



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

**VARIACIÓN EN LA DISTRIBUCIÓN Y BIOMASA DE LOS
PECES COMPONENTES DE LA FAUNA DE
ACOMPAÑAMIENTO DEL CAMARÓN EN EL GOLFO DE
CALIFORNIA.**

T E S I S

Que para obtener el grado de

Doctor en Ciencias

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

P r e s e n t a

Jesús Leobardo Pérez Burgos

La Paz, Baja California Sur, julio de 2026.

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las **10:52** horas del día **30** del mes de **junio** del año **2026**, se procedió por las personas abajo firmantes, integrantes de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"VARIACIÓN EN LA DISTRIBUCIÓN Y BIOMASA DE LOS PECES COMPONENTES DE LA FAUNA DE ACOMPAÑAMIENTO DEL CAMARÓN EN EL GOLFO DE CALIFORNIA"

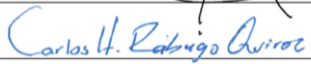
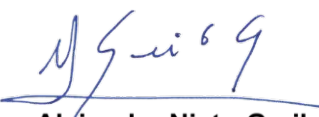
Presentada por el/la alumno/a:

Jesús Leobardo Pérez Burgos

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

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

LA COMISIÓN REVISORA

Grado y nombre	Estatus	Firma
Dra. Juana López Martínez	Directora de Tesis	
Dr. Ricardo García Morales	Co-Tutor	
Dr. Raúl Octavio Martínez Rincón	Co-Tutor	
Dr. Carlos Hiram Rábago Quiroz	Co-Tutor	
Dr. Emigdio Marín Enríquez	Co-Tutor	
		
Dra. Alejandra Nieto Garibay,		
Directora de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos		



La Paz, Baja California Sur, a 26 de junio de 2026

Los miembros del comité de tesis del estudiante **Jesús Leobardo Pérez Burgos** del Programa de Doctorado en el Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales, revisamos el contenido de la tesis y otorgamos el Vo.Bo. dado que la tesis no representa un plagio de otro documento como lo muestra el reporte de similitud realizado.

**Tesis de Doctorado en Ciencias en UMPRN
(CIBNOR)**

Por Jesús Leobardo Pérez Burgos

- Herramientas antiplagio:

iThenticate

- Filtros utilizados:

Bibliografía

Citas textuales

Texto citado (mencionado)

✓ iThenticate

12% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...

Filtrado desde el informe

- Bibliografía
- Texto citado
- Texto mencionado

Fuentes principales

11% Fuentes de Internet
6% Publicaciones
0% Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

VARIACIÓN EN LA DISTRIBUCIÓN Y BIOMASA DE LOS PECES
COMPONENTES DE LA FAUNA DE ACOMPAÑAMIENTO DEL CAMARÓN
EN EL GOLFO DE CALIFORNIA

Fuentes principales

✓ iThenticate

Las fuentes con el mayor número de coincidencias dentro de la entrega. Las fuentes superpuestas no se mostrarán.

1	Internet	cibnor.repositorioinstitucional.mx	5%
2	Internet	hdl.handle.net	1%
3	Internet	repositorioinstitucional.uson.mx	<1%
4	Publicación	Jesús Leobardo Pérez-Burgos, Juana López-Martínez, Carlos Hiram Rábago-Quiroz...	<1%
5	Internet	www.gob.mx	<1%
6	Internet	www.researchgate.net	<1%
7	Internet	www.delpacificoseafoods.com	<1%
8	Internet	www.cibnor.gob.mx	<1%
9	Internet	docplayer.es	<1%
10	Internet	datospdf.com	<1%
11	Internet	raximhal.uaim.edu.mx	<1%

Firmas del Comité Tutorial

Directora

Dra. Juana López Martínez

Estudiante

Jesús Leobardo Pérez Burgos

Personal técnico de asesoría en el análisis

M. en C. Edgar Alcántara Razo

Conformación de Comités

Comité Tutorial

Dra. Juana López Martínez
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Directora de Tesis

Dr. Ricardo García Morales
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Co-Tutor de Tesis

Dr. Raúl Octavio Martínez Rincón
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Co-Tutor de Tesis

Dr. Carlos Hiram Rábago Quiroz
Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables.
Co-Tutor de Tesis

Dr. Emigdio Marín Enríquez
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
Co-Tutor de Tesis

Comité Revisor de Tesis

Dra. Juana López Martínez
Dr. Ricardo García Morales
Dr. Raúl Octavio Martínez Rincón
Dr. Carlos Hiram Rábago Quiroz
Dr. Emigdio Marín Enríquez

Jurado de Examen

Dra. Juana López Martínez
Dr. Ricardo García Morales
Dr. Raúl Octavio Martínez Rincón
Dr. Carlos Hiram Rábago Quiroz
Dr. Emigdio Marín Enríquez

Suplentes

Dr. Salvador Emilio Lluch Cota
Dr. Fausto Valenzuela Quiñonez

Resumen

El Golfo de California (GC) es un ecosistema marino de alta productividad y diversidad que alberga una de las pesquerías más importantes de México: la pesca industrial de camarón. Esta actividad genera una captura incidental significativa, conocida como Fauna de Acompañamiento del Camarón (FAC), compuesta principalmente de peces, muchos de los cuales carecen de información biológica y demográfica básica. El objetivo de esta tesis fue determinar la variación en la distribución y biomasa de cinco especies de peces de la FAC con interés comercial potencial (*Balistes polylepis*, *Paralabrax maculatofasciatus*, *Sphoeroides annulatus*, *Haemulopsis elongatus* y *Diapterus brevirostris*) en el GC, así como su relación con la variabilidad ambiental y escenarios de cambio climático. Se analizaron 947 lances de cruceros prospectivos realizados en julio y agosto del periodo 2002-2018. Se estimaron la estructura poblacional, la distribución latitudinal y batimétrica, así como la abundancia y la biomasa mediante el método de área barrida. Se evaluó la relación de la biomasa con variables ambientales (temperatura superficial del mar, clorofila *a*, índice MEI) mediante PERMANOVA y Modelos Aditivos Generalizados (GAMs), así como la distribución potencial mediante Modelos de Nicho Ecológico (MNE) con MaxEnt, y se proyectó la distribución potencial bajo los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5 (2050, 2090). Los resultados mostraron que las cinco especies se distribuyen a lo largo de toda el área de estudio, pero con concentraciones en las zonas sur y sureste. Se documentaron expansiones hacia el norte de *H. elongatus* durante La Niña 2011 y de *D. brevirostris* durante El Niño 2016, ampliando sus rangos reportados. La profundidad media de captura fue de 21-24 m (rango 5-69 m). La biomasa total estimada fue de 4,384.5 toneladas, con picos en 2011 (La Niña) y 2016 (El Niño). Los GAMs revelaron que la biomasa de *H. elongatus* y *P. maculatofasciatus* respondió positivamente a la clorofila *a* y al MEI, mientras que *D. brevirostris* respondió exclusivamente al MEI. Bajo el escenario SSP5-8.5 (2090), se proyecta una contracción neta de hábitat para *B. polylepis* (-37%), *P. maculatofasciatus* (-30.5%) y *S. annulatus* (-16%), una alta persistencia para *H. elongatus* (98.5%) y una expansión para *D. brevirostris* (39.1%). El GC mantendrá una alta riqueza relativa, aunque con recambio comunitario. Se concluye que la distribución y la biomasa de la FAC no son estáticas, sino que responden de manera significativa a la variabilidad ambiental asociada al ENSO. Las proyecciones indican que el GC es un ecosistema resiliente que ofrecerá nuevas oportunidades pesqueras, en particular con *D. brevirostris* como recurso emergente. Se resalta el valor de los cruceros prospectivos de camarón como fuente de información para el manejo adaptativo de recursos no objetivo en regiones con datos limitados.

Palabras clave: Fauna de acompañamiento, Golfo de California, distribución, biomasa

<https://orcid.org/0000-0001-5467-9619>

Vo. Bo. Directora de Tesis



Dra. Juana López Martínez

Summary

The Gulf of California (GC) is a highly productive and diverse marine ecosystem that supports one of Mexico's most important fisheries: the industrial shrimp trawl fishery. This activity generates substantial bycatch, composed mainly of fish, many of which lack basic biological and fisheries information. The aim of this thesis was to determine the variation in the distribution and biomass of five bycatch fish species with potential commercial interest (*Balistes polylepis*, *Paralabrax maculatofasciatus*, *Sphoeroides annulatus*, *Haemulopsis elongatus*, and *Diapterus brevirostris*) in the GC, as well as their relationship with environmental variability and climate change scenarios. A total of 947 trawls from prospecting cruises conducted during the shrimp closed season (July–August, 2002–2018) were analyzed. Population structure, latitudinal and bathymetric distributions, and abundance and biomass were estimated using the swept-area method. The relationship between biomass and environmental variables (sea surface temperature, chlorophyll *a*, MEI index) was assessed using PERMANOVA and Generalized Additive Models (GAMs), while potential distribution was modeled using Ecological Niche Models (ENMs) with MaxEnt, and future potential distribution was projected under SSP2-4.5 and SSP5-8.5 scenarios (2050, 2090). Results showed that all five species are distributed throughout the study area, with higher concentrations in the southern and southeastern zones. Northward range expansions of *H. elongatus* during the 2011 La Niña and of *D. brevirostris* during the 2016 El Niño were documented, extending their previously reported ranges. Mean capture depth was 21–24 m (range 5–69 m). Total estimated biomass was 4,384.5 t, with peaks in 2011 (La Niña) and 2016 (El Niño). GAMs revealed that biomass of *H. elongatus* and *P. maculatofasciatus* responded positively to chlorophyll *a* and the MEI, whereas *D. brevirostris* responded only to the MEI. Under the SSP5-8.5 scenario (2090), net habitat contraction is projected for *B. polylepis* (-37%), *P. maculatofasciatus* (-30.5%), and *S. annulatus* (-16%), high persistence for *H. elongatus* (98.5%), and expansion for *D. brevirostris* (39.1%). The GC will maintain relatively high species richness, although with community turnover. It is concluded that the distribution and biomass of the bycatch are not static but respond significantly to environmental variability associated with ENSO. Projections indicate that the GC is a resilient ecosystem that will offer new fishing opportunities, particularly with *D. brevirostris* as an emerging resource. The value of shrimp prospecting cruises as a source of information for adaptive management of non-target resources in data-limited regions is highlighted.

Keywords: Bycatch, Gulf of California, distribution, biomass

<https://orcid.org/0000-0001-5467-9619>

Vo. Bo. Directora de Tesis



Dra. Juana López Martínez

Dedicatoria

A mis hermanos.

Agradecimientos

Agradezco al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. (CIBNOR) por recibirme como alumno, por la formación y el apoyo que me han brindado y por darme la oportunidad de crecer como investigador.

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por el apoyo a la beca número 826380.

Al proyecto Respuestas “Cambios históricos y recientes en la distribución de especies bentónicas y demersales marinas del Golfo de California como efecto del Calentamiento Global. Detección de especies con potencial invasivo” clave SEMARNAT-CONACYT-2018-1-A3-S-77965.

Al Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables (IMIPAS), anteriormente conocido como INAPESCA, que, en conjunto con el CIBNOR, proporcionó información de FAC proveniente de cruceros prospectivos efectuados durante periodos de veda del camarón en el margen oriental del Golfo de California, entre 2002 y 2018. Especialmente a la Dra. Alma Rosa García Juárez y al Dr. Carlos Hiram Rábago Quiroz.

A mi directora de tesis, Dra. Juana López Martínez, por brindarme la oportunidad de crecer bajo su dirección y apoyo. De todo corazón, agradezco sus enseñanzas y consejos. Mi gratitud eterna por brindarnos la oportunidad de lograr grandes cosas.

A mi comité tutorial, Dr. Carlos Hiram Rábago Quiroz, Dr. Raúl Martínez Rincón, Dr. Ricardo García Morales y Dr. Emigdio Marín Enríquez, por el apoyo y el aporte de conocimiento tanto para este trabajo como para mi persona.

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., Unidad Guaymas, por brindarme el espacio y el material para realizar mi investigación. A esas grandes personas que me brindaron su apoyo día a día.

Agradezco al personal de la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del CIBNOR: a la Dra. Alejandra Nieto Garibay, al Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga, a la Lic. Adriana Teresa Franzoni García, al Ing. Horacio Sandoval Gómez, a la Téc. Tania Verónica Núñez

Valdez, a la Mtra. Osvelia Ibarra Morales, a la C.P. Raquel Emilia Herrera Vega, a la Lic. Ana María Talamantes Cota y al M.C. Edgar Alcántara Razo, por su disposición y apoyo en las gestiones de este proceso.

Al Laboratorio de Pesquerías, por todas las experiencias y el conocimiento adquirido mediante un trabajo arduo. Gracias al Dr. Rufino Morales Azpeitia, a la Dra. Eloísa Herrera Valdivia y a la Dra. Cintya Nevárez López, por los consejos y las enseñanzas, así como por las facilidades para realizar mi trabajo.

Al Dr. Carlos Hiram Rábago Quiroz y al personal del CRIAP - La Paz del IMIPAS, por el apoyo brindado durante mi estancia académica. El conocimiento adquirido sobre la organización de bases de datos biológicas y la estimación de abundancia y biomasa resultó fundamental para fortalecer mi formación y avanzar en el desarrollo de mi proyecto de tesis.

Al Dr. Ricardo García Morales y al personal de la Unidad Nayarit del CIBNOR por el apoyo brindado durante mi estancia académica. La experiencia adquirida en el uso de herramientas de análisis satelital y en la caracterización oceanográfica resultó de gran utilidad para el desarrollo de mi proyecto de tesis.

Al Dr. Raúl Octavio Martínez Rincón y al personal de la Unidad La Paz del CIBNOR por el apoyo brindado durante mi estancia académica. Las actividades realizadas, como el análisis de variables ambientales y la aplicación de modelos multivariados, contribuyeron de manera significativa a fortalecer mi formación y a avanzar en el desarrollo de mi proyecto de tesis.

Al Dr. Emigdio Marín Enríquez y al personal de la Facultad de Ciencias del Mar (FACIMAR) en Mazatlán por recibirme durante mi estancia académica, en la cual participé en actividades de modelado de nicho ecológico que enriquecieron mi formación y aportaron elementos valiosos para el avance de mi proyecto de tesis.

Un especial agradecimiento al M.C. Daniel Mateo Rangel Reséndez por su apoyo en mi trabajo, en particular en el procesamiento de bases de datos y en el uso de sistemas de información geográfica.

A la cooperativa Frutos del Mar (FRUMAR), en especial a la señora Irma y a su esposo, por brindarnos su apoyo y compartir sus conocimientos sobre las especies marinas y su aprovechamiento en la región, los cuales sirvieron de base para la selección de las especies analizadas en este trabajo.

A Javier Cota, por su ayuda en la realización de entrevistas y por compartir su conocimiento sobre la pesca en la zona de Yavaros; a Memo Padilla, por aportar su experiencia como pescador artesanal en la zona de Guaymas; a los patrones de cruceros comerciales de Mazatlán, por su disposición y colaboración; y a los pescadores de Kino, en especial a mi tío Javier, por su apoyo y saberes transmitidos que enriquecieron este trabajo.

A mis amigos y familia que de alguna manera formaron parte de este proceso.

Gracias

Contenido

Resumen	i
Summary	ii
Dedicatoria.....	iii
Agradecimientos.....	iv
Contenido.....	vii
Lista de figuras.....	xi
Lista de tablas.....	xiv
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES.....	5
2.1 La pesca de camarón y la FAC	5
2.2 Peces componentes de la FAC.....	6
2.2.1 Especies.....	11
2.2.1.1 Familia Balistidae	11
2.2.1.1.1 Pez cochito - <i>Balistes polylepis</i>	12
2.2.1.2 Familia Serranidae	14
2.2.1.2.1 Cabrilla arenera - <i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	15
2.2.1.3 Familia Tetradontidae.....	16
2.2.1.3.1 Botete diana - <i>Sphoeroides annulatus</i>	17
2.2.1.4 Familia Haemulidae	18
2.2.1.4.1 Ronco - <i>Haemulopsis elongatus</i>	19
2.2.1.5 Familia Gerreidae.....	20
2.2.1.5.1 Mojarra aleta amarilla - <i>Diapterus brevirostris</i>	22
2.3 Distribución de las especies en el Pacífico Oriental Tropical	23
2.4 Respuestas fisiológicas de los peces marinos ante la variabilidad ambiental	25
3. JUSTIFICACIÓN	32
4. HIPÓTESIS	33
5. OBJETIVOS	34
5.1 Objetivo general	34
5.2 Objetivos particulares.....	34
6. MATERIAL Y MÉTODOS	35
6.1. Área de estudio	35
6.2. Regionalización del área de estudio	37
6.3 Origen de la información	39
6.3.1 Datos de la pesca de arrastre del camarón	39
6.3.1.1 Bitácora de lances	40
6.3.1.2 Datos biológicos	40
6.3.2 Variables ambientales	41
6.3.3 Datos de ocurrencia.....	42
6.4 Trabajo de laboratorio.....	43
6.4.1 Identificación taxonómica del material biológico	43
6.5 Trabajo de gabinete.....	43
6.5.1 Procesamiento de datos	44
6.5.1.1 Cruceros	44

6.5.1.2 Variables ambientales.....	44
6.6 Estructura poblacional.....	45
6.6.1 Estructura de tallas	45
6.6.2 Relación Longitud-Peso	46
6.6.3 Proporción de sexos	46
6.7 Estimación de abundancia y biomasa	46
6.7.1 Método de área barrida	46
6.8 Distribución espacial (latitudinal y batimétrica)	48
6.9 Relación recurso-ambiente	49
6.9.1 Análisis de Varianza Multivariado Permutacional.....	49
6.9.2 Modelos Aditivos Generalizados	49
6.9.3 Modelado de Nicho Ecológico	50
6.9.3.1 Insumos.....	50
6.9.3.1.1 Variables ambientales actuales	50
6.9.3.1.2 Escenarios de cambio climático	51
6.9.3.1.3 Ocurrencias	51
6.9.3.2 Calibración y evaluación de los modelos	52
6.9.3.3 Generación de mapas de idoneidad y proyecciones	53
6.9.3.4 Análisis de cambios en la distribución	53
7. RESULTADOS.....	55
7.1 Lances	55
7.2 Profundidades de arrastre.....	56
7.3 Distribución de lances por estrato de profundidad	58
7.4 Distribución de lances por latitud	59
7.5 Lances positivos.....	60
7.6 Número de organismos capturados	62
7.7 Estructura poblacional.....	64
7.7.1 Estructura de tallas	64
7.7.2 Talla media.....	66
7.7.3 Relación Longitud-Peso	67
7.7.4 Proporción de sexos	69
7.8 Distribución	70
7.8.1 Distribución del cochito (<i>Balistes polylepis</i>)	73
7.8.2 Distribución de la cabrilla arenera (<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>)	73
7.8.3 Distribución del botete diana (<i>Sphoeroides annulatus</i>)	74
7.8.4 Distribución del ronco (<i>Haemulopsis elongatus</i>)	74
7.8.5 Distribución de la mojarra aleta amarilla (<i>Diapterus brevirostris</i>)	75
7.9 Distribución batimétrica	78
7.10 Estimación de abundancia absoluta y biomasa	79
7.10.1 Principales cambios en la distribución de la abundancia y biomasa.....	87
7.11 Efectos del ambiente en la biomasa	90
7.11.1 Variabilidad ambiental en el área de estudio.....	94
7.11.2 Variabilidad por zonas	95
7.11.3 Modelos Aditivos Generalizados	99
7.12 Modelos de Nicho Ecológico: distribución potencial y proyecciones futuras	103

7.12.1 Integración de datos de ocurrencia.....	103
7.12.2 Selección de variables.....	106
7.12.3 Evaluación y rendimiento del modelo.....	109
7.12.4 Contribución de las variables ambientales.....	110
7.12.5 Curvas de respuesta ambiental.....	111
7.12.6 Distribución potencial actual.....	113
7.12.7 Proyecciones bajo escenarios de cambio climático.....	116
7.12.7.1 Condiciones ambientales futuras.....	116
7.12.7.2 Dinámica del hábitat.....	117
7.12.7.3 Desplazamiento de los centroides de distribución.....	121
7.12.7.4 Cambios en la riqueza de especies.....	122
8. DISCUSIÓN.....	125
8.1 Estructura poblacional.....	127
8.2 Patrones de distribución espacial.....	130
8.2.1 Distribución latitudinal.....	130
8.2.2 Distribución batimétrica.....	132
8.2.3 Implicaciones ecológicas y de muestreo.....	133
8.3 Abundancia y biomasa.....	135
8.3.1 Variabilidad interanual de la abundancia y biomasa.....	135
8.4 Nicho ecológico.....	140
8.4.1 Integración de datos de ocurrencia.....	141
8.4.2 Estrategias ecológicas.....	142
8.4.3 Proyecciones de cambios en la distribución.....	144
8.4.4 Implicaciones para el manejo pesquero.....	146
8.5 Limitaciones del estudio y perspectivas futuras.....	148
8.5.1 Muestreo y cobertura espaciotemporal.....	148
8.5.2 Datos biológicos y pesqueros.....	149
8.5.3 Análisis ambientales y modelos estadísticos.....	149
8.5.3.1 Modelos de nicho ecológico.....	149
8.5.4 Perspectivas futuras.....	151
9. CONCLUSIONES.....	153
10. LITERATURA CITADA.....	156
11. ANEXOS.....	177
Anexo A. Información biológica y pesquera de las especies de peces capturados como fauna de acompañamiento del camarón (FAC) en el Golfo de California.....	177
Anexo B. Serie de tiempo y tendencia interanual de la temperatura superficial del mar y clorofila a en las cinco zonas de la costa oriental del Golfo de California (2002-2018).	179
Anexo C. Anomalías de temperatura superficial del mar (°C) en la ecorregión del Pacífico Oriental Tropical para los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5.	180
Anexo D. Anomalías de clorofila a (mg·m ⁻³) en la ecorregión del Pacífico Oriental Tropical para los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5.....	181
Anexo E. Anomalías de salinidad (PSU) en la ecorregión del Pacífico Oriental Tropical para los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5.	182

Anexo F. Artículo publicado. Interannual variability in the distribution and biomass of five demersal fish species from shrimp bycatch and their relationship with environment in the Gulf of California.	183
Anexo G. Artículo sometido. Habitat suitability modeling for demersal fish species from shrimp bycatch: climate change projections and management implications in the Gulf of California.	201

Lista de figuras

Figura 1. Distribución reportada del pez cochito (<i>Balistes polylepis</i>).....	13
Figura 2. Distribución reportada de la cabrilla arenera (<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>).	16
Figura 3. Distribución reportada del botete diana (<i>Sphoeroides annulatus</i>)	18
Figura 4. Distribución reportada del ronco (<i>Haemulopsis elongatus</i>).....	20
Figura 5. Distribución reportada de la mojarra aleta amarilla (<i>Diapterus brevirostris</i>).	23
Figura 6. Cronología e intensidad de los eventos de El Niño y La Niña para el periodo 2000-2019 basadas en el Índice Multivariado de El Niño (MEI.v2) de la NOAA	30
Figura 7. Localización geográfica del área de estudio	35
Figura 8. Zonificación del área de estudio.	38
Figura 9. Malla de puntos seleccionada para obtener las variables ambientales	45
Figura 10. Área barrida por la red de arrastre	47
Figura 11. Lances totales (globales) y por cada año muestreado.....	56
Figura 12. Profundidad de los lances totales por zona	57
Figura 13. Profundidad de los lances totales por año muestreado.....	58
Figura 14. Porcentaje de lances totales por estrato de profundidad y zona	59
Figura 15. Distribución de los lances efectuados según la latitud y las zonas.....	60
Figura 16. Porcentaje de frecuencia de lances positivos de cada especie por lances totales y por lances positivos	61
Figura 17. Rango batimétrico de los lances positivos de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento de la pesquería de camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018.....	62
Figura 18. Porcentaje de organismos capturados y peso total de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento de la pesquería de camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018.....	63
Figura 19. Histograma de frecuencias de las cinco especies de peces de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el período 2002-2018	65
Figura 20. Comparación de las distribuciones de longitud total entre sexos para las cinco especies de peces de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018	66
Figura 21. Talla media de las cinco especies de peces de la fauna acompañante del camarón en el Golfo de California durante el período 2002-2018	67
Figura 22. Relación longitud total-peso de las cinco especies de peces de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el período 2002-2018	69
Figura 23. Distribución de lances positivos de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el periodo 2002-2018 en el Golfo de California	71
Figura 24. Porcentaje de los lances positivos por zona de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002- 2018.....	72
Figura 25. Distribución de lances positivos del cochito (<i>Balistes polylepis</i>) durante el periodo 2002- 2018 en el Golfo de California.....	76
Figura 26. Distribución de lances positivos de la cabrilla arenera (<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>) durante el periodo 2002-2018 en el Golfo de California	76

Figura 27. Distribución de lances positivos del botete diana (<i>Sphoeroides annulatus</i>) durante el periodo 2002-2018 en el Golfo de California.....	77
Figura 28. Distribución de lances positivos del ronco (<i>Haemulopsis elongatus</i>) durante el periodo 2002-2018 en la costa oriental del Golfo de California	77
Figura 29. Distribución de lances positivos de la mojarra amarilla (<i>Diapterus brevirostris</i>) durante el periodo 2002-2018 en el Golfo de California	78
Figura 30. Porcentaje de lances positivos por estrato de profundidad para las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018.	79
Figura 31. Abundancia absoluta y biomasa estimada por el método de área barrida de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018.....	80
Figura 32. Abundancia y biomasa total de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018	81
Figura 33. Análisis espaciotemporal de la abundancia absoluta y biomasa total de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018.....	82
Figura 34. Distribución de la abundancia y biomasa de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018.....	85
Figura 35. Distribución batimétrica de la biomasa de cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018	86
Figura 36. Análisis comparativo entre 2004 y 2016 de las variaciones en la distribución y la composición de la biomasa de las cinco especies de peces de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California	88
Figura 37. Anomalías en la abundancia, biomasa y talla media de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018.....	89
Figura 38. Variabilidad espaciotemporal de la biomasa por lance de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante 2002-2018	91
Figura 39. Gráfico de escalamiento multidimensional no métrico de la biomasa de cinco especies de peces capturadas como pesca incidental entre 2002 y 2018 en el Golfo de California por año y zona.	92
Figura 40. Análisis de componentes principales de la biomasa de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018, agrupada por año y zona.....	93
Figura 41. Dinámica temporal de la temperatura superficial del mar y la concentración de clorofila a en la costa oriental del Golfo de California (2002-2018)	95
Figura 42. Ciclo estacional promedio de la temperatura superficial del mar y clorofila a en las cinco zonas de estudio a lo largo de la costa oriental del Golfo de California (2002-2018).....	96
Figura 43. Series de tiempo interanuales y tendencias a largo plazo de la temperatura superficial del mar y de la clorofila a en las cinco zonas de la costa oriental del Golfo de California (2002-2018).....	97

Figura 44. Anomalías mensuales de la temperatura superficial del mar y concentración de clorofila a en las cinco zonas de la costa oriental del Golfo de California durante el periodo 2002-2018 .	98
Figura 45. Relación de acoplamiento físico-biológico entre las anomalías mensuales de la temperatura superficial del mar y la clorofila a en las cinco zonas del Golfo de California (2002-2018).....	99
Figura 46. Estimaciones suavizadas de los predictores ambientales, obtenidas mediante modelos aditivos generalizados, para la biomasa de cinco especies de peces capturados como fauna de acompañamiento en el Golfo de California (2002-2018)	102
Figura 47. Distribución espacial de los registros de ocurrencia utilizados para calibrar los modelos de nicho ecológico en la región del Pacífico Oriental Tropical	105
Figura 48. Representación espacial de las variables ambientales en la provincia biogeográfica del Pacífico Oriental Tropical	107
Figura 49. Distribución de frecuencias de las variables ambientales en el Pacífico Oriental Tropical	107
Figura 50. Evaluación de la colinealidad ambiental.....	108
Figura 51. Evaluación del desempeño de los modelos de nicho ecológico.....	110
Figura 52. Contribución porcentual de las variables ambientales a los modelos de MaxEnt para las cinco especies.....	111
Figura 53. Curvas de respuesta de las cinco especies frente a las cuatro variables ambientales empleadas en el modelo de nicho ecológico	112
Figura 54. Mapas de idoneidad de hábitat bajo las condiciones ambientales actuales para las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California	115
Figura 55. Proyecciones de idoneidad de hábitat para las cinco especies demersales bajo escenarios de cambio climático en el Pacífico Oriental Tropical	118
Figura 56. Proyecciones del cambio porcentual neto en la idoneidad del hábitat espacial para las especies analizadas hacia finales del siglo (horizonte 2090), bajo los escenarios intermedio (SSP2-4.5) y extremo (SSP5-8.5).....	119
Figura 57. Cambio de hábitat de las cinco especies demersales proyectadas bajo escenarios de cambio climático en el Pacífico Oriental Tropical	120
Figura 58. Desplazamientos proyectados de los centroides de idoneidad ambiental potencial de las cinco especies demersales en el Pacífico Oriental Tropical.....	121
Figura 59. Cambios proyectados en la composición de la riqueza de especies en el Pacífico Oriental Tropical bajo diferentes escenarios climáticos y horizontes temporales	123

Lista de tablas

Tabla 1. Especies catalogadas como abundantes en los listados sistemáticos de los peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California, reportadas por diversos autores.....	10
Tabla 2. Área cubierta de cada cuadrante por zona	38
Tabla 3. Resumen de las variables ambientales utilizadas en los Modelos Aditivos Generalizados y Modelos de Nicho Ecológico	42
Tabla 4. Fuentes de datos de ocurrencia para el modelado de nicho ecológico	42
Tabla 5. Variables ambientales para escenarios de cambio climático	51
Tabla 6. Lances totales y positivos por año realizados en el Golfo de California durante el período de veda al camarón.	55
Tabla 7. Lances por año de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento de la pesquería de camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018.....	61
Tabla 8. Profundidad media, mínima y máxima por lance en que se registró al menos un individuo de cada especie	62
Tabla 9. Número total de organismos capturados por año.....	63
Tabla 10. Estadística descriptiva de la longitud total y del peso de las especies analizadas	64
Tabla 11. Relaciones biométricas y tipo de crecimiento relativo de las cinco especies de peces de la fauna acompañante del camarón en el Golfo de California (2002-2018).....	68
Tabla 12. Proporción de sexos y prueba de de bondad de ajuste de Chi-cuadrada (χ^2) en cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón del Golfo de California	70
Tabla 13. Abundancia y biomasa de cinco especies de peces capturadas incidentalmente en la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California	83
Tabla 14. Análisis de varianza multivariado permutacional (PERMANOVA) de los efectos temporales y espaciales sobre la biomasa de cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018	90
Tabla 15. Resumen del análisis de componentes principales de la biomasa de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California (periodo 2002-2018)	93
Tabla 16. Selección de los modelos aditivos generalizados con mejor ajuste para cada especie, basada en el Criterio de Información de Akaike	101
Tabla 17. Resumen del proceso de depuración de los datos de presencia de las cinco especies	104
Tabla 18. Estadística descriptiva de las variables ambientales en el Pacífico Oriental Tropical	108
Tabla 19. Superposición de nichos entre las cinco especies con base en sus distribuciones potenciales actuales.....	114
Tabla 20. Proyecciones ambientales para el Pacífico Oriental Tropical bajo los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5	116

1. INTRODUCCIÓN

El Golfo de California (GC) es un mar marginal situado entre el territorio continental mexicano y la península de Baja California. Se encuentra en una zona de transición, caracterizada por la influencia de la convergencia intertropical. Esta particularidad se traduce en la presencia de especies con afinidades tanto templadas como tropicales, así como de especies de transición templado-cálida. En consecuencia, el GC se configura como un entorno complejo, con características distintivas y variaciones significativas a nivel espacial y temporal (Lavín et al., 1997; Lavín y Marinone, 2003; Lluch-Cota, 2000), y se consolida como un ecosistema dinámico y altamente heterogéneo.

La alta productividad, diversidad de especies y la dinámica de corrientes presentes a lo largo de las costas del golfo (Farach-Espinoza et al., 2021; García-Morales et al., 2017; Robles-Tamayo et al., 2020) contribuyen a que los peces y otros organismos marinos aprovechen una amplia gama de recursos para establecerse en esta región, desde zonas someras hasta áreas profundas (Acevedo-Cervantes et al., 2009; López-Martínez et al., 2001; 2010; Rábago-Quiroz et al., 2012). Esta convergencia entre las condiciones oceanográficas, la productividad biológica y la diversidad de hábitats proporciona un entorno propicio para la supervivencia y la interacción de una amplia variedad de especies marinas de interés comercial y ecológico.

Debido a lo anterior, el GC alberga pesquerías significativas que contribuyen con aproximadamente el 50% de la producción pesquera de México (INAPESCA, 2020). Entre estas, destaca la pesca industrial de camarón por su elevado valor económico y su notable impacto socioeconómico en la región y a nivel nacional (Barreto et al., 2022; INAPESCA, 2020; López-Martínez et al., 2001; Somoza et al., 2024). Sin embargo, esta actividad se caracteriza por una alta captura incidental, un proceso mediante el cual se extrae una diversidad considerable de organismos que no son el objetivo principal. Se estima que el volumen representa entre 2 y 10 veces la cantidad de camarón capturado, alcanzando aproximadamente 114,000 toneladas (t) anuales de especies no objetivo (Madrid-Vera et al., 2007). Esta magnitud es motivo de preocupación a nivel global y regional (Davies et al., 2009; Kelleher, 2005), debido a sus efectos sobre la biodiversidad y la integridad de los ecosistemas marinos. Aunado a esto, es imperativo considerar los posibles impactos socioeconómicos en las comunidades pesqueras locales, cuya

seguridad alimentaria y economía pueden depender, de manera indirecta, de estas especies no objetivo.

Este conjunto de organismos, conocido como Fauna de Acompañamiento del Camarón (FAC), está integrado por diversos grupos taxonómicos, principalmente peces, crustáceos, moluscos y equinodermos (Corzas-Cruz, 2024; Herrera-Valdivia et al., 2015; López-Martínez et al., 2010; Peixoto et al., 2025; Rangel-Reséndez, 2022).

El método de pesca utilizado para la captura de camarón en la pesquería industrial es la red de arrastre de fondo, misma que ha sido objeto de controversia por sus posibles efectos adversos sobre el ecosistema, ya que provoca la remoción de nutrientes del fondo marino, así como por los cambios y la destrucción del hábitat que ha generado en diferentes regiones (Hilborn et al., 2023; Jennings y Kaiser, 1998; Steadman et al., 2021). Sin embargo, en otras áreas, los procesos oceanográficos característicos de la zona generan condiciones de alto subsidio energético y, por lo tanto, el efecto de la remoción no predomina en la estructuración de las comunidades (Kaiser et al., 2006; Rijnsdorp et al., 2018). En particular, en el GC se ha mostrado que los efectos negativos en el hábitat marino asociados a este arte de pesca no han sido significativos (López-Martínez y Morales-Bojórquez, 2012; Sánchez et al., 2009).

Varios estudios han reportado que el grupo predominante dentro de la FAC en el GC es el de los peces, los cuales tienen relevancia ecológica, económica y/o de conservación (Acevedo-Cervantes et al., 2009; López-Martínez et al., 2010; Meltzer et al., 2012; Peixoto et al., 2025; Rábago-Quiroz et al., 2012; Rodríguez-Romero et al., 2008). A pesar de ello, existen numerosos aspectos poblacionales desconocidos sobre estos organismos, como su distribución, abundancia y grado de vulnerabilidad ante la variabilidad climática.

En ambientes marinos, el hábitat de las especies depende principalmente de las características oceanográficas del área y de las necesidades particulares de cada especie, que pueden variar en función del espacio y el tiempo. Así, los organismos responden a los cambios en las condiciones ambientales predominantes, lo que puede llevar a la contracción o la expansión de sus hábitats (Barange y Perry, 2009). Estos cambios pueden afectar la abundancia de especies mediante

adaptaciones fisiológicas y de comportamiento a su entorno local (Rábago-Quiroz et al., 2012), o bien hacer que las especies busquen nuevos hábitats si no pueden adaptarse a dichos cambios.

Actualmente, la información disponible sobre la distribución y abundancia de las especies de peces demersales no objetivo de la pesquería industrial del camarón en las costas del GC es limitada. Estas especies, que suelen ser descartadas o capturadas de manera artesanal y poco regulada, plantean un desafío respecto de la relación entre el esfuerzo pesquero y su abundancia. En este contexto, el uso de datos provenientes de cruceros prospectivos que siguen una metodología de captura establecida, como el arrastre, permite evaluar la abundancia mediante el método de área barrida (Martell, 2008; Sparre y Venema, 1997). Además, la georreferenciación de las capturas permite precisar la distribución de estas especies a lo largo de la costa del GC.

Por otra parte, el efecto de la variabilidad ambiental en los peces puede evaluarse principalmente mediante dos variables: la temperatura, que afecta su actividad metabólica (Clark et al., 2013; Enders y Boisclair, 2016; Schulte, 2015), y la concentración de clorofila *a*, que refleja la disponibilidad de alimento en el medio marino (Pérez-Arvizu et al., 2013). A gran escala, las fluctuaciones en ambos parámetros actúan como los principales moduladores de la dinámica poblacional, influyendo en los patrones de distribución espacial y regulando la abundancia de los recursos pesqueros (Barange y Perry, 2009; Selden et al., 2020; Yasumiishi et al., 2020). Sin embargo, el uso de otras variables ambientales podría ofrecer una comprensión más completa de esta relación.

Los efectos del cambio climático (CC) traen consigo afectaciones tanto ecológicas como socioeconómicas, ocasionando impactos en las pesquerías y generando incertidumbre en países como México, que dependen en gran medida de esta actividad para alcanzar la seguridad alimentaria (Cisneros-Montemayor y Cisneros-Mata, 2018). En gran medida, las pesquerías industriales tenderán a tener un mayor impacto en comparación con la pesca ribereña o de pequeña escala, ya que esta última cuenta con una mayor capacidad de adaptación. Por ello, para reducir los problemas sociales ocasionados por el impacto del CC en las comunidades costeras, especialmente entre los pescadores, una estrategia efectiva es diversificar las actividades económicas disponibles o potenciales (Ojeda-Ruiz et al., 2020).

Por lo anterior, es imprescindible generar información biológica y ecológica sobre estas especies, especialmente las de interés comercial o con potencial interés comercial. Esta necesidad surge de la búsqueda de pesquerías alternativas que beneficien a un sector altamente marginado y cuya dependencia de dichos recursos pesqueros es elevada.

El presente trabajo pretende contribuir al conocimiento de la dinámica poblacional de estos recursos, centrándose en el análisis de datos recolectados en prospecciones realizadas durante la temporada de veda del camarón a lo largo de la costa este del Golfo de California, en los periodos de verano (julio y agosto) de 2002 y 2018. Al examinar estos datos, se pretende generar información sobre aspectos poblacionales de estas especies, comprender las variaciones interanuales en su distribución y biomasa, así como establecer posibles correlaciones con la variabilidad ambiental a diferentes escalas espaciotemporales en el área de estudio.

2. ANTECEDENTES

2.1 La pesca de camarón y la FAC

La pesquería del camarón, junto con la sardina y el atún, representa una de las actividades pesqueras más importantes a nivel nacional (INAPESCA, 2020). Ocupan el primer lugar en infraestructura, como embarcaciones registradas y la longitud de atraque de los puertos pesqueros nacionales. Además, destaca por su valor en la producción pesquera nacional y en la exportación de productos pesqueros, ocupando el cuarto lugar en volumen de exportación (Garza, 2019; López-Martínez et al., 2001), así como por su gran impacto económico en la región (Barreto et al., 2022; Somoza et al., 2024).

La pesca la realizan dos flotas: una ribereña y otra industrial. La flota ribereña, con embarcaciones menores, conocidas como “pangas”, emplea como artes de pesca atarrayas, suriperas, chinchorros de línea y redes de arrastre “changos”, principalmente en lagunas y aguas costeras, mientras que la flota industrial opera con barcos equipados con redes de arrastre y realiza sus capturas en aguas marinas de Jurisdicción Federal (SAGARPA, 2018).

En cuanto a volumen, la pesca de camarón ocupa el segundo lugar en la producción pesquera nacional (CONAPESCA, 2020). Durante las dos primeras décadas del siglo XXI, los estados de Sinaloa y Sonora se consolidaron como los principales productores, aportando en conjunto más del 70 % de la captura total. Entre 2000 y 2018, la captura anual superó constantemente las 30,000 t, alcanzando un máximo de más de 80,000 t en 2015, cuando la flota industrial representó más del 60 % de la producción. No obstante, en los últimos años se ha observado un cambio en la dinámica productiva, en la que la pesca ribereña ha adquirido mayor relevancia y, desde 2017, sus volúmenes de captura han superado a los de la flota industrial (CONAPESCA, 2010, 2020).

En las costas del Pacífico mexicano se pescan ocho especies de camarón, pero solo tres representan más del 90 % de la captura total: camarón azul (*Penaeus stylirostris*, Stimpson, 1871), camarón blanco (*P. vannamei*, Boone, 1931) y camarón café (*P. californiensis*, Holmes, 1900) (INAPESCA, 2020).

Sin embargo, las redes de arrastre empleadas por las flotas camaroneras no son selectivas solo para la especie objetivo, sino que también capturan otros organismos, como peces, crustáceos, moluscos y equinodermos (Corzas-Cruz, 2024; Herrera-Valdivia et al., 2016; López-Martínez, Acevedo-Cervantes, et al., 2012; López-Martínez et al., 2010; Rábago-Quiroz et al., 2012; Rangel-Reséndez, 2022; Rodríguez-Romero et al., 2008).

La pesca de camarón mediante arrastre se desarrolla principalmente en zonas costeras con profundidades de entre cinco y 50 brazas (~8 - 90 m), en regiones que son hábitat de innumerables especies de peces, crustáceos y moluscos, pudiendo entonces verse afectadas por este arte de pesca (López-Martínez et al., 2012). Para mitigar estos impactos, se han planteado diversas estrategias de conservación y manejo, entre ellas cierres espaciales y restricciones en el uso de redes de arrastre, además de la incorporación de innovaciones tecnológicas orientadas a reducir la captura incidental (Broadhurst, 2000; Eayrs, 2007; López-Martínez, 2008; López-Martínez et al., 2001; López-Martínez et al., 2012; SAGARPA, 2012, 2018; Uhlmann et al., 2019). La implementación obligatoria de dispositivos reductores de captura incidental en las redes de arrastre ha contribuido a la disminución de esta problemática (Broadhurst, 2000; Depestele et al., 2019; Hannah et al., 2015; McHugh et al., 2017; SAGARPA, 2018; Vieira et al., 2017; Winger et al., 2018); sin embargo, la captura de especies no objetivo continúa siendo significativa (Peixoto et al., 2025; Rodríguez-Vite, 2020).

Según la Carta Nacional Pesquera 2018 (CNP), se han identificado 537 especies en la FAC, de las cuales el 74 % corresponden a peces (SAGARPA, 2018). La mayoría de estas especies presentan escaso o nulo valor comercial y son capturadas en tallas pequeñas (promedio < 20 cm), lo que implica un desperdicio considerable de recursos potencialmente aprovechables como alimento (Lara-Mendoza et al., 2016; López-Martínez et al., 2010; López-Martínez et al., 2012; Rábago-Quiroz et al., 2012; Tovar-Cortés, 2013).

2.2 Peces componentes de la FAC

El GC alberga un ecosistema marino altamente productivo que sustenta una gran diversidad de especies de importancia ecológica y comercial (Arreguín-Sánchez et al., 2017). Un ejemplo de esto son las 911 especies de peces que lo habitan (Del Moral-Flores et al., 2013; Hastings et al., 2010; Robertson et al., 2024).

Diversos autores han estudiado el componente íctico de la FAC; sin embargo, los principales estudios se basan generalmente en listados taxonómicos y zoogeográficos y prestan poca atención a la dinámica poblacional de estas especies.

En un estudio realizado por van der Heiden (1985) sobre la taxonomía, biología y evaluación de la ictiofauna demersal en el GC, se identificó un total de 46 familias, 94 géneros y 187 especies de peces demersales que presentan una frecuencia importante en la FAC de la región. Yáñez-Arancibia (1985) menciona que, para la fecha de realización de su estudio, no se disponía de una lista exhaustiva de las especies de peces demersales capturadas en las redes de los buques camaroneros en el GC, y estima que el número total de especies se sitúa entre 200 y 230, esto debido a la difícil identificación de muchas de las especies, por lo que, a menudo la determinación reportada en la literatura quedaba frecuentemente a nivel genérico o incluso a nivel familia.

Por otro lado, Pérez-Mellado y Findley (1985) realizaron una evaluación de la ictiofauna asociada a las capturas de camarón en las costas de Sonora y del norte de Sinaloa. En este estudio se identificaron aproximadamente 105 especies de peces pertenecientes a unas 52 familias. De estas especies, 16 presentaron una frecuencia relativa superior al 45%. Además, se observó que aproximadamente el 92 % de esta ictiofauna estaba compuesta por peces cuyo peso máximo por individuo fue de ~50 g. Además, se observó que el 69 % de la ictiofauna capturada correspondía a peces con longitudes totales entre 10 y 20 cm. Por otro lado, se identificó que algunas especies de tamaño y peso adecuados para el consumo humano directo fueron capturadas con alta frecuencia relativa, pero presentaron baja abundancia relativa. Estas especies incluyeron los serránidos *Diplectrum pacificum* Meek y Hildebrand, 1925 y *Paralabrax maculatofasciatus* (Steindachner, 1868); las mojaras del género *Eucinostomus*; el cochito *Balistes polylepis* Steindachner, 1876; la palometa *Peprilus* sp.; los chanos *Micropogonias megalops* (Gilbert, 1890) y *M. altipinnis* (Günther, 1864); y la corvina aletas amarillas *Cynoscion xanthulus* Jordan y Gilbert, 1882.

Rodríguez-Romero et al. (2008) analizaron la composición taxonómica de los peces demersales en la costa occidental de Baja California Sur (BCS), México. En total, identificaron 220 especies pertenecientes a tres clases, 28 órdenes, 73 familias, 132 géneros. El orden Perciformes fue el más diverso, con 18 familias, 45 géneros y 66 especies. Las familias con mayor número de especies

fueron Paralichthyidae y Scorpaenidae, con 16 especies cada una, seguidas por Serranidae con 13 especies, Haemulidae con 12 especies y Ophidiidae y Carangidae, ambas con 10 especies. El género más abundante fue *Sebastes*, con nueve especies, mientras que *Symphurus* aportó seis. Los géneros *Diplectrum*, *Lepophidium* y *Scorpaena* aportaron cinco especies cada uno. Además del análisis taxonómico, se examinaron sus relaciones zoogeográficas, en las que se determinó que el 26.3 % de las especies presentaba una amplia distribución, que abarcaba desde la Provincia de San Diego hasta la Provincia Panámica, mientras que el 21.7 % de las especies estaba restringido a la región del Pacífico Oriental Tropical (POT). Además, reportaron seis especies como nuevos registros para la zona o como ampliación de su ámbito de distribución.

Rábago-Quiroz et al. (2008) llevaron a cabo un estudio para determinar la composición específica, la distribución espacial y la dinámica poblacional de las especies de lenguados capturadas incidentalmente por embarcaciones camaroneras en el GC. Los resultados revelaron la presencia de 15 especies de lenguados pertenecientes a cinco familias, siendo la familia Paralichthyidae la que presentó el mayor número de especies, con un total de nueve. Los autores reportan que los especímenes de esta familia presentan longitudes totales que oscilan entre 20 y 380 mm, y las tallas más frecuentes varían entre los 60 y 180 mm. En su mayoría, los organismos son de talla pequeña, y únicamente las especies del género *Paralichthys* superaron los 250 mm de longitud.

López-Martínez et al. (2010) realizaron un análisis exhaustivo de la composición taxonómica de los peces que conforman la fauna acompañante de la pesca industrial de camarón en la costa oriental del GC. Los resultados revelaron que el 70 % de las capturas correspondió al grupo de los peces. Identificaron 241 especies, pertenecientes a dos clases, 20 órdenes, 65 familias y 127 géneros. Por otro lado, el orden Perciformes presentó la mayor diversidad, con 31 familias, 78 géneros y 158 especies. Las familias más representativas en términos de número de especies fueron Sciaenidae y Paralichthyidae, con 34 y 18 especies, respectivamente. Además, las familias Haemulidae y Carangidae aportaron 16 especies cada una. Los géneros mejor representados fueron *Symphurus*, el más abundante, con nueve especies, seguido de *Diplectrum* y *Cynoscion*, con seis especies cada uno. Otros géneros importantes incluyeron *Larimus* y *Porichthys*, con cinco especies cada uno. Las especies mejor representadas en número fueron *Syacium ovale* (Günther, 1864), *Pseudupeneus grandisquamis* (Gill, 1863), *Haemulopsis nitida* (Steindachner, 1869), *D.*

pacificum, *Synodus scituliceps* Jordan y Gilbert, 1882, *B. polylepis*, *Eucinostomus currani* Zahuranec, 1980, *Eucinostomus gracilis* (Gill, 1862), *Porichthys analis* Hubbs y Schultz, 1939, *Chloroscombrus orqueta* Jordan y Gilbert, 1883, *Selene peruviana* (Guichenot, 1866), *Orthopristis reddingi* Jordan y Richardson, 1895, *Etropus crossotus* Jordan y Gilbert, 1882, *Scorpaena sonorae* Jenkins y Evermann, 1889 y *Urobatis halleri* (Cooper, 1863). Además, mencionan que esta notable riqueza de especies puede atribuirse a la presencia de sistemas de corrientes, surgencias, remolinos, topografía y batimetría únicos en la región, y que estos factores, en conjunto, generan un ecosistema dinámico con un amplio rango térmico y una gran variedad de hábitats.

Rábago-Quiroz et al. (2012) analizaron la distribución latitudinal y batimétrica de las especies más abundantes en la FAC del GC. Durante el estudio, identificaron 243 especies de peces, siendo este grupo el más abundante. Al utilizar el Índice de Valor Biológico (IVB) para determinar las especies de mayor importancia biológica dentro de la FAC, se encontró que las 15 especies con el IVB más alto representaron el 60 % de la abundancia total. Entre las especies más abundantes y frecuentes se encontraron *U. halleri*, *S. scituliceps*, *D. pacificum*, *H. nitida* y *Eucinostomus dowii* (Gill, 1863) (reportada originalmente en el estudio como *E. argenteus* Baird y Girard, 1855). Asimismo, mencionan que estas especies presentan una amplia distribución latitudinal en el área de estudio y que su distribución batimétrica se extiende entre 9 y 67 m de profundidad.

Herrera-Valdivia et al. (2015) realizaron un estudio sobre el estrés en la comunidad íctica de la pesca de arrastre de camarón en el norte del GC, en el que indican que el área presenta una comunidad bien estructurada con estrés moderado; sin embargo, mencionan que este no está totalmente explicado por la pesca. Además, reportan a *E. dowii* como la especie con mayor IVB, a *Rhencus panamensis* (Steindachner, 1876) como la de mayor frecuencia de ocurrencia y a *P. analis* como la de mayor abundancia relativa. La mayoría de los autores coinciden en que es necesario continuar con los análisis espaciotemporales en las distintas áreas de pesca de la zona de estudio.

Con base en los datos de cruceros de investigación y comerciales, se puede obtener una serie de listados ictiofaunísticos e información biológica sólida, que permitan detectar niveles de perturbación mediante enfoques multifactoriales de análisis de comunidades biológicas e

identificar cambios en la estructura comunitaria, así como aspectos de la dinámica poblacional de las especies, como la estimación de abundancia y los patrones de distribución.

En los listados sistemáticos reportados por diversos autores en las costas del GC, se observa que solo algunas de estas especies presentan interés comercial (Tabla 1, especialmente las resaltadas).

Tabla 1. Especies catalogadas como abundantes en los listados sistemáticos de los peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California, reportadas por diversos autores.

López-Martínez et al. (2010)	Rábago-Quiroz et al. (2011)	Rábago-Quiroz et al. (2012)	Herrera-Valdivia et al. (2015)
<i>Urobatis halleri</i>	<i>Urobatis halleri</i>	<i>Urobatis halleri</i>	<i>Urobatis halleri</i>
<i>Urotrygon chilensis</i>	<i>Synodus scituliceps</i>	<i>Synodus scituliceps</i>	<i>Rhencus panamensis</i>
<i>Albula vulpes</i>	<i>Diplectrum pacificum</i>	<i>Sphoeroides annulatus</i>	<i>Micropogonias megalops</i>
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	<i>Haemulopsis nitida</i>	<i>Diplectrum pacificum</i>	<i>Synodus scituliceps</i>
<i>Selene peruviana</i>	<i>Haemulopsis elongatus</i>	<i>Haemulopsis nitida</i>	<i>Orthopristis reddingi</i>
<i>Haemulopsis nitida</i>	<i>Rhencus panamensis</i>	<i>Haemulopsis elongatus</i>	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>
<i>Rhencus panamensis</i>	<i>Micropogonias megalops</i>	<i>Rhencus panamensis</i>	<i>Eucinostomus currani</i>
<i>Pseudopeneus grandisquamis</i>	<i>Eucinostomus currani</i>	<i>Micropogonias megalops</i>	<i>Haemulopsis nitida</i>
<i>Scomberomorus sierra</i>	<i>Balistes polylepis</i>	<i>Eucinostomus currani</i>	<i>Haemulopsis elongatus</i>
<i>Cyclopsetta querna</i>	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	<i>Balistes polylepis</i>	<i>Diplectrum pacificum</i>
<i>Balistes polylepis</i>	<i>Porichthys analis</i>	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	<i>Balistes polylepis</i>
<i>Sphoeroides annulatus</i>	<i>Orthopristis reddingi</i>	<i>Pseudopeneus grandisquamis</i>	<i>Sphoeroides annulatus</i>
<i>Micropogonias megalops</i>		<i>Calamus</i>	
<i>Eucinostomus currani</i>		<i>brachyosomus</i>	
<i>Orthopristis reddingi</i>		<i>Selene peruviana</i>	
<i>Diapterus brevistrostris</i>			
<i>Anchoa nasus</i>			

Nota: Las especies resaltadas en negritas son las que los pescadores aprovechan comúnmente a nivel local.

No obstante, no son completamente aprovechadas, principalmente porque son organismos de talla pequeña y carecen de suficiente conocimiento sobre su biología, como su disponibilidad y abundancia. Sin embargo, pueden considerarse recursos potenciales para su futuro aprovechamiento. Algunas de estas especies son objeto de pesca comercial en un entorno local, con destino principal el autoconsumo por parte de los pescadores y sus familias o su venta en la misma localidad pesquera (Barreto et al., 2022).

2.2.1 Especies

2.2.1.1 Familia Balistidae

La familia Balistidae (Rafinesque, 1810), conocida comúnmente como peces ballesta, cochis o pejepuercos, incluye 44 especies distribuidas en 12 géneros a nivel mundial. Aunque su mayor diversidad se encuentra en las regiones tropicales del Indo-Pacífico, las especies de esta familia también se distribuyen en diversos mares cálidos. En el POT, se registra la presencia de ocho especies de seis géneros. De estas, tres son endémicas, dos tienen distribución circuntropical, dos son del Indo-Pacífico y una es exclusiva del Pacífico (Robertson et al., 2024).

Estos peces generalmente son solitarios y habitan desde zonas costeras superficiales hasta los 90 m de profundidad. Sus formas de alimentarse y su uso del hábitat varían entre especies; algunos, con afinidad pelágica, se alimentan exclusivamente de zooplancton, mientras que las especies que viven en el bentos y en arrecifes rocosos y coralinos tienen dietas muy variadas. Gracias a su potente estructura bucal, pueden comer presas con caparazones o estructuras duras, como corales vivos, erizos de mar, crustáceos, moluscos, esponjas, poliquetos e incluso otros peces (Robertson et al., 2024).

Se distinguen por sus cuerpos oblongos, robustos y comprimidos lateralmente. Generalmente miden menos de 40 cm, aunque se han reportado ejemplares de hasta un metro de longitud. Tienen una boca pequeña en la parte frontal, con ocho dientes incisivos externos muy desarrollados en cada mandíbula. Su piel es extremadamente gruesa y está protegida por grandes escamas en forma de placas dispuestas en diagonal, con un parche distintivo en la base de la aleta pectoral y una línea lateral poco visible. Sus aletas pélvicas se reducen a cuatro pares de escamas modificadas, y la primera aleta dorsal posee tres espinas, con un mecanismo de defensa en el que

la primera espina puede mantenerse erguida gracias a la segunda, que mide más de la mitad del largo de la primera. Además, tienen aberturas branquiales cortas y exhiben patrones de color que van desde tonos oscuros y crípticos (negros, marrones o verdes) hasta diseños muy llamativos y coloridos (Robertson et al., 2024).

En las pesquerías de líneas y anzuelos de las islas del mar Caribe y del Pacífico mexicano, los cochitos son altamente valorados como peces comestibles. Sin embargo, cuando se capturan incidentalmente en la pesca comercial de arrastre, suelen descartarse junto con la fauna acompañante (González-Cuellar et al., 2018).

En el GC, se han registrado al menos cinco géneros y cinco especies de peces de la familia Balistidae. Sin embargo, entre estas, *B. polylepis* es la única que se captura con alta frecuencia y, en ocasiones, en grandes cantidades durante las operaciones de pesca de arrastre (Yáñez-Arancibia, 1985).

2.2.1.1.1 Pez cochito - *Balistes polylepis*

Balistes polylepis Steindachner, 1876, también conocido como pez ballesta de escamas finas o cochito, es una especie perteneciente a la clase Actinopterygii, al orden Tetraodontiformes y a la familia Balistidae (Froese y Pauly, 2025). Puede medir hasta 80 cm de longitud. Presenta un cuerpo comprimido, piel delgada y escamas rectilíneas aplanadas, fácilmente visibles a simple vista. La boca es de tamaño reducido y cuenta con ocho dientes fuertes y prominentes en cada mandíbula. La aleta dorsal consta de tres espinas y de 26 a 28 rayos. Las escamas de la región de las aperturas branquiales son más grandes que las del área circundante, mientras que el hocico está rodeado de escamas. Su coloración corporal general es grisácea, con puntos irregulares más oscuros distribuidos en el dorso (Robertson et al., 2024).

Reino Animalia

Filo Chordata

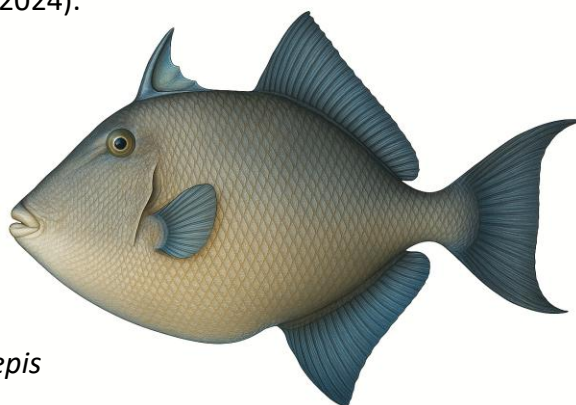
Clase Actinopterygii

Orden Tetraodontiformes

Familia Balistidae

Género *Balistes*

Especie *Balistes polylepis*



Esta especie de pez marino habita en el POT, desde el norte de California hasta Chile, incluyendo las islas oceánicas como las Galápagos, y el GC (Fig. 1). Se encuentra en arrecifes rocosos, pendientes y áreas adyacentes con arena, a profundidades que oscilan entre 3 y 500 m (Robertson et al., 2024), pero comúnmente en los primeros 60 m de profundidad (Froese y Pauly, 2025). Los adultos tienden a permanecer cerca de las zonas rocosas, mientras que los juveniles se encuentran con mayor frecuencia en fondos arenosos (Yáñez-Arancibia, 1985). Los adultos son demersales, mientras que los juveniles son pelágicos; los huevos se ponen en pequeños grupos en el fondo y la hembra los protege (Lugo-Manzano et al., 2025; Simmons y Szedlmayer, 2012).

La dieta de esta especie es muy variada, raspa la superficie de las rocas y tritura moluscos, erizos y crustáceos, que obtiene utilizando sus fuertes dientes y poderosas mandíbulas (Acosta-Pachón et al., 2023; Hobson, 1965).



Figura 1. Distribución reportada del pez cochito (*Balistes polylepis*). Fuente: Robertson et al. (2024).

El pez cochito tiene relevancia comercial en México, donde se captura mediante redes agalleras, palangres y anzuelos (González-Cuellar et al., 2018). La carne de esta especie tiene un buen sabor y una excelente calidad (Torres Núñez et al., 2023). Los ejemplares de mayor tamaño son fileteados por los pescadores para su consumo o venta, mientras que los individuos más pequeños son devueltos al mar como descarte. Según González-Cuellar et al. (2018), en el corredor San Cosme-Punta Coyote, BCS, se encuentra en estado de sobreexplotación debido a la

creciente demanda y a la presión pesquera. Por lo tanto, se recomienda implementar medidas de manejo y conservación para esta especie, tales como vedas temporales, tallas mínimas de captura y áreas de refugio.

Díaz-Uribe et al. (2013) realizaron una regionalización de la pesca ribereña en el noroeste de México con el objetivo de identificar distintas regiones con condiciones específicas. Para ello, utilizaron información de las oficinas de pesca y de los avisos de arribo de los distintos grupos de recursos pesqueros. Los resultados destacaron las regiones XII (norte, costa oriental), XIII (centro y sur de Sonora) y IX (Sinaloa), correspondientes al norte, centro y sur del GC, respectivamente, como las principales áreas donde se concentran los avisos de arribo del “cochito”. Los autores señalan a esta especie como recurso alternativo en las capturas registradas en cada región de pesca del noroeste de México.

2.2.1.2 Familia Serranidae

La familia Serranidae Swainson, 1839, cuyos miembros más representativos son conocidos comúnmente como meros y cabrillas, comprende 70 géneros y al menos 505 especies, distribuidas en aguas tropicales y templadas. En el POT se registran 54 especies de aguas someras pertenecientes a 16 géneros. Es importante señalar que todas estas especies son endémicas, salvo dos especies neotropicales del género *Epinephelus*: *E. itajara* y *E. mystacinus*. (Robertson et al., 2024).

Desde la perspectiva de la pesca artesanal en nuestro país, esta familia tiene una importancia comercial significativa, ya que se captura en volúmenes considerablemente elevados en todos los litorales (Espino-Barr et al., 2003). Además, los serránidos desempeñan un papel fundamental como depredadores de alto nivel en los ecosistemas arrecifales, por lo que se consideran especies clave en dichos entornos (Aburto-Oropeza et al., 2008). Sin embargo, esta familia exhibe una alta susceptibilidad a la pesca debido a la longevidad y la maduración tardía de sus especies (Coleman et al., 2000).

2.2.1.2.1 Cabrilla arenera - *Paralabrax maculatofasciatus*

Paralabrax maculatofasciatus (Steindachner, 1886), conocida comúnmente como cabrilla arenera. Puede alcanzar los 60 cm de longitud (Froese y Pauly, 2025). Es una especie que se caracteriza por su cuerpo alargado y comprimido; su coloración de cabeza y cuerpo es gris pálido; presenta numerosos puntos de color negro, café y anaranjado, que, en ocasiones, convergen para formar líneas oscuras en la región inferior del cuerpo. Se pueden distinguir de 6 a 7 barras oscuras, de trazo difuso y de longitud considerable, que corren a lo largo del costado, además de una barra oblicua que va desde el ojo hasta la esquina inferior del opérculo. Los juveniles muestran una densa distribución de puntos y una línea oscura que va desde el ojo hasta la aleta caudal, acompañada de varias barras cortas oscuras en la parte inferior del cuerpo (Robertson et al., 2024).

Reino Animalia

Filo Chordata

Clase Actinopterygii

Orden Perciforme

Familia Serranidae

Género *Paralabrax*

Especie *Paralabrax maculatofasciatus*



Es una especie de pez demersal que se encuentra en diversos hábitats marinos, como arrecifes planos, generalmente cubiertos de vegetación, adyacentes a fondos arenosos. Su distribución (Fig. 2) abarca desde el centro de California hasta el sur de Sinaloa, México, incluyendo el GC, siendo más frecuente en el norte del golfo (Robertson et al., 2024). También reportado en Nicaragua (Cotto Sánchez, 2006; Froese y Pauly, 2025).

Los organismos de esta especie presentan un rango batimétrico que oscila entre 1 y 90 m de profundidad, tienden a preferir ecosistemas marinos mixtos y habitando principalmente en planicies arrecifales con cobertura vegetal adyacentes a sustratos arenosos (Robertson et al., 2024).

En el GC, se ha reportado que los serránidos tienden a formar agregaciones reproductivas durante la primavera y parte del verano. En este proceso, más de 40 machos nadan junto a una hembra

hacia la superficie, liberando gametos que pueden cubrir extensas áreas (de la Re-Vega et al., 2020).



Figura 2. Distribución reportada de la cabrilla arenosa (*Paralabrax maculatofasciatus*). Fuente: Robertson et al. (2024).

La especie se explota durante todo el año, principalmente en pesquerías locales, donde se comercializa como uno de los productos más importantes de la región noroeste de México (Sammons, 2021), gracias a la excelente calidad de su filete (Torres Núñez et al., 2023). Además, al igual que otros miembros de la familia Serranidae, *P. maculatofasciatus* es apreciada en la pesca deportiva (Torreblanca-Ramírez et al., 2008).

2.2.1.3 Familia Tetradontidae

La familia Tetradontidae Bonaparte, 1831, conocida comúnmente como botetes o tamboriles, incluye aproximadamente 184 especies distribuidas en 26 géneros en todo el mundo. Estos peces suelen habitar fondos blandos de los mares tropicales y subtropicales, aunque algunos están adaptados al agua dulce. En el POT, se registran 16 especies, de las cuales nueve son endémicas (incluyendo un género exclusivo de la región), cinco provienen del Indo-Pacífico y una tiene distribución circuntropical (Robertson et al., 2024). Son conocidos por su toxicidad, ya que acumulan altas concentraciones de tetrodotoxina, un veneno mortal, principalmente en sus

ovarios y en el hígado. Estos depredadores bentónicos se alimentan de algas y de diversos invertebrados, como equinodermos, moluscos, crustáceos y esponjas (Robertson et al., 2024).

Morfológicamente, son peces robustos, con piel gruesa y sin escamas, a menudo con pequeñas espínulas o pliegues. Su tamaño suele no superar los 30 cm, aunque algunas especies pueden alcanzar hasta un metro. Una característica distintiva es su capacidad para inflar su cuerpo con agua o aire cuando están fuera del agua. Tienen una cabeza grande, con ojos en posición superior y una estructura bucal en forma de pico, compuesta por cuatro placas dentales unidas por una sutura medial. No tienen aletas pélvicas ni espinas, pero sí una aleta dorsal corta en la parte posterior y una aleta anal simétrica. Sus aletas pectorales tienen aberturas branquiales estrechas en su base anterior y una aleta caudal que varía de redondeada a cóncava, con 10 radios principales (Robertson et al., 2024).

2.2.1.3.1 Botete diana - *Sphoeroides annulatus*

Sphoeroides annulatus (Jenyns, 1842) es conocido como botete diana. Puede alcanzar los 48 cm de longitud (Froese y Pauly, 2025). Posee un cuerpo relativamente alargado y una cabeza grande y roma; presenta una tonalidad que va del negruzco al café oliva en la mitad superior, mientras que la parte inferior es de color blanco. Se caracteriza por líneas, barras y bandas oblicuas en la cabeza y el dorso, y por un doble óvalo concéntrico en el centro de la zona dorsal (similar a una diana, de ahí su nombre común). Además, presenta una barra delgada, recta y de tonalidad clara, que cruza el frente del óvalo exterior, ubicada entre este y los ojos, y otras dos barras similares, más hacia atrás, en la base de la cola. La cabeza, los costados y el dorso se distinguen por numerosas manchas oscuras, mientras que el iris de los ojos es amarillo (Robertson et al., 2024).

Reino Animalia

Filo Chordata

Clase Actinopterygii

Orden Perciforme

Familia Tetraodontidae

Género *Sphoeroides*

Especie *Sphoeroides annulatus*



Se distribuye desde el sur de California hasta Perú, incluyendo el GC y las Islas Galápagos (Fig. 3). Habita comúnmente en arrecifes rocosos y en áreas adyacentes de arena; con frecuencia se le observa en aguas cercanas al fondo o en la superficie (Robertson et al., 2024).



Figura 3. Distribución reportada del botete diana (*Sphoeroides annulatus*). Fuente: Robertson et al. (2024).

2.2.1.4 Familia Haemulidae

La familia Haemulidae Gill, 1885, conocida comúnmente como burros, roncós o roncadores, se caracteriza por su capacidad de emitir sonidos similares a gruñidos. Este fenómeno se produce por la fricción de sus placas dentales faríngeas, que se intensifica por la presencia de la vejiga natatoria (Robertson et al., 2024). Esta familia comprende peces pequeños a medianos (de 20 a 27 cm) distribuidos ampliamente en mares templados y tropicales a nivel mundial, con aproximadamente 137 especies repartidas en 19 géneros. En el POT se registran 35 especies endémicas en 10 géneros, las cuales constituyen un recurso pesquero importante debido a la calidad de su carne (Robertson et al., 2024).

Estos organismos son principalmente activos durante la noche. Durante el día, generalmente se agrupan en densos cardúmenes inactivos en áreas arrecifales y se dispersan al anochecer en busca de alimento (Hobson, 1965). Aunque la mayoría habita en ambientes marinos, algunas especies también ingresan a sistemas estuarinos y a las desembocaduras de ríos (Moreno-Pérez

et al., 2024; Padilla-Serrato et al., 2017). Los juveniles son principalmente planctívoros, mientras que los adultos se alimentan de diversos invertebrados bentónicos (Robertson et al., 2024).

2.2.1.4.1 Ronco - *Haemulopsis elongatus*

Haemulopsis elongatus (Steindachner, 1879), también conocido como Ronco. Puede llegar a medir 30 cm de longitud (Froese y Pauly, 2025). Posee un cuerpo alargado y de tonalidad plateada, con el labio superior y la parte posterior del labio inferior de tonalidad negruzca. En los costados se destacan franjas oscuras difusas, mientras que el margen superior del opérculo presenta una conexión estrecha y de tono negruzco. Las aletas dorsal y caudal presentan tonalidades oscuras, en contraste con las anales y pélvicas, que adoptan tonalidades amarillentas. Un rasgo distintivo es la ausencia de color rojo en el interior de la boca (Robertson et al., 2024).

Reino Animalia

Filo Chordata

Clase Actinopterygii

Orden Perciforme

Familia Haemulidae

Género *Haemulopsis*

Especie *Haemulopsis elongatus*



Su distribución abarca desde el sur de BCS hasta Panamá, y específicamente en el GC, se encuentra presente en los tres cuartos inferiores del Golfo (Fig. 4). Tiende a habitar con frecuencia áreas costeras que cuentan con fondos compuestos por sedimentos arenosos o lodosos (Robertson y Allen, 2015).



Figura 4. Distribución reportada del ronco (*Haemulopsis elongatus*). Fuente: Robertson y Allen (2015).

2.2.1.5 Familia Gerreidae

La familia Gerreidae (Bleeker, 1859), cuyos representantes son conocidos comúnmente como mojarra, es un grupo de peces ampliamente distribuidos en las zonas costeras subtropicales y tropicales de los océanos alrededor del mundo (Yáñez-Arancibia, 1985). Aunque ocasionalmente se encuentran en aguas salobres, su presencia en agua dulce es poco común. La mayoría de las especies adultas de mojarra se encuentran en lagunas costeras con fondos arenosos o lodosos, generalmente bordeadas por manglares. Sin embargo, ocasionalmente pueden ingresar a las desembocaduras de los ríos (Sánchez-González et al., 2018; Sandoval-Huerta et al., 2014). Los juveniles de estas especies se adentran en los estuarios hasta alcanzar la madurez, y el desove ocurre en el mar a lo largo de las diferentes estaciones del año (Cyrus y Blaber, 1984; Moreno-Pérez et al., 2024).

Los organismos de esta familia se caracterizan por tener una boca altamente protráctil y una cabeza con escamas, pero con la superficie superior lisa. Las aletas dorsal y anal presentan una vaina de escamas a lo largo de su base y las membranas branquiales no están unidas al istmo. Su cola está profundamente bifurcada y posee 24 vértebras. Se alimentan separando los invertebrados bentónicos de la arena (Froese y Pauly, 2025).

Aunque no son peces de alto valor comercial, son comestibles y tienen una importancia comercial moderada o baja. En el continente americano se han identificado 22 especies válidas pertenecientes a esta familia, agrupadas en cuatro géneros: *Gerres* Quoy y Gaimard, 1824; *Diapterus* Ranzani, 1840; *Eucinostomus* Baird y Girard, 1855; y *Eugerres* Jordan y Evermann, 1927 (Fricke et al., 2026; Froese y Pauly, 2025; Nelson et al., 2004).

En las costas del Pacífico mexicano se han realizado estudios sobre comunidades de peces demersales asociadas a fondos blandos de la plataforma continental, donde este género es especialmente abundante (Amezcue-Linares, 1990; Coronado-Molina y Amezcue-Linares, 1988). Se ha reportado la ocurrencia de estos peces en la costa occidental de la Península de Baja California (De La Cruz-Agüero et al., 1996; Galván-Magaña et al., 2000; Rodríguez-Romero et al., 2008) y el GC (Barjau et al., 2012; Barjau-González, 2003; Castillo-Rosas et al., 2020), y en lagunas costeras de Sonora (Castro-Longoria et al., 1991; Grijalva-Chon et al., 1996; Moreno-Pérez et al., 2024; Padilla-Serrato et al., 2016, 2017).

De igual forma existen estudios basados en la FAC, tales como los de Pérez-Mellado y Findley (1985), van der Heiden (1985), Acevedo-Cervantes et al. (2009), López-Martínez et al. (2010), Rábago-Quiroz et al. (2011, 2012) y Pérez-Burgos (2021), donde se describe a la familia Gerreidae como abundante y de amplia distribución dentro del GC, en particular en los géneros *Diapterus* y *Eucinostomus*.

Díaz-Uribe et al. (2013) dentro de su regionalización de la pesca ribereña en el noroeste de México destacaron las regiones XIII (centro y sur de Sonora), IX (Sinaloa), X (centro y norte de Nayarit) y XI (sur de Nayarit y norte de Jalisco), correspondientes al centro y sur del GC, como las principales áreas donde se concentra los avisos de arribo de mojarra. Cabe destacar que este grupo es considerado como multiespecífico, tomando a todos los organismos de la familia Gerreidae. Asimismo, los autores reportan a estas especies como recurso principal en las regiones IX y X (Sinaloa y Nayarit) y como recurso alternativo en las regiones VIII (centro y sur de Sonora) y XI (sur de Nayarit) de las capturas registradas.

2.2.1.5.1 Mojarra aleta amarilla - *Diapterus brevirostris*

Diapterus brevirostris (Sauvage, 1879), conocida como mojarra aleta amarilla o mojarra de nariz corta; anteriormente se conocía como mojarra peruana, *D. peruvianus* (Cuvier, 1830). Puede alcanzar los 38 cm de longitud (Froese y Pauly, 2025). Presenta un cuerpo romboide, alto y comprimido, con un perfil dorsal muy empinado; como el resto de las mojarras, posee una boca protráctil. Su coloración corporal se caracteriza por tonos plateados con iridiscencias azules en la región dorsal; sus aletas pectorales y anal son amarillas, mientras que las dorsales y la caudal son de color oscuro, con radios oscuros, y puede alcanzar una longitud total máxima de 38 cm (González-Acosta et al., 2007).

Reino Animalia

Filo Chordata

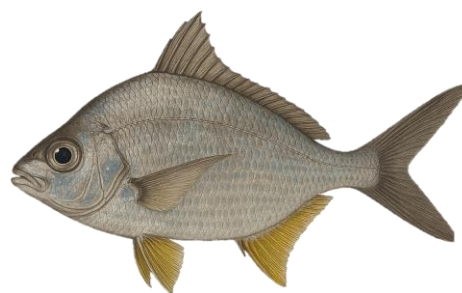
Clase Actinopterygii

Orden Perciformes

Familia Gerreidae

Género *Diapterus*

Especie *Diapterus brevirostris*



Esta especie se encuentra en el POT desde la parte sur del GC hasta Perú, incluyendo las Islas Galápagos (Fig. 5), y suele habitar ecosistemas costeros con fondos arenosos, bahías y sistemas estuarinos (Robertson y Allen, 2015). Los juveniles a menudo se adentran en lagunas costeras salobres (Moreno-Pérez et al., 2024; Robertson et al., 2024).



Figura 5. Distribución reportada de la mojarra aleta amarilla (*Diapterus brevirostris*). Fuente: Robertson y Allen (2015).

La dieta de los organismos de esta especie es principalmente carnívora, alimentándose de pequeños invertebrados bentónicos, peces y, en menor cantidad, de algas (Castro-Aguirre, 1978; Robertson et al., 2024).

Es abundante en los arrastres camaroneros, también en redes de enmalle, chinchorro, anzuelos y atarraya en zonas someras, sin embargo, no es la especie objetivo (Gallardo-Cabello et al., 2015).

2.3 Distribución de las especies en el Pacífico Oriental Tropical

Estas cinco especies se han reportado ampliamente en el Pacífico Oriental Tropical (Robertson et al., 2024), una provincia biogeográfica conocida por su alta biodiversidad y endemismo (Robertson y Cramer, 2009). El POT se extiende desde el sur de California ($\sim 25^{\circ}\text{N}$) hasta el norte de Perú ($\sim 4^{\circ}\text{S}$), abarcando el Golfo de California y las islas oceánicas de Revillagigedo, Cocos, Malpelo y Galápagos (Robertson et al., 2024). El límite norte de esta provincia coincide con la transición hacia aguas templadas influenciadas por la Corriente de California, mientras que el límite sur está determinado por la influencia de la Corriente de Humboldt (Ballance et al., 2006; Robertson y Cramer, 2009).

Las plataformas continentales, en general, son estrechas (~25 km de ancho), excepto en tres áreas donde se amplían considerablemente: la cabeza del Golfo de California, el Golfo de Panamá y el Golfo de Guayaquil. Las plataformas insulares, por su parte, son de menor tamaño debido a su origen volcánico reciente. La región se divide en tres zonas climáticas claramente definidas (ecuatorial, tropical y subtropical), que influyen en los patrones de temperatura, salinidad y productividad primaria (Robertson y Cramer, 2009). Ambientalmente, la región se caracteriza por gradientes térmicos marcados, corrientes dinámicas como las de California y Humboldt, y la influencia estacional de la Zona de Convergencia Intertropical y de eventos como El Niño-Oscilación del Sur (ENSO, por sus siglas en inglés). Esto se traduce en condiciones oceanográficas muy heterogéneas que modulan y limitan la distribución de las especies marinas (Ballance et al., 2006; Robertson et al., 2024; Robertson y Cramer, 2009).

La zona ecuatorial, entre Costa Rica y Ecuador, es la más dinámica en términos oceanográficos, con surgencias, la influencia del fenómeno de El Niño y una mayor variedad de hábitats costeros (Ballance et al., 2006). En contraste, la zona subtropical, entre Nicaragua y la boca del Golfo de California, presenta condiciones más homogéneas.

En este contexto biogeográfico, las especies de interés presentan patrones de distribución distintos. *Balistes polylepis* y *S. annulatus* tienen un rango de distribución más amplio, con registros desde el sur de California hasta Chile y las Islas Galápagos (Robertson et al., 2024). En cambio, *P. maculatofasciatus* tiene una distribución más limitada en el Pacífico mexicano, desde el centro de California hasta el sur de Sinaloa; además, se ha documentado su presencia en el GC, y algunos reportes aislados evidencian su ocurrencia en Nicaragua (Cotto Sánchez, 2006; Robertson et al., 2024). También, *H. elongatus* y *D. brevirostris* presentan una tendencia hacia el sur dentro del POT, extendiéndose desde el sur del GC (aproximadamente los tres cuartos inferiores del golfo) hasta Panamá y Perú, respectivamente (Robertson y Allen, 2015).

El GC, que forma parte de la provincia de Cortés, representa una subregión de alta complejidad ambiental en el POT. Dentro de ella se observan gradientes de temperatura pronunciados que aumentan hacia el norte y son más cálidos en la costa este que en la oeste, a latitudes similares. Además, el régimen de mareas es más intenso en el norte del golfo. Estas diferencias ambientales influyen en la distribución variada de las especies y han servido para establecer subdivisiones

biogeográficas dentro de la provincia (Robertson y Cramer, 2009; Walker, 1960). Diversos estudios enfocados en la fauna asociada al camarón han identificado la presencia de estas especies en las capturas incidentales de la flota camaronera del GC (Herrera-Valdivia et al., 2015; López-Martínez et al., 2010; Rábago-Quiroz et al., 2011, 2012). Este estudio se enfoca en la costa oriental del GC y el Alto Golfo, un área de alta productividad pesquera (INAPESCA, 2020), donde se concentró la mayor parte del esfuerzo de muestreo.

2.4 Respuestas fisiológicas de los peces marinos ante la variabilidad ambiental

Los cambios en el ambiente marino son un fenómeno global, siendo la temperatura una de las variables más influyentes en la fisiología y el desempeño metabólico de organismos ectotermos, como los peces (Clark et al., 2013; Enders y Boisclair, 2016; Schulte, 2015). Los hábitats de las especies marinas se definen principalmente por la temperatura del mar; un cambio en esta variable provoca efectos en los aspectos fisiológicos y conductuales de los organismos en respuesta a su entorno actual (Rábago-Quiroz et al., 2012). Esto puede resultar en cambios en la distribución de las especies, con contracciones o ampliaciones de su hábitat (Barange y Perry, 2009), y, a su vez, generar consecuencias negativas en la fisiología de los peces, afectando los procesos de reclutamiento y ocasionando alteraciones en su abundancia (Barange y Perry, 2009; Daw et al., 2009; Yasumiishi et al., 2020).

Existen pocos estudios sobre la distribución y la abundancia de las especies componentes de la FAC en el GC. López-Martínez et al. (2007) analizaron la distribución de las 15 principales especies que componen más del 61% de la FAC y sugirieron concentrar esfuerzos en futuras investigaciones orientadas a la dinámica de poblaciones, la distribución y la abundancia de estas especies, así como a su interacción con la flota comercial del camarón. Además, plantean que la distribución batimétrica de muchas de las especies capturadas por la flota camaronera se extiende más allá del área permitida para los arrastres (90 m). Esto indica que hay fracciones de las poblaciones que no son afectadas por la pesca, lo que contribuye a su resiliencia, además de la veda del camarón, que también beneficia a las poblaciones de peces que entran en reproducción simultáneamente con el camarón.

Acevedo-Cervantes et al. (2009) realizaron un análisis de abundancia y diversidad de la comunidad de peces demersales en diferentes profundidades mediante arrastres en zonas más profundas que aquellas en las que opera la flota camaronera. Los muestreos se realizaron entre 90 y 540 m de profundidad. Estos autores reportan que los estratos de 90-180 y 180-270 m, además de presentar el mayor número de especies, muestran una distribución principalmente costera, propia de la plataforma y el talud continental. Además, mencionan que el número de especies disminuye con el aumento de la profundidad, atribuyendo este fenómeno al cambio drástico que experimentan las variables ambientales, como la temperatura y la concentración de O₂ disuelto, a medida que aumenta la profundidad.

Rábago-Quiroz et al. (2012) analizaron la distribución latitudinal y batimétrica de 28 especies principales de la FAC, que catalogaron como de amplia distribución en la zona de estudio. También menciona que más del 10% de la biomasa total se presentó en el estrato de profundidad de 29 a 68 m. En este estudio se realizó un análisis de regresión de las variables oceanográficas en función de los valores de abundancia obtenidos; sin embargo, no se encontraron relaciones estadísticamente significativas entre ellas.

Morales-Azpeitia et al. (2013) llevaron a cabo un análisis de la distribución y la abundancia del chivo *P. grandisquamis* y de la manta redonda *U. halleri*, dos especies dominantes de la FAC en el GC. Indican que ambas presentan una amplia distribución en el área de estudio, caracterizada por una distribución apiñada. Los autores identificaron una correlación negativa entre la abundancia de estas especies y la profundidad. En este sentido, observaron que el estrato de 19 a 28 metros de profundidad presenta la mayor abundancia de ambas especies.

Rábago-Quiroz et al. (2015) determinaron la abundancia y la distribución espacial de lenguados con datos provenientes de capturas incidentales realizadas a bordo de cruceros de investigación efectuados en periodos de veda, así como de la flota comercial. Observaron que la variación en la abundancia de las diferentes especies de lenguado dependía principalmente del área de muestreo. La mayoría de las especies de lenguado se capturaron entre 10 y 65 metros de profundidad, aunque se registraron algunas, como *Paralichthys woolmani* Jordan y Williams, 1897 y *Symphurus chabanaudi* Mahadeva y Munroe, 1990, a mayores profundidades. Además, algunos estudios demostraron la expansión del área de distribución de las especies *Citharichthys fragilis*,

Gilbert (1890) reportó una distribución más al sur, y *C. gilberti*, Jenkins y Evermann (1889) reportaron su distribución más al norte de la que se registró previamente en el GC.

Los peces responden al clima de diferentes formas (IPCC, 2019; Poloczanska et al., 2013, 2016), que incluyen cambios en los patrones de distribución migratoria hasta cambios en la reproducción, el reclutamiento y el crecimiento (Pörtner y Peck, 2010), entre otros cambios cíclicos a nivel de los ecosistemas marinos (Cheung et al., 2009) que podrían favorecer a ciertos grupos sobre otros (Vivekanandan, 2013). Los cambios en la dominancia de las especies ocurrirán muy probablemente, ya que estas se adaptan a características espaciales, térmicas y temporales muy específicas (Perry et al., 2005) que son afectadas por los cambios inducidos por el clima, en particular por la temperatura (Reist et al., 2006).

El CC influencia sistemas biológicos en cuatro niveles: organismo, población, comunidad y ecosistema, siendo un impacto significativo el cambio en los patrones de distribución de los peces (Vivekanandan, 2013), sin embargo, el principal factor que limita las evaluaciones precisas de las poblaciones es precisamente la influencia del ambiente sobre el reclutamiento de nuevas generaciones (Brander, 2007), imponiendo alta incertidumbre a las estimaciones del tamaño de las poblaciones (Free et al., 2019).

Los análisis y las previsiones de los gobiernos y grupos académicos indican que los daños potenciales causados por los fenómenos antes descritos tendrán un costo social muy relevante debido al impacto en el sector pesquero (Adger et al., 2013; Allison et al., 2009), especialmente en el industrial, que, a diferencia de los campos pesqueros de pequeña escala que se adaptan a los cambios en las especies del mercado (Cinner et al., 2018), son más difíciles de relocalizar.

Es por esto que es importante buscar alternativas al cambio de especies, con normas pesqueras que integren de manera efectiva la variabilidad ambiental y el cambio climático en el manejo de los recursos (Hilborn et al., 2020; Ojeda-Ruiz et al., 2020). Así mismo, el CC ha resaltado la necesidad de crear escenarios climáticos futuros (IPCC, 2019), con el fin de aportar información anticipada sobre posibles cambios ambientales en el planeta, considerando distintos escenarios y sus impactos (Ojeda-Ruiz et al., 2020). Según varias proyecciones climáticas, es muy probable que las temperaturas aumenten en los próximos años (IPCC, 2019).

La región del GC, que ha sido objeto de estudio durante décadas y es la zona pesquera más significativa de México (Arreguín-Sánchez et al., 2017; Lluch-Cota et al., 2007; Páez-Osuna et al., 2016), no parece ser la excepción, ya que en las últimas décadas ha sufrido impactos, especialmente en años recientes, con temperaturas anómalamente altas (Herrera-Cervantes et al., 2026; Mora et al., 2013; Ojeda-Ruiz et al., 2020).

Según el escenario, se estima que la temperatura del GC podría aumentar entre 1 y 3 °C hacia finales de siglo, afectando principalmente la boca y el centro, en línea con la tendencia observada desde el siglo XX (Ayala-Bocos et al., 2015; Herguera et al., 2003; Rodríguez-Sanz et al., 2013; Romero Robles y Salas de León, 2025). Desde entonces, los inviernos en el GC han sido progresivamente más cálidos, una tendencia que probablemente continúe hasta el año 2100 (Farach-Espinoza et al., 2025; Herguera et al., 2003; Herrera-Cervantes y López-Martínez, 2017; López-Martínez et al., 2017; Páez-Osuna et al., 2016).

Conocer las tendencias de la temperatura del océano a escala regional, con suficiente detalle, permite realizar análisis espaciales en áreas tan diversas e importantes como el GC (Ojeda-Ruiz et al., 2020). Esto es crucial, ya que el CC pone en riesgo la pesca costera-marina y afecta a las comunidades y economías que dependen de estos recursos (Lam et al., 2020). Además, pronosticar la producción pesquera es esencial para estimar las existencias de biomasa y planificar actividades pesqueras (Hilborn et al., 2020), como permisos, viajes de pesca y cuotas de captura, que son fundamentales para determinar las temporadas de pesca futuras (Chávez y Castro, 2008).

Una de las estrategias más efectivas para evaluar el impacto del CC es la aplicación de modelos de distribución de especies (Cheung et al., 2009). Estos modelos abarcan amplias escalas espaciales, como regiones biogeográficas o grandes ecosistemas marinos (Doney et al., 2012; Hoegh-Guldberg y Bruno, 2010), lo que permite inferir cómo los parámetros poblacionales, como la distribución y la abundancia, responden a los cambios ambientales.

Algunos organismos marinos son altamente sensibles a los cambios de temperatura, lo que provoca variaciones en su distribución geográfica en función de las condiciones ambientales. Según Nevárez-Martínez et al. (2001), se ha observado que el rango de distribución de la sardina

del Pacífico, *Sardinops sagax* (Jenyns, 1842), en el GC se amplía a medida que aumenta su abundancia y se reduce a medida que disminuye. Además, sugieren que los principales factores ambientales que inciden en estas variables son las surgencias y la TSM. Teniendo en cuenta lo anterior, se observa una relación directa entre la abundancia y la distribución espacial de esta especie, lo que indica que factores como la disponibilidad de recursos y las condiciones ambientales influyen en ambas variables.

Aburto-Oropeza et al. (2008) describen cómo fenómenos oceanográficos, como “El Niño” (Fig. 6), afectan la ecología de la cabrilla sardinera, *Mycteroperca rosacea* (Streets, 1877), e indican que su hábitat de reclutamiento corresponde a las camas de sargazo (*Sargassum* spp.), donde permanecen en estadio larvario durante aproximadamente 24 días. Durante los años en que se presenta el fenómeno de “El Niño”, caracterizado por aguas superficiales más cálidas y menor disponibilidad de nutrientes (Cervantes-Duarte et al., 2025; Herrera-Cervantes, 2008; Herrera-Cervantes et al., 2026; Robles-Tamayo et al., 2020; Torres-Martínez et al., 2025), las camas de sargazo disminuyen en extensión y cobertura (Aburto-Oropeza et al., 2007). En contraste, en condiciones opuestas, como durante “La Niña”, con aguas más frías y una mayor disponibilidad de nutrientes (Escalante et al., 2013; Torres-Martínez et al., 2025), estas camas de sargazo se expanden en costas e islas, alcanzando una cobertura hasta ocho veces mayor (Aburto-Oropeza et al., 2007). Por lo tanto, en años con condiciones más frías, la mayor cobertura de sargazo favorece el reclutamiento de juveniles de cabrilla sardinera y, aproximadamente dos años después, se observa un incremento en la producción pesquera. No obstante, la planificación pesquera no considera estos ciclos climáticos ni su impacto en la abundancia del recurso y mantiene constante el esfuerzo de pesca independientemente de las condiciones previas. Esta omisión ha provocado una reducción de más de 10 cm en la talla de la cabrilla sardinera en áreas con presión pesquera en los últimos años (Aburto-Oropeza et al., 2008).

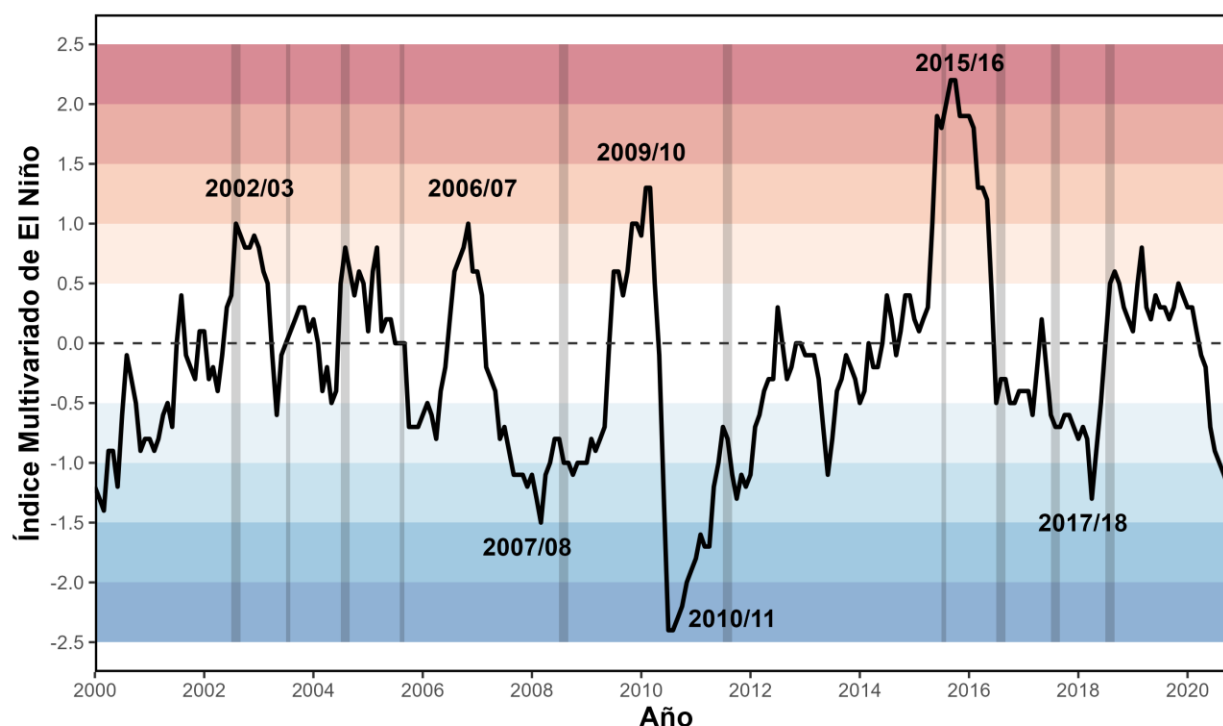


Figura 6. Cronología e intensidad de los eventos de El Niño (anomalías positivas) y La Niña (anomalías negativas) para el periodo 2000-2019, basadas en el Índice Multivariado de El Niño (MEI.v2) de la NOAA. Las franjas de color indican el nivel de intensidad: débil (0.5 a 0.9), moderada (1.0 a 1.4), fuerte (1.5 a 1.9) y muy fuerte (2.0 a 2.5). Las barras verticales grises representan los periodos de muestreo biológico en el área de estudio.

En un estudio realizado por Petatán-Ramírez et al. (2019), se analizó el efecto del CC sobre la distribución y la abundancia de *S. sagax* en la región noroeste de México. Para ello, se emplearon modelos de nicho ecológico (MNE) que permitieron predecir el hábitat adecuado de la sardina del Pacífico y proyectar posibles cambios a partir de los escenarios del IPCC, conocidos como Trayectorias de Concentración Representativas (RCP, por sus siglas en inglés; IPCC, 2015). Los resultados indican que la distribución de la sardina se ve principalmente afectada por la temperatura y la productividad primaria neta, y que el CC podría reducir su hábitat hasta en un 50% para finales de siglo.

Por su parte, Cota-Durán et al. (2021) estudiaron cómo el CC afecta la distribución potencial de tres especies de camarón de valor comercial en el GC. Mediante el uso de MNE bajo los escenarios RCP 4.5 y 8.5, se proyectó una expansión notable del hábitat idóneo hacia latitudes más al norte, en la costa occidental de la Península de Baja California, para mediados y finales del siglo. El estudio destaca la importancia de la batimetría como factor estabilizador y sugiere que las áreas

de la plataforma continental podrían actuar como refugios climáticos, lo que favorecería la persistencia y el desplazamiento de los recursos demersales ante el aumento de la temperatura oceánica.

Álvarez-Trasviña et al. (2022) llevaron a cabo un estudio sobre la distribución y abundancia de la merluza del Pacífico, *Merluccius productus* (Ayres, 1855), y su relación con el ambiente en el GC. Emplearon modelos aditivos generalizados (GAMs) para estimar las capturas de merluza y diversas variables ambientales, espaciales y temporales. Los resultados mostraron que la temperatura de fondo era la variable que mejor explicaba los centros de abundancia de la especie, especialmente en áreas con temperaturas entre 13 y 14 °C.

Todo lo anterior evidencia la importancia de considerar la variabilidad ambiental y su influencia en la dinámica de las especies marinas, con el objetivo de avanzar hacia un manejo pesquero adaptativo y de enfoque ecosistémico. Al integrar herramientas predictivas y escenarios climáticos en la planificación, es posible anticipar el desplazamiento de los recursos, ajustar el esfuerzo pesquero para proteger etapas críticas, como el reclutamiento, y, en última instancia, reducir la vulnerabilidad socioeconómica del sector pesquero en el Golfo de California ante la incertidumbre del cambio climático.

3. JUSTIFICACIÓN

A pesar de que el Golfo de California es una de las regiones pesqueras más importantes de México, el conocimiento sobre las especies que componen la FAC es notablemente limitado. La mayoría de los estudios se han centrado en listados taxonómicos o en especies de alto valor comercial, dejando un vacío de información sobre aspectos poblacionales fundamentales, como la distribución, la abundancia y la biomasa de especies que, aunque actualmente no son objetivo, tienen potencial para convertirse en recursos pesqueros alternativos.

Este vacío resulta especialmente importante en un contexto de aumento de la variabilidad ambiental. Fenómenos como el ENSO provocan cambios en la temperatura superficial del mar y en la productividad primaria del GC, lo que podría alterar la distribución y la abundancia de las especies. No obstante, no se ha realizado una evaluación sistemática de cómo estas variaciones afectan a las especies de la FAC, ni se han realizado proyecciones sobre su posible comportamiento ante escenarios de cambio climático.

Por lo tanto, es imperativo generar información biológica y pesquera básica sobre especies de peces de la FAC con potencial comercial (*B. polylepis*, *P. maculatofasciatus*, *S. annulatus*, *H. elongatus* y *D. brevirostris*) y evaluar los cambios en su distribución y biomasa en relación con la variabilidad ambiental observada (2002-2018) y proyectada (2050-2090). Esta información permitirá sentar las bases científicas para proponer un aprovechamiento sustentable de estos recursos, proporcionando información que pueda ser utilizada tanto por las autoridades como por las comunidades pesqueras que dependen de los organismos marinos para su seguridad alimentaria y su economía local. Asimismo, este trabajo demuestra el valor de los cruceros prospectivos de camarón como fuente de datos a largo plazo para el estudio de especies no objetivo, un enfoque aplicable a otras regiones con pesquerías de arrastre.

4. HIPÓTESIS

Las especies de peces capturadas como parte de la fauna acompañante del camarón en el Golfo de California (*B. polylepis*, *P. maculatofasciatus*, *S. annulatus*, *H. elongatus* y *D. brevirostris*) presentan una amplia distribución latitudinal y batimétrica, extendiéndose más allá de las áreas y profundidades en las que opera la flota camaronera. Los cambios interanuales en su distribución y biomasa se asocian con la variabilidad ambiental del área. En el contexto del cambio climático y de la tendencia al calentamiento observada en la región, se espera que estos parámetros poblacionales se modifiquen, con respuestas entre las especies en función de sus características ecológicas y fisiológicas.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Determinar la variación en la distribución y biomasa de las especies de peces de interés comercial más abundantes, componentes de la fauna de acompañamiento del camarón (*B. polylepis*, *P. maculatofasciatus*, *S. annulatus*, *H. elongatus* y *D. brevirostris*) en el Golfo de California, así como su relación con la variabilidad ambiental y escenarios de cambio climático.

5.2 Objetivos particulares

- Estimar la abundancia y la biomasa de las cinco especies de peces principales de la fauna de acompañamiento del camarón del Golfo de California durante el periodo 2002-2018.
- Analizar la distribución latitudinal y batimétrica de cinco especies en el área de estudio.
- Evaluar la relación entre la variabilidad ambiental y los cambios en la distribución y biomasa de las cinco especies.
- Determinar los patrones de distribución de las cinco especies principales bajo escenarios actuales y futuros de cambio climático.

6. MATERIAL Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

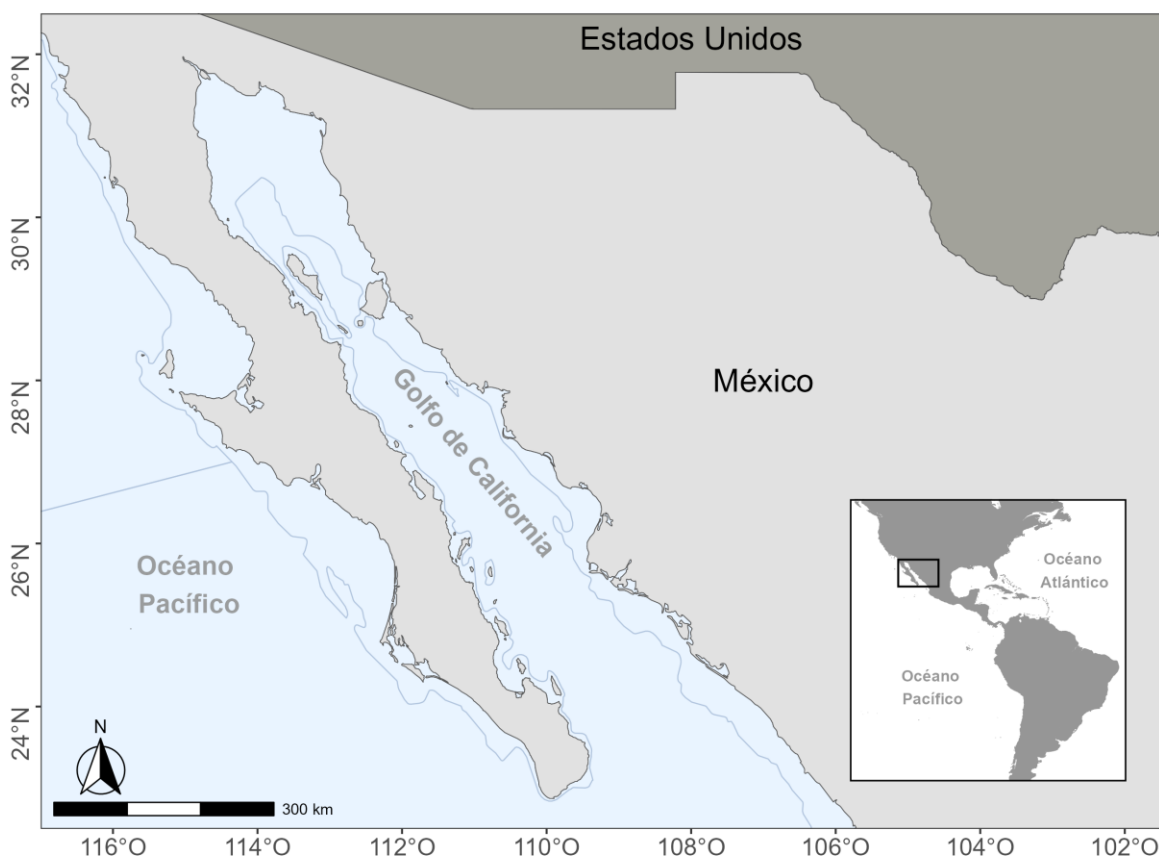


Figura 7. Localización geográfica del área de estudio.

El Golfo de California, también conocido como Mar de Cortés, es un mar marginal orientado de noroeste a sureste. Con una longitud aproximada de 1,500 km y un ancho variable de 70 a 222 km. Limita con la Península de Baja California al oeste y los estados de Sonora y Sinaloa al este (Fig. 7). En su extremo norte se encuentra el Alto Golfo de California, en la desembocadura del Río Colorado, mientras que en el extremo sur se localiza la boca del golfo, que se comunica directamente con el Océano Pacífico (García-Silva y Marinone, 1997).

El clima predominante en la región es muy árido y cálido, con un régimen de lluvias concentrado en verano. Se caracteriza por oscilaciones térmicas diarias significativas, con diferencias de temperatura con oscilaciones de 7 y 14 °C, y un promedio mensual de oscilación de 12 °C (García, 2004).

La distribución de la temperatura superficial del mar (TSM) en el GC durante la temporada cálida puede explicarse por su interacción con el POT. Esta comunicación permite la entrada de aguas superficiales del Pacífico tropical, que se ven afectadas por la intensa radiación solar y el proceso de evaporación dentro del GC, como resultado, se generan importantes gradientes de temperatura y salinidad a lo largo del golfo (Robles-Tamayo et al., 2018).

Durante el verano, el GC experimenta un campo de vientos de naturaleza monzónica (García, 2004). De julio a agosto se registran vientos provenientes del sureste. En contraste, durante los meses de invierno, de diciembre a mayo, se generan vientos del noroeste que ocasionan surgencias costeras en la costa oriental del GC (Santamaría-del-Ángel et al., 1999). Este patrón de vientos está relacionado con la presencia de cadenas montañosas en ambas costas, que condicionan la concentración del viento a lo largo del eje latitudinal del GC (Badan, 2003; Badan-Dangon et al., 1991; Johnson y Delworth, 2023).

El espesor de la capa mezclada presenta una fuerte señal estacional y, en general, aumenta su amplitud de la boca hacia la cabeza y de verano a invierno, con valores máximos en la región de las grandes islas durante el invierno (Lluch-Cota, 2000; Solorio Salazar, 2014). El norte del GC es un área somera que se encuentra controlada principalmente por el clima local y la dinámica de mareas, mientras que el sur, con aguas más profundas, se ve influenciada mayormente por el Océano Pacífico (Marinone, 1988), este ejerce una fuerte influencia sobre las condiciones oceanográficas del GC debido a su conexión con el POT (Lavín et al., 1997) integrando fenómenos de circulación termohalina (Marinone, 2003).

La interacción de la fuerza del viento en la costa oriental del Pacífico genera procesos de mesoescala como las surgencias, filamentos, giros, la circulación superficial inducida por los vientos y la termoclina (Álvarez-Molina et al., 2013; Farach-Espinoza et al., 2021; Lavín et al., 2013), lo cual da lugar a dos periodos separados por dos fases de transición: una cálida con baja productividad y una fría con alta productividad biológica. La alta producción biológica es resultado de procesos enriquecedores de afloramientos y de la mezcla de nutrientes (Lluch-Cota, 2000) que afectan a la red trófica. Por otro lado, procesos físicos como los giros y las corrientes centran las partículas, generando condiciones favorables para el desove y la dispersión larvaria del fitoplancton, así como para su supervivencia (Avalos-García et al., 2003; Camacho-Gastélum

et al., 2020; Sánchez-Velasco et al., 2004).

6.2 Regionalización del área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en el GC, en particular en el litoral sonorense. El área de estudio se encuentra dentro de las coordenadas geográficas 26.3°N, -109.2°O - 31.3°N, -114.9°O, y comprende una extensión de ~1,250 km de línea costera. Esta zona se extiende desde Puerto Peñasco, al norte, pasando por Bahía Kino y Guaymas, hasta Yavaros, Sonora, al sur, limitando con la Bahía de Topolobampo, Sinaloa, mientras que, del lado de Baja California, va de San Felipe hasta San Luis Gonzaga.

El total del área se dividió en 26 cuadrantes de 0.5 x 0.5 grados, comprendiendo una extensión total del área de 46,933 km² (Fig. 8). Se siguió como base la regionalización establecida por Walker (1960) y modificada por Thomson et al. (2000), quienes indican tres regiones dentro del GC: Norte, que va desde el centro del golfo, desde Bahía de Kino, Sonora, hasta Punta San Francisquito, BC; Centro, la cual se encuentra separada de la zona sur, que inicia en Guaymas, Sonora, y termina en La Paz, BCS; y Sur, la cual termina en la boca del golfo, a la altura del norte de Sinaloa.

Debido a las diferencias en la cobertura entre las regiones norte y sur, en comparación con el centro, se decidió dividir estas dos áreas principales. Los cuadrantes de la región norte se subdividieron en dos: uno orientado hacia la costa de Baja California, llamado zona Noroeste (NO), y otro en el lado de Sonora, denominado zona Norte (N), en respuesta a las observaciones sobre las diferencias entre las costas oriental y occidental, según Heras-Sánchez et al. (2019). Los cuadrantes en la región sur del GC se dividieron en tres zonas: la zona centro (C), que abarca Bahía de Kino, considerada como el centro del GC (Walker, 1960); y en el sur del GC, se creó una división para mantener una superficie similar al resto, formada por la zona sur (S), de Guaymas a Bahía de Lobos, y la zona sureste (SE), que incluye Yavaros, Agiabampo y llega hasta la Bahía de Topolobampo (Fig. 8).

Finalmente, se ajustó el área de cada cuadrante considerando la profundidad habitual de distribución de estas especies, lo que resultó en una reducción total del área a 35,235 km², en la que las zonas S y SE presentaron la mayor reducción (Tabla 2 y Fig. 8).

Tabla 2. Área cubierta de cada cuadrante por zona.

Zona	Cuadrante	Área (km ²)	Zona	Cuadrante	Área (km ²)
NO	1	2,043	C	14	1,684
	2	2,627		15	486
	3	1,195		16	1,732
	4	2,654	S	17	1,069
	5	808		18	440
	6	1,598		19	763
	7	871		20	756
N	8	2,321	SE	21	1,259
	9	1,070		22	272
	10	2,120		23	1,477
	11	2,667		24	1,073
	12	880		25	567
	13	1,962		26	840

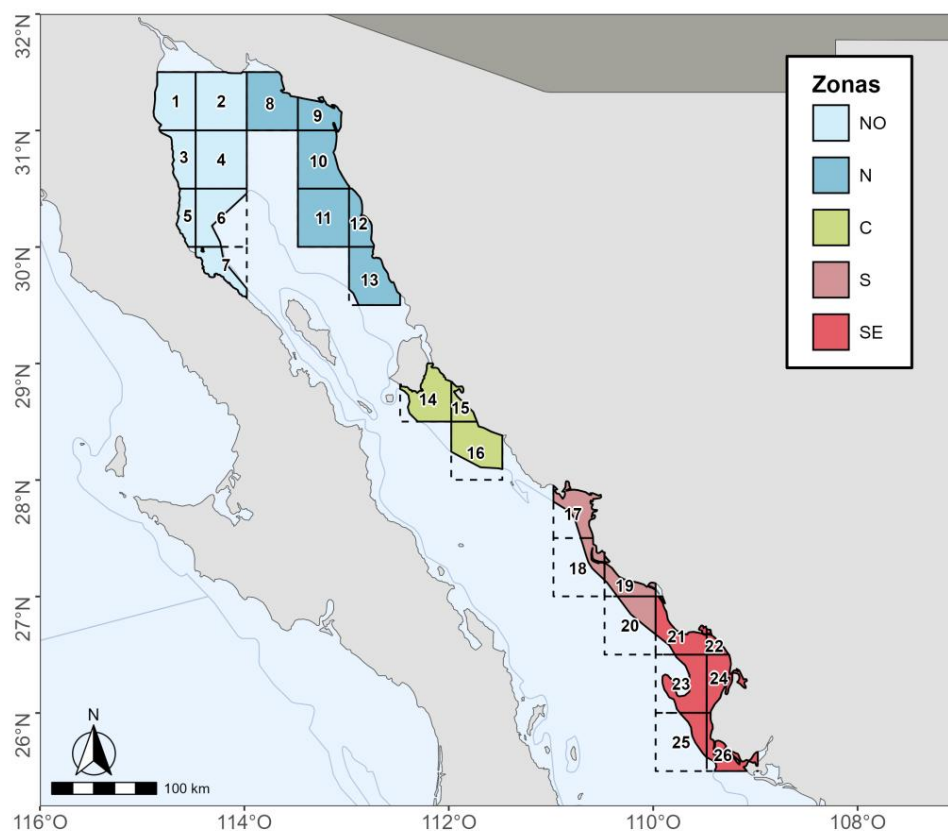


Figura 8. Zonificación del área de estudio. Las líneas punteadas representan los cuadrantes de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$, mientras que las áreas coloreadas corresponden a las zonas ajustadas por profundidad (>200 m). NO = noroeste (cuadrantes 1-8), N = norte (cuadrantes 9-13), C = centro (cuadrantes 14-16), S = sur (cuadrantes 17-20) y SE = sureste (cuadrantes 21-26).

6.3 Origen de la información

6.3.1 Datos de la pesca de arrastre del camarón

En el Pacífico mexicano, la temporada de pesca comercial de camarón se lleva a cabo de septiembre a marzo. Como principal mecanismo de regulación de esta pesquería, se implementa un período de veda, generalmente de marzo a agosto, con la finalidad de proteger los picos reproductivos y el reclutamiento de las nuevas generaciones en las zonas de pesca (SAGARPA, 2018). Las fechas de inicio y fin de esta son determinadas por el Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables (IMIPAS, antes INAPESCA), organismo del gobierno de México, perteneciente a la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER), cuya función principal es generar y difundir el conocimiento científico y técnico para respaldar el aprovechamiento responsable y sustentable de los recursos pesqueros y acuícolas del país. Para ello, realiza cruceros prospectivos que aportan la evidencia científica necesaria para evaluar la abundancia, la estructura de tallas y el estadio reproductivo de las poblaciones de las diferentes especies de camarón.

Los datos analizados en este estudio provienen de los muestreos realizados durante la temporada de veda en la región norte del Pacífico mexicano. Estos cruceros, efectuados en conjunto por el IMIPAS y el CIBNOR, se llevaron a cabo en los meses de julio y agosto durante los años 2002, 2003, 2004, 2005, 2008, 2011, 2015, 2016, 2017 y 2018. Su diseño aporta información altamente comparable gracias al uso de una metodología estandarizada. El área cubierta comprende las Zonas 10 y 20 del programa de muestreo de camarón del IMIPAS (INAPESCA, 2012, 2023). Sus límites están ubicados al extremo norte, en el paralelo 31° N, siguiendo una línea imaginaria que conecta San Felipe, Baja California, y Puerto Peñasco, Sonora (línea que delimita el límite inferior de la Reserva de la Biosfera del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado), y al sur, hasta la desembocadura del río Fuerte, en Sinaloa.

Los arrastres se realizaron siguiendo una red de muestreo de 60 estaciones, distribuidas en dos zonas y cuatro subzonas, paralelas a las costas de Sonora, Sinaloa y Baja California. Cada subzona contaba con 15 estaciones a profundidades de 5 a 30 brazas. El espaciado entre estaciones cercanas varió entre 3 y 12 millas náuticas, y entre transectos, de 15 a 25 millas náuticas. Para ubicar las estaciones, el jefe de crucero indicó la posición de cada una y la embarcación se situó

lo más cerca posible de cada una, utilizando la lectura del GPS. Si alguna estación representaba un riesgo al realizar un arrastre, podía reemplazarse por otra en la misma profundidad y a no más de 5 millas de distancia, a discreción del jefe de crucero.

6.3.1.1 Bitácora de lances

En cada uno de los lances efectuados, se registraron los parámetros de referencia:

1. **Posición geográfica.** Se registraron las coordenadas de inicio y fin del lance mediante GPS. El inicio del arrastre se marcó cuando las redes estaban en el fondo y se inició el aumento de la potencia del motor; el término del arrastre se consideró cuando se levantó el equipo del fondo.
2. **Fecha y hora locales.**
3. **Tiempo de arrastre.** La duración de los lances fue de 60 minutos en áreas limpias y de 30 a 45 minutos en áreas muy agrestes.
4. **Velocidad de arrastre.** La velocidad a lo largo de cada arrastre durante el tiempo efectivo de pesca fue de entre 2 y 3 nudos.
5. **Profundidad.** Se registró la profundidad a lo largo de cada lance, de 3 a 30 brazas.

6.3.1.2 Datos biológicos

Una vez realizado el arrastre, la captura total se descargó en cubierta para obtener una muestra biológica no selectiva de aproximadamente 20 kg, asegurando su homogeneidad. El tamaño de la muestra se determinó siguiendo criterios estándar (Box et al., 2008), previamente validados por López-Martínez et al. (2010).

Los organismos colectados se clasificaron por familia y género; posteriormente, se colocaron en bolsas etiquetadas y se almacenaron en la bodega de congelación. La identificación y el procesamiento del material biológico se realizaron en el Laboratorio de Pesquerías (Unidad Guaymas) y en el Laboratorio de Ictiología (Unidad La Paz) del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. (CIBNOR).

6.3.2 Variables ambientales

La elección y obtención de las variables ambientales se realizaron de manera estratégica, variando su resolución espacial y su cobertura geográfica según el objetivo (Tabla 3). Para los análisis enfocados en el GC, específicamente en la caracterización ambiental de las zonas de estudio (ver la sección 6.5.2.2) y en la aplicación de modelos de relación recurso-ambiente (ver la sección 6.9.2), se priorizó una alta resolución espacial para capturar la variabilidad local.

Se obtuvieron datos con una resolución final de 0.0125° (~ 1.1 km) en un área delimitada entre las longitudes de -118° a -105° O y las latitudes de 22° a 31° N. Las variables obtenidas fueron la Temperatura Superficial del Mar (TSM) y Clorofila a (CHLA) a través del servidor ERDDAP de la NOAA (<https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/index.html>) para el periodo de estudio (2002-2018). Adicionalmente, se incluyó el Índice Multivariado de El Niño-Oscilación del Sur (MEI, por sus siglas en inglés) como covariable temporal de la variabilidad climática interanual, obtenido del NOAA PSL (<https://psl.noaa.gov/enso/mei/>).

Para el desarrollo de los modelos de mayor cobertura geográfica (ver la sección 6.9.3), se utilizó un conjunto de variables con una resolución de 0.05° , que cubrió la extensión total del POT. Esta resolución menor se adoptó para optimizar los procesos de modelado en un espacio tan amplio.

El conjunto de variables para estos modelos incluyó, además de la TSM y CHLA, otros parámetros clave del repositorio Bio-Oracle v3.0 para el periodo 2000-2019: Temperatura Superficial del Mar (TSM; https://erddap.bio-oracle.org/erddap/griddap/thetao_baseline_2000_2019_depthsurf), Clorofila a (CHLA; https://erddap.bio-oracle.org/erddap/griddap/chl_baseline_2000_2018_depthsurf) y Salinidad (SAL; https://erddap.bio-oracle.org/erddap/griddap/so_baseline_2000_2019_depthsurf). Finalmente, los datos de Profundidad (Prof; <https://www.ncei.noaa.gov/>) se obtuvieron del modelo global ETOPO de la NOAA, con una resolución original de 0.008° , que posteriormente se remuestreó y ajustó mediante interpolación bilineal a una resolución de 0.05° para asegurar su integración con el resto de los análisis ambientales.

Tabla 3. Resumen de las variables ambientales utilizadas en los Modelos Aditivos Generalizados (GAMs) y Modelos de Nicho Ecológico (MNE). Se detallan la resolución espacial, temporalidad y fuente de datos, con acceso directo a los repositorios originales. TSM: temperatura superficial del mar; CHLA: clorofila a; MEI: índice multivariado de El Niño; Prof: profundidad; SAL: salinidad.

Variable	Uso Principal	Resolución	Temporalidad	Fuente
TSM	Caracterización / GAMs	0.0125°	2002 - 2018	NOAA CoastWatch (ERDDAP)
CHLA	Caracterización / GAMs	0.0125°	2002 - 2018	NOAA CoastWatch (ERDDAP)
MEI	GAMs	-	2002 - 2018	NOAA PSL (MEI.v2)
Prof	MNE	0.008° *	-	NOAA NCEI (ETOPO)
TSM	MNE	0.05°	2000 - 2019	Bio-Oracle v3.0 (ERDDAP)
CHLA	MNE	0.05°	2000 - 2018	Bio-Oracle v3.0 (ERDDAP)
SAL	MNE	0.05°	2000 - 2019	Bio-Oracle v3.0 (ERDDAP)

* Remuestreada a una resolución de 0.05°

6.3.3 Datos de ocurrencia

Los datos de ocurrencia se obtuvieron a partir de diversas fuentes de datos de acceso libre (Tabla 4). Estos registros externos, filtrados específicamente para el área del POT y el periodo 2000-2020, se utilizaron exclusivamente en los modelos de distribución potencial (Modelado de Nicho Ecológico; sección 6.9.3). El objetivo de incorporar esta información fue complementar los datos biológicos obtenidos directamente de los cruceros prospectivos (lances positivos) y mejorar la representatividad espacial en los modelos de mayor cobertura geográfica, lo que permite capturar el gradiente ambiental completo de la distribución de las especies.

Tabla 4. Fuentes de datos de ocurrencia para el modelado de nicho ecológico. Se incluyen los identificadores de objeto digital (DOI, por sus siglas en inglés) para las consultas específicas en GBIF y el acceso general a OBIS, delimitados al área del Pacífico Oriental Tropical para el periodo 2000-2020.

Fuente		
Global Biodiversity Information Facility	GBIF	http://www.gbif.org/
<i>Balistes polylepis</i>		https://doi.org/10.15468/dl.waerxr
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>		https://doi.org/10.15468/dl.6kzcx4
<i>Sphoeroides annulatus</i>		https://doi.org/10.15468/dl.hjpy3b
<i>Haemulopsis elongatus</i>		https://doi.org/10.15468/dl.wgq5g4
<i>Diapterus brevirostris</i>		https://doi.org/10.15468/dl.jdzxrx
Ocean Biogeographic Information System	OBIS	https://www.obis.org/

6.4 Trabajo de laboratorio

6.4.1 Identificación taxonómica del material biológico

Los peces fueron separados por grupos taxonómicos, se identificaron hasta el nivel de especie usando las guías especializadas de Jordan y Evermann (1896), Meek y Hildebrand (1923), Miller y Lea (1976), Eschmeyer et al. (1983), Fischer et al. (1995) y Castro-Aguirre (1978). Los nombres vernáculos fueron tomados de Ramírez-Rodríguez (2013) y Robertson et al. (2024).

Ejemplares de referencia fueron fijados en formaldehído al 10 % y posteriormente preservados en alcohol etílico al 70 % en la colección ictiológica del CIBNOR, Unidad Guaymas.

Por cada lance se tomaron específicamente los siguientes datos para todas las especies de peces:

1. Peso total de la muestra (FAC).
2. Número de individuos por especie.
3. Peso total de todos los organismos de cada especie.

Por cada individuo se tomaron los siguientes datos:

1. Longitud total (mm).
2. Longitud estándar (mm).
3. Peso (g).
4. Sexo (H= hembras, M= machos, I= juveniles o indeterminados)
5. Madurez sexual (Estadios I, II, III, IV y V), según la escala morfocromática descrita por Nikolsky (1963).

6.5 Trabajo de gabinete

Con la finalidad de determinar las especies de peces de interés comercial más abundantes en la FAC, se revisó la información publicada en listados sistemáticos de peces de la FAC, como la presentada en la Tabla 1.

Otro de los criterios considerados para la selección de especies, fue la percepción de los principales actores del gremio de la pesca, es decir, los pescadores y los tomadores de decisiones del sector pesquero, esto es, información sobre el estatus comercial de las especies: si cuentan con valor o potencial de interés comercial.

Información pertinente reportada sobre las especies: longitud máxima, distribución, tipo de hábitat, profundidad, dieta, grupo alimenticio, nivel trófico, nivel de resiliencia, tiempo de duplicación, temperatura óptima (ventana térmica), vulnerabilidad a la pesca, estatus de conservación (Anexo A).

6.5.1 Procesamiento de datos

6.5.1.1 Cruceros

Las bases de datos requeridas para el análisis de distribución se dividieron en dos tipos: biológicas y bitácoras de lances.

La bitácora de lances se refiere a los datos georreferenciados de los lances realizados durante los muestreos. En este caso, se realizó un análisis exploratorio de la base de datos para identificar los datos anómalos (lances mal ubicados geográficamente, p. ej., dentro del continente) y corregirlos.

Las coordenadas geográficas se estandarizaron en formato decimal. Aquellos datos mal ubicados fueron reubicados mediante referencias a otros datos, como la fecha, el número de lance, la estación y la subzona. Asimismo, se determinó la distancia entre cada lance inicial y su respectivo final, de modo que, para cada lance, se le asignó un lance central o centroide. Con los sitios corregidos, se extrajeron las coordenadas y se sustituyeron en la base de datos para su posterior georreferenciación en QGIS 3.22 (QGIS Development Team, 2022).

Los datos biológicos se refieren a los lances positivos, es decir, aquellos en los que se obtuvieron capturas de las especies analizadas en este estudio. En esta base de datos se encuentran los lances georreferenciados con presencia de las especies, así como los datos biométricos y de sexado del organismo analizado en el laboratorio.

6.5.1.2 Variables ambientales

Para la caracterización del área de estudio, se utilizó un compuesto de imágenes satelitales de la temperatura superficial del mar (TSM, °C) y clorofila *a* (CHLA, mg·m⁻³) con una resolución espacial de 0.0125° (~1 km).

Para obtener los valores de TSM y CHLA, se seleccionaron cuidadosamente 120 subáreas en la costa oriental del GC, como se ilustra en la Fig. 9. Cada subárea tenía una extensión de 81 km² (9 x 9 km). Los valores medios de TSM y CHLA se derivaron a partir de aproximadamente 81 píxeles en cada subárea, lo que generó un total de 204 imágenes de SST y 204 de CHLA correspondientes al periodo de estudio comprendido entre 2002 y 2018. Este análisis abarcó un área total de 46,933 km², subdividida en las cinco zonas del área de estudio.

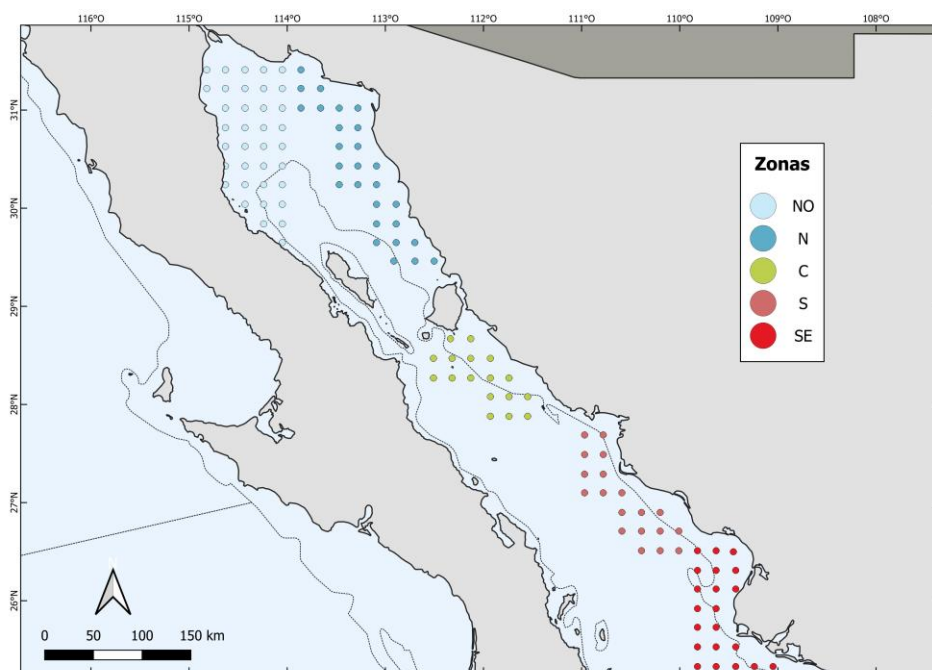


Figura 9. Malla de puntos seleccionada para obtener las variables ambientales.

6.6 Estructura poblacional

6.6.1 Estructura de tallas

Con la finalidad de obtener la estructura de tallas de cada especie, los datos de longitud total por especie fueron agrupados en intervalos de 10 mm y posteriormente se calculó la longitud media y su desviación estándar. Con el fin de identificar posibles diferencias significativas en la longitud media entre años, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, seguida de comparaciones por pares mediante el ajuste de Dunn (MacFarland y Yates, 2016).

Además, se empleó la prueba de Kolmogorov-Smirnov para comparar las distribuciones de tallas entre sexos y evaluar diferencias significativas en su estructura (Gotelli y Ellison, 2004).

6.6.2 Relación Longitud-Peso

La relación entre la longitud y el peso totales se estimó para todos los organismos analizados, así como por sexo y por año. Para ello, se utilizó el modelo potencial propuesto por Ricker (1975): $P = a * LT^b$, donde P es el peso total (g), LT es la longitud total (mm), a es el coeficiente de intercepto y b la pendiente o coeficiente de alometría. El coeficiente de correlación r se empleó como medida del ajuste del modelo.

Con la finalidad de evaluar el supuesto teórico de isometría ($b = 3$), se revisó si dicho valor se encontraba dentro del intervalo de confianza del 95% calculado para el parámetro b . Para determinar el tipo de crecimiento, se aplicó una prueba t de Student (Zar, 2014) que permitió contrastar el valor estimado de b con el valor isométrico. Se consideró crecimiento isométrico cuando $b = 3$ y alométrico cuando $b \neq 3$ (Ricker, 1975).

6.6.3 Proporción de sexos

La proporción hembra: macho (H:M) se estimó para cada especie durante todo el período del estudio. Se aplicó una prueba de chi-cuadrado (χ^2) para determinar si existían diferencias significativas en las proporciones de sexo, asumiendo como hipótesis nula una proporción esperada de 1:1.

6.7 Estimación de abundancia y biomasa

La abundancia absoluta se obtuvo mediante el método de área barrida, en el que se toman la biomasa (toneladas) y la abundancia (número de individuos) como indicadores de la abundancia absoluta. Se realizó la estimación por cuadrante, extrapolando al valor total a cada zona.

6.7.1 Método de área barrida

Las estimaciones de abundancia se realizaron a través del método de área barrida (Fig. 10) descrito en Sparre y Venema (1997):

$$a = D * rs * X^2 \quad (1)$$

$$D = V * t \quad (2)$$

Donde D es la distancia cubierta; V es la velocidad de desplazamiento de la red sobre el fondo; t es la duración del arrastre; rs es el tamaño de la relinga superior en metros; y $X2$ es la parte superior de la relinga, equivalente al ancho del sector barrido por la red de arrastre o a la apertura de las alas ($rs * X2$). Pauly (1980) propone un valor de $X2 = 0.5$ como el más adecuado.

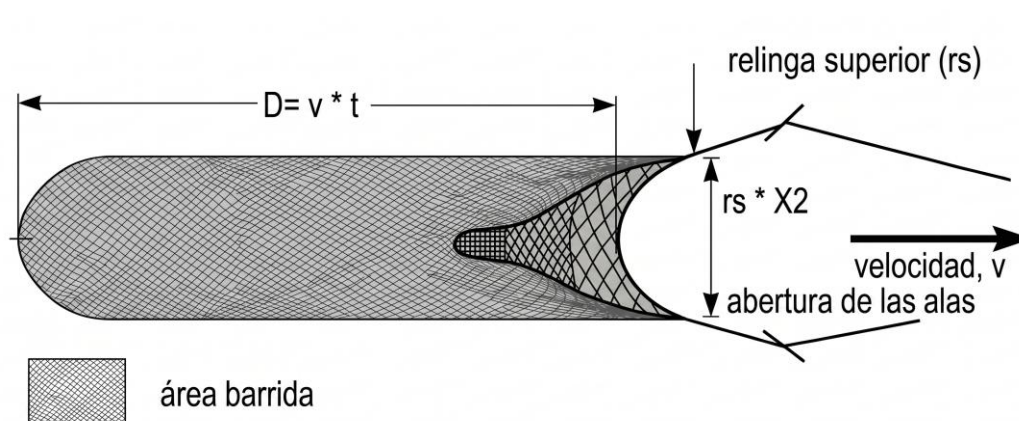


Figura 10. Área barrida por la red de arrastre. Fuente: Adaptado de Sparre y Venema (1997).

Para estimar la biomasa se utilizó la captura por unidad de área (cpua) calculando la captura en peso de cada lance por el área barrida, y está dada por la siguiente ecuación:

$$\frac{cp/t}{a/t} = \frac{cp}{a} \text{ Kg/km}^2 \quad (3)$$

Donde Cp es la captura en peso de un lance, t es el tiempo de duración del lance (estandarizado a horas), a es el área barrida.

La estimación de biomasa promedio por unidad de área se obtiene con la siguiente ecuación:

$$\bar{b} = \frac{\overline{cp/a}}{X1} \text{ Kg/km}^2 \quad (4)$$

La estimación de biomasa total está dada por:

$$B = \frac{(\overline{cp/a}) * A}{X1} \quad (5)$$

Donde $\overline{cp/a}$ es el promedio de la captura en número de organismos por unidad de área; $X1$ es la proporción retenida de la especie presente en el área barrida, o capturabilidad; y A es el tamaño total del área de estudio en km^2 .

El valor de $X1$ se sitúa entre 0.5 y 1, pero para nuestro estudio se tomó el valor de 0.65, debido a que se requiere experimentación para determinar el valor de cada especie (Rábago-Quiroz et al., 2011) y, en general, se utiliza este valor en trabajos de reconocimiento (Saeger et al., 1976).

Posteriormente, con el fin de obtener mayor precisión, se estratificó el área, lo que permitió estimar la biomasa de cada zona del área de estudio. Esto se logró mediante la ecuación para la estimación de biomasa de forma estratificada de Sparre y Venema (1997).

$$B = \frac{A}{X1} * \frac{1}{n} \sum_{t=1}^v Ca(i) = \frac{A}{X1} * \overline{Ca} \quad (6)$$

Mediante este método, se estimó el área barrida para cada lance, seguida de la estimación de la biomasa total en cada cuadrante (multiplicándola por el área de dicho cuadrante; tabla 2).

Finalmente, la suma de la biomasa de los cuadrantes permitió estimar la biomasa total de cada zona.

6.8 Distribución espacial (latitudinal y batimétrica)

Para la distribución de las especies de peces componentes de la FAC, se tomaron como referencia dos enfoques: el primero, delimitando los cuadrantes correspondientes a cada zona del área de estudio (Fig. 8); y el segundo, por profundidad.

En el primer caso, se tomaron como indicadores de la distribución aquellos lances en los que se registró presencia de alguna de las especies; dichos lances se conocen como “lances positivos”. Una vez señalados los lances positivos, se ubicaron en los cuadrantes delimitados y se consideraron parte de alguna de las zonas del estudio.

En el segundo caso, se consideraron tres estratos de profundidad: plataforma somera (< 20 m), plataforma intermedia (20-40 m) y plataforma profunda (> 40 m).

Los datos de profundidad de cada lance fueron proporcionados por la bitácora de cada crucero; en caso de no contar con el dato, se tomó la coordenada georreferenciada del lance y se obtuvo el valor de profundidad correspondiente mediante el uso del sistema de información geográfica.

6.9 Relación recurso-ambiente

6.9.1 Análisis de Varianza Multivariado Permutacional

Para evaluar los efectos de las variables temporales y espaciales sobre la biomasa de peces, se realizó un Análisis de Varianza Multivariado Permutacional (PERMANOVA, por sus siglas en inglés) (Anderson, 2017) utilizando el paquete *vegan* en R (R Core Team, 2024) y la función *adonis2* (Oksanen et al., 2024). Este análisis evaluó la influencia del Año, la Zona y los estratos de Profundidad, así como sus interacciones, sobre la biomasa de cinco especies de peces. Los datos de biomasa se transformaron usando el logaritmo natural más 1 [$\log(x+1)$] para reducir la dispersión de los datos causada por las especies altamente abundantes, y se emplearon 99,999 permutaciones para evaluar la significancia estadística (Anderson, 2017; Legendre y Legendre, 2012).

Para representar gráficamente los patrones espaciales y temporales de la biomasa, se generaron gráficos de Escalamiento Multidimensional No Métrico (nMDS, por sus siglas en inglés; Oksanen et al., 2024). Los análisis de nMDS se basaron en matrices de disimilitud de Bray-Curtis para los datos originales, y en matrices de distancia euclidiana para los datos log-transformados (Ricotta y Pavoine, 2022).

Cuando se detectaron interacciones significativas, se realizaron comparaciones por pares de los niveles de los factores mediante pruebas post hoc, como el análisis de porcentaje de similitud (SIMPER). Esto permitió determinar las especies que más contribuyen a la similitud dentro de cada grupo y a las diferencias entre ellos (Clarke, 1993).

Finalmente, se llevó a cabo un Análisis de Componentes Principales (PCA, por sus siglas en inglés) para identificar los sitios y especies con mayor contribución a la variabilidad de la biomasa, lo que proporcionó información sobre los patrones generales de distribución entre años y zonas de estudio (Kurita, 2021).

6.9.2 Modelos Aditivos Generalizados

La influencia que las variables ambientales tienen sobre la abundancia se cuantificó utilizando modelos aditivos generalizados (GAM, por sus siglas en inglés) utilizando la siguiente fórmula:

$$g(\mu_i) = \alpha + \sum_{j=1}^p f_j(X_i) \quad (7)$$

Donde g es la función de enlace, α es el intercepto, X_i son las variables predictoras, y f_j son funciones de suavizado (Hastie y Tibshirani, 1990).

Para la construcción de estos modelos, se consideró como variable de respuesta la suma mensual de la biomasa de cada especie ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), mientras que las variables predictoras incluyeron la TSM, la concentración promedio mensual de CHLA y el MEI (Tabla 3).

Los modelos fueron construidos usando el método de regresión stepwise hacia adelante, añadiendo las variables predictoras una a la vez (Silhavy et al., 2017). Este método realiza pruebas de ANOVA cada vez que se añade una variable, lo que permite determinar cuáles explican de forma significativa la variación de la variable de respuesta.

Se utilizó el criterio de información de Akaike (AIC) para ponderar la complejidad del modelo (número de parámetros, K) y la bondad de ajuste (Akaike, 1974), adicionalmente fue usado para encontrar el modelo mínimo adecuado con el criterio del AIC más bajo.

6.9.3 Modelado de Nicho Ecológico

Para caracterizar la distribución potencial de las cinco especies de peces demersales y proyectar sus cambios bajo escenarios de cambio climático, se aplicó un enfoque de modelado de nicho ecológico (MNE). Los MNE permiten estimar la idoneidad del hábitat a partir de registros de ocurrencia y de variables ambientales, bajo el principio de máxima entropía (Phillips et al., 2006, 2017).

6.9.3.1 Insumos

6.9.3.1.1 Variables ambientales actuales

Se seleccionaron cuatro variables ambientales con base en su relevancia biológica para especies demersales y costeras: TSM ($^{\circ}\text{C}$), CHLA ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$), SAL (PSU) y Prof (m). Las capas ambientales para condiciones actuales se obtuvieron de la base de datos Bio-Oracle v3.0 (Assis et al., 2024; Tabla 3), con una resolución espacial de 0.05° (~ 5.5 km por píxel), correspondientes a promedios

climatológicos para los periodos 2000-2019 (TSM y SAL) y 2000-2018 (CHLA). La capa batimétrica se derivó del modelo ETOPO 2022 (NOAA) y se remuestreó a la misma resolución mediante interpolación bilineal.

Para evitar problemas de colinealidad entre las variables predictoras, se realizó un análisis de correlación de Pearson y se calcularon los factores de inflación de la varianza (VIF). Siguiendo el criterio de Zuur et al. (2009), se retuvieron las variables con $VIF < 5$. Todas las variables seleccionadas cumplieron este criterio ($VIF < 1.2$), lo que confirma su independencia estadística.

6.9.3.1.2 Escenarios de cambio climático

Para proyectar la distribución potencial futura de las especies, se utilizaron escenarios climáticos derivados del Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6), disponibles en Bio-Oracle v3.0 (Tabla 5). Se consideraron dos Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSP, por sus siglas en inglés): SSP2-4.5 (escenario intermedio de emisiones) y SSP5-8.5 (escenario de altas emisiones). Las proyecciones se obtuvieron para dos horizontes temporales: 2050 (promedio 2040-2060) y 2090 (promedio 2080-2090), para las variables TSM, CHLA y SAL. La profundidad se mantuvo constante, asumiendo que no hay cambios geomorfológicos significativos a la escala temporal del estudio.

Tabla 5. Variables ambientales para escenarios de cambio climático. SSP = Trayectoria Socioeconómica Compartida; TSM = temperatura superficial del mar; CHLA = clorofila α ; SAL = salinidad; PSU = unidades prácticas de salinidad.

Variable	Unidades	Resolución	Escenario	Temporalidad	Fuente
TSM	°C	0.05°	SSP2-4.5	2020-2100	Bio-Oracle v3.0 (ERDDAP)
			SSP5-8.5	2020-2100	Bio-Oracle v3.0 (ERDDAP)
CHLA	mg·m ⁻³	0.05°	SSP2-4.5	2020-2100	Bio-Oracle v3.0 (ERDDAP)
			SSP5-8.5	2020-2100	Bio-Oracle v3.0 (ERDDAP)
SAL	PSU	0.05°	SSP2-4.5	2020-2100	Bio-Oracle v3.0 (ERDDAP)
			SSP5-8.5	2020-2100	Bio-Oracle v3.0 (ERDDAP)

6.9.3.1.3 Ocurrencias

Los registros de ocurrencia se compilaron integrando tres fuentes de datos (Tabla 4): (1) datos de pesca de arrastre provenientes de cruceros prospectivos estandarizados (FAC), descritos en la sección 6.3.1; (2) registros del Global Biodiversity Information Facility (GBIF); y (3) registros del

Ocean Biogeographic Information System (OBIS). Los datos de GBIF y OBIS se descargaron para el periodo 2000-2020, restringidos al área del POT. Los registros de la FAC corresponden a lances positivos realizados durante los cruceros prospectivos en el GC entre 2002 y 2018.

Las búsquedas se realizaron de dos formas: primero, considerando el nombre científico actualmente reconocido a nivel internacional, basado en el Catálogo de Peces de Fricke et al. (2026); y segundo, revisando la literatura científica (Fischer et al., 1995; Fricke et al., 2026; Froese y Pauly, 2025; Love et al., 2005; Robertson et al., 2024) para identificar registros adicionales mediante las sinonimias reconocidas de cada especie.

La información proveniente de bases de datos de acceso libre no se restringió al GC, sino que se consideraron todos los registros disponibles dentro del POT, el área de distribución reportada para las especies. Esta decisión se tomó teniendo en cuenta la necesidad de obtener una imagen clara de la distribución total de cada especie, que abarque el espacio y las condiciones ambientales en los que se desarrollan sus poblaciones, con el fin de generar modelos de distribución potencial más precisos tanto en su área de distribución como en el GC.

Para minimizar sesgos de muestreo y de autocorrelación espacial, se aplicó un filtro de adelgazamiento espacial (spatial thinning) de 5 km (Aiello-Lammens et al., 2015; Boria et al., 2014), alineando la resolución de los registros con la de las variables predictoras (~5.5 km). Tras la depuración y el adelgazamiento, el conjunto final consistió en 582 registros independientes de las cinco especies.

6.9.3.2 Calibración y evaluación de los modelos

Los modelos se calibraron utilizando un fondo (background) de 10,000 puntos aleatorios muestreados en el POT para representar el espacio ambiental disponible. Se restringieron las clases de características a funciones lineales, cuadráticas y de bisagra (linear, quadratic, hinge), lo que permite capturar respuestas simples y no lineales (Phillips y Dudík, 2008).

El conjunto de datos de ocurrencia se particionó aleatoriamente en subconjuntos de entrenamiento (70%) y de prueba (30%). Los modelos finales se entrenaron con el 70% de los datos y se evaluaron con el 30% restante utilizando el área bajo la curva ROC (AUC) y el estadístico

True Skill Statistic (TSS). Adicionalmente, se realizó una validación cruzada de 5×10 pliegues (5 pliegues y 10 repeticiones) para obtener estimaciones robustas del desempeño de los modelos. Los valores de AUC superiores a 0.9 indican una capacidad discriminativa excelente (Swets, 1988), mientras que valores de TSS > 0.8 se consideran "casi perfectos" (Allouche et al., 2006; Landis y Koch, 1977).

6.9.3.3 Generación de mapas de idoneidad y proyecciones

Se emplearon los modelos calibrados para generar mapas continuos de la idoneidad del hábitat (de 0 a 1) bajo las condiciones actuales. Para proyectar cambios futuros, estos modelos se aplicaron a las capas ambientales de los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5 para los años 2050 y 2090.

Para facilitar las comparaciones espaciales, los mapas continuos se convirtieron en mapas binarios de presencia-ausencia utilizando el umbral de máxima sensibilidad más especificidad (MTSS; Liu et al., 2013). Con base en estos mapas binarios, se cuantificaron los cambios en el hábitat adecuado, clasificando las áreas en: pérdida (área adecuada en el presente, no adecuada en el futuro), ganancia (área no adecuada en el presente, adecuada en el futuro) y persistencia (área adecuada en ambos períodos). Los cambios se expresaron como porcentaje del área ganada o perdida respecto a la distribución actual.

Para cuantificar la similitud entre las distribuciones potenciales de las especies, se calculó el índice *D* de Schoener (Schoener, 1968) a partir de los mapas continuos de idoneidad. Este índice varía de 0 (sin solapamiento) a 1 (distribuciones idénticas) y se utiliza ampliamente en estudios de nicho ecológico (Warren et al., 2008).

6.9.3.4 Análisis de cambios en la distribución

Para evaluar la magnitud y dirección de los desplazamientos potenciales, se calculó el centroide geográfico del hábitat adecuado (mapa binario) para cada especie y en cada escenario y horizonte temporal. Se analizaron el desplazamiento (km) y la dirección (rumbo en grados) de cada centroide, siguiendo las aproximaciones empleadas en biogeografía marina para cuantificar los cambios en el rango de distribución (Pinsky et al., 2013, 2020).

Adicionalmente, para evaluar los cambios en la estructura de la comunidad, se generaron mapas de riqueza de especies sumando las capas binarias de las cinco especies para cada escenario y horizonte temporal. La riqueza resultante varió entre 0 y 5 especies por celda de cuadrícula. Se calculó el área (km²) correspondiente a cada categoría de riqueza utilizando el paquete *terra* en R (versión 4.4.2; Hijmans, 2025).

7. RESULTADOS

7.1 Lances

Se analizaron 19 cruceros prospectivos efectuados en julio y agosto, durante el período de veda al camarón, que registraron 947 lances a lo largo de la costa oriental del Golfo de California. En la Fig. 11 se observa la distribución de los lances durante este periodo, que abarca todas las zonas delimitadas (NO, N, C, S, SE). La totalidad del área de estudio, es decir, la suma de las áreas de las cinco zonas abarca 35,235.4 km² y se distribuye en 26 cuadrantes a lo largo de la zona (Fig. 8). En la Tabla 2 se muestra el área de cada cuadrante.

La Tabla 6 y la Fig. 11 muestran los lances totales por año, lo que evidencia que no todos los años se realizaron lances en toda el área de estudio. Solamente en 2004, 2008 y 2016 se realizaron lances en todas las zonas. En 2005 no se muestreó en la zona NO; en 2015, 2017 y 2018 solo se realizaron lances en las zonas C, S y SE; y en 2011 fue el único año en el que se realizaron lances únicamente en las zonas N y NO.

Tabla 6. Lances totales y positivos por año realizados en el Golfo de California durante el período de veda al camarón.

Año	Meses	Zonas	Lances totales
2002	Julio-agosto	C, S y SE	33
2003	Julio	N, S, SE	37
2004	Julio-agosto	Todas las zonas	111
2005	Agosto	N, C, S, SE	56
2008	Julio-agosto	Todas las zonas	138
2011	Julio-agosto	NO y N	35
2015	Julio	C, S y SE	156
2016	Julio-agosto	Todas las zonas	173
2017	Julio-agosto	C, S y SE	100
2018	Julio-agosto	C, S y SE	108

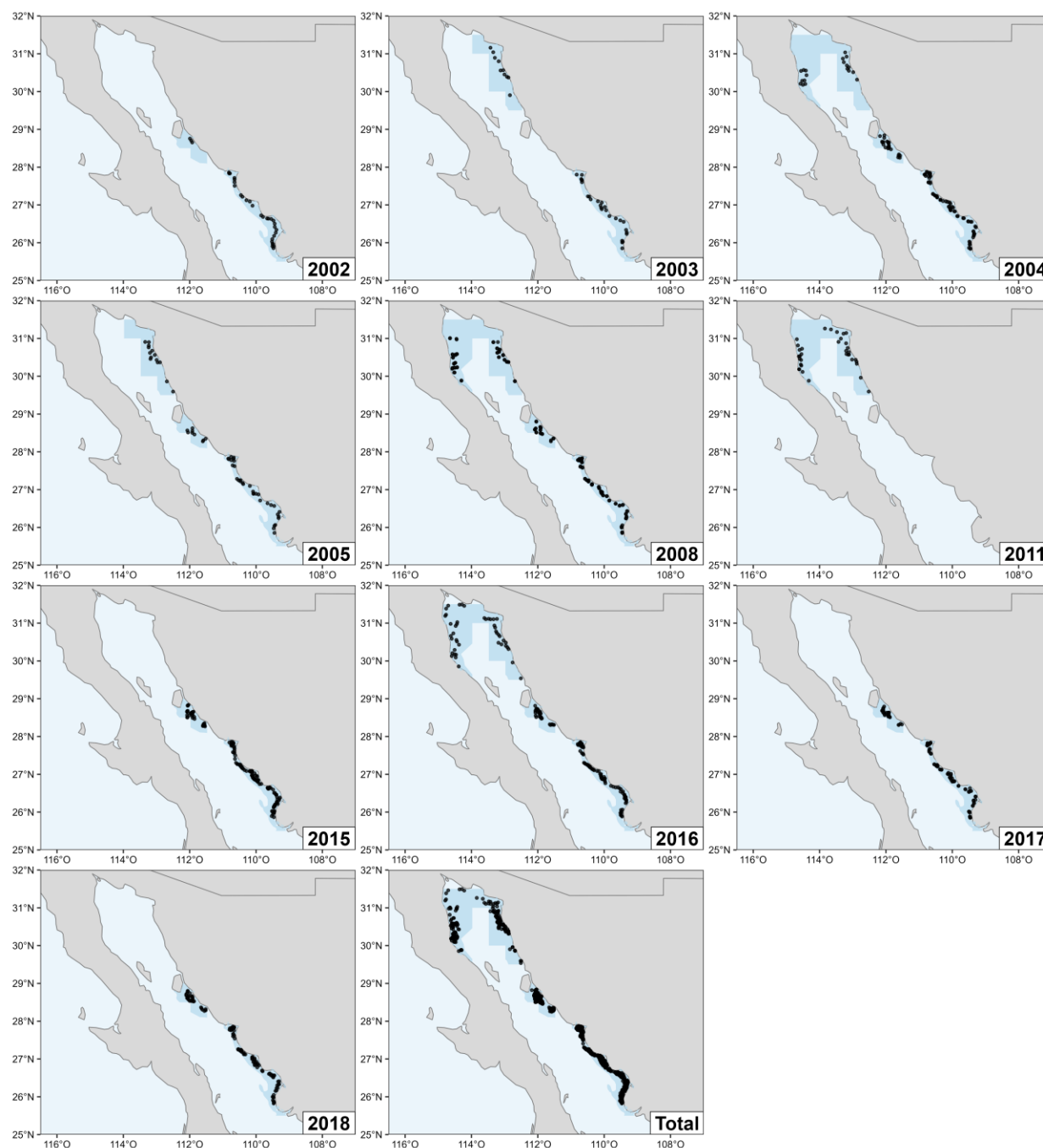


Figura 11. Lances totales (globales) y por cada año muestreado. Los puntos negros representan todos los lances efectuados en el periodo 2002-2018. El área sombreada representa las zonas donde se efectuaron los lances durante el año correspondiente.

7.2 Profundidades de arrastre

La profundidad del área en la que se realizaron los lances varió entre 5 y 69 m (~3 y 38 brazas), con una profundidad promedio de 24 m (~13 brazas). Esto se debe, en general, a que la mayoría de los lances se realizaron en la zona cercana a la costa. La zona en la que se realizaron lances con

mayor profundidad fue la NO, con una profundidad media de 31.5 m (D.E. 13), y profundidades mínima y máxima de 9 y 69 m, respectivamente. Esta zona, junto con la S, presentó el rango de profundidad de arrastre más amplio de todos. Por otra parte, la zona SE presentó el rango de profundidad más pequeño y lances de menor profundidad, con una profundidad media de 18.5 m (D.E. 8), y profundidades mínima y máxima de 5 y 35 m, respectivamente (Fig. 12).

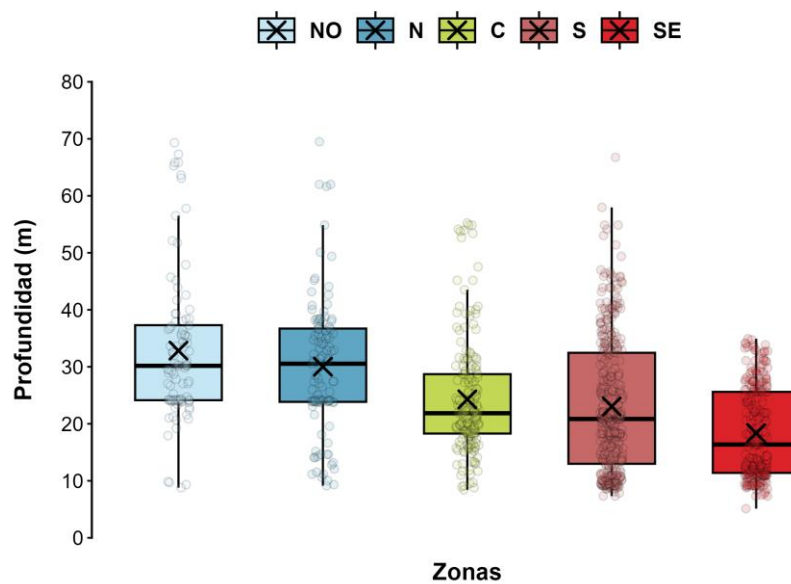


Figura 12. Profundidad de los lances totales por zona. Las líneas internas representan la mediana, la equis la media y las cajas los cuartiles.

Al igual que las zonas, la profundidad presentó variaciones entre los años (Fig. 13) con valores promedio que oscilaron entre 5 y 69 m. El año con la mayor profundidad media fue 2008, con 26 m, mientras que el año con la menor fue 2002, con 20.8 m, seguido de 2015 y 2018, con 21.5 m y 21.4 m, respectivamente.

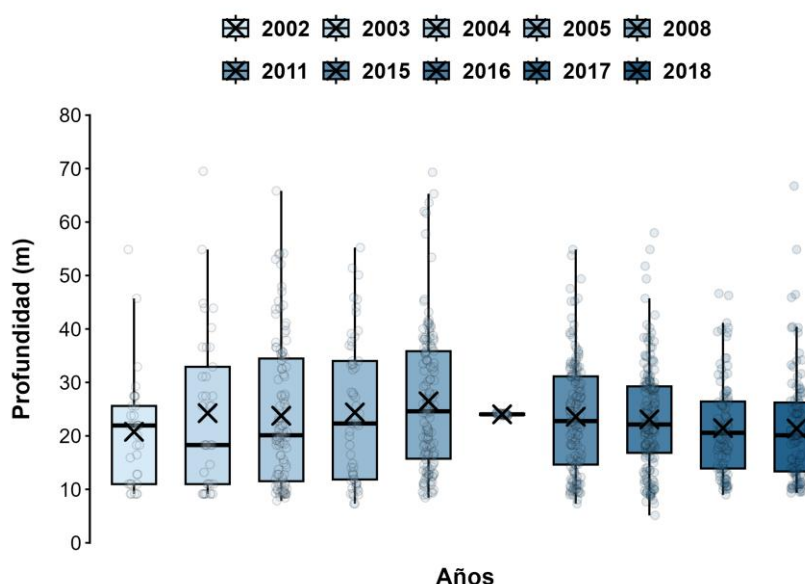


Figura 13. Profundidad de los lances totales por año muestreado. Las líneas internas representan la mediana, la equis la media y las cajas los cuartiles.

7.3 Distribución de lances por estrato de profundidad

La distribución de los lances por estrato se dividió en tres categorías: < 20 m, 20-40 m y > 40 m. Durante el periodo 2002-2018, se observó que el 50 % de los lances se realizaron en el estrato de 20-40 m, seguido del 42 % en el estrato de < 20 m, mientras que el estrato de > 40 m representó el 8 % de los lances (Fig. 14).

La profundidad también varió según la zona. La zona NO fue la que presentó el mayor porcentaje de lances a profundidades superiores a 40 m, seguida de la zona N, mientras que la zona SE no presentó lances en este estrato. En las cinco zonas, el mayor porcentaje de lances se registró en el estrato de profundidad de 20-40 m, especialmente en las zonas NO y N, excepto en la zona SE, que presentó más del 58 % en el estrato de profundidad inferior a 20 m (Fig. 14).

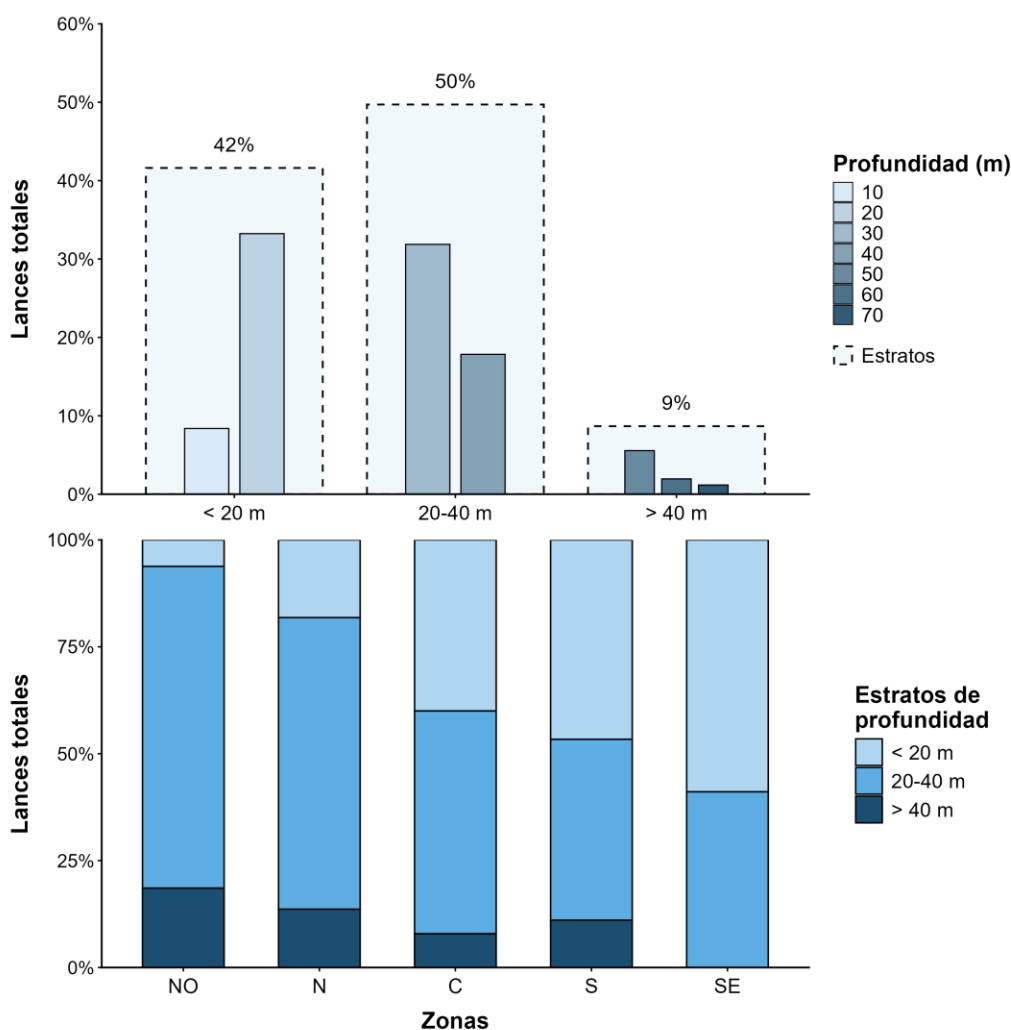


Figura 14. Porcentaje de lances totales por estrato de profundidad y zona.

7.4 Distribución de lances por latitud

La mayoría de los lances se registraron dentro del rango geográfico de 26° a 29° de latitud N, latitudes representadas principalmente por las zonas S y SE, que en conjunto representaron el 63 % de los lances totales. Asimismo, se registró una cantidad importante de lances en la latitud cercana a 31° N (Fig. 15, parte derecha), lo que corresponde a las zonas N y NO, donde se registró el 18 % de los lances. Finalmente, la zona C representó el 19 % de los lances (Fig. 15).

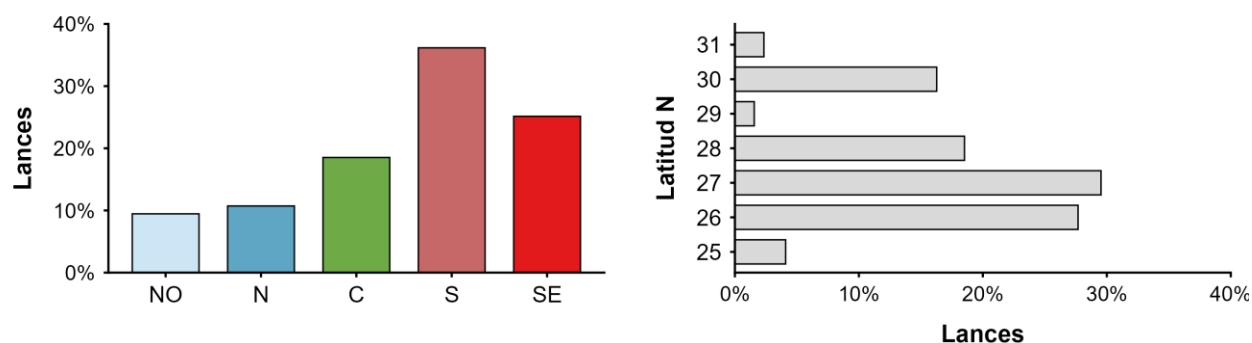


Figura 15. Distribución de los lances efectuados según la latitud y las zonas.

7.5 Lances positivos

De los 947 lances realizados, solo el 15.5 % resultó positivo, es decir, se registró la presencia de al menos una de las cinco especies estudiadas. Las especies con mayor porcentaje de presencia o de lances positivos en relación con el total de lances efectuados fueron el cochito *B. polylepis* (9.4 %) y el botete *S. annulatus* (7.6 %), mientras que la que presentó el menor porcentaje de lances positivos fue la mojarra aleta amarilla *D. brevirostris* (3.4 %) (Fig. 16, parte derecha).

Por otro lado, el porcentaje de presencia respecto del total de lances positivos (147) mostró un comportamiento similar, siendo *B. polylepis* (61 %), *S. annulatus* (49 %) y *P. maculatofasciatus* (46 %) las especies con mayor porcentaje de presencia en dichos lances. La especie con el menor porcentaje de lances positivos fue *D. brevirostris* (22 %) (Fig. 16, parte izquierda). En la Tabla 7 se muestra la cantidad de lances positivos obtenidos cada año, así como los de cada especie.

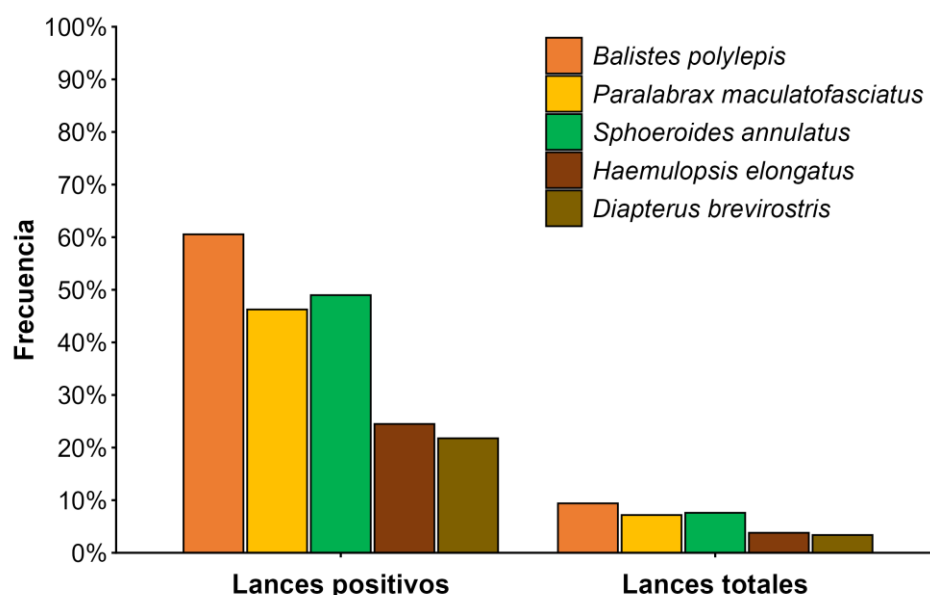


Figura 16. Porcentaje de frecuencia de lances positivos de cada especie por lances totales y por lances positivos. Las barras de la izquierda representan el porcentaje de cada especie en el total de lances positivos, mientras que las de la derecha representan el porcentaje en el total de lances realizados.

Tabla 7. Lances positivos por año de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento de la pesquería de camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018.

Año	Lances positivos	Lances positivos por especie				
		<i>B. polylepis</i>	<i>P. maculatofasciatus</i>	<i>S. annulatus</i>	<i>H. elongatus</i>	<i>D. brevirostris</i>
2002	15	5	10	2	2	4
2003	6	2	5	0	0	1
2004	19	12	8	14	7	4
2005	15	10	8	7	6	4
2008	6	3	1	5	2	1
2011	21	12	14	12	12	0
2015	22	16	10	12	3	2
2016	29	18	6	13	2	13
2017	8	7	3	4	1	2
2018	6	4	3	3	1	1
Total	147	89	68	72	36	32

La profundidad media de los lances positivos para cada especie se situó entre 21 y 24 m, con profundidades mínimas de 7 a 9 m, mientras que la profundidad máxima de los lances positivos entre especies varió entre 46 y 62 m (Tabla 8). La especie con el rango de distribución batimétrica más amplio en este estudio fue el botete (*S. annulatus*), que también se encontró a la mayor profundidad registrada en los lances positivos, seguido de la cabrilla arenosa (*P.*

maculatofasciatus). Por otra parte, el resto de las especies mostró un rango batimétrico más reducido, con una profundidad máxima de 46 m (Fig. 17).

Tabla 8. Profundidad media, mínima y máxima por lance en que se registró al menos un individuo de cada especie. La profundidad está en metros.

Especies	Media	Mínima	Máxima
<i>Balistes polylepis</i>	22	7	46
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	21	9	54
<i>Sphoeroides annulatus</i>	24	9	62
<i>Haemulopsis elongatus</i>	22	9	46
<i>Diapterus brevirostris</i>	22	9	46

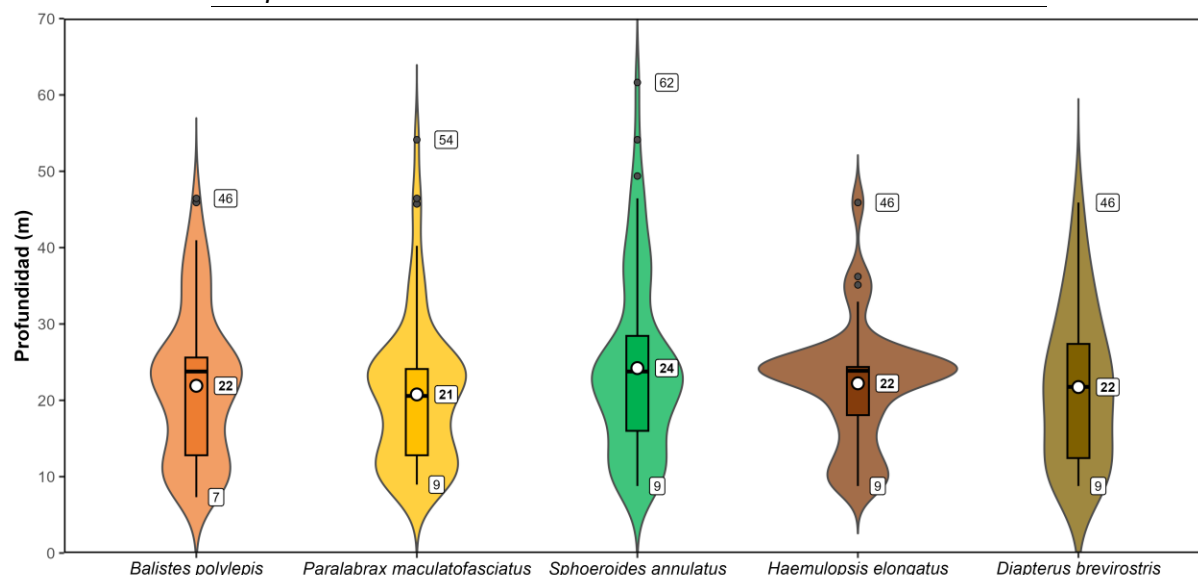


Figura 17. Rango batimétrico (m) de los lances positivos de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento de la pesquería de camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018. El ancho de cada gráfico de violín representa la densidad de registros a lo largo del gradiente batimétrico; las líneas horizontales internas representan la mediana, las cajas los cuartiles, el punto blanco en el centro muestra el valor medio y las etiquetas numéricas señalan la profundidad mínima (inferior) y máxima (superior) registradas para cada especie.

7.6 Número de organismos capturados

Se capturaron 2,427 organismos de las cinco especies. Este dato representa el número total de organismos en las muestras colectadas de la FAC, por lo que constituye el total de dicha FAC.

Se colectaron un total de 567 organismos de *B. polylepis*, 339 de *P. maculatofasciatus*, 306 de *S. annulatus*, 433 de *H. elongatus* y 722 de *D. brevirostris*. En la Tabla 9 se muestra el total de organismos capturados por año. En 2011 no hubo captura de *D. brevirostris*, ya que ese año solo

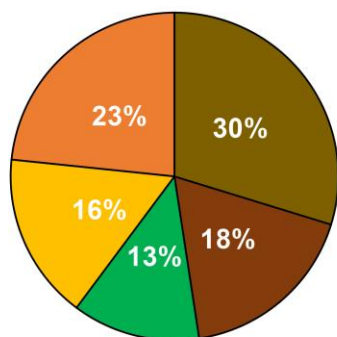
se realizaron lances en las zonas N y NO, y esta especie solo se distribuye en los primeros 2/3 del GC, según lo reportan Robertson et al. (2024).

Las especies con mayor frecuencia relativa fueron *B. polylepis* y *D. brevirostris*, ambas con un 24 % cada una, seguidas de *P. maculatofasciatus* y *H. elongatus*, con un 20% y un 19%, respectivamente, mientras que *S. annulatus* presentó solo un 13 %. Esta misma tendencia se observó en el peso total (g) que cada especie representó en los lances. Sin embargo, se observa un aumento claro en el porcentaje de *B. polylepis* (45 %; Fig. 18), ya que es la especie de mayor tamaño entre las cinco, en contraste con *D. brevirostris* (12 %).

Tabla 9. Número total de organismos capturados por año para las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento de la pesquería de camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018.

Año	Número total de organismos capturados				
	<i>B. polylepis</i>	<i>P. maculatofasciatus</i>	<i>S. annulatus</i>	<i>H. elongatus</i>	<i>D. brevirostris</i>
2002	19	85	6	9	134
2003	4	47	0	0	97
2004	102	87	130	79	53
2005	55	23	35	39	40
2008	22	1	16	9	4
2011	51	55	45	253	0
2015	161	33	23	32	16
2016	85	27	42	8	362
2017	53	10	6	1	8
2018	15	31	3	3	8
Total	567	399	306	433	722

Organismos capturados



Peso total

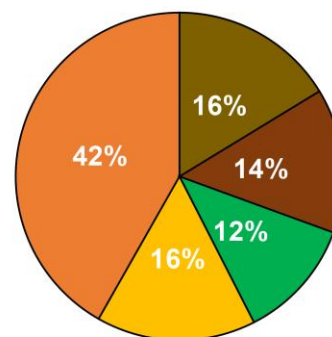


Figura 18. Porcentaje de organismos capturados y peso total de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento de la pesquería de camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018.

7.7 Estructura poblacional

7.7.1 Estructura de tallas

En general, la mayoría de los organismos recolectados correspondieron a tallas pequeñas, con una longitud total media de 157 mm (± 48 mm DE). En la tabla 10 se presentan la longitud total y el peso correspondientes a hembras y machos de cada especie.

Con el objetivo de obtener una visión integral de la distribución de frecuencias de las tallas, se calculó la estructura de tallas utilizando la totalidad de los datos muestreados de cada especie (Fig. 19). Los individuos de *B. polylepis* presentaron un rango de tallas de 417 a 45 mm, mientras que los de *P. maculatofasciatus* mostraron tallas entre 357 y 75 mm. Por su parte, los ejemplares de *S. annulatus* oscilaron entre 80 y 305 mm; los de *H. elongatus*, entre 120 y 310 mm; y los de *D. brevirostris*, entre 111 y 215 mm.

Tabla 10. Estadística descriptiva de la longitud total y del peso de las especies analizadas. Los datos incluyen el número de organismos capturados en la submuestra (*n*), los rangos (min-max) y los promedios, acompañados de su desviación estándar (*D.E.*), para la población total, hembras y machos capturados como pesca incidental. Longitud en milímetros y peso en gramos.

Especies	<i>n</i>	Longitud total (mm)		Peso (g)	
		Rango	Media $\pm$ D.E.	Rango	Media $\pm$ D.E.
<i>Balistes polylepis</i>	566	45 - 417	170 $\pm$ 75.3	1.7 - 1,344	132 $\pm$ 167.0
Hembra	150	61 - 410	204.1 $\pm$ 82.7	4.7 - 873.8	200.6 $\pm$ 198.9
Macho	66	75 - 417	179.5 $\pm$ 59.5	8.5 - 1,344	137.7 $\pm$ 185.9
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	405	75 - 357	141 $\pm$ 14.4	6.7 - 651	43.7 $\pm$ 76.7
Hembra	120	109 - 322	175.7 $\pm$ 34.6	13 - 400	81.8 $\pm$ 59.3
Macho	46	127 - 357	182.7 $\pm$ 35.4	25.6 - 651	88.7 $\pm$ 91.9
<i>Sphoeroides annulatus</i>	304	80 - 305	171 $\pm$ 28.0	6 - 700	58.7 $\pm$ 29.6
Hembra	83	94 - 302	161.3 $\pm$ 50.2	16 - 700	108.1 $\pm$ 117.3
Macho	38	90 - 285	159.3 $\pm$ 52.8	12.5 - 558.2	113.2 $\pm$ 121.9
<i>Haemulopsis elongatus</i>	433	120 - 310	166 $\pm$ 35.9	20 - 251.2	70.3 $\pm$ 59.8
Hembra	218	120 - 310	171.6 $\pm$ 28.5	20 - 251.2	59 $\pm$ 30.9
Macho	157	120 - 290	167.1 $\pm$ 28.7	20.6 - 199.1	54.7 $\pm$ 26.7
<i>Diapterus brevirostris</i>	658	111 - 215	135 $\pm$ 48.2	14.7 - 144.5	68.8 $\pm$ 95.2
Hembra	159	114 - 186	147.4 $\pm$ 13.1	17.4 - 90.4	45 $\pm$ 13.1
Macho	89	122 - 186	145.9 $\pm$ 13.4	22.8 - 92.3	44 $\pm$ 13.6

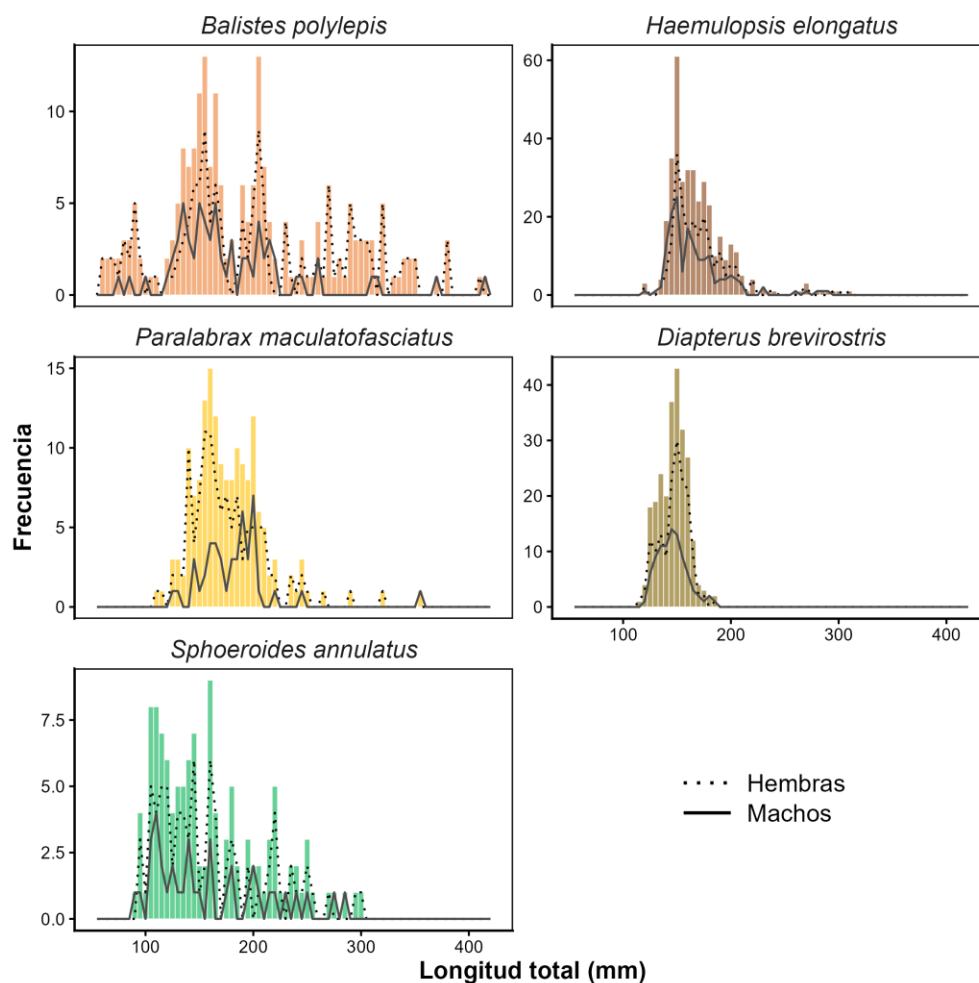


Figura 19. Histograma de frecuencias de las cinco especies de peces de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el período 2002-2018.

La prueba de Kolmogorov-Smirnov no indicó diferencias significativas en la distribución de tallas entre sexos para la mayoría de las especies analizadas (*P. maculatofasciatus*: $D = 0.189$, $p = 0.13$; *S. annulatus*: $D = 0.107$, $p = 0.85$; *H. elongatus*: $D = 0.132$, $p = 0.0833$; *D. brevirostris*: $D = 0.151$, $p = 0.1496$) (Fig. 20). La única excepción fue *B. polylepis*, donde se observó una diferencia estadísticamente significativa ($D = 0.245$, $p = 0.0053$). Esta diferencia se atribuyó a que las hembras presentaron una longitud media de 204.1 mm, mientras que los machos alcanzaron 179.5 mm.

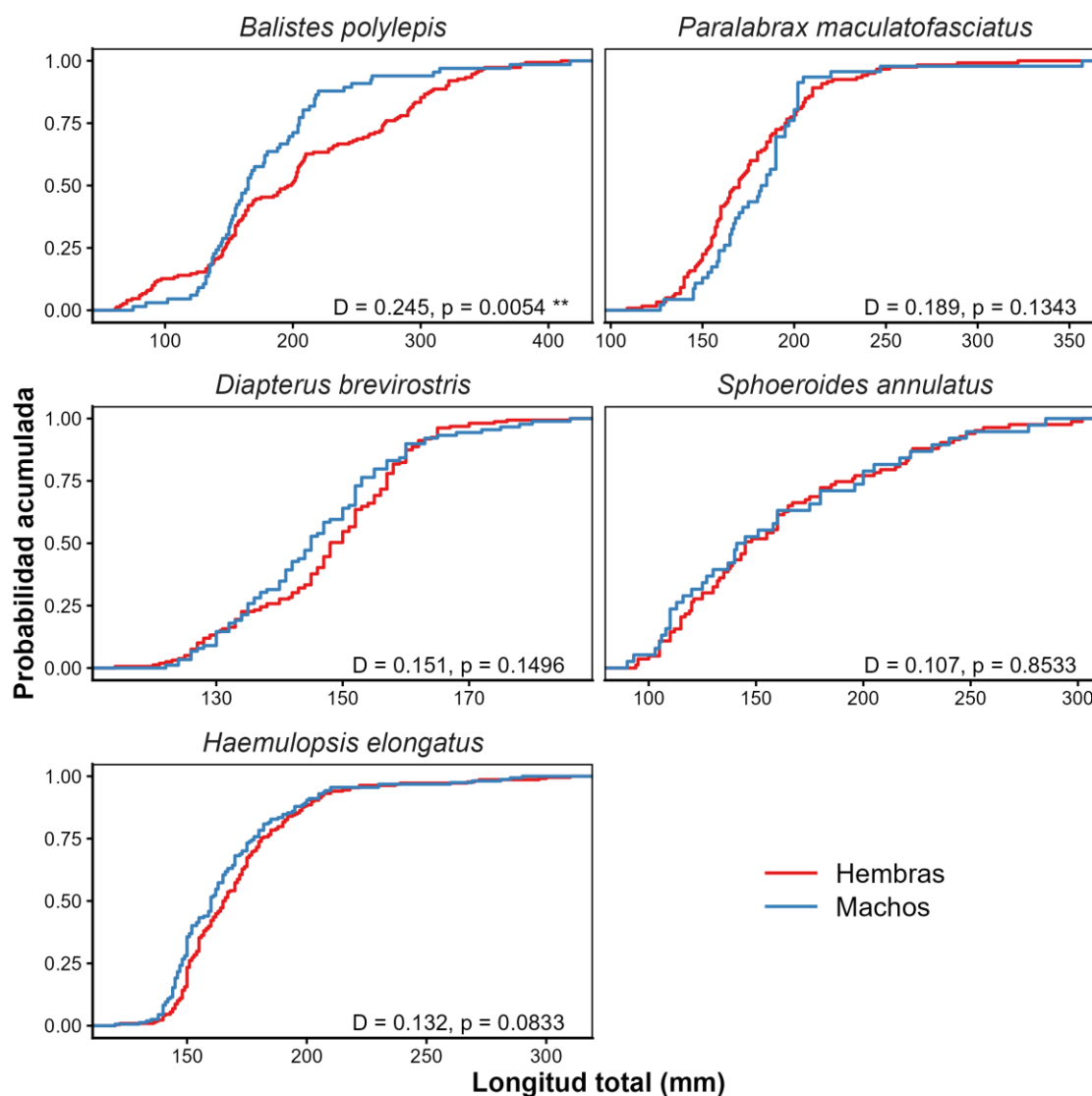


Figura 20. Comparación de las distribuciones de longitud total entre sexos para las cinco especies de peces de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018. Se muestran el estadístico D y el p -valor de la prueba de Kolmogorov-Smirnov para comparar las distribuciones entre sexos. Valores estadísticamente significativos: *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$.

7.7.2 Talla media

La Fig. 21 muestra las variaciones en la talla media de cada especie analizada. Este análisis se centró en identificar posibles cambios en la talla de los organismos a lo largo del tiempo. Las pruebas de Kruskal-Wallis y las comparaciones de Dunn revelaron diferencias significativas en la longitud entre años para todas las especies ($p < 0.05$). En particular, los años 2008 y 2016 fueron identificados como períodos críticos para *B. polylepis* y *D. brevirostris*, debido a los cambios marcados en las tallas promedio observados en esos años.

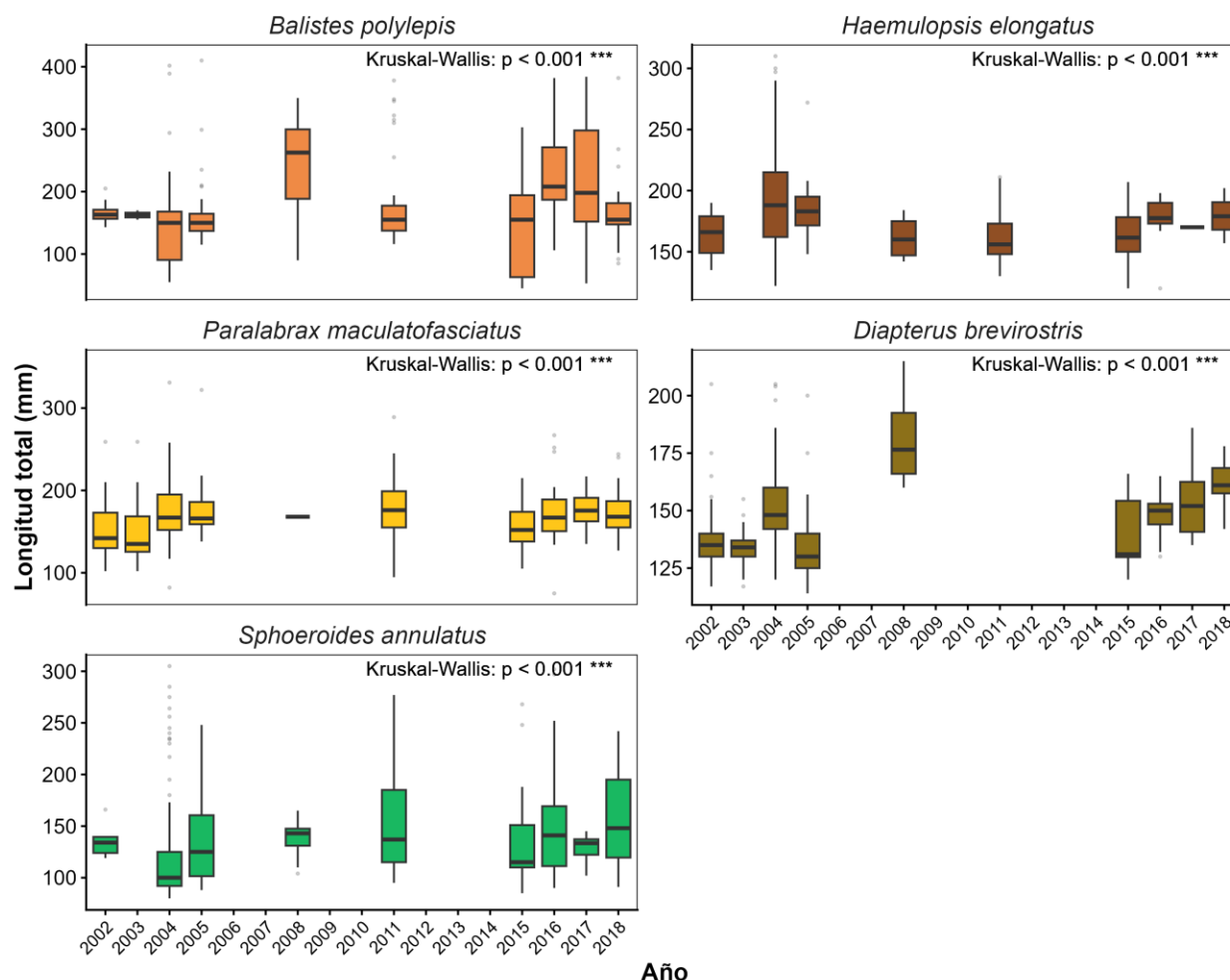


Figura 21. Talla media de las cinco especies de peces de la fauna acompañante del camarón en el Golfo de California durante el período 2002-2018. Se muestra el resultado de la prueba de Kruskal-Wallis para comparar las distribuciones entre años. Valores estadísticamente significativos: *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$.

7.7.3 Relación Longitud-Peso

La relación Longitud total-Peso ($Lt-P$) del cochito *B. polylepis*, del total de datos obtenidos en el período 2002-2018, se ajustó a un modelo potencial, con un factor de condición (a) de 0.00005 y un coeficiente de isometría (b) de 2.7498 (Lím. inf= 2.7136; Lím. sup= 2.786), lo que indica un tipo de crecimiento alométrico negativo. La relación $Lt-P$ de la cabrilla arenera *P. maculatofasciatus* se ajustó a un modelo potencial, con un factor de condición (a) de 0.00002 y un coeficiente de isometría (b) de 2.9076 (Lím. inf = 2.8047; Lím. sup = 3.0105), lo que indica un tipo de crecimiento isométrico. La relación $Lt-P$ del botete diana *S. annulatus* se ajustó a un modelo potencial, con un factor de condición (a) de 0.00001 y un coeficiente de isometría (b) de 3.0776 (Lím. inf= 3.0201, Lím. sup= 3.1351), lo que indica un tipo de crecimiento alométrico positivo. La relación $Lt-P$ del

ronco *H. elongatus* se ajustó a un modelo potencial, con un factor de condición (a) de 0.00014 y un coeficiente de isometría (b) de 2.5072 (Lím. inf = 2.4059; Lím. sup = 2.6085), lo que indica un tipo de crecimiento alométrico negativo. La relación $Lt-P$ de la mojarra aleta amarilla *D. brevirostris* se ajustó a un modelo potencial, con un factor de condición (a) de 0.00001 y un coeficiente de isometría (b) de 3.1037 (Lím. inf= 3.0316; Lím. sup= 3.1758), lo que indica un tipo de crecimiento alométrico positivo.

Las relaciones biométricas analizadas revelan, en términos generales, que los datos de longitud total y peso se ajustan en todos los casos a un modelo de tipo potencial (Fig. 22). Además, dichas relaciones indican que especies como *P. maculatofasciatus* exhiben un crecimiento relativo de tipo isométrico, mientras que *S. annulatus* y *D. brevirostris* presentan un crecimiento alométrico positivo. Por otra parte, especies como *B. polylepis* y *H. elongatus* presentan un crecimiento relativo alométrico negativo, como se detalla en la Tabla 11.

Tabla 11. Relaciones biométricas y tipo de crecimiento relativo de las cinco especies de peces de la fauna acompañante del camarón en el Golfo de California (2002-2018). Se presentan los valores de la intersección (a), el coeficiente de alometría (b), el coeficiente de determinación (R^2) y el error estándar (EE).

Especie	a	$b (\pm EE)$	R^2	Tipo de crecimiento	p
<i>B. polylepis</i>	0.00006	2.7498 (± 0.0362)	0.96	Alométrico negativo	2.39^{-36*}
<i>P. maculatofasciatus</i>	0.00002	2.9076 (± 0.1029)	0.96	Isométrico	0.079
<i>S. annulatus</i>	0.00001	3.0776 (± 0.0574)	0.95	Alométrico positivo	0.0082*
<i>H. elongatus</i>	0.00014	2.5072 (± 0.1013)	0.81	Alométrico negativo	9.23^{-20*}
<i>D. brevirostris</i>	0.00001	3.1037 (± 0.0721)	0.92	Alométrico positivo	0.0048*

Nota: El tipo de crecimiento se determinó mediante la prueba t de Student ($H_0: b = 3$).

* Indica diferencias significativas ($p < 0.05$).

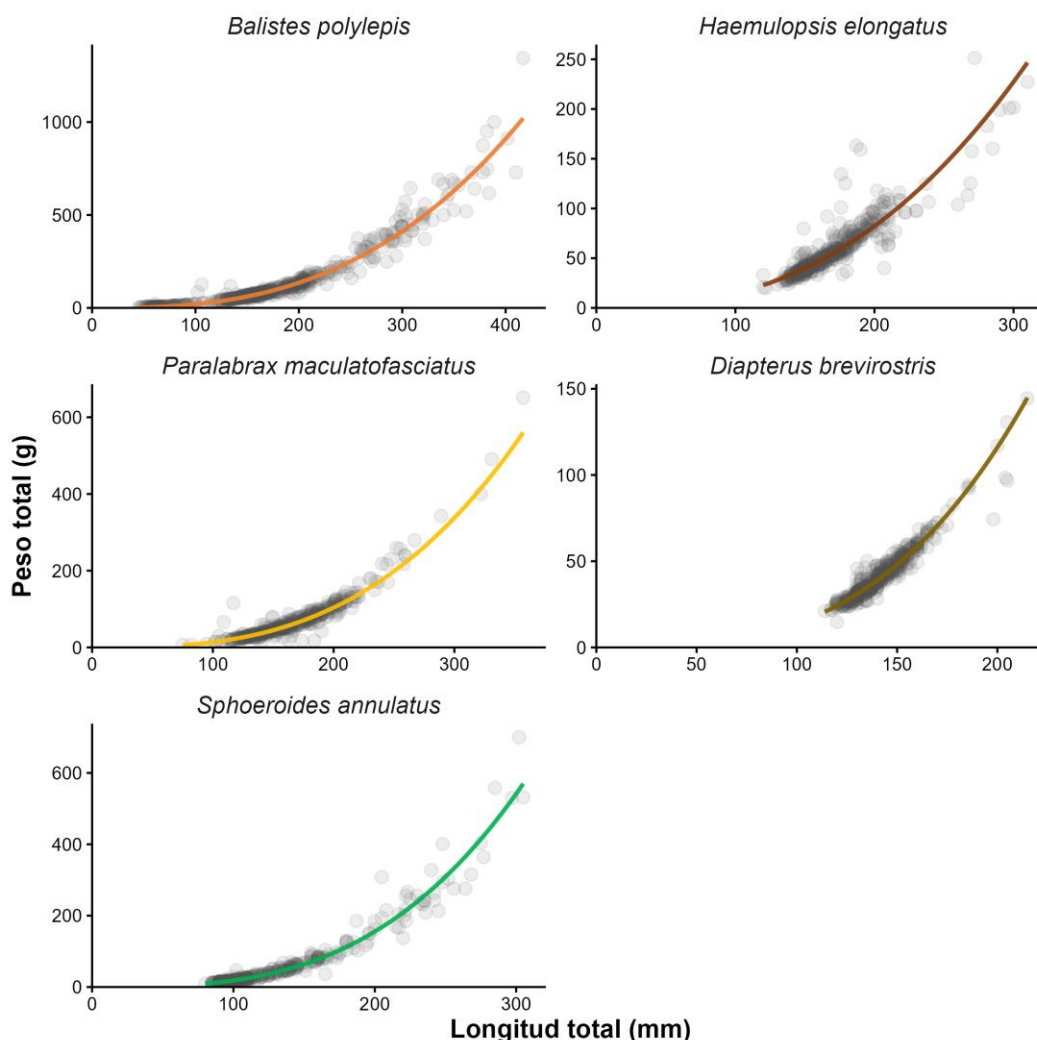


Figura 22. Relación longitud total-peso de las cinco especies de peces de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el período 2002-2018. Los puntos grises muestran los datos observados y las curvas representan el modelo potencial ajustado.

7.7.4 Proporción de sexos

El análisis de la proporción de sexos reveló diferencias significativas respecto de la proporción esperada de 1:1 en todas las especies estudiadas (prueba χ^2 , $p < 0.05$), con una mayor representación de hembras que de machos. Las proporciones observadas variaron entre 1:0.4 en *B. polylepis* y *P. maculatofasciatus* y 1:0.7 en *H. elongatus*, lo que sugiere una estructura poblacional sesgada hacia las hembras (Tabla 12).

Para cada especie, la proporción de sexos varió entre años. Sin embargo, el número de organismos sexados (hembras y machos) fue relativamente bajo en comparación con el total de ejemplares muestreados (Tabla 10). Esta limitación se debió a la dificultad para determinar el

sexo de los especímenes conservados en congelación, lo que pudo afectar la representatividad de las estimaciones. Por tanto, obtener datos confiables sobre la proporción sexual anual resulta complicado.

Tabla 12. Proporción de sexos y prueba de de bondad de ajuste de Chi-cuadrada (χ^2) en cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón del Golfo de California. Proporción H:M = relación numérica entre el número de hembras y machos capturados (Hembra:Macho); χ^2 = valor estadístico de la prueba de Chi-cuadrada; p = nivel de significancia estadística (probabilidad de error).

Especies	Hembras	Machos	Total	Proporción H:M	χ^2	p
<i>Balistes polylepis</i>	150	66	216	1:0.4	72.5	< 0.05
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	120	46	166	1:0.4	46.1	< 0.05
<i>Sphoeroides annulatus</i>	83	38	121	1:0.5	21.3	< 0.05
<i>Haemulopsis elongatus</i>	218	157	375	1:0.7	58.6	< 0.05
<i>Diapterus brevirostris</i>	159	89	248	1:0.6	24.2	< 0.05

Nota: La prueba evalúa la desviación respecto al equilibrio teórico esperado de 1:1, donde un valor de $p < 0.05$ indica diferencias estadísticamente significativas con un nivel de confianza del 95 %.

7.8 Distribución

Como aproximación a la distribución de las especies, se consideraron como indicadores los lances positivos, es decir, aquellos en los que se registró la presencia de alguna de las especies estudiadas. En la Fig. 23 se observa que las cinco especies de peces componentes de la FAC estuvieron presentes en toda el área de estudio, que abarca las cinco zonas consideradas.

En la Fig. 24 se representa el porcentaje de lances positivos obtenidos durante el periodo 2002-2018 para cada especie estudiada y en cada zona. En general, se observa una mayor concentración de lances positivos en las zonas S y SE, seguidas por la zona N. Por otro lado, las zonas C y NO presentaron porcentajes menores de lances positivos, siendo la última la que registró el porcentaje más bajo.

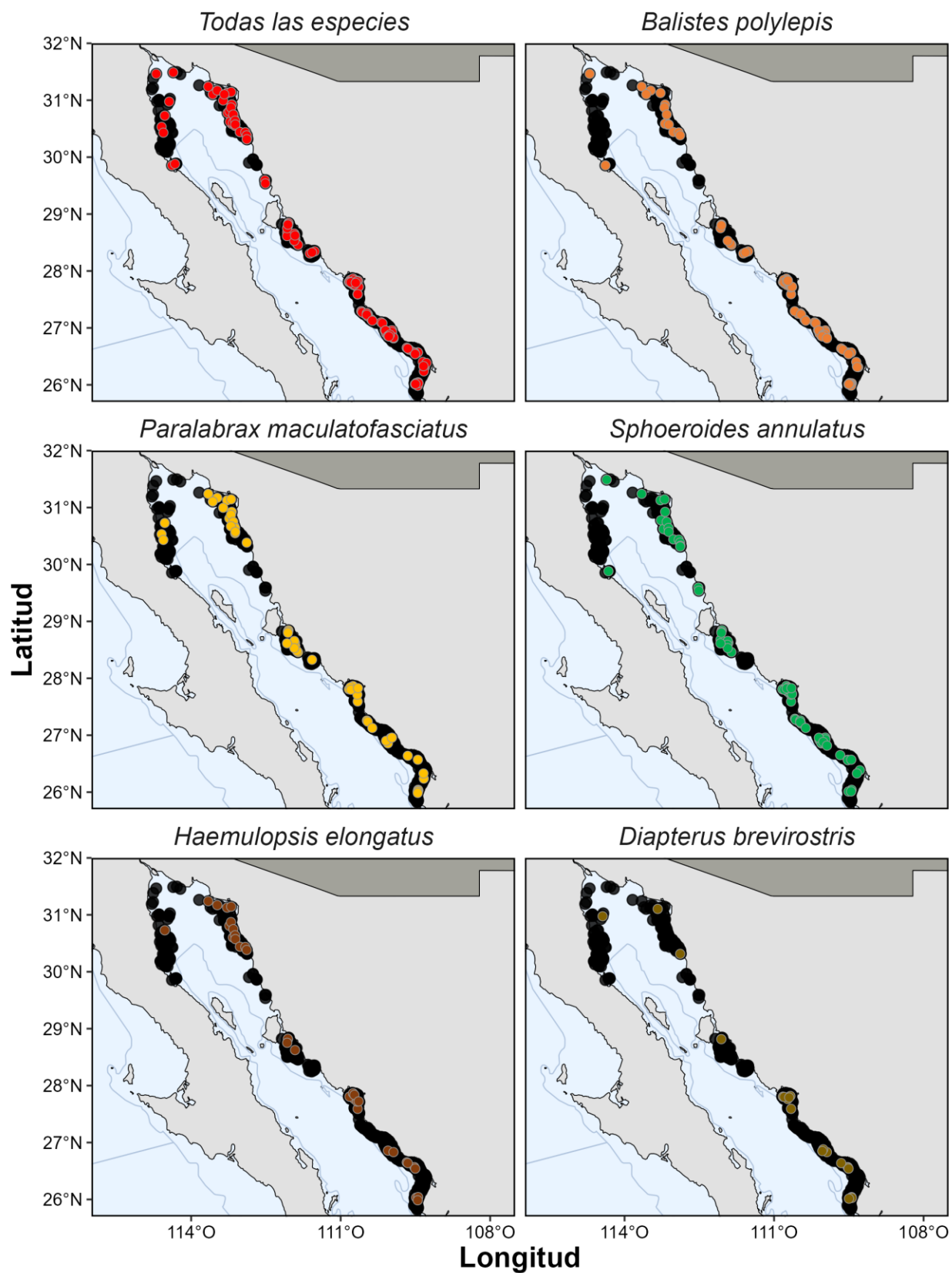


Figura 23. Distribución de lances positivos de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el periodo 2002-2018 en el Golfo de California. Los puntos negros representan el total de lances realizados y los puntos de color, los lances positivos.

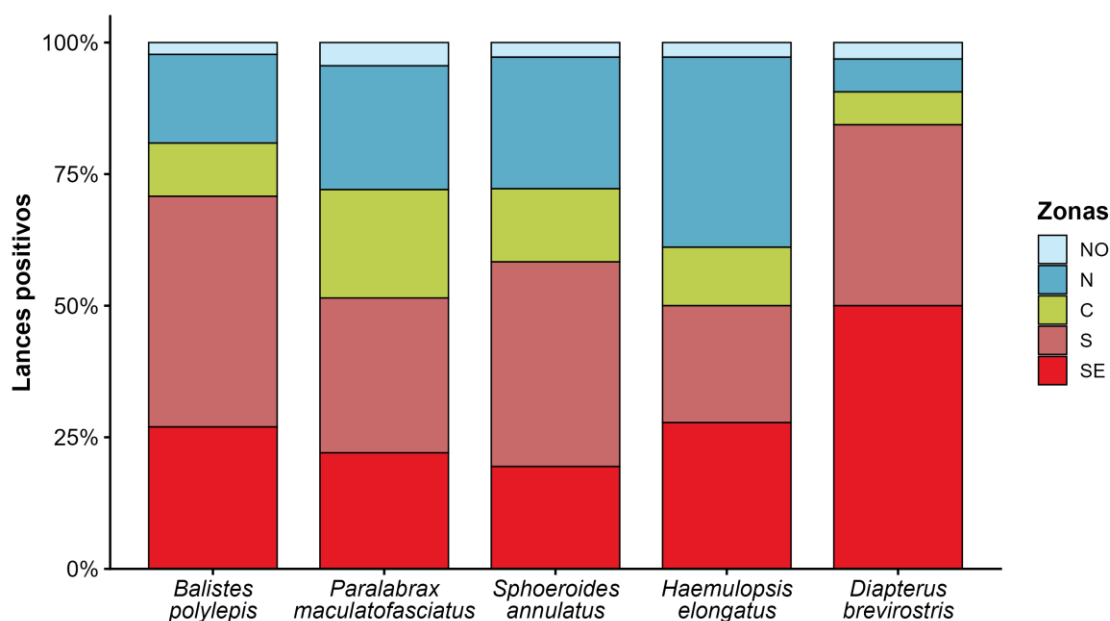


Figura 24. Porcentaje de los lances positivos por zona de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018. NO = Noroeste, N = Norte, C = Centro, S = Sur y SE = Sureste.

Es importante señalar que las campañas de prospección no se realizaron de forma continua ni cubrieron de manera uniforme toda el área de estudio durante el período 2002-2018. En algunos años, el esfuerzo de muestreo se concentró únicamente en zonas específicas (Fig. 11). Los únicos años con cobertura completa del área de estudio fueron 2004, 2008 y 2016, por lo que estos años son particularmente representativos para evaluar los patrones generales de distribución. No obstante, los datos de otros años siguen siendo valiosos para analizar tendencias temporales en las zonas efectivamente muestreadas.

Durante el período de estudio, las cinco especies se distribuyeron a lo largo de toda el área (Fig. 23), aunque con variaciones interanuales notables (Fig. 25-29). En 2016, año con cobertura espacial completa, se observó la distribución más amplia de todas las especies, con excepción de *H. elongatus*, que se encontró restringida principalmente a la zona SE. En 2004 se muestreó casi toda el área, excepto la zona NO, donde no se detectaron especies. En 2008, aunque se cubrió la totalidad del área, las capturas de todas las especies se concentraron principalmente en las zonas C y S.

Durante los años con cobertura parcial, todas las especies estuvieron presentes en la mayoría de las zonas muestreadas. Por ejemplo, en 2011, el muestreo se limitó a la región norte del GC (zonas N y NO) y se registraron lances positivos de todas las especies, excepto de *D. brevirostris*.

De manera destacada, *H. elongatus* fue registrada en la zona N en 2004, 2005 y 2011, lo que sugiere una expansión más allá de su rango de distribución previamente reportado. De manera similar, *D. brevirostris* fue observada en las zonas N y NO en 2016, lo que indica una posible expansión hacia el norte de ambas especies en el GC (Fig. 28 y 29).

7.8.1 Distribución del cochito (*Balistes polylepis*)

Balistes polylepis se distribuyó en las cinco zonas del área de estudio durante el periodo analizado, con mayor presencia en las zonas C, S y SE. En particular, las zonas S y SE concentraron más del 70% de los lances positivos, seguidas por la zona N, con un 17 % (Fig. 22).

En 2002, la especie se registró en las zonas S y SE, mientras que en 2003 solo en la zona S. En 2004, cuando se realizaron lances en todas las zonas, se detectó desde la zona SE hasta la zona N, pero no en la zona NO. Para 2005, se observó una retracción de su distribución hacia el sur, tendencia que se acentuó en 2008, año en que, a pesar de cubrir toda el área, el cochito solo se registró en la zona S.

En 2011, aunque no se realizaron lances en las zonas centro y sur, se registró un número elevado de lances positivos en las zonas muestreadas, en particular en la costa oriental (zona NO).

Durante 2015 y 2018, la distribución se concentró nuevamente en las zonas C, S y SE, que fueron las áreas de muestreo. No obstante, en 2016 se observó una expansión a todas las zonas, incluida la zona NO, donde previamente no se había registrado esta especie en los muestreos (Fig. 25).

7.8.2 Distribución de la cabrilla arenera (*Paralabrax maculatofasciatus*)

Paralabrax maculatofasciatus se registró en las cinco zonas durante el período de estudio, aunque se concentró principalmente en las zonas N, C, S y SE, que representaron más del 96% de los lances positivos. La zona S presentó el mayor porcentaje (29 %; Fig. 24).

En 2002, la especie estuvo presente en las tres zonas muestreadas, especialmente en la zona S. En 2003, se registró en la zona C. En 2004, se distribuyó desde la zona SE hasta la zona N, sin aparecer en la zona NO, patrón que se repitió en 2005. En 2008, pese al muestreo realizado en toda el área, se detectó únicamente en la zona S. En 2011, se registraron numerosos lances positivos en las zonas N y NO, con presencia en ambas costas del Alto Golfo, aunque más marcada en la oriental. Este fue el único año en que se observó en la zona NO.

En 2015, la distribución se concentró en las zonas SE, S y C, con mayor frecuencia en las dos primeras. En 2016, se extendió hasta la zona N, aunque no se registró presencia en la zona NO. En 2017 y 2018, se repitió el patrón de muestreo de 2015, pero con un aumento de la proporción de lances positivos en la zona C respecto a 2015 (Fig. 26).

7.8.3 Distribución del botete diana (*Spherooides annulatus*)

Spherooides annulatus se registró en las cinco zonas, aunque su presencia fue limitada en la zona NO. Se observó una mayor concentración en la costa oriental del GC, destacando la zona S, con el 39 % de los lances positivos, seguida de la zona N, con el 25 %. Esta es la especie más frecuente en dicha zona, con presencia en cinco años distintos (Fig. 27).

En 2002, esta especie se detectó únicamente en la zona SE y, en 2003, no se registró en ninguna de las zonas muestreadas (N, S y SE). En 2004, estuvo presente en las zonas N, S y SE, y en 2005 en todas las zonas muestreadas. En 2008, se detectó en las zonas N y S. En 2011, se registró una alta frecuencia de lances positivos en la zona N (costa oriental) y algunos en la zona NO. Junto con 2016, este fue uno de los pocos años con presencia en la zona NO. Entre 2015 y 2018, la especie se observó en todas las zonas muestreadas, excepto en 2018, cuando no se registró en la zona SE. En 2016, se distribuyó ampliamente, con mayor frecuencia en las zonas S y C (Fig. 27).

7.8.4 Distribución del ronco (*Haemulopsis elongatus*)

Haemulopsis elongatus se registró en todas las zonas del área de estudio, aunque con presencia limitada en la zona NO. Su distribución se concentró en las zonas S y SE, lo cual coincide con reportes previos (Fig. 4). Sin embargo, este estudio documentó una expansión hacia el norte del

GC, particularmente en la zona N, que representó el 36% de los lances positivos de esta especie (Fig. 24).

En 2002, *H. elongatus* solo se detectó en la zona SE. En 2003 no se registró en ninguna de las zonas muestreadas (N, S y SE). En 2004 estuvo presente en las zonas N, S y SE, y en 2005 se distribuyó a lo largo de la costa oriental. En 2008, se observó exclusivamente en la zona S, a pesar de haberse muestreado toda el área. En 2011, se registró en las zonas N y NO, con una alta proporción de lances positivos en la zona N (31% del total de lances de la especie). Entre 2015 y 2018, la presencia del ronco fue más frecuente que la de las demás especies. En 2015, se observó en las zonas C y S; en 2016, únicamente en la zona S (cerca de la bahía de Guaymas); en 2017, en la zona SE; y en 2018, en la zona C (Fig. 28).

7.8.5 Distribución de la mojarra aleta amarilla (*Diapterus brevirostris*)

Diapterus brevirostris se registró en las cinco zonas del GC. Las zonas S y SE concentraron el 84 % de los lances positivos (Fig. 24), lo que concuerda con su distribución previamente reportada (Fig. 5). Sin embargo, en este estudio se documentó una expansión hacia el norte del golfo, con un 9% de los lances positivos en las zonas N y NO.

En 2002, se observó en las zonas SE y C; en 2003, solo en la zona SE. En 2004, pese al muestreo completo del área, la especie se concentró en las zonas S y SE, predominando en la zona SE. En 2005, se observó un patrón similar, aunque con una proporción de lances positivos más equilibrada entre ambas zonas. En 2008, se detectó únicamente en la zona S, pese a que hubo muestreos en toda el área.

En 2011 no se registró, ya que los muestreos se limitaron a las zonas N y NO. En 2016 se registraron 13 lances positivos, tres de ellos en las zonas N y NO, lo que constituye el único año con presencia en dichas zonas, lo que sugiere una expansión puntual hacia el norte del GC. En 2017 se distribuyó en las zonas S y SE, mientras que en 2018 solo se registró en la zona S (Fig. 29).

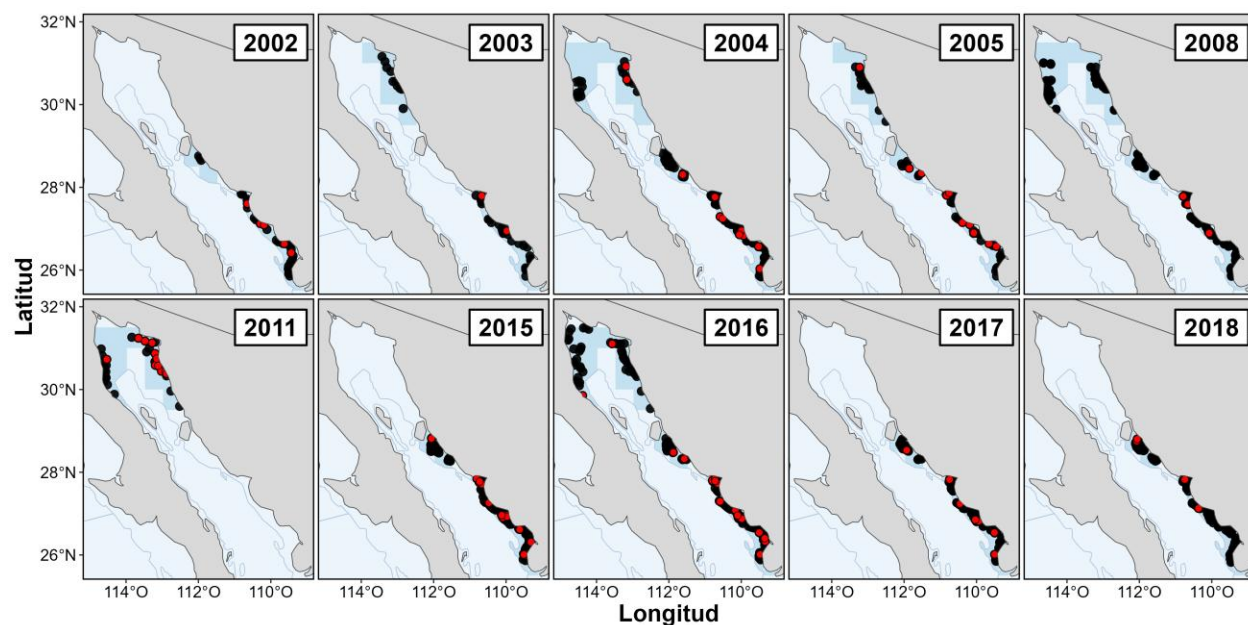


Figura 25. Distribución de lances positivos del cochito (*Balistes polylepis*) durante el periodo 2002-2018 en el Golfo de California. Las zonas sombreadas representan las áreas donde se realizaron lances; los puntos negros, el total de lances realizados, y los puntos rojos, los lances positivos.

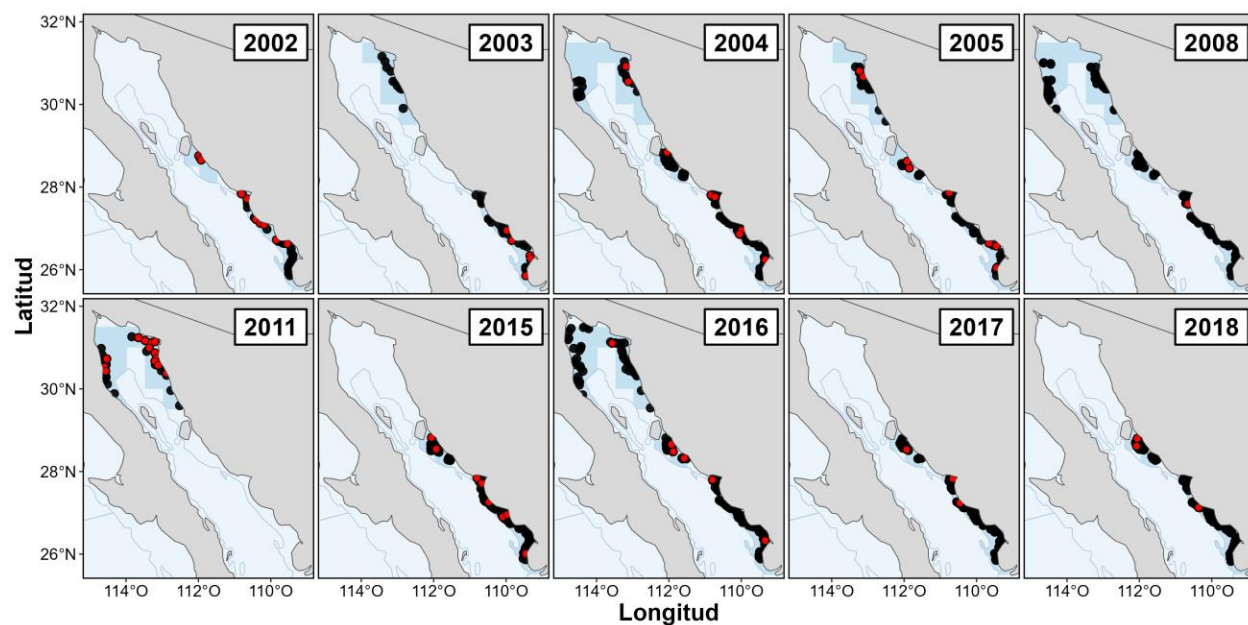


Figura 26. Distribución de lances positivos de la cabrilla arenera (*Paralabrax maculatofasciatus*) durante el periodo 2002-2018 en el Golfo de California. Las zonas sombreadas representan las áreas donde se realizaron lances; los puntos negros, el total de lances realizados, y los puntos rojos, los lances positivos.

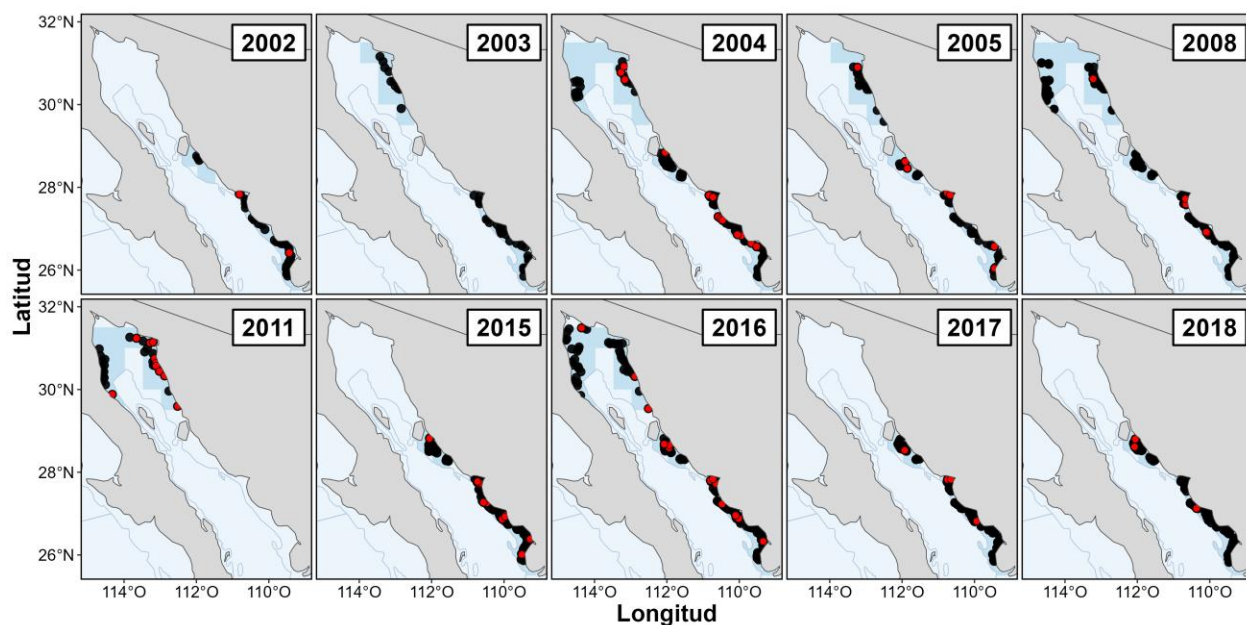


Figura 27. Distribución de lances positivos del botete diana (*Sphoeroides annulatus*) durante el periodo 2002-2018 en el Golfo de California. Las zonas sombreadas representan las áreas donde se realizaron lances; los puntos negros, el total de lances realizados, y los puntos rojos, los lances positivos.

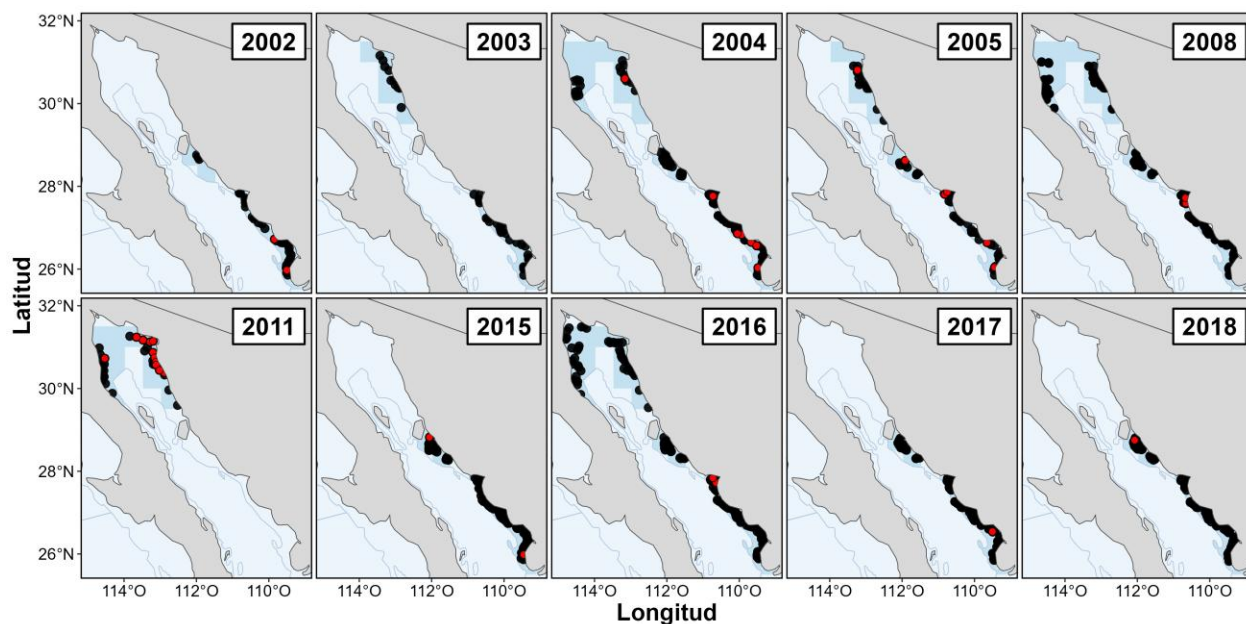


Figura 28. Distribución de lances positivos del ronco (*Haemulopsis elongatus*) durante el periodo 2002-2018 en la costa oriental del Golfo de California. Las zonas sombreadas representan las áreas donde se realizaron lances; los puntos negros, el total de lances realizados, y los puntos rojos, los lances positivos.

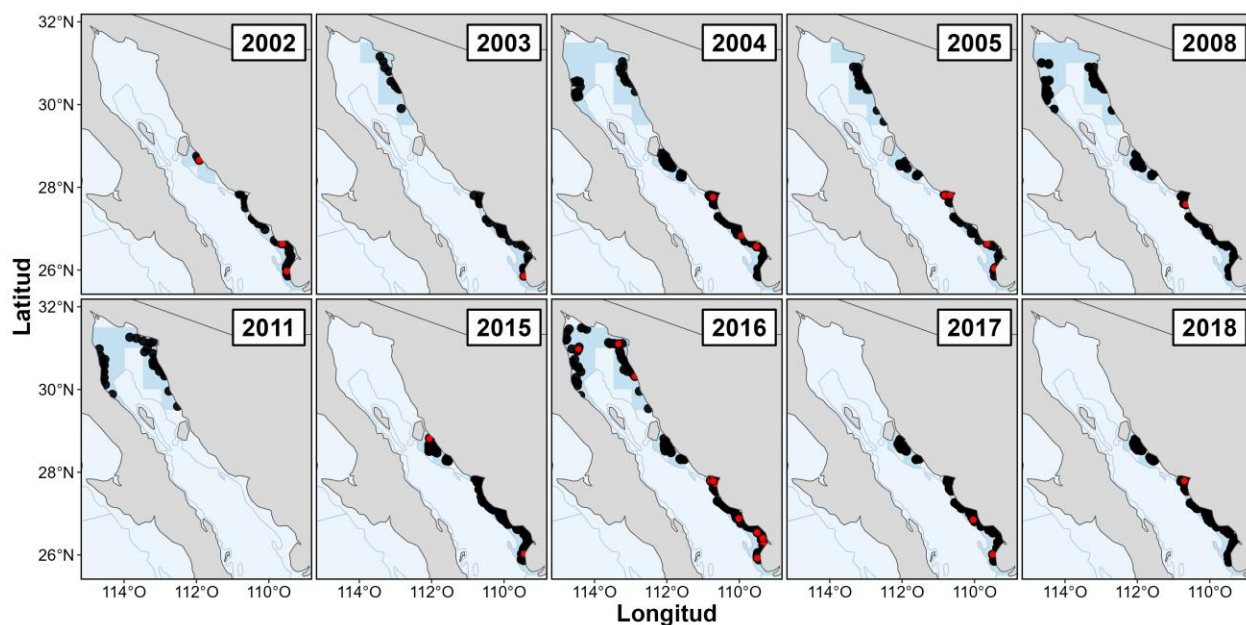


Figura 29. Distribución de lances positivos de la mojarra amarilla (*Diapterus brevirostris*) durante el periodo 2002-2018 en el Golfo de California. Las zonas sombreadas representan las áreas donde se realizaron lances; los puntos negros, el total de lances realizados, y los puntos rojos, los lances positivos.

7.9 Distribución batimétrica

La distribución batimétrica de los lances positivos se concentró predominantemente en el estrato de 20 a 40 m, donde se registró el 52 % de las cinco especies, seguido del estrato de < 20 m, con un 41 %. Ambos estratos mostraron altos porcentajes, ya que la profundidad promedio de los lances positivos fue cercana a 23 m (Fig. 17), lo que explica que la mayoría (93 %) se distribuyera entre ambos estratos.

En el estrato de menor profundidad (< 20 m), se observaron los porcentajes más altos de presencia de *B. polylepis*, *P. maculatofasciatus* y *D. brevirostris*, cada una con más del 40 %. El segundo estrato de profundidad (20-40 m) fue el que presentó el mayor porcentaje de lances positivos para todas las especies, con valores cercanos o superiores al 50 %, y *H. elongatus* presentó presencia de hasta 64%.

Por último, el estrato de profundidad mayor a 40 m registró la presencia de las cinco especies, aunque con porcentajes menores al 10 % para la mayoría de ellas; *S. annulatus* fue la especie más representada en este estrato, con un 11 % (Fig. 30).

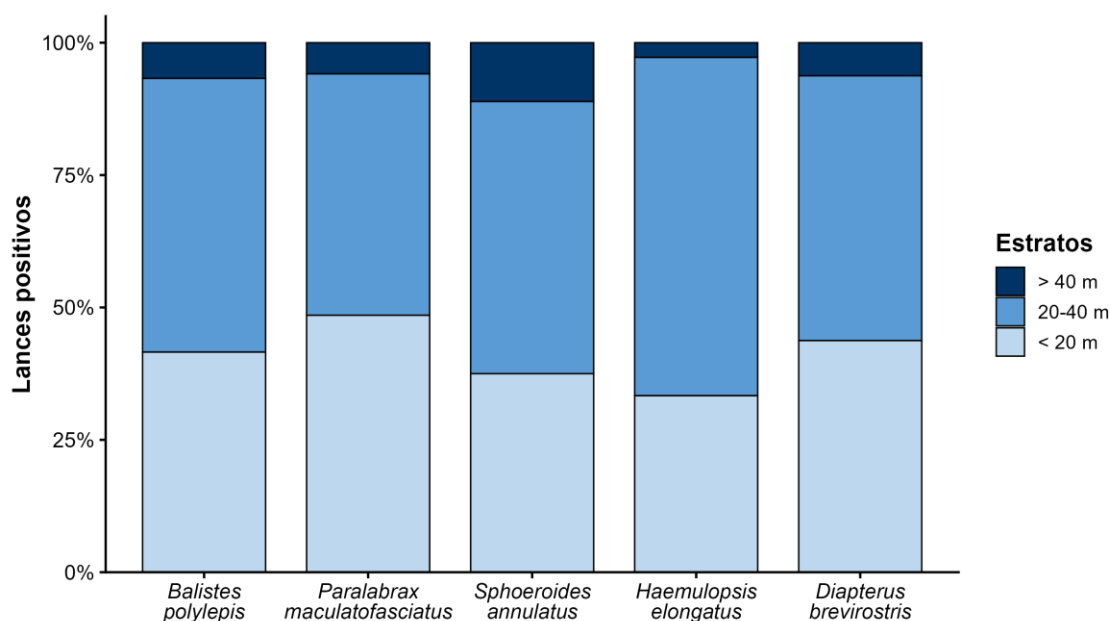


Figura 30. Porcentaje de lances positivos por estrato de profundidad para las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018.

7.10 Estimación de abundancia absoluta y biomasa

Los arrastres se realizaron a lo largo del área de estudio, abarcando todas las zonas delimitadas (Fig. 8), así como los 26 cuadrantes definidos en ellas. La abundancia absoluta y la biomasa se estimaron mediante el método de área barrida, que permite extrapolar el número de organismos y el peso de las especies capturadas en cada arrastre al área total del cuadrante correspondiente (Tabla 2). De esta manera, la suma de las estimaciones por cuadrante proporciona un valor agregado por zona y año.

Durante el período comprendido entre 2002 y 2018, se estimó una abundancia absoluta total de 52,101,257 individuos pertenecientes a cinco especies de peces, con una biomasa acumulada de 4,384.5 t (Fig. 31). Ambas variables presentaron marcadas variaciones interanuales, destacando 2011 como el año con los valores más altos, al registrar 24,088,038 individuos y una biomasa de 2,365.8 t, lo que representó el 46 y el 54 % de la estimación total, respectivamente.

La abundancia absoluta anual mostró una alta variabilidad, con picos pronunciados en 2003, 2005, 2011 y 2016, y mínimos en 2008 y 2018. La biomasa siguió un patrón similar, aunque con

menor intensidad en algunos años de alta abundancia, lo que sugiere diferencias notables en las tallas medias de las especies entre años (Fig. 31).

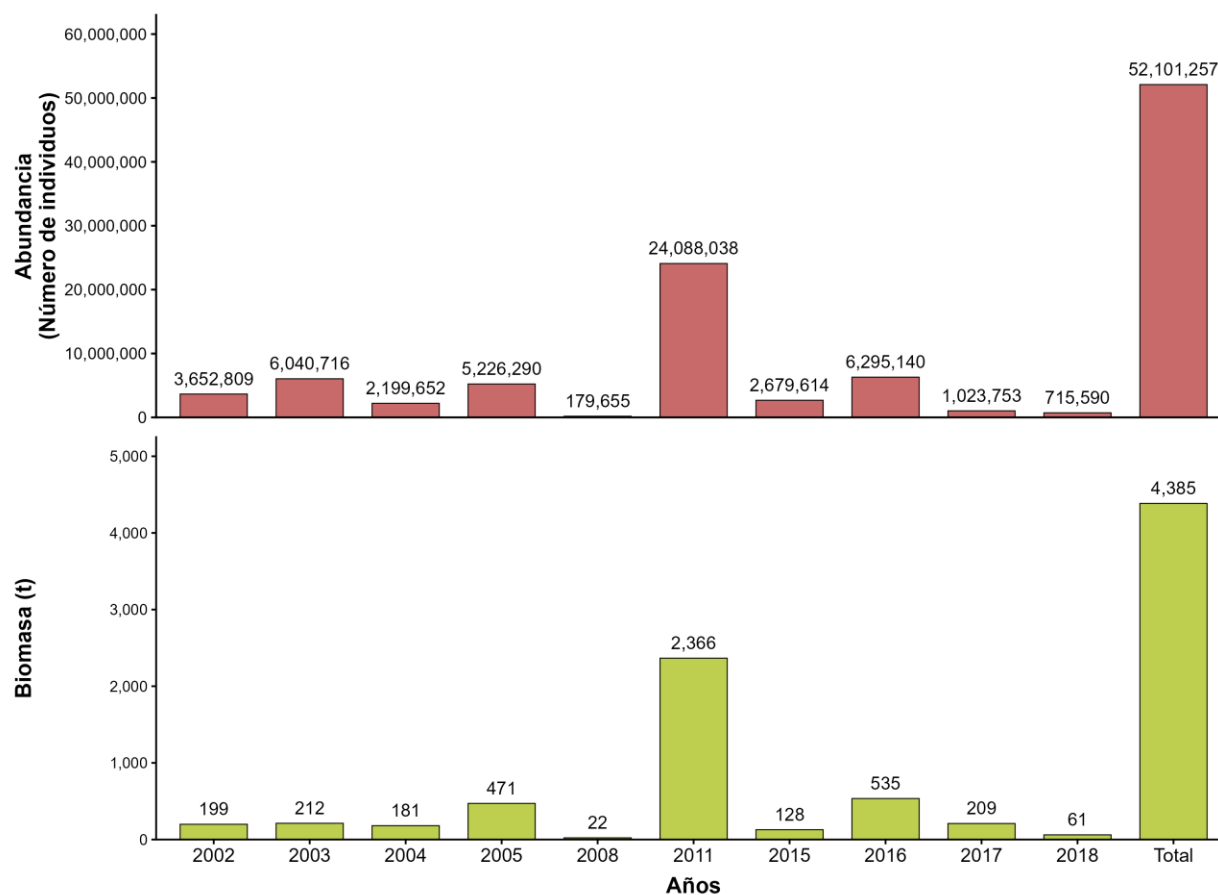


Figura 31. Abundancia absoluta y biomasa total estimada por el método de área barrida de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018.

En la Tabla 13 se presentan las estimaciones de biomasa total y abundancia absoluta, con sus respectivos intervalos de confianza al 95 %, de todas las especies durante el periodo 2002-2018. Las especies con mayor contribución a la abundancia total fueron *H. elongatus* (33 %) y *D. brevirostris* (25 %), mientras que la biomasa estuvo dominada por *B. polylepis* (41 %) y *H. elongatus* (22 %) (Fig. 32).

Haemulopsis elongatus fue la especie con mayor abundancia acumulada (17,157,805 individuos), destacando en particular en 2011, que concentró más del 60 % de los individuos registrados ese año (14,863,368) y generó una biomasa de 798.5 t.

La segunda especie más abundante fue *D. brevirostris* (12,838,343 individuos), con máximos notables en 2003 (5,314,639) y 2016 (4,784,612). Sin embargo, su biomasa total fue relativamente baja (510.7 t), lo que indica una alta proporción de individuos de talla pequeña (Fig. 32).

Balistes polylepis mostró una abundancia más constante a lo largo del tiempo, con aumentos significativos en 2005, 2011 y 2015. Su biomasa total (1,783.8 t) fue la más alta, superando la de las especies más abundantes, lo que sugiere una talla promedio mayor que la del resto de las especies (Fig. 32).

Sphoeroides annulatus y *P. maculatofasciatus* también presentaron picos en 2011 y contribuyeron significativamente a la abundancia y la biomasa generales, aunque en menor medida que las especies previamente mencionadas (Fig. 33ab).

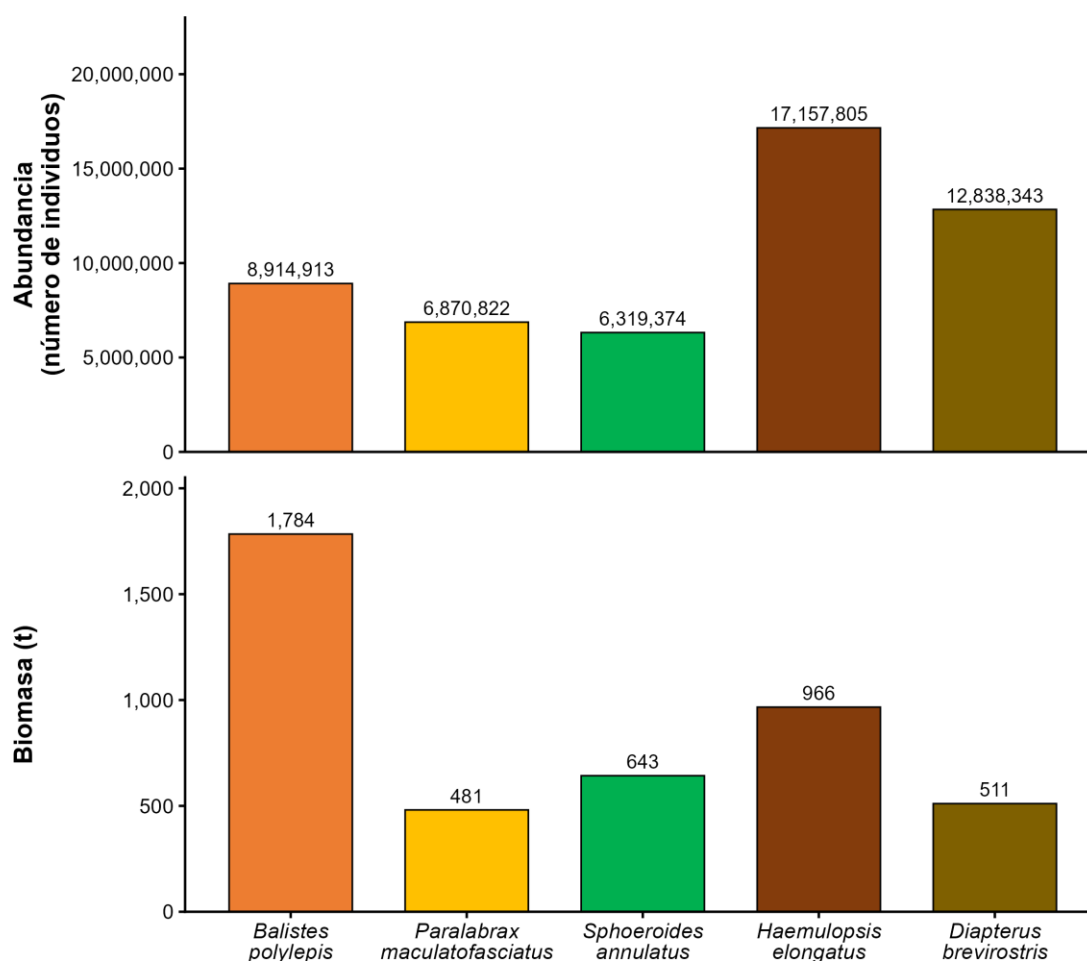


Figura 32. Abundancia absoluta y biomasa total de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018.

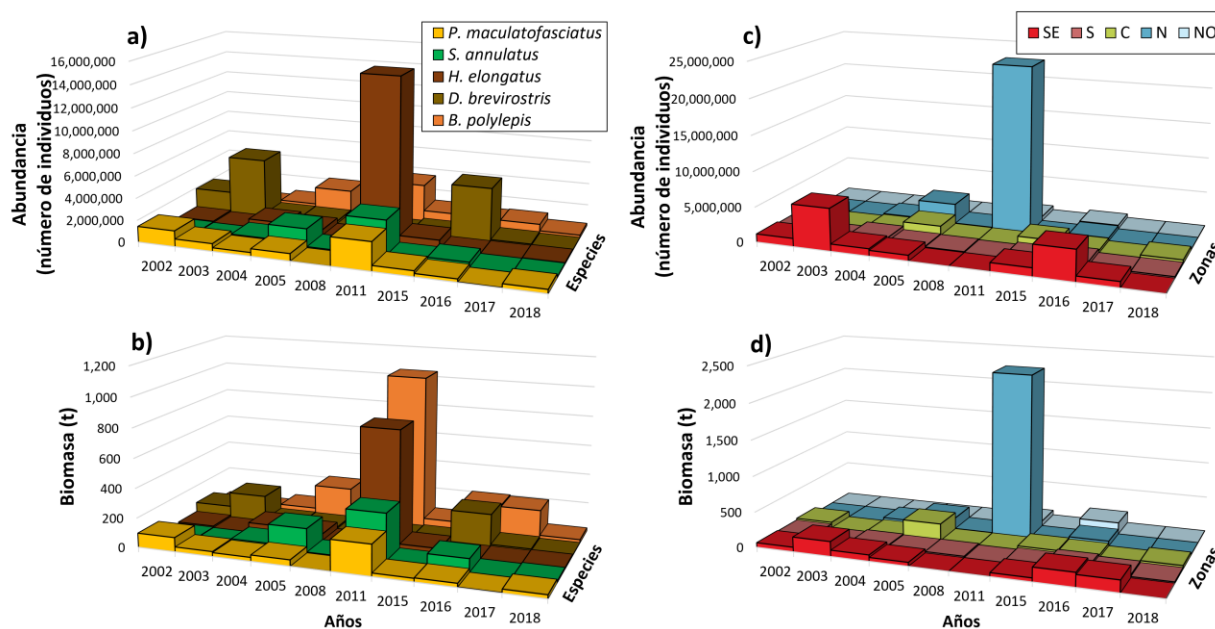


Figura 33. Análisis espaciotemporal de la abundancia absoluta y biomasa total de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018. Los paneles muestran los parámetros biológicos por año, tanto para las especies (paneles a-b) como para las zonas geográficas (paneles c-d). NO = Noroeste, N = Norte, C = Centro, S = Sur y SE = Sureste.

La estimación por zona (Fig. 33c-d) muestra una marcada variación en la distribución espacial de la biomasa y de la abundancia total entre las distintas zonas de estudio. En términos generales, las zonas N y SE presentaron las mayores concentraciones de biomasa total (59 y 19 % respectivamente) y abundancia absoluta (52 y 30% respectivamente)

En la Fig. 34 se observa, de manera general, la distribución de la abundancia y la biomasa de cada especie por cuadrante, englobando todos los años muestreados y permitiendo su visualización. La abundancia de *B. polylepis* durante todo el período de estudio presentó su mayor concentración en las zonas N y SE, con una marcada acumulación en los cuadrantes 10 y 11 (zona N), donde se estimaron más de dos millones de individuos por cuadrante. En la zona SE, los cuadrantes 21 y 23 registraron valores elevados, superando los 700 mil individuos, lo que sugiere una alta densidad poblacional de esta especie. Por su parte, *P. maculatofasciatus* mostró una distribución más dispersa, aunque con mayor concentración en los cuadrantes 14 (zona C) y 9 (zona N), superando el millón de individuos en cada uno. *Sphoeroides annulatus*, en cambio, se

encontró principalmente en la zona N, con registros de abundancia elevados en los cuadrantes 9 y 10, y presencia constante en los cuadrantes de las zonas C, S y SE (16, 17 y 24, respectivamente).

En el caso de *H. elongatus*, la mayor abundancia se registró en la zona N, particularmente en los cuadrantes 9 y 12, donde se registraron más de cinco millones de individuos en 2011. Además, aunque con valores menores, su presencia fue recurrente y significativa en varios cuadrantes de la zona SE. Finalmente, *D. brevirostris* presentó su mayor abundancia en la zona SE, específicamente en los cuadrantes 25 y 26, con más de ocho millones de individuos entre ambos cuadrantes. También se registraron cantidades considerables en la zona C y, en menor proporción, en la zona N durante 2016.

Tabla 13. Abundancia y biomasa de cinco especies de peces capturadas incidentalmente en la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California. La abundancia y la biomasa se presentan con intervalos de confianza del 95% (IC), con la abundancia expresada en número de individuos y la biomasa en toneladas.

Especie	Año	Abundancia $\pm$ IC 95%	Biomasa $\pm$ IC 95%
<i>Balistes polylepis</i>	2002	139,006 $\pm$ 19	11.9 $\pm$ 1.6
	2003	34,099 $\pm$ 9	2.8 $\pm$ 0.7
	2004	477,529 $\pm$ 46	42.6 $\pm$ 2.8
	2005	2,095,103 $\pm$ 213	209.4 $\pm$ 15.1
	2008	57,863 $\pm$ 16	15.2 $\pm$ 5.1
	2011	3,365,105 $\pm$ 142	1034.8 $\pm$ 20.2
	2015	953,217 $\pm$ 90	52.1 $\pm$ 4.8
	2016	755,296 $\pm$ 41	201.5 $\pm$ 9.7
	2017	821,912 $\pm$ 61	193.1 $\pm$ 19.3
	2018	216,468 $\pm$ 48	20.5 $\pm$ 4.2
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	2002	1,429,501 $\pm$ 258	95.9 $\pm$ 14.9
	2003	692,152 $\pm$ 165	32.5 $\pm$ 6.8
	2004	324,042 $\pm$ 25	25.8 $\pm$ 1.8
	2005	666,378 $\pm$ 44	42.5 $\pm$ 2.5
	2008	1,714 $\pm$ 1	0.1 $\pm$ 0.1
	2011	2,561,740 $\pm$ 134	207.7 $\pm$ 10
	2015	518,391 $\pm$ 73	23.1 $\pm$ 3
	2016	286,625 $\pm$ 19	25.9 $\pm$ 1.4
	2017	31,054 $\pm$ 10	2.4 $\pm$ 0.8
	2018	360,047 $\pm$ 93	25 $\pm$ 7

Tabla 13 (Continuación). Abundancia y biomasa de cinco especies de peces capturadas incidentalmente en la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California. La abundancia y la biomasa se presentan con intervalos de confianza del 95% (IC), con la abundancia expresada en número de individuos y la biomasa en toneladas.

Especie	Año	Abundancia $\pm$ IC 95%	Biomasa $\pm$ IC 95%
<i>Sphoeroides annulatus</i>	2002	59,528 $\pm$ 258	2.9 $\pm$ 14.9
	2003	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	2004	494,703 $\pm$ 62	44.2 $\pm$ 3.1
	2005	1,719,791 $\pm$ 141	164 $\pm$ 11.3
	2008	100,516 $\pm$ 15	5.5 $\pm$ 0.8
	2011	3,298,249 $\pm$ 148	324.8 $\pm$ 13.5
	2015	190,478 $\pm$ 17	10.1 $\pm$ 1.1
	2016	456,357 $\pm$ 28	91.1 $\pm$ 3.1
	2017	32,294 $\pm$ 10	1.4 $\pm$ 0.3
	2018	48,109 $\pm$ 10	8.6 $\pm$ 2.1
<i>Haemulopsis elongatus</i>	2002	121,309 $\pm$ 19	11.2 $\pm$ 1.6
	2003	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	2004	736,636 $\pm$ 39	65.3 $\pm$ 2.3
	2005	517,096 $\pm$ 45	45 $\pm$ 4.1
	2008	12,749 $\pm$ 6	0.8 $\pm$ 0.3
	2011	14,864,201 $\pm$ 833	798.5 $\pm$ 37.2
	2015	795,897 $\pm$ 60	36.9 $\pm$ 2.7
	2016	12,345 $\pm$ 7	0.9 $\pm$ 0.4
	2017	15,297 $\pm$ 3	1.1 $\pm$ 0.2
	2018	83,307 $\pm$ 20	6.8 $\pm$ 1.6
<i>Diapterus brevirostris</i>	2002	1,904,038 $\pm$ 19	77.2 $\pm$ 1.6
	2003	5,314,952 $\pm$ 313	176.4 $\pm$ 10.4
	2004	246,909 $\pm$ 33	13.1 $\pm$ 1.6
	2005	228,400 $\pm$ 35	10.5 $\pm$ 1.1
	2008	6,855 $\pm$ 4	0.6 $\pm$ 0.3
	2011	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
	2015	221,903 $\pm$ 32	6.1 $\pm$ 0.9
	2016	4,785,190 $\pm$ 578	215.7 $\pm$ 26.8
	2017	123,290 $\pm$ 10	10.7 $\pm$ 0.7
	2018	7,834 $\pm$ 4	0.5 $\pm$ 0.2

En cuanto a la biomasa, se observó un patrón general similar al de la abundancia, aunque con algunas diferencias específicas entre los cuadrantes. Por ejemplo, *B. polylepis* presentó la mayor biomasa en el cuadrante 11 (zona N), con más de 800 t, y también destacó en los cuadrantes 10 (zona N) y 23 (zona SE). En el caso de *H. elongatus*, aunque su abundancia fue alta en todos los cuadrantes de la zona N, la mayor concentración de biomasa se registró en el cuadrante 9. Por su

parte, *P. maculatofasciatus* presentó una biomasa alta en los cuadrantes 9 (zona N) y 14 (zona C), mientras que *S. annulatus* concentró su biomasa principalmente en los cuadrantes 10 y 12 (zona N). Finalmente, *D. brevirostris* alcanzó sus valores máximos de biomasa en los cuadrantes 26 y 25 de la zona SE, lo cual coincide con su patrón de abundancia.

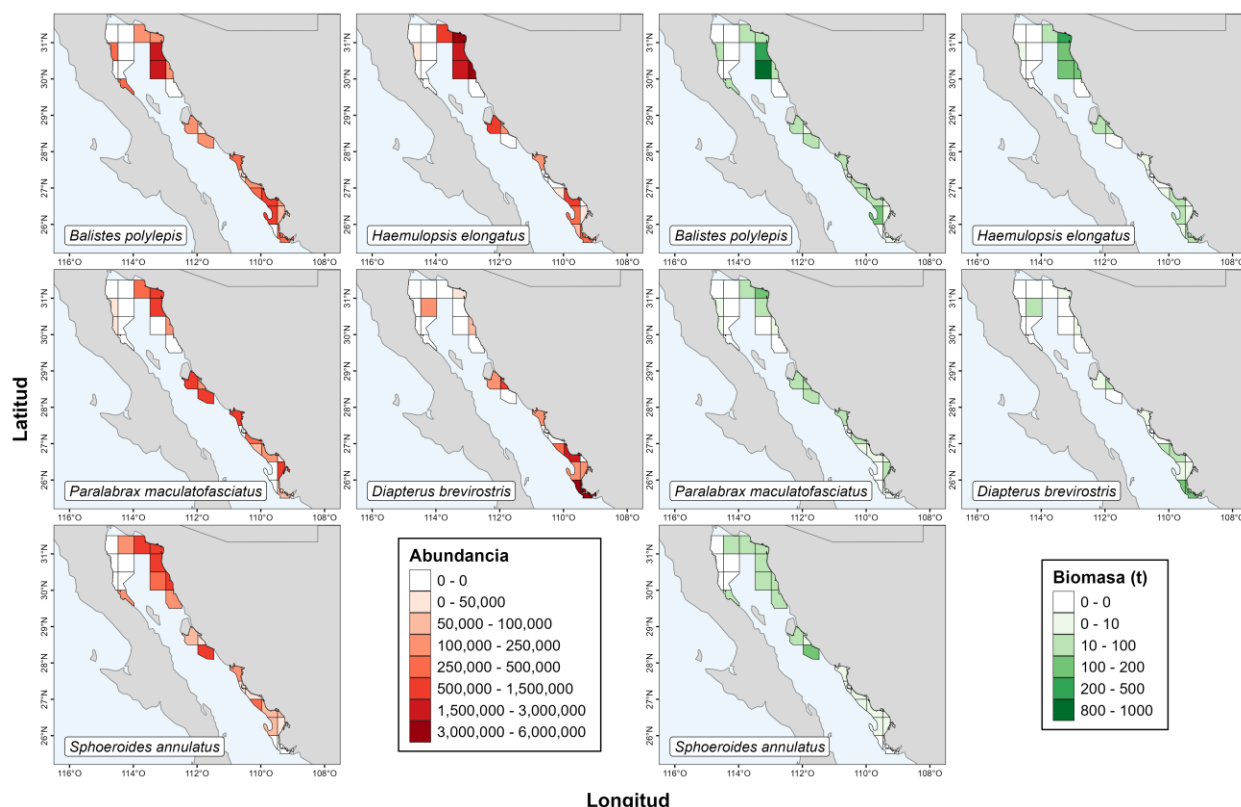


Figura 34. Distribución de la abundancia y biomasa de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018.

Respecto a la distribución de la biomasa por estratos de profundidad, en las zonas SE, S y C la biomasa se concentró predominantemente en el estrato de profundidad < 20 m, que representó el 37 % de la biomasa total registrada para las cinco especies analizadas. En estas zonas se observó un alto porcentaje de biomasa en dicho estrato (> 60 % en cada una), seguido del estrato 20-40 m (> 30 %).

En contraste, en las zonas NO y N, la biomasa se distribuyó principalmente en el estrato de 20-40 m de profundidad (84 y 98%, respectivamente). En ambas zonas, los valores más altos de biomasa se asociaron con profundidades promedio cercanas a 24 m, lo que indica una distribución más profunda que en las zonas del sur. Destaca que la zona N aportó, por sí sola, el 32 % de la biomasa total en el estrato de 20-40 m.

En la Fig. 35 se muestra la distribución de la biomasa ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) a lo largo de los gradientes latitudinal y batimétrico de cada especie. Los valores representan la suma estimada de la biomasa por lance, sin extrapolación al cuadrante completo.

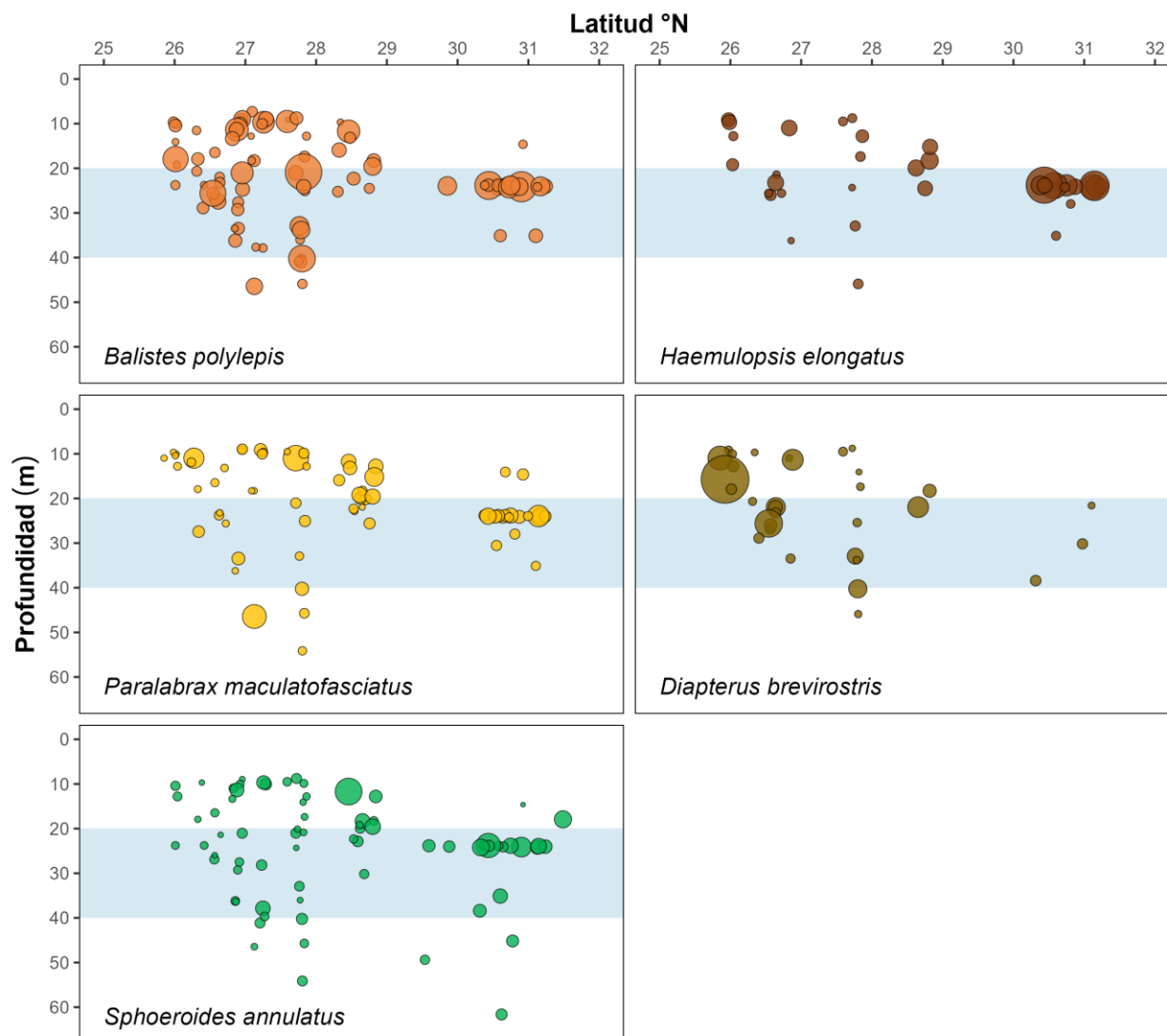


Figura 35. Distribución batimétrica de la biomasa de cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el período 2002-2018. La barra azul claro representa el estrato de profundidad intermedia (20-40 m). El tamaño de los círculos indica la biomasa ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), con círculos pequeños que representan una biomasa menor y círculos grandes que indican una biomasa mayor, por estrato y latitud para cada especie.

Balistes polylepis presentó su mayor biomasa en el estrato de 20-40 m (61 %), especialmente en las zonas N y S (23 % cada una). En el estrato < 20 m, destacó la zona S (15 %) mientras que en profundidades mayores (> 40 m) solo se registró biomasa en la misma zona (7 %). *Paralabrax*

maculatofasciatus presentó una distribución más homogénea, con biomasa considerable tanto en < 20 m (47 %) como en 20-40 m (41 %). En los estratos someros, la mayor biomasa se registró en la zona C (21 %), mientras que en el estrato intermedio destacó la zona N (27 %). La presencia en el estrato > 40 m fue reducida, con un 12 % únicamente en la zona S; sin embargo, fue la especie con el mayor porcentaje de biomasa en dicho estrato.

Sphoroides annulatus presentó su mayor biomasa en el estrato de 20-40 m (55 %), con una concentración marcada en la zona N (42%). En el estrato < 20 m, se observó una mayor proporción en las zonas C y S (21 y 15%, respectivamente). En el estrato > 40 m, la biomasa fue del 7 %, y se presentó únicamente en las zonas N y S. *Haemulopsis elongatus* estuvo altamente concentrada en el estrato de 20-40 m (81 %), principalmente en la zona N (73 %), mientras que su presencia fue escasa en el resto de los estratos (< 20 m: 18 % y > 40 m: 1 %).

Diapterus brevirostris alcanzó su mayor biomasa en aguas someras (< 20 m, 62 %), con una fuerte concentración en la zona SE (53 %). También se registró biomasa secundaria en el estrato de 20-40 m (34 %), especialmente en la zona SE (22 %). Su presencia en profundidades mayores fue mínima (4 %) presentándose en este estrato únicamente en la zona SE. En general, las cinco especies muestran preferencia por fondos de profundidad intermedia (20-40 m) y somera (< 20 m), distribuyendo el 94 % de su biomasa principalmente en el límite entre ambos estratos.

7.10.1 Principales cambios en la distribución de la abundancia y biomasa

Dado que los cruceros prospectivos no se llevaron a cabo de forma continua entre 2002 y 2018, ni cubrieron la totalidad del área de estudio, en algunos años los lances se limitaron a ciertas zonas (Tabla 6 y Fig. 11). Los únicos años en los que se realizaron lances en toda el área de estudio fueron 2004, 2008 y 2016, por lo que estos representan de forma más integral la distribución espacial de las especies. Sin embargo, los datos de los demás años también aportan información valiosa y deben considerarse para observar la distribución de las especies a lo largo del tiempo, al menos en las zonas donde se realizaron los muestreos.

En la Fig. 36 se observan los principales cambios en la distribución de la biomasa de las especies, así como la variación porcentual en cada zona. Se observa un desplazamiento de la proporción de la biomasa total hacia el norte en 2016 respecto de 2004.

En 2004, *B. polylepis* presenta un mayor porcentaje de biomasa en las zonas S y SE; sin embargo, en 2016 cambia y las zonas N y NO presentaron el mayor porcentaje. Esta tendencia se observa en la mayoría de las especies, incluso en *D. brevirostris*, que no suele distribuirse en estas zonas. La única excepción a este patrón fue *H. elongatus*, cuya distribución en 2004 estuvo limitada a las zonas S y SE, mientras que en 2016 solo a la zona S. Sin embargo, esta especie registró una marcada expansión hacia el norte en 2011, alcanzando su máxima abundancia en esa región.

A pesar de que en 2008 se realizaron muestreos en todas las zonas, los registros se concentraron únicamente en la zona S, lo que sugiere una posible limitación operativa o un patrón de distribución particularmente restringido durante ese año.

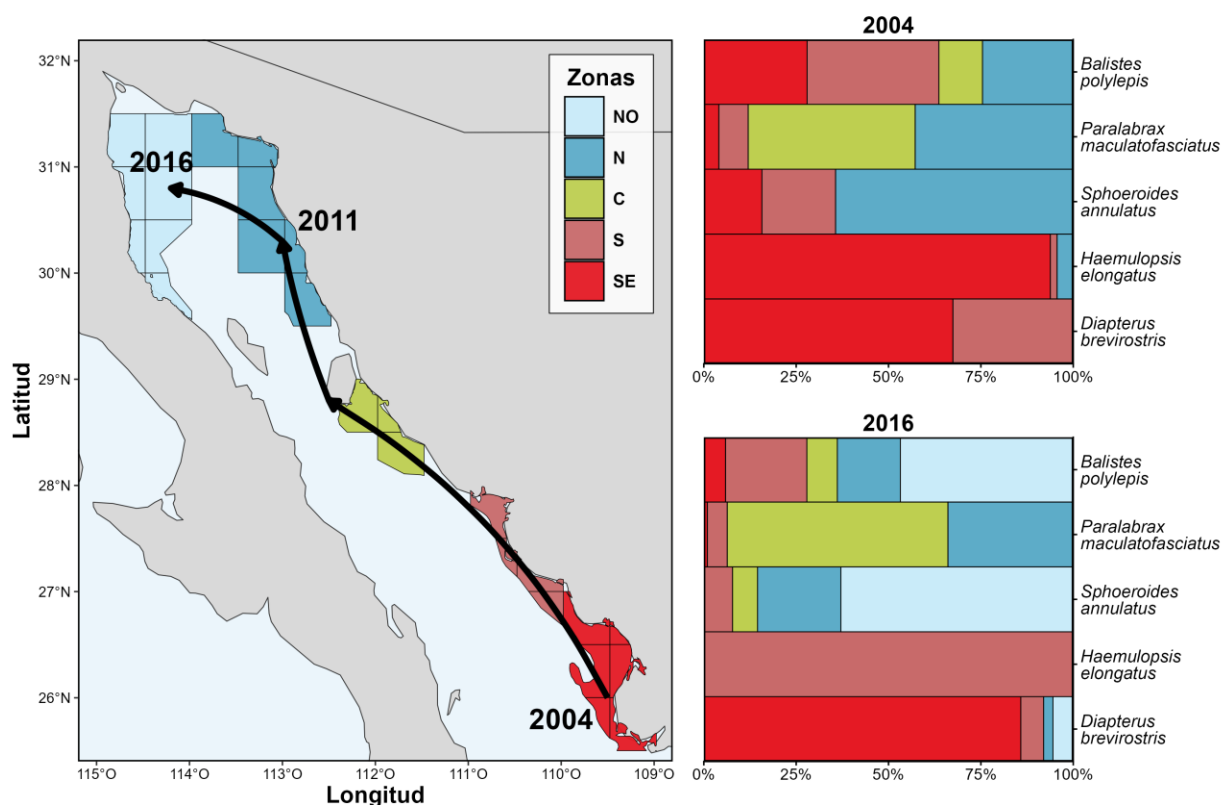


Figura 36. Análisis comparativo entre 2004 y 2016 de las variaciones en la distribución y la composición de la biomasa de las cinco especies de peces de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California. A la izquierda se muestra el cambio espacial en la distribución de la biomasa y, a la derecha, se detalla la contribución porcentual de la biomasa por zona en cada año. NO = Noroeste, N = Norte, C = Centro, S = Sur y SE = Sureste.

Estas variaciones interanuales se reflejan también en las anomalías estandarizadas de la abundancia, biomasa y talla media de las especies a lo largo del periodo de estudio (Fig. 37),

donde se observan anomalías positivas en 2011 para todas las especies, excepto *D. brevirostris*; en cambio esta especie sí muestra anomalías positivas en 2016, junto con *B. polylepis*, reforzando la hipótesis de un cambio en la dinámica poblacional de estas especies cambios espaciales, temporales y ambientales.

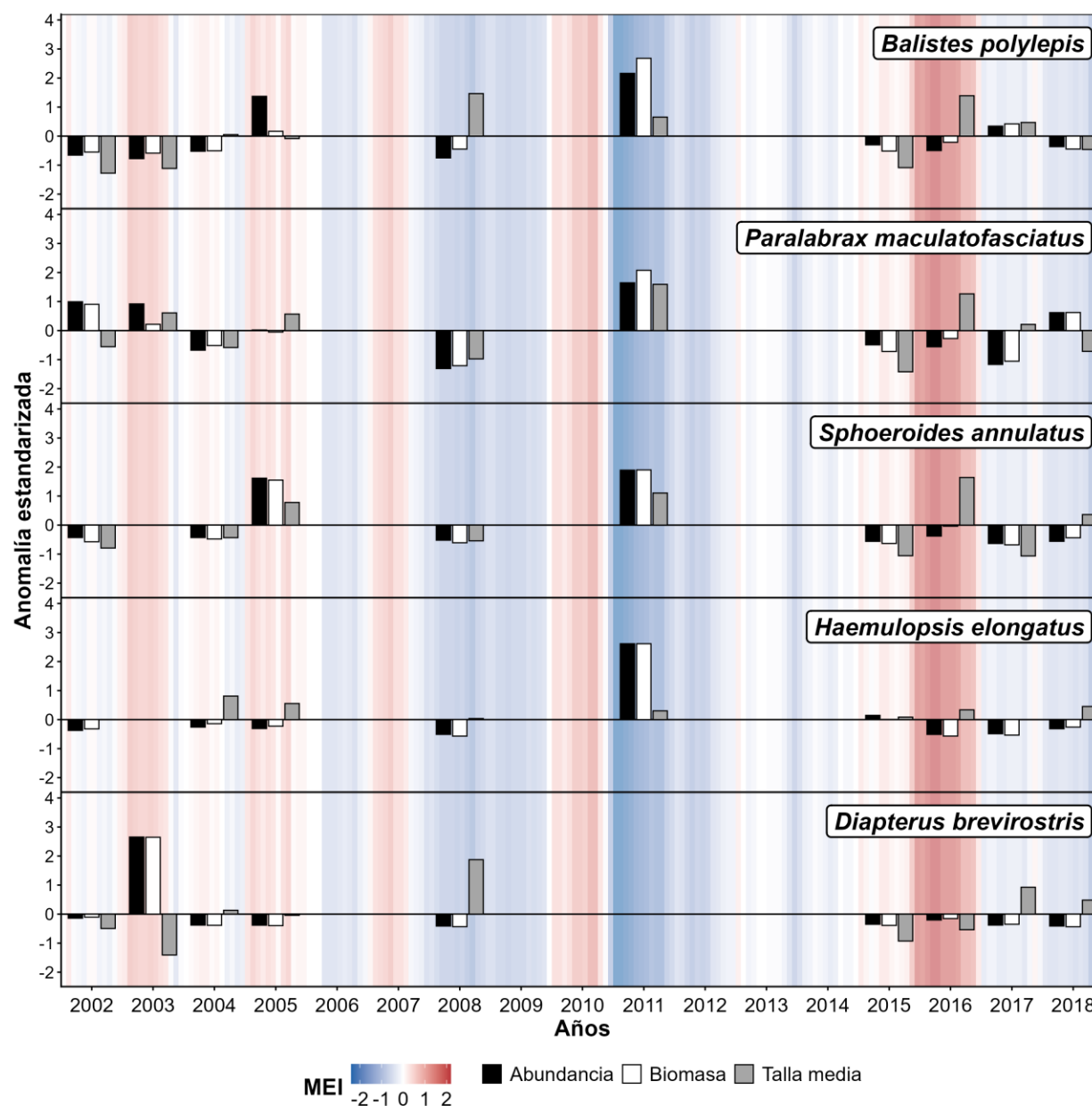


Figura 37. Anomalías en la abundancia, biomasa y talla media de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018. Los colores indican la fase del ENSO en la que se encontraba cada periodo.

7.11 Efectos del ambiente en la biomasa

Los resultados de la estimación de la biomasa anual, desglosada por zonas y estratos de profundidad (Fig. 38), sugieren una posible influencia de factores ambientales. Por ello, para evaluar los efectos temporales y espaciales de las diversas variables ambientales sobre la biomasa, se realizaron análisis multivariados.

El análisis PERMANOVA no detectó efectos significativos en la interacción entre los tres factores (Año * Zona * Estrato; $p > 0.05$), ni en las interacciones por pares. No obstante, se encontraron diferencias significativas en la composición de la biomasa entre años ($F = 1.82$, $p = 0.00011$) y entre zonas geográficas ($F = 1.95$, $p = 0.00141$). Estos resultados indican una variabilidad tanto temporal como espacial en la distribución de la biomasa dentro del GC. En contraste, no se observaron diferencias significativas entre los estratos de profundidad ($F = 1.27$, $p = 0.1971$), lo que sugiere que los efectos combinados de año, zona y profundidad no explican de manera significativa la variación observada (Tabla 14).

Tabla 14. Análisis de varianza multivariado permutacional (PERMANOVA) de los efectos temporales y espaciales sobre la biomasa de cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018. *gl* = grados de libertad; SC = suma de cuadrados; R^2 = coeficiente de determinación; F = estadístico pseudo- F ; p (perm) = valor de significancia basado en permutaciones.

Factor	<i>gl</i>	SC	R^2	F	p (perm)
Año * Zona * Estrato	8	1.6	0.03	0.556	0.91360
Residual	87	32.2	0.58		
Total	146	55.7	1.00		
Año * Zona	16	4.9	0.09	0.91	0.599
Residual	117	39.4	0.71		
Total	146	55.7	1		
Zona * Estrato	5	2.3	0.04	1.30	0.206
Residual	135	48.2	0.87		
Total	146	55.7	1		
Año * Estrato	15	3.7	0.07	0.70	0.815
Residual	120	42.4	0.76		
Total	146	55.7	1		
Año	9	5.4	0.10	1.82	0.00011*
Zona	4	2.6	0.0485	1.9478	0.00141*
Estrato	2	0.8	0.02	1.272	0.197
Residual	131	43.3	0.82		
Total	146	53.1	1		

Nota: en la columna Factor, el * indica interacción. En la columna p (perm) el * indica significancia estadística ($p < 0.05$)

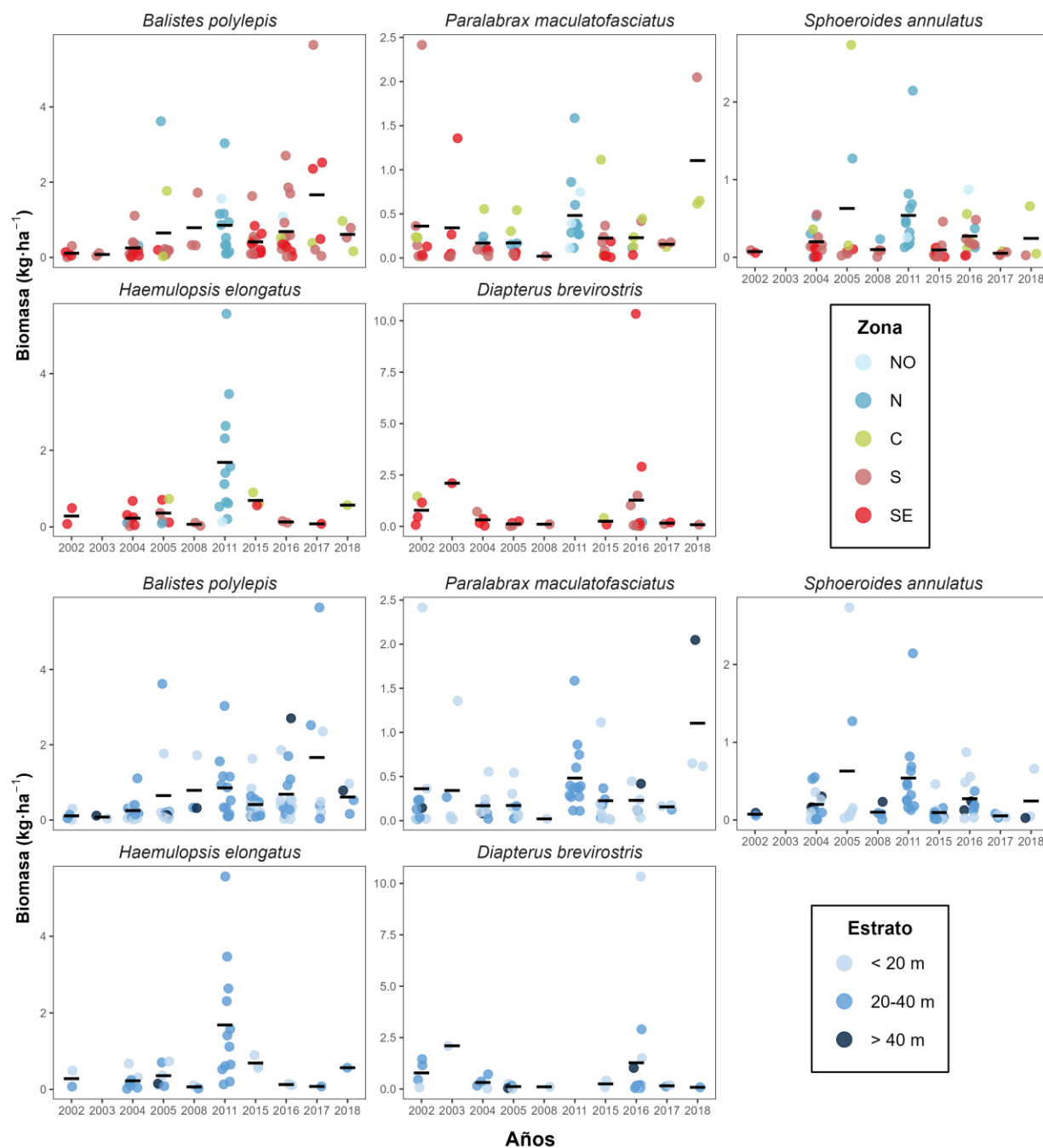


Figura 38. Variabilidad espaciotemporal de la biomasa por lance de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante 2002-2018. Cada punto representa un sitio de muestreo individual (lance), mientras que la línea negra horizontal indica la biomasa media anual.

Los diagramas de ordenación no métrica (NMDS) revelaron agrupamientos distintos según el año y la zona. En particular, los años 2011, 2016 y 2005 formaron clústeres bien definidos, lo que indica diferencias temporales en la composición de la biomasa (Fig. 39, izquierda). De manera similar, se observaron agrupamientos espaciales marcados en las zonas N, SE y S, lo que sugiere

variaciones regionales en la estructura de la comunidad (Fig. 39, derecha). Estos patrones coinciden con los resultados del PERMANOVA, lo que refuerza la importancia de los factores temporales y espaciales en la distribución de la biomasa en el GC.

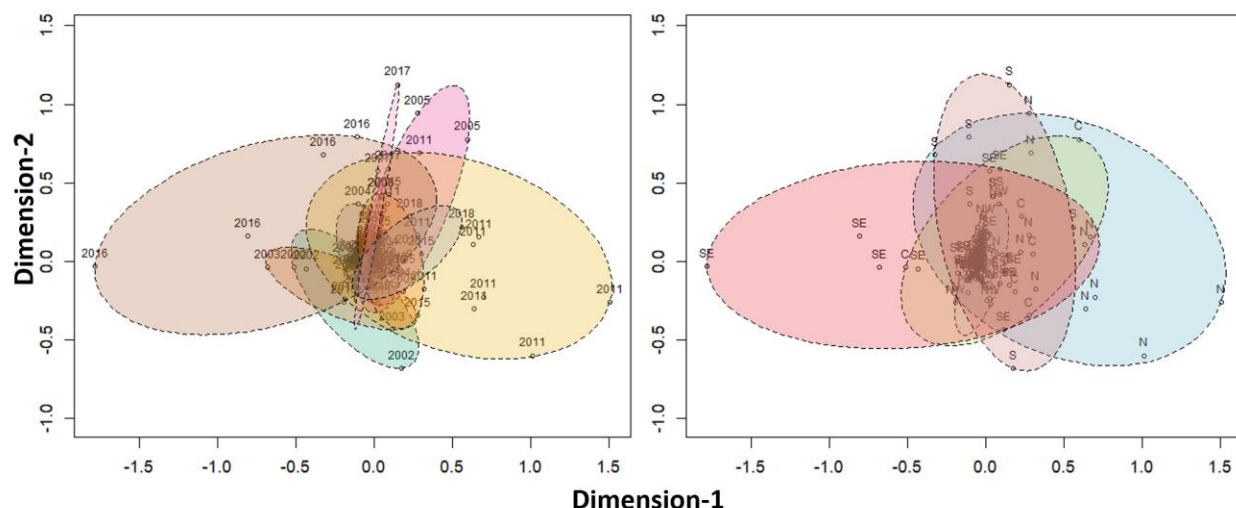


Figura 39. Gráfico de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) de la biomasa de cinco especies de peces capturadas como pesca incidental entre 2002 y 2018 en el Golfo de California por año y zona.

El PCA de los datos de biomasa transformados logarítmicamente mostró que los dos primeros componentes explicaron el 61.6 % de la variabilidad total (Tabla 15). La variabilidad de la biomasa estuvo impulsada principalmente por *H. elongatus*, *D. brevirostris* y *B. polylepis*, que fueron las especies con mayor contribución. De acuerdo con la Fig. 40, la biomasa de *H. elongatus* se asoció predominantemente con la zona N y con el año 2011, mientras que la de *D. brevirostris* se asoció con la zona SE y con el año 2016. En contraste, *B. polylepis* mostró una distribución más amplia en zonas y años, lo que sugiere una mayor plasticidad espacial y temporal. Esta misma tendencia se observa en la Fig. 38.

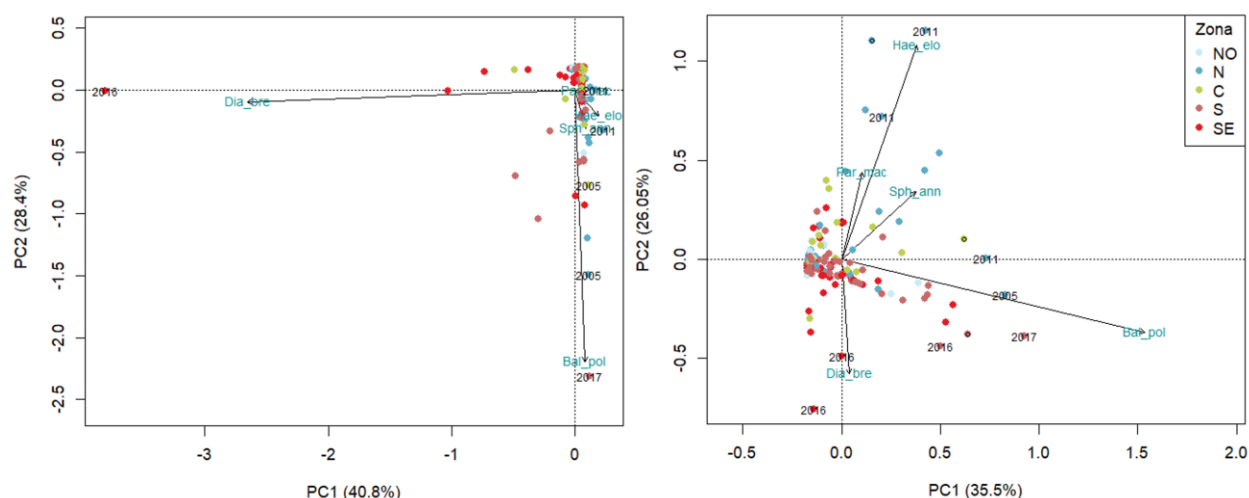


Figura 40. Análisis de componentes principales de la biomasa de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California durante el periodo 2002-2018, agrupada por año y zona. Datos sin transformar (izquierda) y datos transformados logarítmicamente [$\log(x+1)$] (derecha). Bal_pol = *Balistes polylepis*, Par_mac = *Paralabrax maculatofasciatus*, Sph_ann = *Sphoeroides annulatus*, Hae_elo = *Haemulopsis elongatus*, Dia_bre = *Diapterus brevirostris*.

Tabla 15. Resumen del análisis de componentes principales de la biomasa de las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California (periodo 2002-2018), calculada a partir de datos con y sin transformación logarítmica.

Datos de Biomasa

Componente	Eigen valor	Varianza explicada (%)	Varianza acumulada (%)	Especie	Contribución
PC1	0.85	40.8%	40.8%	<i>Diapterus brevirostris</i>	40.7%
PC2	0.59	28.4%	69.2%	<i>Balistes polylepis</i>	28%
PC3	0.45	21.5%	90.7%	<i>Haemulopsis elongatus</i>	20%
PC4	0.11	5.5%	96.2%	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	5.8%
PC5	0.08	3.8%	100%	<i>Sphoeroides annulatus</i>	5.5%

Datos de Biomasa transformados logarítmicamente

PC1	0.14	35.6%	35.6%	<i>Balistes polylepis</i>	33.9%
PC2	0.10	26.1%	61.6%	<i>Haemulopsis elongatus</i>	22.4%
PC3	0.08	20.2%	81.8%	<i>Diapterus brevirostris</i>	21.1%
PC4	0.04	10.4%	92.2%	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	12%
PC5	0.03	7.8%	100%	<i>Sphoeroides annulatus</i>	10.6%

La transformación logarítmica redujo la influencia de los valores extremos, lo que se tradujo en una representación más equilibrada de las contribuciones por especie y sitio (Tabla 14). La Fig. 40 ilustra estas diferencias y muestra cómo la transformación mejora la diferenciación entre zonas y años clave, en comparación con los datos sin transformar. Este enfoque facilitó una identificación

más clara de la estructura de la biomasa, destacando el papel diferencial de ciertas especies y ubicaciones dentro del área de estudio.

Asimismo, la biomasa se relacionó estadísticamente tanto con los años como con las zonas geográficas. Sin embargo, los resultados del PERMANOVA revelan una alta varianza residual, con un 82% de la variabilidad de la biomasa que no se explica por los factores analizados, lo que sugiere la posible influencia de otras variables no consideradas en este estudio, posiblemente de origen ambiental o ecológico.

La ausencia de un efecto significativo de la profundidad indica que la biomasa de estas especies no varía de forma sistemática con la profundidad, lo cual podría estar relacionado con la distribución relativamente homogénea de algunas especies a lo largo del gradiente batimétrico. En cambio, las zonas geográficas sí mostraron un efecto claro, lo que refleja la heterogeneidad de los hábitats y las condiciones locales dentro del GC. Por su parte, la elevada significancia estadística del factor temporal evidencia cambios interanuales en la biomasa, probablemente asociados a fluctuaciones ambientales, como eventos climáticos y la variabilidad de las condiciones oceanográficas.

7.11.1 Variabilidad ambiental en el área de estudio

La Fig. 41 ilustra la fuerte estacionalidad de la TSM y la CHLA. Se observa un régimen térmico en el que el período cálido se presenta entre julio y octubre y el período frío, entre diciembre y marzo. En contraste, los valores más elevados de CHLA se registran durante los meses de menor temperatura (de noviembre a mayo), con picos máximos de productividad en marzo y abril.

El análisis temporal mediante diagramas de Hovmöller (Fig. 41, izquierda) muestra una extensión progresiva del periodo cálido; es decir, las anomalías térmicas positivas tienden a prolongarse durante más meses hacia el final de la serie temporal. Por el contrario, las concentraciones máximas de CHLA muestran una tendencia a la baja en su intensidad, aunque acompañadas de una ampliación de su ventana temporal de ocurrencia. Las curvas estacionales (Fig. 41, derecha) confirman una notable variabilidad interanual, especialmente pronunciada en la magnitud de los picos primaverales de CHLA, lo que sugiere cambios en la productividad y la estructura del sistema durante el periodo analizado.

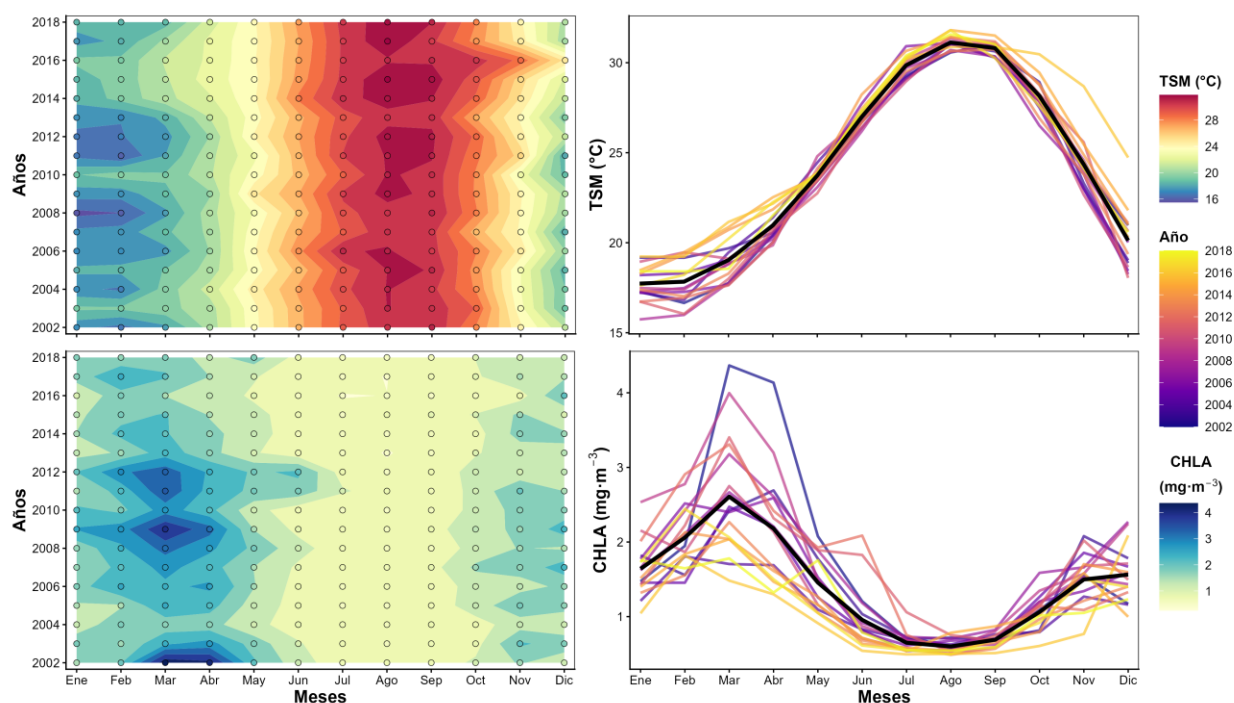


Figura 41. Dinámica temporal de la temperatura superficial del mar (TSM) y la concentración de clorofila *a* (CHLA) en la costa oriental del Golfo de California (2002-2018). Los paneles izquierdos muestran diagramas de Hovmöller que ilustran la evolución interanual e intra-anual de ambas variables. Los paneles derechos presentan los ciclos estacionales por año y la climatología promedio del periodo completo (línea negra sólida).

7.11.2 Variabilidad por zonas

Al igual que en el análisis general del área de estudio, se observa una marcada estacionalidad en ambas variables ambientales. No obstante, se observan diferencias importantes entre zonas, especialmente en las regiones más al sur del golfo. Las zonas ubicadas más al sur (S y SE) se distinguen por presentar una mayor amplitud temporal de las temperaturas elevadas y de los valores bajos de la concentración de CHLA (Fig. 42). De manera consistente, la zona SE presenta los promedios térmicos más altos, mientras que las zonas del norte (NO y N) mantienen temperaturas más bajas y picos de productividad primaria más pronunciados.

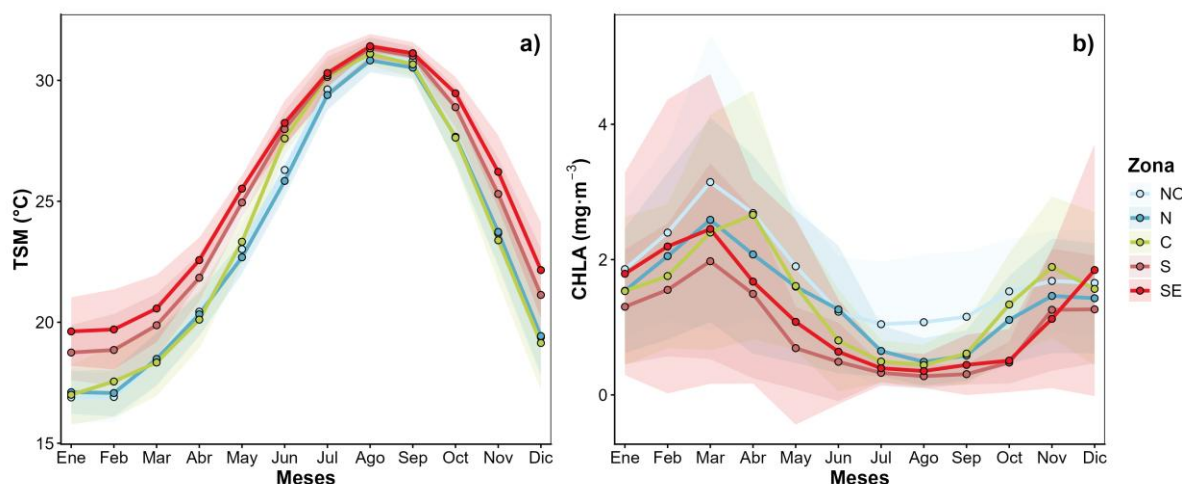


Figura 42. Ciclo estacional promedio de la temperatura superficial del mar (a, TSM) y clorofila *a* (b, CHLA) en las cinco zonas de estudio a lo largo de la costa oriental del Golfo de California (2002-2018). Las líneas sólidas representan el promedio mensual del periodo y las áreas sombreadas indican la desviación estándar. NO = Noroeste, N = Norte, C = Centro, S = Sur y SE = Sureste.

Estas diferencias en espacio y tiempo se muestran en la Fig. 43, que presenta la evolución interanual mediante un suavizado de las series temporales para reducir la variabilidad estacional (Fig. 43a). Se observa una tendencia general al aumento de la TSM durante el período analizado en las cinco zonas; sin embargo, el análisis de regresión lineal (Fig. 43c) revela que este incremento térmico no es estadísticamente significativo ($p > 0.05$), lo que destaca la fuerte influencia de la variabilidad interanual cíclica en el régimen térmico de la región.

Por el contrario, la disminución de la CHLA a lo largo del tiempo mostró un patrón que varió según la latitud. La reducción de la concentración de clorofila *a* fue estadísticamente significativa en las zonas más al norte, con tasas de decremento anuales muy marcadas (zona NO: $-0.042 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{año}^{-1}$, $p < 0.001$; zona N: $-0.024 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{año}^{-1}$, $p < 0.05$). En cambio, las zonas del centro y sur (C, S y SE) no mostraron tendencias lineales de pérdida a largo plazo (Fig. 43d). En general, estos datos respaldan la idea de que las condiciones oceanográficas en el GC son muy variables, ya que los cambios ambientales a largo plazo influyen de manera distinta según la latitud. Las series temporales y las tendencias específicas de cada zona se muestran en el Anexo B.

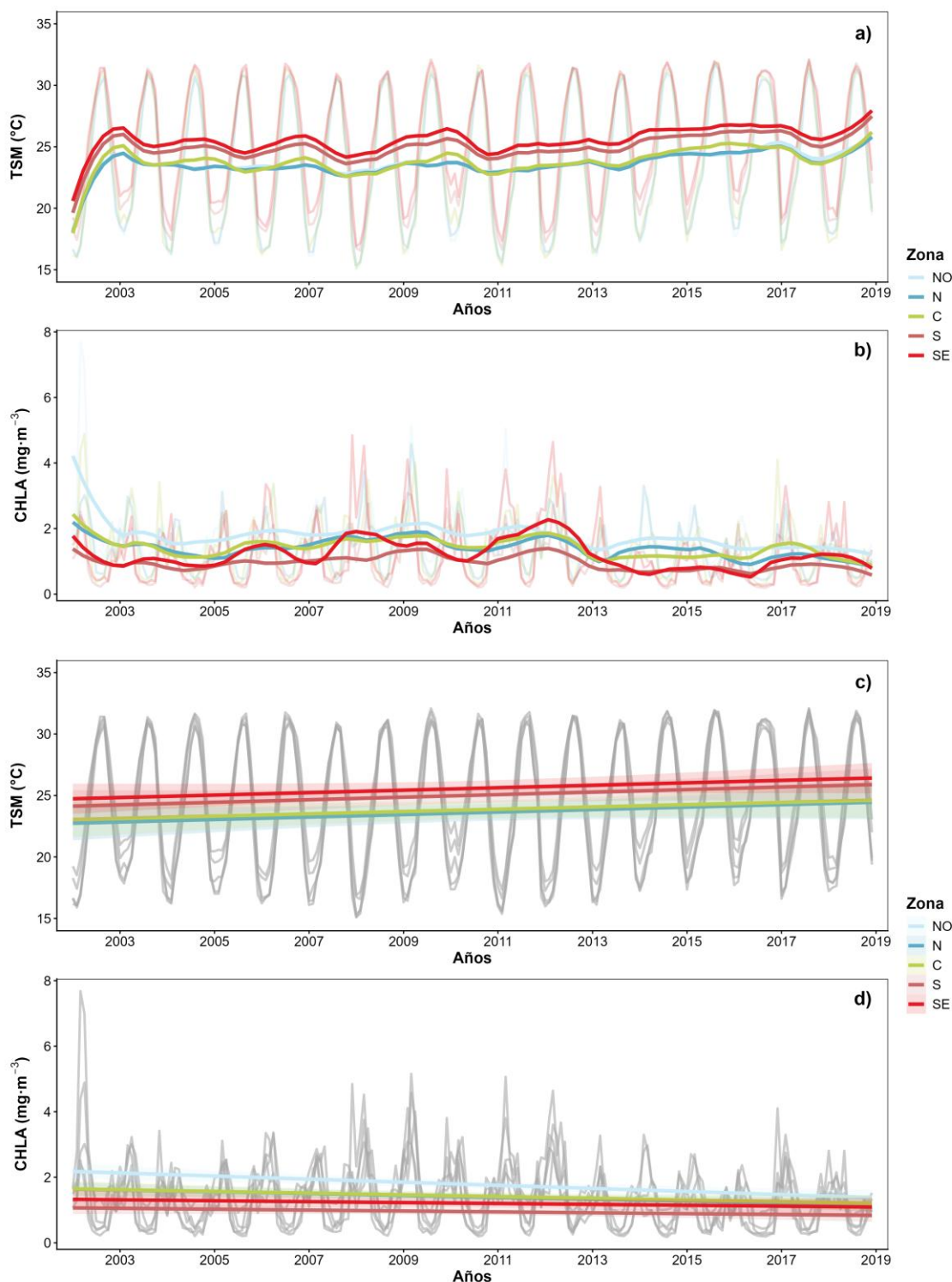


Figura 43. Series de tiempo interanuales y tendencias a largo plazo de la temperatura superficial del mar y de la clorofila a en las cinco zonas de la costa oriental del Golfo de California (2002-2018). Los paneles superiores muestran la tendencia interanual suavizada para filtrar el ciclo estacional (a, b), mientras que los paneles inferiores presentan las tendencias lineales con sus respectivos intervalos de confianza del 95% (c, d). Las líneas continuas de color representan el ajuste por zona y las líneas grises de fondo ilustran la variabilidad de los promedios mensuales generales. NO = Noroeste, N = Norte, C = Centro, S = Sur y SE = Sureste.

Para caracterizar la variabilidad interanual y aislar el ciclo estacional, se calcularon las anomalías mensuales (Fig. 44). Se evidenció una clara alternancia entre períodos cálidos y fríos, con un calentamiento anómalo severo y sostenido en todas las zonas entre 2014 y 2016, coincidiendo con el evento El Niño y la onda cálida marina The Blob. Además, las anomalías de CHLA se volvieron notablemente negativas (Fig. 44, derecha). La superposición de los períodos de muestreo (franjas grises) muestra que los muestreos abarcaron un amplio rango de variabilidad ambiental, lo que permitió evaluar directamente a las comunidades en condiciones anómalas.

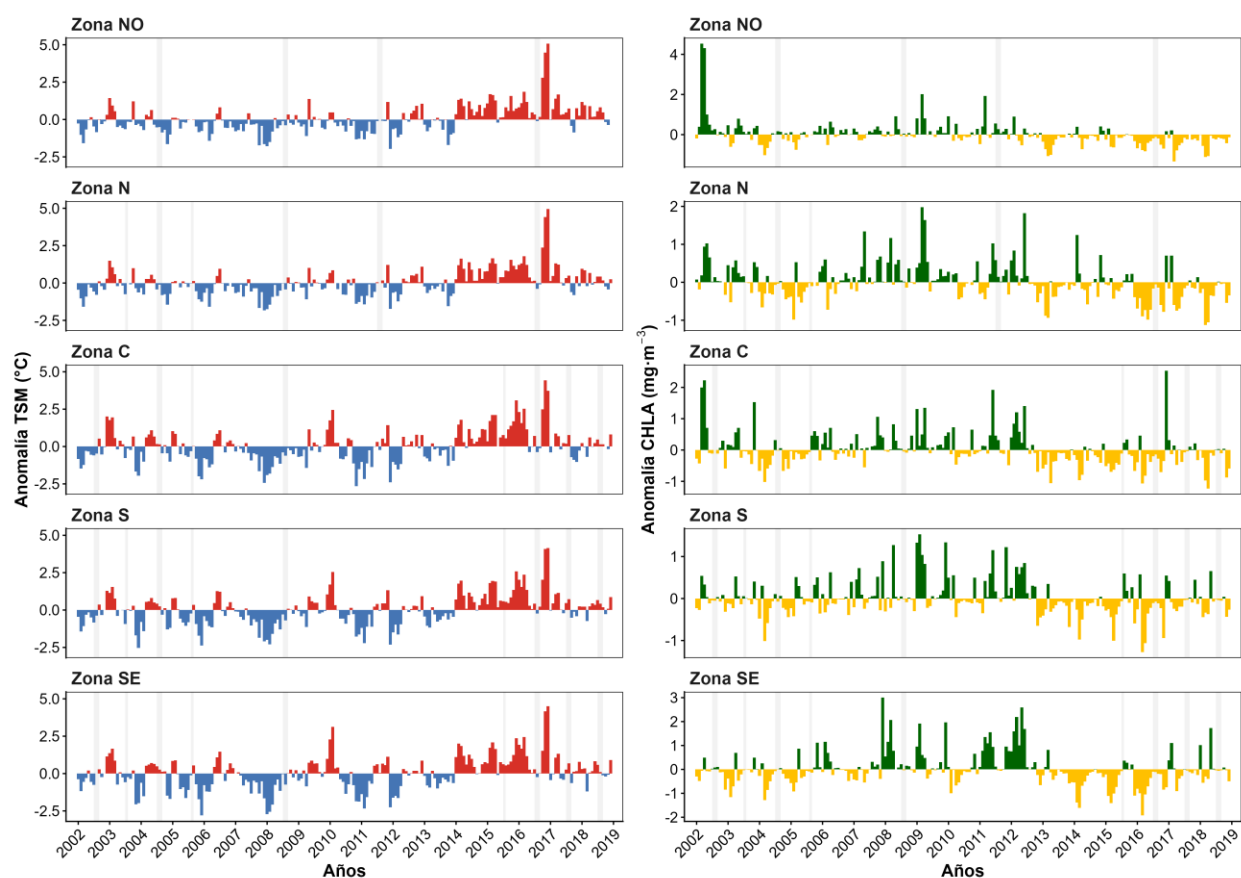


Figura 44. Anomalías mensuales de la temperatura superficial del mar y concentración de clorofila a en las cinco zonas de la costa oriental del Golfo de California durante el periodo 2002-2018. Las áreas sombreadas en gris indican los periodos específicos en los que se realizaron los muestreos en cada zona. NO = Noroeste, N = Norte, C = Centro, S = Sur y SE = Sureste.

El análisis de correlación de Spearman entre las anomalías mostró una relación inversa y significativa en todas las áreas (Fig. 45), lo que confirma el déficit de clorofila a ante aumentos térmicos. Sin embargo, la fortaleza del vínculo físico-biológico variaba según la ubicación. La zona SE mostró la correlación negativa más fuerte ($\rho = -0.463$, $p < 0.001$), lo que indica que la productividad primaria es muy sensible a los cambios térmicos. Las zonas NO, C y S presentaron

una correlación moderada (ρ entre -0.27 y -0.34, $p < 0.001$), mientras que en la zona N la relación fue más débil ($\rho = -0.198$, $p = 0.004$), lo que sugiere una mayor desconexión temporal en esa región. Dada la considerable variabilidad y la presencia de eventos térmicos extremos, es crucial estudiar cómo responden las comunidades demersales. Por ello, a continuación, se analiza cómo estas y otras variables ambientales afectan la biomasa de la fauna acompañante.

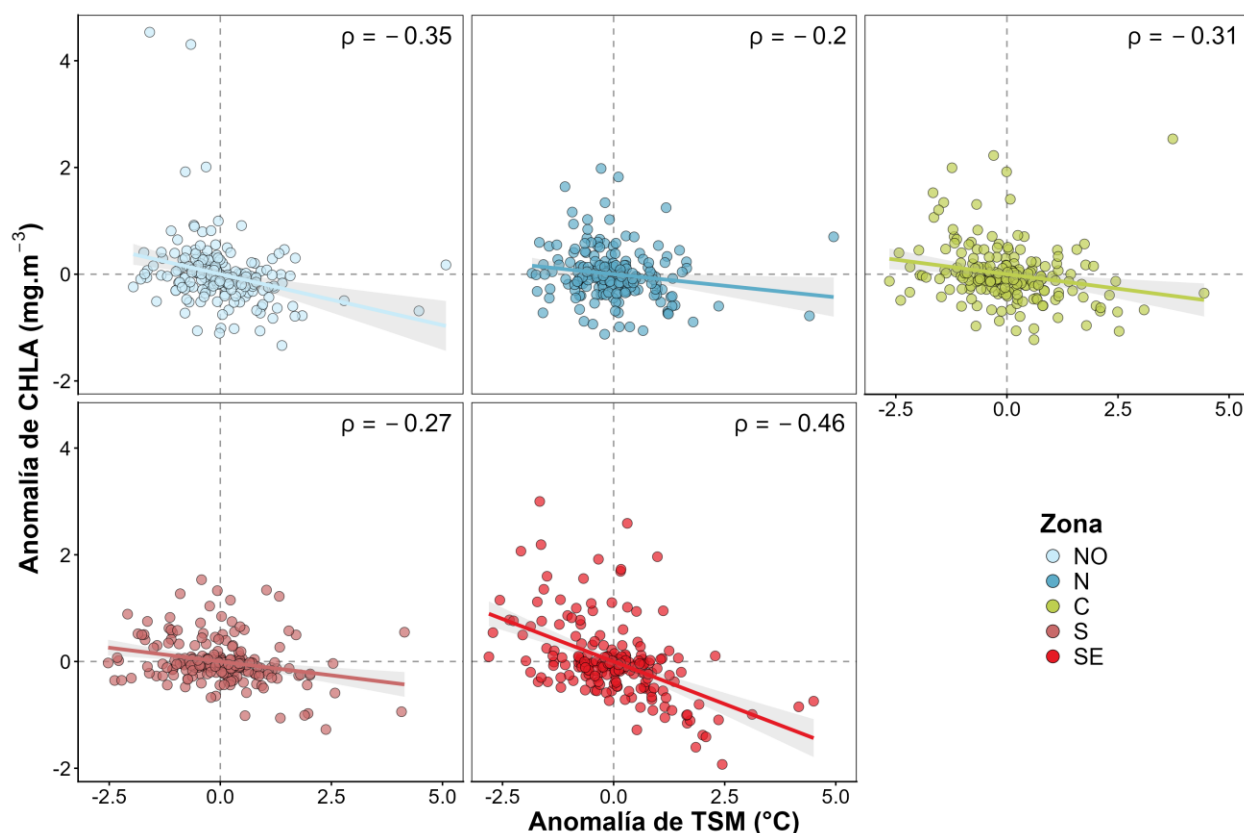


Figura 45. Relación de acoplamiento físico-biológico entre las anomalías mensuales de la temperatura superficial del mar (TSM) y la clorofila a (CHLA) en las cinco zonas del Golfo de California (2002-2018). ρ = coeficiente de correlación de Spearman. NO = Noroeste, N = Norte, C = Centro, S = Sur y SE = Sureste.

7.11.3 Modelos Aditivos Generalizados

Para determinar el efecto de las variables ambientales sobre la FAC, se ajustaron Modelos Aditivos Generalizados. Estos modelos permitieron evaluar las relaciones no lineales entre la biomasa de las especies analizadas y las variaciones espaciotemporales de la TSM y la CHLA. Adicionalmente, para capturar la señal climática a gran escala descrita en los apartados anteriores, se incorporó el Índice Multivariado del ENSO (MEI) como predictor oceanográfico.

Los GAMs revelaron respuestas específicas por especie ante las variables ambientales, destacando la TSM, la CHLA y el MEI como predictores influyentes de la variabilidad de la biomasa. Especies como *P. maculatofasciatus* y *H. elongatus* registraron los mayores porcentajes de desviación explicada, con una influencia significativa de la CHLA y el MEI ($p < 0.05$). En el caso de *H. elongatus*, el modelo óptimo incluyó CHLA, TSM y MEI, alcanzando un 76.9 % de desviación explicada. Para *P. maculatofasciatus*, las mismas variables explicaron el 66.8%, siendo la TSM y el MEI las de mayor significancia. De forma similar, *D. brevirostris* mostró una fuerte asociación con el MEI, con un 67.0 % de desviación explicada (Tabla 16), lo que sugiere una clara influencia climática de gran escala sobre su dinámica.

En contraste, *B. polylepis* y *S. annulatus* mostraron asociaciones más débiles; en el caso de *S. annulatus*, la TSM fue la variable más importante, explicando el 30.2% de la desviación, aunque su efecto fue solo marginalmente significativo. En general, estos resultados resaltan la relevancia de la productividad primaria (CHLA) y de las variaciones climáticas (MEI) como factores principales que influyen en la biomasa de ciertas especies, especialmente de *P. maculatofasciatus*, *H. elongatus* y *D. brevirostris* (Fig. 46).

Tabla 16. Selección de los modelos aditivos generalizados con mejor ajuste para cada especie, basada en el Criterio de Información de Akaike. AIC: Criterio de Información de Akaike; TSM: temperatura superficial del mar; CHLA: clorofila *a*; MEI: Índice Multivariado de ENSO.

Especie	Modelo	AIC	Desviación explicada (%)	Valor <i>p</i>	<i>R</i> ² ajustado
<i>Balistes polylepis</i>	Modelo nulo	87.3	-	-	-
	TSM	88.4	6.8%	0.329	0.000
	CHLA	89.7	4.0%	0.842	0.000
	MEI	85.6	30.6%	0.165	0.236
	MEI + TSM	84.8	40.8%	0.104	0.385
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	Modelo nulo	56.1	-	-	-
	TSM	57.6	2.6%	0.455	0.000
	CHLA	51.8	26.3%	0.023 *	0.459
	MEI	57.4	3.6%	0.426	0.000
	CHLA + MEI	45.7	51.9%	CHLA (0.001) *, MEI (0.008) *	0.404
	MEI + TSM	49.9	51.3%	CHLA (0.014) *	0.688
	CHLA + MEI + TSM	45.0	66.8%	CHLA (0.001) *, MEI (0.017) *	0.769
<i>Sphoeroides annulatus</i>	Modelo nulo	50.9	-	-	-
	SST	47.1	30.2%	0.0324 *	0.108
<i>Haemulopsis elongatus</i>	Modelo nulo	66.9	-	-	-
	TSM	66.8	17.7%	0.148	0.000
	CHLA	57.2	47.1%	0.00312 *	0.734
	MEI	67.2	15.6%	0.263	0.000
	CHLA + MEI	56.8	52.0%	CHLA (0.000712) *	0.432
	CHLA + TSM	54.6	63.9%	CHLA (0.000741) *, TSM (0.07)	0.941
	CHLA + MEI + TSM	49.9	76.9%	CHLA (0.000142) *, TSM (0.022) *, MEI (0.032) *	0.961
<i>Diapterus brevirostris</i>	Modelo nulo	66.1	-	-	-
	TSM	68.1	0.6%	0.731	0.000
	CHLA	60.7	31.8%	0.0116 *	0.213
	MEI	54.8	67.0%	0.0149 *	0.716
	MEI + TSM	56.1	68.7%	MEI (0.0172) *	0.658

* Indica significancia estadística ($p < 0.05$)

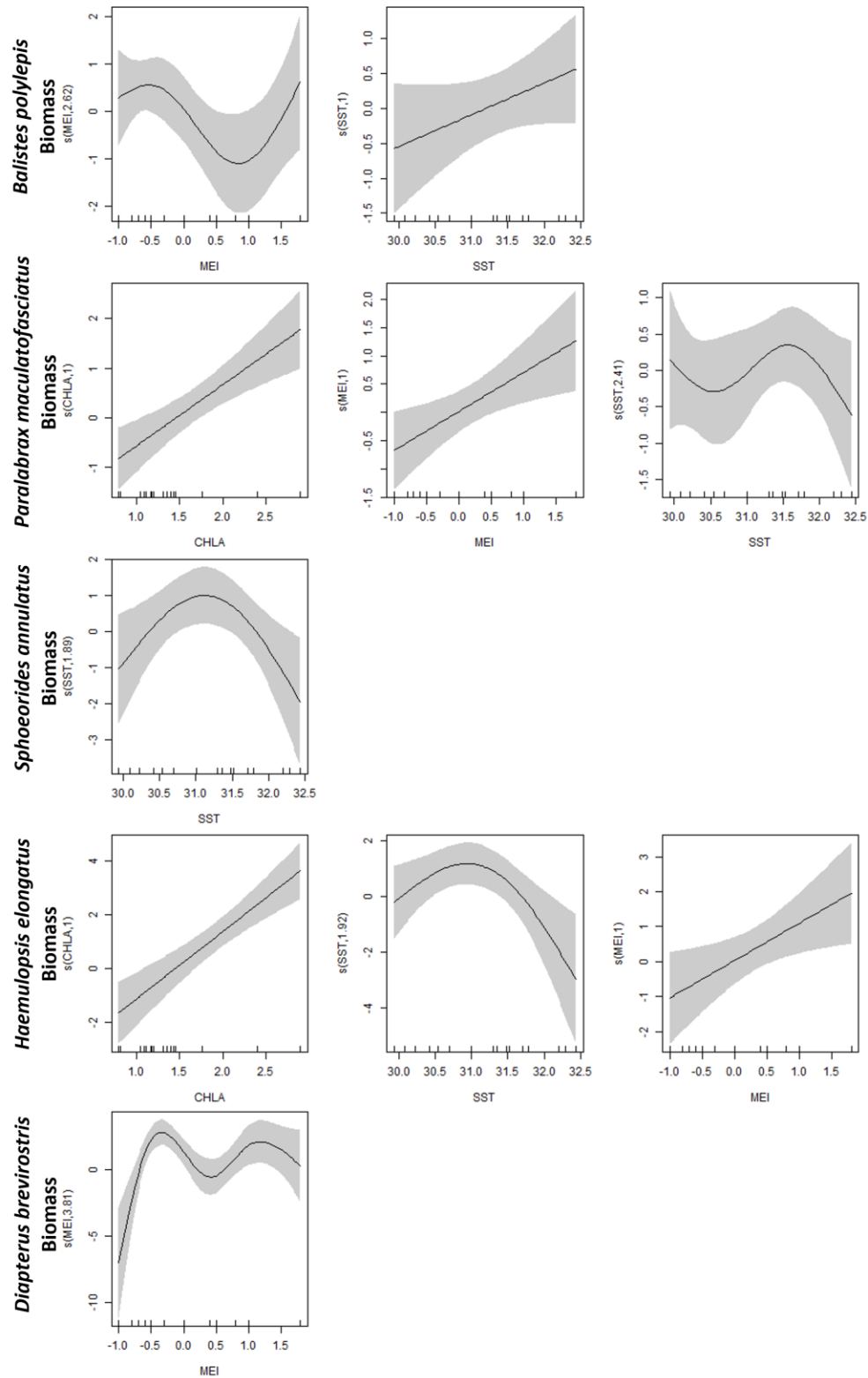


Figura 46. Estimaciones suavizadas de los predictores ambientales, obtenidas mediante modelos aditivos generalizados, para la biomasa ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) de cinco especies de peces capturados como fauna de acompañamiento en el Golfo de California (2002-2018). Las áreas sombreadas en gris representan los intervalos de confianza del 95 %, y las marcas a lo largo del eje x indican los puntos de muestreo.

Las curvas de respuesta parcial derivadas de los GAMs (Fig. 46) permiten comprender el efecto de las variables predictivas (ambiente) sobre las variables respuesta (biomasa). En *D. brevirostris* se observa una respuesta específica al MEI, lo que indica que su población aumenta cuando el índice presenta valores positivos asociados a condiciones de El Niño y valores negativos asociados a condiciones de La Niña. Por otro lado, especies como *S. annulatus* y *H. elongatus* muestran respuestas a la TSM no lineales, en las que su biomasa se optimiza dentro de un rango de temperatura concreto y disminuye rápidamente si se supera ese umbral. Este patrón, junto con su fuerte relación con la disponibilidad de alimento (CHLA), indica que los eventos de calor anómalo en el área actúan como un estresor, superan la tolerancia térmica fisiológica de las especies y también colapsan la productividad primaria que las alimenta.

7.12 Modelos de Nicho Ecológico: distribución potencial y proyecciones futuras

Para complementar el análisis de la variabilidad observada y evaluar la posible respuesta de las cinco especies ante escenarios de cambio climático, se aplicó un enfoque de modelado de nicho ecológico. Este análisis integró los registros de presencia obtenidos de los cruceros prospectivos (2002-2018) con datos de acceso abierto (GBIF y OBIS; tabla 4), abarcando la totalidad del rango de distribución de cada especie en el POT.

7.12.1 Integración de datos de ocurrencia

La base de datos de ocurrencias de las cinco especies se construyó mediante la integración de registros de bases de datos de acceso libre (GBIF y OBIS) con datos de campo propios de la FAC correspondientes al periodo 2000-2020. Inicialmente, se recopilaron 2,766 registros brutos de ocurrencia de las cinco especies, provenientes de bases de datos de acceso libre. Tras el proceso de depuración geográfica y temporal y de eliminación de duplicados, el número de ocurrencias en GBIF y OBIS se redujo a 718. La Tabla 17 resume el proceso de obtención y depuración de los datos de presencia utilizados en el modelado.

Los datos de la FAC provenientes de cruceros prospectivos constituyeron una contribución esencial al modelado, aportando 297 lances positivos y complementando de manera significativa los registros de las bases de datos abiertas (Tabla 17b). Para especies con baja disponibilidad de datos en las bases de datos globales, como *H. elongatus*, la FAC aportó la mayoría de los registros

(36 de 63 ocurrencias en total), lo cual resultó crucial para lograr una representación espacial adecuada.

Después de combinar los datos limpios de ambas fuentes (GBIF+OBIS y FAC) y filtrarlos para asegurar la disponibilidad de los valores de las variables ambientales seleccionadas, el conjunto de datos final para el modelado consistió en 582 ocurrencias únicas (Fig. 47; Tabla 17c). Tras este filtrado, las especies con el mayor número de registros fueron *B. polylepis* (224) y *S. annulatus* (178). Las especies con el menor número de puntos finales fueron *H. elongatus* (45) y *D. brevirostris* (42). La reducción de 433 ocurrencias se debió al adelgazamiento espacial y a que varios puntos de presencia no pudieron utilizarse porque no se encontraban dentro de píxeles con valores válidos en las capas ambientales. Una explicación de esta falta de superposición es que una parte de los registros de presencia de especies marinas en bases de datos abiertas, como GBIF u OBIS, corresponde a reportes de ejemplares encontrados muertos o pescados desde la orilla, con coordenadas geográficas generalmente cercanas a la costa o a pie de playa.

Tabla 17. Resumen del proceso de depuración de los datos de presencia de las cinco especies. GBIF = Global Biodiversity Information Facility; OBIS = Ocean Biogeographic Information System; FAC = Fauna de acompañamiento del camarón.

a) Ocurrencias obtenidas a través de fuentes de acceso libre	GBIF	OBIS	Total
<i>Balistes polylepis</i>	634	232	866
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	579	5	584
<i>Sphoeroides annulatus</i>	744	282	1026
<i>Haemulopsis elongatus</i>	40	3	43
<i>Diapterus brevirostris</i>	243	4	247
b) Ocurrencias post limpieza + lances positivos	GBIF + OBIS	FAC	Total
<i>Balistes polylepis</i>	326	89	415
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	69	68	137
<i>Sphoeroides annulatus</i>	272	72	344
<i>Haemulopsis elongatus</i>	20	36	56
<i>Diapterus brevirostris</i>	31	32	63
c) Ocurrencias después del adelgazamiento espacial	GBIF + OBIS	FAC	Total
<i>Balistes polylepis</i>	177	47	224
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	45	47	92
<i>Sphoeroides annulatus</i>	130	48	178
<i>Haemulopsis elongatus</i>	16	29	45
<i>Diapterus brevirostris</i>	22	21	43

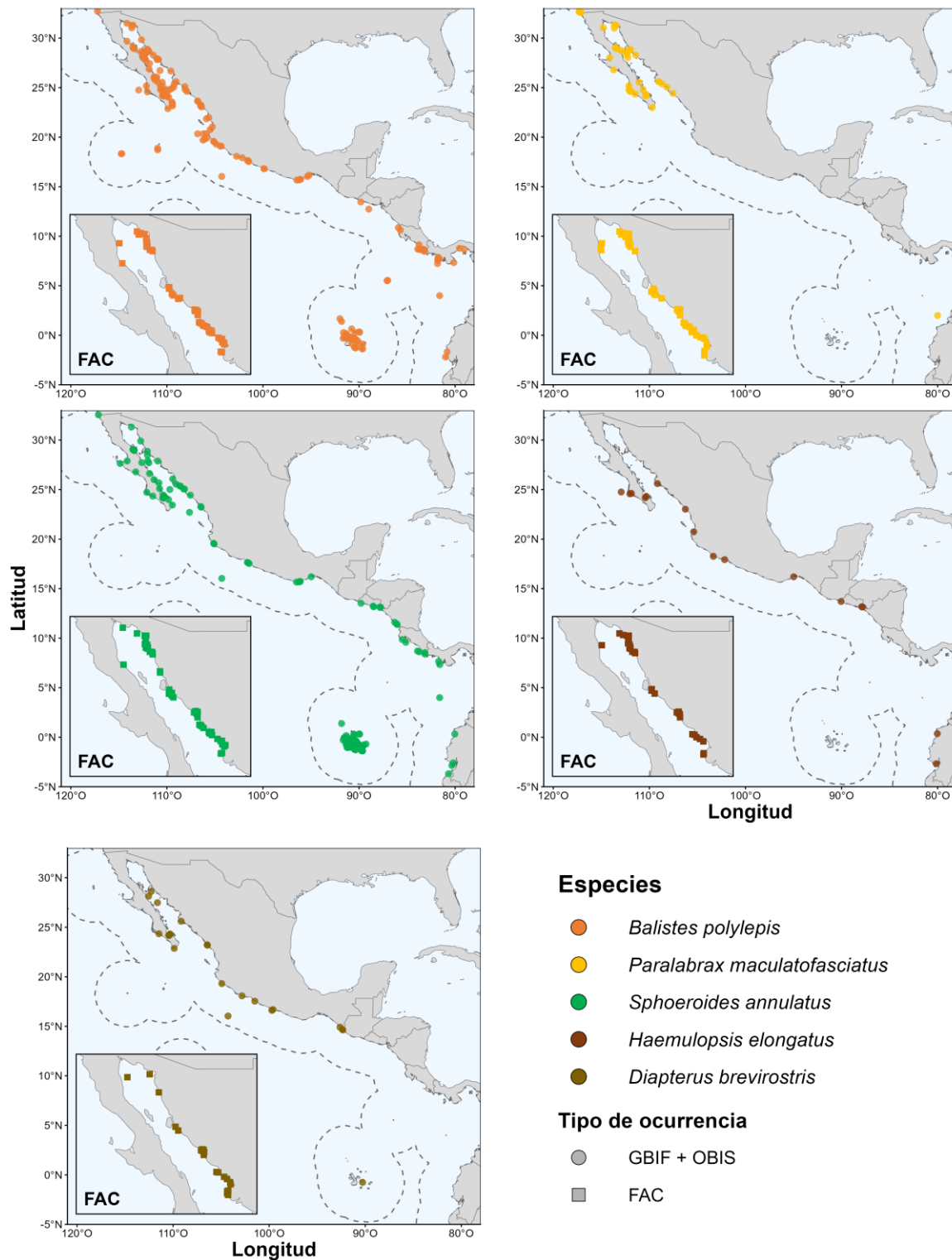


Figura 47. Distribución espacial de los registros de ocurrencia utilizados para calibrar los modelos de nicho ecológico en la región del Pacífico Oriental Tropical. Los mapas principales muestran las presencias históricas de acceso libre obtenidas de repositorios globales (GBIF+OBIS), mientras que los recuadros en la esquina inferior izquierda muestran a detalle las ocurrencias registradas de la Fauna de Acompañamiento del Camarón (FAC).

7.12.2 Selección de variables

Para la parametrización de los modelos de nicho ecológico, se utilizaron capas ambientales con una resolución espacial de 0.05° , obtenidas de la base de datos Bio-Oracle v3.0 a través de la plataforma ERDAPP. Los datos procesados corresponden a promedios climatológicos calculados para el periodo 2000-2019, cuya metodología de obtención se describe en la Tabla 3 de la sección 6.3.2.

Antes del proceso de modelado, se caracterizaron las condiciones oceanográficas y batimétricas del POT. El área de estudio se define por una marcada heterogeneidad ambiental, influenciada por los sistemas de surgencias y la dinámica de la Zona de Convergencia Intertropical.

Se consideraron cuatro variables fundamentales (tabla 3) que definen el hábitat pelágico y bentónico de las especies en estudio (Fig. 48). La selección de estas cuatro variables se basó en su relevancia biológica para especies demersales (profundidad como proxy del hábitat bentónico, TSM como regulador metabólico, CHLA como indicador de productividad y salinidad como factor osmorregulador), así como en su disponibilidad en la base de datos Bio-Oracle para escenarios futuros.

La TSM mostró un gradiente latitudinal típico del POT, con valores más cálidos ($> 28^\circ\text{C}$) asociados a la influencia del Domo de Costa Rica, y valores más templados hacia el norte del GC ($< 25^\circ\text{C}$) y en la corriente de California ($< 20^\circ\text{C}$). La CHLA, utilizada como indicador de productividad primaria, alcanzó sus valores máximos ($> 1 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$) en zonas costeras y de surgencia, en particular frente a las costas de la Península de Baja California y del norte del golfo. La salinidad reflejó dos regímenes contrastantes: aguas hipersalinas ($> 35 \text{ PSU}$) en el GC, debido a la alta evaporación, y aguas más diluidas ($< 33 \text{ PSU}$) frente a Centroamérica, debido a la descarga de grandes ríos. Finalmente, la profundidad actuó como el principal filtro espacial, definiendo la extensión de la plataforma continental (0-200 m) y, por tanto, el área de hábitat disponible para especies demersales de fondos blandos.

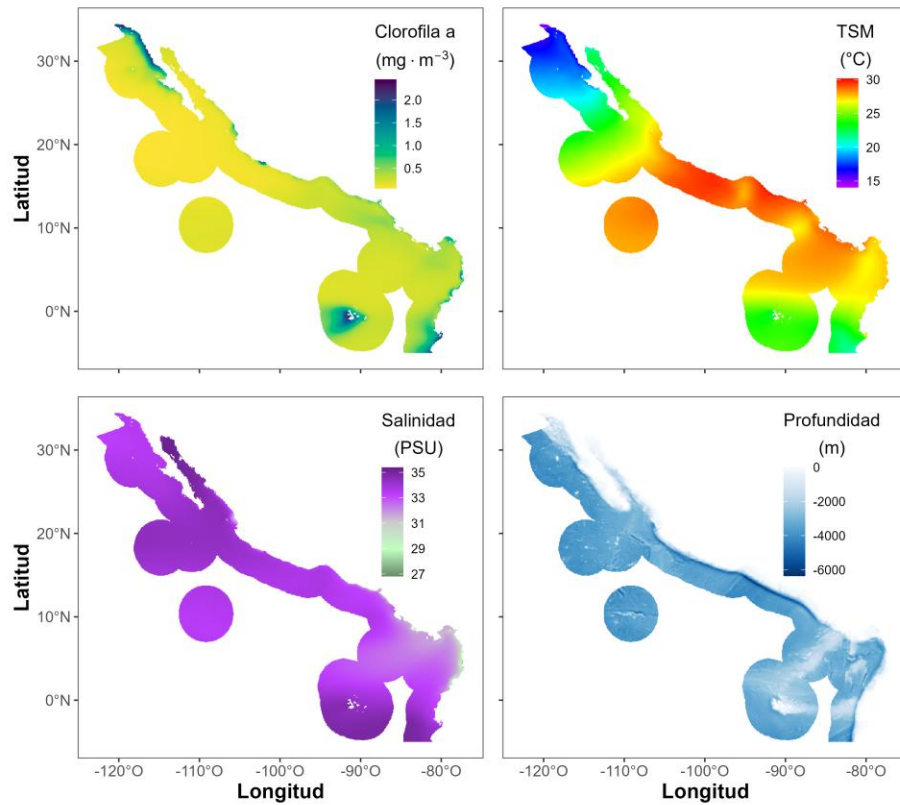


Figura 48. Representación espacial de las variables ambientales en la provincia biogeográfica del Pacífico Oriental Tropical. Se muestra el valor promedio del período 2000-2019 (actual) de las cuatro variables ambientales utilizadas en el modelado del nicho ecológico. TSM = Temperatura Superficial del Mar.

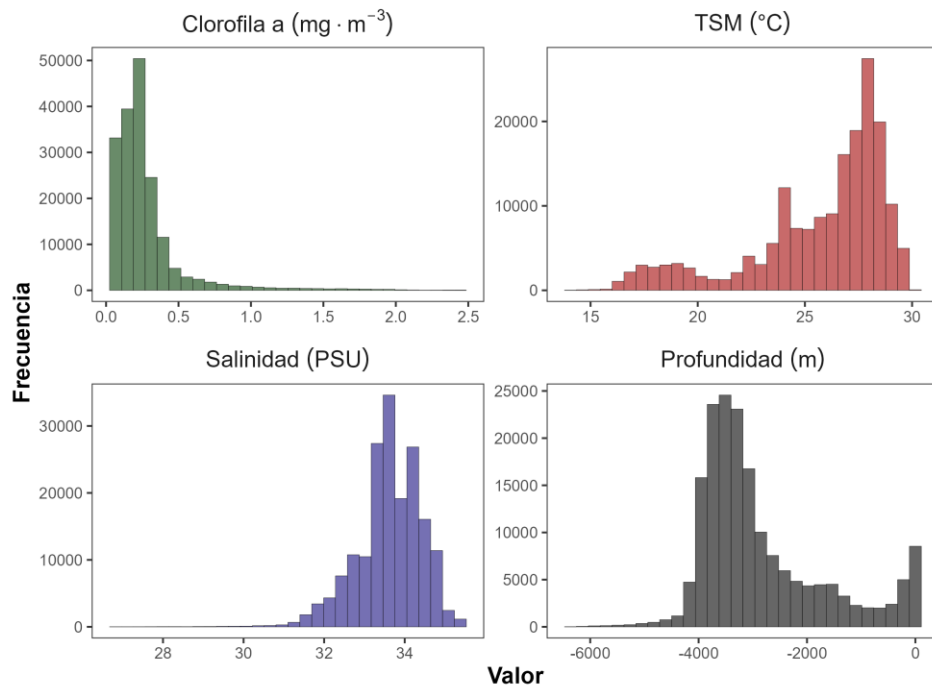


Figura 49. Distribución de frecuencias de las variables ambientales en el Pacífico Oriental Tropical. TSM = Temperatura Superficial del Mar.

Para comprender la amplitud del nicho ambiental cubierto por los datos, se calcularon las estadísticas descriptivas (Tabla 18) y se analizó la distribución de frecuencias de cada variable (Fig. 49). Los resultados indican que el área de estudio presenta una variabilidad ambiental suficiente para que los modelos identifiquen los requerimientos ambientales específicos de las especies, evitando sesgos derivados de la falta de representatividad de los gradientes ambientales.

Tabla 18. Estadística descriptiva de las variables ambientales en el Pacífico Oriental Tropical. TSM = Temperatura Superficial del Mar; CHLA = Clorofila *a*; SAL = Salinidad; Prof = Profundidad.

Variable	Media $\pm$ D.E.	Rango
TSM ($^{\circ}\text{C}$)	25.66 $\pm$ 3.26	14.06 - 30.15
CHLA ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$)	0.27 $\pm$ 0.26	0.06 - 2.45
SAL (PSU)	33.62 $\pm$ 0.8	26.82 - 35.39
Prof (m)	-2824.35 $\pm$ 1185.48	-6364.2 - 0

Para evitar la redundancia entre las variables predictoras, se realizó un análisis de correlación de Pearson y se calcularon los coeficientes VIF. La matriz de correlación (Fig. 50, izquierda) mostró coeficientes de Pearson inferiores a $|0.6|$ en todos los pares de variables, lo que indica que no existe una correlación lineal fuerte que pudiera sesgar los modelos.

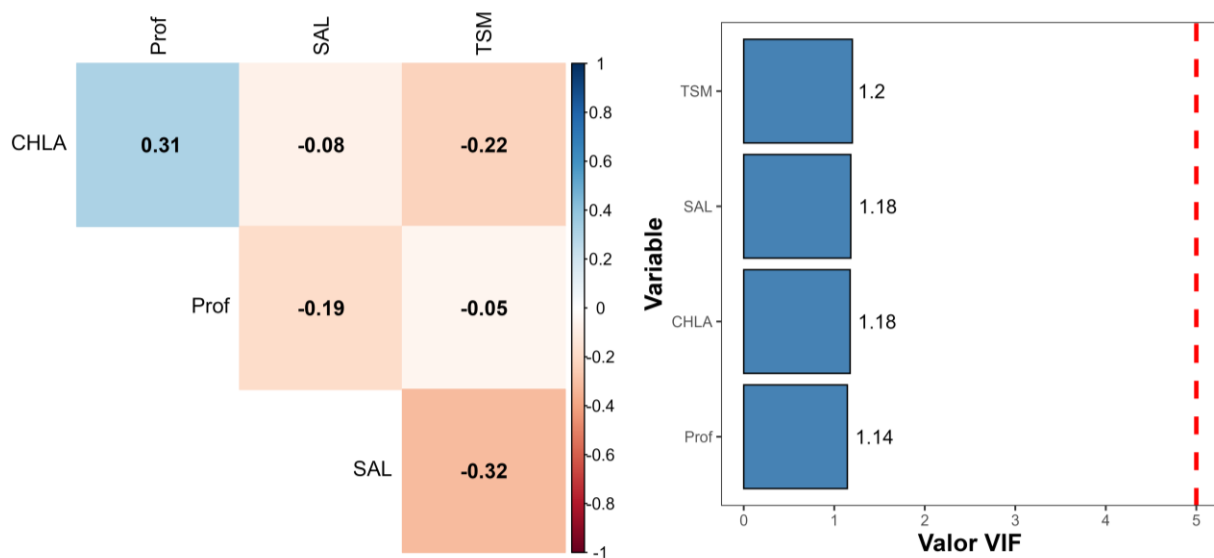


Figura 50. Evaluación de la colinealidad ambiental. Matriz de correlación de Pearson (izquierda) y factores de inflación de la varianza (VIF, derecha) para la temperatura superficial del mar (TSM), clorofila *a* (CHLA), Salinidad (SAL) y profundidad (Prof). Valores de VIF < 5 (línea roja) indican la ausencia de colinealidad significativa entre las variables seleccionadas.

Adicionalmente, los valores de VIF (Fig. 50, derecha) fueron inferiores a 1.2 en todos los casos, muy por debajo del umbral conservador de 5 (o incluso de 10; Zuur et al., 2009) comúnmente aceptado en la literatura. Este resultado confirma la independencia estadística entre las cuatro variables seleccionadas (TSM, CHLA, SAL y Profundidad) en el POT, lo que permite incluirlas simultáneamente en los modelos de nicho ecológico sin riesgo de multicolinealidad.

7.12.3 Evaluación y rendimiento del modelo

Se evaluó el rendimiento de los modelos de máxima entropía usando dos métricas complementarias: el área bajo la curva ROC (AUC), que mide qué tan bien el modelo diferencia entre presencia y background (valores cercanos a 1 indican una excelente capacidad de discriminación), y la estadística TSS (True Skill Statistic), que refleja la precisión del modelo considerando tanto los aciertos como los errores.

Los modelos mostraron un desempeño sobresaliente en las cinco especies (Fig. 51). Los valores de AUC oscilaron entre 0.944 y 0.991, mientras que los de TSS se ubicaron entre 0.816 y 0.946. Siguiendo los criterios de clasificación de Landis y Koch (1977) adaptados al TSS (Allouche et al., 2006), todos los modelos se ubicaron en las categorías de "excelente" a "casi perfecto" (TSS > 0.80). Las especies con mejor desempeño fueron *H. elongatus* (AUC = 0.991, TSS = 0.946) y *D. brevirostris* (AUC = 0.986, TSS = 0.910), lo que refleja una asociación muy definida con sus respectivos rangos ambientales. Por su parte, *B. polylepis* (AUC = 0.944, TSS = 0.816) y *P. maculatofasciatus* (AUC = 0.950, TSS = 0.840) presentaron valores ligeramente inferiores, aunque igualmente considerados de buen desempeño. *Sphoeroides annulatus*, por su parte, mostró un desempeño intermedio (AUC = 0.960, TSS = 0.890).

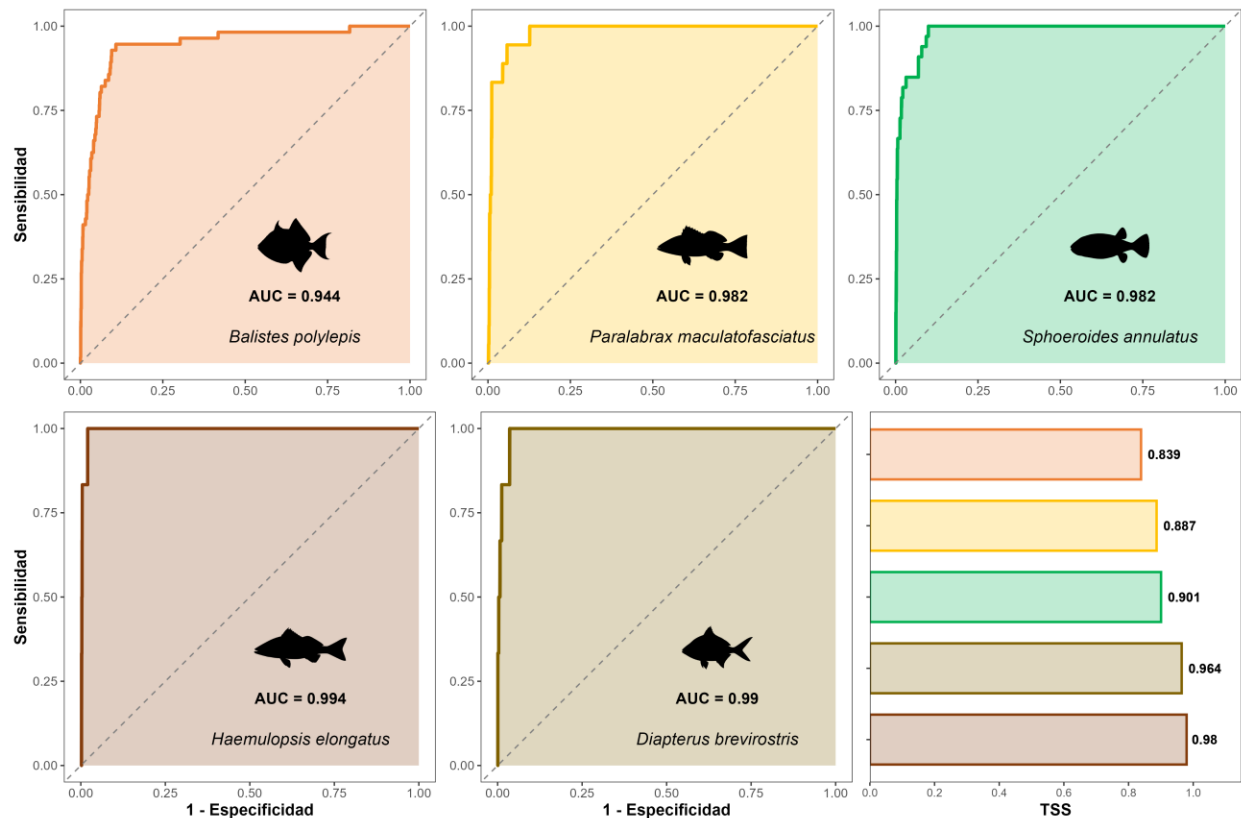


Figura 51. Evaluación del desempeño de los modelos de nicho ecológico. Los paneles principales muestran las curvas ROC y los valores de AUC (área bajo la curva, por sus siglas en inglés) para cada especie, mientras que el panel inferior derecho muestra los valores del estadístico TSS (True Skill Statistic).

7.12.4 Contribución de las variables ambientales

En cuanto a la contribución de las variables que afectaron la distribución de las especies estudiadas la profundidad fue la variable con mayor contribución relativa, con valores que oscilaron entre 73.4 % en *D. brevirostris* y 81.3 % en *H. elongatus* (Fig. 52). Este resultado refleja la fuerte asociación de estas especies demersales con los hábitats de la plataforma continental somera y confirma la profundidad como el principal filtro espacial de su distribución. En orden de importancia, le siguieron la SAL y la TSM, con contribuciones que alcanzaron hasta el 13.1 % en *S. annulatus* y el 12.9 % en *P. maculatofasciatus*, respectivamente. La CHLA presentó su mayor relevancia en *D. brevirostris* (14.7 %) y en *H. elongatus* (9 %), lo que sugiere que la productividad primaria modula la idoneidad del hábitat para estas especies.

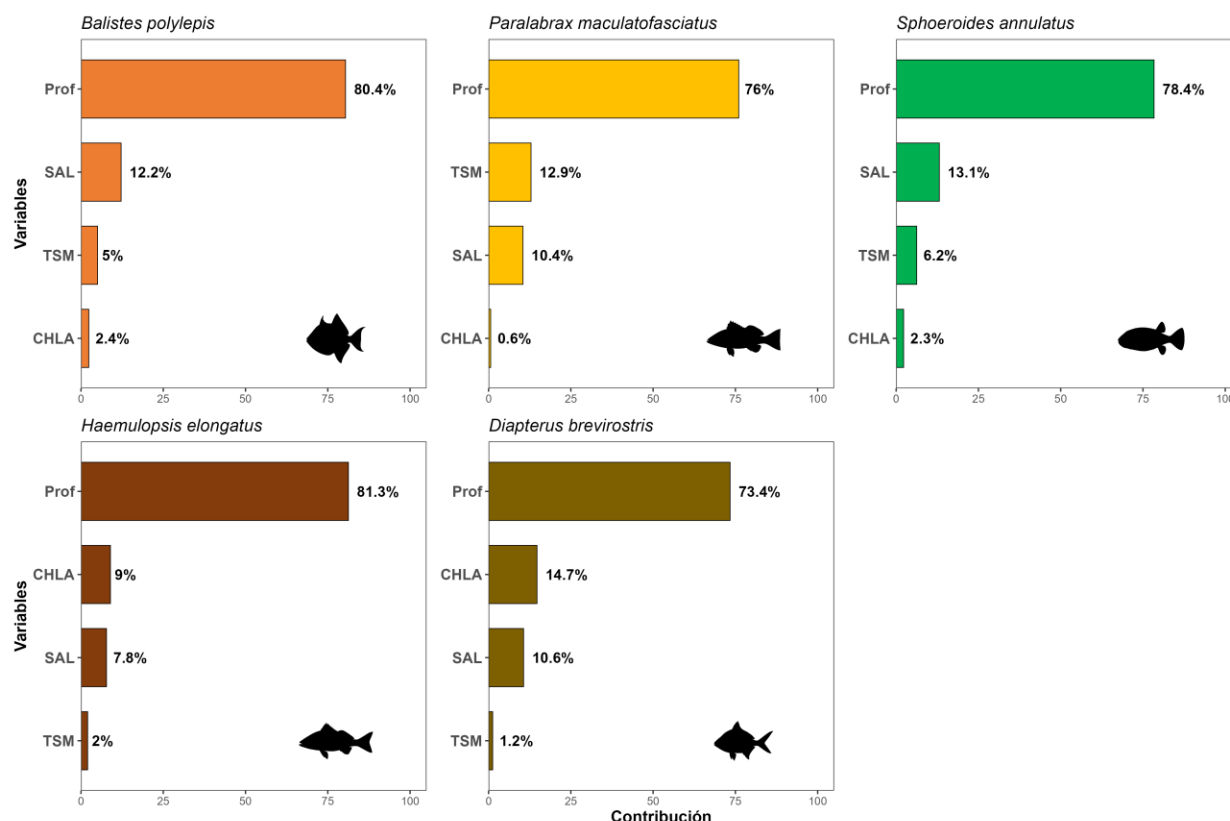


Figura 52. Contribución porcentual de las variables ambientales a los modelos de MaxEnt para las cinco especies. Prof: profundidad, SAL: salinidad, TSM: temperatura superficial del mar, CHLA: clorofila a .

7.12.5 Curvas de respuesta ambiental

Para comprender cómo cada variable ambiental influye en la probabilidad de presencia de las especies, se analizaron las curvas de respuesta generadas por los modelos de MaxEnt (Fig. 53). Estas curvas muestran la relación entre el rango de cada variable y la idoneidad del hábitat, manteniendo las demás variables en sus valores promedio. Los resultados revelaron patrones diferenciales entre especies, lo que refleja sus preferencias y tolerancias ecológicas.

La profundidad es el predictor más crítico para las cinco especies, mostrando una clara preferencia por aguas someras (Fig. 53a). *Diapterus brevirostris*, *P. maculatofasciatus* y *H. elongatus* exhibieron una dependencia estricta de la superficie, con un aumento exponencial de la idoneidad hacia los 0 m. En contraste, *B. polylepis* y *S. annulatus* presentaron curvas menos abruptas, tolerando aguas más profundas y distantes de la costa.

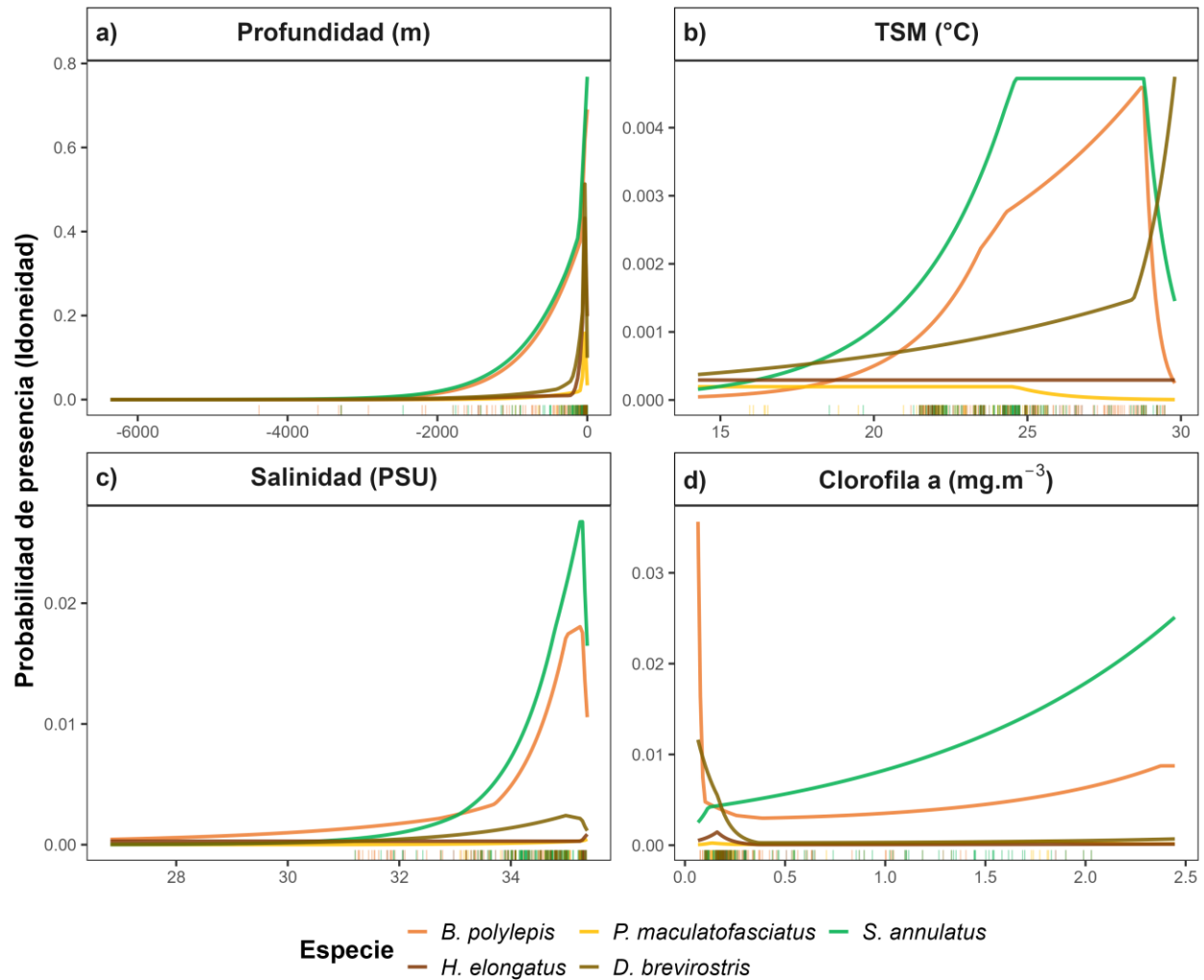


Figura 53. Curvas de respuesta de las cinco especies frente a las cuatro variables ambientales empleadas en el modelo de nicho ecológico.

Respecto a la temperatura, se observaron diferentes estrategias térmicas (Fig. 53b). *Sphoeroides annulatus* mostró el rango óptimo más amplio (centrado en ~24 °C). *Balistes polylepis* y *D. brevirostris* prefirieron aguas marcadamente cálidas (28-30 °C), mientras que *P. maculatofasciatus* e *H. elongatus* exhibieron nichos térmicos estrechos y con picos moderados en torno a los 24 °C.

La respuesta a la salinidad reveló dos patrones opuestos (Fig. 53c). *Balistes polylepis* y *S. annulatus* demostraron una preferencia por condiciones estrictamente euhalinas (~35 PSU). Por el contrario, *P. maculatofasciatus* e *H. elongatus* mantuvieron una baja idoneidad constante, mientras que *D. brevirostris* mostró un comportamiento eurihalino intermedio.

Finalmente, la CHLA reveló diferencias en la afinidad trófica o de productividad (Fig. 53d). *Sphoeroides annulatus* y *B. polylepis* respondieron positivamente a aguas productivas ($2.45 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$), especialmente este último. En sentido opuesto, *D. brevirostris* prefirió ambientes oligotróficos ($\text{CHLA} < 0.4 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$), mientras que *P. maculatofasciatus* e *H. elongatus* se limitaron a concentraciones bajas e intermedias.

7.12.6 Distribución potencial actual

Los mapas de idoneidad ambiental bajo las condiciones actuales indican que el hábitat potencial de las cinco especies se encuentra principalmente en áreas costeras y en la plataforma continental somera del POT, siendo el GC un punto de idoneidad importante para ellas (Fig. 54). Sin embargo, la extensión y la ubicación del hábitat adecuado varían considerablemente entre las especies, lo que refleja sus distintas estrategias ecológicas y tolerancias ambientales.

Balistes polylepis presentó la mayor distribución potencial entre las cinco especies, con alta idoneidad no solo en el GC, sino también en la plataforma continental del Pacífico mexicano y centroamericano, extendiéndose incluso a aguas oceánicas, como las islas Revillagigedo y Galápagos. *Sphoeroides annulatus* presentó un patrón similar ($D = 0.819$; Tabla 19), aunque con una zona de alcance ligeramente más limitada en el sur del POT. Ambas especies demostraron ser capaces de habitar en áreas alejadas de la costa, lo que indica una mayor tolerancia a diversas condiciones ambientales y una menor dependencia de los ambientes estrictamente costeros.

En contraste, *P. maculatofasciatus* y *H. elongatus* mostraron distribuciones potenciales limitadas a la plataforma continental interna, con alta idoneidad en las zonas costeras del GC y el Pacífico mexicano. Aunque su solapamiento de nicho fue moderadamente alto ($D = 0.714$), presentaron diferencias regionales: *P. maculatofasciatus* tuvo mayor idoneidad en ambas costas de la Península de Baja California y en el norte del golfo, mientras que *H. elongatus* se asoció más con la plataforma continental de la costa oriental del golfo y con el sur de México.

Diapterus brevirostris ocupó una posición intermedia entre ambos grupos anteriores. Su distribución potencial se extendió desde las islas de la región de las Grandes Islas en el GC hasta las costas de Sinaloa, con reapariciones desde Nayarit hasta Guerrero y, finalmente, en el Golfo

de Tehuantepec y en el norte de Centroamérica. Esta especie presentó un solapamiento de nicho moderado tanto con *B. polylepis* ($D = 0.619$) como con *H. elongatus* ($D = 0.628$).

En conjunto, estos patrones muestran dos estrategias ecológicas contrastantes: por un lado, especies de amplia distribución con afinidad oceánica (*B. polylepis* y *S. annulatus*); por otro, especies estrictamente costeras que se limitan a la plataforma interna (*P. maculatofasciatus* y *H. elongatus*), con *D. brevirostris* en una posición intermedia.

Tabla 19. Superposición de nichos (D de Schoener) entre las cinco especies, con base en sus distribuciones potenciales actuales. Los valores cercanos a 1 indican una alta similitud en la distribución potencial.

Especie	<i>B. polylepis</i>	<i>P. maculatofasciatus</i>	<i>S. annulatus</i>	<i>H. elongatus</i>	<i>D. brevirostris</i>
<i>B. polylepis</i>	1	0.476	0.819	0.501	0.619
<i>P. maculatofasciatus</i>	0.476	1	0.572	0.714	0.533
<i>S. annulatus</i>	0.819	0.572	1	0.534	0.623
<i>H. elongatus</i>	0.501	0.714	0.534	1	0.628
<i>D. brevirostris</i>	0.619	0.533	0.623	0.628	1

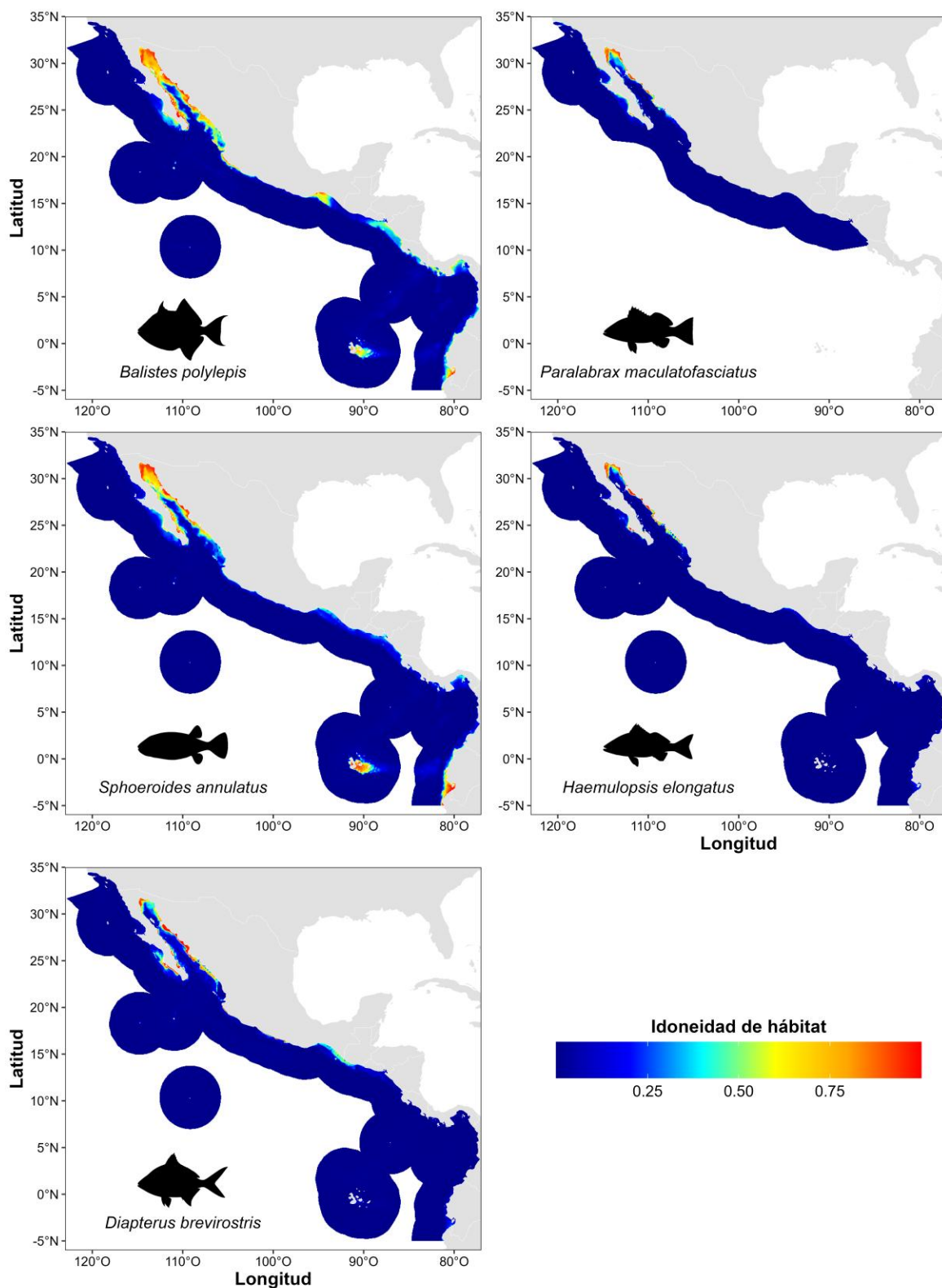


Figura 54. Mapas de idoneidad de hábitat bajo las condiciones ambientales actuales para las cinco especies de peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California.

7.12.7 Proyecciones bajo escenarios de cambio climático

7.12.7.1 Condiciones ambientales futuras

Como base para las proyecciones de distribución de las especies, se analizaron los cambios proyectados en las variables ambientales del POT. En el escenario de altas emisiones (SSP5-8.5), se estima que para el año 2090 la TSM media aumente en 3.07 °C, acompañada de una leve disminución de la salinidad (-0.07 PSU) y una reducción de la concentración de CHLA de aproximadamente 3.2 % (Tabla 20). Estos cambios sientan las bases para las proyecciones de distribución de las especies.

Tabla 20. Proyecciones ambientales para el Pacífico Oriental Tropical bajo los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5. El rango temporal muestra los valores mínimo y máximo de la media espacial a lo largo de todos los años de cada período (línea base: 2000-2019; escenarios: 2020-2090). El rango espacial presenta los valores más bajos y altos dentro del POT.

Variable	Escenario	Media	Rango temporal	Rango espacial	Tendencia (por década)	Δ 2020 - 2090
TSM (°C)	(2000-2019)	25.6	25.45 - 25.82	13.7 - 30.1	-	-
	SSP2-4.5	26.9	26.1 - 27.48	16.3 - 31.9	0.2	1.37
	SSP5-8.5	27.5	26.03 - 29.1	17.7 - 33.7	0.45	3.07
Salinidad (PSU)	(2000-2019)	33.63	33.58 - 33.68	27.01 - 35.39	-	-
	SSP2-4.5	33.52	33.49 - 33.59	26.37 - 35.28	-0.011	-0.11
	SSP5-8.5	33.52	33.48 - 33.54	26.47 - 35.49	-0.009	-0.07
Clorofila <i>a</i> (mg·m ⁻³)	(2000-2018)	0.277	0.274 - 0.281	0.064 - 2.608	-	-
	SSP2-4.5	0.272	0.27 - 0.274	0.067 - 2.6	-0.0006	-0.003
	SSP5-8.5	0.27	0.265 - 0.274	0.068 - 2.568	-0.0013	-0.009

El análisis de las anomalías ambientales (Anexos C-E) muestra patrones espaciales y temporales consistentes con dichas tendencias. Las anomalías de TSM en el escenario SSP5-8.5 revelan un calentamiento generalizado en todo el POT para 2090, con las anomalías más intensas (> +3 °C. En el escenario SSP2-4.5, el calentamiento es menos intenso, alcanzando entre +1.5 y +2 °C. Las series temporales muestran que el calentamiento se acelera a partir de 2040, especialmente en el escenario SSP5-8.5.

En relación con la CHLA (Anexo D), se proyecta una disminución generalizada de la productividad primaria en ambos escenarios, más evidente en el escenario SSP5-8.5. Las reducciones (> -0.05 mg·m⁻³) se observan en el GC y en las zonas de surgencia frente a BCS, mientras que las áreas

oceánicas oligotróficas muestran cambios menos marcados. Las series temporales evidencian una tendencia negativa continua desde 2020 hasta 2090, con menor intensidad en el escenario SSP2-4.5, aunque con mayor variabilidad interanual.

La salinidad (Anexo E) presenta cambios más sutiles. Bajo SSP5-8.5, se observa un ligero descenso generalizado de -0.1 a -0.2 PSU en la mayor parte del Pacífico mexicano y GC, excepto en el extremo norte del Alto Golfo, donde se proyecta un leve aumento de los valores medios. En el escenario SSP2-4.5, los cambios son mínimos y se concentran en las regiones centro y sur del GC.

7.12.7.2 Dinámica del hábitat

Las proyecciones de cambio climático revelan respuestas contrastantes entre las especies estudiadas. Se observa una tendencia general de contracción del rango de distribución en las latitudes del sur y su persistencia en el norte del GC (Fig. 55), un patrón que se alinea con las observaciones globales de desplazamiento de especies marinas hacia los polos debido al calentamiento (Poloczanska et al., 2016; Pinsky et al., 2020).

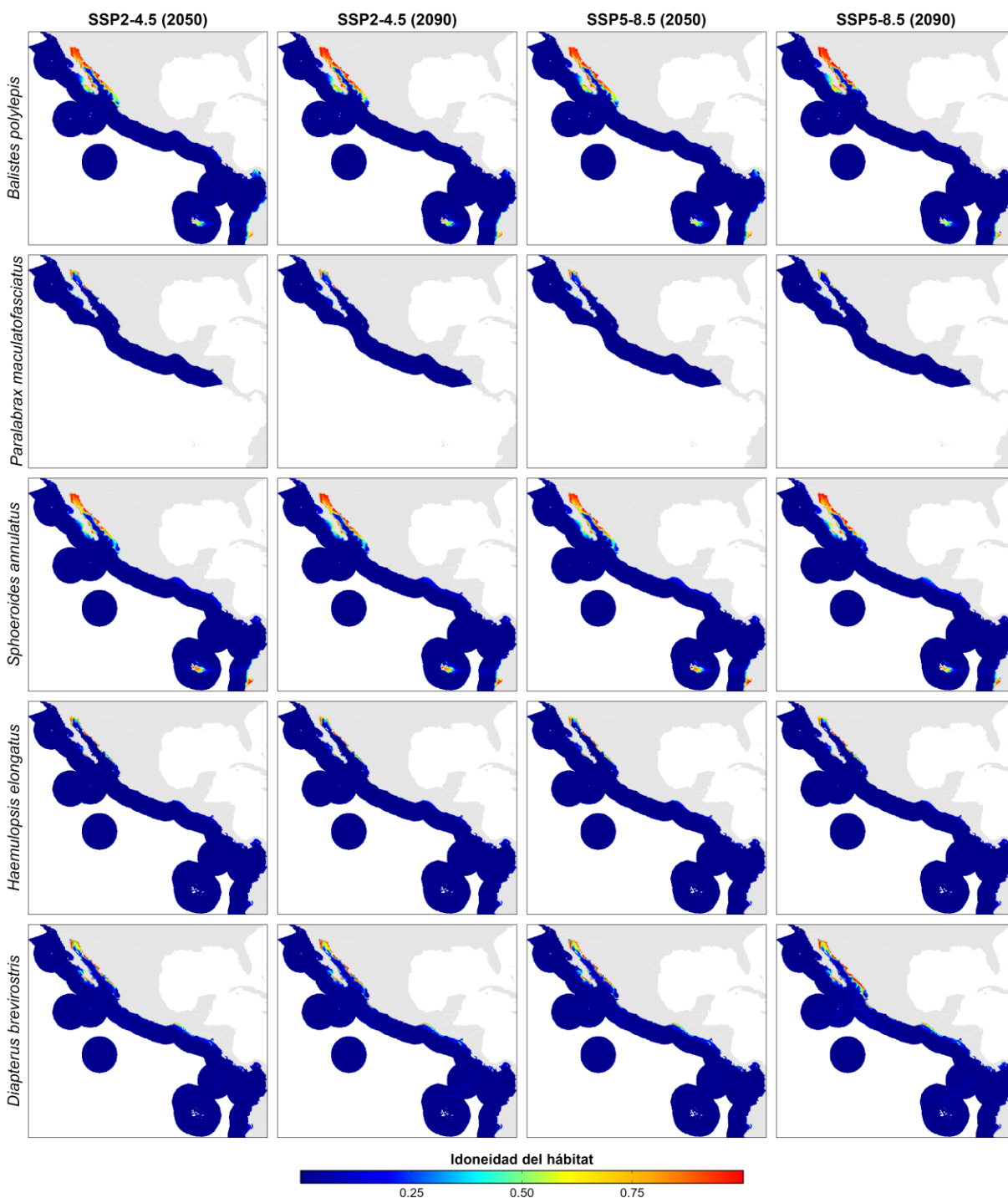


Figura 55. Proyecciones de idoneidad de hábitat para las cinco especies demersales bajo escenarios de cambio climático en el Pacífico Oriental Tropical. Las columnas representan las trayectorias socioeconómicas compartidas intermedias y extremas (SSP2-4.5 y SSP5-8.5) proyectadas hacia los horizontes temporales de plazo intermedio (2050) y de largo plazo (2090).

Un hallazgo relevante del presente trabajo es que tres de las cinco especies estudiadas proyectan una pérdida neta de hábitat (Fig. 56), con mayor intensidad en el escenario SSP5-8.5. Bajo este

escenario, *B. polylepis* experimentaría la pérdida más severa, con una contracción neta de su área adecuada del -37 % (una pérdida del 43.5 % de su área actual). De manera similar, *P. maculatofasciatus* y *S. annulatus* presentarían contracciones netas de -30.5 % y -16 %, respectivamente (Fig. 56).

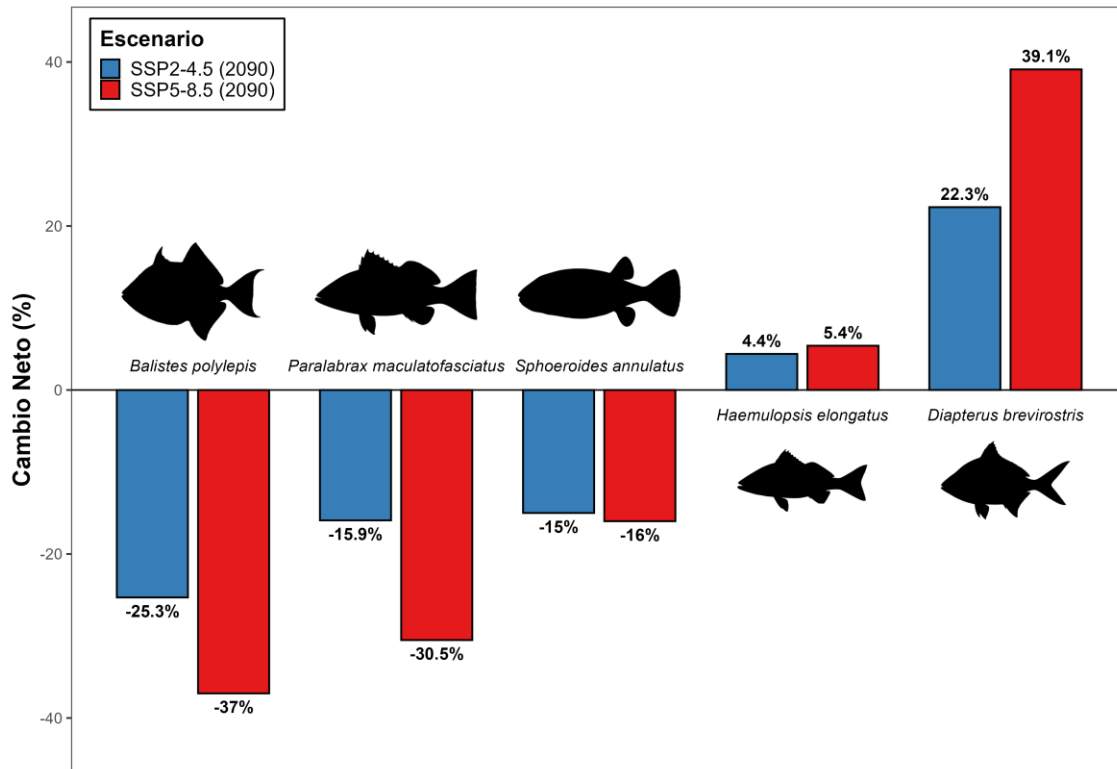


Figura 56. Proyecciones del cambio porcentual neto en la idoneidad del hábitat espacial para las especies analizadas hacia finales del siglo (horizonte 2090), bajo los escenarios intermedio (SSP2-4.5) y extremo (SSP5-8.5). El cambio neto se calcula como la diferencia porcentual entre las áreas ganadas y perdidas proyectadas según los modelos de nicho ecológico.

En estas especies, la pérdida de hábitat se concentra principalmente a lo largo de la costa sur del Pacífico mexicano y de América Central (Fig. 57). En contraste, *H. elongatus* destaca por su alta estabilidad de nicho y persistencia en el hábitat (98.5 % de su área actual), aunque presenta una menor ganancia de hábitat (6.9 %). Por otro lado, para *D. brevirostris* se proyecta que su área de hábitat se expanda significativamente, con una ganancia del 40.7 % y un cambio neto positivo del 39.1 % (Fig. 56 y 57).

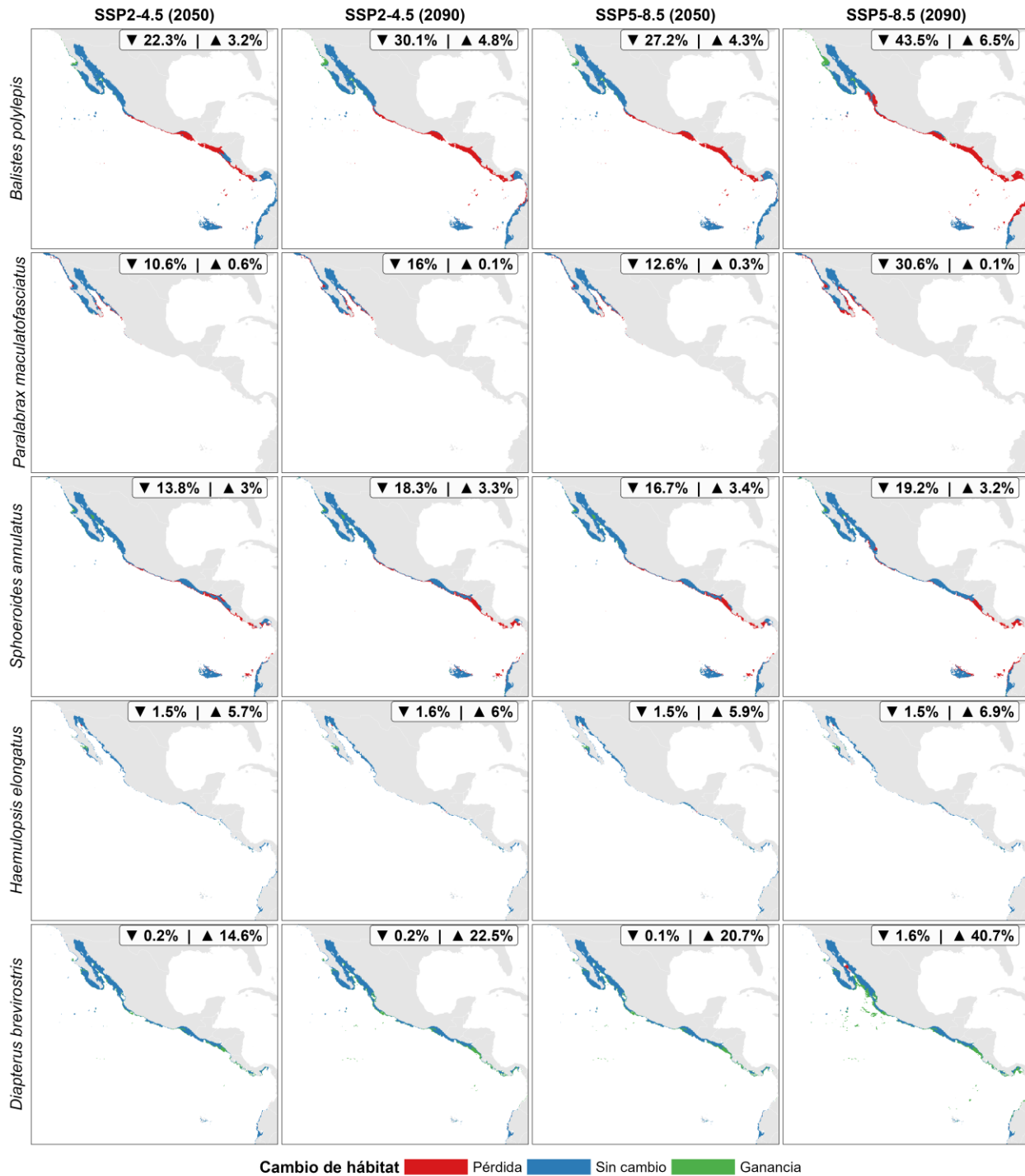


Figura 57. Cambio de hábitat de las cinco especies demersales proyectadas bajo escenarios de cambio climático en el Pacífico Oriental Tropical. Se comparan los escenarios intermedios (SSP2-4.5) y extremos (SSP5-8.5) del cambio climático con la distribución potencial actual, considerando los años 2050 y 2090. Los colores representan áreas con contracción ambiental (pérdida, rojo), zonas que mantienen condiciones adecuadas (sin cambio, azul) y regiones con expansión potencial (ganancia, verde). En la esquina inferior derecha de cada panel, se resumen los porcentajes absolutos de pérdida (↓) y ganancia (↑), calculados sobre el área total en kilómetros cuadrados.

7.12.7.3 Desplazamiento de los centroides de distribución

El análisis del desplazamiento de los centroides geográficos del hábitat confirma una tendencia de cambio de dirección, consistente entre las especies, principalmente hacia latitudes más altas y longitudes más occidentales. La Fig. 58 muestra las trayectorias de desplazamiento de los centroides de las cinco especies bajo los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5, en ambos horizontes temporales. Cada flecha representa la dirección y la magnitud del desplazamiento desde la distribución actual hasta la proyección correspondiente en cada escenario y horizonte.

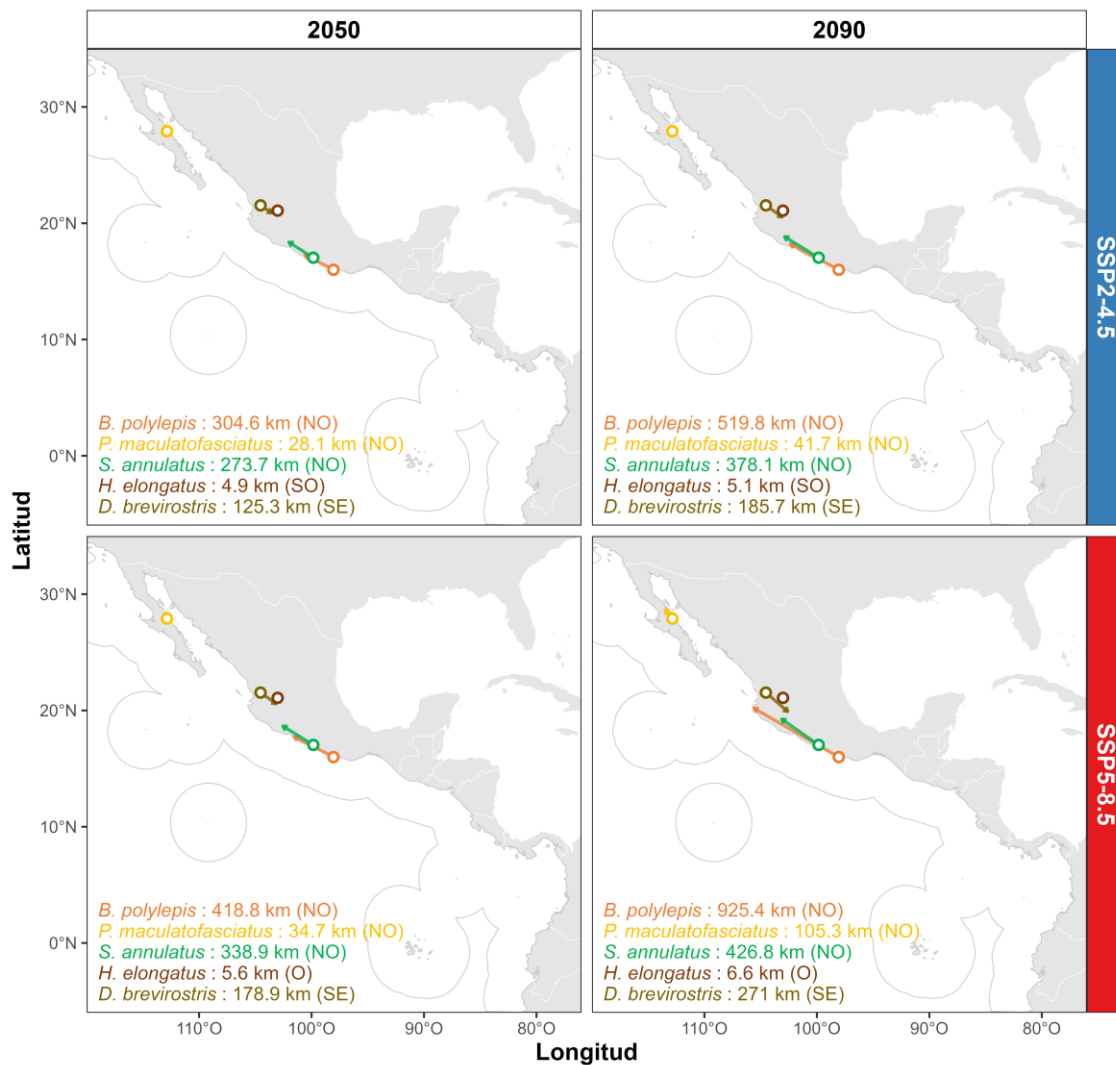


Figura 58. Desplazamientos proyectados de los centroides de idoneidad ambiental potencial de las cinco especies demersales en el Pacífico Oriental Tropical. Se muestran los escenarios climáticos intermedio (SSP2-4.5) y extremo (SSP5-8.5) proyectados para los horizontes de 2050 y 2090.

Los centroides representan el centro geográfico promedio del hábitat adecuado (obtenidos a partir de los mapas binarios) para cada especie, calculados como la media aritmética de las coordenadas de todos los píxeles clasificados como presencia en cada escenario y horizonte temporal.

En el escenario SSP5-8.5 para 2090, cuatro especies muestran un claro patrón de migración de su centroide hacia el noroeste, con desplazamientos de 105 a 925 km. Estos desplazamientos son consistentes con las contracciones de rango impulsadas por el clima observadas en taxones marinos a nivel mundial (Pinsky et al., 2020; Campana et al., 2020).

Balistes polylepis presenta el mayor desplazamiento geográfico, recorriendo 925 km en dirección NO (rumbo -58.7°), desde el sur del POT hasta la boca y las zonas centrales del GC. *Sphoeroides annulatus* le sigue con un desplazamiento de 427 km (rumbo -54.2°). En comparación, *P. maculatofasciatus* realiza un desplazamiento más moderado de 105 km hacia el NO, manteniéndose principalmente en la parte norte del GC, donde actualmente habita.

Notablemente, *H. elongatus* presenta un desplazamiento mínimo de su centroide (7 km hacia el oeste), lo que refleja su alta persistencia en el mismo nicho. En contraste, *D. brevirostris* sigue una trayectoria distinta de la del resto de las especies, desplazándose 271 km hacia el sureste (rumbo 131.3°). Aunque esta especie amplía considerablemente su hábitat en el norte, la expansión de su nicho potencial hacia el sur del POT y la plataforma continental de América Central desplaza su centro de distribución hacia latitudes más bajas.

Es importante señalar que estos desplazamientos representan tendencias en la distribución del hábitat potencial (Campana et al., 2020; Pinsky et al., 2013, 2020), no rutas de dispersión reales, y su interpretación debe considerar la presencia de barreras geográficas como la península de Baja California y las masas terrestres de Centroamérica.

7.12.7.4 Cambios en la riqueza de especies

Para evaluar los impactos del cambio climático a nivel de comunidad se generaron mapas de riqueza de especies, sumando los mapas de idoneidad binaria de las cinco especies para cada escenario y horizonte temporal (Fig. 59). Bajo las condiciones actuales, las áreas con alta riqueza

(4-5 especies) se distribuyen ampliamente en el GC, a lo largo de las plataformas continentales de México y Centroamérica, cubriendo aproximadamente el 29.1 % de la región de estudio. Las áreas con baja riqueza (1 especie) representan el 18.7 % del total.

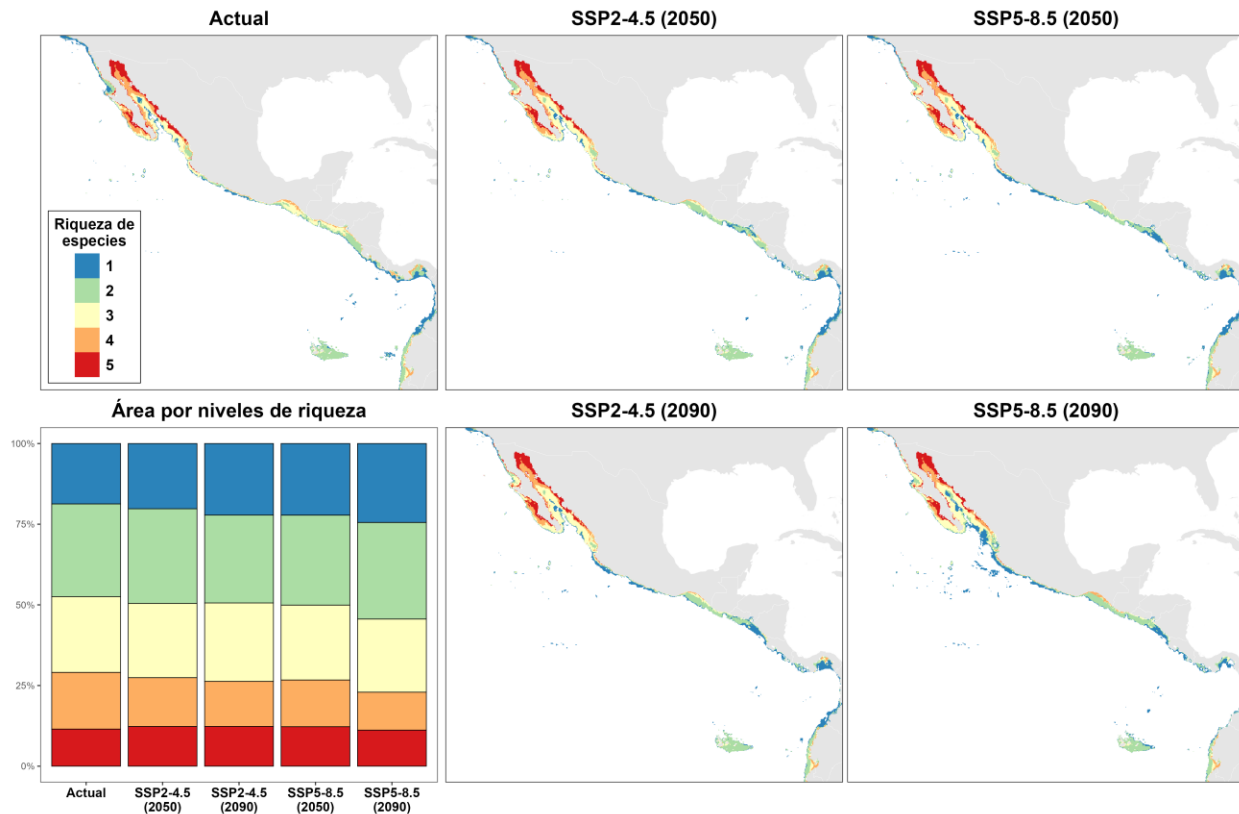


Figura 59. Cambios proyectados en la composición de la riqueza de especies en el Pacífico Oriental Tropical bajo diferentes escenarios climáticos y horizontes temporales. Se presenta el porcentaje de áreas cubiertas por cada nivel de riqueza (0 a 5 especies) en las condiciones actuales y en los escenarios intermedios (SSP2-4.5) y extremos (SSP5-8.5), junto con sus horizontes temporales correspondientes.

En el escenario intermedio (SSP2-4.5), los patrones de riqueza muestran una disminución gradual. Para 2050, las áreas de alta riqueza cubren el 27.4 % y, para 2090, se contraen aún más al 26.3%, particularmente a lo largo de la costa sur del Pacífico mexicano. Simultáneamente, la proporción de áreas de baja riqueza aumenta del 18.7 al 22.2 % al final del siglo.

El escenario de altas emisiones (SSP5-8.5) proyecta cambios más pronunciados. Para 2050, las áreas con 4-5 especies representarán el 26.7 % de la región y, para 2090, se reducirán al 22.9 %, desapareciendo en gran medida del sur del POT. Simultáneamente, las áreas con una sola especie se expandirán hasta cubrir casi el 24.5 % del área de estudio para 2090. Estos patrones confirman

que el GC seguirá siendo un área clave para la biodiversidad, mientras que la porción sur del POT experimentará las pérdidas de biodiversidad más severas.

La riqueza aquí reportada corresponde únicamente a las cinco especies analizadas. Los cambios observados reflejan la dinámica de co-ocurrencia dentro de este grupo, no así la riqueza total del ecosistema, aunque permiten identificar patrones de reorganización comunitaria importantes para el manejo pesquero.

8. DISCUSIÓN

La región del GC es reconocida por su megadiversidad, pues alberga una amplia variedad de especies marinas, entre ellas peces, crustáceos, moluscos y equinodermos. Sin embargo, esta riqueza biológica contrasta con la notable escasez de información sobre muchas de ellas. La investigación existente se ha concentrado principalmente en especies de valor comercial o de interés para la conservación, lo que ha dejado a la gran mayoría de las especies marinas prácticamente sin estudio. Esta brecha en el conocimiento se debe principalmente a la insuficiencia de recursos financieros destinados a estudiar especies que, aunque tienen poco valor comercial, son esenciales para la biodiversidad del GC.

Los cruceros prospectivos realizados por el Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura Sustentables (IMIPAS) tienen como objetivo principal evaluar las poblaciones de camarón y proporcionar datos críticos para la próxima temporada de pesca (INAPESCA, 2020). Además, estos estudios generan información valiosa sobre especies no objetivo que comparten hábitat con los camarones y se capturan incidentalmente (Herrera-Valdivia et al., 2015; López-Martínez et al., 2010; Morales-Azpeitia et al., 2024; Pérez-Burgos, 2021; Rábago-Quiroz et al., 2015). Dado que la captura incidental es preponderante en los viajes de pesca comercial, se estima que el 74 % del volumen corresponde a peces cuya mayoría es de talla pequeña o sin valor comercial (SAGARPA, 2018). Es necesario generar información sobre estas especies para un mejor entendimiento de los recursos del GC (López-Martínez et al., 2010; López-Martínez, Herrera-Valdivia, Nevárez-López, et al., 2012; López-Martínez y Morales-Bojórquez, 2012; Morales-Azpeitia et al., 2024; Rábago-Quiroz et al., 2008, 2011, 2015).

Los estudios sobre la distribución, abundancia y biomasa de estas especies son cruciales para la gestión adecuada de los recursos marinos (López-Martínez, Herrera-Valdivia, Hernández-Saavedra, et al., 2012). Sin embargo, muchos de estos recursos carecen de información biológica o pesquera necesaria para evaluaciones adecuadas de la población y de la explotación sostenible. Por ello, es esencial considerar fuentes de datos biológicos sobre organismos marinos, que incluyen información sobre distribución, abundancia, cambios en la composición de tallas y aspectos reproductivos (Cooper, 2006; Hilborn y Walters, 1992).

Aprovechar los datos de la pesca de camarón, ya sea mediante cruceros prospectivos o viajes comerciales con observadores a bordo, resulta crucial. Un aspecto distintivo de esta pesquería es el papel creciente de la captura incidental, que se ha convertido en una fuente importante de seguridad alimentaria para los pescadores y sus comunidades en diversos países (FAO, 2018). Esta captura incidental también sirve como fuente de ingresos adicionales tanto para los pescadores artesanales como para los de la pesca industrial. A medida que las capturas de especies objetivo, como camarones y peces de alto valor, como pargos, meros y lenguados, disminuyen, la captura incidental de otras especies ha cobrado una importancia significativa (Barreto et al., 2022).

Este estudio se centró en solo cinco especies de las aproximadamente 300 que componen la captura incidental de camarón en el GC (López-Martínez et al., 2010). Entre estas, *B. polylepis* destaca por su importancia comercial regional y ha experimentado un aumento significativo de su captura en los últimos 20 años. Anteriormente, esta especie no tenía valor comercial ni era una especie objetivo debido a la baja demanda. Sin embargo, *B. polylepis* se ha convertido recientemente en un recurso valioso para el mercado local, siendo pescado durante todo el año, con mayor actividad en mayo, junio y julio (González-Cuellar et al., 2018). La Carta Nacional Pesquera (CNP) recomienda no aumentar el esfuerzo pesquero en los permisos de pesca (SADER, 2023).

Por otro lado, *P. maculatofasciatus* es explotado por embarcaciones pequeñas mediante diversas artes de pesca, principalmente redes de enmalle, líneas de mano, palangres de media agua y redes de arrastre, debido a su abundancia en fondos arenosos. Sin embargo, actualmente no existen regulaciones que rijan su pesca en el GC, al igual que ocurre con otras especies incluidas en este estudio (SADER, 2023). *Sphoeroides annulatus* se pesca de manera moderada en el Pacífico mexicano, incluido el GC, debido a la alta demanda en años recientes (Villegas-Reyes, 2024), lo que lo convierte en un recurso pesquero potencialmente valioso. Sin embargo, sus capturas han aumentado pese a la ausencia de regulación pesquera (SIPECSA, 2023).

De las capturas realizadas en este estudio, solo el 15.5 % resultaron positivas, lo que significa que menos de 1/7 de los organismos de todas las especies capturadas incidentalmente correspondieron a una de las cinco especies estudiadas. Este porcentaje es inferior al esperado, dado que estas especies se reportan como abundantes en estudios de captura incidental de

camarón en la región (Herrera-Valdivia et al., 2015; López-Martínez et al., 2010; López-Martínez, Herrera-Valdivia, Nevárez-López, et al., 2012; Rábago-Quiroz et al., 2011, 2012; Rodríguez-Romero et al., 2008); sin embargo, hay que considerar que los datos aquí reportados no provienen de barcos comerciales, sino de cruceros prospectivos. En estos últimos, los lances tienen una duración inferior a las 4 o 5 horas de arrastre habituales en la flota comercial y, además, no se realizan en los “caladeros naturales”, es decir, en aquellos sitios reconocidos por la presencia de camarón y, por lo tanto, en las zonas de pesca preferidas por los pescadores. Por lo tanto, este es un dato que habrá que analizar con cuidado y que abre una valiosa línea de trabajo para futuras investigaciones.

8.1 Estructura poblacional

El análisis de aspectos poblacionales, como la estructura de tallas, las relaciones longitud-peso y la proporción de sexos en las cinco especies proporciona información fundamental sobre su estado durante 2002-2018 en el GC. Estos parámetros son fundamentales para futuras evaluaciones de su potencial como recursos pesqueros, especialmente en un contexto en el que la variabilidad ambiental y el cambio climático están modificando su distribución y disponibilidad.

Las tallas máximas registradas para todas las especies fueron inferiores a las reportadas en bases de datos globales como FishBase (Froese y Pauly, 2025). La especie con el rango de tallas más amplio fue *B. polylepis*, que alcanzó una longitud total máxima de 417 mm, mientras que la talla máxima reportada para esta especie es de 760 mm LT. Esta diferencia no refleja necesariamente un límite biológico poblacional, sino el sesgo por el arte de pesca, dado que los arrastres de camarón suelen capturar peces de pequeño tamaño. Esto puede deberse a la velocidad de arrastre (2-3 nudos), ya que los peces más grandes pueden desplazarse a velocidades superiores a la del arrastre. Esta característica ha sido reportada en varias especies del ensamblaje de peces de la FAC, que típicamente está conformado por organismos de menor tamaño (López-Martínez et al., 2010). Además, se ha documentado que la pesca artesanal en el GC captura individuos de mayor tamaño que los capturados mediante la pesca industrial de arrastre (Rábago-Quiroz et al., 2015). Por lo tanto, las tallas reportadas deben entenderse como una muestra de la proporción de la población vulnerable a las redes de arrastre, no como el rango total de tallas en el

ecosistema. Esta diferencia es importante para evitar subestimar el tamaño máximo potencial o la biomasa total de estas especies en el GC.

A pesar de esta limitación, el amplio rango de tallas registrado para cada especie (Tabla 9; 45-417 mm en *B. polylepis*) demuestra que las redes de arrastre capturan una fracción considerable del espectro de tallas, incluidos juveniles, subadultos y adultos pequeños. La presencia de tallas pequeñas (juveniles) sugiere que el GC actúa como zona de crianza para estas especies, lo que resalta su importancia ecológica en la región.

Las relaciones biométricas se ajustaron a un modelo potencial en todas las especies ($R^2 > 0.81$), lo que valida la calidad de los datos y la consistencia de las mediciones. El coeficiente de alometría b mostró patrones diferenciales entre especies, consistentes con lo reportado en otros estudios del Pacífico mexicano y del GC (Aguirre et al., 2008; González-Acosta et al., 2024; Nieto-Navarro et al., 2010; Rábago-Quiroz et al., 2017; Rodríguez-Romero et al., 2009; Rojo-Vázquez et al., 2009).

Paralabrax maculatofasciatus presentó un crecimiento isométrico ($b = 2.91$; IC: 2.80-3.01; $p = 0.079$), lo que indica que su crecimiento en longitud y en peso es proporcional. Este resultado coincide con lo reportado por González-Acosta et al. (2024) para la misma especie en BCS.

En contraste, *S. annulatus* ($b = 3.08$; IC: 3.02-3.14) y *D. brevirostris* ($b = 3.10$; IC: 3.03-3.18) mostraron un crecimiento alométrico positivo, lo que significa que, a medida que aumentan su longitud, incrementan su peso en mayor proporción. Esta observación es consistente con lo reportado para *D. brevirostris* (Aguirre et al., 2008) en el Pacífico mexicano central, lo que sugiere que la especie mantiene este patrón de crecimiento a lo largo de su rango de distribución. Sin embargo, la alometría positiva de *S. annulatus* contrasta con lo reportado por Valdez-Pineda et al. (2014) para la misma especie en el GC, quienes encontraron un crecimiento alométrico negativo ($b = 2.84$). Esta diferencia podría deberse a diferencias en el rango de tallas analizado, en el período de estudio o en las condiciones ambientales, como la disponibilidad de alimento o la temperatura.

Tanto *B. polylepis* ($b = 2.75$; IC: 2.71-2.79) como *H. elongatus* ($b = 2.51$; IC: 2.41-2.61) presentaron un crecimiento alométrico negativo, lo que indica que el crecimiento en longitud predomina sobre el incremento en peso. Este patrón es común en peces con cuerpos comprimidos lateralmente (Barroso-Soto et al., 2007), como en ambas especies. El coeficiente de alometría de *B. polylepis* coincide con lo documentado por López-Martínez et al. (2012), quienes reportaron un valor de $b = 2.73$ para el periodo 2004-2005 en la misma región. También se ha observado un crecimiento alométrico negativo en *B. polylepis* en las costas de Mazatlán, Sinaloa, con valores de b de 2.6 (Ontiveros-García, 2005) y 2.7 (Barroso-Soto et al., 2007; Nieto-Navarro et al., 2010). Asimismo, en BCS se reportó un valor similar de $b = 2.5$. Para *H. elongatus*, este resultado concuerda con Rodríguez-Romero et al. (2009), quienes reportaron hallazgos similares en las costas de BCS ($b = 2.5$). Esta consistencia entre estudios independientes sugiere que ambas especies mantienen un patrón de crecimiento estable a lo largo de su rango de distribución y en distintos períodos, lo que refleja poblaciones en condiciones normales y sin signos de perturbación ni de estrés ambiental.

El análisis de la relación longitud-peso proporciona información sobre la historia de vida de las especies y puede ser útil para evaluar los recursos pesqueros de la región (Nieto-Navarro et al., 2010). Estos parámetros permiten estimar el factor de condición y la biomasa a partir de datos de longitud, y constituyen un insumo para modelos de evaluación de stocks (Froese, 2006; Kenchington, 2013). No obstante, es importante considerar que factores como el sexo, la etapa de madurez y el periodo reproductivo pueden influir en la alometría (De Robertis y Williams, 2008).

En conjunto, los parámetros de estructura poblacional constituyen la primera caracterización multiespecífica y multianual de estas cinco especies en el GC, utilizando una metodología estandarizada (cruceros prospectivos de camarón). Aunque hay limitaciones asociadas a los datos de captura incidental, la consistencia de las relaciones biométricas con estudios previos y la cobertura temporal de 10 años de muestreo (2002-2018) hacen que los resultados sean sólidos. Esta información es especialmente importante para especies como *H. elongatus* y *D. brevirostris*, sobre las que existe poca información publicada.

8.2 Patrones de distribución espacial

La distribución espacial de las especies es un aspecto clave que determina su relación con el ecosistema, su vulnerabilidad a la pesca y su disponibilidad para su aprovechamiento (Selden et al., 2020). En el GC, un ambiente caracterizado por fuertes gradientes ambientales (Lavín y Marinone, 2003; López-Martínez et al., 2023; Robles-Tamayo et al., 2018, 2020, 2025), los patrones de distribución de la FAC reflejan tanto preferencias ecológicas específicas como la capacidad de respuesta a cambios en las condiciones oceanográficas.

8.2.1 Distribución latitudinal

Los resultados de este estudio confirman que las cinco especies analizadas se distribuyen a lo largo de toda la costa oriental del GC y del Alto Golfo, desde la zona NO hasta la zona SE (Fig. 8 y Fig. 23), lo que abarca un gradiente latitudinal de más de 500 km. Sin embargo, la frecuencia de lances positivos y la biomasa estimada no fueron homogéneas entre las zonas, lo que revela preferencias regionales claras (Fig. 24).

Haemulopsis elongatus y *D. brevirostris* concentraron más del 70 y 84 % de sus lances positivos, respectivamente, en las zonas S y SE (Fig. 24). Esta tendencia coincide con lo reportado por Robertson et al. (2024), quienes indican que ambas especies se distribuyen en los dos tercios inferiores del GC, y por López-Martínez et al. (2010) y Rábago-Quiroz et al. (2012), quienes las registraron como abundantes en la porción sur del golfo. Esta asociación con latitudes bajas sugiere una preferencia por aguas más cálidas y, posiblemente, por sedimentos más finos (lodos arenosos), característicos de la plataforma continental frente a Sinaloa y Nayarit.

Balistes polylepis, *P. maculatofasciatus* y *S. annulatus* mostraron una distribución más equilibrada entre zonas, con presencia significativa incluso en la zona NO, la más septentrional, que presenta condiciones oceanográficas distintas, como temperaturas más bajas y mayor productividad (Fig. 42). Este patrón coincide con las descripciones de estas especies como de amplia distribución en el POT (Robertson et al., 2024) y con su capacidad de habitar tanto fondos rocosos como arenosos (Froese y Pauly, 2025). *Sphoeroides annulatus*, en particular, presentó la mayor frecuencia de lances positivos en la zona N (25% del total de sus registros), lo que sugiere una mayor capacidad de adaptación a condiciones templado-cálidas que la de las otras dos especies.

Uno de los hallazgos más relevantes de este estudio es la ampliación del rango de distribución reportado para *H. elongatus* y *D. brevirostris*. Ambas especies fueron registradas en las zonas N y NO, particularmente en 2011 (*H. elongatus*) y en 2016 (*D. brevirostris*). Estos registros representan una expansión hacia el norte de su rango geográfico conocido (Froese y Pauly, 2025; Robertson et al., 2024).

Haemulopsis elongatus, tradicionalmente considerada una especie con distribución en los primeros tres cuartos del GC (Robertson et al., 2024). En este estudio, la especie fue registrada en la zona N durante 2004 y 2005 (costa de Sonora, frente a Desemboque de Caborca) y en 2011 (frente a Puerto Peñasco); e incluso en la zona NO (costa oriental de Baja California) en ese mismo año (Fig. 28). Esto sugiere que, bajo ciertas condiciones oceanográficas, la especie puede expandirse hacia áreas del norte que usualmente no forman parte de su rango frecuente.

En el caso de *D. brevirostris*, su distribución reportada alcanza hasta los dos tercios superiores del GC (Robertson et al., 2024), pero en este estudio se registró en las zonas N y NO durante 2016 (Fig. 29), lo que constituye una ampliación de al menos 200 km hacia el norte.

La coincidencia temporal entre las expansiones hacia el norte y los eventos del ENSO es notable. 2011 fue un año de La Niña intensa (Fig. 6), caracterizado por temperaturas superficiales del mar más frías que el promedio en el GC (Escalante et al., 2013; Robles-Tamayo et al., 2020), mayor mezcla vertical, alta concentración de CHLA y mayor productividad primaria. *Haemulopsis elongatus*, cuyos resultados de los GAM mostraron una fuerte respuesta positiva a la CHLA (Tabla 15, Fig. 46), podría haber seguido un pulso de productividad hacia el norte, expandiendo su rango en un año de condiciones tróficas atípicas. Además, López-Martínez et al. (2023) documentaron que en 2010-2011 se formaron filamentos de agua fría y rica en nutrientes, transportados desde la región de las Grandes Islas hacia el norte del GC, lo que pudo haber facilitado el desplazamiento de especies sureñas hacia latitudes más altas.

2016 fue un año de El Niño muy fuerte (Fig. 6), con TSM anómalamente cálidas y una disminución generalizada de la productividad. *Diapterus brevirostris*, que en sus curvas de respuesta de nicho ecológico mostró un amplio rango térmico y una preferencia por aguas cálidas y oligotróficas (CHLA baja), podría haber encontrado condiciones favorables para expandirse hacia el norte

durante este evento. La especie mostró una respuesta significativa al MEI en los GAMs ($p = 0.0149$, Tabla 15), lo que refuerza la hipótesis de que su dinámica poblacional está acoplada a las fases del ENSO.

Estos hallazgos indican que el rango de distribución de las especies de la FAC no es estático, sino que responde a la variabilidad ambiental interanual. Los eventos climáticos extremos pueden actuar como ventanas de oportunidad para la expansión temporal o permanente de especies hacia áreas en las que las condiciones normalmente son subóptimas. Este comportamiento es consistente con lo observado en otras especies marinas en el GC, como *Sardinops sagax* (Nevárez-Martínez et al., 2001) y *Merluccius productus* (Alvarez-Trasviña et al., 2022).

Una pregunta relevante es si estas expansiones son temporales (asociadas únicamente a años específicos) o si representan un cambio permanente en el rango de distribución de estas especies. Los datos de este estudio no permiten responder con certeza, ya que los muestreos no fueron anuales en todas las zonas. Sin embargo, la ausencia de registros de *D. brevirostris* en el norte durante los años posteriores a 2016 (2017 y 2018; años en los que solo se registró en las zonas S y SE) sugiere que su expansión pudo haber sido un evento puntual asociado a El Niño, mientras que en el caso de *H. elongatus*, su presencia en el norte en 2011 y nuevamente en 2016 y 2017 (Fig. 28) podría indicar una consolidación de su presencia en latitudes altas. Por ello, serán necesarios monitoreos futuros para resolver esta incógnita, lo que abre otra línea de investigación.

8.2.2 Distribución batimétrica

La distribución batimétrica de las cinco especies se concentró en los estratos de profundidad < 20 m y 20-40 m, que en conjunto representaron el 93 % de los lances positivos (Fig. 30). La profundidad media de los lances positivos para cada especie osciló entre 21 y 24 m (Tabla 8), con rangos que en algunos casos alcanzaron hasta 62 m (*S. annulatus*) y 54 m (*P. maculatofasciatus*).

Este patrón refleja, en primer lugar, la operación de los cruceros prospectivos, que, a su vez, están relacionados con la operación de la flota camaronera, que realiza la mayoría de los arrastres en la plataforma continental, entre 5 y 69 m (Fig. 12). Por lo tanto, la distribución batimétrica está condicionada por el esfuerzo de muestreo. Sin embargo, estudios que han explorado mayores

profundidades (Acevedo-Cervantes et al., 2009) indican que la abundancia y la diversidad de peces demersales disminuyen drásticamente más allá de los 180 m, y que la mayoría de las especies de afinidad tropical se concentran en los primeros 90 m. Es probable, por tanto, que el rango batimétrico de las cinco especies estudiadas no se extienda mucho más allá de los 90-100 m, al menos en el GC, donde la termoclina y la zona de mínimo oxígeno pueden actuar como barreras.

El estrato de 20-40 m concentró la mayor biomasa en la mayoría de las especies (Fig. 35), lo que sugiere que este estrato batimétrico ofrece condiciones óptimas para estas especies. Por ejemplo, en *H. elongatus*, el 81 % de su biomasa se concentró en este estrato (Fig. 35), con un pico pronunciado en la zona N a profundidades cercanas a 24 m. Esto es consistente con su dieta basada en invertebrados bentónicos (Froese y Pauly, 2025), que son más abundantes en los fondos blandos de la plataforma media (Godínez-Domínguez y González-Sansón, 1999).

Diapterus brevirostris, en cambio, presentó su mayor biomasa en aguas someras (< 20 m, 62 % de su biomasa total), particularmente en la zona SE (~26° N; Fig. 35). Este patrón refleja su uso frecuente de lagunas costeras y estuarios durante su etapa juvenil (Cyrus y Blaber, 1984; Moreno-Pérez et al., 2024), así como su preferencia por fondos arenosos muy cercanos a la costa (Sánchez-González et al., 2018). La distribución batimétrica de *B. polylepis* mostró un patrón más amplio, con biomazas significativas tanto en < 20 m (32 %) como en 20-40 m (60 %; Fig. 35), lo que refleja su capacidad de habitar desde zonas muy someras (asociadas a su alimentación en arrecifes rocosos) hasta áreas más profundas de la plataforma (Acosta-Pachón et al., 2023; Yáñez-Arancibia, 1985).

Si bien estas tendencias son notables, el análisis de PERMANOVA indicó que la profundidad no incide en la distribución de la biomasa de estas especies (Tabla 13).

8.2.3 Implicaciones ecológicas y de muestreo

La información sobre la distribución tiene varias implicaciones. En primer lugar, confirma que la plataforma continental del GC, en particular entre 10 y 50 m de profundidad, es un hábitat crítico para estas cinco especies, donde se alimentan, crecen y probablemente se reproducen. Esta zona también es la de mayor intensidad de pesca de arrastre, por lo que la interacción entre la flota y

estas especies resulta inevitable. Sin embargo, la amplia distribución latitudinal de algunas especies (*B. polylepis*, *S. annulatus*) y la capacidad de expandirse hacia el norte durante eventos climáticos (*H. elongatus*, *D. brevirostris*) indican que estas poblaciones no están confinadas a áreas pequeñas y vulnerables, sino que presentan una distribución amplia que les confiere cierta resiliencia. Además, especies como *B. polylepis* presentan su período reproductivo de junio a octubre (López-Martínez et al., 2012), mientras que *S. annulatus* lo hace de junio a septiembre (Valdez-Pineda et al., 2014). Así, la temporada de veda de camarón (marzo a agosto) también podría servir como veda para estas especies, lo que ayudaría a mitigar los efectos adversos de la pesca de arrastre de camarón sobre sus poblaciones, tal como lo sugieren López-Martínez et al. (2012). Asimismo, la amplia distribución latitudinal y batimétrica de estas especies de peces acompañantes, que se extiende más allá de las áreas de pesca de camarón, tiene implicaciones para su supervivencia (Rábago-Quiroz et al., 2011). Por lo tanto, las áreas inaccesibles a las redes de arrastre actúan como refugios naturales para las especies acompañantes (Rábago-Quiroz et al., 2012).

En segundo lugar, los cambios de rango observados subrayan la importancia de los cruceros prospectivos como herramientas de monitoreo a largo plazo. Sin una serie temporal de 10 años muestreada en un periodo de 17 años (2002-2018) y con amplia cobertura espacial, no habría sido posible documentar estas expansiones. Esto demuestra que los datos de pesca comercial y prospectiva, aunque no estén diseñados originalmente para el estudio de la FAC, pueden proporcionar información valiosa sobre las respuestas poblacionales a la variabilidad climática.

Desde una perspectiva de manejo, al determinar que algunas especies tienen distribuciones más amplias de lo que se creía, implica que su aprovechamiento potencial podría extenderse a más zonas geográficas, sin limitarse únicamente a las áreas donde tradicionalmente se capturan incidentalmente. Esto abre la posibilidad de que las comunidades pesqueras del norte del GC (Puerto Peñasco, San Felipe, Desemboque, Bahía Kino) consideren estas especies como recursos alternativos (Díaz-Uribe et al., 2013), especialmente en años en los que las condiciones ambientales favorecen su presencia.

8.3 Abundancia y biomasa

La estimación de abundancia absoluta y biomasa se basó en arrastres realizados en distintas zonas del área de estudio, delimitadas en 26 cuadrantes, utilizando el método de área barrida y extrapolando los datos de los organismos capturados en cada lance, lo que permitió estimar la abundancia y la biomasa por cuadrante y, al sumarlos, obtener resultados por zona. Lo anterior se realizó siguiendo la delimitación de cuadrantes propuesta por Rangel-Reséndez (2022). Sin embargo, en el presente estudio se modificó el área de dichos cuadrantes, restando las áreas con profundidades superiores a 200 m, de manera que se acotara más a la distribución real de las especies. La profundidad de 200 m se tomó de Acevedo-Cervantes et al. (2009), donde se reporta que los estratos de 90-180 m y 180-270 m presentan el mayor número de especies, principalmente el primero. Estos estudios indican que la distribución de estas especies es principalmente costera, ubicándose en la plataforma y el talud continental, y que, aunque se observa una disminución del número de especies con la profundidad, estas aún se distribuyen en dichas zonas. Esta nueva delimitación de los cuadrantes reduce el área de análisis, lo que, a su vez, evita una sobreestimación de la abundancia y la biomasa y permite una mejor comprensión de ambos parámetros en las distintas zonas del área de estudio.

8.3.1 Variabilidad interanual de la abundancia y biomasa

Las estimaciones de abundancia absoluta y biomasa obtenidas mediante el método de área barrida revelaron una marcada variabilidad interanual durante el periodo 2002-2018 (Fig. 31, Tabla 12). Esta variabilidad no fue aleatoria, sino que mostró picos pronunciados en años específicos (2003, 2005, 2011, 2016) y valles en otros (2008, 2017, 2018), lo que sugiere una fuerte influencia de factores ambientales, en particular de aquellos asociados a eventos del ENSO. El hecho de que el 82 % de la varianza de la biomasa no fuera explicado por los factores incluidos en el PERMANOVA (año, zona, profundidad) indica que la variabilidad es compleja y que otros predictores, tales como la temperatura, la productividad y el propio ENSO, operan a escalas temporales y espaciales que deben analizarse con modelos específicos, como los GAMs presentados en la sección 7.14.3.

El año 2011 fue el más notable de toda la serie, contribuyendo con el 46 % de la abundancia total y el 54 % de la biomasa total estimadas para el periodo (Fig. 31). Este pico estuvo dominado por *H. elongatus*, que representó más del 60 % de los individuos capturados ese año (14.86 millones de individuos, Tabla 12), y también por contribuciones importantes de *B. polylepis* (3.36 millones de individuos) y *P. maculatofasciatus* (2.56 millones de individuos).

Los GAMs mostraron que la biomasa de *H. elongatus* presentó una fuerte respuesta positiva a la CHLA ($p = 0.000142$, Tabla 15) y también al MEI ($p = 0.032$), alcanzando un 76.9 % de desviación explicada. La curva de respuesta parcial (Fig. 46) indica que la especie optimiza su biomasa a concentraciones de CHLA de aproximadamente $1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, lo cual corresponde a aguas con concentraciones por encima de la media regional durante el verano (Fig. 42). Durante La Niña 2011, las condiciones de enfriamiento y los niveles elevados de nutrientes aumentaron (Escalante et al., 2013; Herrera-Cervantes et al., 2020; Robles-Tamayo et al., 2020). Esto sugiere que *H. elongatus* es una especie que responde positivamente a pulsos de productividad, lo cual podría aprovecharse en años con condiciones frías para su captura dirigida.

Aunque *B. polylepis* no mostró en los GAMs una relación estadísticamente significativa con las variables ambientales (posiblemente debido a su mayor plasticidad ecológica), su biomasa en 2011 fue la más alta de toda la serie (1,034.8 t, Tabla 12). *Paralabrax maculatofasciatus*, en contraste, mostró una respuesta significativa a la CHLA y al MEI ($p < 0.05$, Tabla 15), con una desviación explicada del 66.8 % en el modelo completo. Ambas especies se beneficiaron de las condiciones de alta productividad de 2011, aunque por mecanismos ecológicos distintos.

Un aspecto notable es que el pico de 2011 se registró a pesar de que los lances ese año se realizaron exclusivamente en las zonas N y NO (Tabla 6, Fig. 11). Es decir, la alta biomasa no se debió a una cobertura de muestreo más amplia, sino a una concentración real de organismos en el norte del GC. Esto sugiere que, durante eventos de La Niña, algunas especies de la FAC (especialmente *H. elongatus*) no solo aumentan su abundancia, sino que también expanden su distribución hacia el norte, colonizando áreas que normalmente ocupan en menor medida o que están fuera de su rango reportado. Este fenómeno ya había sido observado por López-Martínez et al. (2023), quienes documentaron que en 2010-2011, filamentos de agua fría y rica en nutrientes se extendieron desde la región de las Grandes Islas hacia el norte del GC,

transportando biomasa y favoreciendo la presencia de especies sureñas en latitudes altas. Sin embargo, no podemos determinar qué pasó en las zonas más al sur de esta área, porque no se muestrearon este año.

El año 2016 también destacó como un pico de abundancia y biomasa, aunque de menor magnitud que en 2011 (Fig. 31). Este año estuvo dominado por *D. brevirostris* (4.8 millones de individuos, 215.7 t, Tabla 12) y *B. polylepis* (0.75 millones de individuos, 201.5 t). En contraste, *H. elongatus* y *P. maculatofasciatus* mostraron biomasa muy reducidas en comparación con 2011 (Tabla 12). El año 2016 correspondió a un evento de El Niño de intensidad muy fuerte (Fig. 6), acompañado de la onda cálida marina conocida como "The Blob" (Herrera-Cervantes et al., 2026), que incrementó la TSM hasta alcanzar valores máximos históricos en el GC.

En los GAMs, *D. brevirostris* mostró una respuesta significativa solo al MEI ($p = 0.0149$), con un modelo que explicó el 67 % de la desviación (Tabla 15). Esto indica que su biomasa está fuertemente acoplada a la fase del ENSO, aumentando tanto en condiciones cálidas (El Niño) como, posiblemente, en condiciones frías (Fig. 46), aunque su expansión documentada fue en 2016, no en 2011 (Fig. 29). Las curvas de respuesta de los modelos de nicho ecológico (Fig. 53b) mostraron que *D. brevirostris* tiene un amplio rango térmico (de 14 a 30 °C) y alcanza su máxima idoneidad en aguas cálidas (28-30 °C), lo que explica su éxito durante El Niño 2016. Además, su preferencia por bajas concentraciones de CHLA (Fig. 53d) indica que tolera condiciones oligotróficas, típicas de eventos cálidos en los que la productividad primaria disminuye. Esta combinación de características convierte a *D. brevirostris* en una especie capaz de aprovechar los cambios en los escenarios de calentamiento.

Aunque los GAMs para *B. polylepis* no mostraron significancia estadística (posiblemente debido a la alta variabilidad residual o a la menor sensibilidad de la especie a las variables medidas), su biomasa en 2016 fue la segunda más alta de la serie (201.5 t, Tabla 12). Su presencia en las zonas N y NO durante 2016 (Fig. 25) sugiere que, al igual que *D. brevirostris*, aprovechó las condiciones cálidas para expandir su rango hacia el norte. *Basistes polylepis* es conocida por ser una especie termófila (Acosta-Pachón et al., 2023), y su capacidad de desplazamiento es alta, como lo demuestra el desplazamiento de su centroide proyectado bajo escenarios de cambio climático (925 km hacia el NO en 2090 bajo SSP5-8.5, Fig. 58).

Mientras *D. brevirostris* y *B. polylepis* prosperaron, *H. elongatus* y *P. maculatofasciatus* presentaron bajas biomásas en 2016 (Fig. 33; Tabla 12). Las curvas de respuesta indicaron que estas especies presentan óptimos de TSM más restringidos (alrededor de 24-25 °C, con baja intensidad; Fig. 53b) y responden positivamente a la CHLA. Durante El Niño 2016, el calentamiento extremo y la disminución de la productividad primaria (Fig. 44) superaron sus umbrales de tolerancia, lo que provocó una contracción de su población en las áreas muestreadas. Este patrón de distintas respuestas a la variabilidad ambiental entre especies es consistente con lo observado en otras comunidades de peces del GC durante eventos de ENSO (Balart et al., 2002; Green-Nieto, 2011; Rosales-Casián, 2013).

Los años 2008, 2017 y 2018 registraron las menores abundancias y biomásas (Fig. 31, Tabla 12). El año 2008 fue particularmente bajo para todas las especies, con una biomasa de solo 27.7 t, a pesar de que ese año se muestrearon todas las zonas (Tabla 6, Fig. 11). Este año correspondió a una fase fría moderada (Fig. 6), pero a diferencia de 2011, no generó un pulso de productividad. Esto sugiere que no todos los eventos de La Niña son equivalentes; su intensidad, duración y las condiciones oceanográficas previas modulan el efecto sobre la biomasa de peces.

En 2017 y 2018, años de transición hacia condiciones promedio, la biomasa se mantuvo baja. Durante estos años, el muestreo se centró en las zonas C, S y SE (Tabla 6, Fig. 11), que presentan mayor potencial de productividad. Esta disminución de la biomasa podría estar vinculada a un efecto tardío del intenso fenómeno de El Niño 2015-2016, “El Niño Godzilla”, que posiblemente afectó el reclutamiento de las cohortes de 2016 y 2017, o bien a otros factores no considerados, como la presión pesquera, tal como se reportó para especies como la cabrilla sardinera (*Mycteroperca rosacea*), cuyo reclutamiento se ve afectado por la disponibilidad de *Sargassum* durante eventos El Niño (Aburto-Oropeza et al., 2007, 2008), y para peces pelágicos menores como la sardina Monterrey (*Sardinops sagax*), cuya estructura de tallas y reclutamiento también responden a la variabilidad asociada al ENSO (Gutiérrez-Benítez et al., 2019; Nevárez-Martínez et al., 2001). Aunque los cruceros prospectivos se realizan durante la veda, la pesca comercial continúa operando antes y después de estos períodos.

El análisis de anomalías de TSM y CHLA (Figs. 44 y 45) mostró una correlación negativa y significativa en todas las zonas ($p < 0.001$), lo que confirma que, en el GC, los periodos cálidos se asocian a menor productividad y los periodos fríos a mayor productividad. Esta relación fue más fuerte en la zona SE ($\rho = -0.463$) y más débil en la zona N ($\rho = -0.198$), lo que refleja diferencias regionales en el acoplamiento físico-biológico.

El análisis de biomasa (Fig. 37) mostró que durante La Niña (2011, TSM negativa), se observaron anomalías positivas en *H. elongatus*, *B. polylepis* y *P. maculatofasciatus*. En contraste, durante El Niño (2016, TSM positiva), este comportamiento positivo solo se registró en *D. brevirostris* y *B. polylepis*. Por otro lado, durante años neutrales o de transición entre eventos (2005, 2015), se observaron patrones mixtos, con anomalías tanto positivas como negativas según la especie.

Este patrón indica que no existe una respuesta uniforme de la comunidad de peces de la FAC al ENSO, sino que cada especie responde de acuerdo con sus preferencias térmicas y tróficas. Esta heterogeneidad es una característica de ecosistemas dinámicos como el GC, donde la variabilidad ambiental genera nichos temporales que distintas especies pueden explotar de manera distinta.

Nuestros resultados son consistentes con observaciones previas sobre el impacto del ENSO en los peces del GC. Aburto-Oropeza et al. (2008) documentaron que durante El Niño las camas de *Sargassum* (hábitat de reclutamiento de *Mycteroperca rosacea*) se reducen, lo que afecta negativamente su reclutamiento y, dos años después, su biomasa en la pesquería. Un mecanismo similar podría estar ocurriendo con *H. elongatus* y *P. maculatofasciatus*, cuya biomasa se redujo drásticamente tras El Niño 2015-2016.

Rosales-Casián (2013) reportó capturas inusuales de *B. polylepis* en la costa occidental de Baja California durante el evento de El Niño 2009-2010, atribuyéndolas a una expansión de su rango de distribución inducida por el calentamiento. Nuestros resultados de 2016 confirman que esta especie responde positivamente a eventos cálidos.

Petatán-Ramírez et al. (2019) proyectaron una reducción del hábitat de *S. sagax* bajo escenarios de cambio climático, mientras que Cota-Durán et al. (2021) proyectaron una expansión del hábitat del camarón hacia el norte, especialmente en la costa occidental de la Península de Baja

California. Nuestros resultados para las cinco especies de la FAC muestran una mezcla de respuestas: algunas se contraerán (*B. polylepis*, *P. maculatofasciatus*, *S. annulatus*), otras persistirán (*H. elongatus*) y una se expandirá (*D. brevirostris*). Esta diversidad de respuestas es lo que hace del GC un ecosistema resiliente: aunque algunas especies disminuyan, otras pueden ocupar su lugar, manteniendo su funcionalidad y ofreciendo nuevas oportunidades pesqueras.

La marcada variabilidad interanual de la abundancia y la biomasa, acoplada al ENSO, puede tener implicaciones prácticas para el manejo y la pesca. Durante años de La Niña (como en 2011) podrían ser especialmente favorables para la captura dirigida de algunos recursos pesqueros, como *B. polylepis*, *P. maculatofasciatus*, *S. annulatus* e incluso *H. elongatus*, ya que su biomasa aumenta significativamente. Por otro lado, eventos de El Niño fuertes (como el de 2016) podrían favorecer la captura de *B. polylepis* y *D. brevirostris*, en especial en zonas donde normalmente no son abundantes.

Los sistemas de alerta temprana basados en índices ENSO (MEI, ONI) podrían utilizarse para anticipar la disponibilidad de estas especies, lo que permitiría a las flotas pesqueras ajustar su esfuerzo, y a las autoridades establecer cuotas dinámicas. Esto no implica que se deba promover una pesca intensiva en estos años, sino que el conocimiento de estas relaciones ambiente-recurso puede utilizarse para un manejo adaptativo, en el que las temporadas de pesca y los volúmenes de captura se ajusten a las condiciones climáticas previstas.

8.4 Nicho ecológico

Los análisis de variabilidad interanual y los modelos aditivos generalizados (GAMs) demostraron que la biomasa y la distribución de las cinco especies están fuertemente acopladas a las fases del ENSO y a los cambios en la temperatura y en la productividad primaria. Sin embargo, estos modelos explican la variabilidad observada durante el período de estudio (2002-2018), pero no permiten anticipar la respuesta de las poblaciones ante escenarios de calentamiento más prolongados, como los proyectados para finales de siglo. Para explorar esta dimensión futura, se aplicó un enfoque complementario basado en MNE. Estos modelos, calibrados con registros de ocurrencia de todo el POT, permiten contrastar las respuestas observadas ante la variabilidad climática interanual con las tendencias esperadas bajo escenarios de cambio climático de

mediano y largo plazo (SSP2-4.5 y SSP5-8.5), y así identificar posibles respuestas entre las especies estudiadas.

Los modelos de máxima entropía (MaxEnt; Phillips et al., 2006) de las cinco especies generaron predicciones de idoneidad de hábitat con un desempeño sobresaliente ($AUC > 0.94$, $TSS > 0.81$ en todas las especies, Fig. 51), lo que indica que las variables ambientales seleccionadas capturan adecuadamente los requerimientos ecológicos de estas especies (Allouche et al., 2006). La alta capacidad predictiva, respaldada por el amplio uso de este enfoque en estudios de impacto global (Melo-Merino et al., 2020), valida su aplicación para explorar cambios en la distribución bajo escenarios de cambio climático.

8.4.1 Integración de datos de ocurrencia

La combinación de datos de la FAC (provenientes de cruceros prospectivos de camarón) con registros de repositorios de acceso abierto (GBIF y OBIS) mejoró significativamente la cobertura espacial y la representatividad ecológica de nuestro conjunto de datos de ocurrencia (Fig. 47 y 48). Este enfoque fue particularmente valioso para especies demersales como *H. elongatus*, para las cuales casi la mitad de los registros finales provino de los lances positivos de los cruceros prospectivos. En el GC, los registros de la FAC cubrieron vacíos críticos a lo largo de las plataformas continentales de Sonora y Sinaloa, regiones pobremente representadas en las bases de datos globales de biodiversidad (Fig. 47), a pesar de su importancia pesquera y ecológica reconocida (García-Morales et al., 2017; López-Martínez et al., 2010).

Nuestros resultados respaldan la idea de que los datos independientes de la pesca, provenientes de cruceros prospectivos estandarizados, cuidadosamente filtrados e integrados, pueden servir como un complemento valioso para modelar la distribución de especies en sistemas marinos tropicales (DiBattista et al., 2021). Asimismo, la integración de ambas fuentes permitió abarcar todo el rango de distribución conocido de cada especie en el POT, desde el GC hasta el norte de Perú, lo cual es consistente con la recomendación de que los MNE deben ajustarse a lo largo de todo el gradiente ambiental que experimenta la especie (Peterson et al., 2011).

Incluir registros de ocurrencia en el sur del GC permitió que los modelos capturaran una representación más amplia de la distribución de cada especie, al tiempo que enriquecieron la caracterización de su nicho ecológico con un mayor volumen de datos. Esto es particularmente importante para especies como *B. polylepis* y *S. annulatus*, cuyas poblaciones en el sur de México y en Centroamérica muestran proyecciones de contracción. Dicho patrón no sería identificable si los modelos se calibraran únicamente con registros provenientes del GC.

Aunque es reconocido que los repositorios de acceso abierto presentan sesgos espaciales y taxonómicos bien documentados (Beck et al., 2014; Meyer et al., 2016), derivados de la concentración de registros en puertos, estaciones de investigación y playas concurridas, la aplicación de la técnica de adelgazamiento espacial (Aiello-Lammens et al., 2015) junto con la validación taxonómica, permitió reducir dichos sesgos y garantizar que el conjunto de datos final representara adecuadamente los gradientes ambientales ocupados por cada especie.

8.4.2 Estrategias ecológicas

Las curvas de respuesta de los modelos de nicho ecológico (MNE; Fig. 53) y las contribuciones de las variables (Fig. 52) permiten explicar patrones ya descritos en secciones anteriores.

La profundidad emergió como el predictor principal de la idoneidad del hábitat en las cinco especies, con contribuciones superiores al 74 % en todos los modelos (Fig. 52). Este resultado es consistente con la afinidad demersal de los taxones estudiados, todos ellos asociados a hábitats de plataforma continental de fondos blandos (Robertson et al., 2024), donde se realiza principalmente la pesquería de camarón. La mayor contribución de la profundidad se observó en *H. elongatus* (82.2 %), lo que refleja su nicho vertical restringido y su asociación casi exclusiva con profundidades de la plataforma interna (30-0 m, Fig. 53a), lo cual coincide con la distribución de su biomasa (81 %) en el estrato de 20-40 m (Fig. 35). Patrones similares se han documentado en otros ensamblajes de peces demersales, donde la profundidad actúa como un proxy de múltiples factores covariantes, como la penetración de luz, el tipo de sedimento y la disponibilidad de presas (Colloca et al., 2003; Cota-Durán et al., 2021).

En contraste, especies con mayor tolerancia batimétrica, como *B. polylepis* y *S. annulatus*, mostraron curvas de respuesta más graduales (Fig. 53a), lo que indica una mayor capacidad para explotar un rango más amplio de ambientes bentónicos.

El análisis de solapamiento de nichos (Tabla 18) reveló dos estrategias ecológicas contrastantes entre las especies estudiadas. Por un lado, *B. polylepis* y *S. annulatus* exhibieron las distribuciones potenciales más amplias, con alta idoneidad que se extiende más allá de la plataforma continental hacia islas oceánicas como Revillagigedo y Galápagos ($D = 0.819$). Su afinidad por condiciones euhalinas (salinidad > 35 PSU, con picos en 35.24 y 35.28, respectivamente; Fig. 53c) y por óptimos térmicos (28.7°C para *B. polylepis*; Fig. 53b) sugiere una capacidad para explotar hábitats oceánicos menos accesibles para especies estrictamente costeras. Este patrón se alinea con la ecología conocida de *B. polylepis*, asociado a arrecifes, frecuentemente observados alrededor de islas oceánicas (Robertson et al., 2024). Para *S. annulatus*, esta amplia distribución potencial es coherente con su clasificación fisiológica como especie generalista en cuanto a tolerancia térmica: García-Villarreal et al. (2025) reportaron un amplio polígono térmico (293°C^2), con temperaturas máximas críticas entre 37.8 y 41.4°C y mínimas entre 12 y 18.7°C , lo cual concuerda con la alta idoneidad estimada en nuestros modelos, dentro del rango de 23.7 - 29°C . Esta marcada capacidad euritérmica, sumada a un rendimiento aeróbico óptimo en 23 - 26°C (García-Villarreal et al., 2025), le confiere la plasticidad necesaria para ocupar diversos hábitats a lo largo del POT, desde zonas subtropicales hasta ambientes tropicales.

Por otro lado, *P. maculatofasciatus* y *H. elongatus* presentaron distribuciones estrechamente vinculadas a la plataforma continental interna, con idoneidad prácticamente nula en aguas oceánicas. Sus tolerancias térmicas y de salinidad más restringidas (Fig. 53b, 53c) evidencian una marcada especialización hacia ambientes costeros, probablemente moldeada por las condiciones oceanográficas relativamente estables de las áreas someras del GC. Este patrón de especialización costera también ha sido documentado en otras especies demersales de la región (Cota-Durán et al., 2021).

Por su parte, *D. brevirostris* ocupó un nicho intermedio, conectando las estrategias costeras y oceánicas, con un solapamiento moderado con ambos grupos ($D = 0.62$ - 0.63 ; Tabla 18). La capacidad de esta especie para mantener idoneidad en un amplio rango de temperaturas (14 - 28

°C; Fig. 53b) y su pico de idoneidad en las concentraciones más bajas de CHLA medidas ($0.07 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$; Fig. 53d) sugieren una estrategia generalista adaptada a ambientes oligotróficos. En este sentido, se ha planteado que las tolerancias fisiológicas amplias reducen la vulnerabilidad al calentamiento en comparación con las estrategias de especialistas (Pinsky et al., 2013, 2020; Sunday et al., 2012), lo que respalda la resiliencia proyectada para *D. brevirostris*.

Las estrategias distinguen dos grupos de especies: Por un lado, las euritérmicas, como *B. polylepis* y *D. brevirostris*, muestran óptimos cálidos ($28\text{-}30^\circ\text{C}$) y amplios rangos, lo que explica su expansión hacia el norte durante El Niño de 2016 (Figs. 25 y 29) y su elevada biomasa en años cálidos. Por otro lado, las estenotérmicas, como *P. maculatofasciatus* y *H. elongatus*, presentan óptimos restringidos a $24\text{-}25^\circ\text{C}$, lo cual coincide con la caída de la biomasa en 2016 (Tabla 12) y con su respuesta positiva durante La Niña de 2011. *Sphoeroides annulatus* ocupa una posición intermedia: posee una amplia distribución, pero su óptimo térmico moderado ($24\text{-}25^\circ\text{C}$) explica su presencia tanto en el norte durante años fríos como en años cálidos (Fig. 27).

En cuanto a la CHLA, *H. elongatus* y *P. maculatofasciatus* respondieron positivamente a valores medios-altos, coherentes con sus picos de biomasa en 2011, año caracterizado por una elevada productividad. En contraste, *D. brevirostris* mostró la máxima idoneidad en condiciones de CHLA muy bajas ($< 0.4 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$), lo cual explica su éxito durante El Niño de 2016, cuando la productividad se redujo. *Sphoeroides annulatus* y *B. polylepis* exhibieron patrones intermedios, con tolerancia a un amplio rango de productividad.

8.4.3 Proyecciones de cambios en la distribución

Se anticipa que los cambios ambientales proyectados para el POT (Tabla 19), especialmente el aumento de la temperatura (anomalía de TSM de $+3.07^\circ\text{C}$ bajo SSP5-8.5 en 2090) y la reducción de la productividad primaria (disminución del 3.2 % en CHLA), cambien de manera significativa la distribución de los peces demersales (Cheung et al., 2009; Doney et al., 2012).

Las proyecciones bajo el escenario de altas emisiones (SSP5-8.5) revelaron futuros divergentes para las cinco especies. Tres especies experimentarán una contracción neta de hábitat para 2090 (Fig. 56), con *B. polylepis* enfrentando las pérdidas más severas (-37 %). La contracción se concentró en el sur del POT, particularmente a lo largo de las costas del sur de México y de

América Central (Fig. 57), lo cual es consistente con las predicciones globales de desplazamientos de rango hacia los polos en los organismos marinos (Pinsky et al., 2013; Poloczanska et al., 2016). El análisis de desplazamiento de centroides (Fig. 58) confirmó esta tendencia: *B. polylepis*, *S. annulatus* y *P. maculatofasciatus* mostraron desplazamientos netos hacia el noroeste (105-925 km), en línea con el desplazamiento de sus nichos hacia latitudes más altas (Pinsky et al., 2013). La contracción proyectada de *S. annulatus* en el sur del POT coincide con evidencia fisiológica que indica que las poblaciones tropicales de esta especie tienen márgenes térmicos de seguridad más estrechos (presente: 9.4 °C; futuro: 5.5 °C bajo SSP5-8.5) que sus contrapartes subtropicales (15 °C y 11.1 °C, respectivamente; García-Villarreal et al., 2025). Este patrón refleja una tendencia más general en los ectotermos marinos: las poblaciones situadas en el límite cálido del rango de una especie a menudo presentan una menor capacidad de aclimatación y son más vulnerables al aumento de la temperatura (Nati et al., 2021; Somero, 2010).

En contraste, la alta persistencia del nicho de *H. elongatus*, con un 98.5 % de su hábitat actual conservado (Fig. 57), indica que las condiciones ambientales en su rango de profundidad idóneo (0-30 m; Fig. 53) permanecerán relativamente estables en el GC. Aunque sus tolerancias fisiológicas son estrechas, los cambios proyectados en la plataforma interna no parecen superar sus límites críticos. Por lo tanto, el desplazamiento mínimo de su centroide (7 km hacia el oeste) sugiere una persistencia del nicho más que una migración hacia los polos, como la que se observa en otros taxones (Sunday et al., 2012). Esto sugiere que los especialistas estrechamente relacionados con la plataforma continental interna pueden mostrar estabilidad espacial, siempre que las variaciones oceanográficas locales se mantengan dentro de sus límites fisiológicos.

Por otro lado, *D. brevirostris* proyecta una expansión neta de su hábitat del 39.1 % (Fig. 56), con ganancias sustanciales en el norte del GC y en zonas de transición subtropical (Fig. 57). Esta expansión, acompañada de un desplazamiento del centroide hacia el sureste (131.3°; Fig. 58), demuestra que las respuestas al cambio climático no se limitan a los polos. Especies con tolerancias fisiológicas más variadas o con óptimos térmicos distintos pueden ocupar nuevas áreas, incluso si sus rangos del sur persisten (Pinsky et al., 2020). Es importante señalar que este desplazamiento hacia el sureste no implica un retroceso del GC; en cambio, indica una expansión significativa del hábitat adecuado en las latitudes del sur (Fig. 57). Esta expansión proyectada de

D. brevirostris es consistente con los desplazamientos hacia el norte del GC observados en 2016, lo que sugiere que el calentamiento en curso ya puede estar reconfigurando su distribución (Vergés et al., 2014).

De acuerdo con la expectativa general de que el cambio climático provocará redistribuciones hacia latitudes más altas (Poloczanska et al., 2016; Pinsky et al., 2013), cuatro de las cinco especies de este estudio conservarán o expandirán ligeramente su hábitat adecuado en la costa de BCS, extendiéndose potencialmente más al norte, hacia California, USA. Cota-Durán et al. (2021) observaron un patrón similar en tres especies de camarón capturadas en el GC y proyectaron una expansión de su hábitat hacia el norte de la Península de Baja California. Sin embargo, *P. maculatofasciatus* presenta una pérdida neta moderada de hábitat en la región de BCS, aunque en otras partes de su rango el hábitat sigue siendo adecuado. Este contraste, junto con lo anterior, resalta la idea de que los impactos del cambio climático no son uniformes, incluso entre taxones demersales que coexisten (Fig. 56), y que la zona de transición de la Península de Baja California puede beneficiar a algunas especies mientras que se vuelve menos adecuada para otras (Fig. 57).

8.4.4 Implicaciones para el manejo pesquero

El Golfo de California emerge como un área clave para múltiples especies de importancia comercial. En escenarios futuros, el norte y el centro del GC retendrán alta idoneidad para *P. maculatofasciatus*, *H. elongatus* y *D. brevirostris* (Fig. 57). Esta persistencia se refleja en la estabilidad proyectada de la riqueza de especies en la región (Fig. 59), donde la proporción de áreas con alta riqueza se mantiene relativamente constante a través de los escenarios y horizontes temporales. Sin embargo, esta aparente estabilidad en la cantidad de especies enmascara un cambio ecológico. En contraste, el sur del POT muestra una disminución progresiva de las áreas de alta riqueza, particularmente bajo el escenario de altas emisiones para 2090 (Fig. 59).

La persistencia de áreas con cuatro o cinco especies no implica que los mismos ensamblajes de especies persistan a lo largo del tiempo. Por el contrario, como lo evidencian los análisis de pérdida y ganancia de hábitat por especie (Fig. 57) y los desplazamientos de centroides (Fig. 58), existe un marcado recambio (turnover) en la composición de la comunidad. Áreas actualmente

dominadas por *B. polylepis* en el sur del POT se proyectan como no adecuadas para esta especie bajo el escenario SSP5-8.5, mientras que, simultáneamente, se vuelven adecuadas para *D. brevirostris* (Fig. 57). Este proceso de reemplazo, donde una especie con afinidad cálida y oceánica es reemplazada gradualmente por un generalista con tolerancias fisiológicas más amplias, resulta en valores de riqueza similares en cantidad, pero constituyen comunidades que son fundamentalmente distintas.

Este proceso de recambio puede tener impactos significativos en el funcionamiento del ecosistema y en el manejo pesquero. Los cambios en la composición de especies pueden alterar las interacciones tróficas, los ciclos de nutrientes y la estabilidad de los rendimientos pesqueros (Pecl et al., 2017). En el GC, donde las pesquerías artesanales e industriales capturan estas especies demersales (Balmori-Ramírez y Cervantes-Higuera, 2019; Morales-Azpeitia et al., 2024; Rábago-Quiroz et al., 2015), los cambios en la abundancia relativa y la distribución espacial requerirán estrategias de manejo adaptativo que consideren no solo dónde ocurren las especies, sino también qué especies componen el ensamblaje.

La composición de especies puede cambiar a medida que *H. elongatus* se mantiene estable, mientras *D. brevirostris* aumenta su presencia en caladeros del norte (Fig. 23 y 54), lo que resalta la necesidad de marcos regulatorios flexibles. Por el contrario, la contracción proyectada de *B. polylepis* y *S. annulatus* en el sur del POT genera preocupación para las pesquerías artesanales que dependen de estas especies. Para *S. annulatus*, la evidencia fisiológica indica que su rango térmico óptimo para el rendimiento aeróbico (23-26 °C) coincide con la temperatura en la que exhibe su máxima idoneidad de hábitat en nuestros modelos. El calentamiento proyectado podría llevar a que las poblaciones del sur excedan sus condiciones óptimas, reduciendo su capacidad metabólica y, en consecuencia, su crecimiento y éxito reproductivo (García-Villarreal et al., 2025).

Es importante destacar que estas dos especies se capturan principalmente en el noroeste de México, un área con alta idoneidad de hábitat tanto actualmente como en las proyecciones futuras. En el sistema lagunar de Topolobampo, Sinaloa, ambas especies se encuentran entre las capturas más comunes en la FAC, con una captura por unidad de esfuerzo de 1.058 a 1.525 organismos por hora (Estrella-Inzunza y Díaz-Gaxiola, 2017). También se han documentado desembarques de *S. annulatus* en Teacapán, Sinaloa (Valdez-Pineda et al., 2014), y una pesquería

emergente de esta especie ha operado en la Bahía Magdalena-Almejas, BCS (Ojeda-Ruiz et al., 2016). Las costas de Sonora albergan abundancias particularmente altas de estas especies (Fig. 34). Por lo tanto, aunque las poblaciones tropicales en el borde sur de la distribución pueden experimentar mayor estrés térmico (García-Villarreal et al., 2025) y pérdida de hábitat, las principales áreas de pesca en el GC parecen seguir siendo adecuadas. Esto indica que las pesquerías mexicanas que capturan estas especies podrían ser menos susceptibles a los cambios en la distribución causados por el clima que las poblaciones del sur.

8.5 Limitaciones del estudio y perspectivas futuras

Aunque este estudio aporta información novedosa sobre la distribución, la biomasa y las respuestas ambientales de cinco especies de la FAC en el GC, es importante reconocer varias limitaciones que contextualizan los resultados y abren nuevas líneas de investigación.

8.5.1 Muestreo y cobertura espaciotemporal

Los cruceros prospectivos, aunque estandarizados, no se realizaron anualmente en todas las zonas del GC. Solo en 2004, 2008 y 2016 se cubrió la totalidad de las cinco zonas definidas (Tabla 6, Fig. 11). Esta irregularidad implica que las estimaciones de abundancia y biomasa para años con cobertura parcial (p. ej., 2011, limitado a las zonas N y NO) pueden subestimar la presencia de especies en zonas no muestreadas o sobreestimar su concentración en las áreas cubiertas. No obstante, el hecho de que el pico de 2011 se haya registrado exclusivamente en el norte sugiere que la alta biomasa fue real y no una consecuencia del muestreo, sin embargo, no podemos descartar que algunas especies (como *D. brevirostris*, ausente ese año) pudieran haber estado presentes en zonas no muestreadas.

Además, la profundidad máxima de arrastre se limitó a 69 m (Fig. 12), lo que impide evaluar la distribución de estas especies en el talud superior (90-180 m), donde Acevedo-Cervantes et al. (2009) reportaron una alta diversidad de peces demersales. Por lo tanto, nuestro conocimiento de la distribución batimétrica se limita a la plataforma somera, que constituye el hábitat de la flota camaronera. Futuras campañas deberían extender los arrastres a mayores profundidades (hasta 180 m) para determinar si estas especies también utilizan esos estratos como hábitat alternativo o de refugio.

8.5.2 Datos biológicos y pesqueros

La determinación del sexo y la madurez sexual se realizó en especímenes congelados, lo que dificultó la identificación de gónadas en ejemplares pequeños y se tradujo en una alta proporción de individuos no sexados (Tabla 9). Esto limitó el análisis de la proporción de sexos por año y la estimación de la talla de primera madurez sexual. Para estudios futuros, se recomienda procesar muestras frescas a bordo o fijar las gónadas para análisis histológico.

Asimismo, el método de área barrida empleó un valor fijo de capturabilidad ($X1 = 0.65$) para todas las especies y años, siguiendo a Rábago-Quiroz et al. (2011) y Saeger et al. (1976). Este valor no considera las diferencias interespecíficas en el comportamiento (capacidad de escape, velocidad de nado) ni las variaciones interanuales en la densidad poblacional. Los experimentos de marcado-recaptura o los videos submarinos podrían refinar estas estimaciones para cada especie.

8.5.3 Análisis ambientales y modelos estadísticos

El PERMANOVA mostró que el 82 % de la varianza de la biomasa no fue explicado por los factores incluidos (año, zona, profundidad). Esto indica que existen otros predictores no medidos, como el oxígeno disuelto de fondo (crítico en el GC, donde la zona de mínimo oxígeno puede limitar las distribuciones), el tipo de sedimento (arena, limo, arcilla), la salinidad de fondo (no solo superficial) o la presión pesquera real (los cruceros se realizan en veda, pero la pesca comercial opera el resto del año). La inclusión de estas variables en futuros modelos podría reducir la alta varianza residual.

En cuanto a los GAMs, aunque capturaron relaciones no lineales, la resolución mensual de las variables ambientales (TSM, CHLA) puede no reflejar condiciones puntuales durante los lances (realizados en un periodo de 2-4 semanas cada verano).

8.5.3.1 Modelos de nicho ecológico

Los MNE presentan limitaciones que deben considerarse al interpretar las proyecciones futuras. Primero, los modelos se calibraron únicamente con predictores ambientales abióticos (profundidad, TSM, salinidad, CHLA). No se incorporaron explícitamente interacciones bióticas (competencia, depredación), limitaciones de dispersión ni la capacidad adaptativa de las

poblaciones, lo que puede llevar a sobreestimaciones o subestimaciones de los rangos futuros (Wisz et al., 2013).

Segundo, aunque se aplicó un adelgazamiento espacial de 5 km para reducir el agrupamiento geográfico en áreas sobremuestreadas (p. ej., el norte del GC), un enfoque alternativo, como el uso de una capa de sesgo (target-group background), podría haber corregido aún más el sesgo de muestreo al ponderar los puntos de fondo según la distribución espacial del esfuerzo de muestreo (Phillips et al., 2009). Sin embargo, este método requiere datos completos sobre la ocurrencia de un grupo taxonómico más amplio en toda la región de estudio. En nuestro caso, los datos de FAC disponibles se limitaron a las cinco especies objetivo y se concentraron en gran medida en el GC, lo que impidió construir una capa de sesgo representativa. El adelgazamiento espacial sigue siendo un método sólido y ampliamente aceptado bajo estas condiciones (Aiello-Lammens et al., 2015; Boria et al., 2014).

Tercero, la resolución de las capas ambientales (~5.5 km) puede pasar por alto la heterogeneidad del hábitat a escala fina relevante para especies demersales, como el tipo de sedimento o características batimétricas de pequeña escala no capturadas por conjuntos de datos globales.

Cuarto, aunque el análisis del desplazamiento de los centroides de distribución es ampliamente usado para medir tendencias en los cambios de rango (Pinsky et al., 2013, 2020), no toma en cuenta las barreras geográficas como las masas terrestres. Estos centroides se calcularon a partir de mapas de idoneidad del hábitat en el ámbito marino del POT, sin limitar los movimientos a través del continente. Por lo tanto, los desplazamientos observados reflejan cambios en la distribución del hábitat potencial, no rutas de dispersión reales, y deben interpretarse como indicadores de tendencias a gran escala.

Quinto, el análisis de la riqueza de especies se centró únicamente en las cinco especies modeladas. Aunque este método permitió evaluar cambios en la co-ocurrencia dentro de un grupo importante para la pesquería de arrastre, no representa la riqueza total de esta, ni del ecosistema. Los patrones de “estabilidad numérica con rotación de especies” identificados aquí se limitan a este grupo de especies, aunque son consistentes con estudios globales que reportan reorganizaciones comunitarias en respuesta al cambio climático (Dornelas et al., 2014; Pecl et al.,

2017). Para obtener una visión más integral de las variaciones en la biodiversidad regional, futuros estudios deberían incluir un rango más amplio de especies modeladas.

Finalmente, las proyecciones futuras asumen un conservadurismo de nicho, es decir, que las relaciones ambiente-ocurrencia actuales permanecen estables en el tiempo, lo cual puede verse violado por un cambio climático rápido (Pearman et al., 2008). A pesar de estas limitaciones, la alta capacidad predictiva de los modelos y la consistencia de las curvas de respuesta con la ecología conocida de las especies otorgan confianza en las tendencias identificadas.

8.5.4 Perspectivas futuras

A partir de estas limitaciones, se identifican varias líneas de investigación prioritaria:

- Monitoreo continuo y ampliado: mantener los cruceros prospectivos anuales, pero extender la cobertura a todas las zonas del GC cada año e incorporar estaciones de mayor profundidad (hasta 180 m) para evaluar el rango batimétrico completo de la FAC. Si bien este escenario es ideal para el monitoreo, su implementación conlleva desafíos logísticos complejos y una elevada inversión financiera.
- Variables ambientales de mayor resolución: incorporar mediciones de oxígeno disuelto de fondo, salinidad de fondo y tipo de sedimento en los modelos de distribución y abundancia. Aunque obtener estas variables a escalas finas requiere equipo especializado y costoso, su integración resultaría fundamental para reducir la incertidumbre en las predicciones biogeográficas.
- Estudios biológicos específicos: realizar análisis histológicos de gónadas en muestras frescas para determinar la talla de primera madurez sexual, la época reproductiva y la fecundidad de estas especies. A diferencia de las propuestas previas, esta investigación biológica es más viable desde el punto de vista técnico y financiero, por lo que su ejecución a corto plazo es muy factible mediante la colaboración y la disposición de recursos de las instituciones académicas.
- Modelos de conectividad: implementar modelos biofísicos de dispersión larvaria para determinar si las expansiones hacia el norte observadas en 2011 y 2016 responden al transporte de larvas desde el sur o a la migración de adultos.

- Validación de proyecciones: expandir los cruceros prospectivos hacia el sur de México y colaborar con programas similares en Centroamérica y Sudamérica para obtener datos de ocurrencia que validen las extrapolaciones de los MNE en el borde sur del rango de distribución de estas especies.
- Manejo adaptativo: integrar los modelos desarrollados en sistemas de alerta temprana basados en índices del ENSO que permitan anticipar años con alta disponibilidad de ciertas especies y ajustar las temporadas de pesca de manera dinámica, sin aumentar el esfuerzo total.
- Modelado comunitario: ampliar el conjunto de especies modeladas más allá de las cinco aquí estudiadas para obtener una visión más completa de los cambios en la biodiversidad regional.

En general, superar estas limitaciones requerirá un esfuerzo multidisciplinario y a largo plazo, pero los resultados de esta tesis sientan las bases para avanzar hacia un aprovechamiento sostenible de los recursos potenciales en el GC.

9. CONCLUSIONES

- La información generada por la colaboración de dos instituciones, IMIPAS y CIBNOR, a partir de 947 lances realizados en 10 años de prospección (2002-2018), permitió caracterizar, por primera vez de manera multiespecífica y multianual, la estructura poblacional, distribución, abundancia y biomasa de cinco especies de la FAC en el GC. Este enfoque demuestra que los monitoreos estandarizados, diseñados originalmente para el camarón, constituyen una herramienta para generar conocimiento biológico y pesquero en regiones con recursos limitados.
- Las cinco especies presentaron tallas pequeñas a medianas, inferiores a las tallas máximas reportadas, lo que refleja la selectividad de la red de arrastre. Las relaciones longitud-peso mostraron patrones consistentes con estudios previos: *P. maculatofasciatus*, con crecimiento isométrico; *S. annulatus* y *D. brevirostris*, con alometría positiva; *B. polylepis* y *H. elongatus*, con alometría negativa. Estos parámetros constituyen la información básica para futuras evaluaciones de stock.
- Las cinco especies se distribuyen a lo largo de toda la costa oriental del GC; *H. elongatus* y *D. brevirostris* presentaron su mayor frecuencia en las zonas S y SE. Sin embargo, se documentaron expansiones hacia el norte: *H. elongatus* alcanzó las zonas N y NO durante el evento de La Niña de 2011, y *D. brevirostris* se registró en esas mismas zonas durante el evento de El Niño de 2016. Estos hallazgos constituyen una ampliación del rango de distribución reportado para ambas especies y demuestran que el ENSO actúa como modulador de la distribución latitudinal de algunas especies componentes de la FAC. Batimétricamente, el 93% de los registros se concentró entre 20 y 40 m de profundidad, siendo este estrato el de mayor biomasa para la mayoría de las especies.
- La abundancia y biomasa mostraron una marcada variabilidad interanual, dominada por picos en 2011 (abundancia: 46 % del total; biomasa: 54 %) y 2016. El año 2011 (La Niña) se caracterizó por una alta productividad primaria y favoreció a *H. elongatus*, *B. polylepis* y *P. maculatofasciatus*. El año 2016 (El Niño Godzilla) favoreció a *D. brevirostris* y *B. polylepis*. Los GAMs confirmaron que la biomasa de *H. elongatus* y *P. maculatofasciatus* responde positivamente a la clorofila *a* y al MEI, mientras que *D. brevirostris* responde exclusivamente

al MEI. La alta varianza residual (82 %) indica que factores no medidos en este estudio también influyen.

- Los MNE mostraron un desempeño excelente. La profundidad fue el predictor dominante (> 74 % de la contribución), lo que valida la afinidad demersal de las especies. Las curvas de respuesta identificaron dos estrategias ecológicas: especies euritérmicas de amplia distribución (*B. polylepis*, *S. annulatus*) y especies estenotérmicas restringidas a la plataforma interna (*P. maculatofasciatus*, *H. elongatus*), con *D. brevirostris* en una posición intermedia.
- Bajo el escenario de altas emisiones (SSP5-8.5, 2090), se proyecta una contracción neta de hábitat para *B. polylepis* (-37 %), *P. maculatofasciatus* (-30.5 %) y *S. annulatus* (-16 %), concentrada en el sur del POT. Sus centroides se desplazan hacia el noroeste (105-925 km), lo que evidencia una tendencia de desplazamiento del hábitat adecuado hacia el GC, que se mantiene como un área de persistencia. Se proyecta también, una alta persistencia para *H. elongatus* (98.5 % de su hábitat actual, con el centroide desplazado 7 km), lo que refleja su especialización en la plataforma interna del GC. Y una expansión neta de *D. brevirostris* (39.1 %), con ganancias en el norte del GC y un desplazamiento de su centroide hacia el sureste, lo que refleja la expansión de su hábitat potencial hacia el sur del POT y la posiciona como un recurso emergente en el Pacífico mexicano.
- Aunque la riqueza de especies en el GC se mantendrá relativamente estable (~23 % del área con 4-5 especies en 2090), la composición comunitaria cambiará; las áreas donde actualmente domina *B. polylepis* serán ocupadas progresivamente por *D. brevirostris*, lo que implica un recambio funcional con implicaciones para el manejo pesquero.
- El GC se consolida como un área climática clave: mantendrá hábitats adecuados para las cinco especies incluso bajo escenarios extremos. Por ello, se sugiere implementar estrategias de manejo adaptativo.
- Se recomienda: 1) mantener los cruceros prospectivos anuales con cobertura total de las cinco zonas; 2) extender los arrastres hasta 180 m para evaluar el rango batimétrico completo; 3) incorporar variables ambientales de fondo (oxígeno disuelto, salinidad de fondo, tipo de sedimento); 4) realizar estudios histológicos para determinar la talla de primera madurez; 5) complementar las proyecciones de los MNE mediante monitoreo en el sur de México, así como Centroamérica y Sudamérica, y 6) ampliar los modelos de nicho a un conjunto más amplio de

especies de la fauna de acompañamiento del camarón, para evaluar si los patrones de recambio de especies detectados en este estudio se aplican a la comunidad demersal.

10. LITERATURA CITADA

- Aburto-Oropeza, O., Erisman, B., Valdez-Ornelas, V., Danemann, G. D., Allen, L., Diseño, Y. N., Cruz, S., Traducción, H., y Sagástegui, R. L. (2008). Serránidos de importancia comercial del Golfo de California: Ecología, pesquerías y conservación. *Ciencia y Conservación*, 2008(1), 1-23. www.scrfa.orgwww.hku.hk/ecology/GroupersWrasses/iucnsg/index.html
- Aburto-Oropeza, O., Sala, E., Paredes, G., Mendoza, A., y Ballesteros, E. (2007). Predictability of reef fish recruitment in a highly variable nursery habitat. *Ecology*, 88(9), 2220-2228. <https://doi.org/10.1890/06-0857.1>
- Acevedo-Cervantes, A., López-Martínez, J., Herrera-Valdivia, E., y Rodríguez-Romero, J. (2009). Análisis de la abundancia, dominancia y diversidad de la comunidad de peces demersales de profundidad de 90 a 540 metros en el Golfo de California, México. *INTERCIENCIA*, 34(9), 660-665.
- Acosta-Pachón, T. A., López-Vivas, J. M., Mazariegos-Villarreal, A., León-Cisneros, K., Medina-López, M. A., Barjau González, E., y Serviere-Zaragoza, E. (2023). Diet of the finescale triggerfish, *Balistes polylepis* (Steindachner), in the Gulf of California. *Marine and Freshwater Research*, 74(8), 712-724. <https://doi.org/10.1071/MF22266>
- Adger, W. N., Barnett, J., Brown, K., Marshall, N., y O'Brien, K. (2013). Cultural dimensions of climate change impacts and adaptation. *Nature Climate Change*, 3(2), 112-117. <https://doi.org/10.1038/nclimate1666>
- Aguirre, H., Amezcua, F., Madrid-Vera, J., y Soto, C. (2008). Length-weight relationship for 21 fish species from a coastal lagoon in the southwestern Gulf of California. *Journal of Applied Ichthyology*, 24(1), 91-92. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2007.01043.x>
- Aiello-Lammens, M. E., Boria, R. A., Radosavljevic, A., Vilela, B., y Anderson, R. P. (2015). spThin: An R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography*, 38(5), 541-545. <https://doi.org/10.1111/ecog.01132>
- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE transactions on automatic control*, 19(6), 716-723. <https://doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705>
- Allison, E. H., Perry, A. L., Badjeck, M. C., Neil Adger, W., Brown, K., Conway, D., Halls, A. S., Pilling, G. M., Reynolds, J. D., Andrew, N. L., y Dulvy, N. K. (2009). Vulnerability of national economies to the impacts of climate change on fisheries. *Fish and Fisheries*, 10(2), 173-196. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00310.x>
- Allouche, O., Tsoar, A., y Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1223-1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- Álvarez-Molina, L. L., Álvarez-Borrego, S., Lara-Lara, J. R., y Marinone, S. G. (2013). Annual and semiannual variations of phytoplankton biomass and production in the central Gulf of California estimated from satellite data. *Ciencias Marinas*, 39(2), 217-230. <https://doi.org/10.7773/cm.v39i2.2189>
- Alvarez-Trasviña, E., Arizmendi-Rodríguez, D. I., Marín-Enríquez, E., Salcido-Guevara, L. A., Sánchez-Cárdenas, R., y Rodríguez-Domínguez, G. (2022). Distribution and abundance of the Pacific hake, *Merluccius productus*, and relationship with the environment in the

- Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas*, 48. <https://doi.org/10.7773/cm.y2022.3256>
- Amezcu-Linares, F. (1990). *Peces demersales de la plataforma continental del Pacífico mexicano*. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.
- Anderson, M. J. (2017). Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). En N. Balakrishnan, T. Colton, B. Everitt, W. Piegorisch, F. Ruggeri, y J. L. Teugels (Eds.), *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online* (pp. 1-15). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>
- Arreguín-Sánchez, F., del Monte-Luna, P., Zetina-Rejón, M. J., y Albáñez-Lucero, M. O. (2017). The Gulf of California large marine ecosystem: Fisheries and other natural resources. *Environmental Development*, 22, 71-77. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2017.03.002>
- Assis, J., Bejarano, S. J. F., Salazar, V. W., Schepers, L., Gouvêa, L., Fragkopoulou, E., Leclercq, F., Vanhoorne, B., Tyberghein, L., Serrão, E. A., Verbruggen, H., y Clerck, O. De. (2024). Bio-ORACLE v3.0: Pushing marine data layers to the CMIP6 Earth System Models of climate change research. *Global Ecology and Biogeography*, 33(4), e13813. <https://doi.org/10.1111/geb.13813>
- Avalos-García, C., Sánchez-Velasco, L., y Shirasago, B. (2003). Larval fish assemblages in the Gulf of California and their relation to hydrographic variability (Autumn 1997-Summer 1998). *Bulletin of Marine Science*, 72(1), 63-76.
- Ayala-Bocos, A., Reyes-Bonilla, H., Calderón-Aguilera, L. E., Herrero-Perezrul, Ma. D., y González-Espinosa, P. C. (2015). Proyección de cambios en la temperatura superficial del mar del Golfo de California y efectos sobre la abundancia y distribución de especies arrecifales. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*, 8(1). <https://doi.org/10.15359/revmar.8-1.2>
- Badan, A. (2003). The atmosphere over the Gulf of California. En *Nonlinear Processes in Geophysics* (pp. 17-34). Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-010-0074-1_12
- Badan-Dangon, A., Dorman, C. E., Merrifield, M. A., y Winant, C. D. (1991). The lower atmosphere over the Gulf of California. *Journal of Geophysical Research*, 96(C9), 16877-16896. <https://doi.org/10.1029/91JC01433>
- Balart, E. F., Laudino Santillán, J., Sánchez Aguilar, D., Campos Dávila, L., y Amador Silva, E. (2002). Red crab and soft-bottom fishes along the Pacific shelf off the Western Coast of Baja California Sur during El Niño 1997-98. *Investigaciones Marinas*, 30(1), 1997-1999. <https://doi.org/10.4067/s0717-71782002030100041>
- Ballance, L. T., Pitman, R. L., y Fiedler, P. C. (2006). Oceanographic influences on seabirds and cetaceans of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography*, 69(2-4), 360-390. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2006.03.013>
- Balmori-Ramírez, A., y Cervantes-Higuera, H. (2019). *La fauna acompañante de la pesca ribereña de camarón en Sonora: Evaluación de la captura incidental 2018-2019*. https://fisheryprogress.org/sites/default/files/documents_actions/Gillnet%20bycatch%20evaluation%202018-19.pdf
- Barange, M., y Perry, R. I. (2009). Repercusiones físicas y ecológicas del cambio climático en la pesca de captura marina y continental y en la acuicultura. En K. Cochrane, C. De Young, D. Soto, y T. Bahri (Eds.), *Consecuencias del cambio climático para la pesca y la*

- acuicultura: visión de conjunto del estado actual de los conocimientos científico* (pp. 7-118). FAO.
- Barjau, E., Rodríguez-Romero, J., Galván, F., Gutiérrez, F., y López, J. (2012). Estructura temporal y espacial de la comunidad de peces arrecifales de la Isla San José, Golfo de California, México. *Revista de Biología Tropical*, 60(2), 649-667.
- Barjau-González, E. (2003). *Estructura de la ictiofauna asociada a fondos blandos en Laguna San Ignacio, Baja California Sur, México* [Tesis de Maestría]. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.
- Barreto, G. C., Leite Lima, M. A., Carvalho, A. R., Cañete, V. R., Souza Lobato, F. H., Pantoja Lobo, Q. H., Cabrera, M. T., Escobar-Toledo, F., Rueda, M., Hernández Flores, Á., Toro Ramírez, A., Cruz Sánchez, J. L., Mormon, S., Hutchinson, S., Carmichael, C., Cozier, R., McFee, D., Archer, W., Slinger, K., ... Stavrinaky, A. (2022). Cadenas de valor en las pesquerías de arrastre de camarón en América Latina y el Caribe. Documento Técnico de Pesca y Acuicultura. En *Cadenas de valor en las pesquerías de arrastre de camarón en América Latina y el Caribe*. FAO. <https://doi.org/10.4060/cb7922es>
- Barroso-Soto, I., Castillo-Gallardo, E., Quiñonez-Velázquez, C., y Morán-Angulo, R. E. (2007). Age and growth of the finescale triggerfish, *Balistes polylepis* (Teleostei: Balistidae), on the coast of Mazatlán, Sinaloa, Mexico. *Pacific Science*, 61(1), 121-127. <https://doi.org/10.1353/psc.2007.0002>
- Beck, J., Böller, M., Erhardt, A., y Schwanghart, W. (2014). Spatial bias in the GBIF database and its effect on modeling species' geographic distributions. *Ecological Informatics*, 19, 10-15. <https://doi.org/10.1016/J.ECOINF.2013.11.002>
- Boria, R. A., Olson, L. E., Goodman, S. M., y Anderson, R. P. (2014). Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological Modelling*, 275, 73-77. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.12.012>
- Box, G. E., Hunter, J. S., y Hunter, W. G. (2008). *Estadística para investigadores: Diseño, innovación y descubrimiento*. Reverté.
- Brander, K. M. (2007). Global fish production and climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(50), 19709-19714. <https://doi.org/10.1073/pnas.0702059104>
- Broadhurst, M. K. (2000). Modifications to reduce bycatch in prawn trawls: A review and framework for development. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 10, 27-60. <https://doi.org/10.1023/A:1008936820089>
- Camacho-Gastélum, R., Sánchez-Velasco, L., Jiménez-Rosenberg, S. P. A., Godínez, V. M., y Tenorio-Fernandez, L. (2020). Interannual variations of environmental factors and the effects on larval fish habitats in the Upper Gulf of California during early summer. *Continental Shelf Research*, 195. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2020.104058>
- Castillo-Rosas, B. R., Barjau-González, E., López-Vivas, J. M., Romo-Piñeda, A. K., Romero-Vadillo, E., y Armenta-Quintana, J. Á. (2020). Structure of the Community of Dominant Fish Species Associated to Soft-Bottoms in the Lagoon of La Paz, B.C.S., México. *Open Journal of Marine Science*, 10(03), 79-92. <https://doi.org/10.4236/ojms.2020.103006>
- Castro-Aguirre, J. L. (1978). *Catálogo sistemático de los peces marinos que penetran a las aguas continentales de México con aspectos zoogeográficos y ecológicos: Serie Científica 19*. Departamento de Pesca.

- Castro-Longoria, R., Grijalva-Chon, J. M., Barraza-Guardado, R. H., y Aguirre-Rosas, J. C. (1991). *Descripción de los principales rasgos estructurales de la comunidad ictiológica y zooplanctónica del Estero El Sargento, Sonora*. Informe Técnico. Universidad de Sonora. México. 110 p.
- Cervantes-Duarte, R., González-Rodríguez, E., Gómez-Gutiérrez, J., Acevedo-Acosta, J. D., Valladares-Alfonso, L., y Amaro-Sánchez, L. R. (2025). Nutrient limitation during anomalously warm periods in the southwestern Gulf of California, Mexico. *Regional Studies in Marine Science*, 90. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2025.104475>
- Chávez, E. A., y Castro, O. (2008). Impacto del cambio climático sobre las pesquerías de la zona de transición templado-cálida del Pacífico oriental mexicano. En J. López Martínez (Ed.), *La Variabilidad Ambiental y las Pesquerías de México* (pp. 68-81). Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca.
- Cheung, W. W. L., Lam, V. W. Y., Sarmiento, J. L., Kearney, K., Watson, R., y Pauly, D. (2009). Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and Fisheries*, 10(3), 235-251. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00315.x>
- Cinner, J. E., Adger, W. N., Allison, E. H., Barnes, M. L., Brown, K., Cohen, P. J., Gelcich, S., Hicks, C. C., Hughes, T. P., Lau, J., Marshall, N. A., y Morrison, T. H. (2018). Building adaptive capacity to climate change in tropical coastal communities. *Nature Climate Change*, 8(2), 117-123. <https://doi.org/10.1038/s41558-017-0065-x>
- Cisneros-Montemayor, A. M., y Cisneros-Mata, M. Á. (2018). A medio siglo de manejo pesquero en el noroeste de México, el futuro de la pesca como sistema socioecológico. *Relaciones Estudios de Historia y Sociedad*, 39(153), 99-127. <https://doi.org/10.24901/rehs.v39i153.392>
- Clark, T. D., Sandblom, E., y Jutfelt, F. (2013). Aerobic scope measurements of fishes in an era of climate change: Respirometry, relevance and recommendations. *Journal of Experimental Biology*, 216(15), 2771-2782. <https://doi.org/10.1242/jeb.084251>
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117-143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Coleman, F. C., Koenig, C. C., Huntsman, G. R., Musick, J. A., Eklund, A. M., McGovern, J. C., Sedberry, G. R., Chapman, R. W., y Grimes, C. B. (2000). Long-lived Reef Fishes: The Grouper-Snapper Complex. *Fisheries*, 25(3), 14-21. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(2000\)025<0014:lrf>2.0.co;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2000)025<0014:lrf>2.0.co;2)
- Colloca, F., Cardinale, M., Belluscio, A., y Ardizzone, G. (2003). Pattern of distribution and diversity of demersal assemblages in the central Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56(3-4), 469-480. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00196-8](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00196-8)
- CONAPESCA. (2010). *Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2010*. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- CONAPESCA. (2020). *Anuario estadístico de acuacultura y pesca 2020*. <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuacultura-y-pesca>
- Cooper, A. B. (2006). *A Guide to fisheries stock assessment from data to recommendations*. New Hampshire Sea Grant. www.seagrant.unh.edu

- Coronado-Molina, C., y Amezcua-Linares, F. (1988). Distribución y abundancia de los peces demersales de la costa de Guerrero en el Pacífico de México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 15(2), 67-94.
- Corzas-Cruz, J. S. (2024). *Moluscos bentónicos como fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California* [Tesis de Maestría]. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
- Cota-Durán, A., Petatán-Ramírez, D., Ojeda-Ruiz, M. Á., y Marín-Monroy, E. A. (2021). Potential impacts of climate change on shrimps distribution of commercial importance in the Gulf of California. *Applied Sciences*, 11, 5506. <https://doi.org/10.3390/app11125506>
- Cotto Sánchez, A. (2006). *Listado taxonómico de los peces identificados en los océanos Atlántico y Pacífico de Nicaragua. Segunda revisión. Managua, Nicaragua*. www.bionica.info/biblioteca/GuiaPecesMarinosNicaragua.pdf
- Cyrus, D. P., y Blaber, S. J. M. (1984). The reproductive biology of *Gerres* in Natal estuaries. *Journal of Fish Biology*, 24, 491-504. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1984.tb04820.x>
- Davies, R. W. D., Cripps, S. J., Nickson, A., y Porter, G. (2009). Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy*, 33(4), 661-672. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2009.01.003>
- Daw, T., Adger, W. N., Brown, K., y Badjeck, M.-C. (2009). El cambio climático y la pesca de captura: repercusiones potenciales, adaptación y mitigación. En K. Cochrane, C. De Young, D. Soto, y T. Bahri (Eds.), *Consecuencias del cambio climático para la pesca y la acuicultura: visión de conjunto del estado actual de los conocimientos científicos* (Vol. 530, pp. 119-168). FAO Documento Técnico de Pesca y Acuicultura.
- De La Cruz-Agüero, J., Cota-Gómez, J., y Arellano-Martínez, M. (1996). Lista sistemática de los peces marinos de las lagunas ojo de liebre y Guerrero negro, BCS y BC, México. *Ciencias Marinas*, 22(1), 111-128. <https://doi.org/10.7773/cm.v22i1.831>
- de la Re-Vega, E., Costich-González, L. E., Rio-Salas, R. D., Castro-Longoria, R., Grijalva-Chnn, J. M., Rio-Salas, M. D., y Minjarez-Osorio, C. (2020). Biología reproductiva y contenido bioquímico gonadal de la cabrilla arenera, *Paralabrax maculatofasciatus* en la región de Bahía de Kino, Sonora. *Biotecnia*, 22(1), 74-83. <https://doi.org/10.18633/biotecnia.v22i1.1127>
- De Robertis, A., y Williams, K. (2008). Weight-length relationships in fisheries studies: The standard allometric model should be applied with caution. *Transactions of the American Fisheries Society*, 137(3), 707-719. <https://doi.org/10.1577/T07-124.1>
- Del Moral-Flores, L. F., González-Acosta, A. F., Espinosa-Pérez, H., Ruiz-Campos, G., y Castro-Aguirre, J. L. (2013). Lista anotada de la ictiofauna de las islas del Golfo de California, con comentarios sobre sus afinidades zoogeográficas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(1), 184-214. <https://doi.org/10.7550/rmb.27335>
- Depestele, J., Feekings, J., Reid, D. G., Cook, R., Gascuel, D., Girardin, R., Heath, M., Hervann, P.-Y., Morato, T., Soszynski, A., y Savina-Rolland, M. (2019). The impact of fisheries discards on scavengers in the sea. En S. S. Uhlmann, C. Ulrich, y S. J. Kennelly (Eds.), *The European landing obligation: Reducing discards in complex, multi-species and multi-jurisdictional fisheries* (pp. 129-164). Springer Nature. https://doi.org/10.1007/978-3-030-03308-8_7

- Díaz-Uribe, J. G., Valdez-Ornelas, V. M., Danemann, G. D., Torreblanca-Ramírez, E., Castillo-López, A., y Cisneros-Mata, M. Á. (2013). Regionalización de la pesca ribereña en el noroeste de México como base práctica para su manejo. *Ciencia Pesquera*, 21(1), 41-54.
- DiBattista, J. D., West, K. M., Hay, A. C., Hughes, J. M., Fowler, A. M., y McGrouther, M. A. (2021). Community-based citizen science projects can support the distributional monitoring of fishes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(12), 3580-3593. <https://doi.org/10.1002/aqc.3726>
- Doney, S. C., Ruckelshaus, M., Emmett Duffy, J., Barry, J. P., Chan, F., English, C. A., Galindo, H. M., Grebmeier, J. M., Hollowed, A. B., Knowlton, N., Polovina, J., Rabalais, N. N., Sydeman, W. J., y Talley, L. D. (2012). Climate change impacts on marine ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 4, 11-37. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-041911-111611>
- Dornelas, M., Gotelli, N. J., McGill, B., Shimadzu, H., Moyes, F., Sievers, C., y Magurran, A. E. (2014). Assemblage time series reveal biodiversity change but not systematic loss. *Science*, 344(6181), 296-299. <https://doi.org/10.1126/science.1248484>
- Eayrs, S. (2007). *Guía para reducir la captura de fauna incidental (bycatch) en las pesquerías por arrastre de camarón tropical* (Edición revisada). FAO.
- Enders, E. C., y Boisclair, D. (2016). Effects of environmental fluctuations on fish metabolism: Atlantic salmon *Salmo salar* as a case study. *Journal of Fish Biology*, 88(1), 344-358. <https://doi.org/10.1111/jfb.12786>
- Escalante, F., Valdez-Holguín, J. E., Álvarez-Borrego, S., y Lara-Lara, J. R. (2013). Temporal and spatial variation of sea surface temperature, chlorophyll *a*, and primary productivity in the Gulf of California. *Ciencias Marinas*, 39, 203-215. <https://doi.org/10.7773/cm.v39i2.2233>
- Eschmeyer, W. N., Herald, E. S., y Hammann, H. (1983). *A field guide to the Pacific coast fishes of North America*. Houghton Mifflin Company.
- Espino-Barr, E., Cruz-Romero, M., y García-Boa, A. (2003). Peces marinos con valor comercial de la costa de Colima, México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad: Instituto Nacional de la Pesca, Centro Regional de Investigación Pesquera de Manzanillo.
- Estrella-Inzunza, P., y Díaz-Gaxiola, J. M. (2017). Análisis de los peces de acompañamiento del camarón (PAC) capturados con churupa, en el sistema lagunar de Topolobampo, Sinaloa, México. *Ra Ximhai*, 13(3), 319-338.
- FAO. (2018). *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2018: Cumplir con los objetivos de desarrollo sostenible*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/56af381e-d4be-49a4-bff8-b9a7e4978a32/content>
- Farach-Espinoza, E. B., López-Martínez, J., García-Morales, R., Nevárez-Martínez, M. O., Lluch-Cota, D. B., y Ortega-García, S. (2021). Temporal variability of oceanic mesoscale events in the Gulf of California. *Remote Sensing*, 13(9). <https://doi.org/10.3390/rs13091774>
- Farach-Espinoza, E. B., López-Martínez, J., Herrera-Cervantes, H., García-Morales, R., Rábago-Quiroz, C. H., Larios-Castro, E., y Porchas-Cornejo, M. A. (2025). La pesquería y cultivo del camarón en el Golfo de California ante el cambio climático. *Recursos*

- Naturales y Sociedad*, 11(2), 280-304.
<https://doi.org/10.18846/renaysoc.2025.11.11.02.0017>
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. E., y Niem, V. H. (1995). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de pesca. Pacífico Centro-Oriental: II–III*. FAO.
- Free, C. M., Thorson, J. T., Pinsky, M. L., Oken, K. L., Wiedenmann, J., y Jensen, O. P. (2019). Impacts of historical warming on marine fisheries production. *Science*, 363(6430), 979-983. <https://doi.org/10.1126/science.aau1758>
- Fricke, R., Eschmeyer, W. N., y der Laan, R. (2026). *Eschmeyer's catalog of fishes: Genera, species, references*. California Academy of Sciences. <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>
- Froese, R. (2006). Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 241-253. <https://doi.org/10.1111/J.1439-0426.2006.00805.X>
- Froese, R., y Pauly, D. (2025). *FishBase*. <http://www.fishbase.org>
- Gallardo-Cabello, M., Espino-Barr, E., García-Boa, A., Puente-Gómez, M., y Cabral-Solís, E. G. (2015). Fishery analysis of *Diapterus brevirostris* in the central Mexican Pacific. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 19(1), 77-84. <https://www.redalyc.org/journal/837/83738998007/>
- Galván-Magaña, F., Gutiérrez-Sánchez, F., Abitia-Cárdenas, L. A., y Rodríguez-Romero, J. (2000). The distribution and affinities of the shore fishes of the Baja California Sur lagoons. En M. Manuwar, S. G. Lawrence, I. F. Manuwar, y D. E. Malle (Eds.), *Aquatic Ecosystems of Mexico: Status and Scope* (pp. 383-398). Backhuys Publishers.
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen* (5ta ed., Vol. 6). Instituto de Geografía-UNAM.
- García-Morales, R., López-Martínez, J., Valdez-Holguin, J. E., Herrera-Cervantes, H., y Espinosa-Chaurand, L. D. (2017). Environmental variability and oceanographic dynamics of the central and southern coastal zone of Sonora in the Gulf of California. *Remote Sensing*, 9(9). <https://doi.org/10.3390/rs9090925>
- García-Silva, G., y Marinone, S. G. (1997). Modelado de corrientes residuales en el Golfo de California mediante la utilización de diferentes tamaños de malla. *Ciencias Marinas*, 23(4), 505-519. <https://doi.org/10.7773/cm.v23i4.819>
- García-Villarreal, R., Re-Araujo, A. D., Sánchez-Ovando, J. P., Ibarra-Castro, L., Sánchez-González, M., y Díaz, F. (2025). Thermal tolerance and metabolic scope of *Sphoeroides annulatus* juveniles, a fish with aquaculture potential. *Journal of Thermal Biology*, 133. <https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2025.104274>
- Garza, F. A. (2019). Efecto de la maximización del valor presente neto de la flota industrial en la pesquería de camarón del sur del Golfo de California. En V. Hernández-Trejo, R. Valdivia-Alcalá, J. Hernández-Ortiz, P. R. Cruz-Chávez, y G. A. Cruz-Chávez (Eds.), *Estudios recientes sobre economía ambiental y agrícola en México* (pp. 56-82). Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- Godínez-Domínguez, E., y González-Sansón, G. (1999). Diversidad de macroinvertebrados de fondos blandos de la plataforma continental de Jalisco y Colima, México. *Ciencias Marinas*, 25, 609-627. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48025410>

- González-Acosta, A. F., Béarez, P., Álvarez-Pliego, N., De la Cruz-Agüero, J., y Castro-Aguirre, J. L. (2007). On the taxonomic status of *Diapterus peruvianus* (Cuvier, 1830) and reinstatement of *Diapterus brevirostris* (Sauvage, 1879) (Teleostei: Gerreidae). *Cybium*, 31(3), 369-377.
- González-Acosta, A. F., Rábago-Quiroz, C. H., Ruiz-Campos, G., García-Borbón, J. A., Alejo-Plata, M. D. C., y Barrón-Barraza, F. J. (2024). Length-weight and length-length relationships of 39 demersal fish species of an estuarine-coastal ecosystem from the northwestern of the Baja California Peninsula, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology*, 2024. <https://doi.org/10.1155/2024/6408697>
- González-Cuellar, O. T., Plomozo-Lugo, T., Castro-Moreno, P., Weaver, A. H., y Álvarez-Flores, C. M. (2018). *Información de los recursos pesqueros, Costa sudoriental de Baja California Sur*. Sociedad de Historia Natural Niparajá A.C. y ProNatura Noroeste A.C. 68pp.
- Gotelli, N. J., y Ellison, A. M. (2004). A primer of ecological statistics. En *THE CANADIAN FIELD-NATURALIST* (Vol. 1). Sinauer Associates.
- Green-Nieto, C. R. (2011). *ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE PECES DE FONDO DE LA COSTA OCCIDENTAL DE LA PENÍNSULA DE BAJA CALIFORNIA, MÉXICO* [Tesis de Maestría]. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
- Grijalva-Chon, J. M., Núñez-Quevedo, S., y Castro-Longoria, R. (1996). Ictiofauna de la laguna costera La Cruz, Sonora, México. *Ciencias Marinas*, 22(2), 129-150.
- Gutiérrez-Benítez, O., Galindo-Cortes, G., Velarde González, E., y Salas Monreal, D. (2019). Análisis de la serie de captura de sardina Monterrey, *Sardinops sagax* en el Golfo de California, México. *Hidrobiológica*, 29(2), 83-87. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2019v29n2/Gutierrez>
- Hannah, R. W., Lomeli, M. J. M., y Jones, S. A. (2015). Tests of artificial light for bycatch reduction in an ocean shrimp (*Pandalus jordani*) trawl: Strong but opposite effects at the footrope and near the bycatch reduction device. *Fisheries Research*, 170, 60-67. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.05.010>
- Hastie, T. J., y Tibshirani, R. J. (1990). *Generalized Additive Models* (Vol. 43). Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9780203738535-7>
- Hastings, P. A., Findley, L. T., y der Heiden, A. M. (2010). Fishes of the Gulf of California. En R. C. Brusca (Ed.), *The Gulf of California: biodiversity and conservation* (pp. 96-118). University of Arizona Press.
- Heras-Sánchez, M. del C., Valdez-Holguín, J. E., Garatuzza-Payán, J., Cisneros-Mata, M. Á., Díaz-Tenorio, L. M., Robles-Morua, A., y Hazas-Izquierdo, R. G. (2019). Regiones del Golfo de California determinadas por la distribución de la temperatura superficial del mar y la concentración de clorofila-a. *Biotecnia*, XXI(1), 13-21. <https://doi.org/10.18633/biotecnia.v21i1.808>
- Herguera, J. C., Bernal-Franco, G., y Molina-Cruz, A. (2003). Decadal surface ocean variability in the lower Gulf of California: Records for the past 300 years. *Geofísica Internacional*, 42(3), 397-406. <https://doi.org/10.22201/igeof.00167169p.2003.42.3.957>
- Herrera-Cervantes, H. (2008). *Firma del ENSO en el Golfo de California: Temperatura superficial del mar y biomasa fitoplanctónica* [Tesis de Doctorado]. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

- Herrera-Cervantes, H., Gutiérrez de Velasco, G., Dierna Carciumaru, D., y Farach-Espinoza, E. B. (2026). Impacts of 2015-2016 El Niño event in the Bay of La Paz, Gulf of California: Surface temperature and wind variability. *Continental Shelf Research*, 299. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2026.105653>
- Herrera-Cervantes, H., Lluch-Cota, S. E., Cortés-Ramos, J., Farfán, L., y Morales-Aspeitia, R. (2020). Interannual variability of surface satellite-derived chlorophyll concentration in the bay of La Paz, Mexico, during 2003–2018 period: The ENSO signature. *Continental Shelf Research*, 209. <https://doi.org/10.1016/J.CSR.2020.104254>
- Herrera-Cervantes, H., y López-Martínez, J. (2017). *Escenarios y proyecciones futuras de la Temperatura superficial del mar y el viento superficial en el Golfo de California. Informe del Proyecto SEMARNAT-2014-1-249458*. 37 p.
- Herrera-Valdivia, E., López-Martínez, J., y Castillo Vargasmachuca, S. (2015). Estrés en la comunidad íctica en la pesca de arrastre del camarón en el norte del Golfo de California. *Revista de Biología Tropical*, 63(3), 741-754.
- Herrera-Valdivia, E., López-Martínez, J., Castillo Vargasmachuca, S., y García-Juárez, A. R. (2016). Diversidad taxonómica y funcional en la comunidad de peces de la pesca de arrastre de camarón en el norte del Golfo de California, México. *Revista de Biología Tropical*, 64(2), 587-602.
- Hijmans, R. J. (2025). *terra: Spatial Data Analysis*. <https://CRAN.R-project.org/package=terra>
- Hilborn, R., Amoroso, R., Collie, J., Hiddink, J. G. J., Kaiser, M. J., Mazor, T., Mcconnaughey, R. A., Parma, A. M., Pitcher, C. R., Sciberras, M., y Suuronen, P. (2023). Evaluating the sustainability and environmental impacts of trawling compared to other food production systems. *ICES Journal of Marine Science*, 80(6), 1567-1579. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad115>
- Hilborn, R., Amoroso, R. O., Anderson, C. M., Baum, J. K., Branch, T. A., Costello, C., De Moor, C. L., Faraj, A., Hively, D., Jensen, O. P., Kurota, H., Little, L. R., Mace, P., Mcclanahan, T., Melnychuk, M. C., Minto, C., Chato Osio, G., Parma, A. M., Pons, M., ... Ye, Y. (2020). Effective fisheries management instrumental in improving fish stock status. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117(4), 2218-2224. <https://doi.org/10.1073/pnas.1909726116>
- Hilborn, R., y Walters, C. J. (1992). Quantitative fisheries stock assessment. En *Quantitative Fisheries Stock Assessment*. Springer US. <https://doi.org/10.1007/978-1-4615-3598-0>
- Hobson, E. S. (1965). Diurnal-nocturnal activity of some inshore fishes in the Gulf of California. *Copeia*, 1965(3), 291-302. <https://doi.org/10.2307/1440790>
- Hoegh-Guldberg, O., y Bruno, J. F. (2010). The impact of climate change on the world's marine ecosystems. *Science*, 328(5985), 1520-1523. <https://doi.org/10.1126/science.118993>
- INAPESCA. (2012). *Plan de manejo de la pesquería de camarón del Pacífico Mexicano. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de Pesca*. 139 p.
- INAPESCA. (2020). *Camarón del Océano Pacífico. Dictamen técnico. Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. Instituto Nacional de Pesca y Acuacultura*. 39 p.
- INAPESCA. (2023). *Análisis de las capturas de camarón del litoral Pacífico mexicano en la temporada 2022-2023, para implementar el inicio de veda en 2023. Informe Técnico*.

- Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura. 65 p.
- IPCC. (2015). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (R. K. Pachauri y L. A. Meyer, Eds.). IPCC. <https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/>
- IPCC. (2019). IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate. En H. O. Pörtner, D. C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, y N. M. Weyer (Eds.), *The Ocean and Cryosphere in a Changing Climate: Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157964>
- Jennings, S., y Kaiser, M. J. (1998). The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*, (34), 201-212. [https://doi.org/10.1016/s0065-2881\(08\)60212-6](https://doi.org/10.1016/s0065-2881(08)60212-6)
- Johnson, B. O., y Delworth, T. L. (2023). The Role of the Gulf of California in the North American monsoon. *Journal of Climate*, 36(6), 1541-1559. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-22-0365.1>
- Jordan, D. S., y Evermann, B. W. (1896). *The fishes of North and Middle America: A descriptive catalogue of the species of fish-like vertebrates found in the waters of North America, north of the Isthmus of Panama* (Vol. 47). Government Printing Office.
- Kaiser, M. J., Clarke, K. R., Austen, M. C. V., Somerfield, P. J., y Karakassis, I. (2006). Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series*, 311, 1-14. <https://doi.org/10.3354/meps311001>
- Kelleher, K. (2005). *Discards in the World's Marine Fisheries – An Update*. FAO Fisheries Technical Paper No 470. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Kenchington, T. J. (2013). Natural mortality estimators for information-limited fisheries. *Fish and Fisheries*, 15(4), 533-562. <https://doi.org/10.1111/FAF.12027>
- Kurita, T. (2021). Principal Component Analysis (PCA). En K. Ikeuchi (Ed.), *Computer Vision* (pp. 1013-1016). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-63416-2_649
- Lam, V. W. Y., Allison, E. H., Bell, J. D., Blythe, J., Cheung, W. W. L., Frölicher, T. L., Gasalla, M. A., y Sumaila, U. R. (2020). Climate change, tropical fisheries and prospects for sustainable development. *Nature Reviews Earth and Environment*, 1(9), 440-454. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0071-9>
- Landis, J. R., y Koch, G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33(1), 159-174. <https://doi.org/10.2307/2529310>
- Lara-Mendoza, R. E., Zamora-García, O. G., y Márquez-Farías, J. F. (2016). Elasmobranquios capturados en la pesquería escamera de arrastre del centro-oriente del Golfo de California, México. *Ciencia Pesquera*, 24, 145-151.
- Lavín, M. F., Castro, R., Beier, E., y Godínez, V. M. (2013). Mesoscale eddies in the southern Gulf of California during summer: Characteristics and interaction with the wind stress. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 118(3), 1367-1381. <https://doi.org/10.1002/jgrc.20132>
- Lavín, M. F., Durazo, R., Palacios, E., Argote, M. L., y Carrillo, L. (1997). Lagrangian observations of the circulation in the Northern Gulf of California. *Journal of Physical Oceanography*, 27(10), 2298-2305. [https://doi.org/10.1175/1520-0485\(1997\)027<2298:LOOTCI>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(1997)027<2298:LOOTCI>2.0.CO;2)

- Lavín, M. F., y Marinone, S. G. (2003). AN OVERVIEW OF THE PHYSICAL OCEANOGRAPHY OF THE GULF OF CALIFORNIA. En O. U. Velasco Fuentes, J. Sheinbaum, y J. Ochoa (Eds.), *Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics* (pp. 173-204). Springer.
- Legendre, P., y Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology* (3rd ed.). Elsevier.
- Liu, C., White, M., y Newell, G. (2013). Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography*, 40(4), 778-789. <https://doi.org/10.1111/jbi.12058>
- Lluch-Cota, S. E. (2000). Coastal upwelling in the eastern Gulf of California. *Oceanologica Acta*, 23(6), 731-740. [https://doi.org/10.1016/S0399-1784\(00\)00121-3](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(00)00121-3)
- Lluch-Cota, S. E., Aragón-Noriega, E. A., Arreguín-Sánchez, F., Aurióles-Gamboa, D., Jesús Bautista-Romero, J., Brusca, R. C., Cervantes-Duarte, R., Cortés-Altamirano, R., Del-Monte-Luna, P., Esquivel-Herrera, A., Fernández, G., Hendrickx, M. E., Hernández-Vázquez, S., Herrera-Cervantes, H., Kahru, M., Lavín, M., Lluch-Belda, D., Lluch-Cota, D. B., López-Martínez, J., ... Sierra-Beltrán, A. P. (2007). The Gulf of California: Review of ecosystem status and sustainability challenges. *Progress in Oceanography*, 73(1), 1-26. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2007.01.013>
- López-Martínez, J. (2008). *La Variabilidad Ambiental y las Pesquerías de México*. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca.
- López-Martínez, J., Acevedo-Cervantes, A., Herrera-Valdivia, E., Rodríguez-Romero, J., y Palacios-Salgado, D. S. (2012). Composición taxonómica y aspectos zoogeográficos de peces de profundidad (90-540m) del Golfo de California, México. *Revista de Biología Tropical*, 60(1), 347-360. <https://doi.org/10.15517/rbt.v60i1.2766>
- López-Martínez, J., Álvarez-Tello, J., Arzola-Sotelo, É. A., Herrera-Valdivia, E., Morales-Azpeitia, R., Herrera-Cervantes, H., Nevárez-Martínez, M. O., Padilla-Serrato, J. G., García-Morales, R., y Valdez-Holguín, J. E. (2017). El cambio climático y la población de medusa *Stomolophus meleagris* en el Golfo de California. En *Primer Encuentro Científico y Técnico, Serie Avances de Investigación* (pp. 105-111). Fondo Sectorial de Investigación Ambiental Semarnat-Conacyt.
- López-Martínez, J., Farach-Espinoza, E. B., Herrera-Cervantes, H., y García-Morales, R. (2023). Long-term variability in sea surface temperature and chlorophyll *a* concentration in the Gulf of California. *Remote Sensing*, 15(16). <https://doi.org/10.3390/rs15164088>
- López-Martínez, J., Hernández-Vázquez, S., Hernández-Saavedra, N., Rodríguez-Romero, J., Balart-Páez, E., Herrera-Valdivia, E., Morales-Azpeitia, R., Rábago-Quiroz, C. H., Siaruqui-Quijano, [Inicial], Padilla-Serrato, J. G., y Salazar-Ayala, A. (2007). *Dinámica poblacional de especies presentes en la captura incidental de la pesquería de camarón del Golfo de California. Producto 5 del Informe final del proyecto SAGARPA-CONACYT, Evaluación del impacto que ocasionan las redes de arrastre para camarón y escama demersal en los fondos marinos del Golfo de California*.
- López-Martínez, J., Herrera-Valdivia, E., Hernández-Saavedra, N., Serviere-Zaragoza, E., Rodríguez-Romero, J., Rábago-Quiroz, C. H., Padilla-Arredondo, G., Burrola-Sánchez, S., Morales-Azpeitia, R., Pedrín-Avilés, S., Enríquez-Ocaña, L. F., Nevárez-López, M. O., Acevedo-Cervantes, A., y Morales-Bojórquez, E. (2012). Efectos de la pesca de arrastre del camarón en el Golfo de California. Síntesis de las investigaciones desarrolladas por el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. En J. López-Martínez y E.

- Morales-Bojórquez (Eds.), *Efectos de la pesca de arrastre en el Golfo de California* (pp. 15-25). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. y Fundación Produce Sonora.
- López-Martínez, J., Herrera-Valdivia, E., Nevárez-López, C., y Rodríguez-Romero, J. (2012). Aspectos poblacionales del pez cochito *Balistes polylepis* (Steindachner, 1876) como componente de la fauna de acompañamiento del camarón en el Golfo de California, México. En J. López-Martínez y E. Morales-Bojórquez (Eds.), *Efectos de la pesca de arrastre en el Golfo de California*. (pp. 205-215). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. y Fundación Produce Sonora.
- López-Martínez, J., Herrera-Valdivia, E., Rodríguez-Romero, J., y Hernández-Vázquez, S. (2010). Peces de la fauna de acompañamiento en la pesca industrial de camarón en el Golfo de California, México. *Revista de Biología Tropical*, 58(3), 925-942. <https://doi.org/10.15517/rbt.v58i2.5255>
- López-Martínez, J., y Morales-Bojórquez, E. (2012). *Efectos de la Pesca de Arrastre en el Golfo de California*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. y Fundación Produce Sonora, México.
- López-Martínez, J., Morales-Bojórquez, E., Paredes Mallón, F., Lluch-Belda, D., y Cervantes Valle, C. (2001). La pesquería de camarón de altamar en Sonora. En D. Lluch-Belda, J. Elorduy-Garay, S. E. Lluch-Cota, y G. Ponce-Díaz (Eds.), *Centros de Actividad Biológica (BACs) en el Noroeste de México*. (20). CIBNOR-CICIMAR-CONACYT.
- Love, M. S., Mecklenburg, C. W., Mecklenburg, T. A., y Thorsteinson, L. K. (2005). *A checklist of North Pacific and Arctic Ocean species from Baja California to the Alaska-Yukon Border*. U.S. Geological Survey, Biological Resources Division. <https://books.google.com.mx/books?id=tg9FkYS27XgC>
- Lugo-Manzano, M. de los Á., Sánchez-Cárdenas, R., Zúñiga-Flores, M. S., Maldonado-Coyac, J. A., Salcido-Guevara, L. A., Maldonado-Amparo, M. de los Á., y Vélez-Arellano, N. (2025). Los peces ballesta o pistola (Balistidae): Padres que hacen nidos y protegen a sus crías. *Ciencia y Mar*, 29(85), 35-42. <https://doi.org/10.59673/cym.v29i85.4>
- MacFarland, T. W., y Yates, J. M. (2016). *Introduction to Nonparametric Statistics for the Biological Sciences Using R*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-30634-6>
- Madrid-Vera, J., Amezcua, F., y Morales-Bojórquez, E. (2007). An assessment approach to estimate biomass of fish communities from bycatch data in a tropical shrimp-trawl fishery. *Fisheries Research*, 83(1), 81-89. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.08.026>
- Marinone, S. G. (1988). Una nota sobre la variabilidad no estacional de la región central del Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 14(4), 117-134. <https://doi.org/10.7773/cm.v14i4.611>
- Marinone, S. G. (2003). A three-dimensional model of the mean and seasonal circulation of the Gulf of California. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 108(C10), 3325. <https://doi.org/10.1029/2002jc001720>
- Martell, S. J. D. (2008). Fisheries Management. *Encyclopedia of Ecology*, 1, 1572-1582. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00206-8>
- McHugh, M. J., Broadhurst, M. K., y Sterling, D. J. (2017). Choosing anterior-gear modifications to reduce the global environmental impacts of penaeid trawls. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27(1), 111-134. <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9459-5>

- Meek, S. E., y Hildebrand, S. F. (1923). *The marine fishes of Panama* (Vol. 15). Field Museum of Natural History.
- Melo-Merino, S. M., Reyes-Bonilla, H., y Lira-Noriega, A. (2020). Ecological niche models and species distribution models in marine environments: A literature review and spatial analysis of evidence. *Ecological Modelling*, 415, 108837. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108837>
- Meltzer, L., Blinick, N. S., y Fleishman, A. B. (2012). Management implications of the biodiversity and socio-economic impacts of shrimp trawler by-catch in Bahía de Kino, Sonora, México. *PLoS ONE*, 7(6). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035609>
- Meyer, C., Weigelt, P., y Kreft, H. (2016). Multidimensional biases, gaps and uncertainties in global plant occurrence information. *Ecology Letters*, 19(8), 992-1006. <https://doi.org/10.1111/ELE.12624>
- Miller, D. J., y Lea, R. N. (1976). *Guide to the coastal marine fishes of California*. California Department of Fish and Game.
- Mora, C., Wei, C. L., Rollo, A., Amaro, T., Baco, A. R., Billett, D., Bopp, L., Chen, Q., Collier, M., Danovaro, R., Gooday, A. J., Grupe, B. M., Halloran, P. R., Ingels, J., Jones, D. O. B., Levin, L. A., Nakano, H., Norling, K., Ramirez-Llodra, E., ... Yasuhara, M. (2013). Biotic and human Vulnerability to projected changes in ocean biogeochemistry over the 21st century. *PLoS Biology*, 11(10). <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001682>
- Morales-Azpeitia, R., López-Martínez, J., Rábago-Quiroz, C. H., Nevárez-Martínez, M. O., y Herrera-Valdivia, E. (2013). Growth and mortality rates of *Pseudupeneus grandisquamis* and *Urobatis halleri* bycatch species in the shrimp fishery. *Hidrobiológica*, 23(3), 386-393.
- Morales-Azpeitia, R., López-Martínez, J., y Herrera-Valdivia, E. (2024). Fauna de acompañamiento de la pesca del camarón y su potencial aprovechamiento. *Recursos Naturales y Sociedad*, 10, 01-10.
- Moreno-Pérez, I. J., López-Martínez, J., Padilla-Serrato, J. G., Rodríguez-Romero, J., Barjau-González, E., y Arreola-Lizárraga, J. A. (2024). Fish community, seasonal movement and habitat use in a subtropical coastal lagoon. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 52(1), 59-75. <https://doi.org/10.3856/vol52-issue1-fulltext-3108>
- Nati, J. J. H., Svendsen, M. B. S., Marras, S., Killen, S. S., Steffensen, J. F., McKenzie, D. J., y Domenici, P. (2021). Intraspecific variation in thermal tolerance differs between tropical and temperate fishes. *Scientific Reports*, 11(1), 21272. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-00695-8>
- Nelson, J. S., Crossman, E. J., Espinosa-Pérez, H., Findley, L. T., Gilbert, C. R., Lea, R. N., y Williams, J. D. (2004). *Common and Scientific Names of Fishes from the United States, Canada, and Mexico* (6.^a ed.). American Fisheries Society. <https://doi.org/10.5555/20053044121>
- Nevárez-Martínez, M. O., Lluch-Belda, D., Cisneros-Mata, M. Á., Santos-Molina, J. P., De, M., Martínez-Zavala, A., y Lluch-Cota, S. E. (2001). Distribution and abundance of the Pacific sardine (*Sardinops sagax*) in the Gulf of California and their relation with the environment. *Progress in Oceanography*, 49(1-4), 565-580. [https://doi.org/10.1016/S0079-6611\(01\)00041-6](https://doi.org/10.1016/S0079-6611(01)00041-6)

- Nieto-Navarro, J. T., Zetina-Rejón, M., y Arreguín-Sánchez, F. (2010). Length-weight relationship of demersal fish from the eastern coast of the mouth of the Gulf of California. *Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 5(6), 494-502.
- Nikolsky, G. V. (1963). *The ecology of fishes*. Academic Press.
- Ojeda-Ruiz, M. Á., Cervantes-Díaz, J. L., Fiol-Ortíz, J., y Burnes-Romo, L. A. (2016). Emerging fisheries in subtropical coastal lagoons: *Sphoeroides annulatus* in Magdalena-Almejas Bay, BCS, Mexico (1998–2008). *Ocean y Coastal Management*, 125, 1-7. <https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2016.02.009>
- Ojeda-Ruiz, M. Á., Guerrero-Izquierdo, T., Salvadeo, C., y Petatán-Ramírez, D. (2020). Proyecciones de cambio climático en el Golfo de California y sus posibles implicaciones ambientales, sociales y económicas. En E. A. Marín-Monroy, V. Hernández-Trejo, G. Avilés-Polanco, y R. Valdivia-Alcalá (Eds.), *Cambio Climático, Adaptación y Resiliencia en el noroeste de México* (pp. 35-58). Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., y Wagner, H. (2024). *vegan: Community Ecology Package*. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Ontiveros-García, L. A. (2005). Aspectos reproductivos del cochito blanco *Balistes polylepis* (Steindachner, 1876) de la Bahía de Mazatlán, Sinaloa durante 2004–2005. En E. Espino-Barr, M. Á. Carrasco-Águila, y M. Puentes-Gómez (Eds.), *III Foro Científico de Pesca Ribereña en Puerto Vallarta* (pp. 81-82). SAGARPA. Instituto Nacional de Pesca. Centro Regional de Investigación Pesquera de Manzanillo.
- Padilla-Serrato, J., López-Martínez, J., Rodríguez-Romero, J., Acevedo-Cervantes, A., Galván-Magaña, F., y Lluch-Cota, D. (2017). Changes in fish community structures in a coastal lagoon in the Gulf of California, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 52(3), 567-579. <https://doi.org/10.4067/s0718-19572017000300013>
- Padilla-Serrato, J., López-Martínez, J., Rodríguez-Romero, J., Lluch-Cota, D., Galván-Magaña, F., y Acevedo-Cervantes, A. (2016). Composition and biogeography of the fish assemblage associated with the coastal Las Guásimas Lagoon, Sonora, Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(1), 85-98. <https://doi.org/10.3856/vol44-issue1-fulltext-9>
- Páez-Osuna, F., Sanchez-Cabeza, J. A., Ruiz-Fernández, A. C., Alonso-Rodríguez, A. C. R., Piñón-Gimate, A., Cardoso-Mohedano, J. G., Flores-Verdugo, F. J., Carballo-Cenizo, J. L., Cisneros-Mata, M. Á., y Álvarez-Borrego, S. (2016). Environmental status of the Gulf of California: A review of responses to climate change and climate variability. *Earth-Science Reviews*, 162, 253-268. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.09.015>
- Pauly, D. (1980). On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 39(2), 175-192. <https://doi.org/10.1093/icesjms/39.2.175>
- Pearman, P. B., Guisan, A., Broennimann, O., y Randin, C. F. (2008). Niche dynamics in space and time. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(3), 149-158. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.11.005>
- Pecl, G. T., Araújo, M. B., Bell, J. D., Blanchard, J., Bonebrake, T. C., Chen, I. C., Clark, T. D., Colwell, R. K., Danielsen, F., Evengård, B., Falconi, L., Ferrier, S., Frusher, S., García, R. A., Griffis, R. B., Hobday, A. J., Janion-Scheepers, C., Jarzyna, M. A., Jennings, S., ...

- Williams, S. E. (2017). Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science*, 355(6332), 1389. <https://doi.org/10.1126/science.aai9214>
- Peixoto, U. I., Sporcic, M., Hobday, A. J., Bentes, B., Passarone, R., Fredou, F. L., y Isaac, V. J. (2025). Ecological risk assessment of marine resources caught as bycatch in industrial bottom trawl shrimp fishery in the Amazon Continental Shelf. *Frontiers in Marine Science*, 12. <https://doi.org/10.3389/fmars.2025.1490894>
- Pérez-Arvizu, E. M., Aragón-Noriega, E. A., y Espinosa-Carreón, T. L. (2013). Seasonal variability of chlorophyll *a* and their response to El Niño and La Niña conditions in the Northern Gulf of California. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 48(1), 131-141. <https://doi.org/10.4067/s0718-19572013000100011>
- Pérez-Burgos, J. L. (2021). *Dinámica poblacional y distribución de la mojarra charrita Eucinostomus gracilis (Gill, 1862) y la mojarra tricolor Eucinostomus currani Zahuranec, 1980 en la costa oriental del Golfo de California* [Tesis de Maestría]. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
- Pérez-Mellado, J., y Findley, L. T. (1985). Evaluación de la ictiofauna acompañante del camarón capturado en las costas de Sonora y norte de Sinaloa, México. En A. Yáñez-Arancibia (Ed.), *Recursos pesqueros potenciales de México: la pesca acompañante del camarón* (pp. 201-256). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Perry, A. L., Low, P. J., Ellis, J. R., y Reynolds, J. D. (2005). Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science*, 308(5730), 1912-1915. <https://doi.org/10.1126/science.1111322>
- Petatán-Ramírez, D., Ojeda-Ruiz, M. Á., Sánchez-Velasco, L., Rivas, D., Reyes-Bonilla, H., Cruz-Piñón, G., Morzaria-Luna, H. N., Cisneros-Montemayor, A. M., Cheung, W., y Salvadeo, C. (2019). Potential changes in the distribution of suitable habitat for Pacific sardine (*Sardinops sagax*) under climate change scenarios. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 169-170. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2019.07.020>
- Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., y Araújo, M. B. (2011). *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton University Press. <https://doi.org/10.1515/9781400840670>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., Dudík, M., Schapire, R. E., y Blair, M. E. (2017). Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography*, 40(7), 887-893. <https://doi.org/10.1111/ecog.03049>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., y Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 6190(3-4), 231-252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Phillips, S. J., y Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2), 161-175. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>
- Phillips, S. J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C. H., Lehmann, A., Leathwick, J., y Ferrier, S. (2009). Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, 19(1), 181-197. <https://doi.org/10.1890/07-2153.1>

- Pinsky, M. L., Selden, R. L., y Kitchel, Z. J. (2020). Climate-driven shifts in marine species ranges: Scaling from organisms to communities. *Annual Review of Marine Science*, 12(1), 153-179. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010419>
- Pinsky, M. L., Worm, B., Fogarty, M. J., Sarmiento, J. L., y Levin, S. A. (2013). Marine taxa track local climate velocities. *Science*, 341(6151), 1239-1242. <https://doi.org/10.1126/science.1239352>
- Poloczanska, E. S., Brown, C. J., Sydeman, W. J., Kiessling, W., Schoeman, D. S., Moore, P. J., Brander, K., Bruno, J. F., Buckley, L. B., Burrows, M. T., Duarte, C. M., Halpern, B. S., Holding, J., Kappel, C. V., O'Connor, M. I., Pandolfi, J. M., Parmesan, C., Schwing, F., Thompson, S. A., y Richardson, A. J. (2013). Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change*, 3(10), 919-925. <https://doi.org/10.1038/nclimate1958>
- Poloczanska, E. S., Burrows, M. T., Brown, C. J., Molinos, J. G., Halpern, B. S., Hoegh-Guldberg, O., Kappel, C. V., Moore, P. J., Richardson, A. J., Schoeman, D. S., y Sydeman, W. J. (2016). Responses of marine organisms to climate change across oceans. *Frontiers in Marine Science*, 3(62). <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00062>
- Pörtner, H. O., y Peck, M. A. (2010). Climate change effects on fishes and fisheries: Towards a cause-and-effect understanding. *Journal of Fish Biology*, 77(8), 1745-1779. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02783.x>
- QGIS Development Team. (2022). *QGIS Geographic Information System*. <https://qgis.org>
- Rábago-Quiroz, C. H., García-Borbón, J. A., Palacios-Salgado, D. S., y Barrón-Barraza, F. J. (2017). Length–weight relation for eleven demersal fish species in the artisanal shrimp fishery areas from the Bahía Magdalena-Almejas Lagoon system, Mexico. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 47(3), 303-305. <https://doi.org/10.3750/AIEP/02186>
- Rábago-Quiroz, C. H., López-Martínez, J., Herrera-Valdivia, E., Nevárez-Martínez, M. O., y Rodríguez-Romero, J. (2008). Dinámica poblacional y distribución espacial de los lenguados capturados incidentalmente en arrastres camaroneros en el Golfo de California. *Hidrobiológica*, 18(3), 177-188.
- Rábago-Quiroz, C. H., López-Martínez, J., Nevárez-Martínez, M. O., y Morales-Bojórquez, E. (2015). Abundance and size structure of flatfish species on the west side of the Gulf of California, Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 50(2), 235-247. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572015000300003>
- Rábago-Quiroz, C. H., López-Martínez, J., Valdez-Holguín, J. E., y Nevárez Martínez, M. O. (2011). Distribución latitudinal y batimétrica de las especies más abundantes y frecuentes en la fauna acompañante del camarón del Golfo de California, México. *Revista de Biología Tropical*, 59(1), 255-267.
- Rábago-Quiroz, C. H., López-Martínez, J., Valdez-Holguín, J. E., Nevárez-Martínez, M. O., y Acevedo-Cervantes, A. (2012). Fish assemblages in the bycatch of bottom shrimp trawls on the west side of the Gulf of California, Mexico. *Marine Biology Research*, 8(9), 865-876. <https://doi.org/10.1080/17451000.2012.692161>
- Ramírez-Rodríguez, M. (2013). *Especies de interés pesquero en el Pacífico mexicano: nombres y claves para su registro*.
- Rangel-Reséndez, D. M. (2022). *Cambios interanuales de la distribución y abundancia de los crustáceos componentes de la fauna acompañante del camarón y su relación con el ambiente en el Golfo de California* [Tesis de Maestría]. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

- Reist, J. D., Wrona, F. J., Prowse, T. D., Power, M., Dempson, J. B., Beamish, R. J., King, J. R., Carmichael, T. J., y Sawatzky, C. D. (2006). General effects of climate change on arctic fishes and fish populations. *AMBIO: a Journal of the Human Environment*, 35(7), 370-380. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2006\)35\[370:GEOCCO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2006)35[370:GEOCCO]2.0.CO;2)
- Ricker, W. E. (1975). *Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations* (Vol. 191). Fisheries Research Board of Canada.
- Ricotta, C., y Pavoine, S. (2022). A new parametric measure of functional dissimilarity: Bridging the gap between the Bray-Curtis dissimilarity and the Euclidean distance. *Ecological Modelling*, 466. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.109880>
- Rijnsdorp, A. D., Bolam, S. G., García, C., Hiddink, J. G., Hintzen, N. T., van Denderen, P. D., y van Kooten, T. (2018). Estimating sensitivity of seabed habitats to disturbance by bottom trawling based on the longevity of benthic fauna. *Ecological Applications*, 28(5), 1302-1312. <https://doi.org/10.1002/eap.1731>
- Robertson, D. R., y Allen, G. R. (2015). *Shorefishes of the Tropical Eastern Pacific: online information system*. Smithsonian Tropical Research Institute. <https://biogeodb.stri.si.edu/sftep/es/thefishes/species/1329>
- Robertson, D. R., Allen, G. R., Peña, E., y Estape, A. (2024). *Peces Costeros del Pacífico Oriental Tropical: sistema de Información en línea*. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales. <https://biogeodb.stri.si.edu/sftep/es/thefishes/species/2396>
- Robertson, D. R., y Cramer, K. L. (2009). Shore fishes and biogeographic subdivisions of the Tropical Eastern Pacific. *Marine Ecology Progress Series*, 380, 1-17. <https://doi.org/10.3354/meps07925>
- Robles-Tamayo, C. M., García-Morales, R., Valdez-Holguín, J. E., Figueroa-Preciado, G., Herrera-Cervantes, H., López-Martínez, J., y Enríquez-Ocaña, L. F. (2020). Chlorophyll *a* concentration distribution on the mainland coast of the Gulf of California, Mexico. *Remote Sensing*, 12(8). <https://doi.org/10.3390/RS12081335>
- Robles-Tamayo, C. M., Romo-León, J. R., García-Morales, R., Figueroa-Preciado, G., Enríquez-Ocaña, L. F., y Peñalba-Garmendia, M. C. (2025). Interannual variability in seasonal sea surface temperature and chlorophyll *a* in priority marine regions of the northwest of Mexico. *Water*, 17(22). <https://doi.org/10.3390/w17223227>
- Robles-Tamayo, C. M., Valdez-Holguín, J. E., García-Morales, R., Figueroa-Preciado, G., Herrera-Cervantes, H., López-Martínez, J., y Enríquez-Ocaña, L. F. (2018). Sea surface temperature (SST) variability of the eastern coastal zone of the Gulf of California. *Remote Sensing*, 10(9), 1434. <https://doi.org/10.3390/rs10091434>
- Rodríguez-Romero, J., Palacios-Salgado, D. S., López-Martínez, J., Hernández Vázquez, S., y Velázquez-Abunader, J. I. (2009). The length-weight relationship parameters of demersal fish species off the western coast of Baja California Sur, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology*, 25(1), 114-116. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2008.01175.x>
- Rodríguez-Romero, J., Palacios-Salgado, D. S., López-Martínez, J., Hernández-Vázquez, S., y Ponce-Díaz, G. (2008). Composición taxonómica y relaciones zoogeográficas de los peces demersales de la costa occidental de Baja California Sur, México. *Revista de Biología Tropical*, 56(4), 1765-1783. <https://doi.org/10.15517/rbt.v56i4.5758>

- Rodríguez-Sanz, L., Mortyn, P. G., Herguera, J. C., y Zahn, R. (2013). Hydrographic changes in the tropical and extratropical Pacific during the last deglaciation. *Paleoceanography*, 28(3), 529-538. <https://doi.org/10.1002/palo.20049>
- Rodríguez-Vite, I. (2020). *Efecto de la pesca de arrastre de camarón sobre la resiliencia del ecosistema del sur del Golfo de California* [Tesis de Maestría]. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.
- Rojo-Vázquez, J. A., Lucano-Ramírez, G., y Ruiz-Ramírez, S. (2009). Length-weight relationships for coastal fish species from the gillnet artisanal fishery in the central Mexican Pacific. *Journal of Applied Ichthyology*, 25(4), 497-498. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2009.01245.x>
- Romero Robles, M., y Salas de León, D. A. (2025). *The Gulf of California Under Different Climate Change Scenarios: A Hydrodynamic Approach*. <https://doi.org/10.20944/preprints202509.2380.v1>
- Rosales-Casián, J. A. (2013). FINESCALE TRIGGERFISH (*Balistes polylepis*) AND ROOSTERFISH (*Nematistius pectoralis*) PRESENCE IN TEMPERATE WATERS OFF BAJA CALIFORNIA, MEXICO: EVIDENCE OF EL NIÑO CONDITIONS. *CalCOFI Rep*, 54, 81-84.
- SADER. (2023). *ACUERDO mediante el cual se da a conocer la Actualización de la Carta Nacional Pesquera* (21 de julio de 2023; Diario Oficial de la Federación). https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/892410/CNP_2023.pdf
- Saeger, J., Saila, S. B., y Shaefer, M. B. (1976). *Survey methods of appraising fishery resources* (Vol. 164). FAO.
- SAGARPA. (2012). *ACUERDO por el que se da a conocer la Actualización de la Carta Nacional Pesquera* (24 de agosto de 2012; Diario Oficial de la Federación). https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/892408/CNP_2012.pdf
- SAGARPA. (2018). *ACUERDO por el que se da a conocer la actualización de la Carta Nacional Pesquera* (11 de junio de 2018; Diario Oficial de la Federación). https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/892407/CNP_2017.pdf
- Sammons, S. M. (2021). Age, growth, and fishery assessment of spotted sand bass in the Northern Gulf of California, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology*, 37(1), 53-63. <https://doi.org/10.1111/jai.14123>
- Sánchez, A., Aguiñiga, S., Lluch-Belda, D., Camalich-Carpizo, J., Del Monte-Luna, P., Ponce-Díaz, G., y Arreguín-Sánchez, F. (2009). Geoquímica sedimentaria en áreas de pesca de arrastre y no arrastre de fondo en la costa de Sinaloa-Sonora, Golfo de California. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 61(1), 25-30. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.18268/BSGM2009v61n1a3>
- Sánchez-González, S., Ruiz-Campos, G., Herrera-Flores, A., Lozano-Vilano, M. de L., González-Acosta, A. F., y Manuel Inzunza-Beltrán, H. M. (2018). Composición taxonómica y abundancia espacio-temporal de la ictiofauna del Río Presidio, Sinaloa, México. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 848-862. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i2.33418>
- Sánchez-Velasco, L., Avalos-García, C., Rentería-Cano, M., y Shirasago, B. (2004). Fish larvae abundance and distribution in the central Gulf of California during strong environmental changes (1997-1998 El Niño and 1998-1999 la Niña). *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 51(6-9), 711-722. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2004.05.021>

- Sandoval-Huerta, E. R., Madrigal-Guridi, X., Escalera-Vázquez, L. H., Medina-Nava, M., y Domínguez-Domínguez, O. (2014). Estructura de la comunidad de peces en cuatro estuarios del Pacífico mexicano central. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(4), 1184-1196. <https://doi.org/10.7550/rmb.42105>
- Santamaría-del-Ángel, E., Álvarez-Borrego, S., Millán-Núñez, R., y Müller-Karger, F. (1999). Sobre el efecto débil de las surgencias de verano en la biomasa fitoplanctónica del Golfo de California. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 49, 207-212.
- Schoener, T. W. (1968). The Anolis lizards of Bimini: Resource partitioning in a complex fauna. *Ecology*, 49(4), 704-726. <https://doi.org/10.2307/1935534>
- Schulte, P. M. (2015). The effects of temperature on aerobic metabolism: Towards a mechanistic understanding of the responses of ectotherms to a changing environment. *Journal of Experimental Biology*, 218(12), 1856-1866. <https://doi.org/10.1242/jeb.118851>
- Selden, R. L., Thorson, J. T., Samhour, J. F., Bograd, S. J., Brodie, S., Carroll, G., Haltuch, M. A., Hazen, E. L., Holsman, K. K., Pinsky, M. L., Tolimieri, N., y Willis-Norton, E. (2020). Coupled changes in biomass and distribution drive trends in availability of fish stocks to US West Coast ports. *ICES Journal of Marine Science*, 77(1), 188-199. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz211>
- Silhavy, R., Silhavy, P., y Prokopova, Z. (2017). Analysis and selection of a regression model for the Use Case Points method using a stepwise approach. *Journal of Systems and Software*, 125, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.jss.2016.11.029>
- Simmons, C. M., y Szedlmayer, S. T. (2012). Territoriality, reproductive behavior, and parental care in gray triggerfish, *Balistes capricus*, from the Northern Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 88(2), 197-209. <https://doi.org/10.5343/bms.2011.1012>
- SIPESCA. (2023). *Informe sobre capturas pesqueras en México*. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca.
- Solorio Salazar, A. (2014). *Características y variabilidad de la capa superficial mezclada del Golfo de California* [Tesis de Maestría]. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada.
- Somero, G. N. (2010). The physiology of climate change: how potentials for acclimatization and genetic adaptation will determine 'winners' and 'losers'. *Journal of Experimental Biology*, 213(6), 912-920. <https://doi.org/10.1242/jeb.037473>
- Somoza, J. A., Bernal, R. D. C. L., y Díaz, A. C. F. (2024). El comercio internacional a cargo del camarón blanco. *Revista de Ciencias Económico Administrativas-UAS (RECEA)*, 1(1), 45-52.
- Sparre, P., y Venema, S. (1997). PROSPECCIONES CON REDES DE ARRASTRE. En *Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales* (pp. 345-355). FAO.
- Steadman, D., Thomas, J. B., Rivas Villanueva, V., Lewis, F., Pauly, D., Deng Palomares, M. L., Bailly, N., Levine, M., Virdin, J., Roccliffe, S., y Collinson, T. (2021). *New perspectives on an old fishing practice: Scale, context and impacts of bottom trawling. Report*, 44.
- Sunday, J. M., Bates, A. E., y Dulvy, N. K. (2012). Thermal tolerance and the global redistribution of animals. *Nature Climate Change*, 2(9), 686-690. <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE1539>
- Swets, J. A. (1988). Measuring the Accuracy of Diagnostic Systems. *Science*, 240(4857), 1285-1293. <https://doi.org/10.1126/science.3287615>

- Thomson, D. A., Findley, L. T., y Kerstitch, A. N. (2000). *Reef Fishes of the Sea of Cortez: The Rocky-Shore Fishes of the Gulf of California* (2nd ed.). University of Texas Press.
- Torreblanca-Ramírez, E., Muñoz-Ramírez, S., Danemann, G. D., y Smith-Guerra, F. (2008). Pesca deportiva. En G. D. Danemann y E. Ezcurra (Eds.), *Bahía de los Ángeles: recursos naturales y comunidad: línea base 2007* (pp. 631-656). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Torres Nuñez, C. G., Bravo Olivas, M. L., Moreno López, J. A., y Gómez Morales, N. (2023). Composición específica de la ictiofauna desembarcada en la pesca de pequeña escala de bahía de Banderas, Nayarit-Jalisco, México. *Acta Pesquera*, 9(18), 34-42. <https://doi.org/10.60113/ap.v9i18.126>
- Torres-Martínez, C. M., Monreal-Gómez, M. A., Coria-Monter, E., Salas-De-León, D. A., Durán-Campos, E., y Merino-Ibarra, M. (2025). Three-dimensional distribution of nutrients and phytoplankton biomass in a semi-enclosed region of the Gulf of California during different ENSO phases. *Botanica Marina*, 68(4), 303-317. <https://doi.org/10.1515/bot-2025-0007>
- Tovar-Cortés, R. I. (2013). *Efecto de la pesca de arrastre del camarón sobre el ecosistema del Alto Golfo de California* [Tesis de Maestría]. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada.
- Uhlmann, S. S., Ulrich, C., y Kennelly, S. J. (2019). *The European Landing Obligation: Reducing Discards in Complex, Multi-Species and Multi-Jurisdictional Fisheries*. Springer Nature. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-03308-8>
- Valdez-Pineda, M. C., Morán-Angulo, R. E., Voltolina, D., y Castillo-Vargasmachuca, S. (2014). Population structure and reproductive aspects of puffer fish *Sphoeroides annulatus* (Jenyns, 1842) (Osteichthyes: Tetraodontidae), landed in Teacapán, Sinaloa, Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(1), 121-126. <https://doi.org/103856/vol42-issue1-fulltext-9>
- van der Heiden, A. M. (1985). Taxonomía, biología y evaluación de la ictiofauna demersal del Golfo de California. En A. Yáñez-Arancibia (Ed.), *Recursos pesqueros potenciales de México: la pesca acompañante del camarón* (pp. 149-195). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Vergés, A., Steinberg, P. D., Hay, M. E., Poore, A. G. B., Campbell, A. H., Ballesteros, E., Heck, K. L., Booth, D. J., Coleman, M. A., Feary, D. A., Figueira, W., Langlois, T., Marzinelli, E. M., Mizerek, T., Mumby, P. J., Nakamura, Y., Roughan, M., van Sebille, E., Gupta, A. Sen, ... Wilson, S. K. (2014). The tropicalization of temperate marine ecosystems: Climate-mediated changes in herbivory and community phase shifts. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1789). <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.0846>
- Vieira, W. J., Domingos, M. M., Rodrigues-Filho, J. L., y de Farias, E. G. G. (2017). Kite escape device: A new approach to reduce bycatch in Shrimp trawls. *Marine and Coastal Fisheries*, 9(1), 396-403. <https://doi.org/10.1080/19425120.2017.1347114>
- Villegas-Reyes, F. (2024). *Estimación de la edad y crecimiento en el botete diana Sphoeroides annulatus (Jenyns, 1842) en las costas de Sinaloa* [Tesis de Maestría]. Universidad Autónoma de Sinaloa Facultad de Ciencias del Mar.
- Vivekanandan, E. (2013). Climate change: challenging the sustainability of marine fisheries and ecosystems. *Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 1(2), 54-67.

- Walker, B. W. (1960). The Distribution and Affinities of the Marine Fish Fauna of the Gulf of California. *Systematic Zoology*, 9(3/4), 123-133. <https://doi.org/10.2307/2411961>
- Warren, D. L., Glor, R. E., y Turelli, M. (2008). Environmental niche equivalency versus conservatism: Quantitative approaches to niche evolution. *Evolution*, 62(11), 2868-2883. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2008.00482.x>
- Winger, P. D., Munden, J. G., Nguyen, T. X., Grant, S. M., y Legge, G. (2018). Comparative fishing to evaluate the viability of an aligned footgear designed to reduce seabed contact in northern shrimp bottom trawl fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75(2), 201-210. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2016-0461>
- Wisz, M. S., Pottier, J., Kissling, W. D., Pellissier, L., Lenoir, J., Damgaard, C. F., Dormann, C. F., Forchhammer, M. C., Grytnes, J. A., Guisan, A., Heikkinen, R. K., Høye, T. T., Kühn, I., Luoto, M., Maiorano, L., Nilsson, M. C., Normand, S., Öckinger, E., Schmidt, N. M., ... Svenning, J. C. (2013). The role of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species: Implications for species distribution modelling. *Biological Reviews*, 88(1), 15-30. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2012.00235.x>
- Yáñez-Arancibia. (1985). *Recursos pesqueros potenciales de México: la pesca acompañante del camarón*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Yasumiishi, E. M., Cieciel, K., Andrews, A. G., Murphy, J., y Dimond, J. A. (2020). Climate-related changes in the biomass and distribution of small pelagic fishes in the eastern Bering Sea during late summer, 2002–2018. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 181-182, 104907. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2020.104907>
- Zar, J. H. (2014). *Biostatistical analysis* (5.^a ed.). Pearson Education.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., y Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>

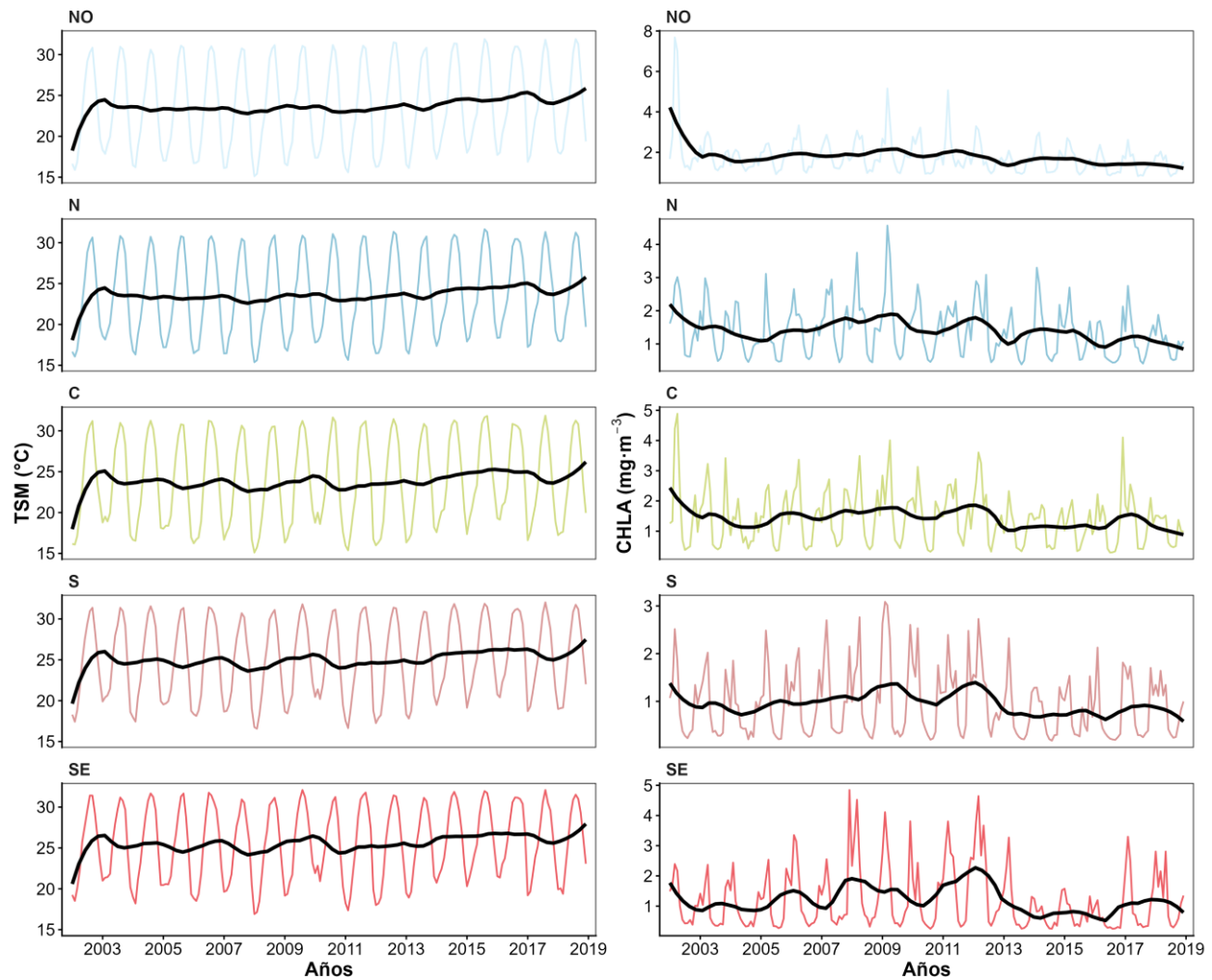
11. ANEXOS

Super clase	Clase	Sub clase	Infra clase	Orden	Familia	Grupo	Especie	Genero	Especie	Vernáculo	English name	Autor	Foto	Nombre código	Conteo	Porcentaje (%)	Longitud (cm)	máxima reportada
Actinopteri	Teleostei			Eupercaria incertae sedis	Gerresidae	Mojarras	<i>Eucinostomus dowii</i>	<i>Eucinostomus</i>	<i>dowii</i>	Mojarra manchita	Dow's mojarrá	(Gil, 1863)		Euc_dow	6156	12.33	20.00	20
Actinopteri	Teleostei			Eupercaria incertae sedis	Gerresidae	Mojarras	<i>Eucinostomus gracilis</i>	<i>Eucinostomus</i>	<i>gracilis</i>	Mojera charita	Graceful mojarrá	(Gil, 1862)		Euc_gra	1658	3.72	21.00	23.9
Actinopteri	Teleostei			Betrachioformes	Betrachioidae	Peces sapo	<i>Porichthys analis</i>	<i>Porichthys</i>	<i>analis</i>	Pez sapo, chupabolo, guarina	Darkedge midshipman	Hubbs & Schultz, 1939		Por_ana	1637	3.28	28.20	30
Actinopteri	Teleostei			Eupercaria incertae sedis	Haemulidae	Burros	<i>Rhencus panamensis</i>	<i>Rhencus</i>	<i>panamensis</i>	Ronco mapache, burro aleta amarilla	Panama grunt	(Steindachner, 1876)		Rhe_pan	1590	3.18	39.00	35
Actinopteri	Teleostei			Eupercaria incertae sedis	Haemulidae	Burros	<i>Orthopristis redingii</i>	<i>Orthopristis</i>	<i>redingii</i>	Burrito rayado, ronco rayado	Bronze-striped grunt	Jordan & Richardson, 1895		Orl_red	1543	3.09	29.80	30
Actinopteri	Teleostei			Pleuronectiformes	Paralichthyidae	Lenguados	<i>Etropus crossotus</i>	<i>Etropus</i>	<i>crossotus</i>	Lenguado, bocachico, lengüta	Fringed flounder	Jordan & Gilbert, 1882		Etr_cro	1517	3.04	21.30	22
Actinopteri	Teleostei			Eupercaria incertae sedis	Gerresidae	Mojarras	<i>Eucinostomus entomelas</i>	<i>Eucinostomus</i>	<i>entomelas</i>	Mojarra manchita negra	Dark-spot mojarrá	Zaharanec, 1980		Euc_ent	1486	2.98	23.20	24
Actinopteri	Teleostei			Eupercaria incertae sedis	Gerresidae	Mojarras	<i>Eucinostomus curranii</i>	<i>Eucinostomus</i>	<i>curranii</i>	Mojarra tricolor	Pacific flagfin mojarrá	Zaharanec, 1980		Euc_cur	1435	2.87	21.00	23.9
Actinopteri	Teleostei			Eupercaria incertae sedis	Scombridae	Curvinas/berrugatas/chanos	<i>Micropogonias megalops</i>	<i>Micropogonias</i>	<i>megalops</i>	Chano norteño, curvina o grande	Croaker	(Gilbert, 1890)		Mic_meg	1271	2.55	40.00	40
Actinopteri	Teleostei			Tetraodontiformes	Balistidae	Cochilos	<i>Balistes polyplepis</i>	<i>Balistes</i>	<i>polyplepis</i>	Cochilo, pez puerco, puerco blanco	Finescale triggerfish	Steindachner, 1876		Bal_pol	1040	2.08	76.00	80
Actinopteri	Teleostei				Perciformes	Scorpaenidae	<i>Scorpaena esocae</i>	<i>Scorpaena</i>	<i>esocae</i>	Escopón de Sonora, pez	Sonora scorpionfish	Jenkins & Evermann, 1889		Sco_son	855	1.71		
Distribución reportada	Distribución geográfica	Dentro del GC	Costero / Océanico	Posición	Endemismo	Afinidad	Afinidad zoogeográfica	López-Martínez et al. 2010	Residente	Profundidad (m)	Ecosistema	Habitat	Dieta	Grupo alimenticio	Nivel trófico			
Pacífico Este: sur de USA hasta Perú, incluyendo Galápagos		Todo el GC	Costero	Fondo	POT	Tropical	PS, PSC, PM, PP	PC, PP	Residente	0 - 307	Marino, aguas dulces, salobre, demersal	Fondos de arena o todo en aguas costeras de demersal	Gusanos móviles bentónicos, Crustáceos móviles bentónicos, Gastropodos/bivalvos móviles bentónicos	Carnívoro	3.2 ±0.3			
Norte de California al norte de Perú	43°N - 7°N, 125°O - 79°O	Todo el GC	Costero	Fondo	POT	Subtropical	PS, PSC, PM, PP	POT	Residente	1 - 90	Marino, salobre, demersal	Fondos de arena, piedras o rocas en la vecindad de las costas de demersal	Peces óseos, Pulpas, Gusanos móviles bentónicos, Crustáceos móviles bentónicos, Gastropodos/bivalvos móviles bentónicos	Carnívoro	3.2 ±0.1			
Sur de BCS y Golfo de California hasta Ecuador	32°N - 12°S, 115°O - 77°O	Todo el GC	Costero	Fondo	POT	Tropical	PSC, PM, PP	PC, PP	Residente	0 - 50	Marino, salobre, demersal	Aguas costeras sobre fondos de arena y lodo.	Gusanos móviles bentónicos, Crustáceos móviles bentónicos, Gastropodos/bivalvos móviles bentónicos	Carnívoro	3.4 ±0.4			
Isla Guadalupe, norte de Baja California y Golfo de California hasta el norte de Chile, incluyendo Galápagos	24°N - 5°S, 111°O - 79°O	Todo el GC	Costero	Fondo	POT	Tropical	PS, PSC, PM, PP	PS, PP	Residente	1 - 172	Marino, salobre, demersal	Fondos lodosos.	Peces óseos, Pulpas, Crustáceos móviles bentónicos	Carnívoro	4.2 ±0.73			
Costa occidental de BCS y Golfo de California hasta Perú	32°N - 12°S, 115°O - 76°O	Todo el GC	Costero	Fondo	POT	Tropical	PS, PSC, PM, PP	PS, PP	Residente	1 - 90	Marino, salobre, demersal	Fondos de arena y lodo, algunas veces en las costas de demersal	Peces óseos, Crustáceos móviles bentónicos	Carnívoro	4 ±0.66			
Pacífico Este: Baja California Sur hasta Perú, incluyendo Galápagos	35°N - 12°S, 120°O - 75°O	3/4 inferiores del GC	Costero	Fondo	POT	Subtropical	PS, PSC, PM, PP	PC, PP	Residente	1 - 50	Marino, aguas dulces, salobre, demersal	Fondos de arena y lodo en aguas costeras de demersal	Gusanos móviles bentónicos, Crustáceos móviles bentónicos, Gastropodos/bivalvos móviles bentónicos	Carnívoro	3.1 ±0.3			
Sur de la costa occidental de BCS y Golfo de California hasta costa centro del Pacífico mexicano	32°N - 18°N	Todo el GC	Costero	Fondo	POT	Subtropical	PSC, PM	PC, PM	Residente	1 - 225	Marino, demersal	Fondos arenosos y lodosos.	Peces óseos, Crustáceos móviles bentónicos, Crustáceos móviles bentónicos, Gastropodos/bivalvos móviles bentónicos	Carnívoro	3.9 ±0.7			
Costa occidental de BCS y Golfo de California hasta Perú	32°N - 10°S, 117°O - 76°O	Todo el GC	Costero	Fondo	POT	Tropical	PSC, PM, PP	PC, PP	Residente	1 - 107	Marino, salobre, demersal	Fondos arenosos y lodosos. Generalmente en cardumen sobre fondos de arena o piedras.	Pulpas, Gusanos móviles bentónicos, Crustáceos móviles bentónicos, Gastropodos/bivalvos móviles bentónicos	Carnívoro	3.8 ±0.7			
Costa de BCS, 2/3 superiores del GC y centro-sur de México	32°N - 24°N	2/3 superiores del GC	Costero	Fondo	POT	Subtropical	PS, PSC, PM, PP	PM	Residente	5 - 30	Marino, demersal	Cardumen sobre fondos de arena o piedras.	Crustáceos, Gastropodos	Carnívoro	3.5 ±0.3			
Presente en el Atlántico occidental y el Pacífico oriental, en nuestra área de Baja central y Golfo de California y Golfo de México	40°N - 34°S, 117°O - 34°O	Todo el GC	Costero	Fondo	Nuevo mundo (Pacífico Este + Atlántico Oeste)	Subtropical	PS, PSC, PM, PP	PS, PP	Residente	1 - 65	Marino, salobre, demersal	Fondos de lodo suave y de arena.	Peces óseos, Pulpas, Gusanos móviles bentónicos, Crustáceos móviles bentónicos	Carnívoro	3.5 ±0.1			
Pacífico Este: México hasta Perú		Todo el GC	Costero	Fondo	POT	Tropical	PS, PSC, PM, PP	PC, PP	Residente	0 - 100	Marino, salobre, demersal	Cardumen sobre fondos blandos en arena.	Gusanos móviles bentónicos, Crustáceos móviles bentónicos, Gastropodos/bivalvos móviles bentónicos	Carnívoro	3.3 ±0.3			

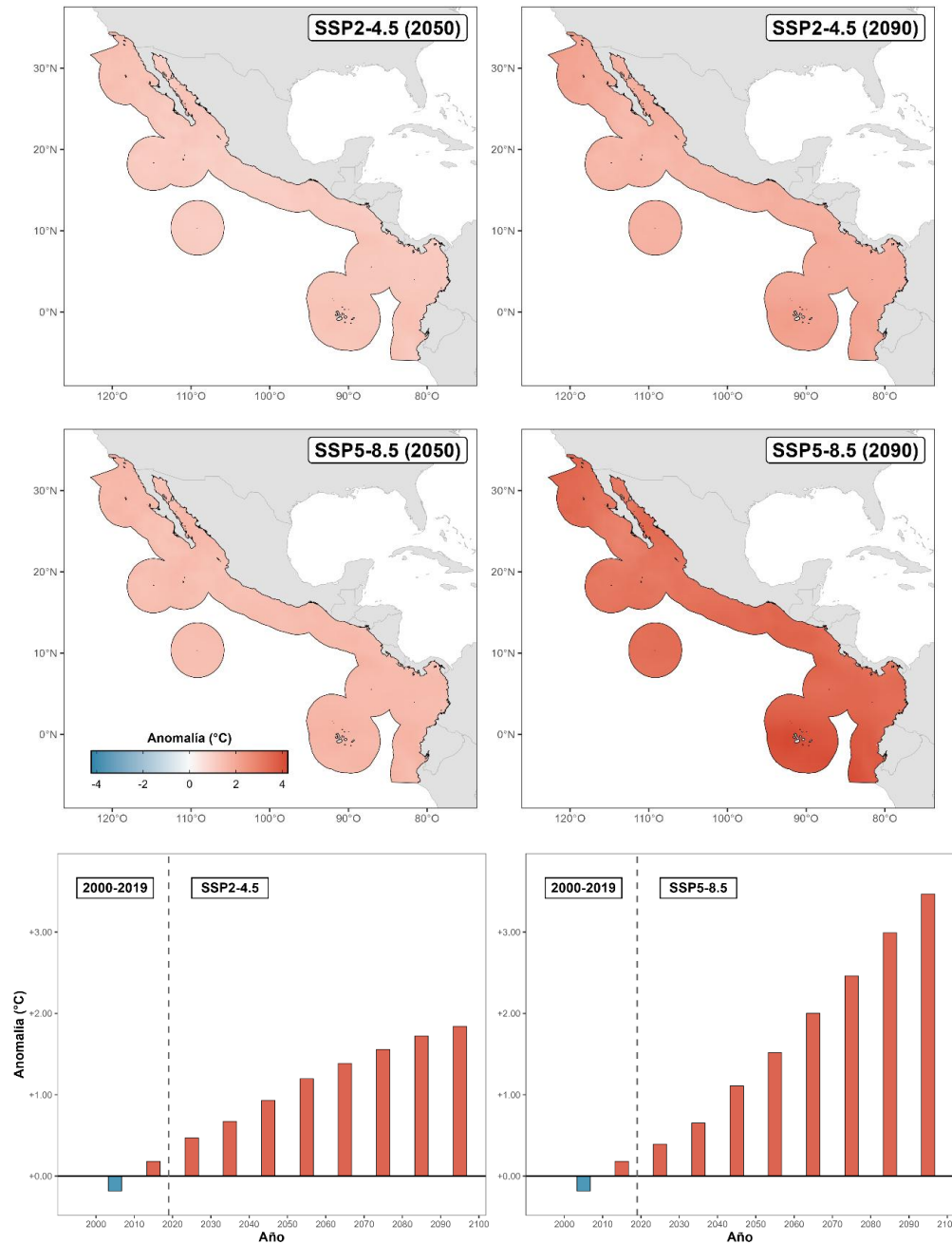
Anexo A. Información biológica y pesquera de las especies de peces capturados como fauna de acompañamiento del camarón (FAC) en el Golfo de California. Parámetros biológicos, ecológicos y pesqueros de las especies de peces que integran la FAC en el Golfo de California: estatus comercial, distribución, tipo de hábitat, profundidad, dieta, grupo alimenticio, nivel trófico, nivel de resiliencia, tiempo de duplicación poblacional, temperatura óptima (ventana térmica), vulnerabilidad a la pesca y estatus de conservación.

Resiliencia	Ventana térmica (°C)		T °C promedio	Tiempo de duplicación (meses)		Generation time (years)	Vulnerabilidad a la pesca	Price category	Salinidad	Estatus de conservación UICN	Estatus de conservación CITES	FAC de Interés comercial	Valor comercial	Threat to humans	FAC ribereña	Peces comerciales de la zona	Breve descripción (FishBase)	Breve descripción (ShoreFishBase)
Alta	20.6	28.3	24.7	<	1.25	-	Baja	10/100	-	Least Concern (LC)	No listado		Escaso	Traumatogenic	SI		Body robust, compressed; and not very deep (depth contained 2.5 to 3.3 times in standard length); jaws protrusible; edge of preopercle smooth; caudal anal fins short and	Color blanco plateado, sin marca negra distintiva en la aleta dorsal o en la superficie interna del opérculo.
Baja	17.2	28.5	23.6	4.5	14	18.3	Alta	56/100	Medio	Least Concern (LC)	Not Evaluated			Harmless	SI			
Media	20.3	28.4	24.9	1.4	4.4	-	Baja	20/100	Medio	Least Concern (LC)	Not Evaluated			Harmless			Body robust, compressed; and not very deep (depth contained 2.7 to 3.3 times in standard length); mouth small and terminal, its posterior end located at the same level as the anterior rim of	Plateado, una mancha negra al inicio de la línea lateral; franjas oscuras difusas evidentes en el costado a lo largo de las hileras de las escamas; grisáceo en el dorso; gris en los costados con un brillo plateado y blanco en el vientre; escamas con un borde angosto negruzco; aleta caudal
Media	23.6	29.1	27.9	1.4	4.4	-	Moderada	40/100	-	Least Concern (LC)	Not Evaluated				SI			Plateado, una mancha negra al inicio de la línea lateral; franjas oscuras difusas evidentes en el costado a lo largo de las hileras de las escamas; grisáceo en el dorso; gris en los costados con un brillo plateado y blanco en el vientre; escamas con un borde angosto negruzco; aleta caudal
Media	20.4	28.7	25.9	1.4	4.4	-	Baja	24/100	Muy alto	Least Concern (LC)	Not Evaluated			Harmless	SI		Found on sand and muddy sand bottoms. Juveniles and small adults are found on fine sand near the coast. Lives to about 6 years (reaching a SL	
Alta	22.3	28.1	24.2	<	1.25	-	Baja	11/100	Medio	Least Concern (LC)	No listado		Escaso	Harmless			Body slender (depth contained 3.2 to 3.6 times in standard length); jaws protrusible; edge of preopercle smooth; caudal anal fins short and	Color blanco plateado, sin marcas distintivas, aunque los juveniles pueden tener 3-5 barras diagonales oscuras en el costado. Cuerpo
Media	15.5	23.1	18.5	1.4	4.4	-	Baja	18/100	-	Least Concern (LC)	Not Evaluated			Harmless			Ranges from the intertidal zone to a depth of 224 m (Ref. 9277). Maximum depth range from Ref. 119198.	6-7 (5-9) monturas café en el dorso aleta dorsal con ~ 6 manchas en la mitad externa; aleta caudal con borde
Media	22.9	28.9	26.4	1.4	4.4	-	Baja	29/100	Medio	Least Concern (LC)	Not Evaluated	SI		Harmless	SI		Body robust, moderately compressed; and not very deep (depth contained 2.3 to 2.5 times in standard length); mouth moderate sized and terminal; its	Plateado con una mancha negruzca prominente detrás del borde superior del opérculo; aletas amarillentas.
Baja	18.6	25.6	22.3	4.5	14	8.2	Moderada	52/100	Medio	Least Concern (LC)	Not Evaluated	SI		Harmless	SI		Found on sandy bottoms of coastal waters (Ref. 9114). Juveniles are common in littoral pools (Ref. 9114). Marketed fresh (Ref. 9114).	Plateado, con frecuencia con franjas amarillentas o color bronce, o bandes oblicuas en el costado correspondiendo con las filas de
Alta	21.1	28	25.7	<	1.25	2.4	Baja	11/100	Muy alto	Least Concern (LC)	Not Evaluated			Harmless			Inhabits sandy and muddy bottoms (Ref. 9330). Common in estuaries (Ref. 9330). Feeds on big, benthic invertebrates and small fishes	Color blanco plateado, sin marcas distintivas, aunque los juveniles pueden tener 3-5 barras diagonales oscuras en el costado. Cuerpo
Alta	22.7	28.5	26.4	<	1.25	-	Baja	13/100	Medio	Least Concern (LC)	No listado		Escaso	Harmless				Plateado, una mancha negra al inicio de la línea lateral; franjas oscuras difusas evidentes en el costado a lo largo de las hileras de las escamas; grisáceo en el dorso; gris en los costados con un brillo plateado y blanco en el vientre; escamas con un borde angosto negruzco; aleta caudal

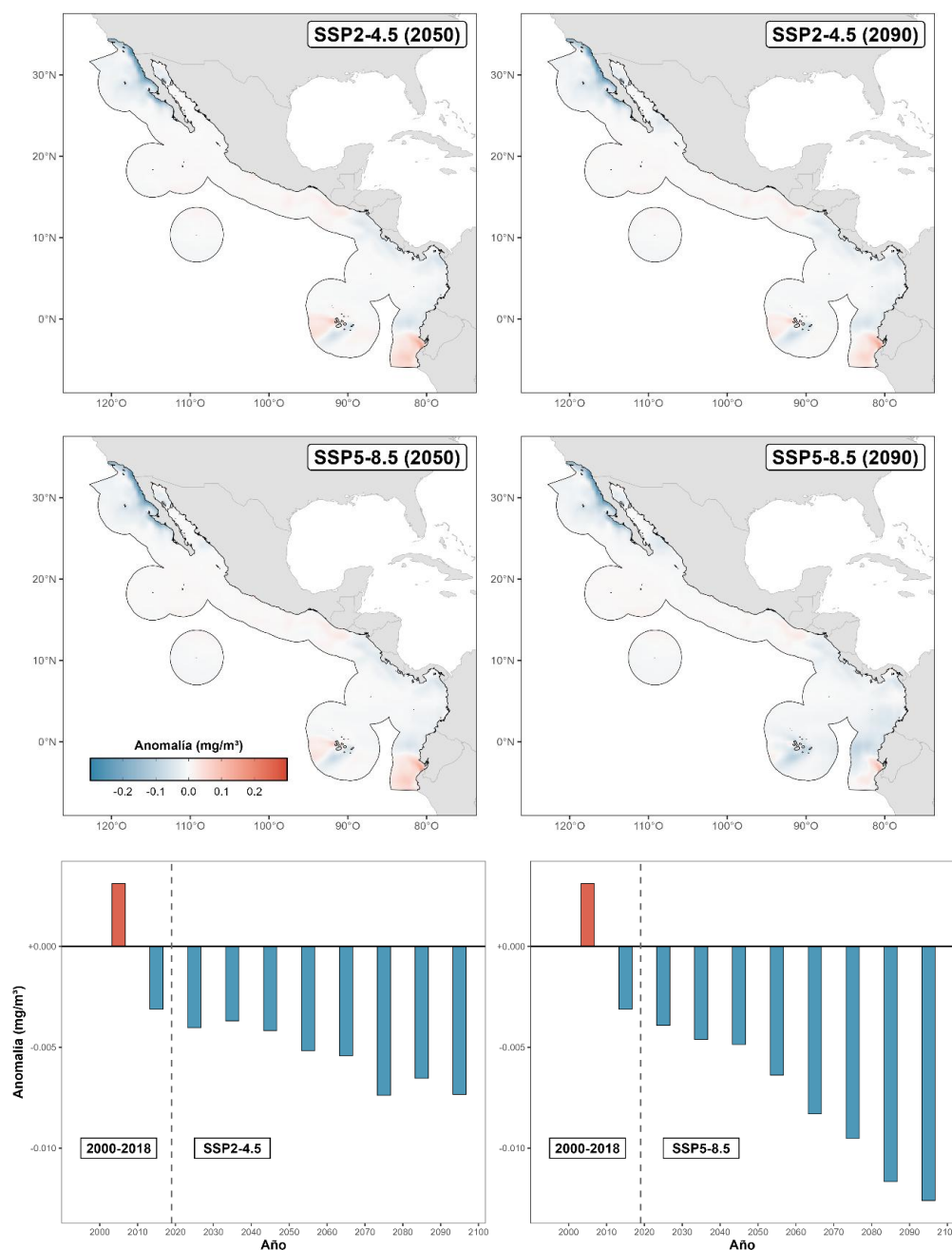
Anexo A (continuación). Información biológica y pesquera de las especies de peces capturados como fauna de acompañamiento del camarón (FAC) en el Golfo de California. Parámetros biológicos, ecológicos y pesqueros de las especies de peces que integran la FAC en el Golfo de California: estatus comercial, distribución, tipo de hábitat, profundidad, dieta, grupo alimenticio, nivel trófico, nivel de resiliencia, tiempo de duplicación poblacional, temperatura óptima (ventana térmica), vulnerabilidad a la pesca y estatus de conservación.



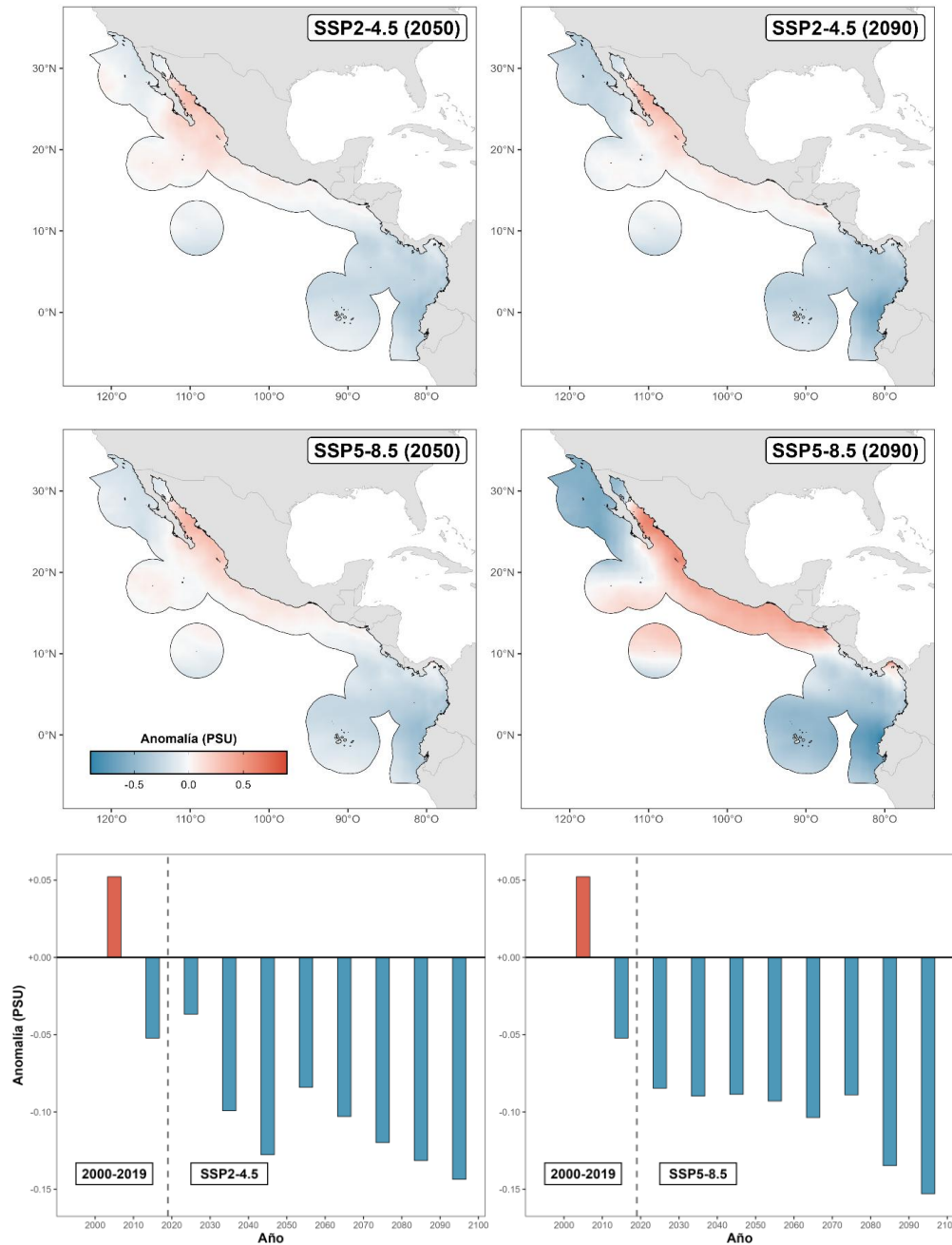
Anexo B. Serie de tiempo y tendencia interanual de la temperatura superficial del mar y clorofila a en las cinco zonas de la costa oriental del Golfo de California (2002-2018). Las líneas a color representan el promedio mensual por zona, mientras que la línea negra sólida indica la tendencia general suavizada. NO = Noroeste, N = Norte, C = Centro, S = Sur y SE = Sureste.



Anexo C. Anomalías de temperatura superficial del mar (°C) en la ecorregión del Pacífico Oriental Tropical para los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5. Los mapas superiores muestran la distribución espacial de las anomalías en 2050 y 2090, calculadas con respecto a la línea base 2000-2019 (promedio). Los paneles inferiores presentan las series temporales de anomalías regionales (barras) para cada escenario, donde el color rojo indica anomalías positivas (calentamiento), el azul, anomalías negativas (enfriamiento), y las barras grises corresponden a la línea base. La línea punteada vertical separa el período histórico (2000-2019) de las proyecciones (2020-2090).



Anexo D. Anomalías de clorofila a ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) en la ecorregión del Pacífico Oriental Tropical para los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5. Los mapas superiores muestran la distribución espacial de las anomalías en 2050 y 2090, calculadas con respecto a la línea base 2000-2019 (promedio). Los paneles inferiores presentan las series temporales de anomalías regionales (barras) para cada escenario, donde el color rojo indica anomalías positivas (aumento de clorofila), el azul, anomalías negativas (disminución), y las barras grises corresponden a la línea base. La línea punteada vertical separa el período histórico (2000-2018) de las proyecciones (2020-2090).



Anexo E. Anomalías de salinidad (PSU) en la ecorregión del Pacífico Oriental Tropical para los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5. Los mapas superiores muestran la distribución espacial de las anomalías en 2050 y 2090, calculadas con respecto a la línea base 2000-2019 (promedio). Los paneles inferiores presentan las series temporales de anomalías regionales (barras) para cada escenario, donde el color rojo indica anomalías positivas (aumento de salinidad), el azul, anomalías negativas (disminución), y las barras grises corresponden a la línea base. La línea punteada vertical separa el período histórico (2000-2019) de las proyecciones (2020-2090).