

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

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

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

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



**Maestría en Ciencias
en Ecología Marina**

**Caracterización de la ictiofauna costera en Punta Colonet, Baja
California**

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

Presenta:

Cynthia Alejandra González Cajero

Ensenada, Baja California, México
2024

Tesis defendida por
Cynthia Alejandra González Cajero

y aprobada por el siguiente Comité

Dr. Omar Valencia Méndez
Director de tesis

Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera

Dra. Carolina Álvarez Delgado



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

Dra. Ana Denise Re Araujo
Directora de Estudios de Posgrado

Resumen de la tesis que presenta **Cynthia Alejandra González Cajero** como requisito parcial para la obtención del grado de Maestra en Ciencias en Ecología Marina

Caracterización de la ictiofauna costera en Punta Colonet, Baja California

Resumen aprobado por:

Dr. Omar Valencia Méndez
Director de tesis

La costa de Baja California alberga una variedad de hábitats complejos que favorecen a la diversidad taxonómica, por ende, influyen en la abundancia y diversidad de especies. Entre estos ecosistemas destacan los bosques de kelp y pozas de marea que brindan alimento y refugio a diversos grupos taxonómicos, entre los cuales los peces son de los más representativos. El objetivo de este trabajo fue caracterizar el ensamblaje de peces asociados a la costa, incluyendo bosques de kelp, en Punta Colonet durante dos temporadas climáticas empleando siete metodologías de muestreo, siendo una línea base en el conocimiento de la ictiofauna. Para la cuantificación de la riqueza y abundancia de especies, se emplearon siete metodologías de muestreo: videotransectos, censos errantes, aceite de clavo (para la fauna críptica y en pozas de marea), red agallera, chinchorro y arribo de pescadores. Se registró un listado global de 43 especies divididas en 23 familias y 36 géneros. En la temporada cálida las familias más representativas fueron Embiotocidae (7 especies), Scorpaenidae (4 especies) y Scianidae (3 especies), en cuanto a las metodologías la red agallera fue la que presentó la mayor riqueza con 15 especies. Mientras que en la temporada fría las familias representativas fueron Embiotocidae (7 especies), Scorpaenidae (5 especies) y Cottidae (3 especies), el censo errante fue la metodología que registró la mayor riqueza con 11 especies. El resultado del PERMANOVA indicó que no hay diferencias significativas entre las temporadas en riqueza (pseudo-F= 0.8892; $p=0.530$), abundancia (pseudo-F= 0.9834; $p=0.467$) y densidad (pseudo-F=0.9789; $p=0.479$), sin embargo, entre las metodologías si hubo diferencias entre la riqueza (pseudo-F=4.4233; $p= 0.001$), la abundancia (pseudo-F= 4.0586; $p=0.001$) y densidad (pseudo-F= 4.0848; $p=0.001$). Los índices de diversidad sugieren que el ensamblaje de peces en Punta Colonet experimenta un bajo recambio entre las temporalidades de muestreo, mientras el análisis de cobertura y asintótico se encontró que el registro actual de especies es considerado de buena calidad con un 98.2% de cobertura. Este estudio establece una línea base sólida del ensamblaje de peces en Punta Colonet donde destacando el uso de metodologías complementarias para el registro de un inventario más completo.

Palabras clave: Ictiofauna, Bosques de kelp, Caracterización, Metodologías, Índices de diversidad

Abstract of the thesis presented by **Cynthia Alejandra González Cajero** as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Marine Ecology

Characterization of the coastal ichthyofauna in Punta Colonet, Baja California

Abstract approved by:

PhD. Omar Valencia Méndez
Thesis Director

The Baja California coast is home to a variety of complex habitats that promote taxonomic diversity, thereby influencing species abundance and diversity. Among these ecosystems, kelp forests and tidal pools stand out as they provide food and shelter for various taxonomic groups, with fish being one of the most representative. The objective of this study was to characterize the fish assemblages associated with the coast, including kelp forests, in Punta Colonet during two climatic seasons using seven sampling methodologies, establishing a baseline for the knowledge of fish fauna. To proceed with the quantification of the species richness and abundance, we put in practice seven different sampling methodologies: videotranssects, roving surveys, clove oil (for cryptic fauna and in tide pools), gillnet, chinchorro and fishers landing. We count down a full list of 43 species divided in 23 families and 36 genera. During the heat season the families with more presence were Embiotocidae (7 species), Scorpaenidae (4 species), and Scianidae (3 species), with the gillnet being the methodology that presented the highest richness with 15 species. In other hand during the cols season the families with more presence were Embiotocidae (7 species) Scorpaenidae (5 species) and Cottidae (3 species), the roving surveys, in this scenario showed the most richness with 11 species collected. The PERMANOVA results didn't showed significant differences between both seasons in richness (pseudo-F= 0.8892; $p=0.530$), abundance (pseudo-F= 0.9834; $p=0.467$) and density (pseudo-F=0.9789; $p=0.479$), however, between the methodologies there were differences between richness (pseudo-F=4.4233; $p= 0.001$), abundance (pseudo-F= 4.0586; $p=0.001$) and density (pseudo-F= 4.0848; $p=0.001$). The diversity indices suggested the fish assemblage in Punta Colonet experiences low turnover between sampling periods, while coverage and asymptotic analysis indicated that the current species is considered of good quality, as it had a coverage on a 98.2%. This study establishes a solid baseline of the fish assemblage in Punta Colonet, highlighting that the use of complementary methodologies enhanced the completeness of the species inventory.

Keywords: Ichthyofauna, Kelp forests, Characterization, Methodologies, Diversity indices

Dedicatoria

A mis papás por siempre impulsarme a seguir mis sueños

A mis hermanos por el apoyo que me han brindado a la distancia

A Vero por ser mi confidente y soporte desde que éramos unas niñas

*“Si la respuesta no la encuentras en el cielo,
búscala en el mar”*

Agradecimientos

Agradezco al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por el apoyo económico brindado para sustentar mi estancia durante el posgrado en Ensenada (CVU 1205016). Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California (CICESE) por haberme aceptado y permitido realizar mis estudios de posgrado. Al Posgrado en Ecología Marina, por todas las facilidades brindadas para el desarrollo de mis estudios y por el apoyo económico para mi estancia en Costa Rica.

La realización de este trabajo fue parcialmente financiada por API-BC y el Gobierno de Baja California (Ref. CICESE 622903).

A mi director, asesor, profesor, amigo el Dr. Omar Valencia mil gracias por la confianza que depositaste en mí en todos los aspectos para llevar a cabo este trabajo, por todas las enseñanzas, por la disponibilidad para aclarar mis dudas, aunque fueran muy básicas, por todas las oportunidades que en este tiempo me brindaste (siempre recordaré a BLA, Colonet y Costa Rica). Gracias Dire por ser un gran guía y mentor durante este camino llamado Maestría.

A mi comité de tesis el Dr. Luis Calderón; gracias LECA por permitirme participar en las salidas a campo durante el proyecto, fue una gran experiencia, gracias por los consejos y aportes para que mi trabajo fuera aún mejor. La Dra. Carolina Álvarez gracias por sus comentarios y observaciones los cuales fueron de gran apoyo para la realización de mi trabajo.

A mis papás José de Jesús y María Concepción, gracias por todo el apoyo que siempre me han brindado, porque me animan a seguir mis sueños, aunque haya tierra o mar de por medio, los quiero con todo mi corazón... Papi, ¡lo logramos de nuevo!

A mis hermanos Jonathan, Esteban y Carlos gracias por estar presentes, aunque sea a la distancia... Los quiero montones hermanitos.

A Verónica, mil gracias por siempre estar conmigo, por escucharme y leerme cuando más lo necesitaba, pero sobre todo por animarme a seguir firme en el camino... Te quiero primis.

A mis amigos en Guadalajara: Ale, Chava, Kass, Lumara, por las porras que me echaron para continuar en el mundo de la biología, por la visita, las llamadas y los mensajes que me ayudaron a persistir.

A mis amigos de Ensenada los “Taquitos Perrones”: Caro, Pao, Eliza, Jesús, Cesar porque desde el inicio nos unió el sueño de convertirnos en Maestros en Ciencias y en el camino se convirtió en una amistad increíble, gracias por ser una familia lejos de mi familia.

Al “Escuadrón de la muerte” Rodrigo Chiriboga, Tania González y Luis Jáquez muchas gracias por todo el apoyo en las salidas a campo, por la paciencia que me tuvieron al explicarme varias veces lo que no entendía en R, pero sobre todo muchas gracias por la amistad y las horas de charla dentro y fuera del laboratorio, me ayudaron a calmar la mente y seguir en el camino, este trabajo también es suyo chicos.

A los técnicos Marina Mondragón, Ofir Molina, con mención especial a Esmeralda Morales, muchas gracias por todo su apoyo con el trabajo de campo, las horas de carretera y las charlas en sus oficinas, gracias por la buena disposición de enseñarme y escucharme.

A la Psic. Yahaira Castañeda Sidón gracias por la guía que desde el día uno me has dado, por el tiempo que dedicaste para escucharme y aconsejarme para calmar la revolución en mi mente, no sé qué sería de mi estancia en CICESE sin tu apoyo.

A mis compañeras del laboratorio EPZC Paty y Ale gracias por las charlas en las horas Godín, los bombones, los consejos y la confianza que me brindaron.

A mi familia porque han estado a mi lado siempre en las buenas, en las malas y en la distancia, muchas gracias por todo su apoyo.

También me quiero agradecer por seguir adelante, por continuar en el camino, aunque muchas veces quise salir corriendo, por intentarlo todas las veces que fue necesario sin rendirme, por continuar soñando a pesar de las circunstancias. En este paso final me agradezco, me valoro y me felicito por lograrlo.

A todos aquellos que me apoyaron de cualquier manera durante el proceso de realización de esta tesis y durante mi estancia en Ensenada, solamente me queda dar un gran... ¡GRACIAS!

“Ningún mar en calma convierte a un marinero en un experto en navegación”.

Tabla de contenido

Resumen en español.....	ii
Resumen en inglés.....	iii
Dedicatoria	iv
Agradecimientos.....	v
Lista de figuras.....	ix
Lista de tablas	xi
Capítulo 1. Introducción	1
1.1 Antecedentes	3
1.2 Justificación	5
1.3 Hipótesis.....	6
1.4 Objetivos	6
1.4.1 Objetivo general	6
1.4.2 Objetivos específicos.....	6
Capítulo 2. Metodología.....	7
2.1 Área de estudio	7
2.2 Trabajo de campo.....	8
2.3 Análisis de los datos	12
2.3.1 Identificación del ensamblaje de peces	12
2.3.2 Curvas de acumulación de especies.....	12
2.3.3 Variaciones por temporada.....	13
2.3.4 Patrones de diversidad.....	13

Capítulo 3. Resultados.....	16
3.1 Caracterización del ensamblaje de peces	16
3.2 Curvas de acumulación de especies.....	18
3.3 Variación temporal en el ensamblaje de peces	21
3.4 Patrones de diversidad.....	23
Capítulo 4. Discusión	29
4.1 Composición del ensamblaje de peces	29
4.2 Curvas de acumulación de especies.....	30
4.3 Variaciones estacionales en el ensamblaje	33
4.4 Estructura de la diversidad.....	35
Capítulo 5. Conclusiones.....	40
Literatura citada	41
Anexos	49

Lista de figuras

Figura	Página
Figura 1 Mapa de Punta Colonet (30.958055 N, -116.328333 O) delimitado al norte por Punta Colonet y al sur por Punta San Telmo (Cuatro Casas) (Bravo-Cortés, 2009). Los círculos de colores son los puntos en los que se realizaron los muestreos empleando las diferentes metodologías. La biomasa algal (color amarillo-naranja) se obtuvo con el satélite LANDSAT 8. En el lado izquierdo representa la temporada cálida tomada en junio, el lado derecho representa la temporada fría tomada en octubre.8	8
Figura 2 Referencia para medidas morfométricas tomadas a todos los peces muestreados. LT (Longitud total: va desde la punta de la mandíbula superior hasta la punta de la aleta caudal). LF (Longitud furcal: va desde la punta de la mandíbula superior hasta la base de la aleta caudal).....9	9
Figura 3 Algunas de las metodologías empleadas en campo. A) Red agallera, B) Clavo intermareal, C) Chinchorro, D) Censo errante. 11	11
Figura 4 Familias presentes en cada temporada climática de muestreo (A-Cálida; B-Fría) y la metodología por la cual se obtuvieron. Las barras representan las especies totales obtenidas por familia, los diferentes colores representan las metodologías empleadas..... 18	18
Figura 5 Curvas de acumulación de especies para la temporada cálida (A) y temporada fría (B) empleando la riqueza observada (línea en color morado) en comparación con los estimadores no paramétricos Bootstrap, Jackknife 1 y Jackknife 2..... 19	19
Figura 6 Curva de completitud de la muestra entre las temporadas de muestreo. La línea sólida representa los datos interpolados, la línea punteada representa los datos extrapolados. 20	20
Figura 7 Curvas de rarefacción y extrapolación por cada temporada de muestreo. En color morado la temporada cálida y en color azul la temporada fría. La línea continua representa las especies observadas. La línea punteada representa el valor extrapolado al doble de las especies observadas. 21	21
Figura 8 Gráfico boxplot en donde se observa que no hay diferencias entre las temporadas climáticas, siendo la temporada cálida (morado) la que presenta valores más altos en contraste a la temporada fría (azul)..... 22	22
Figura 9 Gráfico boxplot de la riqueza (A), abundancia (B) y densidad (C) entre las diferentes metodologías empleadas. 23	23
Figura 10 Gráfico boxplot en el que se representan las variaciones en los diferentes índices de diversidad. El color morado representa la temporada cálida y el azul la temporada fría. 24	24
Figura 11 Gráfico boxplot en el que se representan los índices de diversidad para las metodologías empleadas. 25	25
Figura 12 Diversidad del ensamblaje de peces en Punta Colonet. Paso 1) Perfil de completitud de la muestra. Paso 2a) Curva de rarefacción/interpolación basada en el tamaño de muestra. Paso 2b)	

Diversidad asintótica y empírica. Paso 3) Curva de extrapolación y rarefacción basada en la cobertura no asintótica. Paso 4) Equitatividad entre abundancia tomando la pendiente normalizada de los números de Hill.....	27
Figura 13 Capas en las que se divide la utilización de la densidad y estructura de las algas por los peces.	37
Figura 14 Catálogo de peces colectados en Punta Colonet.	49
Figura 15 Continuación del catálogo de peces de Punta Colonet.....	50
Figura 16 Continuación del catálogo de peces de Punta Colonet.....	51

Lista de tablas

Tabla	Página
Tabla 1 Listado de especies de peces presentes en Punta Colonet por cada temporada climática y la metodología por la cual se obtuvieron. Temporadas climáticas; C=Cálida, F=Fría. Metodología; Ar=Arribo de pescadores, Cb= Clavo buceo, Vd= Video transectos, Ce= Censo errante, Ci= Clavo intermareal, Ra= Red agallera, Ch= Chinchorro.	17
Tabla 2 Índices de diversidad en el ensamblaje de peces en Punta Colonet empleando un perfil de abundancias entre las dos temporadas de muestreo.	26
Tabla 3 Simbología de referencia en el catálogo de peces, para los colores y símbolos asignados a las temporadas y metodologías.	49

Capítulo 1. Introducción

Cuando un hábitat está compuesto por estructuras tridimensionalmente complejas, se favorece la diversidad taxonómica, debido a la variedad de microambientes que permite el desarrollo de distintas especies. A su vez, la complejidad del hábitat influye en la abundancia y diversidad de especies, ya que se pueden albergar más especies, reduciendo los procesos ecológicos como la competencia y depredación, esto al proporcionar refugios más competitivos en los que se limita el encuentro entre las especies presentes (Almany, 2004; Sgarlatta et al., 2022).

Los bosques de macroalgas o bosques de kelp están formados por algas pardas pertenecientes al Orden Laminariales las cuales son la base de estos ecosistemas (Beas-Luna et al., 2020), y en donde *Macrocystis pyrifera* es uno de los principales representantes (Velasco-Hernández et al., 2018). Estas algas llegan a crecer hasta 45 m de largo formando un dosel en la superficie del océano (DeMartini & Roberts, 1990). La distribución de los bosques de kelp se restringe a latitudes subpolares y templadas que van entre los 40° y 60° en ambos hemisferios (Steneck et al., 2002). En el Pacífico oriental, la distribución de los bosques de kelp abarca desde las costas de Punta Concepción, California en Estados Unidos (34.448805 N, -20.471388 O) llegando hasta Bahía Asunción, Baja California Sur, México (26.991388 N, -114.026666 O) (Torres-Moye et al., 2013, Chávez-Hidalgo, 2017; Figura 1). Se desarrollan en sustratos rocosos en profundidades que van de los -30 a -5m, y particularmente en aguas con temperatura menor de 20°C (Velasco-Hernández et al., 2018), y para su desarrollo requieren condiciones con altos niveles de nutrientes (Ladah et al., 1999; Ladah & Zertuche, 2022). Estas algas son sensibles a los cambios en la temperatura del agua ya que afectan su fisiología y metabolismo de absorción, también la falta de nutrientes inorgánicos reduce el crecimiento (Ladah & Zertuche, 2022).

Los bosques de kelp son ecosistemas de gran importancia ya que tienen diversas funciones ecológicas entre las que destacan el proporcionar alimento, refugio y extensión del hábitat en la columna de agua (DeMartini & Roberts, 1990). Al ser un ecosistema de gran productividad y diversidad de organismos se ha llegado a comparar con bosques terrestres (Steneck et al., 2002). Por otra parte, la estructura física de las algas funciona como un amortiguador del oleaje lo que tiene un gran impacto en el flujo de agua hacia la costa. Esta dinámica influye directamente en procesos asociados a la erosión costera, la sedimentación y la productividad bentónica, los cuales dependen de esta interacción (Steneck et al., 2002; Graham et al., 2008).

Los bosques de kelp pueden crecer sin llegar a la superficie o formar un dosel flotante, favoreciendo a la diversidad de hábitats, refugios y alimento a numerosos organismos bentónicos y pelágicos (Steneck et al., 2002), además de servir como fuente de energía para diversas especies (Graham et al., 2008). Además de las estructuras formadas por las algas, los ecosistemas asociados a la zona costera de Baja California, como las pozas de marea, también incrementan la diversidad de microhábitats (Ramírez-Valdez et al., 2019). Estas pozas, se forman en sustratos rocosos durante la marea baja, actuando como refugios temporales y áreas de alimentación. Esto permite la coexistencia de especies intermareales como submareales, incrementando la diversidad en la zona (Ramírez-Valdez, 2009). Entre los principales grupos taxonómicos asociados los ecosistemas costeros (i.e. bosques de kelp, pozas de marea, arrecifes rocosos) se encuentran los erizos, estrellas de mar, crustáceos, esponjas y particularmente peces (Adami & Gordillo, 2002; Steneck et al., 2002; Medellín-Ortiz et al., 2022), en los que se incluyen especies de importancia comercial y recreativa que sostienen servicios ecosistémicos en la región (Carr & Reed, 2016).

La fauna íctica en los bosques de kelp está representada por una gran variedad de especies, y es quien contribuye en mayor medida a la biomasa, abundancia y riqueza dentro y en zonas adyacentes a los bosques de kelp (Deza & Anderson, 2010). Estos ensamblajes comúnmente están representados por las familias Serranidae, Pomacentridae, Labridae, Kyphosidae, Embiotocidae, Scorpaenidae, Hexagrammidae, Gobiidae y Cottidae (Deza & Anderson, 2010; Torres-Moye, 2013; Moreno-Mendoza, 2016). Algunas familias de peces pelágicos (i.e. Clupeidae, Engraulidae, Scombridae, Carangidae) se encuentran en el bosque de kelp solo de manera transitoria, pero pueden desempeñar un papel importante en la transferencia de energía de los ensamblajes de peces, ya que sus larvas y organismos juveniles se asientan en estos ecosistemas hasta que migran a zonas más profundas (Stephens et al., 2006).

Para el estudio de la diversidad de los peces que se encuentran asociados a los bosques de kelp se han desarrollado diferentes técnicas en las que se incluyen diferentes artes de pesca o monitoreo, unas son del tipo móviles como el empleo de redes de arrastre (Lloris & Rucabado, 1991) o estacionario como las redes de enmalle, trampas de cebo o anzuelos (Lloris & Rucabado, 1991; Rosales-Casián, 1997). Para las zonas internas y bentónicas se emplea el uso de buceo SCUBA (i.e. transectos lineales, videotransectos) (Bodkin, 1988; Torres-Moye et al., 2013). Sin embargo, todas estas técnicas de monitoreo dejan al grupo de peces crípticos fuera de los censos, particularmente debido a la dificultad en el registro mediante censos visuales, aunque presentan una mayor densidad en comparación con los peces conspicuos. Para el monitoreo de este grupo de peces, se utiliza un anestésico (i.e. retenona, quinaldina o aceite de clavo) que permite extraerlos de sus grietas, galerías o sustratos (Thiriet et al., 2016). Aunque hay variables que pueden afectar el registro correcto de los peces en ecosistemas como los bosques de kelp tales como la

poca iluminación, baja visibilidad y la movilidad, el conjunto de estas técnicas de monitoreo proporciona una estimación de la densidad relativa, longitudes, biomasa y el estado de madurez (Stephens et al., 2006).

Uno de los estimadores ecológicos más comunes para evaluar y contrastar biodiversidad, es la riqueza de especies (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003). Este parámetro también es útil para objetivos de conservación, en donde en conjunto con otros parámetros y modelos (i.e. abundancia, biomasa, diversidad de especies), se pueden conocer áreas prioritarias para la conservación basado en la riqueza de especies (Torres-Moye et al., 2013). Por lo que la estructuración de los ensamblajes ícticos no solo incluye análisis de riquezas específicas, sino que, además hay estimadores que consideran tanto la abundancia proporcional de cada una de ellas (i.e. índice de diversidad de Shannon- Wiener, índice de dominancia de Simpson, índice de equidad de Pielou), así como sus relaciones funcionales (diversidad funcional) (Moreno et al., 2011; Martínez-Arévalo, 2022). Estos análisis se pueden realizar por medio de la descripción detallada de las características y propiedades o atributos esenciales para el desarrollo de las especies a través de la recopilación de datos, considerando la composición de especies, las abundancias, la estructura de la comunidad, procesos ecológicos y parámetros fisicoquímicos (Rodríguez-Quintal, 2012). Dicho lo anterior, este estudio permitirá caracterizar el ensamblaje de peces que se encuentran asociados al bosque de kelp y zonas aledañas, comparando dos temporadas de muestreo en las cuales se emplearon diferentes metodologías entre las que se incluyen redes de pesca (i.e. red agallera, chinchorro, arribo de pescadores), buceo SCUBA (i.e. videotransectos, censos errantes) y aceite de clavo para fauna críptica (en buceo y pozas de marea), con el fin de realizar un primer aporte en el conocimiento de la fauna íctica en Punta Colonet, Baja California.

1.1 Antecedentes

La costa de Baja California es una zona de transición entre aguas templadas y subtropicales favorecida por corrientes frías de la Corriente de California (Ladah & Zertuche, 2022), esto forma un ambiente adecuado para el desarrollo de los bosques de kelp por el aporte de nutrientes (Beas-Luna et al., 2020).

Srednick & Steele (2022) mencionan que los estudios sobre la relación de macroalgas y se han enfocado en la densidad y cobertura algal, ignorando la estructura física del alga como forma de contribución a la comunidad de peces, observando que la densidad, diversidad y composición del ensamblaje de peces, están más relacionados con la estructura física de las algas. Por lo tanto, sugieren que, la cuantificación de la estructura física de las algas puede ser un parámetro de mayor utilidad para el estudio de diversos

aspectos en el ensamblaje de peces asociados a bosques de macroalgas.

Por otra parte, estudios que han permitido determinar el ensamblaje de peces a lo largo de las costas de California, Estados Unidos (Graham, 2004; Pondella, 2005; Stephens et al., 2006; Deza & Anderson, 2010; Torres-Moye et al., 2013; Efird & Konar, 2014), han identificado que existe una relación positiva entre la densidad de las algas con la riqueza de peces presentes en los bosques de kelp. Es decir, entre mayor sea la densidad de los bosques de kelp, se ha documentado una mayor diversidad y abundancia de peces (Ebeling & Hixon, 1991).

En México los trabajos realizados sobre ictiofauna asociada a bosques de kelp se han desarrollado en Baja California. En particular, se han realizado trabajos en Ensenada, por ejemplo, Sgarlatta *et al.* (2022) registraron 37 especies de peces en el que se comparó la diversidad taxonómica y funcional entre peces asociados a bosques de algas y arrecifes rocosos templados, empleando censos visuales realizados con buceo en cuatro sitios por cada ecosistema. Los autores no encontraron una relación significativa entre ambos ecosistemas (bosques de algas y arrecifes rocosos templados). Sin embargo, recalcaron la importancia en la complejidad del hábitat en los diferentes ecosistemas enfatizando que la tridimensionalidad de *M. pyrifera* influye en los procesos ecológicos como la competencia y la depredación.

Moreno-Mendoza (2016) realizó un estudio en Campo Kennedy, Ensenada, en donde analizó la estructura comunitaria de los peces asociados a bosques de *M. pyrifera* mediante buceo SCUBA empleando censos visuales. Registró un total 39 especies, tomando en cuenta especies bentónicas y pelágicas en zonas dentro y fuera de los bosques de macroalgas. Además, determinó que las especies bentónicas fueron las que presentaron una mayor densidad promedio (167.6 peces/120m²). Por otra parte, también menciona que *Oxyjulis californica*, *Semicossyphus pulcher* y *Embiotoca jacksoni* fueron las especies que aportaron mayor abundancia relativa (55.2%, 5.79% y 4.37% respectivamente) y ocurrencia (100%, 93.4% y 77.1% respectivamente) durante el estudio.

Por otra parte, el monitoreo en aguas con temperaturas bajas se puede ver limitado por la temperatura y las condiciones climáticas presentes en el bosque de kelp, por lo que se han implementado diferentes alternativas para la obtención de datos. Rosales-Casián (1997) realizó un estudio en San Quintín, Baja California para conocer la biodiversidad íctica utilizando tres metodologías para la obtención de datos (red agallera, chinchorro y anzuelos) con el cual obtuvo un listado de 47 especies; además obtuvo que las

especies *Paralichthys californicus*, *Citharichthys sordidus* y *Symphuris atricauda* fueron las más abundantes, también que en la época fría existe una abundancia promedio más baja (33 peces/arrastre).

Por otra parte, Bravo et al. (2023) realizaron un estudio de la fauna íctica en el Canal Beagle, Argentina empleando las técnicas de censos errantes y censos visuales. Registraron 160 taxones de los cuales 121 fueron invertebrados, 32 macroalgas y 7 peces. Encontrando que los censos errantes son una buena herramienta al ser un método práctico para registrar organismos de una forma más directa y que, además, permite aumentar las posibilidades de obtener nuevos registros y un inventario biológico más robusto. Con estos estudios se encuentra que, aunque el monitoreo en aguas frías presenta desafíos, la implementación de diversas metodologías resulta efectiva para el registro de especies generando inventarios biológicos más completos.

Punta Colonet se encuentra cerca del límite térmico sureño de la distribución de los bosques de algas; es un sitio poco explorado en donde los trabajos que se han realizado están enfocados particularmente en la hidrodinámica de la zona costera y oceánica (Bravo-Cortés, 2009; Funes-Rodríguez et al., 2010; Frías-Galeote, 2013). Sin embargo, hasta el momento no se ha realizado ningún estudio que caracterice la flora y fauna marina presente en Punta Colonet. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es realizar una descripción de la biodiversidad íctica de Punta Colonet, empleando diversas metodologías para estimar con mayor precisión, el inventario biológico de peces de la bahía.

1.2 Justificación

La costa de Baja California es considerada una región de alta productividad primaria, en la cual Punta Colonet se encuentra cerca del límite sur de distribución térmica de los bosques de kelp. Es una zona favorecida por corrientes que producen surgencias generando niveles de nutrientes ideales para el desarrollo de las macroalgas. Asimismo, se ha documentado que en Baja California anualmente se pescan aproximadamente 277,558 toneladas de peces, particularmente sardinas, anchovetas y túnidos, siendo ocasionales los rocots (*Sebastes*) y chopas (*Embiotocidae*) (CONAPESCA, 2022). Por otro lado, especies no comerciales, como peces crípticos o peces sin valor comercial, han sido escasamente estudiados. Al ser Punta Colonet un sitio poco explorado, este trabajo será una línea base del conocimiento del ensamblaje de peces asociados a bosques de kelp.

1.3 Hipótesis

Se ha documentado que la composición del ensamblaje de peces asociados a bosques de kelp está positivamente relacionada con las variaciones estacionales, debido a que en temporada fría existe una mayor abundancia de algas y a su vez una mayor disponibilidad de alimento y refugio. Por lo tanto, se espera que la riqueza, diversidad y abundancia de peces en Punta Colonet, Baja California será mayor durante la temporada fría.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo general

Caracterizar la composición, estructura y distribución del ensamblaje de peces asociados a diferentes ambientes costeros en Punta Colonet, Baja California en dos temporadas, fría y cálida, mediante la aplicación de siete metodologías para su caracterización.

1.4.2 Objetivos específicos

- Determinar la composición del ensamblaje de peces asociados a ambientes costeros utilizando siete metodologías de muestreo.
- Estimar la completitud del ensamblaje de peces con metodologías estandarizadas (videotransectos y redes de pesca).
- Estimar las variaciones de abundancia, densidad y riqueza del ensamblaje de peces en ambas temporadas climáticas (cálida y fría).
- Determinar si existen cambios temporales (cálida-fría) en el ensamblaje de peces empleando metodologías estandarizadas.

Capítulo 2. Metodología

2.1 Área de estudio

Punta Colonet pertenece al municipio de Ensenada, se encuentra al sur de Baja California, aproximadamente a 128 km al sureste del puerto de Ensenada, entre las poblaciones de Ejido Eréndira y San Quintín (Figura 1). Es una zona favorecida por el Sistema de la Corriente de California el cual incluye la Corriente de California, la Contra Corriente Costera de California y la Corriente Subsuperficial (Frías-Galeote, 2013) lo que trae consigo aguas frías gran parte del año (entre 16°C y 18°C; Graham et al., 2008). También se encuentra en una zona de surgencias, lo que aporta nutrientes en la zona costera generando una alta productividad primaria (Frías-Galeote, 2013), debido a la conformación del fondo marino y la respuesta hidrológica del océano a los intensos vientos presentes en la zona (Torres-Moye & Acosta Ruiz, 1986). No obstante, esta productividad se puede ver afectada por eventos como El Niño, ya que su impacto puede disminuir la tasa de reclutamiento de peces y alterar la dinámica de las poblaciones (Kameya et al., 2001).

La línea de costa a lo largo del Pacífico de Baja California presenta grandes acantilados, playas con sustrato mixto entre arena y rocas y algunas zonas de dunas costeras (Frías-Galeote, 2013). Estas condiciones favorecen el asentamiento de bosques de *M. pyrifera* ya que al estar cerca de la costa encuentran las condiciones adecuadas de luz, temperatura y nutrientes formando parches o mantos en zonas rocosas (Beas-Luna et al., 2020; Ladah & Zertuche, 2022). Por otra parte, Punta Colonet es una costa con formaciones de roca volcánica, tiene pequeñas playas de gravas y guijarros, con zonas de arena en pocos lugares (Jiménez-Esquivel, 2009). El oleaje presenta variaciones estacionales y temporales, ya que durante el invierno las olas son de una altura mayor y en orientación al Noroeste de la Península, en cambio durante el verano el oleaje es de menor altura y con orientación hacia el sur (Urquijo-Pla, 2011). Las mareas presentes son del tipo mixta semidiurna (Madrigal-Sánchez, 2009). En Punta Colonet desembocan dos arroyos que aportan una gran cantidad de sedimentos al interior de la bahía; el arroyo San Rafael aporta sedimentos durante la temporada de lluvia presente en invierno, mientras que el arroyo San Telmo proviene de la Sierra San Pedro Mártir formando varios afluentes los cuales, también su mayor aporte es durante el invierno (Urquijo-Pla, 2011).

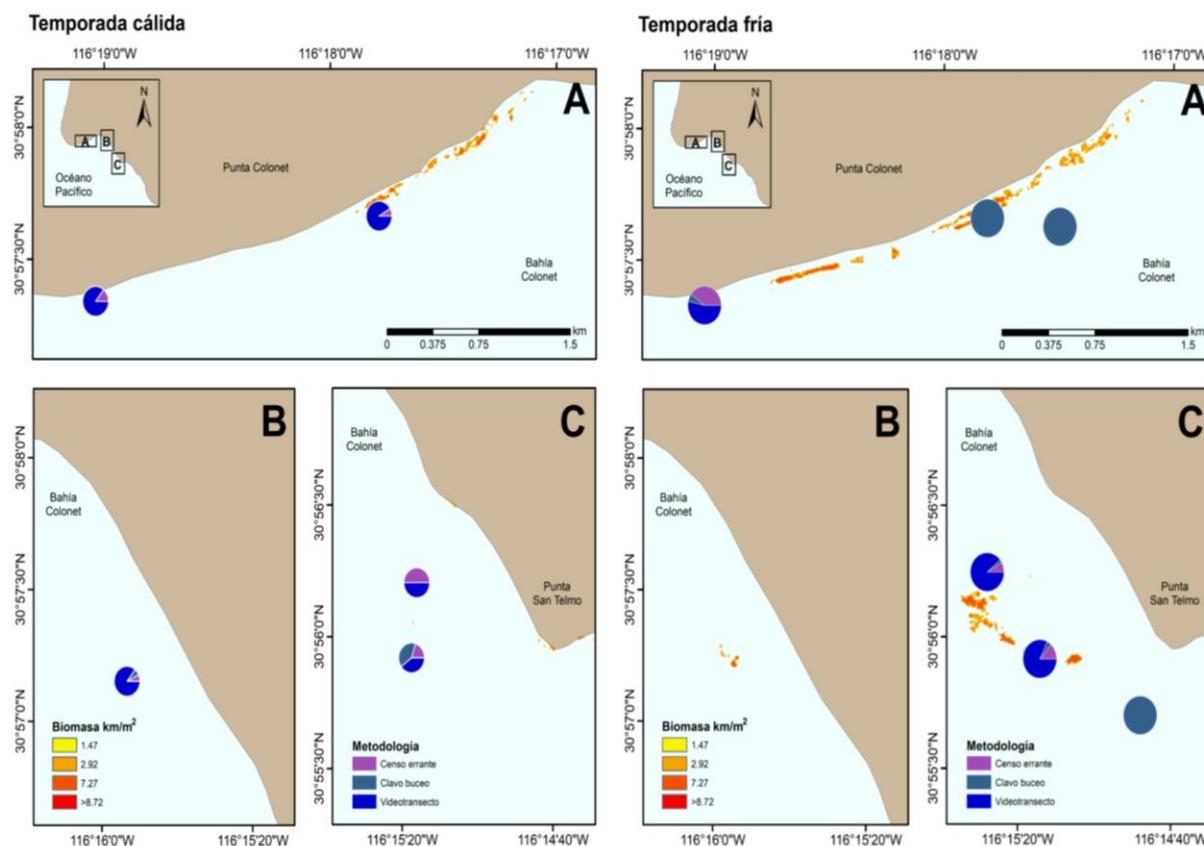


Figura 1 Mapa de Punta Colonet (30.958055 N, -116.328333 O) delimitado al norte por Punta Colonet y al sur por Punta San Telmo (Cuatro Casas) (Bravo-Cortés, 2009). Los círculos de colores son los puntos en los que se realizaron los muestreos empleando las diferentes metodologías. La biomasa algal (color amarillo-naranja) se obtuvo con el satélite LANDSAT 8. En el lado izquierdo representa la temporada cálida tomada en junio, el lado derecho representa la temporada fría tomada en octubre.

2.2 Trabajo de campo

Para la estimación del ensamblaje ictiológico, se realizaron muestreos tomando en cuenta una temporada cálida (julio; 18.3°C) y una temporada fría (octubre; 15.6°C) utilizando siete metodologías con la finalidad de obtener un listado taxonómico confiable (Figura 3).

La caracterización de los peces conspicuos y crípticos dentro de los bosques de kelp se realizó por medio de buceo autónomo SCUBA en una profundidad entre los 4-10m, seleccionando puntos aleatoriamente dentro de la bahía de Punta Colonet. A continuación, se describen las metodologías empleadas:

Videotransecto: Se emplearon videotransectos que consistieron en utilizar un transecto de banda de 20m de longitud por 4m de ancho (área 80m²). Dentro del área establecida y utilizando una cámara GoPro 10,

resolución de 5,3K60 y 4K120 se grabaron videos a manera de repeticiones en las que se registraron a todas las especies de peces presentes, así como las abundancias observadas durante el video. En cada punto de muestreo se tomaron cuatro videotransectos que fueron considerados cada uno, como unidades de muestreo independientes, por lo que en total se realizaron 36 unidades de muestreo (cálida= 20; fría= 16).

Aceite de clavo: Para estimar la fauna criptobentónica, se usó aceite de clavo en una proporción 0.005:1 diluido en etanol al 96% aplicándolo directamente sobre el sustrato y dejando reposar la solución por aproximadamente 1 minuto. Posteriormente, se realizó la búsqueda y colecta de todos los peces anestesiados (Depczynski & Bellwood, 2004). Se realizaron tres unidades de muestreo por cada punto de buceo, con 33 unidades de muestreo totales (cálida= 15; fría= 18). Una vez en superficie los peces se colocaron en bolsas tipo ziploc y se conservaron en hielo, posteriormente los organismos se procesaron. En el laboratorio, a cada organismo se le tomaron datos biométricos (Figura 2) como la longitud total (LT: desde la punta de la mandíbula superior hasta la punta de la aleta caudal), la longitud furcal (LF: desde la punta de la mandíbula superior hasta la base de la aleta caudal), y el peso total (en gramos) empleando una balanza semianalítica. Posteriormente, todos los ejemplares se fijaron en alcohol al 96% y se preservaron en alcohol al 70%.

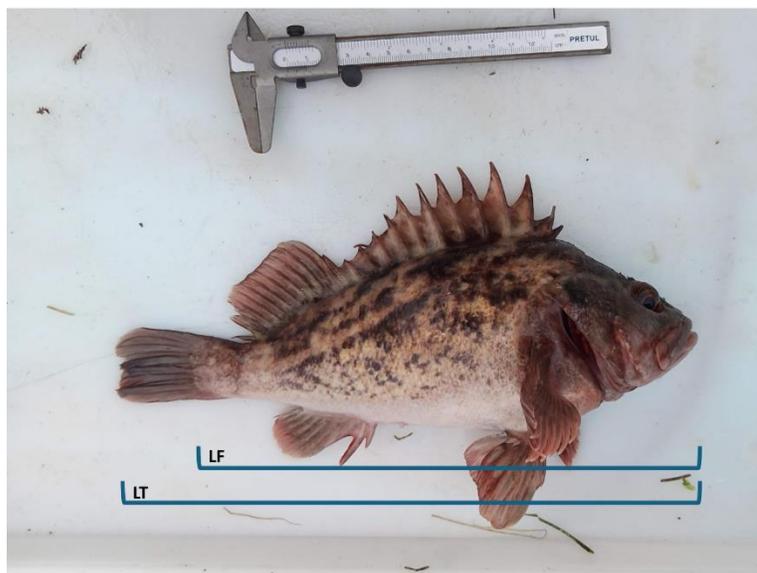


Figura 2 Referencia para medidas morfométricas tomadas a todos los peces muestreados. LT (Longitud total: va desde la punta de la mandíbula superior hasta la punta de la aleta caudal). LF (Longitud furcal: va desde la punta de la mandíbula superior hasta la base de la aleta caudal).

Censos errantes: Esta metodología consistió en que el buzo nade libremente moviéndose hacia arriba y abajo en la columna de agua en búsqueda de peces, con el objetivo de registrar a aquellas especies presentes en cualquier parte de la columna de agua mediante un video (Schmitt et al., 2002; Bravo et al., 2023). Una vez que se detectaba un pez, por cada organismo se grabó un video para su posterior determinación a nivel especie, tomando como unidad de muestreo el video tomado en cada sitio, teniendo en total 9 (cálida= 5; fría= 4). Los buceos se realizaron entre los 4 y 10 m de profundidad. Por cada punto de muestreo, se registró a las especies de peces solo con datos de presencia/ausencia.

Para conocer la ictiofauna en ambientes costeros adyacentes se utilizaron las siguientes metodologías:

Pozas de marea: Para la zona intermareal se determinó el ensamblaje de peces en pozas de manera durante la marea baja. Una vez identificadas las pozas, se esparció una mezcla de aceite de clavo (0.005:1) diluido en etanol al 96%. Después de un minuto esperando el efecto anestésico, se colectaron los organismos usando una red de acuario buscando entre las grietas, rocas o algas. Cada sitio en donde se encontraron las pozas de marea se contempló como una unidad de muestreo, por lo que se tuvieron 4 unidades de muestreo totales (cálida= 1; fría= 3). A cada organismo se le tomó medidas del largo total y largo furcal (Figura 2). Posteriormente se pesaron, se etiquetaron y se colocaron en frascos con alcohol al 96% para conservarlos.

Chinchorro: Empleando una red de pesca de tipo chinchorro de 6m de longitud por 1.20m de ancho con luz de malla de 0.5 cm, se realizaron diversos lances con la finalidad de obtener la fauna que habita en la zona arenosa. Se realizaron entre 8 y 10 lances por sitio muestreado durante cada temporada climática. Se tomo como unidad de muestreo el total de lances realizados por cada sitio, dando un total de 5 unidades de muestreo (cálida= 1; fría= 4). Después de cada lance, a los organismos obtenidos se les tomó medidas del largo total y el largo furcal (Figura 2). Además, cada organismo fue pesado y se le tomó una serie de fotografías para su identificación. Posteriormente, algunos ejemplares se fijaron y preservaron en alcohol al 96%. En el laboratorio, se identificaron hasta nivel de especie.

Red agallera: Se utilizaron 2 redes de pesca del tipo agallera de 60m de longitud por 2m de ancho (120m²) con luz de malla de 5 cm, las cuales se colocaron en diferentes sitios de muestreo cercano a la costa por la mañana con el apoyo de un pescador local. Después de un tiempo (~24 hrs) se levantaron y se revisaron. Cada lance se consideró como una unidad de muestreo, dando un total de 8 (cálida=6; fría= 2). Los peces obtenidos se colocaron en una charola para obtener medidas de la longitud total y longitud furcal (Figura 2). También se tomó el peso total por ejemplar con una báscula manual digital. A cada ejemplar se le tomó

una serie de fotografías desde una vista superior para su posterior identificación (Ganoza et al., 2003). Una vez tomados los datos, los organismos se devolvieron al mar.

Arribo de pescadores: Cuando los pescadores llegaron a la playa después de su jornada, con su autorización se contabilizó y registró a los organismos capturados en las embarcaciones, registrando la abundancia total por cada especie (Castaño-Díaz, 2012). Tomando como una unidad de muestreo a cada embarcación de la que se contabilizaron los peces, dando un total de tres (cálida= 2; fría= 1). Además, se le tomó fotografías desde una vista superior a un individuo por especie para su posterior identificación a nivel de especie. Los datos de longitud total y furcal (Figura 2) que no se tomaron en campo por la premura con la que el pescador bajó la pesca, se obtuvieron utilizando el programa ImageJ.

Para la colecta de los peces se contó con el Permiso De Pesca De Fomento No. PPF/DGOPA-070/23



Figura 3 Ilustración de las metodologías empleadas en campo como: A) Red agallera, B) Clavo intermareal, C) Chinchorro, D) Censo errante.

2.3 Análisis de los datos

2.3.1 Identificación del ensamblaje de peces

Todas las especies se identificaron al nivel taxonómico más bajo posible. La identificación se realizó utilizando claves taxonómicas especializadas disponibles en línea como el Smithsonian (Robertson et al., 2024), Fishbase (2024) y Eschmeyer (2024). El listado taxonómico de especies se generó siguiendo la clasificación del World Register of Marine Species (WoRMS, 2024).

2.3.2 Curvas de acumulación de especies

Para estimar la completitud del ensamblaje de peces se realizaron curvas de acumulación de especies (CAE) utilizando la riqueza de especies observada (S observada) y contrastándola con estimadores no paramétricos como Jackknife 1, Jackknife 2 y Bootstrap. Estos estimadores toman en cuenta especies únicas y duplicadas para evaluar el esfuerzo de muestreo; por lo tanto, los estimadores utilizan una base de datos de presencia/ausencia. Estos estimadores permiten determinar la calidad del inventario biológico, y permiten, además, planificar muestreos futuros que ahorran tiempo y dinero. Las CAE se realizaron en *vegan* (Oksanen et al., 2022) y se graficaron usando *ggplot2* (Wickham, 2016) en Rstudio.

Para la evaluación de la eficiencia en el muestreo por cada temporada, se realizó un análisis del nivel de cobertura utilizando los números de Hill, los cuales permiten calcular el número efectivo de especies, proporcionando una medida cuantitativa de la diversidad en el muestreo. El valor de q determina la sensibilidad de la medida a las abundancias de las especies mediante estimadores de riqueza extrapolada y rarificada (Chao et al., 2014). Cuando $q=0$, refleja la riqueza observada, es decir, el número de especies registradas durante el muestreo. Para $q=1$, la medida pondera las especies en proporción a su frecuencia, es decir, las especies comunes o frecuentes. En el caso de $q=2$ la medida les da un mayor peso a las especies más abundantes, es decir, las especies dominantes o muy frecuentes (Chao et al., 2014, Chiu et al., 2014) y descarta a las especies raras. Por lo que este análisis permitirá evaluar cómo se distribuye la abundancia entre las especies presentes por cada temporada. Para realizar este análisis se empleó una matriz de incidencias y se utilizó la biblioteca *iNEXT* (Hsieh et al., 2016) en el programa Rstudio. Los intervalos de confianza del 95% se obtuvieron mediante el método Bootstrap con 999 repeticiones (Chao et al., 2014).

2.3.3 Variaciones por temporada

Para la evaluación de las variaciones en la abundancia, densidad y riqueza en el ensamblaje de peces, se consideraron:

Riqueza de especies (S). Se calculó la riqueza de especies para cada temporada por cada una de las metodologías empleadas, tomando únicamente el registro sin importar los atributos específicos. Este índice es relativamente simple de estimar, ya que se enfoca en la cantidad de especies registradas, sin tener en cuenta su abundancia o la intensidad del esfuerzo de muestreo (Pineda-López, 2019).

Abundancia. Se tomó en cuenta el número total de individuos por cada especie detectadas con cada una de las metodologías (Hüne et al., 2021). La densidad se obtuvo calculando el número de individuos por área muestreada (individuos/m²).

Para determinar diferencias significativas entre la abundancia, densidad y riqueza de los peces por cada temporada de muestreo (cálida y fría) y por metodologías estandarizadas (videotransectos, censos errantes, clavo buceo y red agallera), se realizó análisis multivariado permutacional de varianza no paramétrico (PERMANOVA). El PERMANOVA compara la variación entre los grupos a partir de una matriz de distancias Bray-curtis, y para contratar el juego de hipótesis entre el estadístico obtenido y los valores permutados, se emplearon 999 permutaciones. El análisis se realizó con la función *adonis* de la paquetería *vegan* (Oksanen et al., 2022) y se graficaron con la biblioteca *ggplot2* (Wickham, 2016), ambos en el programa Rstudio.

2.3.4 Patrones de diversidad

Para calcular la diversidad, se emplearon índices ecológicos tales como el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'). Este índice estima el nivel de incertidumbre en un ecosistema considerando la cantidad de especies diferentes en una muestra tomada al azar donde: p_i es la abundancia proporcional de las especies i , \log es el logaritmo natural. El valor obtenido oscila en promedio entre 0.1 y 5; cuanto más alto es el valor de este índice, indica que la diversidad es mayor en el sitio (Jost & Gonzalez-Oreja, 2012).

$$H' = - \sum_i p_i \log p_i \quad (1)$$

El índice de dominancia de Simpson (D') estima la probabilidad de que dos individuos tomados al azar pertenezcan a la misma especie. Si el valor es cercano a 1 indica que hay dominancia de una especie, en cambio si el valor es cercano a 0 significa que hay mayor diversidad en el sitio o que todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Martínez-Arévalo, 2022).

$$D' = \sum_i p_i^2 \quad (2)$$

La equidad de Pielou (J') mide la proporción entre la abundancia observada y la esperada de especies. Los valores van de 0 a 1, cuando el valor es cercano a 1 la distribución de especies es de manera equitativa, por el contrario, y un valor es cercano a 0 sugiere una distribución desigual, indicando que hay una especie dominante (Magurran, 1988; Martínez-Arévalo, 2022).

$$J' = \frac{H'}{\log(S)} \quad (3)$$

Los cálculos se realizaron con la paquetería *vegan* (Oksanen et al., 2022) y los resultados se expresaron gráficamente empleando *ggplot2* (Wickham, 2016), ambos en el programa Rstudio.

Para estimar la integridad y uniformidad del ensamblaje de peces, se empleó el análisis propuesto por Chao et al. (2020). Este enfoque considera la proporción de individuos dentro del conjunto de especies detectadas y pondera su abundancia de manera proporcional. El objetivo es comparar la diversidad entre ensamblajes vinculando la integridad de la muestra con un perfil de diversidad que incluye un nivel de incertidumbre muestral. Este análisis utiliza los números de Hill (Chao et al., 2014) para el orden q , donde son consideradas aquellas unidades en donde se incluyen las tres medidas de diversidad más utilizadas (i.e. riqueza de especies, diversidad exponencial de Shannon, diversidad inversa de Simpson), en donde $q=0$, es la proporción de las especies observadas a la riqueza real (asintótica) y estimada (observado, mas no detectado) cuantificando la integridad de la muestra cuando todas las especies son tratadas por igual. Cuando es $q=1$, en esta medida todos los individuos son tratados por igual y se les da el mismo peso independientemente a la especie, es la suma de las abundancias relativas de las especies detectadas, es decir aquellas especies de abundancia media. Cuando es $q=2$, a cada especie se le da un peso proporcional al cuadrado de su abundancia, lo que hace que sea sensible a especies altamente abundantes. Este análisis (4-steps) de Chao et al. (2020), toma en cuenta cuatro pasos contemplando los registros de las abundancias por cada temporada de muestreo.

Paso 1) Perfil de integridad de la muestra. Cuantifica la cobertura de muestra generalizada, es decir, la

proporción del número total de individuos que en el conjunto pertenecen a las especies detectadas. Si el perfil de integridad estimado es una línea horizontal al nivel de la unidad para todos los órdenes q , entonces el muestreo está completo, lo que quiere decir que no hay diversidad no detectada. Cuando el valor es $q=0$ da un límite superior para la proporción de especies observadas. Cuando es $q=1$ mide la proporción de individuos de un conjunto que pertenecen a especies detectadas. Cuando es $q=2$ este valor se encuentra cerca de la totalidad, lo que indica que la mayoría de las especies altamente abundantes se detectaron en el muestreo.

Paso 2) Estimación de la diversidad. Se basa en el tamaño que representa la riqueza estimada en función del tamaño de muestra. Es cuando la diversidad verdadera se puede inferir con el alcance de la diversidad no detectada dentro del ensamblaje, este valor se obtiene comparando el perfil de diversidad asintótica, estimada y empírica.

Paso 3) Interpolación y extrapolación de la muestra. Es la comparación de estimaciones asintóticas de perfiles de diversidad verdadera en conjuntos completos, cuando los datos de muestreo no contienen suficiente información para inferir diversidad verdadera. Se obtiene extrapolando al doble de individuos. Si la curva se estabiliza, el estimador asintótico solo representa un límite inferior.

Paso 4) Uniformidad del ensamblaje. Este paso evalúa que tan confiables son las estimaciones de diversidad, utilizando intervalos de confianza que permiten identificar que tan precisas son las estimaciones de riqueza y abundancia de especies. De esta manera ayuda con una mejor interpretación de las diferencias observadas entre los ensamblajes y asegurar la validez de las comparaciones, ya que no están basadas solo en lo observado, sino también en la variabilidad que puede esperarse debido al muestreo.

Este análisis se realizó con la paquetería *iNEXT.4steps* (Chao et al., 2020; Chao et al., 2023) en el programa Rstudio.

Capítulo 3. Resultados

3.1 Caracterización del ensamblaje de peces

Aplicando las siete metodologías de muestreo se obtuvo un listado total de 43 especies, repartidas en 23 familias y 36 géneros (Tabla 1). Asimismo, los individuos que no se pudieron identificar en los videotransectos, se identificaron al nivel taxonómico más bajo posible, por lo que algunos individuos se identificaron a nivel de género.

Durante la temporada cálida se obtuvieron 33 especies distribuidas en 19 familias, siendo la familia Embiotocidae la que presentó mayor riqueza con 7 especies, seguida de la familia Scorpaenidae con 4 especies, la familia Scianidae con 3 especies, las familias Serranidae, Labridae y Kyphosidae con 2 especies cada una respectivamente, mientras que en el resto de las familias solo se registró una especie (Figura 4A). En cuanto a las metodologías empleadas en la temporada cálida, la red agallera representó el método con el que se obtuvo el mayor registro de especies con 15 en total, de las cuales la mayor abundancia la representó el pez guitarra espinuda *Platyrhinoidis triseriata* (14 individuos), seguido de los videotransectos con 13 especies siendo *Hyperprosopon argenteum* (50 individuos) la más abundante. En cambio, el menor registro fue con el chinchorro y el clavo en la zona intermareal, en donde únicamente se registró una especie; *Hyperprosopon argenteum* (6 individuos) y *Malacoctenus hubbsi* (6 individuos) respectivamente (Figura 4A).

Durante la temporada fría, se registraron 30 especies distribuidas en 16 familias, siendo también la familia Embiotocidae la que presentó la mayor riqueza de especies con 7 especies, seguida de Scorpaenidae con 5 especies, Cottidae con 3 especies, mientras que las familias Clinidae y Serranidae cuentan con 2 especies cada una. Para las familias restantes, únicamente se observó una especie en esta temporada. En cuanto a las metodologías empleadas, el censo errante fue el que representó el mayor registro de especies con 11 en total, seguida del videotransecto con 9 especies, siendo *Embiotoca lateralis* la más abundante (61 individuos). En cuanto a la metodología con la que se obtuvo el menor número de especies, fue con el chinchorro con solo 3 especies registradas, en donde la mojarra *Micrometrus minimus* (6 individuos) fue la especie más abundante (Figura 4B).

Tabla 1 Listado de especies de peces presentes en Punta Colonet por cada temporada climática y la metodología por la cual se obtuvieron. Temporadas climáticas; **C**=Cálida, **F**=Fría. Metodología; **Ar**=Arribo de pescadores, **Cb**= Clavo buceo, **Vd**= Videotransectos, **Ce**= Censo errante, **Ci**= Clavo intermareal, **Ra**= Red agallera, **Ch**= Chinchorro.

Clase	Orden	Familia	Especies	Temporada	Metodología			
Chondrichthyes	Myliobatiformes	Myliobatidae	<i>Myliobatis californica</i>	F	Ra			
		Platyrrhinidae	<i>Platyrrhinoidis triseriata</i>	C, F	Ar, Ra			
		Urotrygonidae	<i>Urotrygon aspidura</i>	C	Ra			
Acanthuriformes	Sciaenidae		<i>Menticirrhus undulatus</i>	C	Ra			
			<i>Seriphus politus</i>	C	Ra			
			<i>Umbrina roncador</i>	C	Ra			
Batrachoidiformes	Batrachoididae		<i>Porichthys myriaster</i>	C	Ra			
Blenniiformes	Clinidae		<i>Gibbonsia elegans</i>	C, F	Ce, Ra			
			<i>Gibbonsia montereyensis</i>	F	Ci			
		Blenniidae	<i>Hypsoblennius gentilis</i>	C	Cb			
Eupercaria incertae sedis	Labrisomidae		<i>Malacoctenus hubbsi</i>	C, F	Ci			
		Labridae		<i>Bodianus pulcher</i>	F	Ce		
				<i>Oxyjulis californica</i>	C	Ce, Vd		
	<i>Semicossyphus pulcher</i>		C	Vd				
Gobiesociformes	Gobiesocidae		<i>Gobiesox rhesodon</i>	F	Cb			
		Ovalentaria incertae sedis	Embiotocidae		<i>Amphistichus argenteus</i>	C, F	Ar, Ce, Ra	
					<i>Embiotoca jacksoni</i>	C, F	Ar, Ce, Ra, Vd	
	<i>Embiotoca lateralis</i>			C, F	Ce, Vd			
Osteichthyes	Perciformes	Pomacentridae		<i>Hyperprosopon argenteum</i>	C, F	Ce, Ch, Vd		
				<i>Hyperprosopon ellipticum</i>	F	Ch		
				<i>Micrometrus minimus</i>	C, F	Ce, Ch, Vd		
				<i>Phanerodon atripes</i>	C	Ar		
				<i>Phanerodon vacca</i>	C, F	Ce, Ra, Vd		
				<i>Hypsypops rubicundus</i>	C, F	Ce, Vd		
				Cottidae		<i>Artedius harringtoni</i>	C, F	Cb
						<i>Artedius sp</i>	F	Ci
				Malacanthidae		<i>Caulolatilus princeps</i>	C	Ar
				Cottidae		<i>Clinocottus analis</i>	F	Ci
Perciformes	Kyphosidae		<i>Girella nigricans</i>	C, F	Ar, Ci			
			<i>Medialuna californiensis</i>	C	Vd			
			<i>Mycteroperca sp</i>	C	Ce, Vd			
		Serranidae		<i>Paralabrax clathratus</i>	C, F	Ce, Vd		
				<i>Paralabrax nebulifer</i>	F	Ce, Vd		
Pleuronectiformes	Hexagrammidae		<i>Oxylebius pictus</i>	F	Cb, Vd			
		Paralichthyidae		<i>Paralichthys californicus</i>	C, F	Ar, Cb, Ra		
			Pleuronectidae	<i>Pleuronichthys guttulatus</i>	F	Ra		
Scorpaeniformes	Scorpaenidae		<i>Scorpaena guttata</i>	C, F	Ar, Ra			
			<i>Sebastes auriculatus</i>	C, F	Ce, Vd			
			<i>Sebastes carnatus</i>	F	Cb			
			<i>Sebastes miniatus</i>	C, F	Ar, Ra			
			<i>Sebastes rastrelliger</i>	C, F	Ar, Cb, Ra			
			Scorpaenichthyidae		<i>Scorpaenichthys marmoratus</i>	C	Ar	
Syngnathiformes	Syngnathidae		<i>Syngnathus californiensis</i>	C	Ra			
Indeterminado	Indeterminado	Indeterminado	Indeterminado	C, F	Vd			

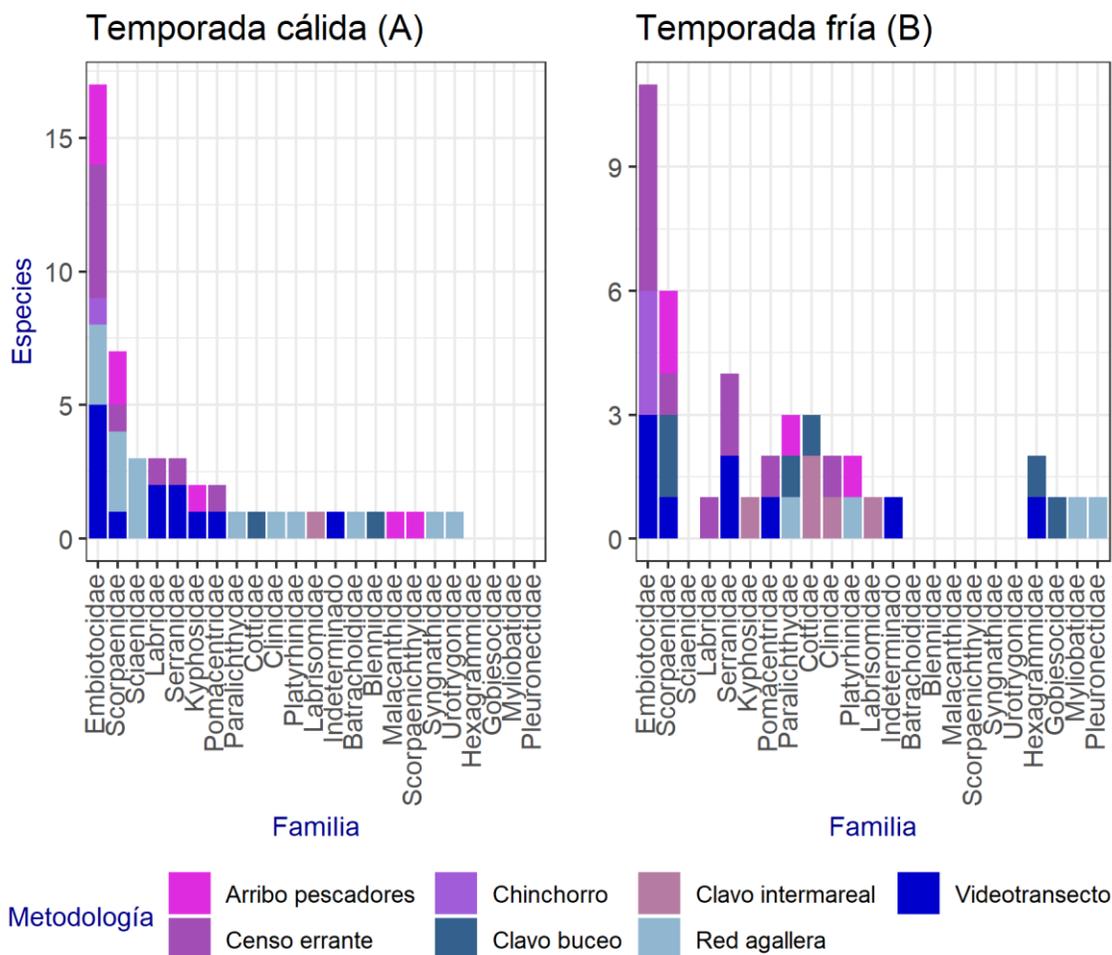


Figura 4 Familias presentes en cada temporada climática de muestreo (A-Cálida; B-Fría) y la metodología por la cual se obtuvieron. Las barras representan las especies totales obtenidas por familia, los diferentes colores representan las metodologías empleadas.

3.2 Curvas de acumulación de especies

En cuanto a las temporadas climáticas, en la temporada cálida la riqueza observada fue de 33 especies, mientras que con los estimadores se obtuvo un valor de riqueza estimada entre 39 y 54 especies, en donde el mayor valor predicho fue el de Jackknife 2 con 54 especies, a diferencia de Bootstrap que sugiere la presencia de 39 especies (Figura 5A). Por otro lado, en la temporada fría la riqueza observada fue de 30 especies, con los estimadores el rango de riqueza fue entre 37 y 53 especies; el estimador Jackknife 2 arrojó el valor más alto con 53 especies, mientras que Bootstrap fue el más bajo con 37 especies (Figura 5B).

Contemplando la riqueza total observada que alcanzó 43 especies, se puede considerar que el esfuerzo de

muestreo aplicando todas las metodologías fue el adecuado para la obtención de datos. Con los datos obtenidos en los estimadores, se sugiere que la completitud de especies por temporada indica que en la temporada cálida las 33 especies representan el 59% de las especies registradas faltando ~20 especies por registrar; en el caso de la temporada fría, las 30 especies representan el 48% de las especies registradas con un faltante de ~23 especies por registrar.

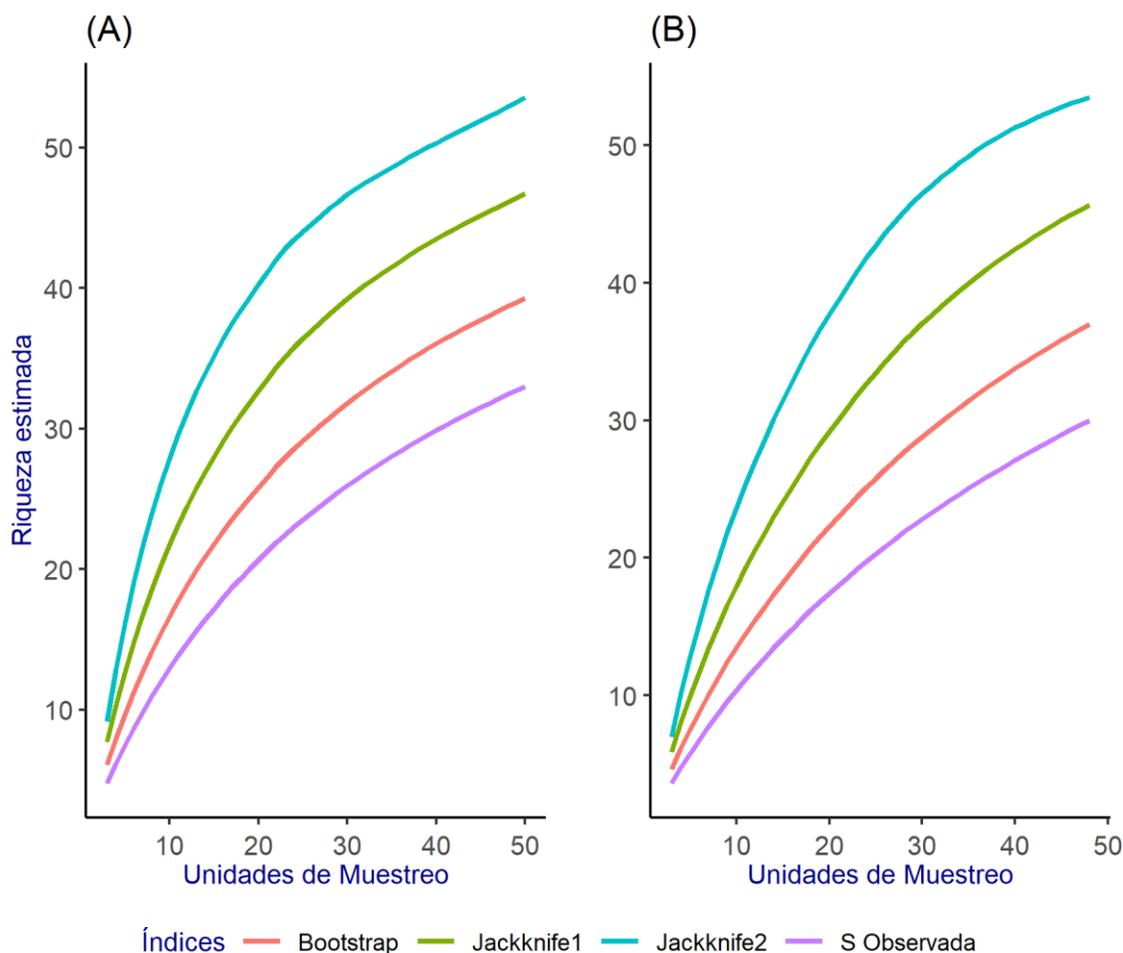


Figura 5 Curvas de acumulación de especies para la temporada cálida (A) y temporada fría (B) empleando la riqueza observada (línea en color morado) en comparación con los estimadores no paramétricos Bootstrap, Jackknife 1 y Jackknife 2.

Para estimar el esfuerzo de muestreo realizado por cada temporada climática, se empleó la curva de rarefacción e interpolación, el cual nos indica que el esfuerzo empleado fue el óptimo. En la temporada cálida se alcanzó una completitud del 94.7% con 175 individuos observados, mientras que en la temporada fría se alcanzó una completitud del 97.8% con 324 individuos observados (Figura 6).

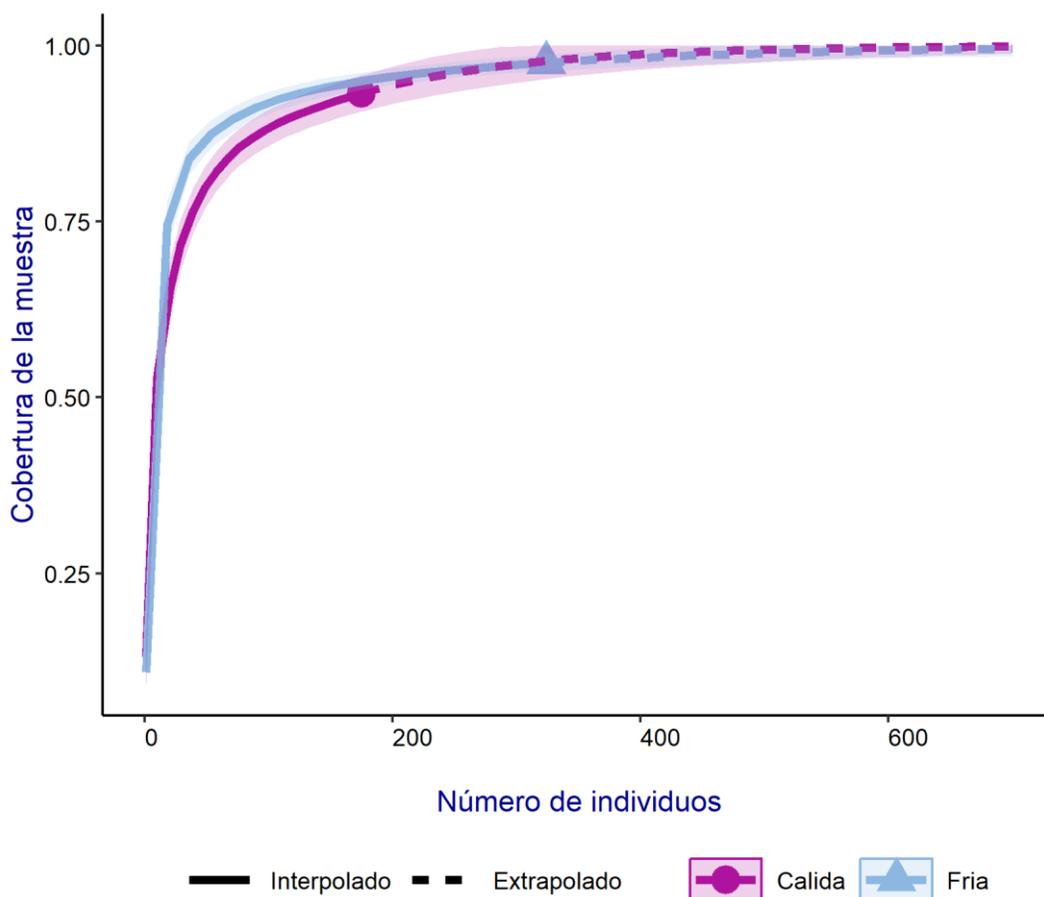


Figura 6 Curva de completitud de la muestra entre las temporadas de muestreo. La línea sólida representa los datos interpolados, la línea punteada representa los datos extrapolados.

En la estimación de la diversidad de especies según los números de Hill, con las curvas de interpolación y extrapolación, en el orden $q=0$ (riqueza observada, Figura 7) se observa que en la temporada cálida con la estimación asintótica se obtuvieron 42 especies contrario a las 33 observadas, a diferencia de la temporada fría en la que se estimaron 35 especies contrario a las 30 observadas, lo que sugiere que en la temporada cálida puede tener una mayor riqueza no observada en el muestreo.

En cuanto al orden $q=1$ (especies de abundancia media; Figura 7) la temporada cálida registró una mayor riqueza observada con 15 especies, comparadas con las 13 obtenidas en la temporada fría, esto indica que hay una mayor equitatividad en la distribución de especies.

Por último, el orden $q=2$ (especies de abundancia alta; Figura 7) aunque en la temporada fría estuvo ligeramente superior con 9 especies mientras que la temporada cálida obtuvo 7 especies, tampoco se

encontraron diferencias significativas entre las temporadas. Esto se observa al no presentarse un traslape entre los intervalos de confianza, lo que indica que no se encontraron diferencias significativas. Lo anterior implica que, aunque en la temporada cálida presenta más especies y una distribución equitativa de las mismas, la temporada fría tiene una menor dominancia. Con esta información se encontró que no hay diferencias entre las temporadas de muestreo en cuanto a diversidad y riqueza de especies, aunque se aumente el esfuerzo de muestreo en Punta Colonet.

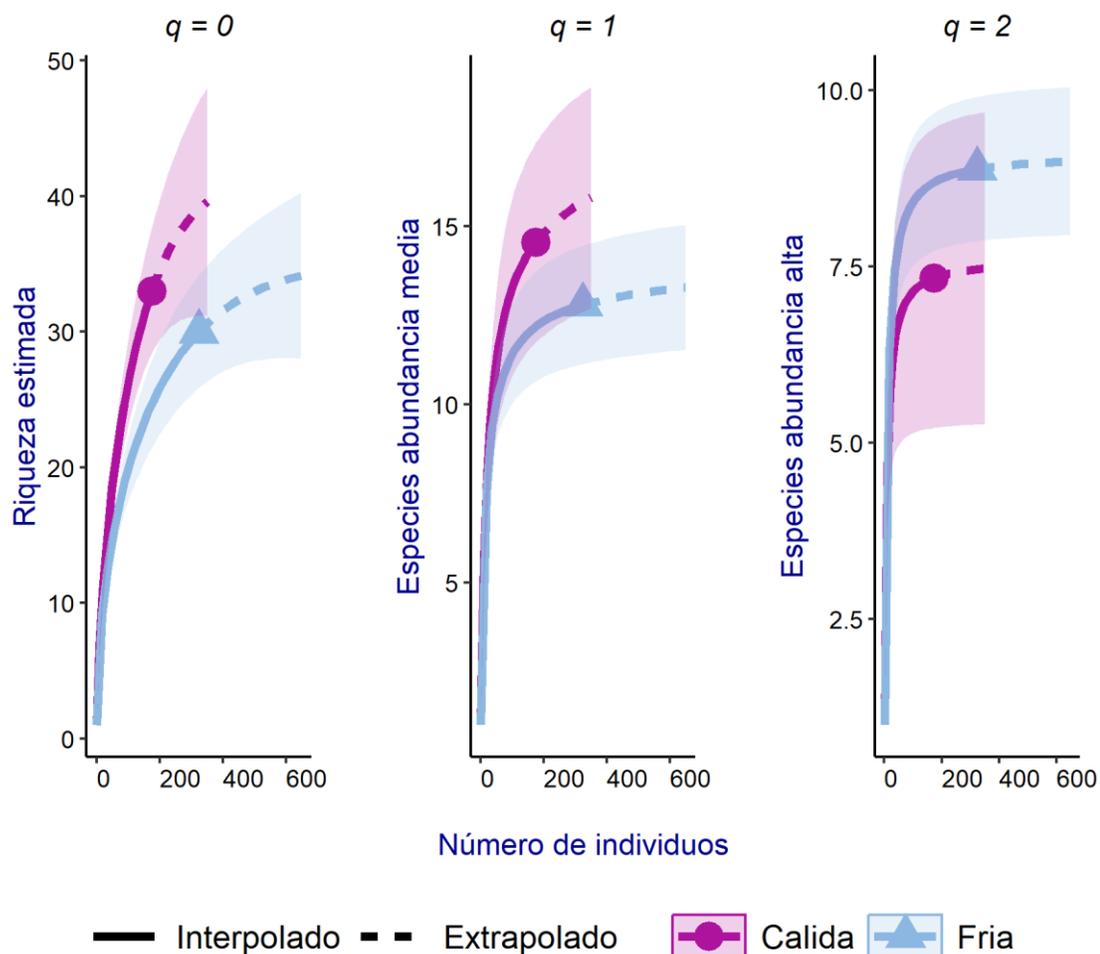


Figura 7 Curvas de rarefacción y extrapolación por cada temporada de muestreo. En color morado la temporada cálida y en color azul la temporada fría. La línea continua representa las especies observadas. La línea punteada representa el valor extrapolado al doble de las especies observadas.

3.3 Variación temporal en el ensamblaje de peces

El resultado del análisis PERMANOVA (pseudo-F; $p < 0.05$) muestra que no hay diferencias en los valores de riqueza (pseudo-F= 0.8892; $p = 0.530$), abundancia (pseudo-F= 0.9834; $p = 0.467$) y densidad (pseudo-

$F=0.9789$; $p=0.479$) en las temporadas climáticas (Figura 8), lo que indicaría que la composición de especies de peces no se ve influenciada de manera significativa por la temporada en la que se llevó a cabo el muestreo.

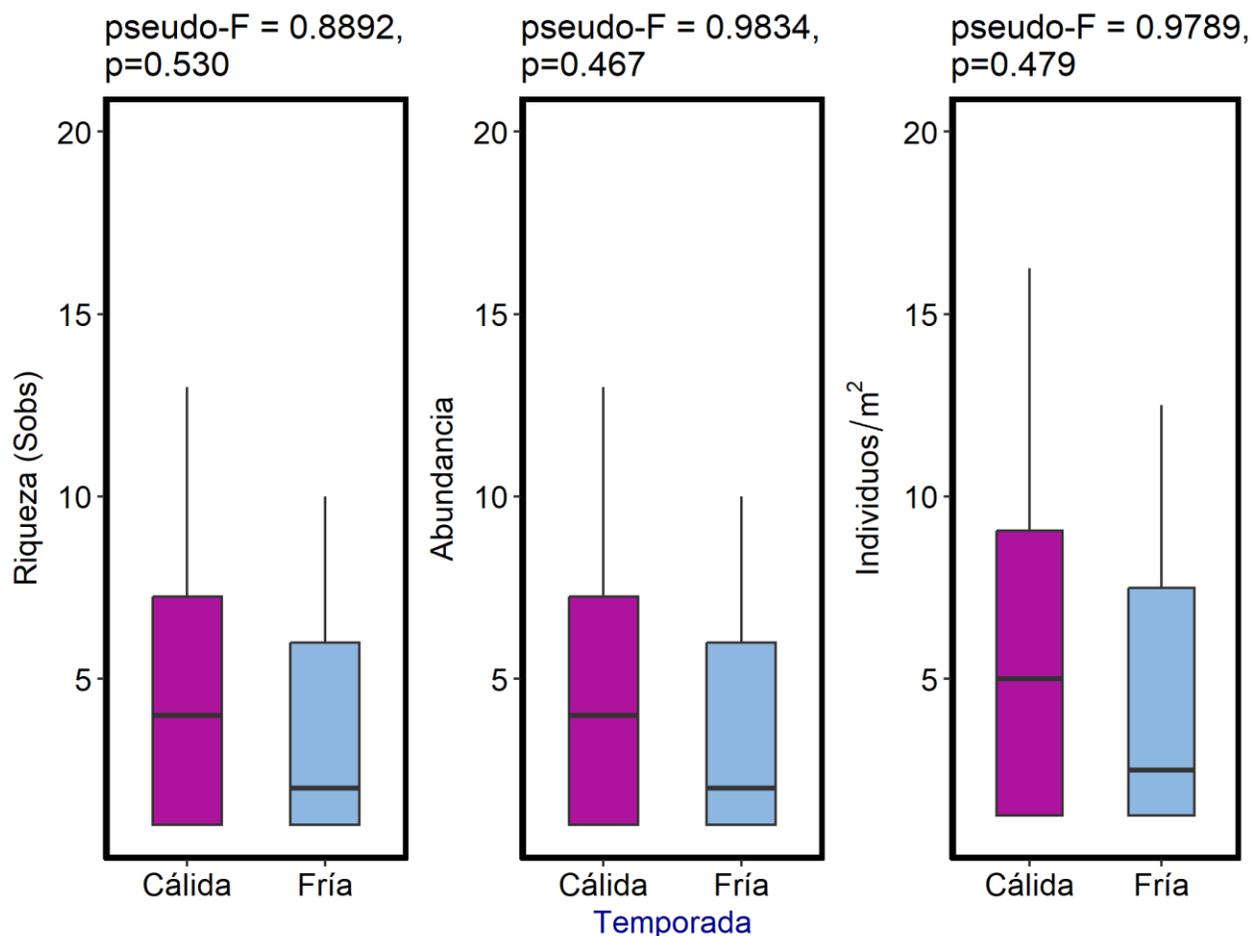


Figura 8 Gráfico boxplot en donde se observa que no hay diferencias entre las temporadas climáticas, siendo la temporada cálida (morado) la que presenta valores más altos en contraste a la temporada fría (azul).

Sin embargo, al realizar el análisis PERMANOVA entre las metodologías empleadas sí se encontraron diferencias significativas (pseudo-F; $p<0.05$) entre la riqueza (pseudo-F=4.4233; $p=0.001$), la abundancia (pseudo-F= 4.0586; $p=0.001$) y densidad (pseudo-F= 4.0848; $p=0.001$), lo que indica que las metodologías empleadas capturan diferentes ensamblajes de peces, por lo que su uso en la estimación de la composición y abundancia tiene un impacto significativo (Figura 9).

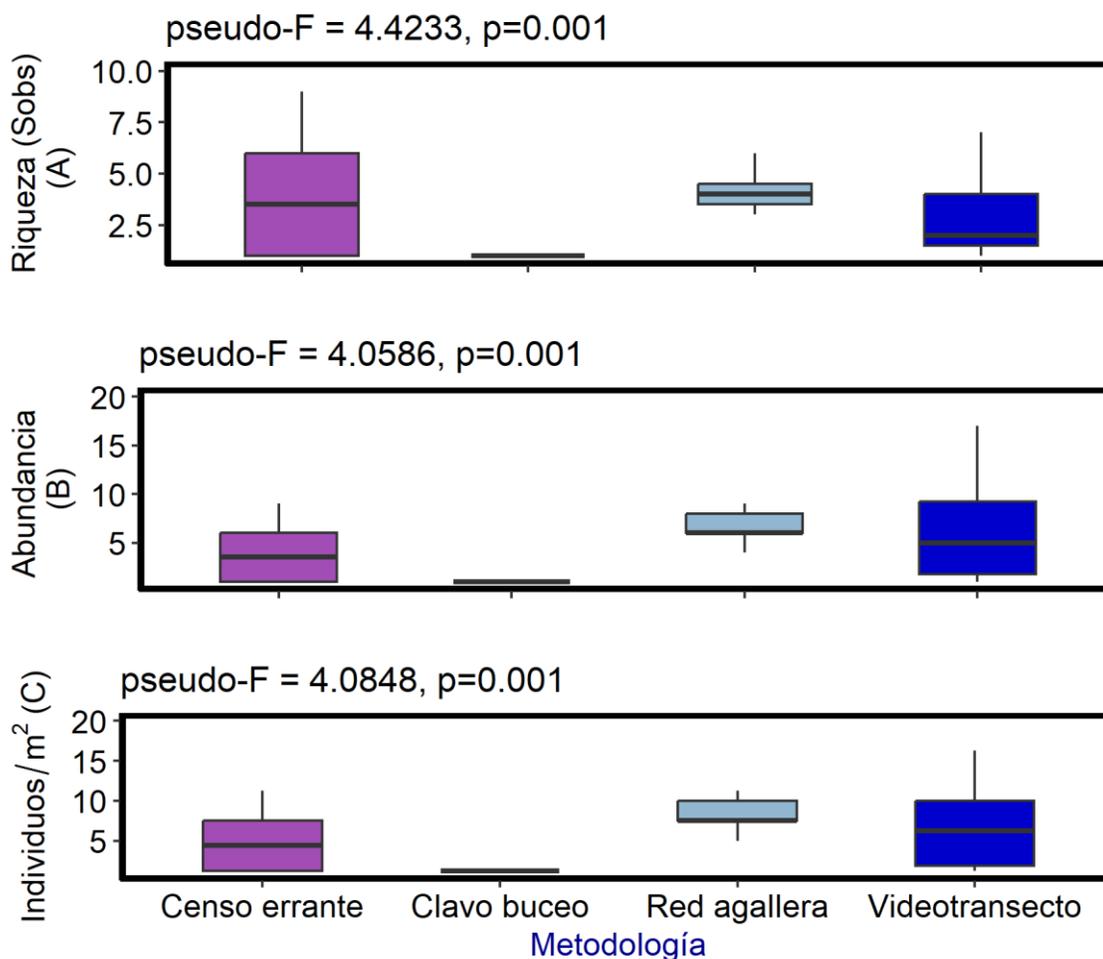


Figura 9 Gráfico boxplot de la riqueza (A), abundancia (B) y densidad (C) entre las diferentes metodologías empleadas.

3.4 Patrones de diversidad

Al realizar el análisis de los patrones de diversidad por cada temporada de muestreo (Figura 10) se encontró que sí hay diferencias entre la riqueza por cada temporada, siendo en la temporada cálida la que presenta el mayor registro (33 especies). En cuanto al índice de diversidad de Shannon, en ambas temporadas el valor fue similar (cálida, $H' = 2.66$; fría, $H' = 2.54$). El resultado obtenido con el índice de dominancia de Simpson (cálida=0.13, fría=0.11) muestra que el ensamblaje no es dominado por una especie. En cuanto al índice de equidad de Pielou (cálida=0.75, fría=0.72) indica que la distribución de especies se da de manera equitativa entre las temporadas de muestreo, por lo que la abundancia de especies no está dominada por una especie en particular.

En cuanto a las metodologías de muestreo (Figura 11), la mayor riqueza fue registrada con la red agallera

con 17 especies, seguida de los videotransectos (11 especies), los censos errantes y por último la menor riqueza registrada fue con el clavo en el buceo (2 especies). El índice de diversidad de Shannon fue más alto con los censos errantes ($H' = 2.63$), seguido de la red agallera ($H' = 2.33$); por otra parte, los valores más bajos se obtuvieron con aceite de clavo en buceo ($H' = 1.76$) y el videotransecto ($H' = 1.75$).

En cuanto al índice de dominancia de Simpson en todas las metodologías se obtuvo un valor bajo (videotransecto=0.25, clavo buceo=0.20, red agallera= 0.14, censo errante=0.07), sugiriendo que ninguna especie está dominando el ensamblaje de peces independiente al empleo de las metodologías.

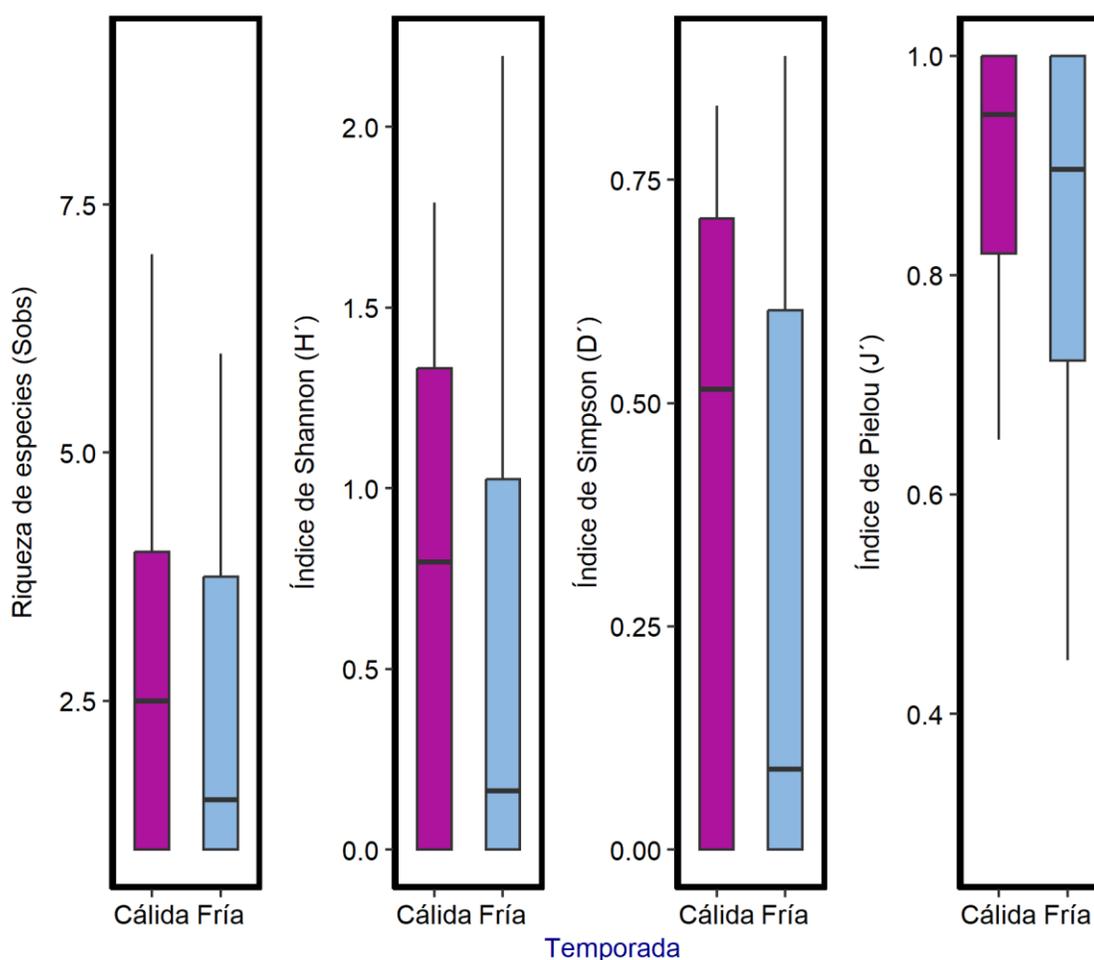


Figura 10 Gráfico boxplot en el que se representan las variaciones en los diferentes índices de diversidad. El color morado representa la temporada cálida y el azul la temporada fría.

Con el índice de equitatividad Pielou el valor más bajo fue con los videotransectos ($J' = 0.64$), seguida de la red agallera ($J' = 0.82$), obteniendo el valor más alto con el aceite de clavo en buceo ($J' = 0.90$).

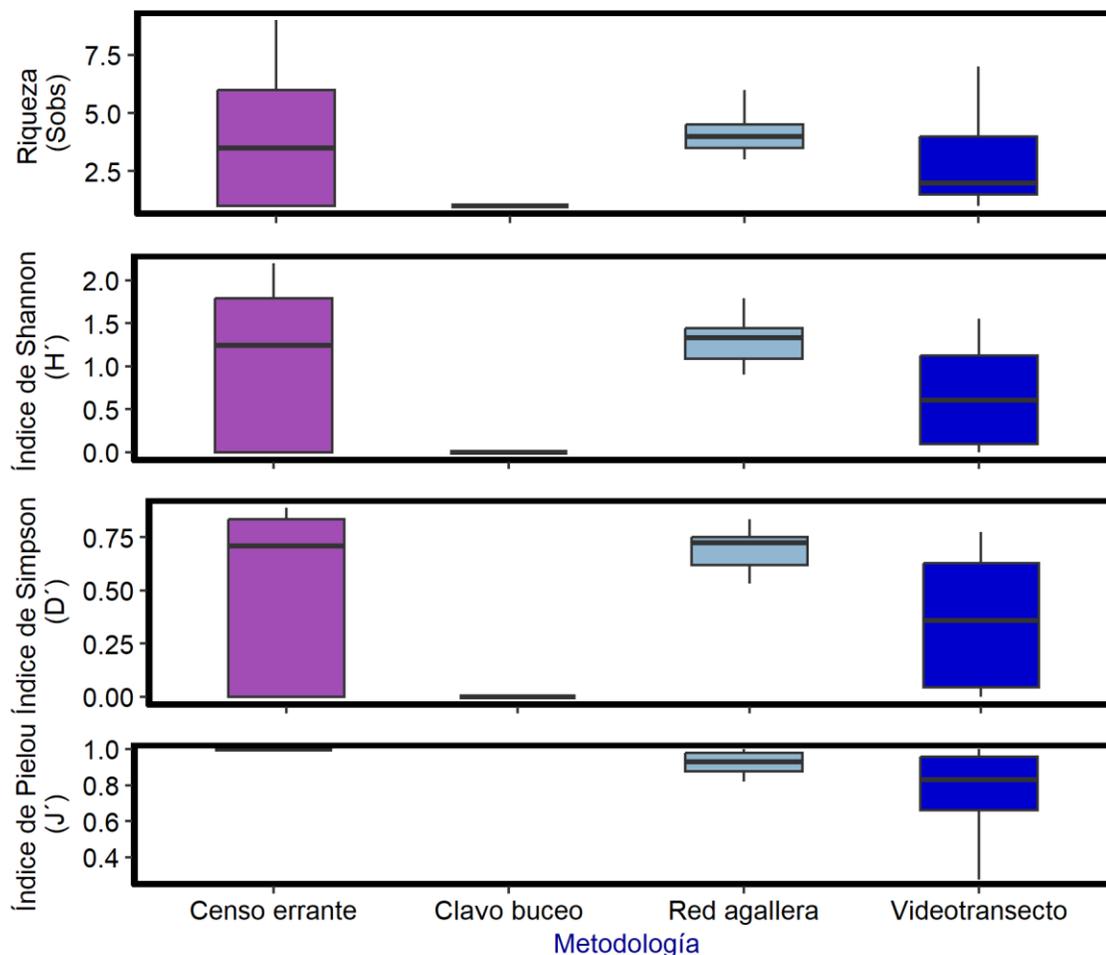


Figura 11 Gráfico boxplot en el que se representan los índices de diversidad para las metodologías empleadas.

El análisis de la integridad y uniformidad del ensamblaje de peces (4.steps), en su primer paso ($q=0$) contempla el total de especies que se observaron, en el caso de la temporada cálida se obtuvo un 79% en la integridad de la muestra. Mientras que en la temporada fría la integridad de la muestra fue el 85% lo que supondría que con las especies registradas faltaría menos especies por registrar en esta temporada que en la cálida (Tabla 2).

En cuanto a la completitud de la muestra, con $q=1$, la temporada fría obtuvo el valor más alto con un 98% de completitud, a diferencia del 93% obtenido en la temporada cálida, lo que indica que en la temporada fría presentó una mayor cobertura de especies medianamente abundantes, siendo mejor representada la completitud de la muestra en esta temporada.

En cuanto a $q=2$ en ambas temporadas se obtuvo un valor del 100%, lo que nos indica que para ambas temporadas se registraron aquellas especies con alta probabilidad de registrarse, teniendo una efectividad

total en la captura de la diversidad contemplando las especies altamente abundantes (Tabla 2).

Tabla 2 Índices de diversidad en el ensamblaje de peces en Punta Colonet empleando un perfil de abundancias entre las dos temporadas de muestreo.

Paso 1. Perfil de completitud de la muestra			
Completitud	q=0	q=1	q=2
Temporada cálida	79%	93%	100%
Temporada fría	85%	98%	100%
Paso 2. Análisis asintótico			
Diversidad	q=0	q=1	q=2
<u>Temporada cálida</u>			
Empírica	33.00	14.53	7.36
Asintótica	41.95	16.60	7.62
No detectada	8.95	2.07	0.26
<u>Temporada fría</u>			
Empírica	30.00	12.79	8.88
Asintótica	35.32	13.57	9.11
No detectada	5.32	0.78	0.23
Paso 3. Interpolación y rarefacción basada en cobertura			
Cobertura máxima estandarizada C_{max} = 98.2%			
Diversidad	q=0	q=1	q=2
Temporada cálida	39.60	15.79	7.48
Temporada fría	31.45	12.94	8.92
Paso 4. Equidad basada en abundancia			
Cobertura máxima estandarizada C_{max} = 98.2%			
Equitatividad	q=0	q=1	q=2
Temporada cálida	0.75	0.38	0.17
Temporada fría	0.74	0.39	0.26

Para la temporada cálida, en la riqueza observada ($q=0$) registraron 33 especies, si se extrapola al doble de individuos registrados se podrían registrar 42 especies, lo que sugiere que se podrían registrar 9 especies más. En cuanto a las especies que son medianamente abundantes ($q=1$) la diferencia entre las especies observadas y estimadas es de 3 especies más por registrar. Para las especies altamente abundantes ($q=2$) el registro fue muy similar con 7 especies, lo que indica que, aunque se aumente el esfuerzo de muestreo, no se espera que haya un cambio significativo en la detección de especies

altamente abundantes (Tabla 2).

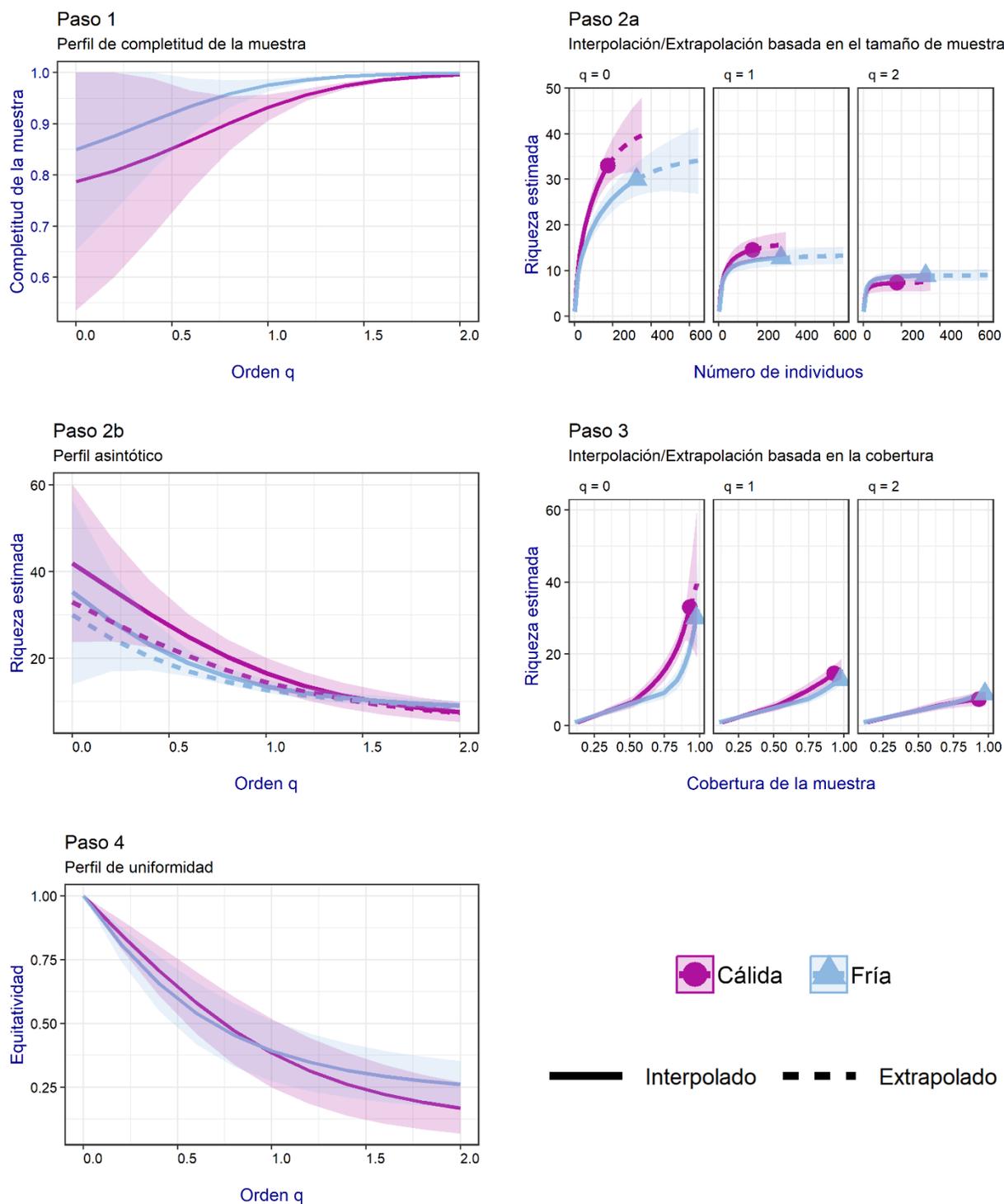


Figura 12 Diversidad del ensamblaje de peces en Punta Colonet. Paso 1) Perfil de completitud de la muestra. Paso 2a) Curva de rarefacción/interpolación basada en el tamaño de muestra. Paso 2b) Diversidad asintótica y empírica. Paso 3) Curva de extrapolación y rarefacción basada en la cobertura no asintótica. Paso 4) Equitatividad entre abundancia tomando la pendiente normalizada de los números de Hill.

En cuanto a la temporada fría la riqueza de especies observadas ($q=0$) fue de 30 especies, extrapolando el número de individuos se podían obtener 35 especies, por lo que es menor el registro faltante de especies ya que se estima que solo faltarían 5 especies por registrar. En cuanto a $q=1$, el estimado de especies medianamente abundantes fue de 14, a diferencia de las 13 registradas, por lo que solo faltaría registrar una especie. En cuanto a las especies altamente abundantes ($q=2$), las especies observadas es muy cercano al valor estimado, lo que implica que, aunque se aumente el esfuerzo de muestreo, en las especies dominantes no se espera una variación (Tabla 2). En el valor de cobertura estandarizado obtenido fue de $C_{max} = 98.2\%$ con esto se indica que la representatividad en la diversidad de las especies obtenidas fue alta (Figura 12).

La equidad de especies para el valor de $q=1$ con Pielou son similares en ambas temporadas (0.75 para cálida y 0.74 para fría), con lo que se sugiere que las especies medianamente abundantes mantienen una distribución constante y uniforme en ambas temporadas. En cuanto a $q=2$ sí se encontraron diferencias entre las temporadas; en la temporada cálida la dominancia de especies fue mayor con 0.17, mientras que la temporada fría el valor fue menor con un 0.26 (Figura 12).

Capítulo 4. Discusión

4.1 Composición del ensamblaje de peces

Los bosques de kelp proporcionan una amplia gama de hábitats y refugios que favorecen al desarrollo de numerosas especies, dentro de estas, los peces constituyen el principal grupo que habita en estos ecosistemas y que se benefician de la estructura proporcionada por las algas (Forbes et al., 2024). Se ha documentado que los bosques de kelp pueden albergar especies tanto pelágicas como demersales (Steneck et al., 2002; Stephens et al., 2006). Además, se ha observado que su composición presenta variación estacional, debido a que son sensibles a cambios en la temperatura del agua y principalmente a la disponibilidad de nutrientes (Steneck et al., 2002; Ladah & Zertuche, 2022).

De manera global el listado de la ictiofauna registrada en Punta Colonet fue de 43 especies divididas en 23 familias y 36 géneros. Estos resultados se pueden contrastar con el estudio de Moreno-Mendoza (2016) realizado en bosques de kelp en Campo Kennedy, Ensenada en donde registró 39 especies de peces distribuidas en 22 familias y 31 géneros. A pesar de que Moreno-Mendoza (2016) realizó un total de 61 censos visuales en 12 meses, la riqueza de especies reportada es menor a lo que se registró en Punta Colonet. Por otro lado, Sgarlatta et al. (2022) en su estudio comparativo entre peces de un arrecife rocoso y bosques de macroalgas en Ensenada, mismo que solo se realizó durante dos meses (mayo y junio, 2014), registraron 37 especies distribuidas en 16 familias y 28 géneros, en el cual se destaca que, aunque fue un periodo corto de monitoreo lograron registrar una notable diversidad de peces. En contraste, en el trabajo realizado por Rosales-Casián (1997) en San Quintín, Baja California, con un tiempo de muestreo de 3 años (de abril 1992 a septiembre 1995), registraron 47 especies distribuidas en 25 familias y 38 géneros, reportando que el ensamblaje de peces a lo largo del año es dinámico, con especies dominantes en cada profundidad muestreada, así como con una variación importante interanual en la captura entre la abundancia, biomasa y densidad; sin embargo, aunque el periodo de muestreo fue mayor, la diferencia entre lo registrado en Punta Colonet y Rosales-Casián (1997) solo fue de 3 especies en términos de riqueza.

La diferencia en el número de especies registradas pudo deberse tanto al empleo de metodologías como al tiempo de muestreo. En este estudio se emplearon siete técnicas de monitoreo durante dos temporadas climáticas (cálida y fría), mientras que Rosales-Casián (1997) y Moreno-Mendoza (2016) realizaron por lo menos un ciclo anual con un máximo de dos metodologías. Aunque el esfuerzo temporal de este trabajo

fue menor, el empleo de una mayor diversidad de técnicas permitió el registro de una riqueza comparable, e incluso superior, al de los estudios anteriores. Esto sugiere que, con un muestreo anual en Punta Colonet, se habría captado un espectro temporal más amplio del ensamblaje íctico, incluyendo especies estacionales o raras.

La implementación de una línea base de la fauna íctica, permite la comparación entre temporadas o años de muestreo en un mismo sitio, ya que se tiene el conocimiento de lo que se puede considerar como un “ensamblaje en estado natural” previo a una perturbación o al paso del tiempo (Salas et al., 2015). Conocer el punto de partida es de gran importancia en la implementación de planes de manejo y conservación en el sitio (Garbagnati et al., 2005; Salas et al., 2015). Al no haber trabajos previos realizados para el conocimiento de la ictiofauna de Punta Colonet, las 43 especies registradas (Anexo A) se pueden considerar un buen punto de partida para el registro en este sitio. Además de los datos de abundancia, también se incluyen datos de riqueza y densidad, lo cual permite conocer con mayor precisión, las variaciones espacio-temporales.

4.2 Curvas de acumulación de especies

Con los estimadores se calculó que en promedio el inventario de especies de peces de Punta Colonet sería de 46 especies, lo que indica que es un valor cercano a lo observado (43 especies). Jiménez-Valverde & Hortal (2003) mencionan que el empleo de curvas de acumulación permite dar fiabilidad al inventario biológico y de esta manera facilitar su comparación con trabajos previamente realizados. Asimismo, permiten extrapolar el número de especies observadas para lograr una estimación de las especies que se podrían llegar a encontrar en el sitio (Chao et al., 2014). Basado en esto y en los resultados obtenidos, se puede inferir que el esfuerzo de muestreo fue adecuado, ya que se registró entre el 48%-59% de especies. No obstante, al solo haber realizado muestreos en dos épocas climáticas, es probable que la riqueza observada y estimada, esté subrepresentada. Por lo que un muestreo durante un ciclo anual, pudieran mejorar considerablemente la calidad del inventario biológico evaluado.

El empleo de diferentes metodologías para la obtención de datos en peces puede llegar a ser complicada en climas fríos, como lo mencionan Bravo et al. (2023), debido a que las bajas temperaturas reducen el tiempo para actividades subacuáticas, limitando el tiempo de muestreo. En este trabajo, las diferencias en los registros de especies entre las metodologías aplicadas en Punta Colonet (riqueza: pseudo-F=4.4233; p=0.001, abundancia: pseudo-F= 4.0586; p=0.001 y densidad: pseudo-F= 4.0848; p=0.001), están

principalmente relacionadas con el esfuerzo de muestreo, el tiempo de implementación y las especies objetivo de cada técnica (Salas et al., 2015). Por ejemplo, la red agallera con una luz de malla más amplia (6 cm de amplitud), permitió la captura de peces de una talla mayor, como es el caso de *Embiotoca jacksoni* (27.8-28.7 cm), *Platyrrhinoidis triseriata* (31.6-56.2 cm) y *Sebastes rastrelliger* (31-37 cm). En contraste, el chinchorro, con una luz de malla menor (0.5 cm de amplitud), capturó peces de menor talla como *Hyperprosopon argentum* (6.2-12.5 cm) y *H. ellipticum* (7.1-13.6 cm). Por lo que las distintas metodologías pueden llegar a sesgar los resultados hacia especies de una talla determinada.

Dentro de las especies enlistadas en este trabajo (Tabla 1), Albino-Martínez (2022) también registró a *E. lateralis*, *C. princeps*, *P. clathratus*, *P. nebulifer*, *S. pulcher*, *S. guttata*, *S. auriculatus*, *S. carnatus*, *S. miniatus*, *S. rastrelliger*, *M. californiensis* capturadas con técnicas de anzuelo y trampas, las cuales son especies de interés para la pesca local, comercial y deportiva. La coincidencia en la captura de estas especies con red agallera y en el arribo de pescadores sugiere que estas metodologías son eficaces para registrar especies que son de interés comercial. Por otro lado, algunos autores (Graham et al., 2004; Stephen et al., 2006; House & Allen, 2022) han reportado peces que se consideran como especies comunes en la región, tales como *Sebastes atrovirens*, *Chromis punctipinnis*, *Ophiodon elongatus* y *Lythrypnus dalli*, sin embargo, durante el tiempo de muestreo estas especies no se registraron, probablemente debido a que son especies asociados a fondos rocosos (*L. dalli*), o especies que se distribuyen a mayores profundidades (*S. atrovirens*), ya que este trabajo estuvo restringido a profundidades no mayores a 10m.

Por otra parte, el registro de la mayor abundancia fue con la red agallera (47 individuos) y con los videotransectos (199 individuos), lo que sugiere que estas metodologías se pueden considerar como complementarias. Esto coincide con lo reportado por Cruz-Jiménez (2019), quien menciona que la implementación de videotransectos en conjunto con trasmallos, brinda una visión más extensa de la estructura poblacional de los ensamblajes de peces asociados a bosques de kelp. Como ejemplo, es el caso de los peces roca o rocot del género *Sebastes*, considerados de importancia pesquera, se desarrollan en los bosques de kelp desde juveniles, siendo favorecidos por la complejidad proporcionada por la estructura vertical y el dosel de las algas (Tolimieri et al., 2023). Para Punta Colonet se registraron cuatro especies de este género, de las cuales dos fueron con la red agallera (*S. rastrelliger* y *S. miniatus*) y las otras dos especies (*S. carnatus* y *S. auriculatus*) se registraron con clavo en el buceo, videotransectos y censo errante.

Por otro lado, el empleo del clavo en buceo permite obtener particularmente especies crípticas (Depczynski & Bellwood, 2004; Thiriet et al., 2016). Al respecto, Forbes et al. (2024) mencionan que las especies de peces crípticos están más asociadas a la complejidad bentónica, debido a que esto favorece

su desarrollo más que la estructura de las algas. En Punta Colonet se registraron tres especies crípticas: *Artedius harringtoni*, *Hypsoblennius gentilis* y *Gobiesox rhesodon*. Las especies de peces crípticas son un grupo diverso y abundante en ecosistemas arrecifales, contribuyendo en la dinámica de la comunidad y las interacciones tróficas, sin embargo, en los bosques de kelp, este grupo de peces, conserva su función ecológica pero no se desarrolla en las estipes y frondas, si no que su asociación es hacia el fondo rocoso donde se fijan las algas, por lo que aparentemente las especies crípticas no parecen depender de las algas marinas para su hábitat (Thiriet et al., 2016; Shelamoff et al., 2020).

Para las pozas de marea, Adams & Allen (2021) en su trabajo mencionan que la familia Cottidae son dominantes en la región de California y Baja California, en su etapa larval habitan en la zona intermareal desde la primavera hasta finales del verano. Dentro de las especies abundantes registraron a *Clinocottus analis*, *Girella nigricans* y *Gobiesox rhesodon*. Esto coincide con los resultados obtenidos ya que dos de estas especies (*C. analis* y *G. nigricans*) se registraron en las pozas de marea con el aceite de clavo en Punta Colonet. También Bernardi et al. (2022) en su trabajo mencionan que la familia Embiotocidae son peces que en su etapa adulta se desarrollan en los bosques de kelp, sin embargo, en su etapa larval y juvenil se encuentran en pozas de marea y arrecifes rocosos, por lo que podrían ayudar en la optimización del diseño y límites de áreas potenciales para conservación marina, ya que presentan bajos niveles de dispersión por lo que se adaptan fácilmente a los cambios en el ecosistema, sin embargo, esta familia solo se registró asociada a bosques de kelp en Punta Colonet.

En cuanto, a las metodologías empleadas con buceo, los censos errantes y el videotransecto fueron las metodologías con la que se obtuvo el mayor registro en la riqueza de especies (14 y 15 especies respectivamente), contrario al acetite de clavo que fue el valor más bajo (7 especies). De estas tres metodologías los videotransectos y censos errantes permitieron un mayor registro de especies, corroborando lo mencionado por Schmitt et al. (2002), ya que estos métodos (censo errante y videotransecto) son más selectivos y permiten el registro de especies raras las cuales son importantes ecológicamente. Una gran ventaja que presentan los censos errantes y videotransectos independientemente a los métodos extractivos o de pesca, es que con su empleo permiten una caracterización y cuantificación más detallada de la composición del ensamblaje de peces (Caldwell et al., 2016).

Con los resultados obtenidos se encontró que cada metodología se centra en capturar distintos ensamblajes de peces, lo que implica que la selección de la metodología influye significativamente en la medición de la riqueza, abundancia y densidad (Caldwell et al., 2016), e incluso provee información de un

ensamblaje en particular. Sin embargo, al utilizarse en conjunto se amplía el registro de especies, proporcionando una visión más completa del ensamblaje de peces. Por lo tanto, seleccionar el método de muestreo más apropiado a las comunidades marinas en el que se desarrolla el estudio, es un aspecto clave en la gestión de los ecosistemas marinos (Pita et al., 2018).

4.3 Variaciones estacionales en el ensamblaje

En el presente estudio no se detectaron diferencias significativas en el ensamblaje de peces entre temporadas, en la riqueza (pseudo-F= 0.8892; p=0.530), abundancia (pseudo-F= 0.9834; p=0.467) y densidad (pseudo-F=0.9789; p=0.479). Lo que implica que la estacionalidad no afecta en la composición del ensamblaje de peces. Lo anterior sugiere que la hipótesis planteada, la cual menciona que se esperaría una mayor riqueza, abundancia y diversidad en la temporada fría, debido a la disponibilidad de alimento y refugio otorgada por las algas es más alta, se rechazó. Según Pita et al. (2018) la temporalidad es un factor relevante en las variaciones de abundancia de los peces. Sin embargo, al considerar la estacionalidad en conjunto con otros factores como la zona de muestreo, se obtiene una explicación más completa de la variabilidad en los ensamblajes de peces. Durante la temporada fría hay un mayor aporte de nutrientes en la zona costera (Ladah & Zertuche, 2022) lo que promueve una mayor generación de alimentos como zooplancton (Perez-Matus & Shima, 2010), sardina y anchovetas (Funes-Rodríguez et al., 2010; Kaplan et al., 2017), así como pelágicos mayores (Stephen et al., 2008).

Por lo anterior, se esperaría que la diversidad de peces fuera diferente entre temporadas. Algunos autores (Ebeling & Hixon, 1991; Zuercher & Galloway, 2019; Beas-Luna et al., 2020) han notado que existen diferencias temporales, aunque probablemente un muestreo durante un ciclo anual pudo haber mejorado la comprensión de la estructura del ensamblaje de peces de Punta Colonet. Al comparar estos resultados con ecosistemas similares, como los manglares, que también actúan como zonas de refugio, alimentación y reproducción para los peces (Huang et al., 2022), se observa que la temporalidad en esto último presenta una variación mayor (Figura 1), ya que esto se relaciona con los ciclos reproductivos de las especies. También los arrecifes coralinos son considerados un ecosistema irregular y con gran heterogeneidad, con una variedad de refugios y microhábitats, las aguas son cálidas y claras, con poca variación estacional, por lo que los peces experimentan condiciones más constantes en comparación con los bosques de kelp (Ebeling & Hixon, 1991).

En cuanto a las temporadas de muestreo, durante la temporada cálida se registró una mayor riqueza con 33 especies siendo la familia Embiotocidae la que presentó más especies (7 en total), a diferencia de la temporada fría con 30 especies, en donde también la familia Embiotocidae presentó el mayor registro (7 especies). Sin embargo, la abundancia fue mayor durante la temporada fría con 324 individuos contabilizados, contrario con los 175 individuos obtenidos en la temporada cálida. Estos datos difieren con lo reportado por DeMartini & Roberts (1990) y Deza & Anderson (2010) quienes mencionan que la biomasa de las macroalgas produce un aumento de estructuras con el dosel en la superficie y media agua, lo que es aprovechado por los peces móviles, quienes modifican su distribución al explorar y utilizar estas áreas según su comportamiento. Esto es importante ya que, al aumentar la temperatura en la superficie del mar, hay un desprendimiento y muerte de las algas, por lo que se llegan a alterar estos ecosistemas apareciendo un tipo diferente de especies que ahí habitan por ejemplo invertebrados herbívoros o especies invasoras de algas (Eger et al., 2023; Forbes et al., 2024), lo que resalta la vulnerabilidad de estos hábitats ante el cambio climático.

Este patrón puede explicarse por las condiciones climáticas observadas en el año 2023, que estuvo marcado por la presencia de “El Niño” (Peng et al., 2024) el cual es un aumento en la temperatura superficial del mar en la región del Pacífico Tropical. La pluma de agua cálida se extendió hasta el límite norte de la costa de Baja California Sur, registrando un aumento global de 0.96°C (López-Quiroz et al., 2023). Durante condiciones de temperatura más cálida en el agua, la abundancia de las algas presentes en los bosques de kelp se ven reducidas por el estrés térmico (Arafeh-Dalmau et al., 2019). Beas-Luna et al. (2020) encontraron que la disminución en la densidad al formar el dosel de las algas disminuye la abundancia en los peces, por lo que habrá una mayor competencia entre las especies bentónicas. Los niveles de nitratos y fosfatos reducidos, en combinación con niveles elevados en la temperatura del mar, alteran el metabolismo en las algas, lo que llega a disminuir su crecimiento (Ebeling & Hixon, 1991). En este trabajo se registraron mayores niveles de riqueza en la temporada cálida en comparación con la temporada fría, lo que puede estar relacionado con la presencia de algas observadas durante los muestreos (Figura 1), ya que en la temporada cálida hubo un 80% de cobertura algal. No obstante, la abundancia fue mayor durante la temporada fría en comparación con la temporada cálida, lo que plantea la posibilidad de que, aunque la riqueza sea mayor durante la temporada cálida, la abundancia podría ser significativamente más alta en la temporada fría, lo cual se contrasta con la hipótesis que inicialmente se planteó en la cual se esperaba una mayor riqueza y abundancia durante la temporada fría, debido a la disponibilidad de alimento y refugio proporcionado por la alta cobertura de macroalgas.

Forbes et al. (2024) encontraron que el ensamblaje de peces asociados a bosques de kelp pueden llegar a

responder a la variación en la complejidad del hábitat a diferentes escalas. Esto puede deberse tanto a la diversidad de especies, ya que cada grupo de peces utilizan distintas estructuras del alga, como a las etapas de vida, ya que en los estadios larvales los peces emplean una estructura algal diferente para su desarrollo. Cruz-Jiménez (2019) menciona que las variaciones en el ensamblaje de peces se dan de manera espacial y temporal debido a la estacionalidad, ya que se ha reportado que las diferencias entre abundancia y diversidad biológica observada se puede explicar por factores físicos y/o biológicos como la temperatura y las migraciones reproductivas. En contraste, en los resultados obtenidos, la diferencia no es significativa en el ensamblaje de peces entre las temporadas (riqueza: pseudo-F= 0.8892, p=0.530; abundancia: pseudo-F= 0.9834, p=0.467; densidad: pseudo-F=0.9789, p=0.479), esto quiere decir, que existe una alta similitud de especies entre ambas temporadas o que el ensamblaje de peces no se modifica considerablemente temporalmente.

Tolimieri et al. (2023) mencionan que la falta de una gran variación temporal en la estructura del ensamblaje de peces se puede relacionar con la vida útil de las especies presentes, así como un impacto relativamente moderado y de corto plazo del calentamiento del océano sobre las macroalgas de Punta Colonet. En el bosque de kelp, tanto los movimientos para la alimentación (incluyendo los desplazamientos de los peces para búsqueda y captura de alimento) como los patrones de distribución de los peces dependen de la dirección de la corriente para el flujo (Zuercher & Galloway, 2019). También influye la movilidad de los peces a lo largo de diferentes profundidades, lo cual se relaciona con el cambio estacional. Durante el otoño, existe una menor cantidad de surgencias (Zaytsev et al., 2003), lo que conlleva a una menor cantidad de macroalgas y por consiguiente habrá una disminución del alimento como efecto de la pérdida de algas. Por ejemplo, la familia Scorpaenidae son peces que descienden a aguas más profundas durante el invierno, mientras que otras especies bentónicas como las incluidas en la familia Embiotocidae permanecen en la misma zona poco profunda durante todo el año (Alevizon, 1975; Ebeling & Hixon, 1991).

4.4 Estructura de la diversidad

En la temporada cálida se obtuvo una mayor riqueza y equitatividad de especies. Mientras que en la temporada fría la riqueza fue menor y algunas especies como *Embiotoca lateralis* (62 individuos) y *Platyrrhinoidis triseriata* (54 individuos) llegaron a ser dominantes, ya que la equitatividad fue baja, lo que indicaría que el ensamblaje de peces en Punta Colonet es diverso.

Torres-Moye et al. (2013) señalaron que los cambios en los patrones de diversidad de especies en los

bosques de algas pueden atribuirse a una variedad de factores (i.e. densidad algal, complejidad estructural, cambios temporales), ya que estos ecosistemas son resilientes y están expuestos a perturbaciones constantes, como la sobrepesca y las variaciones en la temperatura superficial del mar. Además, destacan que la heterogeneidad del hábitat favorece la diversidad biológica, ya que los ambientes con una mayor complejidad estructural ofrecen una mayor disponibilidad de nichos, lo que resulta en una mayor riqueza.

Diversos estudios han demostrado que la abundancia y diversidad de peces están estrechamente relacionadas con la densidad de algas (DeMartini & Roberts, 1990; Deza & Anderson, 2010; Forbes et al., 2024). Esto refuerza la idea de que la complejidad del hábitat es un factor de importancia en la biodiversidad. Sin embargo, sus efectos sobre la estructura de la comunidad pueden variar, ya que una disminución en la densidad de algas puede reducir el refugio y el alimento disponible, lo que impacta negativamente en la diversidad y abundancia de peces. Esta densidad algal está dividida en capas, desempeñando papeles vitales en la estructuración de niveles tróficos superiores. La primera es la más cercana al sustrato y es la que favorece en el asentamiento de organismos bentónicos. La segunda se compone por algas filamentosas, en esta capa el dosel proporciona refugio y alimento a pequeños invertebrados los cuales sirven de alimento a los peces epibentónicos. La tercera capa es la que forma un dosel subterráneo denso en el que se desarrollan y refugian los peces juveniles. Por último, la capa más superficial es de gran importancia ya que desvía la corriente cercana a la costa, por lo tanto, se reduce la dispersión de larvas y otros organismos que forman parte del zooplancton (Ebeling & Hixon, 1991; Figura 13). Sin embargo, en este trabajo se obtuvo que la diversidad y abundancia de peces en Punta Colonet se mantienen relativamente estables, lo que sugiere que, aunque se presenten variaciones en la densidad de las algas, otros factores influyen en la estructura de la comunidad de peces. Con esto, se resalta la interacción entre las macroalgas y los ensamblajes de peces, así como la necesidad de continuar investigando para comprender mejor estas dinámicas en el ecosistema.

Los índices de diversidad de Shannon (cálida, $H' = 2.66$; fría, $H' = 2.54$) y dominancia de Simpson (cálida=0.13, fría=0.11) resultaron similares entre ambas temporadas, aunado a una equidad moderada de Pielou (cálida=0.75, fría=0.72), indica que los bosques de kelp se pueden considerar como un ecosistema estable frente a los cambios estacionales. Los patrones de diversidad a nivel de comunidad en los peces están definidos por una serie de procesos importantes entre los que se encuentran la depredación, la competencia por recursos, el reclutamiento y la perturbación causada por el humano (Ebeling & Hixon, 1991). Por lo tanto, es de importancia tener en cuenta estos factores al evaluar la salud y resiliencia de los

ecosistemas marinos, así como desarrollar estrategias de manejo que ayuden a conservar la biodiversidad en estos hábitats.

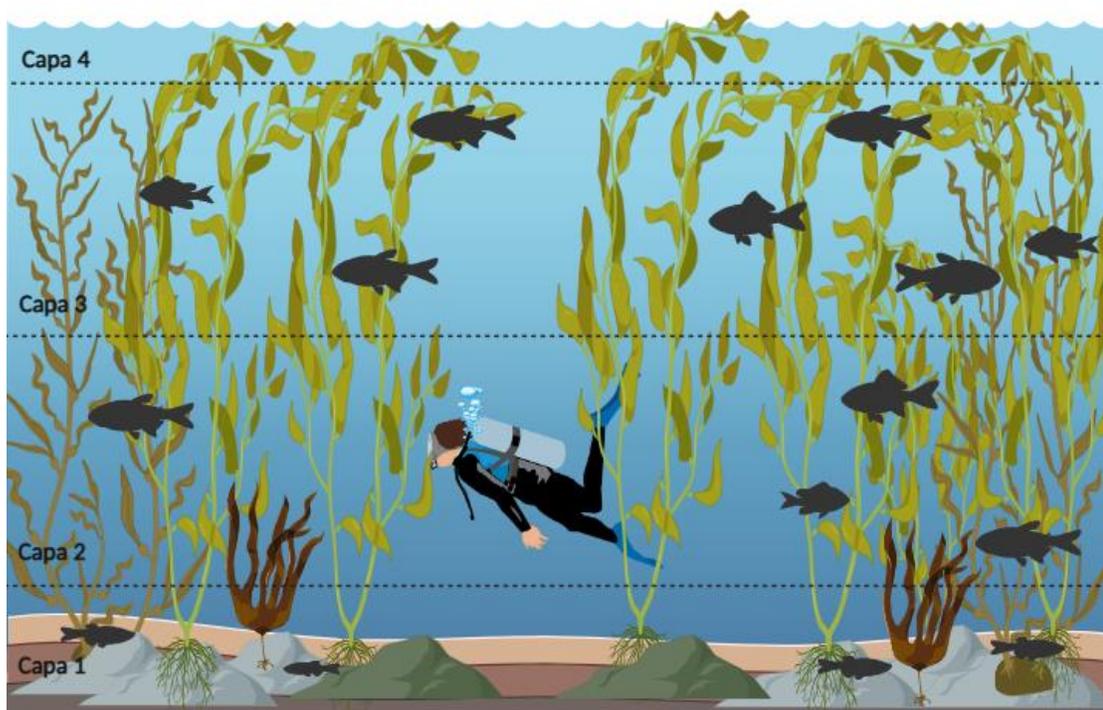


Figura 13 Capas en las que se divide la utilización de la densidad y estructura de las algas por los peces.

Al evaluar la diversidad de especies se comprende como se establecen las relaciones entre la recuperación de la biodiversidad, las funciones y los bienes y servicios del ecosistema (Chazdon et al., 2022). En el cálculo de completitud se describe en qué medida el número de especies registradas refleja el total de especies presentes en el ensamblaje, incluyendo aquellas que son raras o poco frecuentes. Este análisis proporciona información clave para determinar si el esfuerzo de muestreo ha sido el suficiente o si es necesario continuar para lograr una mejor representación del ensamblaje (Chao et al., 2014). Con los resultados obtenidos, en la temporada cálida hay 33 especies observadas lo que representa el 79% de las que se calculó en la integridad de la muestra, por el contrario, en la temporada fría se registraron 30 especies lo que representó el 85% de la integridad de la muestra de las especies que pudieran encontrarse en el sitio, por lo que, el porcentaje faltante es la rareza de especies potenciales que faltan de registrarse (Chao et al., 2020).

Es importante señalar que, aunque las especies raras son las más vulnerables a cambios en el ecosistema, pueden llegar a sustentar funciones críticas, es por esto por lo que las especies comunes y abundantes

pueden ser un mejor indicativo para recuperación en el ecosistema, ya que son menos sensibles al esfuerzo de muestreo (Chazdon et al., 2022). Esto puede llegar a representar una diferencia real entre el ensamblaje de especies ya que puede estar sesgado a la representación de especies pequeñas, crípticas, nocturnas, raras o extendidas (Ebeling & Hixon, 1991), lo que implicaría que, aunque no se registraron en este trabajo, no son especies que no estén presentes en el sitio y que probablemente su ausencia se deba que no se realizó un ciclo anual completo de muestreo.

En el análisis asintótico y empírico la cobertura de las especies al 98.2% el cual corresponde al punto donde se unen las especies registradas en ambas temporadas tras la extrapolación de los datos. Este valor indica que, al extrapolar, se alcanzó una alta proporción de la riqueza total esperada en ambas temporadas, permitiendo una comparación más precisa entre ellas. Este proceso permite estandarizar las unidades de muestreo, para tener un valor en igualdad de condiciones para que la estimación sea comparable y confiable para inferir diversidades verdaderas (Chazdon et al., 2022; Maya-Alvarado et al., 2023). En la temporada cálida, los valores obtenidos fueron $q=1$: 15.79% y $q=2$: 7.48, mientras que en la temporada fría fueron $q=1$: 12.94% y $q=2$: 8.92. Por lo que, los resultados muestran que, aunque la diversidad de especies comunes ($q=1$) fue mayor en la temporada cálida, la diversidad de especies dominantes ($q=2$) fue ligeramente mayor en la temporada fría. Estas diferencias sugieren que el ensamblaje de peces varía entre temporadas, con cambios en la abundancia relativa de especies, lo que refuerza la importancia de estandarizar la cobertura para obtener estimaciones confiables y comparables de la diversidad verdadera.

Debido a que las condiciones en los bosques de kelp (aguas frías, turbias y agitadas) dificultan la observación continua de peces, los censos de algunas especies pueden ser bajos durante todo el año. Por esta razón, el considerar a las especies abundantes o comunes para evaluar la diversidad se puede considerar de importancia, ya que son menos sensibles al esfuerzo de muestreo y pueden ser útiles como buenos indicadores de recuperación en situaciones de disturbios o perturbaciones (Lowe & Bray, 2006, Chazdon et al., 2022). Es por ello por lo que $q=1$ y $q=2$ presentaron valores arriba del 93% de representatividad (Tabla 2). Las diferencias que se presentan entre el esfuerzo de muestreo y las metodologías aplicadas explican la riqueza de especies por cada temporada. Por ejemplo, una metodología que se haya aplicado con mayor frecuencia o en mayor cantidad de unidades de muestreo tiende a tener un mayor registro de especies que aquellas que solo fueron ocasionales (Maya-Alvarado et al., 2023). Aunque las metodologías no se realizaron con el mismo esfuerzo en ambas temporadas, si favorecieron en el registro de especies. Por lo que esto se podría seguir evaluando al realizar un ciclo anual, aplicando el conjunto de todas las metodologías, para corroborar la propuesta de estabilidad en el ecosistema.

En este estudio, se obtuvo que la riqueza de especies en Punta Colonet fue similar a lo reportado previamente para esta región, por lo que se sugiere que el muestreo realizado se puede considerar adecuado. Por otro lado, no se observaron diferencias en la variación de la riqueza, abundancia y densidad entre las temporadas lo que indica que el ensamblaje de peces presenta una gran similitud en ambas temporadas. Por el contrario, sí se encontraron diferencias significativas entre las metodologías de muestreo, lo que refleja la selectividad de cada método abarcando una variedad de tallas y especies. Por otro lado, los índices ecológicos en Punta Colonet tampoco mostraron variación temporal. Esto sugiere que, aunque la diversidad de peces se mantiene relativamente estable entre las temporadas, existen variaciones relacionadas con las técnicas de muestreo. Con esto, se sugiere seguir evaluando al realizar un ciclo anual, aplicando el conjunto de todas las metodologías, para corroborar la propuesta de estabilidad en este ecosistema. Este estudio contribuye a una mejor comprensión de la dinámica en los ensamblajes de peces presentes en los ecosistemas marinos en Punta Colonet, y establece una base sólida para investigaciones en un futuro.

Capítulo 5. Conclusiones

El listado ictiológico en Punta Colonet documentado en el presente trabajo, se puede considerar de buena calidad ya que se registraron 43 especies pertenecientes a 23 familias y 36 géneros. Los estimadores no paramétricos sugieren que puede haber en promedio, aproximadamente 55 especies. Por lo tanto, se sugiere que trabajos futuros se realicen con una duración de al menos un ciclo anual.

El uso de diferentes metodologías favoreció el registro de especies de peces que habitan diferentes microhábitats, en donde la familia Embiotocidae (8 especies) fue la más abundante y recurrente. Además, se pudo constatar que la combinación de diferentes técnicas de muestreo extractivas (i.e. red agallera, chinchorro, clavo) y técnicas de muestreo no extractivas (i.e. videotransectos, censos errantes) permiten mejorar la calidad de los inventarios biológicos.

Se esperaba que la temporalidad tuviera un efecto en la composición del ensamblaje de peces. Sin embargo, los resultados no mostraron diferencias significativas en la riqueza, abundancia o densidad entre temporadas. Esto sugiere que el ensamblaje de peces de Punta Colonet es muy similar entre la temporada cálida y temporada fría, aunque con rotación de especies en términos de dominancia.

Los índices ecológicos (i.e. índice de diversidad de Shanon-Wiener, índice de dominancia de Simpson, índice de equidad de Pielou) en Punta Colonet mostraron una variación metodológica, esto fue debido a las especies objetivo de cada metodología de muestreo. Por lo tanto, se constató que las metodologías empleadas son sensibles a los diferentes ensamblajes de peces de Punta Colonet.

De acuerdo con el estimador de Chao 4.steps, las especies frecuentes, dominantes y recurrentes, estuvieron bien representadas. Para las especies de abundancia media se logró una representatividad mayor al 90%. En las especies de abundancia baja o especies raras se estimó que es necesario incrementar el esfuerzo de muestreo, ya que se registró entre el 75% y el 85%. El alto porcentaje de completitud y representatividad sugiere que el muestreo fue adecuado, aunque las metodologías no se implementaron con el mismo esfuerzo de muestreo en ambas temporadas. Aun así, se logró un registro considerable de especies; sin embargo, se sugiere un muestreo anual para captar una mayor diversidad, en especial las especies raras o de abundancia baja.

Literatura citada

- Adami, M. L., & Gordillo, S. (1999). Structure and dynamics of the biota associated with *Macrocystis pyrifera* (Phaeophyta) from the Beagle Channel, Tierra del Fuego. *Scientia Marina*, 63, 183–191. <https://doi.org/https://doi.org/10.3989/scimar.1999.63s1183>
- Adams, S. L., & Allen, L. G. (2021). Seasonal Distribution and Abundance of Tidepool Fishes at Six Locations within the Southern California Bight, 2004-2005. *Bulletin, Southern California Academy of Sciences*, 120(1), 1-25. <https://doi.org/10.3160/0038-3872-120.1.1>
- Albino-Martínez, O. (2022). *Composición y estructura del stock de peces comerciales sobre fondos rocosos alrededor de Isla San Martín, BC, México*. [Tesis de maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California]. Repositorio Institucional CICESE. <http://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1007/3772>
- Alevizon, W. S. (1975). Comparative Feeding Ecology of a Kelp-Bed Embiotocid (*Embiotoca lateralis*). 31(4). <https://www.jstor.org/stable/1443313?seq=1&cid=pdf->
- Almany, G. R. (2004). Does increased habitat complexity reduce predation and competition in coral reef fish assemblages? *Oikos*, 106, 275–284. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13193.x>
- Arafeh-Dalmau, N., Montaña-Moctezuma, G., Martínez, J. A., Beas-Luna, R., Schoeman, D. S., & Torres-Moye, G. (2019). Extreme Marine Heatwaves alter kelp forest community near its equatorward distribution limit. *Frontiers in Marine Science*, 6(499). <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00499>
- Beas-Luna, R., Micheli, F., Woodson, C. B., Carr, M., Malone, D., Torre, J., Boch, C., Caselle, J. E., Edwards, M., Freiwald, J., Hamilton, S. L., Hernandez, A., Konar, B., Kroeker, K. J., Lorda, J., Montaña-Moctezuma, G., & Torres-Moye, G. (2020). Geographic variation in responses of kelp forest communities of the California Current to recent climatic changes. *Global Change Biology*, 26(11), 6457–6473. <https://doi.org/10.1111/gcb.15273>
- Bernardi, G., Toy, J. A., Escalona, M., Marimuthu, M. P. A., Sahasrabudhe, R., Nguyen, O., Sacco, S., Beraut, E., Toffelmier, E., Miller, C., & Shaffer, H. B. (2022). Reference Genome of the Black Surfperch, *Embiotoca jacksoni* (Embiotocidae, Perciformes), a California Kelp Forest Fish That Lacks a Pelagic Larval Stage. *Journal of Heredity*, 113(6), 657–664. <https://doi.org/10.1093/jhered/esac034>
- Bodkin, J. L. (1988). Effects of kelp forest removal on associated fish assemblages in central California. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 117, 227–238. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-0981\(88\)90059-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-0981(88)90059-7)
- Bravo-Cortés, L. M. (2009). *Caracterización y descripción de los cantiles en Bahía Colonet, Baja California, México*. [Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California] Repositorio institucional UABC. <https://repositorioinstitucional.uabc.mx/server/api/core/bitstreams/6d2a5849-062f-4027-a59c-1f3980b9be36/content>
- Bravo, G., Kaminsky, J., Bagur, M., Alonso, C. P., Rodríguez, M., Fraysse, C., Lovrich, G., & Bigatti, G. (2023). Roving Diver Survey as a Rapid and Cost-Effective Methodology to Register Species Richness in Sub-Antarctic Kelp Forests. *Diversity*, 15(354). <https://doi.org/10.3390/d15030354>

- Caldwell, Z. R., Zgliczynski, B. J., Williams, G. J., & Sandin, S. A. (2016). Reef fish survey techniques: Assessing the potential for standardizing methodologies. *PLoS ONE*, *11*(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0153066>
- Carr, M. & Reed, D. (2016). SEVENTEEN. Shallow Rocky Reefs and Kelp Forests. In H. Mooney & E. Zavaleta (Ed.), *Ecosystems of California* (pp. 311-336). Berkeley: University of California Press. <https://doi.org/10.1525/9780520962170-021>
- Castaño-Díaz, F. (2012). *Caracterización de la pesca artesanal en el consejo comunitario de la plata, Bahía Málaga, Buenaventura, Pacífico Colombiano*. [Tesis de licenciatura. Pontificia Universidad Javeriana] Repositorio Institucional Javeriano. <https://core.ac.uk/download/pdf/71419894.pdf>
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* *84*(1). <http://purl.oclc.org/estimates>
- Chao, A., Kubota, Y., Zelený, D., Chiu, C. H., Li, C. F., Kusumoto, B., Yasuhara, M., Thorn, S., Wei, C. L., Costello, M. J., & Colwell, R. K. (2020). Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. *Ecological Research*, *35*(2), 292–314. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12102>
- Chao, A., Thorn, S., Chiu, C. H., Moyes, F., Hu, K. H., Chazdon, R. L., Wu, J., Magnago, L. F. S., Dornelas, M., Zelený, D., Colwell, R. K., & Magurran, A. E. (2023). Rarefaction and extrapolation with beta diversity under a framework of Hill numbers: The iNEXT.beta3D standardization. *Ecological Monographs*, *93*(4). <https://doi.org/10.1002/ecm.1588>
- Chazdon, R. L., Norden, N., Colwell, R. K., & Chao, A. (2022). Monitoring recovery of tree diversity during tropical forest restoration: Lessons from long-term trajectories of natural regeneration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *378*(1867). <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0069>
- Chiu, C. H., Jost, L., & Chao, A. (2014). Phylogenetic beta diversity, similarity, and differentiation measures based on Hill numbers. *Ecological Monographs*, *84*(1), 21–44. <https://doi.org/10.1890/12-0960.1>
- Chávez-Hidalgo, A. (2017). *Influencia de la complejidad del hábitat sobre la comunidad bentónica de Bahía Asunción B.C.S., México*. [Tesis de doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas] Repositorio Digital IPN <https://repositoriodigital.ipn.mx/jspui/handle/123456789/26377>
- Cruz-Jiménez, A. M. (2019). *Ensamblajes de peces en los bosques de kelp de *Macrocystis pyrifera* en el Canal Beagle, Tierra del Fuego: estructura comunitaria y variación espacio-temporal*. [Tesis de doctorado. Universidad Nacional de la Plata] Repositorio de la Universidad Nacional de la Plata. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/79453>
- Comisión Nacional De Acuicultura Y Pesca, D. la. (2022). *Anuario estadístico de acuicultura y pesca 2022*. https://nube.conapesca.gob.mx/sites/cona/dgppe/2022/ANUARIO_ESTADISTICO_DE_ACUACULTURA_Y_PESCA_2022.pdf
- DeMartini, E. E., & Roberts, D. A. (1990). Effects of giant kelp (*Macrocystis*) on the density and abundance of fishes in a cobble-bottom kelp forest. *Bulletin of Marine Science* *46*(2). <https://www.ingentaconnect.com/content/umrsmas/bullmar/1990/00000046/00000002/art00003> consultado el 27 de febrero del 2024

- Depczynski, M., & Bellwood, D. R. (2004). Microhabitat utilization patterns in cryptobenthic coral reef fish communities. *Marine Biology*, 145(3), 455–463. <https://doi.org/10.1007/s00227-004-1342-6>
- Deza, A. A., & Anderson, T. W. (2010). Habitat fragmentation, patch size, and the recruitment and abundance of kelp forest fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 416, 229–240. <https://doi.org/10.3354/meps08784>
- Eschmeyer's (2024). Eschmeyer's Catalog Of Fishes: Genera, Species, References. Consultado el 02 de febrero de 2024 <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>.
- Ebeling, A. W., & Hixon, M. A. (1991) Tropical and Temperate Reef Fishes: Comparison of Community Structures. In. P. F. Sale (Ed.), *The Ecology of Fishes on Coral Reefs* (pp. 509–563). <https://doi.org/10.1016/C2009-0-02443-X> Academic Press
- Efird, T. P., & Konar, B. (2014). Habitat characteristics can influence fish assemblages in high latitude kelp forests. *Environmental Biology of Fishes*, 97(11), 1253–1263. <https://doi.org/10.1007/s10641-013-0211-x>
- Eger, A. M., Marzinelli, E. M., Beas-Luna, R., Blain, C. O., Blamey, L. K., Byrnes, J. E. K., Carnell, P. E., Choi, C. G., Hessian-Lewis, M., Kim, K. Y., Kumagai, N. H., Lorda, J., Moore, P., Nakamura, Y., Pérez-Matus, A., Pontier, O., Smale, D., Steinberg, P. D., & Vergés, A. (2023). The value of ecosystem services in global marine kelp forests. *Nature Communications*, 14(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-023-37385-0>
- Forbes, H., Strain, E. M. A., Bennett, S., Ling, S. D., & Layton, C. (2024). Endangered giant kelp forests support similar fish and macroinvertebrate communities to sympatric stipitate kelp forests. *Biodiversity and Conservation*, 33(8–9), 2503–2525. <https://doi.org/10.1007/s10531-024-02867-0>
- Frías-Galeote, I. E. (2013). *Vulnerabilidad de la comunidad biótica asociada a los bosques de *Macrocystis Pyrifera* de la costa Pacífico de Baja California, México*. [Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Baja California] Repositorio Institucional UABC. <https://repositorioinstitucional.uabc.mx/entities/publication/cc42eed4-30ce-4287-bedb-7d403f575668>
- FishBase. (2024). Search FishBase. World Wide Web electronic publication. Consultado el 02 de febrero de 2024 www.fishbase.org
- Funes-Rodríguez, R., Zárate-Villafranco, A., Hinojosa-Medina, A., & Jiménez-Rosenberg, S. (2010). Abundancia y diversidad de larvas de peces durante El Niño y La Niña 1997-2000. In G. Gaxiola-Castro & R. Durazno (Eds.), *Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California (pp. 1997-2007)*. https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=Ji3FfrrZ1cYC&oi=fnd&pg=PA11&dq=Din%C3%A1mica+del+ecosistema+pel%C3%A1gico++frente+a+Baja+California,+1997%E2%80%932007&ots=g3EUleAFD&sig=BE3jlelZ9Ct-U2sFZYFwuXrIHnA&redir_esc=y#v=onepage&q=Din%C3%A1mica%20del%20ecosistema%20pel%C3%A1gico%20frente%20a%20Baja%20California%2C%201997%E2%80%932007&f=false
- Ganoza, C., Salazar, J., Alarcón, E., Castilla, G. & Chacón, F. (2003). Operaciones de pesca con chinchorro manual en Huacho. *IMARPE*. 41(4), 7-15. <https://hdl.handle.net/20.500.12958/2304>

- Phaeophyceae) recruitment near its southern limit in Baja California after mass disappearance during ENSO 1997–1998. *Journal of Phycology*, 35, 1106–1112. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.1999.3561106.x>
- Ladah, L. B., & Zertuche-González, J. A. (2022). Local adaptation of juvenile giant kelp, *Macrocystis pyrifera*, from their southern limit in the northern hemisphere explored using reciprocal transplantation. *European Journal of Phycology*, 57(3), 357–366. <https://doi.org/10.1080/09670262.2021.2007543>
- Lloris, Domingo., & Rucabado, J. A. (1991). *Ictiofauna del Canal Beagle (Tierra de Fuego): aspectos ecológicos y análisis biogeográfico*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Secretaría General Técnica. <http://hdl.handle.net/10261/198508>
- López-Quiroz, M., Loranca-Domínguez, Y., Zavala-Fajardo, A., Gómez-Camacho, J., Farias-Nuñez, O., López-Trujillo, J., Reyna-López, H., & Lunagomez-Cruz, D. (2023). *A N U A L Coordinación General del Servicio Meteorológico Nacional Gerencia de Meteorología y Climatología Subgerencia de Climatología y Servicios Climáticos*. www.conagua.gob.mx
- Lowe, C., & Bray, R. (2006). Chapter 20. Movement and Activity Patterns. In L. Allen & M. Horn (Ed.), *The Ecology of Marine Fishes: California and Adjacent Waters* (pp. 227-252). Berkeley: University of California Press. <https://doi.org/10.1525/9780520932470-011>
- Madrigal-Sánchez, A. (2009). *Levantamiento batimétrico, análisis estadístico y patrón de refracción del oleaje en Punta Colonet, B.C., México abril 2007 – abril 2008*. [Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California] Repositorio Institucional UABC. <https://repositorioinstitucional.uabc.mx/server/api/core/bitstreams/9ef61fac-984b-486e-a805-862360c8e0ec/content>
- Martínez-Arévalo, J. V. (2022). El cálculo de diversidad biológica. Parte I: Diversidad biológica alfa. *Tikalía* 41(1) 48-62 https://www.researchgate.net/publication/372854379_El_calculo_de_diversidad_biolologica_Parte_I_Diversidad_biolologica_alfa?enrichId=rgreq-fd7b5b3b24a1004d4798f3d0762e6c08-XXX&enrichSource=Y292ZXJQYWdlOzM3Mjg1NDM3OTtBUzoxMTQzMTI4MTE3ODYzNzAwM0AxNjkwOTk2NTQwNTUx&el=1_x_2&esc=publicationCoverPdf
- Magurran AE (1988) *Ecological diversity and its measurement*. Springer, Dordrecht. <https://books.google.com.mx/books?id=X7b7CAAQBAJ&lpq=PP7&ots=daqbRqFpEi&dq=Ecological%20diversity%20and%20its%20%20measurement&lr&hl=es&pg=PP7#v=onepage&q=Ecological%20diversity%20and%20its%20%20measurement&f=false>
- Maya-Alvarado, B., Granja-Fernández, R., López-Pérez, A., & Rodríguez-Zaragoza, F. A. (2023). Diversity patterns of echinoids (Echinodermata: Echinoidea) in shallow waters of the Mexican Pacific. *Regional Studies in Marine Science*, 68. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103246>
- Medellín-Ortiz, A., Montaña-Moctezuma, G., Álvarez-Flores, C., Santamaría-del-Ángel, E., García-Nava, H., Beas-Luna, R., & Cavanaugh, K. (2022). Understanding the impact of environmental variability and fisheries on the red sea urchin population in Baja California. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.987242>
- Moreno, C., Barragán, F., Pineda, E., & Pavón, N. (2011). Reanalizando la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. <https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1870->

[34532011000400019&script=sci_arttext](https://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1007/737)

- Moreno Mendoza, R. J. (2016). *Estructura comunitaria de los peces asociados a bosques de macroalgas en Campo Kennedy, Ensenada, Baja California, México*. [Tesis de maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada, México] Repositorio Institucional CICESE. <http://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1007/737>
- 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., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., Caceres, M. D., Durand, S., ... Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package (2.6-4)* [Software]. <https://github.com/vegandevs/vegan>
- Peng, Q., Xie, S.-P., Passalacqua, G. A., Miyamoto, A., & Deser, C. (2024). The 2023 extreme coastal El Niño: Atmospheric and air-sea coupling mechanisms. In *Sci. Adv.* *10*. <https://www.science.org>
- Perez-Matus, A., & Shima, J. S. (2010). Density- and trait-mediated effects of fish predators on amphipod grazers: Potential indirect benefits for the giant kelp *Macrocystis pyrifera*. *Marine Ecology Progress Series*, *417*, 151–158. <https://doi.org/10.3354/meps08820>
- Pita, P., Fernández-Márquez, D., & Freire, J. (2018). Spatiotemporal variation in the structure of reef fish and macroalgal assemblages in a north-east Atlantic kelp forest ecosystem: Implications for the management of temperate rocky reefs. *Marine and Freshwater Research*, *69*(4), 525–541. <https://doi.org/10.1071/MF17193>
- Pineda López, R. (2019). Estimadores de la riqueza de especies. In C. Moreno (Ed.), *La biodiversidad en un mundo cambiante* (pp. 159–174). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Pondella II, D. J., Gintert, B. E., Cobb, J. R., & Allen, L. G. (2005). Biogeography of the nearshore rocky-reef fishes at the southern and Baja California islands. *Journal of Biogeography*, *32*, 187–201. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2004.01180.x>
- Ramírez Valdez, J. A. (2009). *Ecología y biogeografía de las comunidades de peces del intermareal rocoso en la costa occidental de la Península de Baja California, México*. [Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Baja California] Repositorio Institucional UABC. <https://hdl.handle.net/20.500.12930/8145>
- Ramírez-Valdez, A., Ruiz-Campos, G., Salazar-Araujo, P. & Palacios-Salgado, D.S. (2019) Los peces intermareales: vivir en la transición entre la tierra y el mar. *Biodiversitas*. *1*(147) 13-18. [10.6084/m9.figshare.20362404.v1](https://doi.org/10.6084/m9.figshare.20362404.v1)
- Robertson, D R., Allen, Gerald R., Peña E., & Estape A. (2024). Peces Costeros del Pacífico Oriental Tropical: sistema de Información en línea. Versión 3.0 Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá. [Shorfishes - Homepage \(si.edu\)](https://shorfishes.si.edu)
- Rodríguez-Quintal, J. G. (2012). Caracterización de los peces criptobentónicos arrecifales del Parque Nacional San Esteban, Venezuela. *Interciencia*, *37*, 93–98. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33922717003>
- Rosales-Casián, J. A. (1997). *Estructura de la comunidad, integridad biótica y el uso por peces de los ambientes de la zona costera-laguna del Pacífico norte de Baja California*. [Tesis de doctorado. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Ensenada, México]

Repositorio Institucional CICESE. <http://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1007/1449>

- Salas, E., Sánchez-Godínez, C., & Montero-Cordero, A. (2015). Peces marinos de la Reserva Biológica Isla del Caño: Estructura de las comunidades de peces de arrecife y lista taxonómica actualizada de los peces costeros. *Rev. Biol. Trop.* 63(1) 97-116. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v63i1.23098>
- Schmitt, E. F., Sluka, R. D., & Sullivan-Sealey, K. M. (2002). Evaluating the use of roving diver and transect surveys to assess the coral reef fish assemblage off southeastern Hispaniola. *Coral Reefs*, 21(2), 216–223. <https://doi.org/10.1007/s00338-002-0216-y>
- Sgarlatta, M. P., Ramírez-Valdez, A., Ladah, L. B., & Calderón-Aguilera, L. E. (2022). Fish functional diversity is modulated by small-scale habitat complexity in a temperate ecosystem. *Hydrobiologia*, 850(4), 747–759. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05061-x>
- Shelamoff, V., Layton, C., Tatsumi, M., Cameron, M. J., Wright J, J. T., Edgar, G. J., & Johnson, C. R. (2020). High kelp density attracts fishes except for recruiting cryptobenthic species. *Marine Environmental Research*, 161. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105127>
- Srednick, G. S., & Steele, M. A. (2022). Macroalgal physical structure predicts variation in some attributes of temperate fish assemblages better than macroalgal species composition. *Marine Biology*, 169(11). <https://doi.org/10.1007/s00227-022-04135-7>
- Steneck, R. S., Graham, M. H., Bourque, B. J., Corbett, D., Erlandson, J. M., Estes, J. A., & Tegner, M. J. (2002). Kelp forest ecosystems: Biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation*. 29(4) 436–459. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000322>
- Stephens, J., Larson, R. & Pondella, D. (2006). CHAPTER 9. Rocky Reefs and Kelp Beds. In L. Allen & M. Horn (Ed.), *The Ecology of Marine Fishes: California and Adjacent Waters* (pp. 227-252). Berkeley: University of California Press. <https://doi.org/10.1525/9780520932470-011>
- Tolimieri, N., Shelton, A. O., Samhouri, J. F., Harvey, C. J., Feist, B. E., Williams, G. D., Andrews, K. S., Frick, K. E., Lonhart, S., Sullaway, G., Liu, O., Berry, H. D., & Waddell, J. (2023). Changes in kelp forest communities off Washington, USA, during and after the 2014-2016 marine heatwave and sea star wasting syndrome. *Marine Ecology Progress Series*, 703, 47–66. <https://doi.org/10.3354/meps14220>
- Torres-Moye, G., & Acosta-Ruíz, M. J. (1986). Some chemical properties indicating coastal upwelling events and subsurface countercurrent in an area near Punta Colonet, Baja California. *Ciencias Marinas*, 12(3), 10–25. <https://doi.org/10.7773/cm.v12i3.520>
- Torres-Moye, G., Edwards, M. S., & Montaña-Moctezuma, C. G. (2013). Estructura de la comunidad bentónica en los bosques de macroalgas de la cuenca del Sur de California. *Ciencias Marinas*, 39(3), 239–252. <https://doi.org/10.7773/cm.v39i3.2250>
- Thiriet, P. D., di Franco, A., Cheminée, A., Guidetti, P., Bianchimani, O., Basthard-Bogain, S., Cottalorda, J. M., Arceo, H., Moranta, J., Lejeune, P., Francour, P., & Mangialajo, L. (2016). Abundance and diversity of crypto- and necto-benthiccoastal fish are higher in marine forests than in structurally less complex macroalgal assemblages. *PLoS ONE*, 11(10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0164121>
- Urquijo-Pla, N. (2011). *Transporte litoral en Bahía Colonet, Ensenada, B. C., México*. [Tesis de licenciatura.

Universidad Autónoma de Baja California] Repositorio Institucional UABC
<https://repositorioinstitucional.uabc.mx/entities/publication/d866e9a3-ba4c-4bb5-8282-a5ef2d08a1d3>

Velasco-Hernández, A., Beas-Luna, R., Villaseñor-Derbez, J. C., Domínguez-Guerrero, I., Precoma de la Mora, M., & Gómez-Gómez, A. (2018). Los bosques sumergidos de México. *Biodiversitas*, 137, 1–6. https://villasenor-derbez.com/files/publications/bosques_sumergidos.pdf

Wickham H (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4, <https://ggplot2.tidyverse.org>.

WoRMS Editorial Board (2024). World Register of Marine Species. Available from Accessed 2024-08-11 [WoRMS - World Register of Marine Species](https://www.marinespecies.org/WorldRegister)

Zaytsev, O., Cervantes-Duarte, R., Montante, O., & Gallegos-Garcia, A. (2003). Coastal Upwelling Activity on the Pacific Shelf of the Baja California Peninsula. *Journal of Oceanography*. 59. 489-502. <https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1025544700632>

Zuercher, R., & Galloway, A. W. E. (2019). Coastal marine ecosystem connectivity: pelagic ocean to kelp forest subsidies. *Ecosphere* 10(2). Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2602>

Anexos

Anexo A Catálogo de imágenes de algunos peces registrados en Punta Colonet, siguiendo el orden taxonómico de la Tabla 1.

Tabla 3 Simbología de referencia en el catálogo de peces, para los colores y símbolos asignados a las temporadas y metodologías.

Temporada	Metodología
☀️ Cálida	● Arribo de pescadores
❄️ Fría	● Censo errante
	● Chinchorro
	● Clavo buceo
	● Clavo intermareal
	● Red agallera
	● Videotransecto



Figura 14 Catálogo de peces colectados en Punta Colonet.

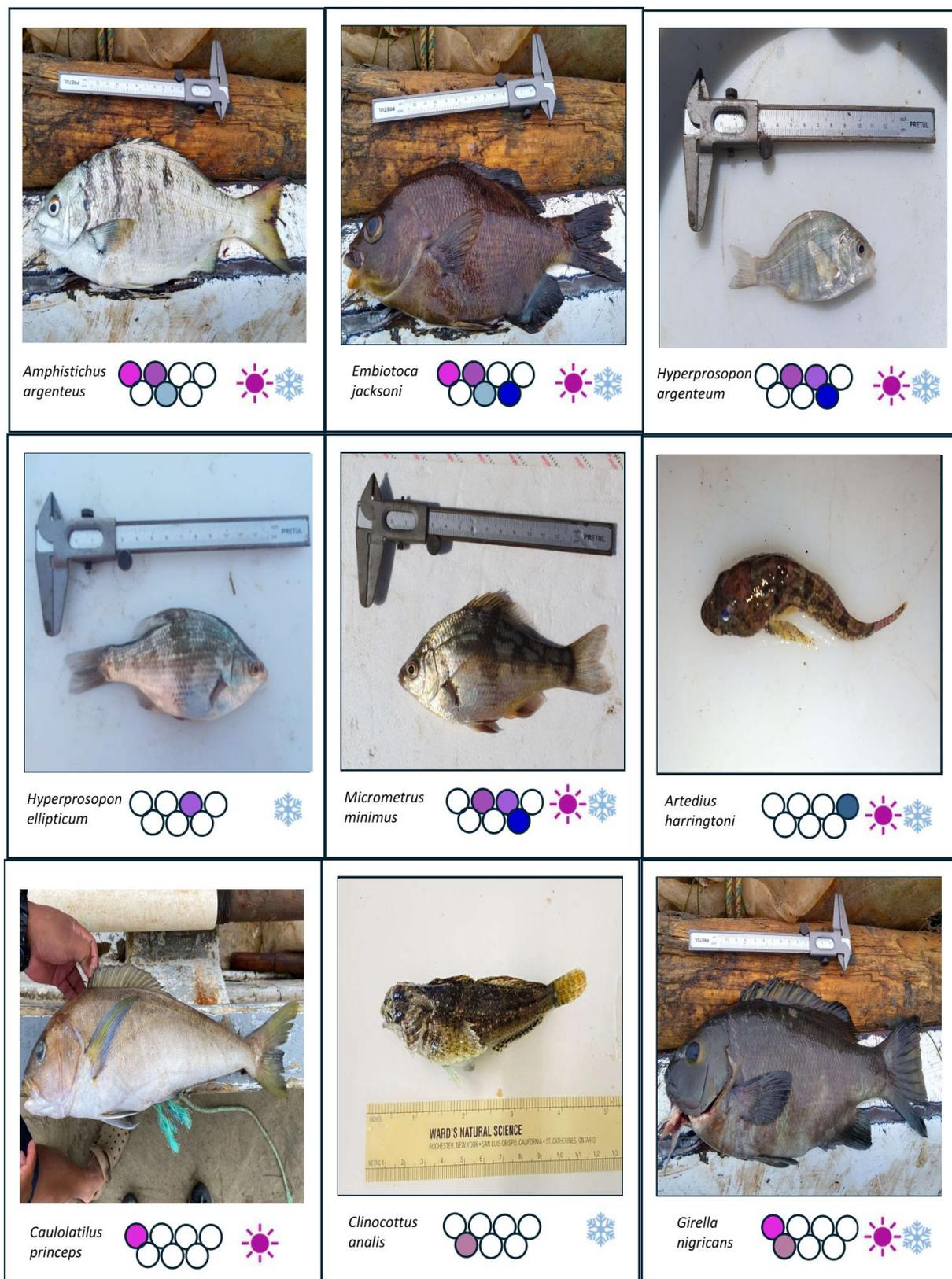


Figura 15 Continuación del catálogo de peces de Punta Colonet.



Figura 16 Continuación del catálogo de peces de Punta Colonet.