92 (1.75 - 2.09)	1.16	105	68	75
2019	0.04 (0.03 - 0.04)	40.16 (39.45 - 40.87)	48.54 (47.2 - 49.88)	2.9 (2.66 - 3.14)	1.16	105	68	75

Cochito

Para esta especie, las estimaciones de SPR oscilan entre los 0.18 y 0.34, con una tendencia negativa. En relación con los parámetros, L50 fue estimado localmente, sin embargo, L^∞ requieren ser estimados localmente, es probable que el estimado por Barroso – Soto (2006) no considere clases de edades que están presentes en la población, pero subrepresentadas en los datos. Esto agrega incertidumbre a los resultados obtenidos y hasta el momento permanece como preliminares.

Tabla VII. LHP, LHR y estimaciones de SPR para cochito. Los estimados de SPR señalados entre paréntesis indican los intervalos inferior y superior de un intervalo de confianza al 95% de probabilidad.

Years	SPR	SL50	SL95	F/M	MK	Linf	L50	L95
2013	0.25 (0.2 - 0.3)	30.29 (28.71 - 31.87)	38.54 (35.87 - 41.21)	1.52 (1.14 - 1.9)	1.21	56	35	39
2014	0.34 (0.29 - 0.38)	30.47 (29.6 - 31.34)	36.16 (34.56 - 37.76)	1.08 (0.87 - 1.29)	1.21	56	35	39
2015	0.23 (0.21 - 0.25)	31.65 (31.15 - 32.15)	36.92 (36.03 - 37.81)	1.89 (1.67 - 2.11)	1.21	56	35	39
2016	0.22 (0.21 - 0.24)	32.12 (31.74 - 32.5)	36.93 (36.25 - 37.61)	2.03 (1.84 - 2.22)	1.21	56	35	39
2017	0.21 (0.19 - 0.22)	34.45 (34.06 - 34.84)	39.73 (39.06 - 40.4)	3.06 (2.75 - 3.37)	1.21	56	35	39
2018	0.22 (0.2 - 0.23)	34.64 (34.31 - 34.97)	39.08 (38.5 - 39.66)	3.02 (2.72 - 3.32)	1.21	56	35	39
2019	0.2 (0.18 - 0.22)	33.23 (32.76 - 33.7)	38.71 (37.9 - 39.52)	2.68 (2.35 - 3.01)	1.21	56	35	39
2020	0.18 (0.15 - 0.22)	34.94 (33.87 - 36.01)	40.49 (38.74 - 42.24)	3.87 (2.83 - 4.91)	1.21	56	35	39

Jurel

No se cuenta con información local de los LHP y LHR de esta especie. Los valores utilizados para este assessment provienen de meta-análisis. Aunado a lo anterior, variaciones en los datos de tallas se observan en algunos años (

Figura 7), lo que incrementa la incertidumbre alrededor de los resultados planteados en la tabla VIII. Considerando el error asociado, el SPR entre 2011 y 2019 se estimó entre 20 y 28%.

Tabla VIII. LHP, LHR y estimaciones de SPR para jurel. Los estimados de SPR señalados entre paréntesis indican los intervalos inferior y superior de un intervalo de confianza al 95% de probabilidad.

Years	SPR	SL50	SL95	F/M	MK	Linf	L50	L95
2011	0.28 (0.23 - 0.32)	95.3 (92.66 - 97.94)	107.72 (103.45 - 111.99)	2.58 (1.8 - 3.36)	1.3	145	90	100
2013	0.26 (0.2 - 0.31)	96.6 (93.46 - 99.74)	108.74 (103.8 - 113.68)	3.26 (1.99 - 4.53)	1.3	145	90	100
2014	0.25 (0.22 - 0.28)	99.83 (98.26 - 101.4)	109.48 (106.98 - 111.98)	4.99 (3.75 - 6.23)	1.3	145	90	100
2015	0.25 (0.21 - 0.3)	92.91 (90.39 - 95.43)	104.28 (100.13 - 108.43)	2.58 (1.82 - 3.34)	1.3	145	90	100
2016	0.21 (0.18 - 0.23)	99.75 (98.09 - 101.41)	111.42 (108.95 - 113.89)	7.15 (5.56 - 8.74)	1.3	145	90	100
2018	0.2 (0.15 - 0.24)	93.13 (90.44 - 95.82)	103.29 (98.88 - 107.7)	3.95 (2.59 - 5.31)	1.3	145	90	100
2019	0.2 (0.16 - 0.24)	90.99 (88.41 - 93.57)	100.72 (96.25 - 105.19)	3.27 (2.28 - 4.26)	1.3	145	90	100

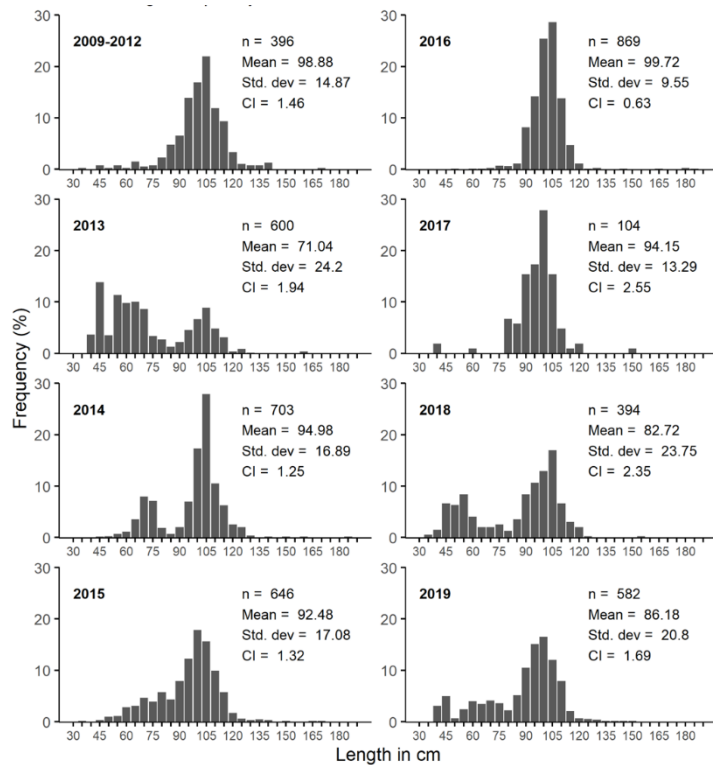


Figura 7. Tallas utilizadas para la estimación de SPR para jurel. La presencia de individuos juveniles es más notoria en ciertos años (2013, 2014, 2015, 2018 y 2019).

Method Evaluation Risk Assessment (MERA)

Esta herramienta es muy versátil y útil para evaluar la efectividad de una herramienta de manejo a través de simulaciones. Lo anterior es basándose en datos descriptivos de la pesquería (biología de la especie, características de la flota y la pesquería). MERA utiliza otra serie de paquetes que permite realizar evaluaciones de stock. Para este caso, se sometió a evaluación el recurso huachinango con un modelo estadístico de captura por edades basado en tallas. Además de tallas, se utilizaron parámetros de historia de vida y captura por viaje como CPUE nominal. El modelo no logró estimar un escenario realista dado ciertas incertidumbres asociadas a la información disponible en ese momento. Los resultados de ese modelo fue que el stock estaba colapsado o muy por encima de MSY, resultados muy contrastantes (Figura 8). Los resultados de este modelo permanecen únicamente como ilustrativos.

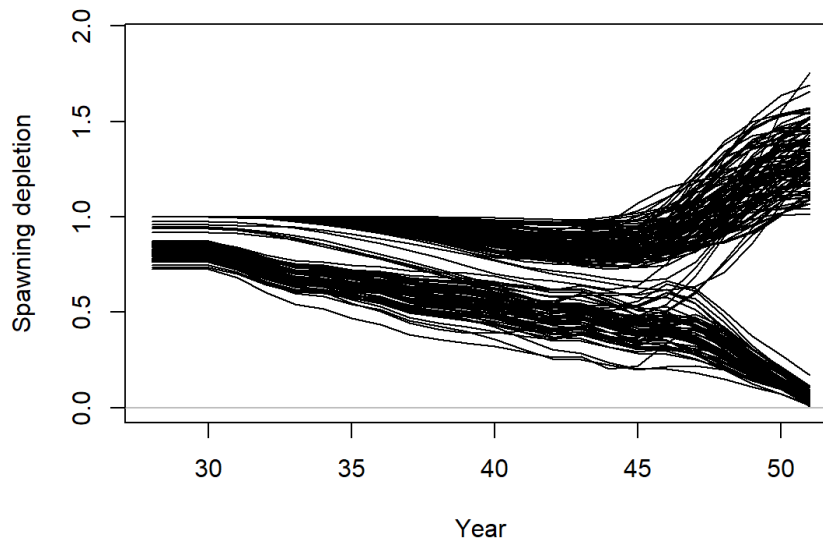


Figura 8. Agotamiento de la biomasa desovante ($SSB/SSB_{unfished}$). Según los datos, el modelo estima que el stock mantienen su biomasa actual muy por debajo del 40% de su biomasa original o bien, muy por encima de esta.

Stock synthesis

Stock synthesis (SS; Methot y Wetzel, 2013) es una plataforma analítica de modelado de poblaciones estructuradas por edad que se ha aplicado en una amplia variedad de evaluaciones de peces a nivel mundial. Permite el modelado de situaciones de pocos datos con estructura de edades hasta modelos mucho más complejos donde se puede incorporar de manera flexible múltiples fuentes de datos y dar cuenta de procesos biológicos y ambientales. Stock Synthesis es en esencia un sistema de inferencia estadística para el ajuste de modelos no lineales que representan tanto la dinámica poblacional de los recursos pesqueros como la dinámica de las pesquerías. Así, dentro de SS se estima el valor de parámetros que controlan esas dinámicas, y con ello es posible reconstruir la trayectoria de la abundancia histórica a partir de los datos más antiguos con los que se cuenta. Es posible también calcular parámetros de manejo que derivan de los parámetros de dinámica y con los cuales se determina el estado actual del recurso y la pesquería. Finalmente, la plataforma permite incorporar en la inferencia,

diferentes tipos de incertidumbre, por lo que es posible hacer proyecciones para evaluar la eficiencia futura de procedimientos alternativos de manejo.

Stock Synthesis fue codificado usando el sistema ADMB de diferenciación automática por lo que hereda su poderosa capacidad para estimar eficientemente cientos de parámetros utilizando máxima verosimilitud o inferencia bayesiana. Los resultados de salida de SS se procesan principalmente a través de un paquete desarrollado en R llamado 'r4ss' (Taylor et al. 2021) que permite visualizaciones rápidas de las salidas del modelo.

Huachinango

La evaluación de stock de huachinango utilizó la versión 3.30.20-safe de SS (Methot y Wetzel, 2013), publicada el 2022-30-09. Esta evaluación de stock abarca el área del Corredor y asume una población cerrada. El primer año del modelo es 1978, donde comienzan las series históricas de datos de desembarque de huachinango en el área y va hasta el 2022 hasta donde se disponen datos corregidos. Se asumió que la población no estaba en equilibrio al comienzo del período de modelado y por lo tanto se estimó una mortalidad por pesca al inicio del periodo del modelo.

Fuentes de datos y sus retos

Series históricas de capturas

Los datos de captura se obtienen a partir de avisos de arribo reportado por los pescadores o cooperativas con permiso de pesca. La declaración de la captura no es única, sino que puede agregar varios viajes y días de pesca y de varias embarcaciones. Los datos de captura en los avisos de arribo, desde el año 2000, son almacenados en una base de datos electrónica por la CONAPESCA (base de datos conocida como SIPESCA). Los datos de captura anual son reportados por el gobierno en anuarios de pesca, que por lo general no coinciden con la suma de las capturas por año en SIPESCA, ya que se realizan correcciones, las cuales no están estandarizadas ni reportadas en ningún documento. Para la pesquería de huachinango, la serie de capturas se obtuvo de los Anuarios estadísticos de pesca y acuicultura, de 1978 hasta 2022 (Figura 9).

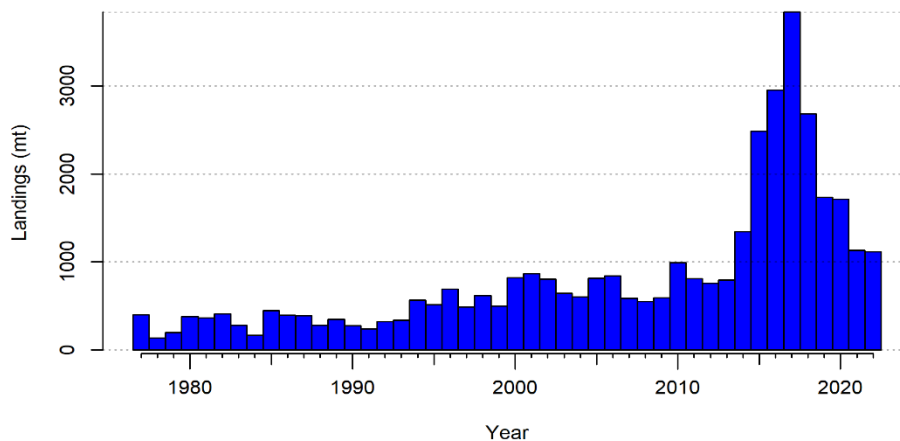


Figura 9. Serie histórica de capturas utilizadas en la evaluación de huachinango para el Golfo de California entre los años 1978 y 2022.

Los anuarios son una ficha técnica de las estadísticas de producción para las principales especies comerciales de los litorales mexicanos y la información se proporciona agregada por especie, años, entidades federativas y por litoral (Pacífico mexicano y Golfo de México y Caribe). Para el caso específico de Baja California Sur, los anuarios proporcionan la captura anual para el Estado, pero no discrimina entre la captura de la costa del Golfo de California y el litoral occidental que colinda con el Pacífico. Considerando la delimitación actual del stock de huachinango, fue necesario estimar la proporción de la captura proveniente del Golfo de California para poder corregir los valores de captura total del Estado. Para ello, se utilizó la base de datos de SIPESCA. La serie de SIPESCA comprende registros desde el año 2000 a 2022; previo al año 2000 los registros de captura no existen en formato digital. La base de datos de SIPESCA contiene mucha información de la cooperativa o pescador portador del permiso. Cada declaración de pesca se identifica con una clave alfanumérica única denominada Folio de Aviso.

Para poder distinguir las capturas de huachinango del Golfo de California y Pacífico occidental de BCS, se identificó la comunidad o puerto base donde el pescador o cooperativa realiza sus actividades pesqueras, utilizando la base de datos de CONAPESCA de permisos y concesiones para la pesca comercial

(<https://datos.gob.mx/busca/dataset/permisos-y-concesiones-de-pesca-comercial-para-embarcaciones-mayores-y-menores/resource/32fe0bbd-690b-4f26-b6a0-51975d4aef7e>). Se construyó una base de datos que relaciona el puerto base con el litoral donde se operan los pescadores (Pacífico BCS o Golfo de California). Para cada año se calculó la contribución proporcional a las capturas por litoral/costa, y esta proporción se aplicó como factor de corrección de los anuarios estadísticos de pesca y acuicultura, para 2000 hasta 2022. Para las capturas de BCS previo al año 2000 (1978-1999), se aplicó la proporción del primer año de la serie de SIPESCA (año 2000) la cual correspondió a 78%.

Debe enfatizarse que las capturas utilizadas para la evaluación (Figura 9) corresponden a las estadísticas oficiales. Debe tenerse en cuenta que existen pescadores informales que no reportan su captura y que a lo largo del tiempo existió un esfuerzo por parte de CONAPESCA de regularizar (dar un permiso) a algunos de estos pescadores. La Figura 10 muestra un incremento sostenido del número de permisos activos (permisos que declararon al menos 1 viaje con captura) durante el período 2000-2020. El incremento en el número de permisos no significa que sean nuevos actores en la pesquería sino pescadores que habían operado informalmente en el pasado. El incremento en el número de permisos activos está asociado a un incremento en la captura declarada, sin embargo, existe un pico de capturas durante los años 2015 a 2018 que no está explicado por el incremento en el número de permisos activos.

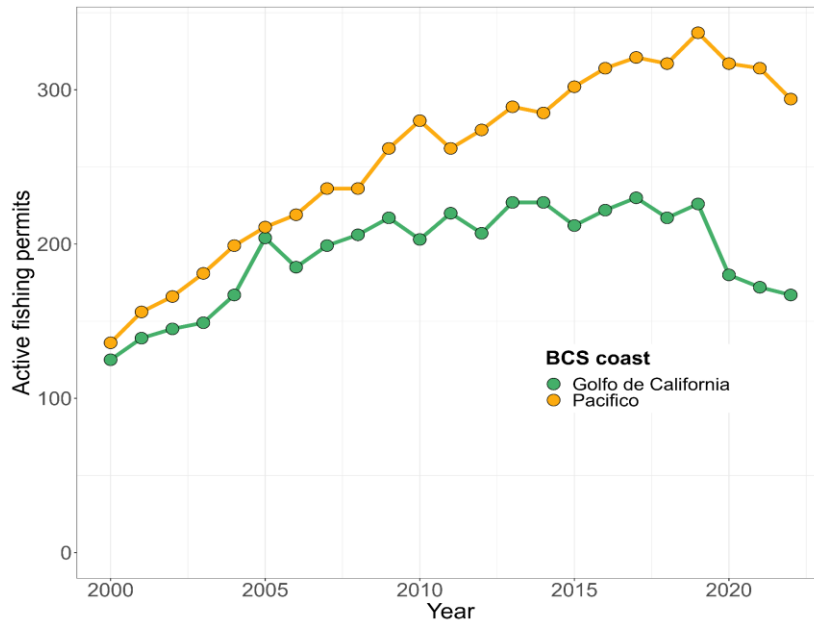


Figura 10. Número de permisos activos (permisos que declararon captura) en la base de datos de SIPESCA..

Para validar si el incremento en las capturas declaradas corresponde a un incremento en la presión pesquera o simplemente fue el resultado se debe alguna anomalía en el sistema de registro de capturas, se utilizaron las importaciones de huachinango de los Estados Unidos (Figura 11). El Estado de Baja California Sur exporta gran parte de sus capturas al mercado estadounidense. Se observó que coincidentemente con el incremento en las capturas declaradas en México también existió un incremento en las importaciones a Estados Unidos. Si bien esta tendencia no significa que no existan inconvenientes con las declaraciones de captura, las capturas declaradas mostraban un nivel de credibilidad suficiente para ser utilizadas en la evaluación.

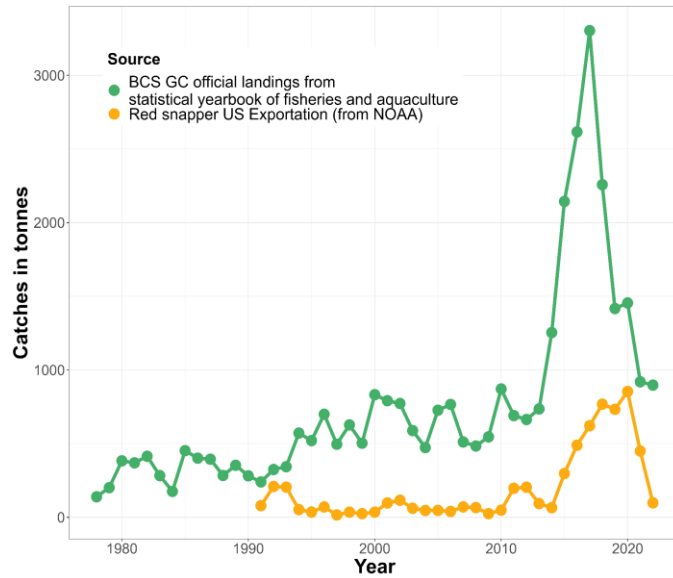


Figura 11. Comparación de la captura oficial y las importaciones de huachinango en Estados Unidos.

Series de CPUE: MONITOREO COMUNITARIO y SIPESCA

Los únicos datos que fueron recolectados con la finalidad de construir un índice de abundancia para la flota pesquera son aquellos obtenidos en el MONITOREO COMUNITARIO en realizado por técnicos monitores entrenados colaboración con Niparajá y Pronatura Noroeste, durante el período 2011-2022. Sin embargo, esta serie de tiempo es relativamente corta en comparación con la historia de la pesquería y está restringida a unas pocas comunidades. Por otro lado, los datos de avisos de arribo almacenados en SIPESCA, si bien no fueron colectados con la finalidad de generar un índice de abundancia, podrían contener información útil para monitorear cambios interanuales en la abundancia. La utilización de un indicador de abundancia relativa construido a partir de los datos de avisos de arribo tiene la ventaja de cubrir un período de tiempo más largo (2000-2022) y cubrir un área geográfica más amplia que el monitoreo in-situ. Ambas series de datos (MONITOREO COMUNITARIO y SIPESCA) fueron utilizadas en la evaluación.

Selección de un set de viajes de referencia.

Tanto para las series de tiempo de MONITOREO COMUNITARIO como SIPESCA fue necesario seleccionar un set de datos de referencia ya que ambas bases de datos contienen información de viajes de pesca que no están dirigidos a la pesca de especies de escama. Si se utilizan todos los viajes de pesca registrados se introducen sesgos debido a que existen viajes en los que se registra captura incidental de huachinango, pero corresponden a otra pesquería. Por lo tanto, para seleccionar un set de viajes de referencia, se definió un conjunto de especies que son objetivo potencial de la pesquería de escama y corresponden a especies demersales, denominado “complejo demersal rocoso” (Tabla IX, Tabla X).

Tabla IX. Especies que componen al grupo del “complejo demersal rocoso”, en la base de datos de MONITOREO COMUNITARIO.

Nombre especie	Nombre científico
Huachinango	<i>Lutjanus peru</i>
Baqueta	<i>Hyporthodus acanthistius</i>
Estacuda	<i>H. niphobles</i>
Pierna	<i>Caulolatilus princeps</i>
Conejo/guarepa	<i>C. affinis</i>

Tabla X. Especies que componen al grupo del “complejo demersal rocoso”, en la base de datos de SIPESCA

Nombre especie	Nombre científico
Baqueta	<i>Hyporthodus acanthistius</i>
Blanquillo	<i>Caulolatilus princeps</i>
Bota	<i>Aluterus monoceros</i>
Cadernal	<i>Cephalopholis colonus</i>
Conejo	<i>Caulolatilus affinis</i>
Estacuda	<i>Hyporthodus niphobles</i>

Huachiango	<i>Lutjanus peru</i>
Huachinangos	<i>Lutjanus ssp</i>
Lengua	<i>Brotula clarke</i>
Pescado Blanco	<i>Caulolatilus princeps</i>
Pierna	<i>Caulolatilus princeps</i>
Vieja	<i>Semycosiphus pulcher</i>

Debido a que la resolución taxonómica en la base de SiPESCA y MONITOREO COMUNITARIO son diferentes, el conjunto de especies (o grupos de especies) definidos como “complejo demersal rocoso” fue diferente para la base de datos de MONITOREO COMUNITARIO (Tabla IX) y para la base de datos de SiPESCA (Tabla X). Para cada viaje o aviso de arribo se calculó la captura total y la captura del “complejo demersal rocoso”. El set de viajes de referencia fue seleccionado utilizando como criterio la proporción de la captura del “complejo demersal rocoso”.

Serie SiPESCA

La serie de datos de SiPESCA fue utilizada como CPUE nominal debido a que no se cuentan con covariables suficientes para realizar una estandarización. El esfuerzo en la base de SiPESCA puede ser medido como el registro de arribo, el número de embarcaciones o los días efectivos de pesca. Todos estos indicadores en la base de SiPESCA presentan algún tipo de inconveniente. Utilizar la captura por aviso de arribo implica combinar múltiples viajes de pesca y embarcaciones. Por otro lado, la utilización del número de días efectivos de pesca puede presentar inconvenientes, no debido a tipo de datos per se, sino a cómo los pescadores realizan el reporte. Es posible que el número de días efectivos no sea la sumatoria de los días de pesca de cada embarcación, sino que sea un promedio de la duración de viaje de pesca. Finalmente, la utilización del número de embarcaciones también presenta inconvenientes porque en ocasiones se reporta el número de embarcaciones en la cooperativa, pero no el número de embarcaciones que operaron efectivamente.

Con la finalidad de seleccionar el set de viajes de referencia se comparó la CPUE nominal del huachinago construida utilizando diferentes umbrales de porcentaje de captura del “grupo demersales rocosos”. Para este ejercicio se definió a la CPUE como la captura por folio (debe recordarse que la un folio puede agregar captura de varias embarcaciones y días de pesca). Un porcentaje de 0% implica que se utilizaron todos los datos, mientras que un porcentaje de 100% implica que sólo se utilizaron los viajes para los cuales el total de la captura proviene de alguna de las especies enumeradas en la Tabla X (Figura 12).

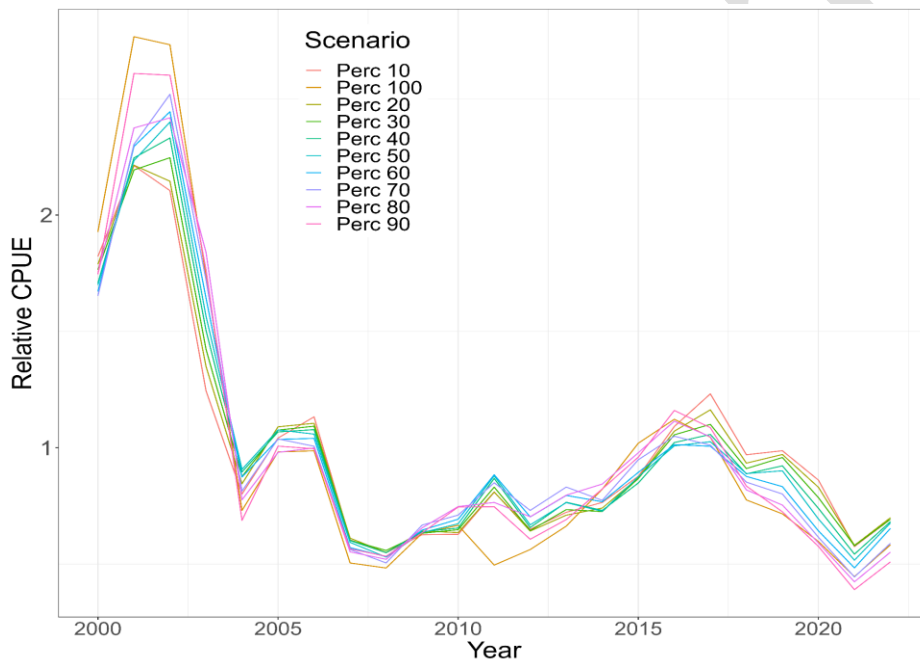


Figura 12. Comparación de la cpue nominal (captura por folio) para diferentes umbrales de porcentaje de captura del grupo “complejo demersales rocosos”

Independientemente del porcentaje utilizado como umbral la tendencia es similar (Figura 13). El número de observaciones disponibles para el cálculo de la CPUE nominal para cada valor umbral disminuye drásticamente con diferentes valores de porcentaje umbral (Figura 13).

Debido a la consistencia entre las tendencias de la CPUE para diferentes valores de umbral se decidió utilizar el umbral del porcentaje de capturas del “complejo demersales

rocosos” como el 100%. De este modo se asegura que el blanco de la operatoria fueron especies que habitan en el mismo hábitat que el huachinango.

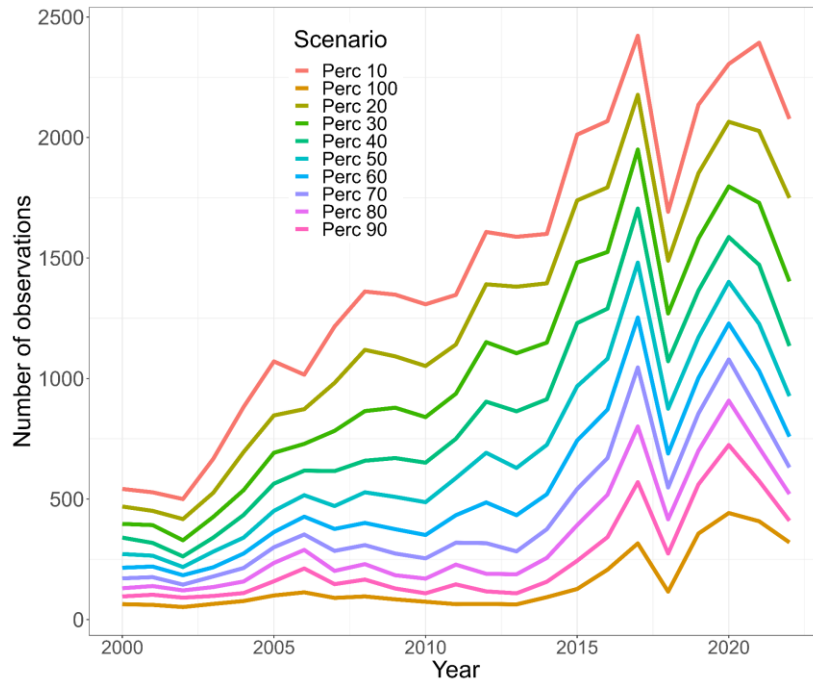


Figura 13. Número de observaciones utilizadas para el cálculo de la CPUE nominal para diferentes umbrales de porcentaje de captura del grupo “complejo demersales rocosos”

Idealmente la unidad de esfuerzo debería ser el número de embarcaciones por registro de pesca o el número de días efectivos de pesca por registro de pesca. Sin embargo, al examinar el comportamiento en la distribución del número de embarcaciones (Figura 14) y días efectivos registrados (Figura 15), se observó que para el período 2000-2005 la totalidad de los registros presentaban un valor de 1, lo que indica un problema en la recopilación de esta información.

La CPUE calculada como captura por registro de pesca, captura por embarcación o captura por día efectivo de pesca (Figura 16) muestran tendencias similares a partir de 2005, pero una abrupta caída cuando se utiliza la embarcación o los días de pesca como unidad de esfuerzo.

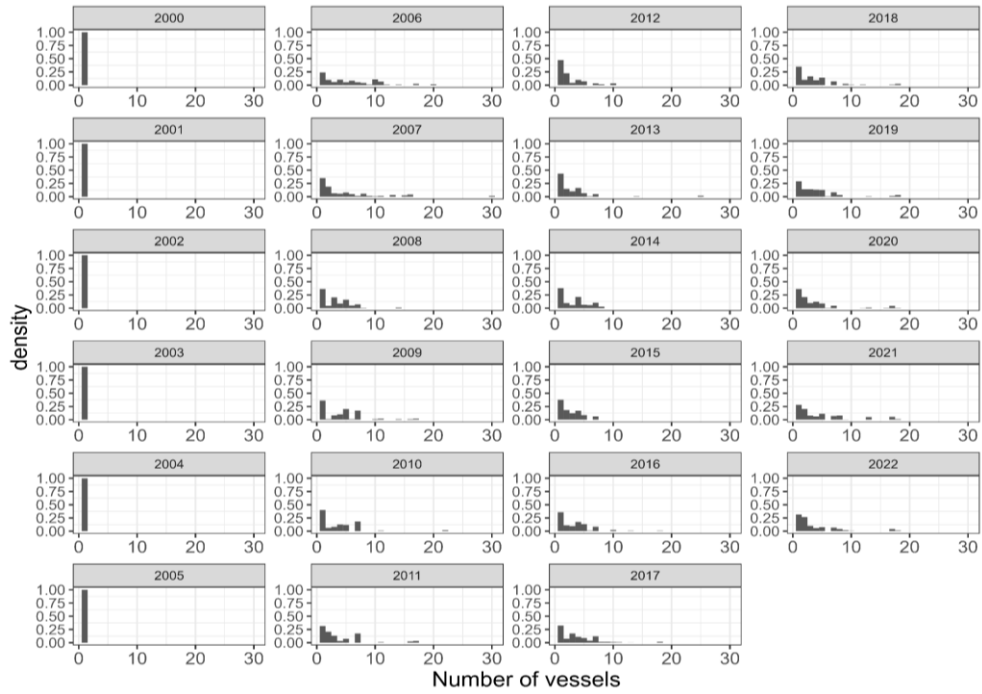


Figura 14. Distribución del número de embarcaciones registradas por año en la base de datos SIPESCA.

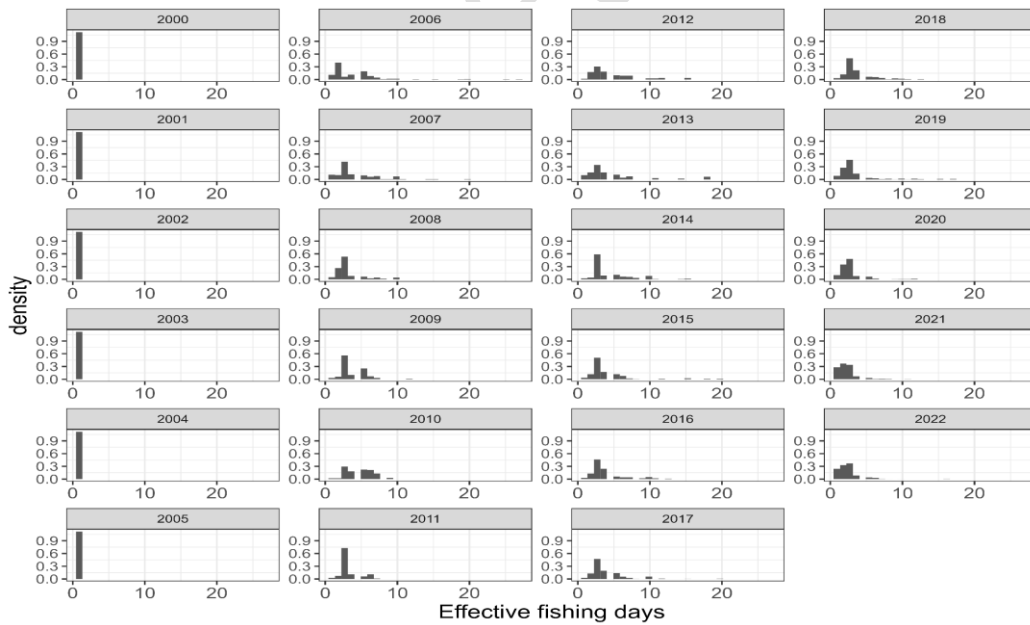


Figura 15. Distribución de los días efectivos de pesca registrados en la base de datos de SIPESCA para la serie temporal registrada.

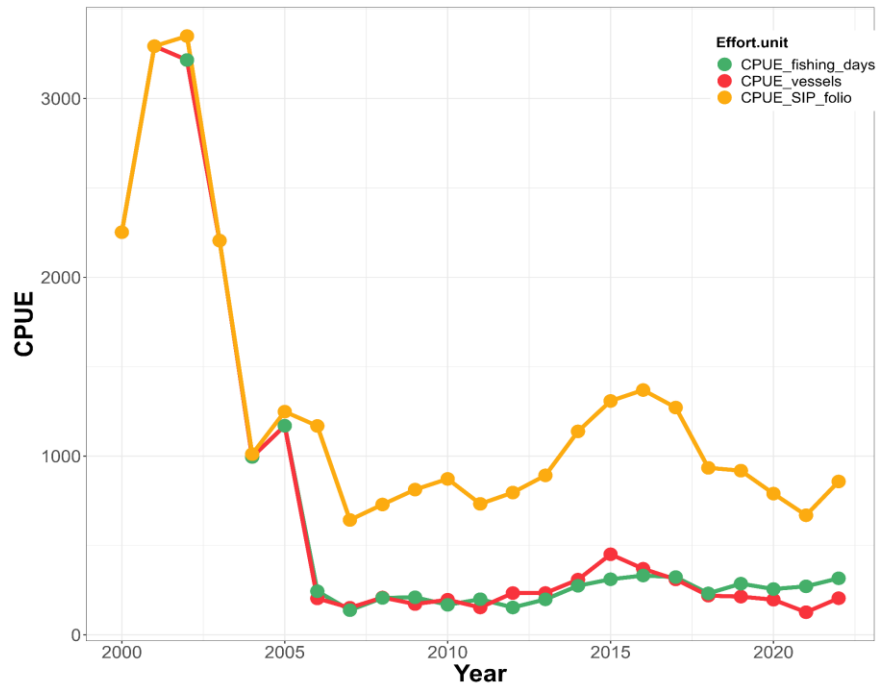


Figura 16. Tendencias de los distintos CPUEs contruidos a partir de los datos de SIPESCA.

Esta caída en el CPUE para días efectivos y número de embarcaciones se debe al registro incorrecto de dichas unidades de esfuerzo a previamente al 2005 (Figura 14 y Figura 15). Existe la opción de descartar todos los datos previos a 2005 o intentar corregir la serie de datos de la CPUE para esos años. Se calculó el promedio de días efectivos de pesca y el promedio de número de embarcaciones para el período 2006-2022 y se utilizó este promedio para obtener una CPUE corregida para el período 2000-2005 (Figura 17). Tanto la CPUE corregida utilizando el número de embarcaciones o el número de días de pesca muestran tendencias similares (Figura 17). Para fines de esta evaluación, se decidió usar días de pesca como unidad de esfuerzo, esto debido a que el número de embarcaciones en muchas ocasiones corresponde al número total de embarcaciones que viene amparada al permiso de pesca en lugar de indicar el número de embarcaciones que participaron en el viaje de pesca.

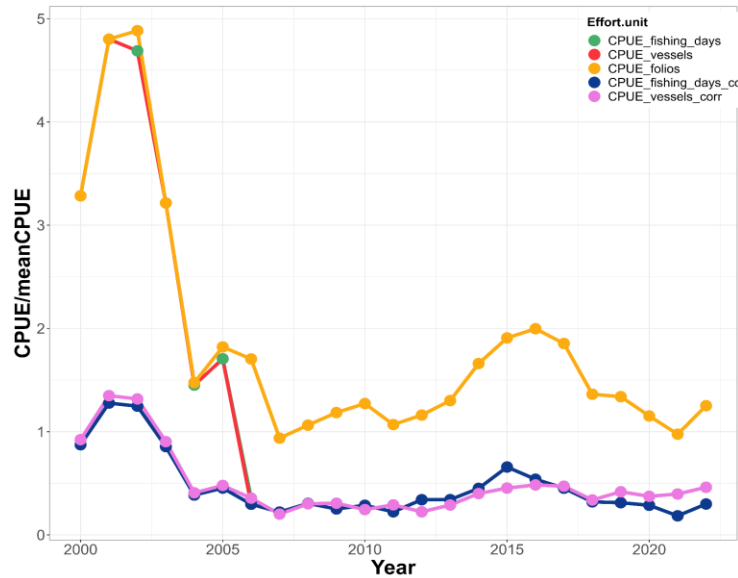


Figura 17. CPUE relativa corregida y no corregida.

Serie monitoreo comunitario

Para la estandarización de la CPUE de Monitoreo comunitario se seleccionaron los viajes con 100% de captura del grupo de especies del “complejo demersal rocoso”. Se realizó otro ejercicio considerando todos los viajes y utilizando el porcentaje de captura de este grupo como covariable. Esta serie podría utilizarse en un análisis de sensibilidad en el modelo de evaluación de ser necesario. La serie de captura de huachinango tiene un 20% de capturas nulas o ceros, por los que la CPUE se estandarizó utilizando un enfoque Delta (Lo et al. 1992). El método Delta trata por separado las observaciones positivas y la probabilidad de que ocurra una observación positiva. Usamos modelos lineales generalizados (GLMs) con una distribución de la variable de respuesta de tipo ‘Log-normal’ para los datos positivos (con una función de enlace de ‘identidad’) y con una distribución de la variable de respuesta de tipo ‘Binomial’ (con una función de enlace ‘logit’) para la proporción de datos positivos.

Se utilizaron tablas de desviaciones (para ambos componentes del modelo delta) para seleccionar las variables explicativas y las interacciones que explicaban la mayor parte de la variabilidad en los datos (Ortiz y Arocha, 2004). El efecto de cada variable e interacción entre variables se evaluó según el porcentaje de desviación explicada por la

adición de cada una al modelo. Solo se seleccionaron como variables explicativas aquellas cuya devianza superó el 5% de la devianza total explicada por el modelo completo.

Los índices de abundancia se estimaron entonces como el producto de los coeficientes del factor año (destransformado por la función link) para los modelos Log-normal y Binomial seleccionados y su desviación estándar se calculó como la raíz cuadrada de la suma de las varianzas de cada componente.

Las variables independientes consideradas en el modelo de estandarización, como factores principales y también como interacciones de primer orden se resumen en la **Tabla 2**. Las interacciones con el factor año no fueron consideradas. Todos los análisis se realizaron utilizando el software R (R Development Core Team 2022).

Tabla XI. Resumen de las variables utilizadas en el modelo de estandarización para los datos de monitoreo comunitario. Los números entre paréntesis refieren al número de categorías para las variables de tipo categóricas o factores.

Variable	Tipo	Observaciones
Año	Categórica (12)	Periodo: 2011-2022
Trimestre	Categórica (4)	Trimestre 1: Enero-Marzo Trimestre 2: Abril-Junio Trimestre 3: Julio-Septiembre Trimestre 4: Octubre-Diciembre
Productividad primaria (PP)	Continua	Rango: 390.4 - 2777.6 mg ⁻¹ chl ⁻¹ m ²
Area	Categórica (2)	Costera Insular/Oceánica
Profundidad promedio por área de pesca	Continua	Rango: 0.57 - 466 m

Resultado estandarización CPUE serie monitoreo comunitario

Las variables seleccionadas en el GLM final Log-Normal que explicaron más del 5% de la desviación total fueron el año, el trimestre y la profundidad (Tabla XI). Para el modelo GLM Binomial fueron el año, el trimestre y las interacciones Trimestre:Área y Área:profundidad, por lo tanto las covariables Área y Profundidad también fueron incluidos como factores de efecto único. El modelo Delta final (CPUE estandarizada base) muestra tendencias muy similares a la CPUE nominal con las mayores diferencias en 2016 y 2020 (Figura 18).

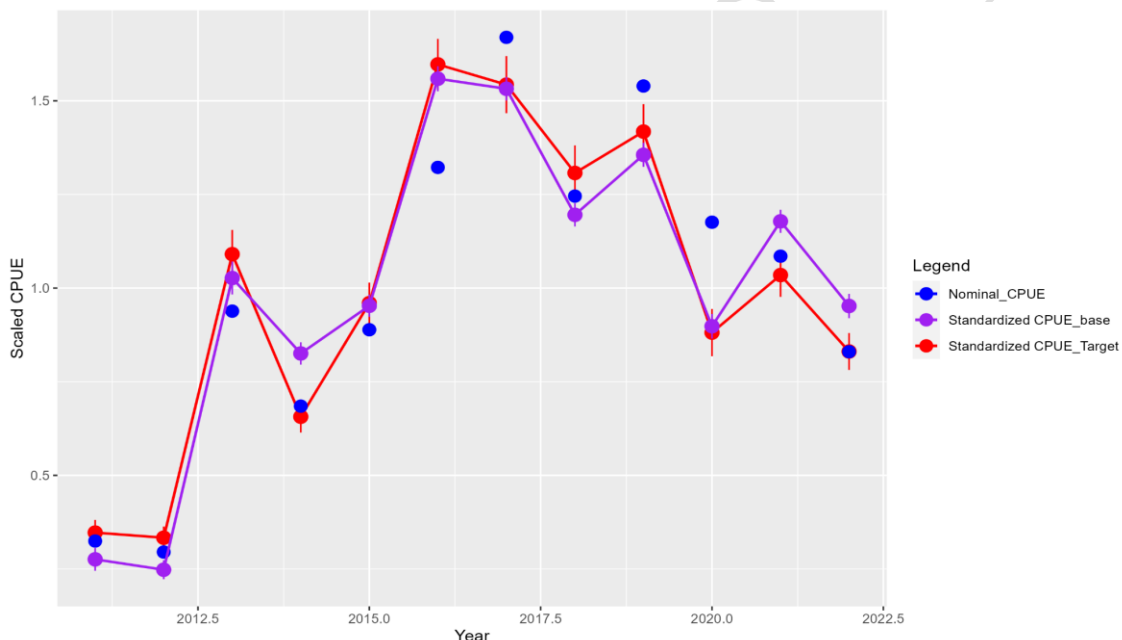


Figura 18. CPUE nominal, CPUE estandarizada base (que es la utilizada en SS) y CPUE estandarizada Target, que podría ser utilizada en análisis de sensibilidad a futuro, y que utiliza la variable Target del “complejo demersal rocoso” como covariable en los GLMs. Los valores se muestran relativos a la media (Scaled).

Serie de tallas

El sistema de monitoreo pesquero aplicado a la pesquería en la región considera además información biológica como tallas (longitud total en centímetros) y pesos (en kilogramos). Particularmente en el caso de las tallas para huachinango se cuenta con información desde 2009 a 2022 (Figura 19) en donde se registraron huachinangos de entre 9 a 101

cm. En la Tabla XII se muestran los números de viajes de pesca muestreados para el caso de huachinango.

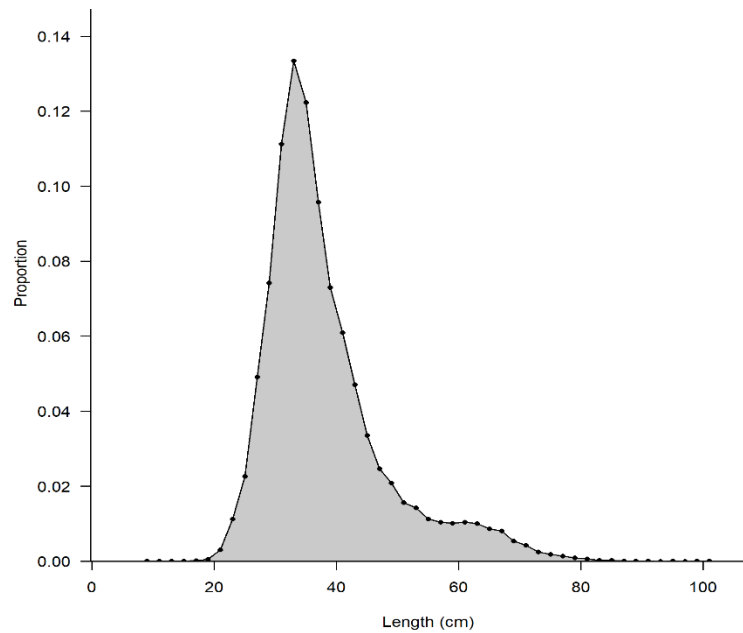


Figura 19. Distribución de tallas de huachinango en el Corredor San Cosme – Punta Coyote (monitoreo comunitario) acumuladas entre 2009 – 2022. Los datos van de 9 a 101 cm de longitud.

Tabla XII. Número de viajes de pesca muestreados y tamaño de muestra por año para huachinango según datos de monitoreo comunitario.

Año	Viajes de pesca muestreados	Total de peces muestreados
2009	22	1573
2010	9	201
2011	34	853
2012	56	1066
2013	92	1918
2014	61	1560
2015	110	2459

2016	170	5560
2017	152	4827
2018	140	5255
2019	119	5021
2020	70	2874
2021	63	2629
2022	33	1379

Parámetros de entrada y settings de Stock synthesis

Ambos índices de CPUE (monitoreo comunitario y SIPESCA) se trataron como un índice de abundancia con parámetros de selectividad espejo a la de la flota pesquera. Las varianzas de los índices de abundancia se parametrizaron en términos de desviación estándar con distribución Log-Normal. Para la serie de CPUE no mientras que para la serie de datos de monitoreo comunitario se utilizaron las desviaciones estándar resultantes del proceso de estandarización.

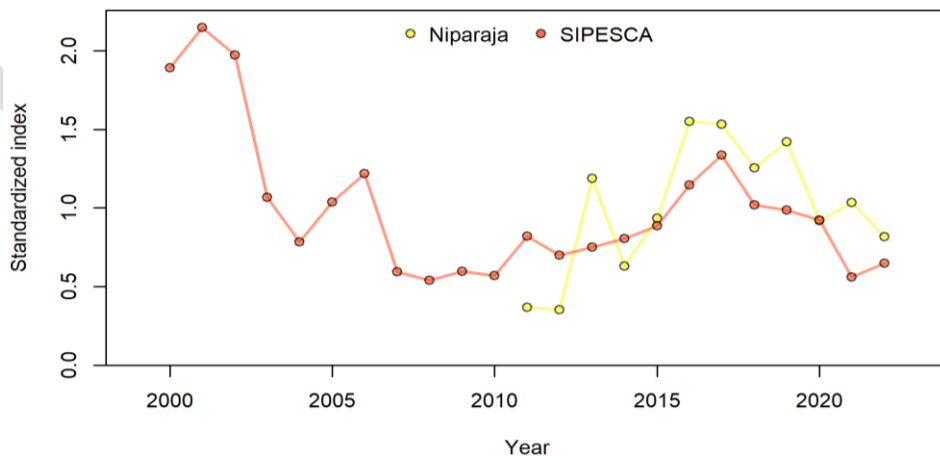


Figura 20. Las dos series de CPUE utilizadas en el modelo de evaluación de huauchinango por año y en la misma escala.

El modelo utiliza datos de sexos combinados y por lo tanto con curvas de crecimiento (en este caso de von-Bertalanffy) para ambos sexos también combinadas (Tabla XIII). La parametrización utilizada por SS permite al usuario especificar el coeficiente de crecimiento (k , fijo en 0.17) y la longitud a dos edades. Se seleccionó la edad 1 con una longitud de 17.16 cm y la longitud infinita a 90.97 cm (Tabla XIII). M se fijó en 0.253 basado también para sexos combinados. La proporción de sexos se fijó en 1:1. Todos los parámetros biológicos se especifican en la Tabla XIII que incluyen además los parámetros de la ecuación de transformación longitud-peso y la talla en la que el 50% de la población está madura.

Tabla XIII. Parámetros aplicados al modelo de stock synthesis para huachinango. Los parámetros de selectividad y mortalidad inicial

Parámetro	Valor fijo en el modelo	Referencia y/o comentario
<i>Linf</i>	90.97	Isoteco-Palemon (2011) para el Estado de Guerrero
<i>k</i>	0.17	Isoteco-Palemon (2011) para el Estado de Guerrero
<i>Largo a la edad 1</i>	17.16	Estimado con los parámetros de Isoteco-Palemon (2011). Para el Estado de Guerrero.
<i>Talla de madurez al 50%</i>	42.3	Aguirre-Villaseñor et al. 2023
<i>a de la curva largo-peso</i>	2.78E-05	Estimado con datos locales
<i>b de la curva largo-peso</i>	2.79	Estimado con datos locales
<i>Edad maxima</i>	30	Estimado con parámetros de crecimiento
<i>Mortalidad natural</i>	0.25	Estimado con barefoot ecologist usando el método de Then_VBGF
<i>Sigma R</i>	0.60	Acordado por expertos
<i>Steepness</i>	0.70	Thorson et al. 2019

<i>Numero inicial de reclutas en condiciones de no pesca $SR_{In}(R0)$</i>	8.89	Estimado por el modelo SS
<i>Mortalidad inicial (InitF)</i>	0.0259	Estimado por el modelo SS
<i>Selectividad: Size_DbIN_peak</i>	30.92	Estimado por el modelo SS
<i>Selectividad: Size_DbIN_top</i>	-9.6785	Estimado por el modelo SS
<i>Selectividad: Size_DbIN_ascend_se</i>	2.4546	Estimado por el modelo SS
<i>Selectividad: Size_DbIN_descend_se</i>	6.6034	Estimado por el modelo SS

Los intervalos de edad para la dinámica interna de la población oscilaron entre 0 y 30 años (Tabla XIII), y la edad acumulada de 30 específica el grupo de acumulación. Los intervalos de talla de la población fueron especificados entre una talla mínima de 3 cm y una talla máxima de 123 cm. Los datos de composición de tallas de la flota van de 9 a 101 cm y se presentan para todo el periodo acumulado en la Figura 19. El número de viajes muestreados fue considerado como el número efectivo de la muestra.

La dinámica de reclutamiento se rige por una función de stock-reclutamiento de Beverton-Holt. Esta relación está parametrizada para incluir una cantidad estimada, el logaritmo del reclutamiento de equilibrio no explotado ($R0$) y un parámetro steepness (h) que se fijó en 0.7. Se estimó una serie temporal completa de las desviaciones del reclutamiento estimando el parámetro $R0$ (Tabla XIII). El modelo calcula cantidades usando un paso de tiempo anual y supone que la recopilación de datos es relativamente continua a lo largo del año. Las extracciones de pesca ocurren instantáneamente a mediados de cada año y el reclutamiento ocurre el 1 de enero (Tabla XIII).

Se aplicaron priors uniformes (no informativos) a todos los parámetros estimados en el modelo base. Los límites de los parámetros se seleccionaron para que fueran lo suficientemente amplios para evitar truncar el procedimiento de búsqueda durante la estimación de máxima verosimilitud (Tabla XIII).

Las selectividades a la talla se estimaron utilizando una parametrización doble normal (patrón SS 24) para la flota pesquera. Esta se fijó como “logística” considerando la presencia de clases de talla mayores a 60 cm y que son subrepresentados en el monitoreo biológico, esto según testimonios de usuarios de la comunidad.

La selectividad por edad se fijó utilizando el patrón 10 en SS que significa que todas las edades están seleccionadas desde la 1 hasta la máxima (30 años en este caso).

La capturabilidad fue calculada analíticamente. Por lo tanto, en resumen, los parámetros estimados en SS fueron 1) R_0 , 2) las desviaciones anuales del reclutamiento, 3) mortalidad por pesca inicial (F_{ini}) y 4) cuatro parámetros de la curva de selectividad (Tabla XIII).

Resultados del modelo

Serie CPUE monitoreo comunitario y SIPESCA

Los ajustes a los datos de CPUE fueron relativamente buenos, sobre todo para los datos de la serie de tiempo más larga de CPUE nominal proveniente de los datos de SIPESCA (Figura 21). La CPUE de SIPESCA ha ido declinando a lo largo del tiempo. Para los datos del monitoreo de comunitario fueron razonables (Figura 22). Debe considerarse que la extensión espacial del monitoreo de comunitario es reducida en comparación con el área evaluada.

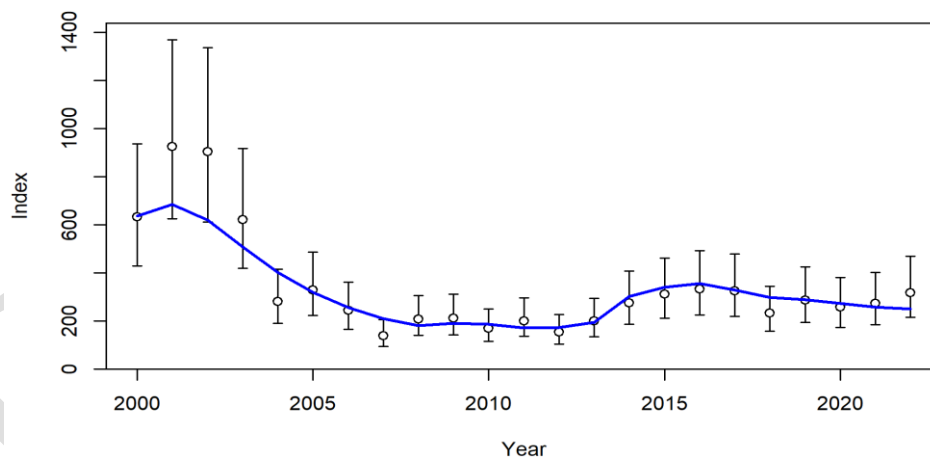


Figura 21. Ajuste (línea azul) a los datos de CPUE del modelo de evaluación de huachinango para datos de SIPESCA

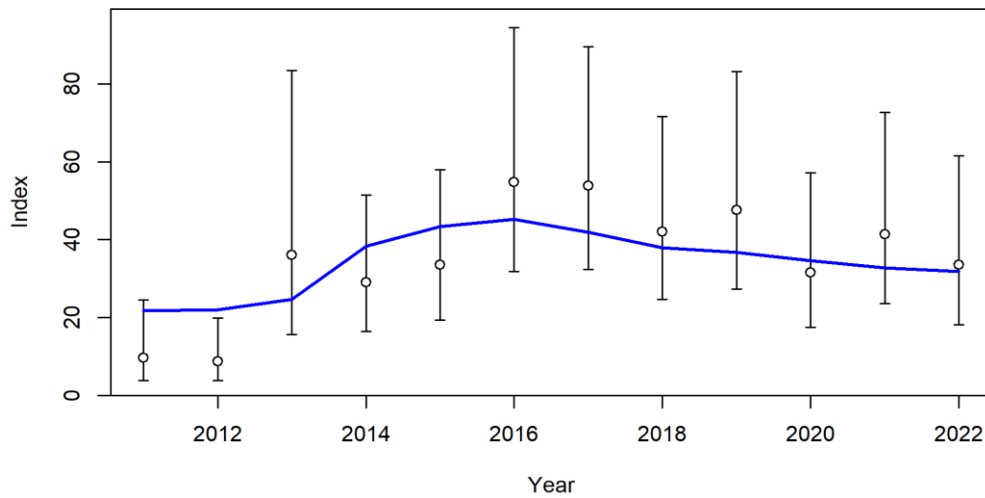


Figura 22. Ajuste (línea azul) a los datos de CPUE del modelo de evaluación de huachinango para los datos de monitoreo comunitario.

Selectividad

Las curvas de selectividad estimadas se muestran en la Figura 23. La selectividad en este caso es el resultado combinado de las propiedades selectivas inherentes al arte y operativa de pesca. Los datos de tallas presentaron en general un buen ajuste el cual se observa por año en la Figura 24.

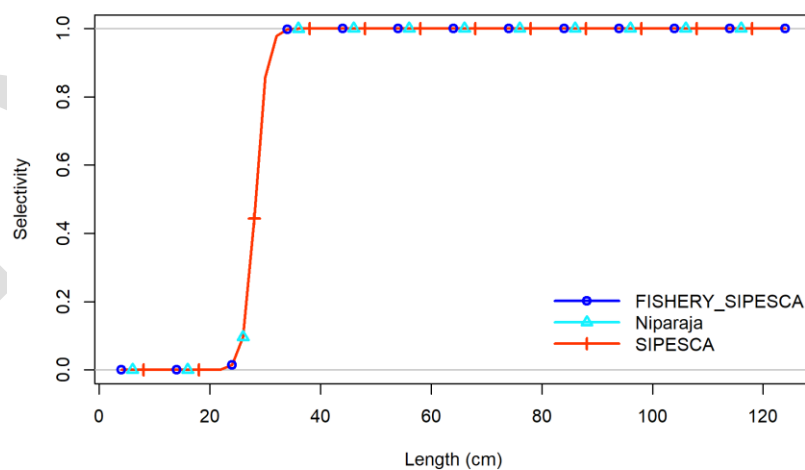


Figura 23. Curva se selectividad estimada por el modelo de evaluación para huachinango. “Niparajá” indica los datos de monitoreo comunitarios.

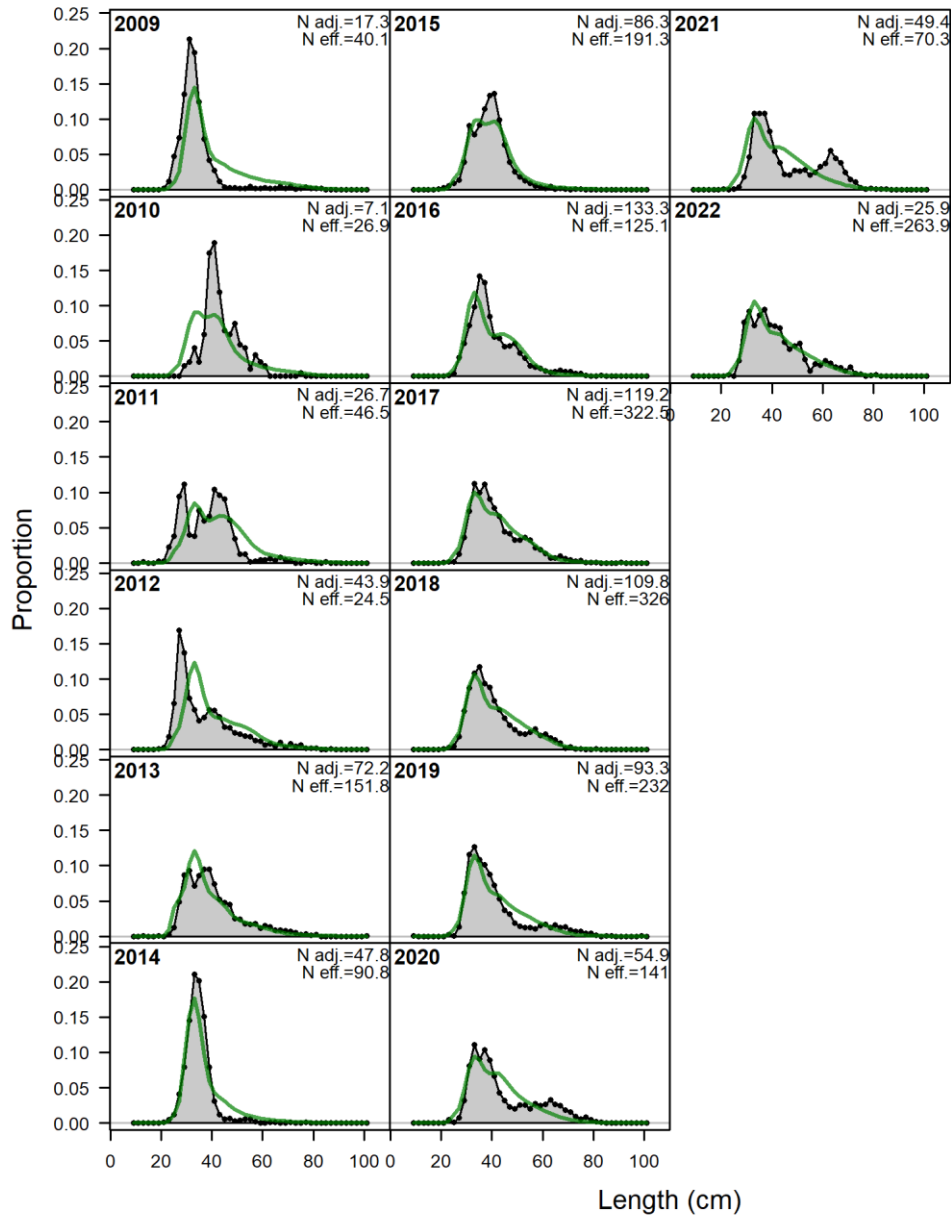


Figura 24. Ajuste (línea verde) a los datos de tallas observados (curva gros) de huauchinango por año.

Reclutamiento

Las desviaciones del reclutamiento muestran un periodo de estimación más estable entre 1978 y 1994 en donde prácticamente la única información disponible son los datos de captura y luego un periodo de desviaciones negativas hasta el 2010, luego positivas hasta 2017 (Figura 25).

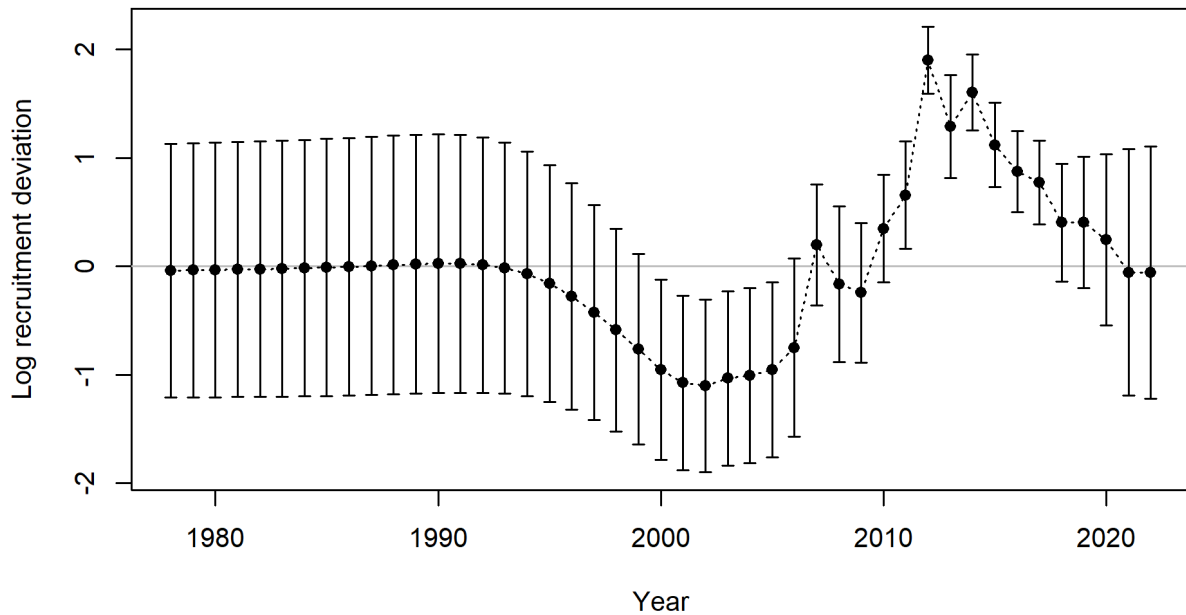


Figura 25. Estimaciones de desviaciones de reclutamiento anual para huachinango entre 1978 y 2022. Puntos y su correspondiente desviación estándar (barras negras) por encima de cero (línea gris) evidencian reclutamientos positivos por encima del promedio, y datos por debajo de la línea del cero evidencian reclutamiento por debajo del promedio.

Mortalidad natural

Como resultados de estas estimaciones, así como la mortalidad por pesca estimada por el modelo que ha ido creciendo desde el comienzo del periodo de explotación (Figura 26), la biomasa reproductora de huachinango muestra una tendencia relativamente estable al principio del periodo de explotación, seguido de una caída entre los años 2003 y 2014 y una tendencia estable en los últimos años (Figura 27).

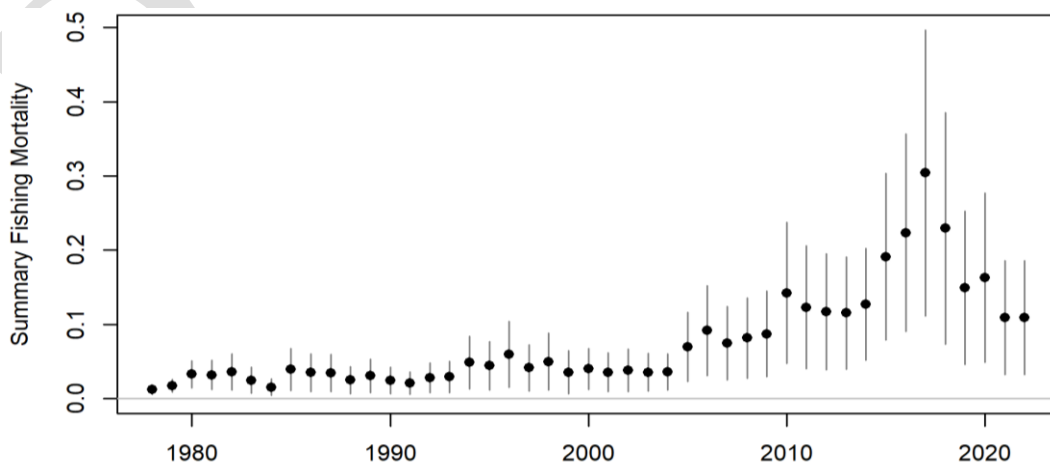


Figura 26. Tendencia de mortalidad por pesca (F apical) para el huachinango estimada por el modelo de evaluación entre 1978 y 2022. La mortalidad por pesca ha ido creciendo, pero muestra cierta tendencia a bajar en los últimos años.

Estado del stock

El stock parece haber mantenido una leve tendencia negativa desde principios de la serie analizada y hasta 2013 donde tiene un incremento y posteriormente se estabiliza en los últimos años de la serie (Figura 27). Lo anterior puede estar justificado por incrementos en el reclutamiento que aparecen entre 2010 y 2014 (Figura 25).

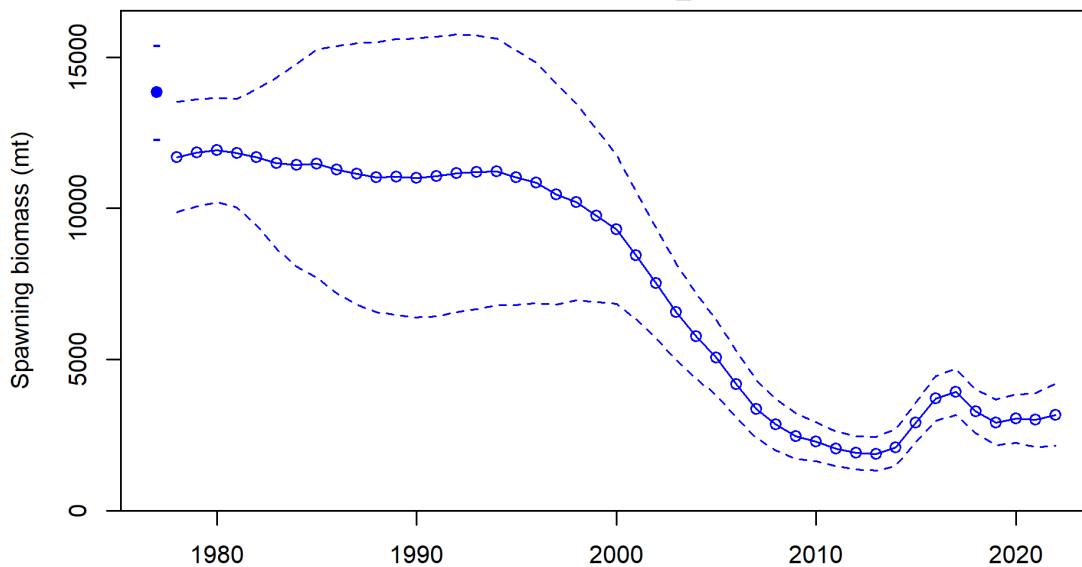


Figura 27. Tendencia de biomasa reproductora de huachinango estimada por el modelo de evaluación entre 1978 y 2021. La línea punteada muestra el intervalo de confianza al 95%.

Comparando la proporción de la biomasa desovaste sobre la biomasa desovante que produce el rendimiento máximo sostenible (SSB / SSB_{MSY}) el stock se mantuvo por encima de MSY hasta 2006 donde alcanzo su punto más bajo en 2013, incremento entre este último año y 2017 y se estabilizó en los últimos cuatro años de la serie. Considerando el nivel de incertidumbre estimado en este modelo, es muy probable que el stock este por debajo de MSY pero cerca del mismo y con una tendencia estable (Figura 28).

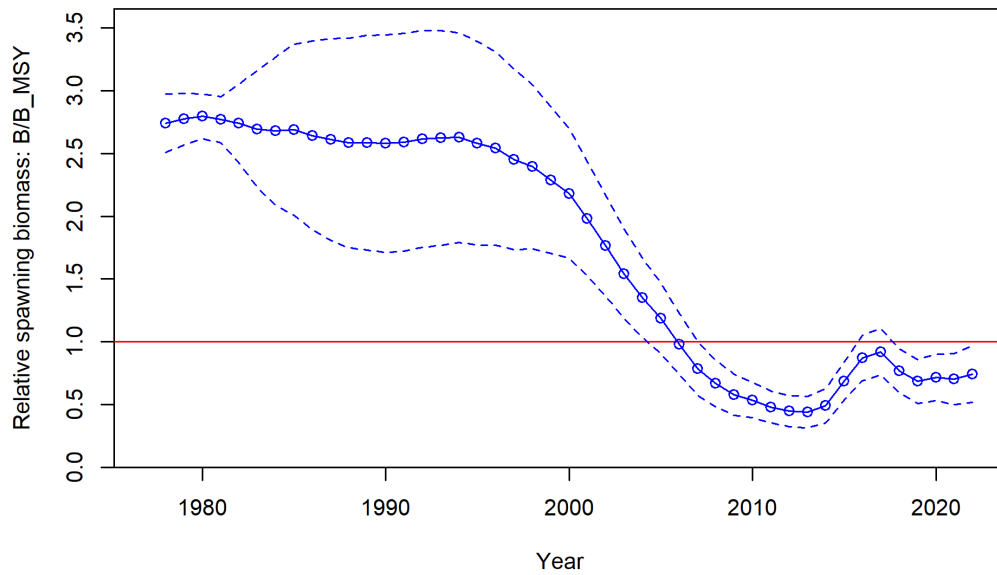


Figura 28. Tendencia de la biomasa reproductora o desovante sobre la biomasa reproductora que produce el rendimiento máximo sostenible (SSB/SSB_{MSY}) para huachinango. La línea punteada indica un intervalo de confianza al 95% de probabilidad. La biomasa desovaste está por debajo de MSY pero se mantiene estable y no muy lejos del punto de referencia.

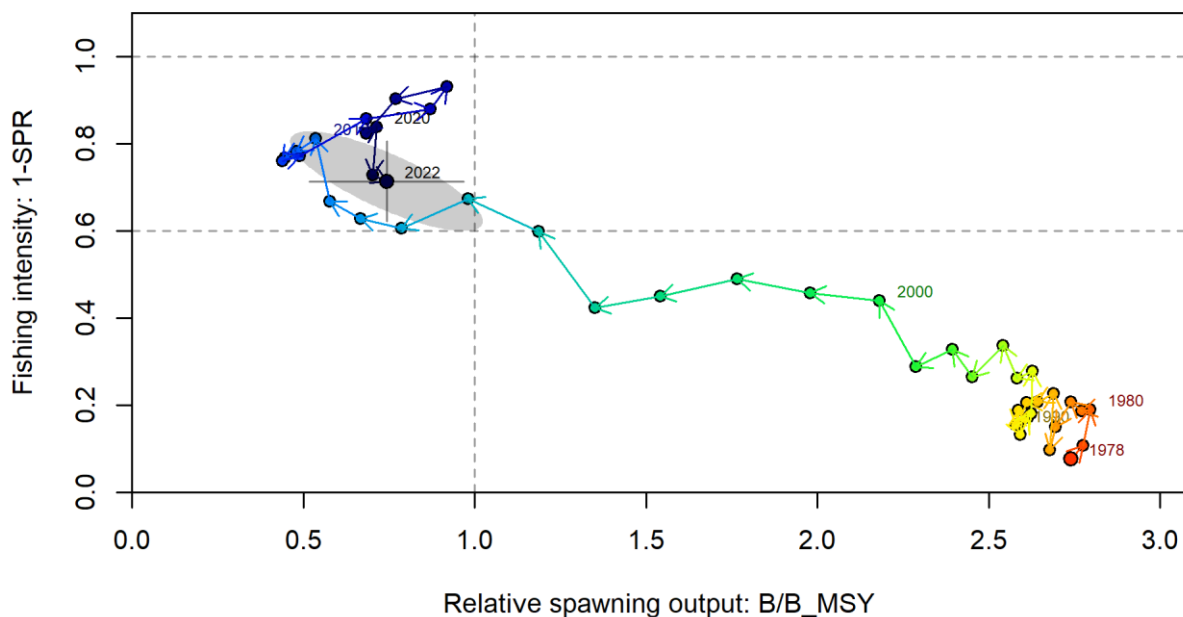


Figura 29. Diagrama de Kobe para el huachinango entre 1978 y 2022. En el eje de la y se muestra la intensidad pesquera representada como 1-SPR (Spawning potential ratio o tasa de potencial reproductivo); la línea horizontal punteada muestra el punto de referencia de $SPR=0.4$. En el eje de la x se muestra la biomasa reproductora en relación a la biomasa reproductora al máximo rendimiento sostenible (MSY)

representado por la línea punteada vertical. La nube gris muestra el intervalo de confianza al 95% de la estimación en el último año.

Análisis de sensibilidad

Se analizaron las sensibilidades del modelo modificando los parámetros de L_{50} , steepness (h), índice CPUE, SigmaR y mortalidad natural (M). Aparentemente, según los resultados de estas corridas dentro del modelo, los parámetros más sensibles son M y h , dependiendo del valor que usemos, el valor de SSB cambia mas no la tendencia. Esto también se observa con L_{50} , pero en menor medida. En el caso del CPUE, el escenario con los datos de SIPESCA parece tener mayor influencia en el resultado del modelo, sin este, la interpretación cambia drásticamente a inicios de la serie (Figura 30)

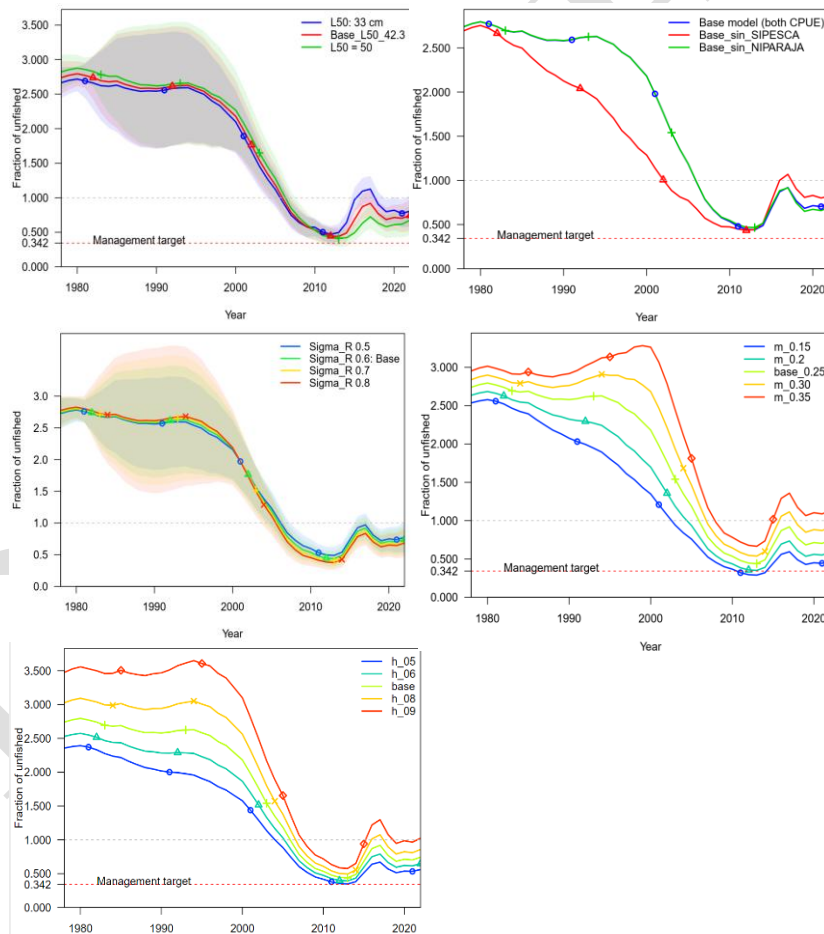


Figura 30. Resultados del análisis de sensibilidad para el modelo de stock synthesis con huachinango. Mortalidad natural (M) y steepness (h) son los parámetros de mayor sensibilidad. El índice de CPUE más relevante es SIPESCA.

Análisis retrospectivo

Se realizó un análisis retrospectivo del modelo de stock synthesis para huachinango. Este enfoque busca detectar inconsistencias sistemáticas entre una serie de estimaciones del estado del stock basadas en periodos crecientes de datos. Para ello, se realizaron corridas del modelo base removiendo datos para ciertos periodos de tiempo (0 – 8 años). Al remover esta información, si los resultados varían drásticamente, quiere decir que hay una inconsistencia en la información que incrementa la incertidumbre del modelo. Para este caso, el resultado parece ser consistente, excepto para los años 6-8 donde la tendencia parece ir en otra dirección. Esto puede ser explicado ya que, para esos años, las capturas máximas no han aparecido, considerando que el máximo en capturas aparece en 2017 (Figura 9), los parámetros estimados por el modelo varían su resultado en función de los datos de captura y como consecuencia, las trayectorias comienzan a diferir y el modelo no puede predecir la trayectoria de años posteriores. No obstante, para la mayoría de los casos, la tendencia es similar, lo que sugiere que hay información clave en los últimos años de la serie.

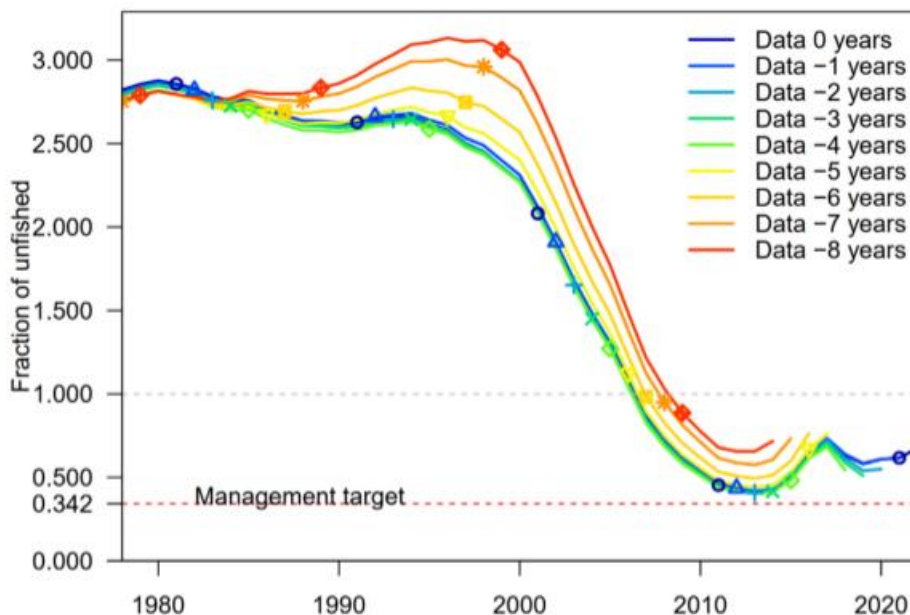


Figura 31. Análisis retrospectivo del modelo de stock synthesis para huachinango. Año 0 corresponde a 2022 y año – 8 a 2014.

Cabrilla sardinera

Fuente de datos y sus retos

Serie de capturas

La serie de captura de cabrilla sardinera en BCS proviene únicamente de los avisos de arribo. Un problema que se percibe en los datos de captura es que las capturas de esta especie se registran en el grupo de “cabrillas” las cuales abarcan al menos otras 3 especies. Considerando entonces que hasta el momento no existe una construcción de una serie de capturas anterior al año 2000, la serie de captura para este assessment comprende del año 2000 a 2024. Un asunto en particular es la estimación del ‘Depletion’ ya que esta pesquería se sabe que se realiza previo al año 2000, para esto se estima un monto de captura que tiene un gran nivel de incertidumbre

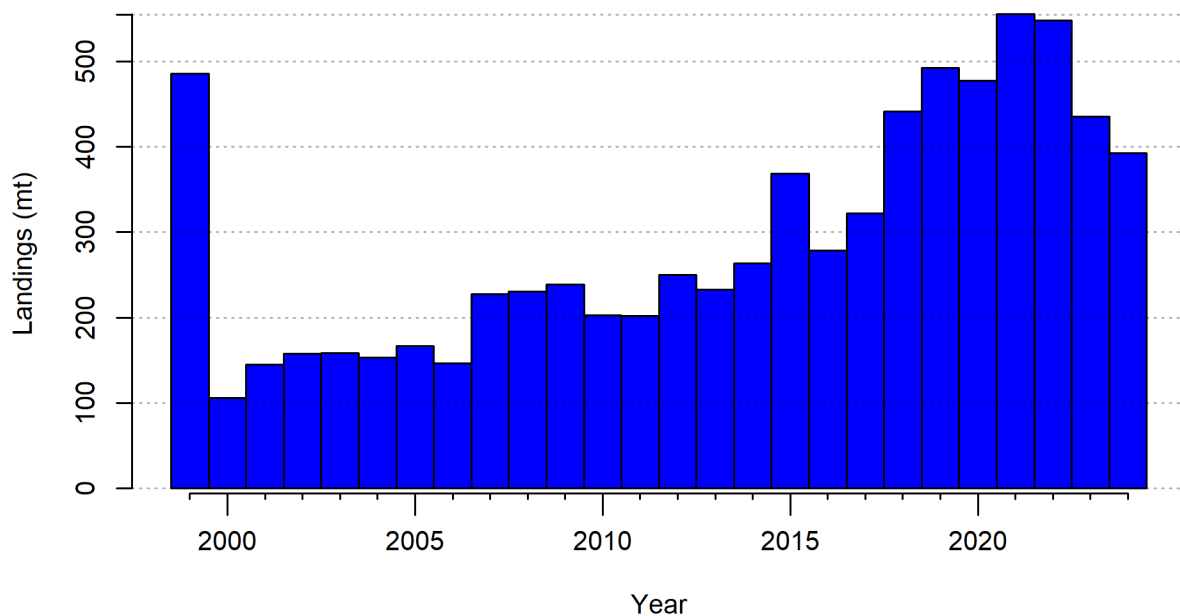


Figura 32. Serie de capturas de Cabrilla

Series de CPUE: Monitoreo comunitario y SIPESCA

Al igual que para el caso de huachinango, se estimaron dos índices de abundancia considerando un set de viajes que contemplan a la cabrilla sardinera junto con otras especies que están asociadas a esta última especie. Estas especies se enlistan en la siguiente tabla:

Tabla 14. Especies que componen al complejo “Cabrilla sardinera”

Nombre común	Nombre científico	Condición
Pargo amarillo	<i>Lutjanus argentiventris</i>	NA
Pargo mulato	<i>Hoplopagrus guentherii</i>	NA
Cochito	<i>Balistes polylepis</i>	Si el viaje de pesca es mayor o igual al 80% de la captura se descarta
Huachinango	<i>Lutjanus peru</i>	Si el viaje de pesca es mayor o igual al 80% de la captura se descarta
Jurel	<i>Seriola dorsalis</i>	Si el viaje de pesca es mayor o igual al 80% de la captura se descarta

Tanto para los datos de SIPESCA como los de monitoreo comunitario aplicaron este criterio considerando la naturaleza multiespecífica de la pesquería. Con los sets de viajes de pesca identificados se estimó la CPUE para cada conjunto de datos. Ambos índices fueron aplicados al modelo de Stock Synthesis como indicadores de abundancia

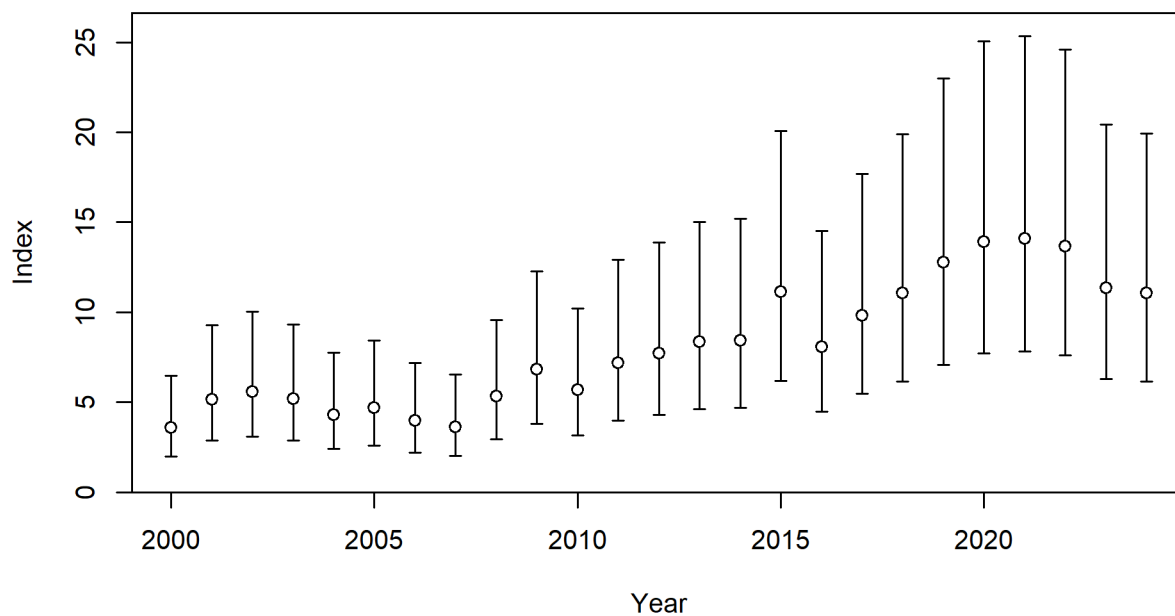


Figura 33. CPUE de SIPESCA para el complejo cabrilla sardinera.

Estandarización de CPUE cabrilla sardinera

Los datos de CPUE de monitoreo pesquero se estandarización utilizando el enfoque delta lognormal. Para este caso en particular, se decidió explorar el efecto de las mismas variables que para el caso de huachinango añadiendo la temperatura superficial del mar (TSM) y salinidad (S) como variables independientes.

Tabla 15. Variables para estandarización de CPUE para cabrilla sardinera.

Variable	Tipo	Observaciones
Año	Categórica (12)	Periodo: 2011-2022
Trimestre	Categórica (4)	Trimestre 1: Enero-Marzo Trimestre 2: Abril-Junio Trimestre 3: Julio-Septiembre Trimestre 4: Octubre-Diciembre

Clorofila a	Continua	Rango: 390.4 - 2777.6 mg ⁻¹ chl ⁻¹ m ²
Area	Categorica (2)	Costera Insular/Oceánica
Temperatura superficial del mar	Continua	Rango: 20 – 26 °C
Salinidad	Continua	Rango: 34.6 – 35.2 UPS

Previo al proceso de estandarización, se observó la correlación de las variables ambientales al CPUE de cabrilla sardinera. Según el análisis, existe una correlación entre la clorofila a y el CPUE y una relación inversamente proporcional entre el CPUE y la temperatura superficial del mar (Figura. 34).

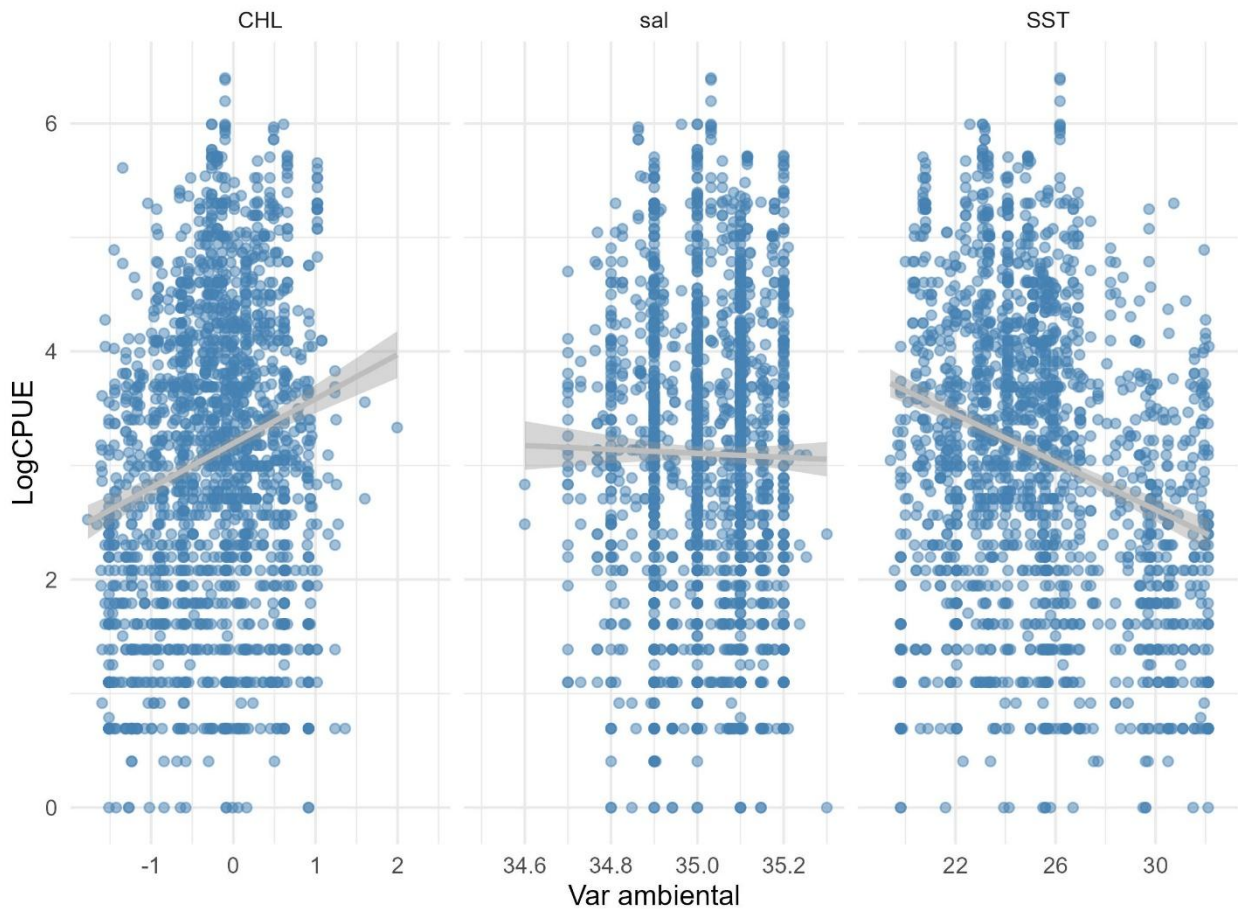


Figura 34. Relación entre CPUE y variables ambientales para cabrilla sardinera

La clorofila a tiene una correlación directa con la variable trimestre ya que existe una temporalidad bien definida entre la clorofila y la época del año. Siendo este el caso, se decidió utilizar la variable trimestre en el proceso de estandarización.

Una vez seleccionadas las variables, se realizó una estandarización del CPUE considerando un enfoque lognormal y delta-lognormal.

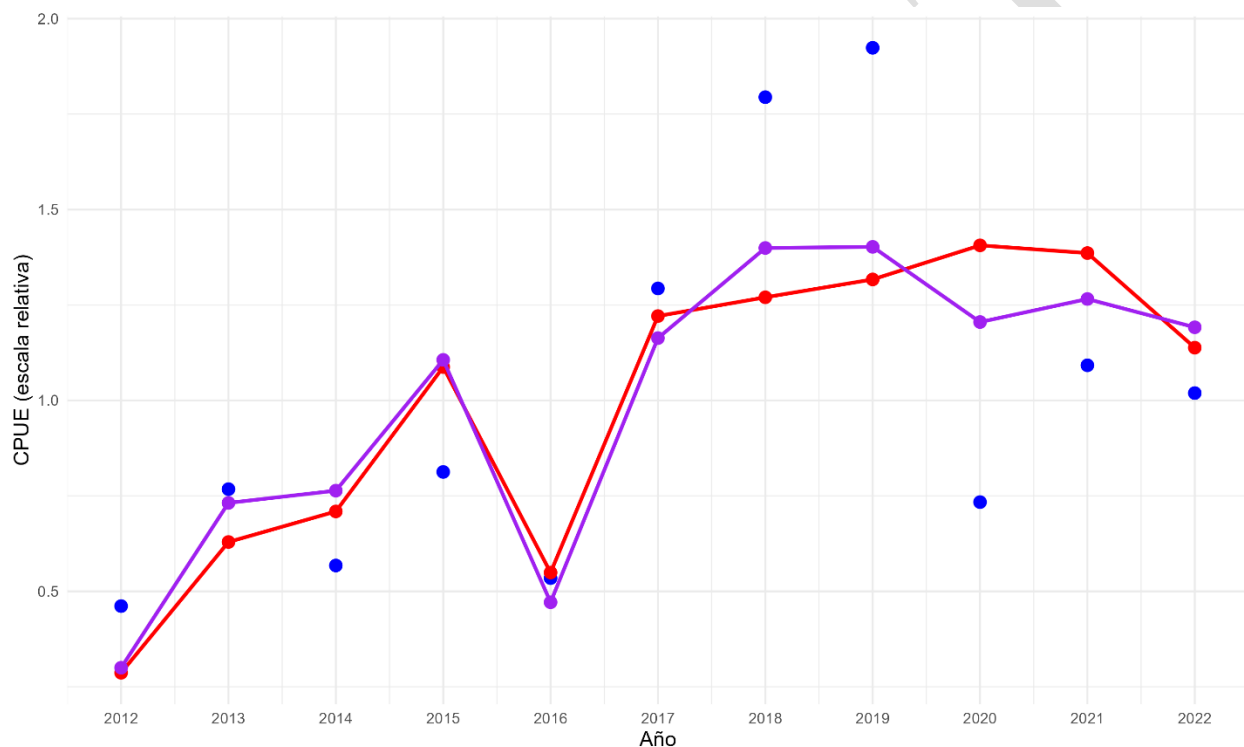


Figura 35. Estandarización del CPUE de cabrilla sardinera. Los puntos azules son el CPUE nominal, la línea azul es el CPUE estandarizado con un modelo lognormal y la línea roja con un modelo delta-lognormal.

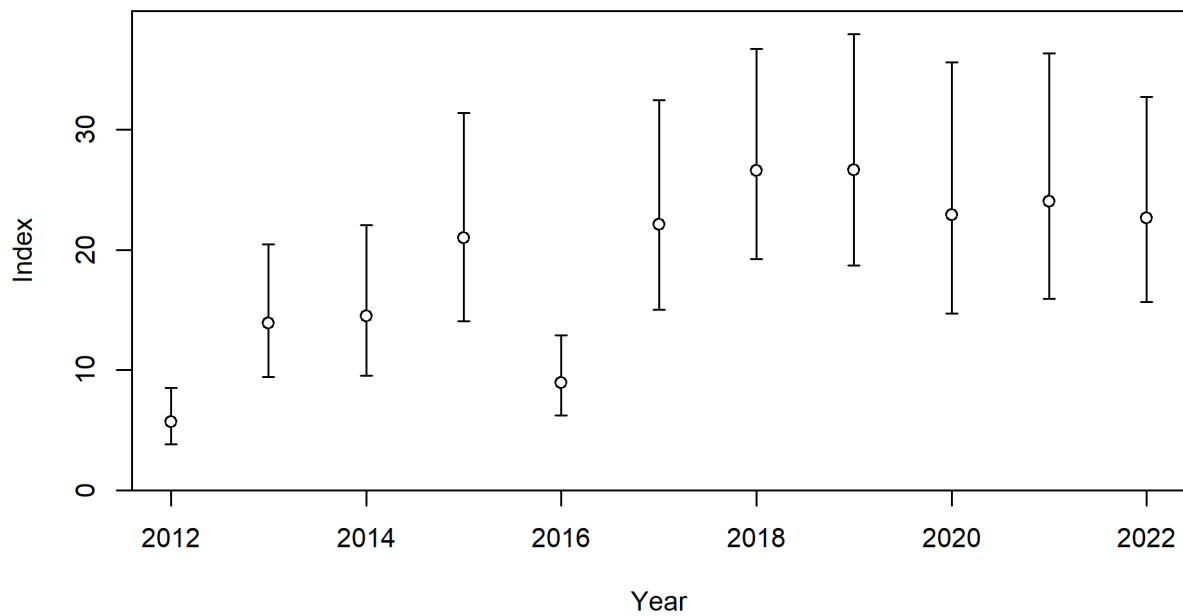


Figura 36. CPUE ajustado en Stock synthesis para el complejo cabrilla sardinera proveniente de los datos de monitoreo pesquero comunitario.

Serie de tallas

Los datos de tallas utilizados van de 2012 a 2023. Stock synthesis logró ajustarse adecuadamente a las tallas proporcionadas. En general las distribuciones siguen una tendencia normal con algunos años donde se observa la reducción de individuos de gran tamaño como en 2019 y 2022

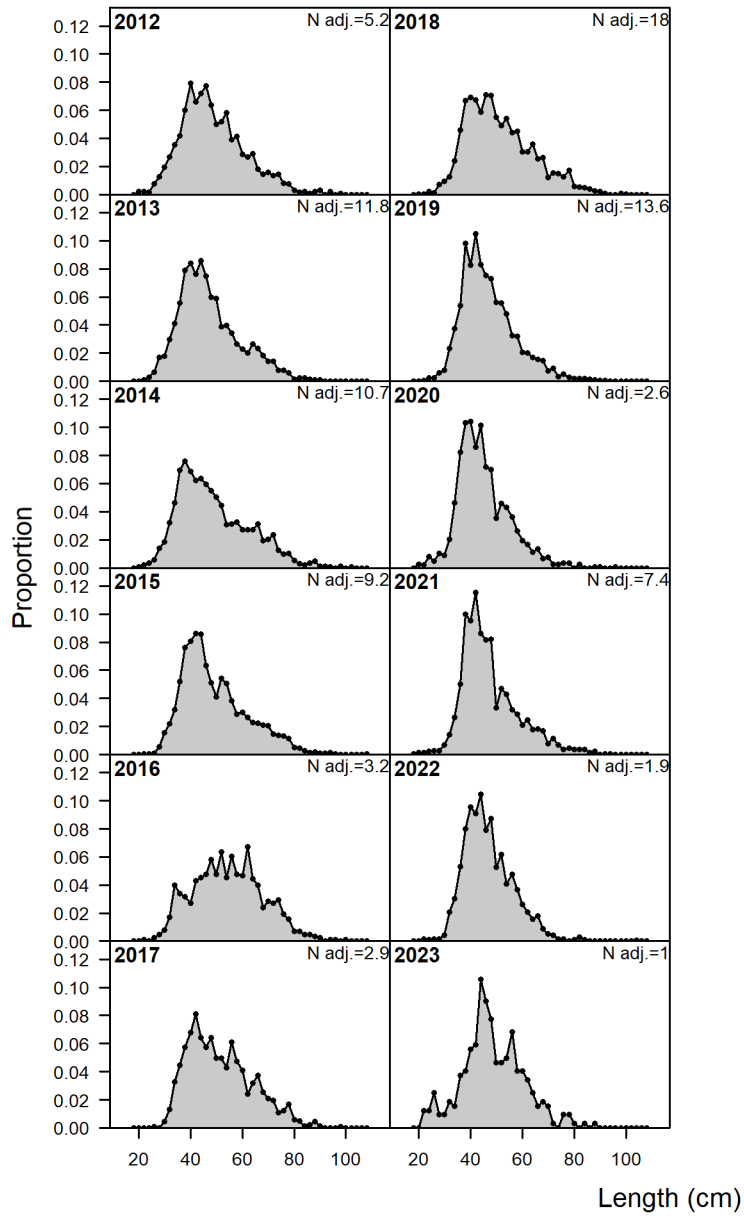


Figura 37. Serie de tallas para cabrilla sardinera

Parametros de entrada Stock Synthesis cabrilla sardinera

Los parámetros utilizados en stock synthesis para la cabrilla sardinera se muestran en la tabla adjunta

Tabla 16. Parametros de entrada para stock synthesis cabrilla sardinera

Parametro	Valor	Source
Linf	104,7	Díaz-Uribe et al 2001
k	0,065	Díaz-Uribe et al 2001
t0	-1,39	Díaz-Uribe et al 2001
Amax	21	Díaz-Uribe et al 2001
M	0,24	FishLife
h	0,7173	FishLife
SigmaR	0,4032749	FishLife
Lm	42,44	Perez-Olivas et al 2018
Age at m	6,66	Estimación con los parametros de Díaz-Uribe

Resultados del modelo

En general, los resultados sugieren, de acuerdo con la trayectoria de la biomasa desovante estimada en el modelo y con los parámetros de entrada, que cabrilla sardinera viene de un estado de recuperación de un previo estado de sobreexplotación. El cociente de la biomasa desovante relativa entre la biomasa desovante en condiciones de no pesca (Relative Spawning Biomass / Spawning Biomass at B_0) desde 2000 y hasta 2020, tiene una tendencia positiva, pero desde niveles muy bajos (0.05) hasta cerca del 0.5. Posterior a 2020, la biomasa se estabiliza (Figura 38).

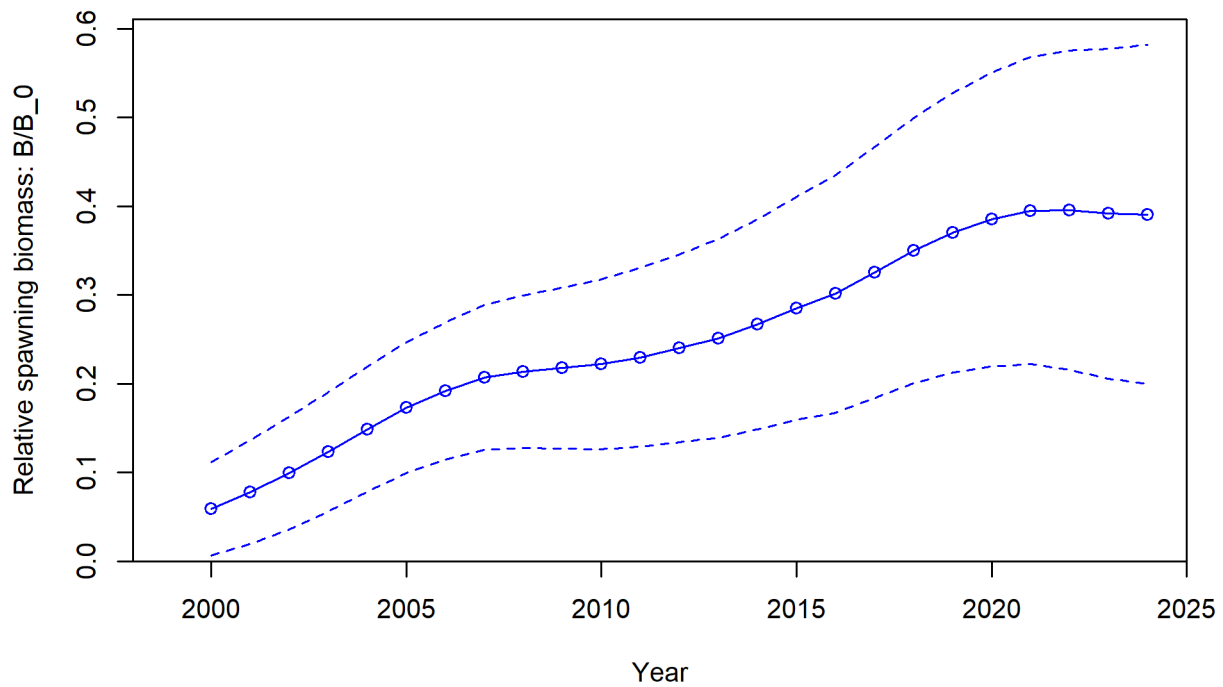


Figura 38. Trayectoria de biomasa desovante (SSB/SSB0) para cabrilla sardinera

Según los resultados del modelo, la pesquería se encuentra sobreexplotada con indicios de recuperación, sin embargo, la incertidumbre asociada al modelo es considerable, no obstante, estas fuentes de incertidumbre son consideradas y una de ellas está asociada al 'estado de depletion' del modelo al no saber el grado de explotación previo al año 2000 (Figura 39).

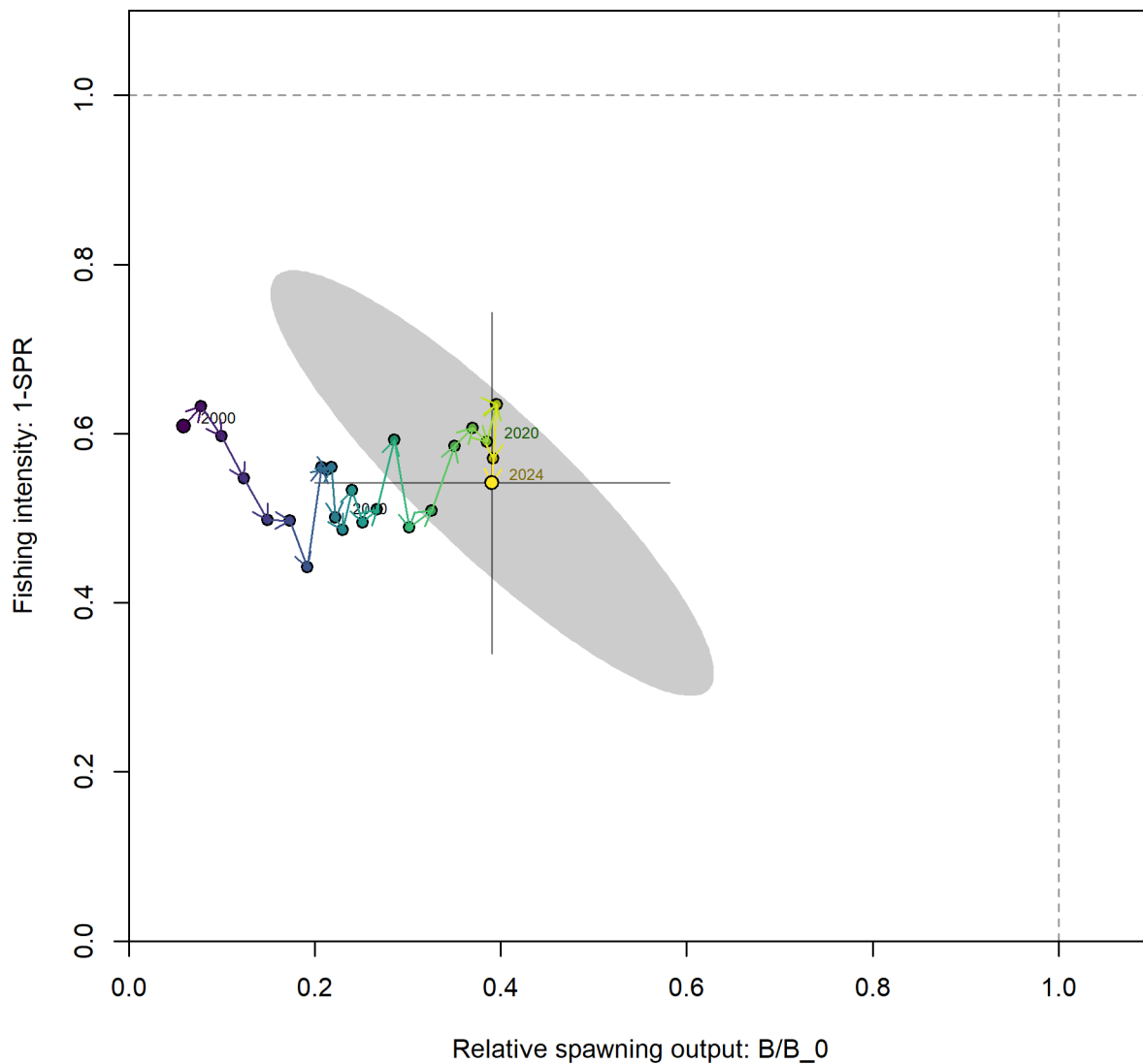


Figura 39. Estado de la pesquería de cabrilla saridnera según las estimaciones de un modelo estructurado de captura por edades (Stock Synthesis).

Puntos de referencia e Indicadores de desempeño

Huachinango

Considerando las experiencias previas con las metodologías de evaluación, los puntos de referencia reflejados aquí provienen de lo obtenido del proceso de evaluación con

Stock Synthesis. Por su flexibilidad y robustez para pesquerías en datos limitados, el resultado de este modelo considera diversas piezas de información y su incertidumbre asociada, ideal para la toma de decisiones y el manejo de esta pesquería. Hasta el momento, huachinango es la única especie evaluada de manera satisfactoria. A continuación, se enlistan los puntos de referencia y los indicadores de desempeño (Tabla XIV).

Tabla XVII. Indicador de desempeño y puntos de referencia para huachinango

Indicador de desempeño	Nivel de referencia	Acciones de manejo
SSB/SSB _{MSY}	SSB 34% (Objetivo)	No se requieren acciones de manejo
	SSB 20-33% (Umbral)	Si se sobrepasa el nivel de umbral, una revisión es activada para identificar las principales fuentes de variación. Si se considera que la sostenibilidad está en riesgo, se activa una acción de manejo (control del esfuerzo, cierre de la pesquería, selectividad).
	SSB < 20% (Limite)	Si se sobrepasa el límite, una acción de manejo se activa para proteger el stock desovante hasta alcanzar un nivel deseado. La acción de manejo puede ser un cierre temporal de la pesquería, cambios en la selectividad, reducción del esfuerzo.

Para este caso, se contempla un solo indicador de desempeño; SSB/SSB_{MSY}, este sirve además para poner a prueba el desempeño de esta estrategia de explotación en conjunto con otros indicadores como CPUE, tallas promedio o un intervalo de tallas.

Cabrilla sardinera, cochito y jurel

Para estas especies indicadoras de los dos ensamblajes correspondientes no fue posible evaluar el estado de estos stocks debido a la cantidad y calidad de los datos y que no se cuenta con una serie de capturas tan larga como para huachinango. No obstante, es posible utilizar indicadores como CPUE y tallas para manejar la pesquería con un enfoque precautorio.

Con LBSPR, al igual que en huachinango, los resultados permanecen por el momento como preliminares ya que la incertidumbre asociada a distintos factores sigue siendo un riesgo para la toma de decisiones.

En el caso particular de cabrilla sardinera, no fue posible evaluar con stock synthesis a este recurso, construir una serie de capturas requiere de piezas de información que no contamos ya que sus registros previos al año 2000 son escasos y la única fuente de datos de captura son los datos de SIPESCA, los cuales deben ser desagregados ya que están agrupados como grupo “Cabrilla” la cual engloba diversas especies de serranidos incluyendo “verdillo” para la costa del Pacífico de BCS. No obstante, se logró obtener un CPUE estandarizado con el mismo enfoque utilizado para huachinango (Figura 40, Lo et al 1992). Este CPUE estandarizado puede ser utilizado como un indicador para el manejo y que actúe de manera conjunta con otro indicador como puede ser la talla promedio anual.

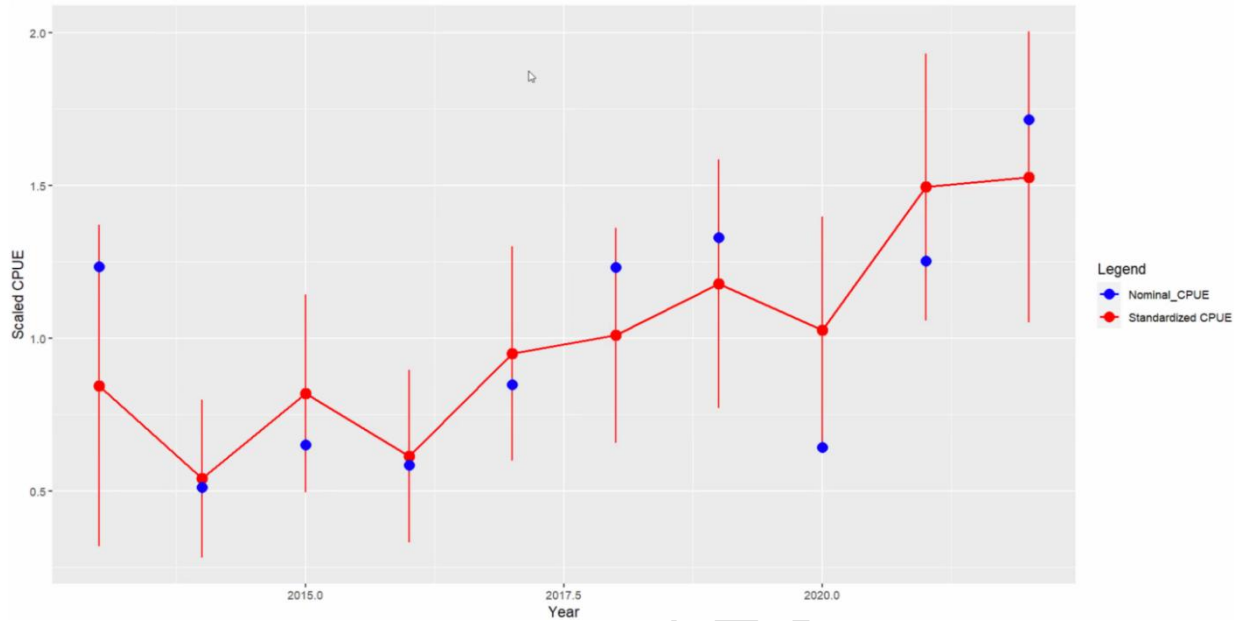


Figura 40. CPUE estandarizado para cabrilla sardinera con datos de monitoreo comunitario. El proceso de estandarización fue a través del mismo enfoque que para huachinango, con sus respectivas adecuaciones para esta especie.

Herramientas y reglas de control

Hasta el momento no se cuentan con herramientas activadas en sitio para el manejo pesquero de estas especies, sin embargo, pláticas con usuarios de las comunidades se ha realizado para dar a conocer algunas herramientas de manejo y conocer su percepción sobre estas y que pudiera funcionar. Al mismo tiempo, el grupo técnico de este FIP y la pesquería han discutido también sobre el tema. A continuación, se menciona el trabajo en desarrollo hacia el manejo pesquero.

Huachinango

Trabajando de la mano con los indicadores de desempeño (Tabla XVII), una vez alcanzado el valor de umbral, algunas medidas de manejo consideradas para su aplicación son:

- *Restricción de artes de pesca:* Limitar la actividad a solo el uso de línea de mano y anzuelo.

- *Talla mínima o intervalo de talla*: Para mantener constante la mortalidad por pesca para los reproductores. Es necesario determinar tipo y tamaño de anzuelo.
- *Restricciones del esfuerzo de pesca*: Restringir el acceso a barcos y días de pesca.

Cabrilla sardinera

Para esta especie, se ha puesto sobre la mesa el uso de tallas promedio y CPUE estandarizado como indicadores de desempeño de la pesquería. Una vez alcanzado el valor de umbral de ambos indicadores, las medidas de manejo a aplicar son:

- *Evitar zonas de crianza*: Cierre espacial de la pesquería para zonas donde ocurre el reclutamiento
- *Cuota*: Captura (kg) por viaje de pesca. Ajustado de acuerdo valores de CPUE.
- *Veda*: Cierre temporal de la pesquería.

Cochito

La información con esta especie es limitada en contraste con huachinango y cabrilla sardinera. Se propone lo siguiente:

- Control del esfuerzo. Para esta especie se propone restringir el acceso a la pesca con permisos específicos para el uso de líneas de mano o trampas. En el caso de trampas, especificar el número de trampas por permiso y el tiempo de remojo.
- *Veda*: Cierre temporal de la pesquería

Jurel

Del resto de las especies principales en la pesquería, esta es la que menos información biológica presenta. A continuación, las medidas de manejo:

- *Talla mínima*: Requiere del parámetro de L50, espera estimarlo localmente. Se ajusta la talla mínima en función a este parámetro.
- *Restricción del arte de pesca*: línea de mano y anzuelo

Monitoreo y evaluación

Para evaluar el desempeño de las estrategias de manejo, la información necesaria se obtiene del sistema de monitoreo comunitario instalado, estadísticas oficiales e información biológica disponible. Se espera que los LHP se reestimen o evalúen cada 3-5 años.

Se estima que el muestreo recaba una representatividad del 60% de las capturas totales en la región. Por otro lado, las series de captura para la evaluación de stock provienen de fuentes oficiales que se actualizan cada año. El CPUE que se obtiene del monitoreo será estandarizado bajo el mismo enfoque Delta log. Para corroborar el funcionamiento de este sistema, es necesario aplicar simulaciones con diferentes escenarios considerando características de la pesquería (esfuerzo, artes de pesca, cambios en el poder de pesca), LHPs y series de capturas y CPUE.

Proceso de revisión

Dada la naturaleza multiespecífica de la pesquería y la dinámica social económica de la región, se propone que la implementación de la estrategia de explotación y su posterior revisión se realicen en un periodo de 5 años.

Consideraciones finales

Pronatura Noroeste ha impulsado la elaboración de una estrategia de explotación de varias pesquerías en la región incluyendo la de escama en el Corredor San Cosme-Punta Coyote. Con esta estrategia se pretende principalmente, que las pesquerías trabajen de manera que se satisfaga la necesidad primordial de contar con una forma de vida de parte de las comunidades que realizan la pesca, a la vez que estas actividades se realicen de manera sostenible y en armonía con el ambiente natural. Al mismo tiempo, se pretende cumplir con los requerimientos del estándar del MSC de acuerdo con lo establecido en el plan de trabajo de cada uno de los FIPs que sirven para mejorar el desempeño de estas pesquerías.

En la pesquería de escama del Corredor existe ya un sistema de información y monitoreo que está produciendo la mayor parte de los datos necesarios para llevar a cabo evaluaciones del estado del recurso que son apropiadas dada la biología de la especie y la estructura de la regla de control. La estrategia funciona de manera coordinada con las autoridades, los pescadores y Pronatura Noroeste. Se han depurado los datos existentes de captura y esfuerzo para evitar problemas naturales que surgen, cuando participan en su recolección un grupo diverso de personas. También se ha propuesto un modelo de estandarización para el indicador de abundancia relativa que es flexible, adaptable, y que explica de la mejor manera posible la variabilidad observada. Sin embargo, es necesario ampliar la cobertura de la recolección de datos y mejorar su calidad. Los resultados actuales se obtuvieron utilizando métodos con una base estructural similar a las utilizadas previamente, pero se han adoptado variantes más eficientes en la estimación de parámetros, que además permiten incorporar mucho mejor los diferentes niveles de incertidumbre inherentes al proceso pesquero. Falta completar el trabajo de evaluación de stock mediante modelos de complejidad más avanzada, sin embargo, los resultados actuales son invaluable en la toma de decisiones ya que se identifica y acepta cualquier nivel de incertidumbre, incorporándose al estado promedio esperado para el recurso en relación con puntos de referencia. De esta manera, las estimaciones del estado de los recursos de escama en el corredor están más conectadas con la realidad de la pesquería como lo reflejan los datos que con expectativas que en ocasiones pueden ser difíciles de sostener. Finalmente se ha propuesto una estructura base para la toma de decisiones que cumple como una regla de control, que es alimentada por la evaluación de stock y que establece cursos de acción informados y pueden socializarse de manera clara y explícita con todas las partes interesadas.

Si bien en esta etapa del proyecto se lograron grandes avances en la construcción de la estrategia de explotación, los avances logrados representan tan solo los fundamentos sobre los cuales dicha estrategia tendrá que irse construyendo con el tiempo hasta alcanzar un sistema maduro que tenga alta probabilidad de mantener al recurso y la pesquería en general en sus objetivos de manejo. Para la etapa siguiente, se concluyen los trabajos de construcción de modelos de evaluación cuando esto sea posible. En la pesquería de escama del Corredor, se espera poder construir un modelo de evaluación

estructurado que representa de mejor manera tanto la biología de la especie como la dinámica pesquera. Se espera también hacer pruebas del desempeño de estas metodologías. En cuanto a la regla de control, se trabajará en el proceso de discusión, socialización e implementación de las reglas propuestas. Esta etapa es indispensable para mejorar la estructura base propuesta, y para que el sistema del MSC considere que existe una regla de control funcional y aceptable de acuerdo con el estándar. En la medida en que los interesados conozcan a fondo la operación del sistema mediante el cual se toman las decisiones, más fácil será para los pescadores aceptar y acatar las decisiones y para la autoridad mantener el orden requerido en su mandato por ley.

Es importante hacer notar que aún cuando esta estrategia de explotación puede comenzar a funcionar en el lapso de un par de años, su evolución y consolidación llevará varios años más. Esto es completamente normal incluso en pesquerías industriales (p. ej. atunes tropicales en el Pacífico Oriental Tropical) con larga historia de manejo, alta participación incluso a nivel internacional, con un caudal enorme de información, y sobre todo con un elevado nivel de capacidad técnica, en las cuales, puntos de referencia y reglas de control han incluso permanecido por varios años de manera funcional en la calidad de preliminar (interim). En el Corredor, como en las pesquerías artesanales de cualquier región del mundo, es importante que se establezcan estructuras básicas de manejo pesquero que tengan fundamentos universales de conservación basado en objetivos e intereses comunes. En la pesquería de escama del Corredor, se considera que estos principios se están estableciendo y difundiendo de manera formal y con la participación de diferentes sectores, las pesquerías artesanales con las que se ha trabajado se dirigen hacia contar con una actividad productiva sostenible a largo plazo. Se espera poder continuar trabajando en la consolidación de esta estrategia.

Literatura

Plomozo Lugo. T., Weaver, A. H. y González. Cuellar. O. T., 2018. Resultados del Esfuerzo de Monitoreo Pesquero y de las Bitácoras Pesqueras de 2016-2017. 5to Taller de Técnicos Pesqueros. Sociedad de Historia Natural Niparájá A. C.

Comisión Nacional de Pesca y Acuicultura (CONAPESCA). 2017. Anuario estadístico de pesca y acuicultura.

Gustavo Marín 2007., Pesca artesanal, comunidad y administración de recursos pesqueros. Experiencias en la costa de Michoacán, México, *Gazeta de Antropología*, CIESAS, disponible en: http://www.ugr.es/~pwlac/G23_20Gustavo_Marin_Guardado.html

Vázquez Robles L. M. 2018. Patrones de operación de la pesca ribereña del Corredor San Cosme – Punta Coyote, B.C.S. México. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. 73 p.

Newman S. J., J. I. Brown, David V. Fairclough, B. S. Wise, L. M. Bellchambers, B. W. Molony, R. C. J. Lenanton, G. Jackson, K. A. Smith, D. J. Gaughan, W. R. J. Fletcher, R. B. McAuley, C. B. Wakefield. 2018. A risk assessment and prioritisation approach to the selection of indicator species for the assessment of multi-species, multi-gear, multi-sector fishery resources. *Marine Policy*. 11- 22.

Lo, N.C., Jacobson, L. D. and Squire, J. L. 1992. Indices of relative abundance from fish spotter data based on delta-lognormal models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 2515–2526.

Arce Acosta M., 2015. Interacciones entre pesquerías ribereñas en el Corredor Santa Rosalía-Mulegé, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. 89 p.

Pronatura Noroeste y Niparajá. 2020. Unidades económicas y embarcaciones que operan en la región del Corredor San Cosme – Punta Coyote. Reporte interno. 3 p.

Álvarez-Borrego, S. 2002. Physical oceanography. 41-59. En: T. J. Case, M. L. Cody y E. Ezcurra. (Ed.) *A new Island Biogeography of the Sea of Cortez*. Oxford University Press, USA.

Arnott, R., L. Carr, M. Mohon, A. Santos, F. Toledo, S. Trimble, C. J. van Riper, J. Ziegler y W. Heyman. 2012. Ecosystem-based fisheries management of commercially

important species: Designing a network of Refugios in Baja California Sur, Mexico. Texas A&M University, Department of Geography. 125 pp.

Mercado-Santana, J. A., E. Santamaría-del-Ángel, A. González-Silvera, L. Sánchez-Velasco, M. F. Gracia-Escobar, R. Millán-Núñez y C. Torres-Navarrete. 2017. Productivity in the Gulf of California large marine ecosystem. *Environmental Development*, 22: 18-29.

Brusca, R. C., L. T. Findley, P. A. Hastings, M. E. Hendrickx, J. Torre-Cosío y V. D. A. M. Heiden. 2005. 179–202. Macrofaunal diversity in the Gulf of California. En: J. Cartron, G. Ceballos, R. S. Felger. (Ed.) *Biodiversity, ecosystems and conservation in Northern Mexico*. Oxford University Press, New York, 1005 pp.

Mace, P., Sissenwine, M. (1993) How much spawning is enough? Risk evaluation and biological reference points for fisheries management (eds S. Smith, J. Hunt & D. Rivard), pp. 101-118. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science* 120.

Munguía-Vega Ab., Guido-Marinone S., D. A. Paz-García, A. Giron-Nava, T. Plomozo-Lugo, O. González-Cuellar, A. H. Weaver, F. J. García-Rodríguez y H. Reyes-Bonilla. 2018. Anisotropic larval connectivity and metapopulation structure driven by directional oceanic currents in a marine fish targeted by small scale fisheries. *Marine biology*. 165:1-16.

Gómez-Gauna C. G., L.C. Zuñiga-Pacheco, J.A. García-Olachea, P. Castro-Moreno, J. F. García-Pérez, M.B. Salgado-Mejía, L. A. Torres-Covarrubias. 2015. *Catálogo de artes de pesca para escama marina en Baja California Sur*. Centro Regional de Investigación Pesquera de La Paz - Pronatura Noroeste A.C. 17 p.

Diario Oficial de la Federación (D.O.F.). 2017. Actualización de la Carta Nacional Pesquera: Ficha Calamar. 6 de noviembre de 2018.

Diario Oficial de la Federación (D.O.F.). 2022. Acuerdo secretarial por medio del cual se establece la dependencia orgánica y administrativa de la Unidad de Capitanías de Puerto y Asuntos Marítimos y de la Coordinación General de Puertos y Marina Mercante. 5 de agosto de 2022.

Juárez-Torres, M., M. de la L. Flores-Escobar y J de L. Martínez. 2007. El sector pesquero en México. Trabajo de Financiera Rural. 45 pp.

Carruthers, T. R., Huynh, Q. C., Hordyk, A. R., Newman, D., Smith, A. D. M., Sainsbury, K. J., Stokes, K., Morison, A., Agnew, D., Parma, A., Sobrino, I., & Longo, C. (2023). Method evaluation and risk assessment: A framework for evaluating management strategies for data-limited fisheries. *Fish and Fisheries*, 24, 279–296. <https://doi.org/10.1111/faf.12726>

Hordyk, A.R., Ono, K., Valencia, S.R., Loneragan, N.R., and Prince, J.D. 2015. A novel length-based empirical estimation method of spawning potential ratio (SPR), and tests of its performance, for small-scale, data-poor fisheries. *ICES J. Mar. Sci.* 72: 217–231. doi:10.1093/icesjms/fsu004.

Methot, R.D. and Wetzel, C.R. 2013. Stock synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research* 142: 86–99.

Hordyk, A.R., Ono, K., Valencia, S.R., Loneragan, N.R., and Prince, J.D. 2015. A novel length-based empirical estimation method of spawning potential ratio (SPR), and tests of its performance, for small-scale, data-poor fisheries. *ICES J. Mar. Sci.* 72: 217–231. doi:10.1093/icesjms/fsu004.

Lo, N.C., Jacobson, L. D. and Squire, J. L. 1992. Indices of relative abundance from fish spotter data based on delta-lognormal models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 2515–2526.

Thorson, J. T., Munch, S.B., Cope, J.M., & Gao, J. (2017). Predicting life history parameters for all fishes worldwide. *Ecological Applications* 27, 2262–2276. doi:10.1002/eap.1606

Prince J.D., Hordyk A., Valencia S.V., Loneragan N. and Sainsbury K. (2015a). Revisiting the concept of Beverton-Holt Life History Invariants with the aim of informing data-poor fisheries assessment. *ICES Journal of Marine Science* 72(1):194– 203. doi:10.1093/icesjms/fsu011

Holt S.J. (1958). The evaluation of fisheries resources by the dynamic analysis of stocks, and notes on the time factors involved. ICNAF (International Commission on North Atlantic Fisheries) Special Publication 1:77–

Hordyk, A., Huynh, Q., & Carruthers, T. (2021). OpenMSE R Package (1.0.0) [Computer software]. Blue Matter. Science. <https://cran.r-project.org/package=openMSE>

Methot, R. and Taylor, I. 2011. Adjusting for bias due to variability of estimated recruitments in fishery assessment models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 1744–1760

Thorson, J. T., Dorn, M. W., & Hamel, O. S. (2019). Steepness for West Coast rockfishes: Results from a twelve-year experiment in iterative regional meta-analysis. *Fisheries Research*, 217, 11–20.

Isoteco-Palemón J. 2011 Determinación de edad y crecimiento del huachinango *Lutjanus peru* (Nichols y Murphy, 1922) por medio de la lectura de los anillos de crecimiento de escamas. Tesis de Licenciatura. FES Zaragoza, UNAM

Aguirre-Villaseñor H., E. Morales-Bojórquez y E. Espino-Barr. 2023. Implementation of sigmoidal models with different functional forms to estimate length at 50 % maturity: a case study of the Pacific red snapper *Lutjanus peru*. *Fish. Res.*