M
AR662 v
2024

UNIVERSIDAD DE VALPARAÍSO

FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR Y DE RECURSOS NATURALES

ESCUELA DE BIOLOGÍA MARINA

Variación temporal y espacial de la comunidad de peces de arrecife rocosos templados de la Bahía de Valparaíso, utilizando videos subacuáticos remotos con cebo

TESIS

UNIVERSIDAD DE VALPARAISO
BIBLIOTECAS Y RECURSOS PARA EL APRENDIZAJE
Ca. DEL MAR
DIBRA

Estefhania Carolina Aranda Zavala

2024

COMISIÓN DE TÍTULO

Dr. Mauricio Fabián Landaeta
Director
Universidad de Valparaíso

Dr. Francisco Javier Concha Toro
Miembro de la Comisión
Universidad de Valparaíso

MSc. Mathias Hüne
Miembro de la Comisión
Fundación Rewilding Chile

TABLA DE CONTENIDOS

LISTA DE FIGURAS 4

LISTA DE TABLAS 6

AGRADECIMIENTOS 7

RESUMEN 9

INTRODUCCIÓN 11

OBJETIVOS 17

Objetivo específico 17

Objetivo general 17

MATERIALES Y MÉTODOS 18

Sitio de estudio 18

Trabajo de terreno. 20

Diseño de muestreo 23

Análisis de datos 25

RESULTADOS 28

Comunidad de peces de arrecifes rocosos templados 28

Variabilidad temporal y espacial de la comunidad íctica de arrecifes rocosos templados ..35

Interacciones bióticas 41

DISCUSIÓN 43

CONCLUSIONES 48

LITERATURA CITADA 49

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Área de muestreo en la Bahía de Valparaíso, Chile. Estructura verde pertenece a la Facultad de Ciencias del Mar y de Recursos Naturales 19

Figura 2. Hábitats muestreados durante el estudio con las estructuras BRUVs. Las imágenes a la izquierda representan las cámaras en los hábitats de fondos rocosos (FR), mientras que las imágenes a la derecha representan los hábitats de bosques de algas (BLT). 21

Figura 3. Izquierda: Estructuras BRUVs. Derecha: BRUV posicionada en uno de los puntos de muestreo 22

Figura 4. Distribución de las estructuras BRUVs en ambas zonas de la localidad de Montemar. A la izquierda se observan las ubicaciones en la playa norte y a la derecha se presentan las ubicaciones en la playa sur. Las flechas naranjas representan la ubicación de las BRUVs 23

Figura 5. Gráfico de torta, representa la dominancia de las especies de peces observadas durante toda la campaña de muestreo 28

Figura 6. Frecuencia de ocurrencia de las especies de peces costeros de bahía de Valparaíso, Chile central 29

Figura 7. Curva de acumulación de especies de toda la campaña de muestreo, basada en la matriz de datos de Nmax. En el eje x se presentan 35 muestreos con 50 minutos de grabación. La curva azul corresponde a las especies observadas y las sombras gris a sus límites de confianza (95%) 30

Figura 8. a) Cardumen de la sardina común Strangomera bentincki durante otoño en bosque de algas de Lessonia trabeculata (BLT). b) borrachilla Scartichthys viridis en fondos rocosos (FR).....33

Figura 9. Gráfico del nMDS bidireccional de Nmax de los peces del arrecife rocoso templado muestreados durante invierno (I), primavera (P) y otoño (O) 36

Figura 10. Gráfico del nMDS bidireccional de Nmax de los peces del arrecife rocoso templado muestreados en hábitat de bosque de L. trabeculata (BLT) y en fondos rocosos (FR).....39

LISTA DE TABLAS

Tabla 1.Total de videos por año, estacionalidad y hábitats durante todo el transcurso del estudio 24

Tabla 2. Especies de peces registradas durante invierno, primavera y otoño con su valor de Nmax, y la respectiva mediana (y sus cuartiles 25% y 75%) 32

Tabla 3. Especies de peces registradas durante los bosques de algas (BLT) y los fondos rocosos (FR) con su valor de Nmax, y la respectiva mediana (y sus cuartiles 25% y 75%) a lo largo del estudio 34

Tabla 4. Análisis de varianza multivariado con permutaciones (PERMANOVA) anidado. Valor en color rojo indica que $p<0,05$ 37

Tabla 5. Análisis de porcentajes de similitud (SIMPER), que indica las especies que presentaron las disimilitudes (Contrib%) en la composición y Nmax promedio de la comunidad de peces de arrecifes rocosos templados entre los hábitat de bosque de alga (BLT) y fondos rocosos (FR). DP: Disimilitud porcentual 40

Tabla 6. Fuerza de interacción de especies por estación del año y tipo de interacción 42

AGRADECIMIENTOS

A mis padres Luis y Doris gracias por entregarme las herramientas y valores necesarios para formarme como persona y profesional, gracias por su amor y apoyo incondicional.

A mis perritos Beto y Sam, que me acompañaron en los días y noches de estudio durante todos estos años, formando parte fundamental para mi salud mental.

A mi sobrino Agustín, la luz de mis ojos por entregarme amor y tus miles de preguntas sobre el océano. A mis hermanas, primo/as, tias/os y sobre todo a mis abuelos, por crear una familia tan unida y hermosa que me apoyo en este camino.

A Nata, Cam, Nachi, Marjo, y Arnau gracias por contenerme, motivarme y siempre darme una palabra de aliento en los momentos de crisis.

Al profe Mauricio por darme la oportunidad de realizar este bonito proyecto, por apoyarme y ser tan comprensivo siempre, por tener la gran capacidad de enseñar y compartir sus conocimientos y sobre todo por alentarme a avanzar en mi formación como profesional.

Al profe Pancho, por brindar parte de su tiempo en enseñarme y guiarme en la realización de esta tesis. Gracias por acogerme en el Chondrolab y permitirme formar parte de las actividades del laboratorio, lo que me acerco de manera invaluable a la ciencia y a los tiburones. Valoro especialmente el ambiente de calidez y las mil sonrisas compartidas, que hicieron más grato cada momento de trabajo.

A la profesora Ana, por su dedicación al revisar mi documento de tesis y presentación, así mismo por sus sugerencias. Gracias por sus consejos y palabras de aliento especialmente

en aquellos momentos en que los nervios me superaban. Gracias por su apoyo y generosidad a lo largo de este proceso.

A mis amigos y compañeros Pao, Thomi, Oti, Anto, Vale, Benja, Panchi, Gabi, Frances, Lucho y Andrés por su empatía y compañerismo durante este largo camino. Su apoyo en cada uno de los muestreos hizo que esta experiencia fuera más enriquecedora y llevadera.

A mi psicóloga Juani, por brindarme claridad y apoyo durante este proceso tan desafiante. Su guía y las herramientas que me proporcionó fueron fundamentales para cuidar de mi salud mental y culminar exitosamente este trabajo. Gracias infinitas, Juani, porque sin usted, esta tesis no habría llegado a su fin.

Quiero expresar mi sincero agradecimiento a la tía Mayi, a Fabián, a Sergio y a Jeanette por el apoyo y las palabras de aliento que me dieron a lo largo de este proceso. En particular a Fabian, le agradezco por estar siempre dispuesto a ofrecerme su ayuda cada vez que lo necesite.

Finalmente, al proyecto RED21992 (MINEDUC) por otorgar el financiamiento para el desarrollo de esta tesis.

RESUMEN

En la zona costera de Bahía Valparaíso, Chile central, desde la década del 90' que no se han registrado estudios publicados referentes a la diversidad y composición de la ictiofauna. Se llevó a cabo un experimento utilizando métodos no destructivos, con la finalidad de determinar la variación temporal (estaciones del año) y espacial (microhábitats) e identificar las interacciones existentes en la comunidad íctica de arrecifes rocosos templados utilizando videos submarinos remotos con cebo (BRUV, por su sigla en inglés) en zonas someras (<5 m profundidad). En el transcurso de los años 2022, 2023 y 2024 se efectuaron muestreos durante invierno, primavera y otoño en 2 microhábitat distintos: a) Bosques de algas Lessonia trabeculata (BLT), y b) Fondos rocosos (FR). Se observó un total de 13 especies, destacando durante todas las estaciones el Trombollito de tres aletas Helcogrammoides spp. y la Borrachilla Scartichthys viridis. Se registró el mayor número de especies durante otoño (12), mientras que invierno (9) y primavera (9) obtuvieron el menor número de especies. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en los índices de diversidad alfa y la abundancia del ensamble de peces entre las estaciones del año y los microhábitats. La variación temporal no ejerció una influencia significativa en la composición general de la comunidad de peces litorales del sector, pero sí lo hizo la variación espacial, en donde las especies que tuvieron la mayor contribución fueron la Borrachilla Scartichthys viridis, Trombollitos de tres aletas Helcogrammoides spp., Jerguilla Aplodactylus punctatus y Cachudito Hypsoblennius sordidus. Las interacciones agonísticas presentaron una mayor frecuencia de ocurrencia que las interacciones positivas, generadas principalmente por especies territoriales como Scartichthys viridis y Helcogrammoides spp. Sin embargo, las interacciones no tuvieron diferencias significativas en la asociación entre las variables

(hábitats y estaciones del año). Se concluye que el área muestreada presenta una estabilidad en el transcurso del tiempo en la diversidad de peces de arrecifes rocosos templados somero

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes rocosos son ecosistemas marinos que albergan una gran diversidad de especies y permiten interacciones interespecíficas e intraespecíficas (Villegas-Sánchez 2004). Son altamente dinámicos y productivos, contando con diferentes tipos de hábitat que ofrecen varios nichos ecológicos, los cuales abarcan todas las condiciones ambientales y recursos disponibles en los que un organismo puede vivir y reproducirse (Jones 1988, Smith & Smith 2007, Templado et al. 2009, Bevilacqua et al. 2021). Así mismo, se caracterizan por la liberación de energía producto del oleaje y cambios en la marea que a su vez afectan la distribución de los organismos que habitan esta zona (Palacios-Martínez 2015).

Las comunidades de peces litorales son parte de los organismos que habitan en los ecosistemas de arrecifes rocosos. Se encuentran asociados al submareal somero en sectores rocosos (The Nature Conservancy 2020), donde también se pueden observar fondos blandos de arenas intermedias. Los peces juegan un rol importante en los ecosistemas acuáticos ya que pueden ser indicadores de patrones de biodiversidad (Puertas 2021). Estos patrones son relevantes dado que entregan información esencial de la salud ecológica de los ecosistemas. Uno de los roles ecológicos principales de los peces es controlar la estructura específica y numérica de otros consumidores en distintos niveles tróficos, por medio de la competencia y depredación. Además, transportan y contribuyen con el flujo energético entre los hábitats de los ecosistemas (Medina et al. 2004). Este flujo energético se lleva a cabo gracias a que los peces tienen migraciones desde el inicio de sus ciclos vitales en distintos niveles. Las larvas se dispersan, consumiendo plancton y organismos microscópicos conectando las tramas tróficas con los niveles más bajos al depredar sobre el fitoplancton y

el zooplancton y con los niveles superiores al ser presas de distintas especies, desde peces más grandes hasta mamíferos marinos (Perry *et al.* 2018). No obstante, su distribución, abundancia, diversidad y riqueza, se ven influenciados por otros factores adicionales, de naturaleza abiótica y biótica (Lluch *et al.* 2009, Aguilar-Chacón 2015).

Se ha demostrado que variables abióticas ambientales tales como temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, nivel del mar, y heterogeneidad espacial, entre otros (Spach *et al.* 2004, Lluch-Cota *et al.* 2008, Carminatto *et al.* 2020, Eisele *et al.* 2020, Cheal *et al.* 2021, Harvey *et al.* 2021), son factores importantes que inciden en la comunidad íctica, generando cambios estacionales en distintos ambientes costeros, tanto en su composición, distribución o diversidad (Aguilar-Chacón 2005). Asimismo, se ha reportado previamente que la estructura del hábitat es una de las variables que presenta efectos relevantes en la distribución espacial de las poblaciones de peces tanto en arrecifes de coral tropicales como en arrecifes rocosos templados (Choat & Ayling 1987, Carr 1991, Anderson & Millar 2004, Gratwicke & Speight 2005, Carminatto *et al.* 2020). Los componentes estructurales físicos que presentan los hábitat, tales como la densidad en las algas marinas, los pastos marinos o los sustratos rocosos, influyen en la abundancia y diversidad de los peces (Jones 1984, Anderson & Millar 2004, Griffiths *et al.* 2006, Jáquez 2023). Debido a que, el aumento de la complejidad del hábitat proporciona un mayor número de ejes de recursos potenciales, como por ejemplo, un mayor número de refugios, alimentación, zonas de cría y reclutamiento, camuflaje, entre otras (Gratwicke & Speight 2005, Carminatto *et al.* 2020).

Recientemente, Jáquez (2023) investigó la influencia de la complejidad del hábitat sobre la composición y estructuración de especies de peces criptobentónicos en arrecifes someros, estos peces son de tamaño pequeño o mediano, visualmente crípticos y viven cerca o dentro

del fondo marino (Goatley & Brandl 2007, Polanco-Pérez *et al.* 2021). Revelando una relación positiva y significativa entre la complejidad del hábitat y las variables biológicas de abundancia y biomasa en estos peces.

Los factores bióticos, tales como la disponibilidad de alimento, la reproducción o las interacciones ecológicas desempeñan una función significativa en la delimitación de nichos ecológicos como también en la disponibilidad de recursos utilizados por otros organismos (Fernández-Cisternas *et al.* 2021). Del mismo modo, brinda un resumen, en gran parte, del comportamiento de las especies de una comunidad, por lo que entregan herramientas útiles para comprender los procesos ecológicos y evolutivos de los peces (Quimbayo *et al.* 2018a, Fontoura *et al.* 2020, Nunes *et al.* 2020). Estas interacciones se dividen en dos grandes grupos, las tróficas y no tróficas. Las interacciones tróficas involucran la transferencia de energía a través de la alimentación, y han sido objeto de estudio en la ecología durante décadas (Thiel *et al.* 2007, Fernández-Cisternas *et al.* 2021). Sin embargo, se ha demostrado que las interacciones ecológicas entre individuos que conviven en un mismo lugar, no solo implican la alimentación, sino que también otros comportamientos como la modificación del hábitat, la mejora del estrés, la competencia de interferencias, entre otras (Smith & Smith 2007, Kéfi *et al.* 2015, Fernández-Cisternas *et al.* 2021). Las interacciones no tróficas en la zona intermareal rocosa de la costa central de Chile son más del doble de abundantes que las interacciones tróficas, sugiriendo que las primeras desempeñan roles fundamentales para la estructura de la comunidad y de igual forma para el funcionamiento del ecosistema (Kéfi *et al.* 2015).

Estas interacciones sociales que involucran agresión o cooperación, pueden suceder entre individuos de la misma especie (intraespecífico) o entre individuos de diferentes

especies (interespecífico), clasificándose en dos tipos: agonísticas y positivas. La primera, se relaciona con conductas agresivas y que generalmente resultan de la competencia por recursos valiosos como el territorio, lugares de refugio o descanso, compañeros y áreas de apareamiento, área de crianzas o zonas de alimentación (Helfman *et al.* 2009, Fernández-Cisternas *et al.* 2021). Esta se subdivide en las que son exclusivamente territoriales, como espantar, la cual se refiere a la acción que realiza el emisor al momento de ahuyentar al receptor, sin desplazarse más de dos veces la longitud de él mismo, provocando que el receptor aumente su velocidad de nado. El emisor no continua con el desplazamiento luego de que el receptor haya reaccionado.

Luego, se encuentran las que no necesariamente están relacionadas con la defensa o demarcación de un área específica, como la persecución, el combate y el desplazamiento. En la primera, un pez persigue de cerca a otro a una velocidad mayor de lo normal, una vez que el receptor haya reaccionado el emisor continúa desplazándose, puede ser intra o interespecífica (Layton & Fulton 2014). El segundo, se produce con el enfrentamiento entre dos individuos donde no hay persecución. Aquí se observa una exhibición lateral donde nadan en el mismo lugar con las aletas extendidas de forma desafiante o con mordidas (Helfman *et al.* 2009). Finalmente, un individuo desplaza a otro ocupando su lugar; aquí no ocurre persecución entre ambos, y puede ser intra o interespecífica (Brown & Brown 1993). Por el contrario, están las interacciones positivas definidas como no consumidoras y que ocurren entre dos o más individuos, afectando positivamente al menos a uno de los dos involucrados (Bertness & Callaway 1994). Dentro de estas se observan el seguidor-nuclear y la limpieza simbiótica. Para la primera interacción, una o más especies "seguidoras" siguen a una especie "nuclear" diferente, comúnmente más grande accediendo a los recursos

generados a partir de la búsqueda de alimento del primero (Sabino *et al.* 2017). Mientras que en la segunda, hay una interacción simbiótica, en la cual una especie elimina e ingiere ectoparásitos, mucosidad, tejido o partículas no deseadas de un animal "cliente" (Quimbayo *et al.* 2018a).

En cuanto a las técnicas para el estudio y monitoreo del conjunto de peces, normalmente se utilizan técnicas extractivas como la pesca, la cual tiene la gran desventaja de que genera un impacto sobre la biodiversidad del ecosistema (Mallet & Pelletier 2014). Sin embargo, existen metodologías menos invasivas como el censo visual submarino (UVC, por sus siglas en inglés), con una larga historia de aplicación en el estudio del conjunto de peces, pero existen problemas asociados a esta técnica. Entre ellas están la capacidad del buzo para identificar y contar con precisión a los individuos, y de igual manera las respuesta de los peces a los buzos, ya que el comportamiento de muchas especies de peces cambia en presencia de ellos, por lo tanto estos sesgos pueden generar subestimaciones en la abundancia de especies con comportamientos crípticos (Colton & Swearer 2010). No obstante, existen metodologías menos intrusivas basadas en videos submarinos como: el vídeo estéreo remolcado lento (STV), vehículo operado remotamente (ROV), video subacuático remoto (RUV) o vídeo subacuático remoto utilizando cebo (BRUV) (Jessop *et al.* 2022). Los videos subacuáticos remotos y remotos con cebo, han sido recomendados por distintos estudios referentes a la ecología marina, ya que no son destructivos y se pueden utilizar en una variedad de profundidades y hábitats (Capo *et al.* 2003, 2004, Langlois *et al.* 2006, Riquelme-Pérez *et al.* 2019, Gres *et al.* 2021, Harvey *et al.* 2021). Cabe señalar que, al ser menos intrusivos, se disminuye el sesgo generado por la presencia del buzo, de igual manera se generan recuentos más altos de la comunidad íctica al tener un registro permanente

obteniendo una mayor potencia estadística (Zarco-Perello & Enríquez 2019, Piggott *et al.* 2020). Al utilizar el cebo se aumenta el número de especies depredadoras, pero aun así el cebo no compromete los recuentos de los peces herbívoros u omnívoros (Schramm *et al.* 2020).

En la bahía de Valparaíso, Chile central, se han registrado especies de peces de arrecifes rocosos como los Bauncos (*Girella laevifrons*), Borrachilla (*Scartichthys viridis*), Jerguilla (*Aplodactylus punctatus*) o especies criptobentónicas más pequeñas como los Trombollitos de tres aletas (*Helcogrammoides chilensis* y *Helcogrammoides cunninghami*), entre otros (Stepien 1990, Pérez-Matus & Cea 2021). Al noreste de la bahía se encuentra la localidad de Montemar, en la cual se ha publicado sólo un estudio referente a la diversidad de la ictiofauna del sector (Stepien 1990), en donde se mencionan las especies de peces registrando una alta abundancia de *Helcogrammoides cunninghami*, *Myxodes viridis* y *Scartichthys viridis* utilizando sulfato de quinaldina como técnica de muestreo. Sin embargo, hasta la fecha no se ha evaluado si estas abundancias se mantienen o han variado durante los últimos años a causa de la influencia de factores abióticos y bióticos antes mencionados.

A raíz de lo anterior, surgieron las preguntas sobre cómo varía estacionalmente la abundancia y diversidad de peces de arrecifes rocosos templados de la Bahía de Valparaíso en función de la estructura del hábitat, y qué tipos de interacciones intra e interespecíficas existen en la ictiofauna del lugar

OBJETIVOS

Objetivo general:

Determinar la variabilidad temporal (invierno, primavera y otoño) y espacial (tipo de hábitat) de la comunidad de peces de arrecifes rocosos templados de la Bahía de Valparaíso e identificar las interacciones bióticas, utilizando videos subacuáticos remotos con cebo (BRUV).

Objetivo específico:

1) Comparar la abundancia, riqueza y diversidad de la comunidad de peces de arrecifes rocosos templados de la bahía de Valparaíso, Chile central, en invierno, primavera y otoño.
2) Comparar la abundancia, riqueza y diversidad de la ictiofauna de aguas someras de bahía de Valparaíso, Chile central, en función de la estructura del hábitat (rocoso y bosque de algas).
3) Identificar las interacciones bióticas presentes en las grabaciones subacuáticas y su variabilidad espacio-temporal en la zona de estudio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

Este estudio se realizó en la localidad de Montemar, ubicada en la zona norte (32°57'S; 71°33'W) de la bahía de Valparaíso, Región de Valparaíso, Chile central (Fig. 1). Aunque es un área relativamente pequeña, presenta hábitats con características bien definidas, donde se observa mayoritariamente ambiente rocoso intermareal y submareal. Sin embargo, hay excepciones donde se pueden encontrar sectores de arena y bosques de algas. Esta área se caracteriza por tener fuertes corrientes (Polanco-Pérez *et al.* 2021). Con respecto al oleaje, se aprecian constantemente olas de 2 a 3 m de altura. Como consecuencia, se pueden ver cambios estacionales en la playa debido al traslado del material arenoso (Alveal 1970, 1971).

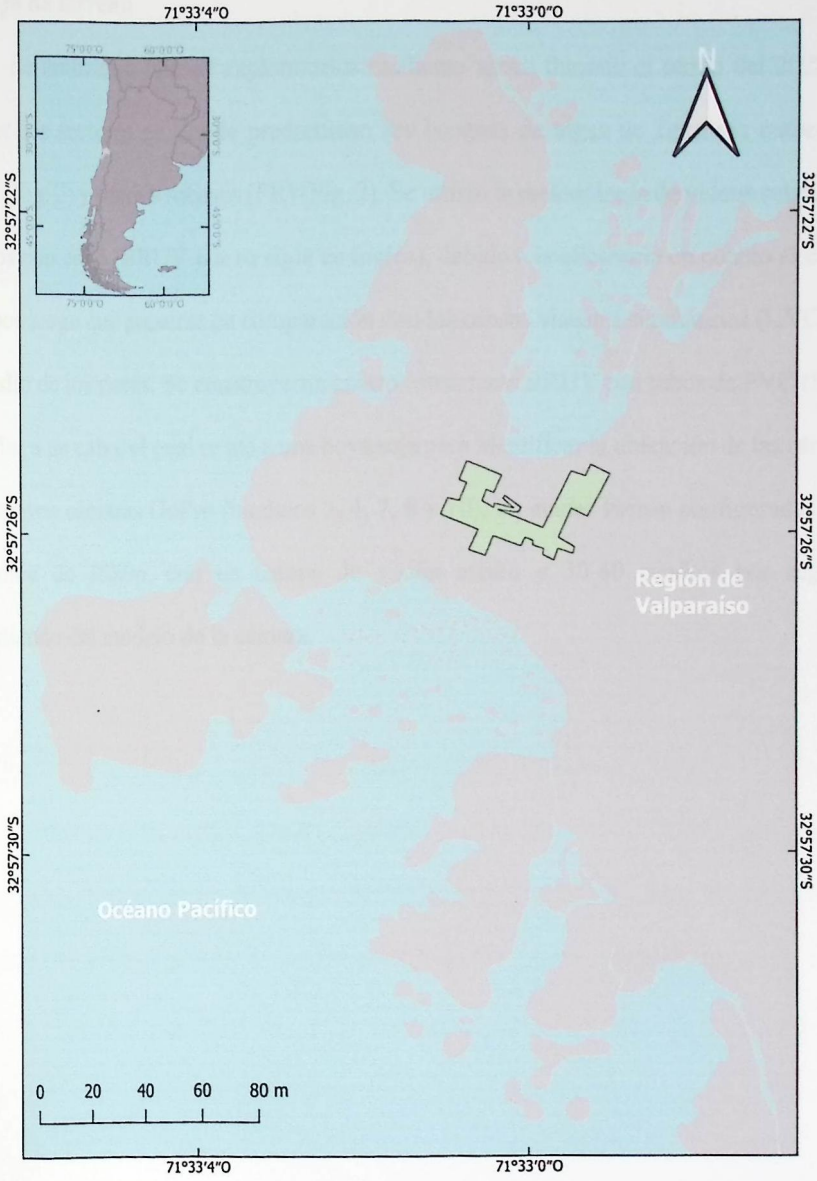


Figura 1. Área de muestreo en la Bahía de Valparaíso, Chile. Estructura verde pertenece a la Facultad de Ciencias del Mar y de Recursos Naturales

Trabajo de terreno

Se realizaron buceos exploratorios mediante apnea durante el otoño del 2022 para escoger los sectores en donde predominan los bosques de algas de *Lessonia trabeculata* (BLT) (Fig. 2) y fondos rocosos (FR) (Fig. 2). Se utilizó la metodología de videos submarinos remotos con cebo (BRUV por su sigla en inglés), debido a la eficiencia en cuanto al costo y el menor sesgo que presenta en comparación con los censos visuales submarinos (UVC) para el estudio de los peces. Se construyeron cuatro estructuras BRUV con tubos de PVC (Fig. 3) adosadas a un cabo, el cual se ató a una boya roja para identificar la ubicación de las cámaras. Se ocuparon cámaras GoPro (modelos 3, 4, 7, 8 y 10), las cuales fueron configuradas a una resolución de 1080p, con un campo de visión medio y 30-60 cuadros por segundo, dependiendo del modelo de la cámara.

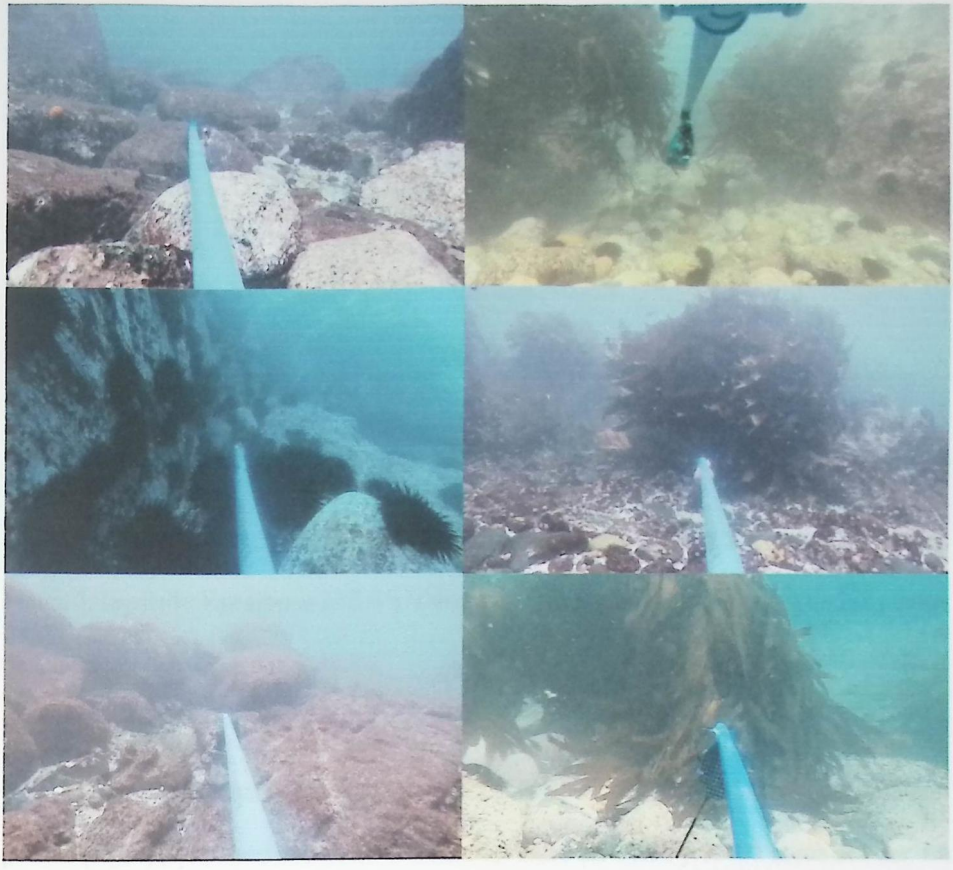


Figura 2. Hábitats muestreados durante el estudio con las estructuras BRUVs. Las imágenes a la izquierda representan las cámaras en los hábitats de fondos rocosos (FR), mientras que las imágenes a la derecha representan los hábitats de bosques de algas (BLT).

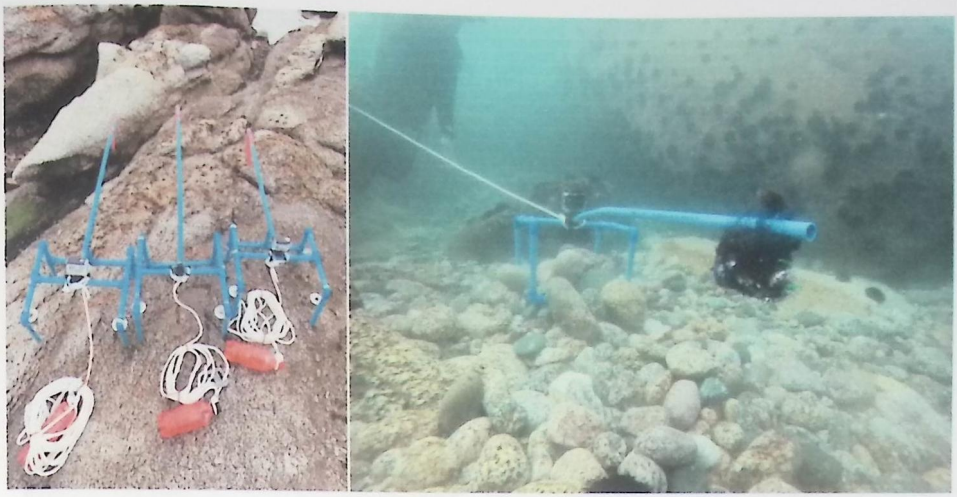


Figura 3. Izquierda: Estructuras BRUVs. Derecha: BRUV posicionada en uno de los puntos de muestreo.

Se posicionaron en cada hábitat (i.e. roca y bosque de alga) con la mayor separación posible (Fig. 4) (aproximadamente 20 m mínimo) entre las 10:00 y 15:00 horas del día. La instalación de los dispositivos fue realizado por 3 buzos a través de buceo apnea, procurando posicionarlas en cada campaña de muestreo en las mismas ubicaciones y direcciones. Se ajustó el ángulo de la cámara abarcando el sustrato y la columna de agua por igual. Se observaron por 40 segundos aproximadamente para asegurarse de que las estructuras no se movieran luego de agregarles rocas y pesos de arena. El cebo consistió en alga (*Pyropia* sp.), chorito maico (*Perumytilus purpuratus*) y erizo negro (*Tetrapygus niger*), extraídos durante el mismo día del muestreo desde el intermareal rocoso.

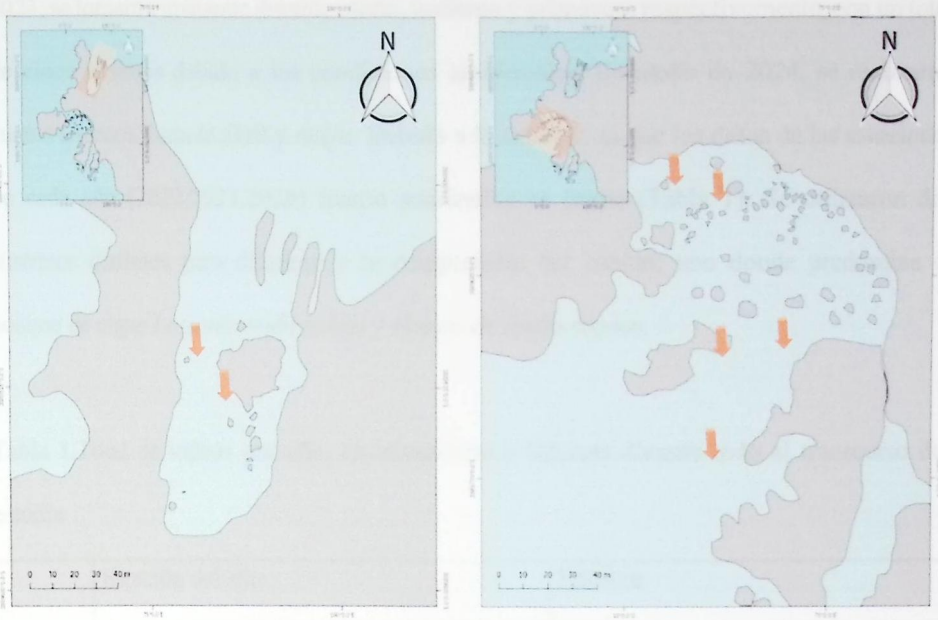


Figura 4. Distribución de las estructuras BRUVs en ambas zonas de la localidad de Montemar. A la izquierda se observan las ubicaciones en la playa norte y a la derecha se presentan las ubicaciones en la playa sur. Las flechas naranjas representan la ubicación de las BRUVs.

Diseño de muestreo

Se recopilaron datos durante los años 2022, 2023 y 2024, con muestreos en invierno, primavera y otoño. Los datos de verano y parte de otoño (2023) no se lograron procesar debido a la pérdida del disco duro en el que se almacenaban los datos de 2022 y principios del 2023.

Durante el invierno y primavera de 2022, se llevaron a cabo nueve terrenos. En el año 2023, se tomaron muestras durante otoño, invierno y primavera respectivamente, con un total de cinco terrenos debido a las condiciones ambientales. En otoño de 2024, se realizaron cuatro terrenos durante abril y mayo. Debido a lo anterior, es que los datos de las estaciones de cada año (2022,2023,2024) fueron analizados en grupo (Tabla 1). Se utilizaron dos sustratos distintos para diferenciar la complejidad del hábitat, uno donde predomina el bosque de algas *Lessonia trabeculata* y el otro de fondo rocoso.

Tabla 1.Total de videos por año, estacionalidad y hábitats durante todo el transcurso del estudio

	Estación del año			Hábitats	
Año	Invierno	Primavera	Otoño	BLT	FR
2022	6	11	-	8	9
2023	3	2	4	4	5
2024	-	-	9	4	5

Se obtuvo el mayor número posible de grabaciones, ya que los terrenos dependían exclusivamente de las condiciones ambientales. Además, el tiempo de grabación de las cámaras fue el máximo permitido por la batería de cada cámara según el modelo. Los videos se analizaron a través de un computador, por más de una persona para obtener una mayor precisión sobre los conteos e identificación de las especies de peces. Se descartaron los primero 5 min de grabación, para el evitar errores de observación dados por la presencia del

buzo (Schramm *et al.* 2020). Se estandarizó el esfuerzo de muestreo dejando los videos con un tiempo de duración de 50 min, un tiempo considerado aceptable para arrecifes rocosos templados (Rodrigue-Pérez *et al.* 2019). Todas las especies de peces observadas, se identificaron hasta su nivel taxonómico más bajo posible a través de bibliografía especializada (i.e., Stephens & Springer 1973, Medina 2004, Sáez & Pequeño 2009, Reyes & Hüne 2012, Pérez-Matus & Cea 2021, Fishbase).

Análisis de datos

Para describir la estructura de la comunidad íctica del sector se utilizó Nmax como medida de abundancia relativa, el cual se define como el número máximo de individuos de una misma especie observada en un mismo recuadro de un registro de vídeo (Cappo *et al.* 2003, 2006). Este método dará una estimación del número de individuos que se presume estuvieron presentes en el área de muestreo (Campbell *et al.* 2015). Esta medida evita el recuento de individuos que visitan repetidamente el cebo (Andradi-Brown *et al.* 2016). Además, a partir de los datos de Nmax, se obtuvo la frecuencia de ocurrencia de las especies durante toda la campaña de muestreo. Luego, para definir si el esfuerzo de muestreo total fue suficiente, se realizó una curva de acumulación de especies en R Studio v4.3.1 con el paquete "vegan".

Para obtener la diversidad alfa de cada grabación, se utilizaron 4 índices, la riqueza específica (S), fue estimada como el número total de especies presentes en cada hábitat y estación del año. El índice de Shannon-Weaver (H´), fue utilizada como medida de diversidad específica,

$$H' = -\Sigma i\, p_i \ln(p_i)$$

donde: p_i es la proporción de individuos de la especie *i* respecto al total de individuos.

Adicionalmente, como medida de dominancia se utilizó el índice de Simpson (1-D), para que su valor sea directamente proporcional a la diversidad y como medida de equidad, el índice de Pielou (J´): H´/ln(S), donde S es el número total de especies presentes en cada grabación (Gres *et al.* 2021).

Este último mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada, varía desde valores de 0 indicando condiciones de dominancia por parte de una especie en específico, a valores cercanos a 1 que indica condiciones de uniformidad de la comunidad (Magurran 1988).

A cada uno de los índices de diversidad, se les realizó el test de normalidad de Shapiro-Wilk, para determinar cómo se distribuyen los datos. Para el índice de riqueza, se realizó una prueba de Kruskal-Wallis a las estaciones del año (invierno, primavera y otoño) y una prueba de U de Mann-Whitney entre los hábitats (BLT y FR). Para los datos que tuvieron una distribución normal (H´, 1-D, J', p= >0,05) se realizó un ANOVA de 2 vías para cada índice. Estos datos se obtuvieron a través del programa Past v 4.15.

Con el fin de ilustrar los patrones de la composición de peces entre los hábitat y las estaciones del año, se realizaron métodos de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) basados en la matriz de disimilitud de Bray-Curtis, utilizando los datos de Nmax transformados a la raíz cuarta. Luego, con la misma matriz se realizó un PERMANOVA de dos vías anidado, con la finalidad de cuantificar la influencia de la estación del año y el hábitat en la composición y Nmax de los peces. Finalmente, se realizó un análisis de similitud porcentual (SIMPER) para detectar la contribución de cada especies a la variabilidad. El nMDS y el SIMPER, se realizaron a través del programa PRIMER V6 y el PERMANOVA a través de Past v 4.15.

En cuanto a las interacciones, se compararon entre las estaciones del año. Las interacciones se clasificaron en dos grupos, las agonísticas y las positivas. Las primeras corresponden a: 1) Perseguir, 2) Combatir, 3) Espantar, y 4) Desplazar. Por el contrario, las positivas son: 1) Seguidor-nuclear, y 2) Limpieza. Se identificó el hábitat, la estación del año, al individuo emisor y al receptor, la identificación a nivel de especie de ambos y el tipo de interacción. Se estimó la frecuencia de ocurrencia de cada interacción en el conjunto de peces de arrecifes rocosos, observada como un índice de fuerza de interacción (Fernández-Cisternas *et al.* 2021). Este índice se obtuvo con el número de interacciones dividido por los 50 minutos de grabación. Luego con el fin de observar si existe una asociación significativa entre los hábitat con las interacciones y entre las estaciones del año con las interacciones, se realizaron dos tablas de contingencia chi-cuadrado.

RESULTADOS

Comunidad de peces de arrecifes rocosos templados

Durante toda la campaña de muestreo, se registró un total de 1.900 minutos equivalentes a 31,7 horas de video, en donde se observaron 13 especies pertenecientes a 12 familias distintas. Los peces observados se identificaron hasta el nivel de especies, exceptuando los trombollitos de tres aletas del género *Helcogrammoides* y las doncellitas del género *Myxodes*.

La borrachilla *Scartichthys viridis* y los trombollitos de tres aletas *Helcogrammoides* spp., presentaron mayor dominancia durante toda la campaña de muestreo (Fig. 5).

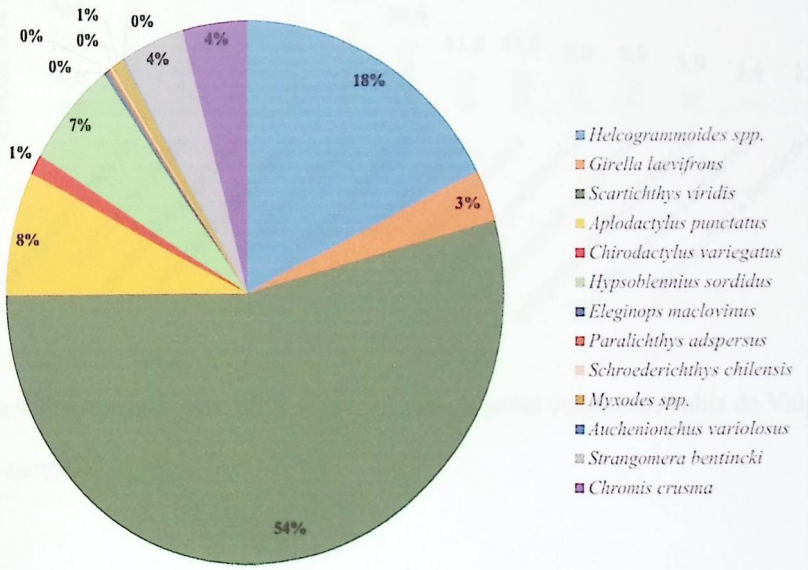


Figura 5. Gráfico de torta, representa la dominancia de las especies de peces observadas durante toda la campaña de muestreo.

Las especies con mayor porcentaje de frecuencia de ocurrencia fueron cuatro, conformando el 71,2% del total de la ictiofauna registrada durante toda la campaña de muestreo: *Helcogrammoides* spp. (79,4%) y *Scartichthys viridis* (73,5%), seguidas por *Aplodactylus punctatus* (55,9%) e *Hypsoblennius sordidus* (38,2%). En menor porcentaje de frecuencia se encuentran *Auchenionchus variolosus* (2,9%) y *Strangomera bentincki* (2,9%) (Fig. 6).

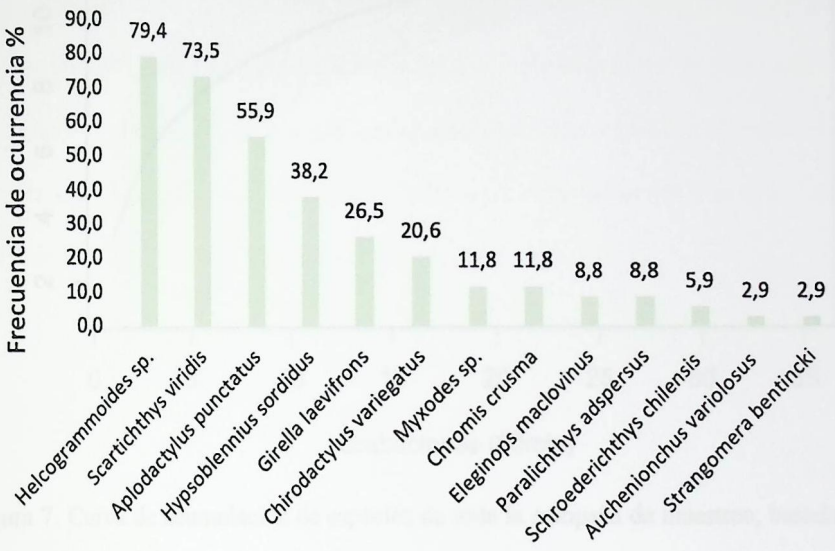


Figura 6. Frecuencia de ocurrencia de las especies de peces costeros de bahía de Valparaíso, Chile central.

Se observó que el esfuerzo de muestreo fue suficiente para estudiar el conjunto de peces de arrecifes rocosos de la bahía de Valparaíso. Debido a que, la curva de acumulación de especies comenzó a estabilizarse luego de la grabación número 20 equivalentes a 1.000 minutos de video (Fig. 7).

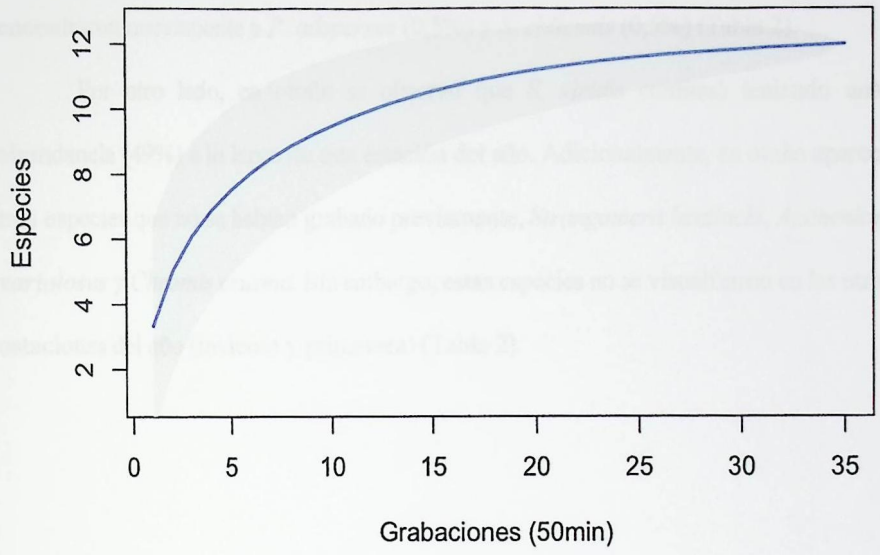


Figura 7. Curva de acumulación de especies de toda la campaña de muestreo, basada en la matriz de datos de Nmax. En el eje x se presentan 35 muestreos con 50 minutos de grabación. La curva azul corresponde a las especies observadas y las sombras gris a sus límites de confianza (95%).

Durante invierno la especie más abundante fue *S. viridis* conformando el 66% del total de la abundancia para esa estación del año, mientras que las menos abundantes fueron *Paralichthys adspersus* (0,2%), *Schroederichthys chilensis* (0,2%) y *Myxodes* spp. (0,2%) (Tabla 2). Del mismo modo, en primavera la especie más abundante fue *S. viridis,* conformando el 53% de la abundancia total. En cuanto a las especies menos abundantes se encontraron nuevamente a *P. adspersus* (0,5%) y *S. chilensis* (0,5%) (Tabla 2).

Por otro lado, en otoño se observó que *S. viridis* continuó teniendo una alta abundancia (49%) a lo largo de esta estación del año. Adicionalmente, en otoño aparecieron tres especies que no se habían grabado previamente, *Strangomera bentincki*, *Auchenionchus variolosus* y *Chromis crusma.* Sin embargo, estas especies no se visualizaron en las otras dos estaciones del año (invierno y primavera) (Tabla 2).

Tabla 2. Especies de peces registradas durante invierno, primavera y otoño con su valor de Nmax, y la respectiva mediana (y sus cuartiles 25% y 75%).

	Invierno				Primavera				Otoño			
Especies	Nmax	Mediana	Q1	Q3	Nmax	Mediana	Q1	Q3	Nmax	Mediana	Q1	Q3
Helcogrammoides spp.	32	4	2	15	14	2	1	7	36	13	2	16
Girella laevifrons	16	16	-	-	5	1	1	4	13	2	1	10,3
Scartichthys viridis	132	17	9	119	74	3	1	6,3	87	38	7,3	62
Aplodactylus punctatus	15	6	2	13,3	10	2	1	6	12	9	2	10
Chirodactylus variegatus	3	3	-	-	0	-	-	-	6	2	1	3
Hypsoblennius sordidus	10	4	3	9	3	2	-	-	15	11	2	14
Eleginops maclovinus	0	-	-	-	2	2	-	-	1	1	-	-
Paralichthys adspersus	1	1	-	-	1	1	-	-	1	1	-	-
Schroederichthys chilensis	1	1	-	-	1	1	-	-	0	-	-	-
Myxodes spp.	1	1	-	-	3	2	-	-	7	7	-	-
Auchenionchus variolosus	0	-	-	-	0	-	-	-	1	1	-	-
Strangomera bentincki	0	-	-	-	0	-	-	-	58	58	-	-
Chromis crusma	0	-	-	-	0	-	-	-	36	10	1,3	32

En relación con la abundancia de especies en cuanto a los hábitats, se observó que en los bosques de *Lessonia trabeculata* (BLT) y en los fondos rocosos (FR) la especie más abundante fue *Scartichthys viridis* conformando más de la mitad de la abundancia en cada uno de los hábitats (Tabla 3). Por otro lado, una de las especies que se presentó solo en los bosques de algas fue *Strangomera bentincki* (Nmax= 58) debido al cardumen visto durante un muestreo en el área (Fig. 8). Dado que esta especie tuvo una baja frecuencia y una alta abundancia, no se utilizó para los análisis posteriores.

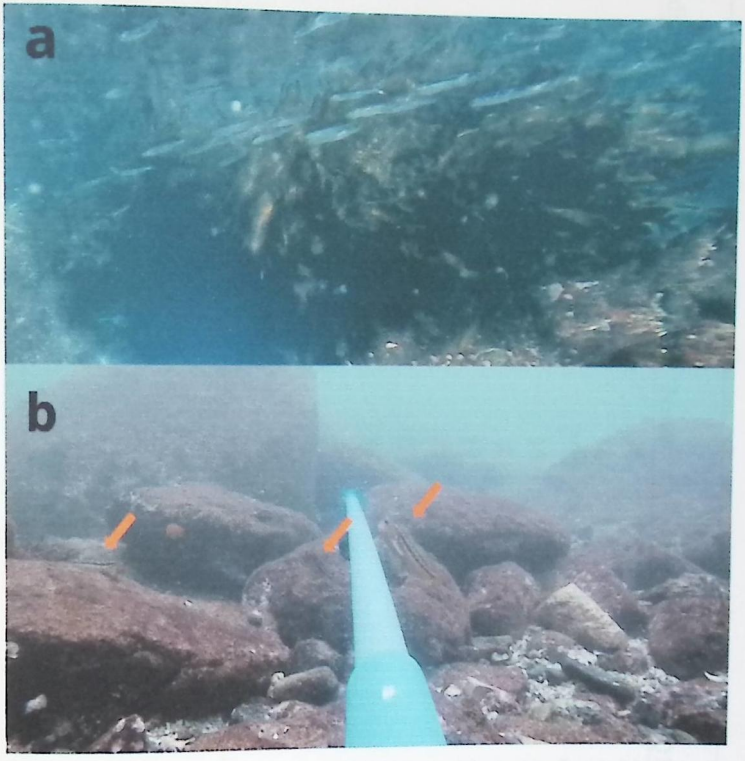


Figura 8. a) Cardumen de la sardina común *Strangomera bentincki* durante otoño en bosque de algas de *Lessonia trabeculata* (BLT). b) borrachilla *Scartichthys viridis* en fondos rocosos (FR).

Tabla 3. Especies de peces registradas durante los bosques de algas (BLT) y los fondos rocosos (FR) con su valor de Nmax, y la respectiva mediana (y sus cuartiles 25% y 75%) a lo largo del estudio.

	BLT				FR			
Especies	Nmax	Mediana	Q1	Q3	Nmax	Mediana	Q1	Q3
Helcogrammoides spp.	16	3	2	10	36	14	3	19
Girella laevifrons	13	2	1	10,3	16	1	1	11
Scartichthys viridis	87	2	1	20	132	14	4	69,3
Aplodactylus punctatus	12	8	2	10	15	2	1	8
Chirodactylus variegatus	6	2	1	5	2	2	-	-
Hypsoblennius sordidus	15	9	2,3	15	11	5	3	11
Eleginops maclovinus	2	1	1	2	0	-	-	-
Paralichthys adspersus	0	-	-	-	1	1	1	1
Schroederichthys chilensis	1	1	-	-	0	-	-	-
Myxodes spp.	7	2	1	6	0	-	-	-
Auchenionchus variolosus	0	-	-	-	1	1	-	-
Strangomera bentincki	58	58	-	-	0	-	-	-
Chromis crusma	1	1	-	-	36	18	2	36

Variabilidad temporal y espacial de la comunidad de peces de arrecifes rocosos templados.

En cuanto a los análisis univariados para los índices de diversidad, la riqueza específica fue mayor en otoño (12) en comparación con invierno (9) y primavera (9). En cuanto a los hábitats, los bosques de algas de *L. trabeculata* (11) presentaron más riqueza de especies que los fondos rocosos (9). Sin embargo, luego de realizar la prueba de Kruskal-Wallis, no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre las estaciones del año (H= 0,495, p= 0,77), ni entre hábitats (test Mann-Whitney, U= 104,5, p= 0,996). Esto sugiere que, las variables no tuvieron influencia significativa en la riqueza de la comunidad íctica del submareal somero que se encuentra en el sector.

El índice de diversidad de Shannon (H´), presentó un rango de valores de 0,4 a 1,3 generando un número mayor al de significancia en la estación del año (F= 1,073, p= 0,358), en el hábitat (F= 0,574; p= 0,456) y en la interacción de ambos factores (F=1,005, p= 0,381), por lo tanto no hubo diferencias significativas en la diversidad de la comunidad de peces del sector estudiado.

De igual manera sucedió con los índices de dominancia de Simpson (1-D), en donde presentaron valores cercanos a 0 variando entre 0 y 0,6. No se detectaron diferencias significativas tanto entre estaciones del año, como entre los hábitats (F= 1,937, p= 0,1669; F= 0,000626, p=0,9803, respectivamente). Así mismo, tampoco fue significativamente diferente la interacción de ambas variables, concluyendo que no hubo un efecto significativo para la interacción de los hábitats con las estaciones del año en la comunidad íctica de arrecifes de peces rocosos templados del submareal somero de Bahía Valparaíso.

Para el índice de Pielou (J'), los resultados del ANOVA de dos vías indicaron que no hubo diferencias significativas al igual que los otros índices, en cuanto a las estaciones del año (F= 0,107, p= 0,228), los hábitats (F= 0,022, p= 0,479) y tampoco en la interacción de ambos factores (F= 0,054, p= 0,115). Estos resultados indican que estos factores y la interacción de ellos, no tuvieron efectos significativos en la equidad de la comunidad de peces del sector.

En el escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) entre las estaciones del año (Fig. 9), se observó una ligera dispersión (i.e., mayor disimilitud) en las grabaciones según la estación del año. Sin embargo, no fue suficiente para sugerir una estructuración estacional. El valor que presentó el stress en dos dimensiones fue de 0,19 indicando una adecuada representación de los datos.

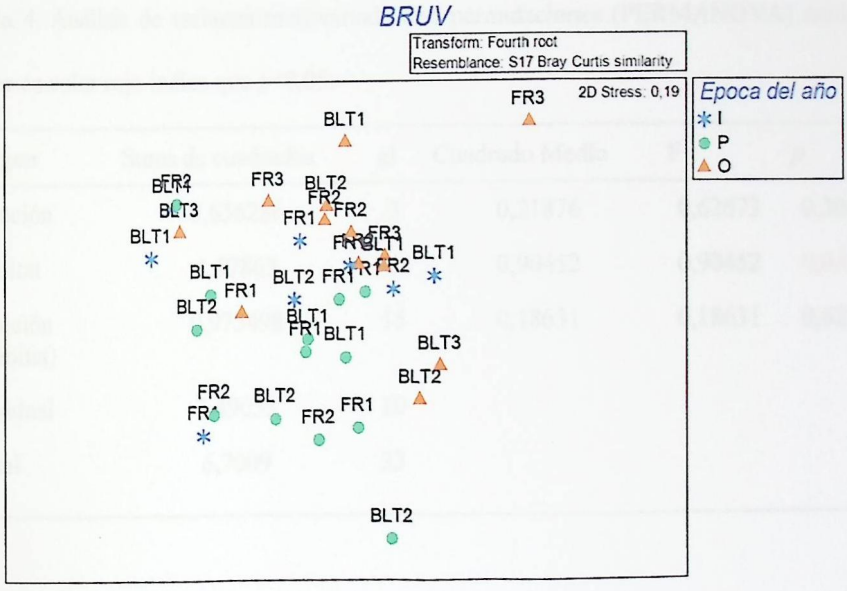


Figura 9. Gráfico del nMDS bidireccional de Nmax de los peces del arrecife rocoso templado muestreados durante invierno (I), primavera (P) y otoño (O).

El análisis de varianza multivariado con permutaciones (PERMANOVA) anidado, indicó que no hubo diferencias significativas en la abundancia y composición de la comunidad de peces en cuanto a las estaciones del año (F= 0,626, p= 0,302), y tampoco en la similitud entre hábitats en cada estación (F= 0,186, p= 0,628). Ahora bien, si hubo diferencias estadísticamente significativas entre hábitats (F= 0,904, p= 0,035) (Tabla 4). Por lo tanto, el factor hábitat generó un efecto significativo en la estructura de la comunidad de peces del sector. Para observar cuales fueron las especies que estaban contribuyendo en mayor porcentaje a esta disimilitud entre los hábitats, se realizó un análisis SIMPER (Tabla 5), el cual indicó un porcentaje promedio de disimilitud de 62,7% entre bosques de *Lessonia trabeculata* (BLT) y fondos rocosos (FR).

Tabla 4. Análisis de varianza multivariado con permutaciones (PERMANOVA) anidado. Valor en color rojo indica que p<0,05.

Origen	Suma de cuadrados	gl	Cuadrado Medio	F	p
Estación	0,656286	3	0,21876	0,62673	0,3024
Hábitat	1,57863	5	0,90452	0,90452	0,0357
Estación (Hábitat)	0,975498	15	0,18631	0,18631	0,6286
Residual	3,49053	10			
Total	6,7009	33			

Las cuatro especies responsables de esta disimilitud entre los hábitat fueron *Scartichthys viridis*, *Helcogrammoides* spp., *Aplodactylus punctatus* e *Hypsoblennius sordidus* (Tabla 5).

La especie que más contribuyó a la disimilitud de estos hábitat fue *Scartichthys viridis* (23,7%) la cual se presentó con promedio de abundancia (Nmax) mayor en los fondos rocosos (FR) y menor en los bosques de algas (BLT). Las especies criptobentónicas del género *Helcogrammoides* fue el segundo taxón que contribuyó a la disimilitud total (15,5%) entre los dos hábitats.

En el gráfico nMDS realizado para los hábitats (Fig. 9), no se apreció una estructuración definida de los muestreos, pero de igual forma se observaron pequeñas agregaciones. Cabe señalar que, los sitios de muestreos en los hábitats de BLT estuvieron más dispersos en el espacio bidimensional, a comparación de los FR, los cuales estuvieron más cerca entre sí.

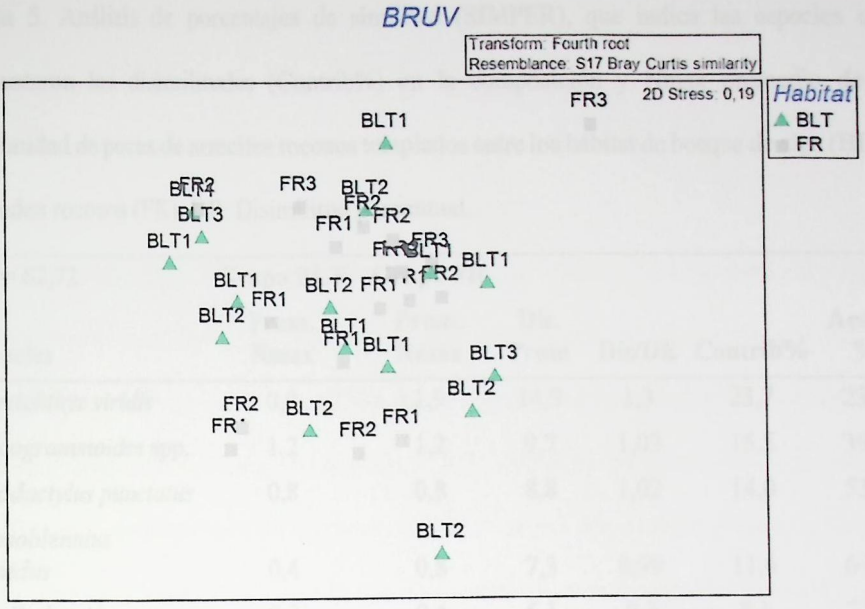


Figura 10. Gráfico del nMDS bidireccional de Nmax de los peces del arrecife rocoso templado muestreados en hábitat de bosque de *L. trabeculata* (BLT) y en fondos rocosos (FR).

Tabla 5. Análisis de porcentajes de similitud (SIMPER), que indica las especies que presentaron las disimilitudes (Contrib%) en la composición y Nmax promedio de la comunidad de peces de arrecifes rocosos templados entre los hábitat de bosque de alga (BLT) y fondos rocosos (FR). DP: Disimilitud porcentual.

DP = 62,72	Grupo BLT	Grupo FR				
Especies	Prom. Nmax	Prom. Nmax	Dis. Prom	Dis/DE	Contrib%	Acum. %
Scartichthys viridis	0,9	1,9	14,9	1,3	23,7	23,7
Helcogrammoides spp.	1,2	1,2	9,7	1,03	15,5	39,2
Aplodactylus punctatus	0,8	0,8	8,8	1,02	14,0	53,2
Hypsoblennius sordidus	0,4	0,8	7,3	0,99	11,6	64,8
Girella laevifrons	0,3	0,4	5,1	0,7	8,1	72,9
Chirodactylus variegatus	0,4	0,1	4,1	0,7	6,5	79,3
Myxodes spp.	0,3	0	3,3	0,5	5,3	84,6
Chromis crusma	0,1	0,3	3,3	0,5	5,3	89,9
Eleginops maclovinus	0,2	0,0	1,8	0,5	2,9	92,8

Interacciones bióticas

Se analizó un total de 900 minutos de grabación. Sin embargo, solo se observaron interacciones durante 450 minutos en invierno y otoño.

Se registraron cuatro especies (*Scartichthys viridis*, *Helcogrammoides* spp., *Hypsoblennius sordidus* y *Myxodes* spp.) que participaron en al menos una de las interacciones que fueron observadas(Tabla 6). Se registró una frecuencia total de ocurrencia de 1,46 interacciones por hora, con una distribución mayor en las interacciones agonísticas (1,36 interacciones/hora) que las interacciones positivas (0,1 interacciones/hora). La tabla de contingencia chi-cuadrado para los hábitats, no presentó diferencias significativas (p= 0,186) en las proporciones de las interacciones entre hábitats. De igual forma sucedió con la tabla de contingencia para ambas estaciones del año, dando un valor p>0,05 (Chi2= 8,325, p=0,080) indicando que no hubo diferencias en las proporciones de interacciones no tróficas entre estaciones del año.

Tabla 6. Fuerza de interacción de especies por estación del año y tipo de interacción.

Fuerza de interacción (otoño)				
Interacción	*Helcogrammoides* spp.	*Scartichthys viridis*	*Hypsoblennius sordidus*	*Myxodes* spp.
Perseguir	-	0,6	0,2	-
Espantar	1	3,6	0,6	0,2
Combatir	0,2	0,4	0,2	-
Desplazar	1,2	7,5	-	-
Seguidor-Nuclear	-	0,4	-	-
Limpieza	-	-	-	-
Total	2,4	12,5	1	0,2
Fuerza de interacción (invierno)				
Interacción	*Helcogrammoides* spp.	*Scartichthys viridis*	*Hypsoblennius sordidus*	*Myxodes* spp.
Perseguir	-	0,2	-	-
Espantar	-	0,8	0,2	-
Combatir	-	0,2	0,2	-
Desplazar	-	0,4	0,2	-
Seguidor-Nuclear	-	0,2	0,4	-
Limpieza	-	-	-	-
Total	-	1,8	1	-

DISCUSIÓN

Actualmente el uso de metodologías de video submarinos remotos con cebo (BRUV) utilizadas para observar la composición y diversidad de peces, ha sido recurrente en distintos estudios (Cappo *et al.* 2003, Cappo *et al.* 2004, Langlois *et al.* 2006, Riquelme-Pérez *et al.* 2019, Gres *et al.* 2021). Aquí presentamos el primer estudio con metodología BRUV realizado para estudiar al conjunto de peces de arrecifes rocosos en la zona centro de Chile. Se utilizaron los primeros 50 minutos de grabación de cada video registrado (excluyendo 5 segundos previos), lo cual fue suficiente para que la curva de acumulación lograse llegar a la asíntota, confirmando que el esfuerzo de muestreo fue suficiente para representar la diversidad de peces de arrecifes rocosos templados de la localidad. En un estudio similar, realizado por Gess *et al.* (2021), en la Reserva Marina de Isla Chañaral, se realizó un esfuerzo de muestreo menor en donde la asíntota se estabilizó entre los 500 y 750 minutos de grabación. Un factor importante al momento de utilizar esta técnica son los tiempos de grabación, se han sugerido de 30 minutos hasta 2 horas por grabación para obtener una muestra representativa del número de especies e individuos que son atraídos por el cebo (Bicknell *et al.* 2019).

Por lo que se refiere al total de especies registradas (13), se observó que los más frecuentes y abundantes a lo largo del periodo fueron dos especies criptobentónicas: los trombollitos de tres aletas (*Helcogrammoides* spp.) y las borrachillas (*Scarthichtys viridis*). Las especies criptobentónicas son peces de tamaño pequeño a mediano que desempeñan un papel crucial en la ecología del ecosistema, especialmente en la trama trófica de los arrecifes.

Estas especies transforman la energía y nutrientes de niveles tróficos más bajos en una mayor biomasa de fácil acceso para ser consumida por depredadores más grandes.

La importancia de estas especies de peces radica en que son altamente abundantes, tienen ciclos de vida cortos, presentan una rotación generacional rápida y un crecimiento acelerado (Depczynski & Bellwood 2006; Molins & Rodríguez-Quintal 2014, Brandl *et al.* 2018, 2019). Estas características contribuyen significativamente a la sustentación de la biomasa de peces en los arrecifes.

Ambas especies también fueron documentadas en el único trabajo publicado en la localidad de Montemar (Stepien 1990) referente a la diversidad de peces del intermareal rocoso, aunque con una metodología de muestreo diferente y enfocado solo en una estación del año y en el intermareal. El trombollito (*Helcogrammoides cunninghami*), la doncellita (*Myxodes viridis*) y la borrachilla (*Scartichthys viridis*), se encontraban entre las especies más abundantes durante esa época en la zona. Lo que sugiere, que estas especies son integrantes fundamentales que constituyen parte de la estructura de la comunidad de peces de arrecifes rocosos de la localidad durante el tiempo. Sin embargo, en el presente estudio la doncellita (*Myxodes viridis*) presentó una baja abundancia.

Scartichthys viridis presentó la mayor abundancia en ambos hábitats y en las estaciones del año estudiadas. Un patrón similar encontraron Riquelme-Pérez *et al.* (2019), en la zona norte de Chile utilizando la misma metodología (BRUV), para estudiar la presión de los peces de arrecifes depredadores en bosques de algas (*Lessonia trabeculata*) y terrenos estériles (campos de rocas). En este trabajo, se observó un total de 11 especies de peces entre las cuales la más abundante durante toda la campaña de muestreo y en terrenos estériles fue la borrachilla. Es importante señalar que la borrachilla es uno de los pocos herbívoros que se

puede encontrar en ambientes fríos como la costa de Chile. Son abundantes y utilizan casi todo el ambiente intermareal y submareal somero hasta profundidades de 20 m (Pérez-Matus & Cea 2021). Viven generalmente sobre rocas donde abundan las algas verdes, rojas coralinas y calcáreas rojas (Ojeda & Muñoz 1999). Muñoz & Ojeda (2000) observaron que su dieta estaba compuesta por casi el 93% de macroalgas, principalmente de *Gelidium* sp. y *Ulva* sp. Esto sugiere que la frecuencia de ocurrencia de estos individuos en los fondos rocosos del presente estudio, puede estar relacionado con la preferencia de alimentación de la especie, ya que estas algas abundan en las zonas someras.

En este estudio, no se observaron diferencias estadísticamente significativas en lo que respecta a los índices de diversidad (S, H', 1-D, J'), por lo tanto, se puede sugerir que la comunidad de peces de arrecifes rocosos templados del sector se mantiene relativamente estable en su diversidad a lo largo del tiempo y en los diferentes hábitats estudiados. Esta diversidad podría estar asociada a que el sector de estudio es un lugar prácticamente protegido al ser una concesión marítima dedicada a la investigación científica. Sin embargo, futuros estudios deben considerar cuantificar el recambio de especies, que podría explicar parcialmente la mantención de la biodiversidad en el tiempo.

Según los análisis multivariados, la comunidad de peces de arrecifes rocosos templados del sector presentó una estructuración con diferencias atribuibles a los tipos de hábitat estudiados; es decir, entre bosques *Lessonia trabeculata* (BLT) y fondos rocosos (FR). Sin embargo, no se observaron diferencias estructurales entre estaciones del año. Esto es consistente con diversos estudios que describen la influencia que tiene la complejidad estructural del hábitat sobre la composición de la ictiofauna (e.g., Aburto-Oropeza & Balart 2001, Hüne *et al.* 2021, Campoy *et al.* 2023). En este sentido, Anderson & Millar (2004),

estudiando comunidades de peces de arrecifes templados en el noreste de Nueva Zelandia a varias escalas espaciales durante dos años, mostraron evidencia de que la estructura comunitaria de peces varía entre los hábitat de bosque de algas y aquellos constituidos por rocas y algas crustosas. Sin embargo, existe evidencia que sugiere fuentes de variación comunitaria alternativa. En el norte de Chile, Gres *et al.* (2021) mostraron recientemente que existe una influencia sobre la composición comunitaria de peces de arrecifes rocosos templados, asociada tanto a la estacionalidad (primavera e invierno) como a la profundidad del sitio de estudio y sus interacciones, aunque la complejidad del hábitat fue menos importante que otros factores al influir en los patrones de distribución de las especies presentes.

En el presente estudio, durante las campañas de muestreo de otoño e invierno, se registraron las interacciones existentes entre las especies de peces. Predominaron las interacciones agonísticas por sobre las interacciones positivas, patrón similar al observado por Fernández-Cisternas *et al.* (2021) en dos islas de Chile. Estos autores reportaron una mayor riqueza de especies, aunque en bajas densidades, y una mayor frecuencia y número de vínculos de interacciones agonísticas en Rapa Nui a comparación con lo observado en Robinson Crusoe.

Las especies que participaron en estas interacciones son las mismas que presentaron abundancias y frecuencias de ocurrencia mayores durante toda la campaña de muestreo. Tanto, la borrachilla (*Scartichthys viridis*) como los trombollitos de tres aletas (*Helcogrammoides* spp.), se caracterizan por ser territoriales y fueron las primeras en acercarse al momento de desplegar las estructuras BRUV en los hábitats. Los machos del

género *Helcogrammoides* expulsan a otros peces de su hábitat independiente del tamaño que tenga el otro pez (Reyes & Hüne 2012).

A pesar de que en este estudio no se encontraron diferencias significativas en las interacciones asociadas a estas dos variables (hábitats y estación del año), esta investigación proporciona una aproximación reciente a las interacciones no tróficas que puedan estar presentes en el sector. Sin embargo, se sugiere que para futuros estudios se agreguen más variables, tales como las variables ambientales que pueden tener un rol importante en la distribución de la ictiofauna y sus interacciones, y de igual forma incluir otras estaciones del año (i.e., verano y primavera) para entender mejor la dinámica en la interacción de la estructura comunitaria.

CONCLUSIONES

Las especies con mayor frecuencia y abundancia durante toda la campaña de muestreo fueron dos especies criptobentónicas, las cuales se han mantenido durante todas estas décadas desde el último registro publicado por Stepien (1990) del sector en cuanto a la diversidad de peces.

Los índices de diversidad fueron relativamente altos y se mantuvieron estables en la localidad de Montemar durante el tiempo de estudio y los hábitats observados. Es posible que esta estabilidad esté relacionada con las restricciones de acceso al público en la zona de estudio.

Existieron diferencias significativas en la estructura comunitaria de los peces de arrecifes rocosos templados en función al tipo de hábitats (BLT y FR), al contrario de lo observado en relación a la variabilidad temporal.

Las interacciones agonísticas fueron predominantes durante toda la campaña de muestreo. Las especies como *Scartichthys viridis* y *Helcogrammoides* spp. protagonizaron estas interacciones y confirmaron observaciones previas de otros autores en cuanto a su alto nivel de territorialidad.

El uso de metodologías menos invasivas como las basadas en filmaciones sin presencia de buzos (i.e., BRUV) presenta grandes ventajas a la hora de estudiar el conjunto de peces de arrecifes rocosos templados en el submareal somero, ya que permite incluir en futuros estudios especies criptobentónicas las cuales son comúnmente excluidas en los estudios que usan el censo visual submarino.

LITERATURA CITADA

Alveal. 1970. Estudios ficoecológicos en la región costera de Valparaíso. Revista de Biología Marina 14(1):7-88.

Alveal. 1971. El ambiente costero de Montemar y su expresión biológica. Revista de Biología Marina 14(3):85-119.

Aburto-Oropeza O & E Balart. 2001. Community Structure of Reef Fish in Several Habitats of a Rocky Reef in the Gulf of California. Marine Ecology 22(4): 283-305.

Anderson MJ & RB Millar. 2004. Spatial variation and effects of habitat on temperate reef fish assemblages in northeastern New Zealand. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 305: 191 – 221.

Aguilar-Chacón A. 2015. Caracterización ecológica y variabilidad temporal de las agrupaciones de peces litorales del área costera adyacente a la plataforma continental, en la playa de las Barrancas, Alvarado, Veracruz. Maestría, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana, Boca del Río, 79 pp.

Andradi-Brown DA, C Macaya-Solis, DA Exton, E Gress, G Wright & AD Rogers. 2016. Assessing Caribbean Shallow and Mesophotic Reef Fish Communities Using Baited-Remote Underwater Video (BRUV) and Diver-Operated Video (DOV) Survey Techniques. PLos One 11(12): e0168235.

Brown GE & JA Brown. 1993. Social dynamics in salmonid fishes: do kind make better neighbours?. Animal Behaviour 45(5): 863-871.

Bertness M & R Callaway.1994. Positive interactions in communities. ElSevier Science, (9).

Bustos B & L Cubillos. 2016. Cambios interanuales en la talla de madurez de sardina común, *Strangomera bentincki*, en la zona centro-sur de Chile (2007-2012). Revista de Biología Marina y Oceanografía 2(15):

Brandl S, C Goatley, D Bellwood & L Tornabene. 2018. The hidden half: ecology and evolution of cryptobenthic fishes on coral reefs. Biological Reviews 000–000.

Bicknells A, E Sheehanc, B Godleyb, P Dohertyb & M Witta. 2019. Assessing the impact of introduced infrastructure at sea with cameras: A case study for spatial scale, time and statistical power. Marine Environmental Research 147: 126-137.

Brandl SJ, L Tornabene, C Goatley, JM Casey, RA Morais, IM Côté, CC Baldwin, V Parravicini, N Schiettekatte & DR Bellwood. 2019. Demographic dynamics of the smallest marine vertebrates fuel coral reef ecosystem functioning. Coral Reefs 364: 1189–1192.

Brandl SJ, JM Casey, & CP Meyer. 2020. Dietary and habitat niche partitioning in congeneric cryptobenthic reef fish species. Coral Reefs 39: 305–317.

Bevilacqua S, L Airoldi, E Ballesteros, L Benedetti-Cecchi, F Boero, F Bulleri, E Cebrión, C Serrano, J Claudet, F Collocal, M Coppari, A Di Franco, S Fraschetti, J Garrabou, G Guarnieri, C Guerranti, P Guidetti, B Halpern, S Katsanevakis, M Mangano, F Micheli, M Milazzo, A Pusceddu, M Renzi, G Rilov, G Sara & A Terlizzi.

2021. Chapter One - Mediterranean rocky reefs in the Anthropocene: Present status and future concerns. Elsevier (89): 1-51.

Choat JH & AM Ayling. 1987. The relationship between habitat structure and fish faunas on New Zealand reefs. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 3(110): 257-284.

Carr MH. 1991. Habitat selection and recruitment of an assemblage of temperate zone reef fishes. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 146: 113–137.

Cubillos L, M Canales, D Bucarey, A Rojas & R Alarcón. 1999. Época reproductiva y talla media de primera madurez sexual de *Strangomera bentincki* y *Engraulis ringens* en el período 1993-1997, en la zona centro-sur de Chile. Investigaciones Marinas 27: 73-85.

Cappo M, E Harvey, H Malcolm & P Speare. 2003. Potential of video techniques to monitor diversity, abundance and size of fish in studies of Marine Protected Areas. In: 'Aquatic Protected Areas - what works best and how do we know?' (Beumer, J.P., Grant, A., and Smith, D.C., Eds.). World Congress on Aquatic Protected Areas proceedings 455-464 pp.

Cappo M, P Speare & G De'arh. 2004. Comparison of baited remote underwater video stations (BRUVS) and prawn (shrimp) trawls for assessments of fish biodiversity in inter-reefal areas of the Great Barrier Reef Marine Park. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 302: 123–152.

Cappo M, E Harvey & M Shortis. 2006. Counting and measuring fish with baited video techniques -- an overview. En: Lyle JM (Eds.). 2007. Cutting-edge technologies in fish and

fisheries science. Australian Society for Fish Biology Workshop Proceedings, Hobart, Tasmania, Australian Society for Fish Biology.

Colton M & S Swearer. 2010. A comparison of two survey methods: differences between underwater visual census and baited remote underwater video. Marine Ecology Progress Series (400): 19-36.

Campbell MD, AG Pollack, CT Gledhill, TS Switzer & DA DeVries. 2015. Comparison of relative abundance indices calculated from two methods of generating video count data. Fisheries Research, 170: 125–133.

Cornejo CF, CM Ibáñez & CE Hernández. 2018. Evaluación sistemática del género *Helcogrammoides* (Blenniformes: Tripterygiidae): Pequeños peces con grandes problemas. Revista de Biología Marina y Oceanografía S1(53: 15-24.

Carminato A, M Rotundo, D Butturi-Gomes, W Barrella & M Junior. 2020. Effects of habitat complexity and temporal variation in rocky reef fish communities in the Santos estuary (SP), Brazil. Ecological Indicators (108).

Cheal AJ, MJ Emslie, LM Currey-Randall & MR Heupel. 2021. Comparability and complementarity of reef fish measures from underwater visual census (UVC) and baited remote underwater video stations (BRUVS). Journal of Environmental Management. (289).

Campony AN, A Perez-Matus, EA Wieters, R Alarcon-Ireland, V Garmendia, R Beldade, SA Navarrete & M Fernandez. 2023. The hidden diversity of temperate mesophotic ecosystems from Central Chile (Southeastern Pacific Ocean) Assessed through towed underwater videos. Diversity 15:360.

Depczynski M & D Bellwood. 2007. Extremes, plasticity, and invariance in vertebrate life history traits: Insights from coral reef fishes. Ecology 87(12): 3119-27.

Fontoura L, M Cantor, GO Longo, MG Bender, RM Bonaldo & SR Floeter. 2020. The macroecology of reef fish agonistic behaviour. Ecography, 43: 1278–1290.

Fernández-Cisternas I, J Majlis, MI Avila-Thieme, RW Lamb & A Pérez-Matus. 2021. Endemic species dominate reef fish interaction networks on two isolated oceanic islands. Coral Reefs 40:1081–1095.

Gratwicke B & MR Speight. 2005. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. Journal of Fish Biology 66(3):650-667.

Gatica C, M Arteaga, J Giacaman & P Ruiz. 2007. Tendencias en la biomasa de sardina común (*Strangomera bentincki*) y anchoveta (*Engraulis ringens*) en la zona centro-sur de Chile, entre 1991 y 2005. 35(1): 13-24.

Gres M, M Hüne, S Baldanzi, A Perez-Matus & M Landaeta. 2021. Temperate rocky reef fish community patterns in a coastal marine protected area (MPA) from northern Chile, utilizing remote underwater video cameras (RUVs). Regional Studies in Marine Science (69).

Helfman G, BB Collette, DE Facey & BW Bowen 2009. Fishes as social animals:aggregation, aggression, and cooperation. In: Helfman, G., Collette, B. B., Facey, D. E., & Bowen, B. W. (eds.). The diversity of fishes: biology, evolution, and ecology, pp 477-497. John Wiley & Sons, New Jersey

Harvey E, D McLean, J Goetze, B Saunders, T Langlois, J Monk, N Barrett, S Wilson, T Holmes, D Lerodiaconou, A Jordan, M Meekan, H Malcolm, M Heupel, D Harasti, C Huveneers, N Knott, D Fairclough, L Currey-Randall, M Travers & S Newman. 2021. The BRUVs workshop – An Australia-wide synthesis of baited remote underwater video data to answer broad-scale ecological questions about fish, sharks and rays. Marine Policy (127).

Hüne M, AM Friedlander, E Ballesteros, JE Caselle & E Sala. 2021. Assemblage structure and spatial diversity patterns of kelp forest- associated fishes in Southern Patagonia. PLoS ONE 16(9): e0257662

Jones GP. 1984. Population ecology of the temperate reef fish Pseudolabrus celidotus Bloch and Schneider (Pisces: Labridae): II. Factors influencing adult density. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 75: 277 – 303.

Jones GP. 1988. Ecology of rocky reef fish of north-eastern New Zealand: a review. N.Z. J. Mar. Freshw. Res. 22: 445 – 462.

Jessop S, B Saunders, J Goetze & E Harvey. 2022. A comparison of underwater visual census, baited, diver operated and remotely operated stereo-video for sampling shallow water reef fishes. Estuarine, Coastal and Shelf Science (276).

Jáquez L. 2023. Influencia de la complejidad del hábitat en la composición y estructura del ensamblaje de peces criptobentónicos en arrecifes del Pacífico Tropical Oriental. Maestría, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, Ensenada, 54 pp.

Kefi S, E Berlow, E Wieters, L Joppa, S Wood, U Brose & S Navarrete. 2015. Network structure beyond food webs: mapping non-trophic and trophic interactions on Chilean rocky shores. Ecological Society of America, 96(1):291-303.

Langlois T, P Chabanet, D Pelletier & H Harvey. 2006. Baited underwater video for assessing reef fish populations in marine reserves. SPC Fisheries Newsletter 118: 53-57.

Layton C & CJ Fulton. 2014. Status-dependent foraging behaviour in coral reef wrasses. Coral Reefs, 33(2), 345-349.

Muños A & F Ojeda. 2000. Ontogenetic changes in the diet of the herbivorous *Scartichthys viridis* in a rocky intertidal zone in central Chile. Journal of Fish Biology 56: 986-998.

Medina M, M Araya & C Araya. 2004. Alimentación y relaciones tróficas de peces costeros de la zona norte de Chile. Investigaciones Marinas, Valparaíso, 32(1): 33-47.

Medina M. 2004. Guía de peces marinos de la zona norte de Chile. 103. Universidad Arturo Prat. Departamento de Ciencias del Mar. Chile.

Mallet D & D Pelletier. 2014. Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: A review of sixty years of publications (1952–2012). Fisheries Research, (154):44-62.

Molins L & J Rodríguez-Quintal. 2014. PECES CRIPTOBENTÓNICOS DE LOS SUBORDENES BLENNIOIDEI Y GOBIOIDEI EN ALGUNOS DE LOS ARRECIFES CORALINOS DEL PARQUE NACIONAL MOCHIMA, VENEZUELA. Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela 53 (1): 57-64.

Nunes L, R Morais, GO Longo, J Sabino & SR Floeter. 2020. Habitat and community structure modulate fish interactions in a neotropical clearwater river. Neotropical Ichthyology, 1(18): e190127.

Ojeda F & A Muñoz. 1999. Feeding selectivity of the herbivorous fish *Scartichthys viridis*: effects on macroalgal community structure in a temaperate rocky. Marine Ecology Progress Series 84: 219-229.

Palacios-Martínez G. 2015. Peces arrecifales someros en el islote rocoso La Viuda, Golfo Dulce, Costa Rica. Revista de Biología Tropical. (63): 329-338.

Perry D, TAB Staveley & M Gullström. 2018. Habitat Connectivity of Fish in Temperate Shallow-Water Seascapes. Frontiers in Marine Science, Italy, (4):440.

Piggott C, Martial Depczynski, M Gagliano & T Langlois. 2020. Remote video methods for studying juvenile fish populations in challenging environments. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology (532).

Pérez-Matus A & A Cea. 2021. De la Mar. Historia Natural de los Peces de Chile Continental. 456. Ediciones Uc. Chile.

Puertas C. 2021. Ecología de los peces amazónicos en el Ecuador. En: Jiménez-Prado P & J Valdiviezo-Rivera. Biodiversidad de peces en el Ecuador. Serie Especial de Ictiología Ecuatoriana I. Red Ecuatoriana de ictiología. 10-21 pp. Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Esmeraldas, Universidad Tecnológica Indoamérica, Instituto Nacional de Biodiversidad.

Quimbayo JP, ORC Schlickmann, SR Floeter & I Sazima. 2018a. Cleaning interactions at the southern limit of tropical reef fishes in the Western Atlantic. Environ Biol Fish, 101:1195–1204.

Reyes P & M Hüne. 2012. Peces del sur de Chile. 497. Ocho libros. Chile.

Riquelme-Pérez N, CA Musrri, WB Stotz, O Cerda, O Pino-Olivares & M Thiel. 2019. Coastal fish assemblages and predation pressure in northern-central Chilean *Lessonia trabeculata* kelp forests and barren grounds. *PeerJ* 7:e6964 <https://doi.org/10.7717/peerj.6964>

Stephens JS & VG Springer. 1973. Clinid fishes of Chile and Peru, with description of a new species, Myxodes ornatus, from Chile. Smithsonian Institution Press, U.S. Government Printing Office.

Stepien C. 1990. Population Structure, Diets and Biogeographic Relationships of a Rocky Intertidal Fish Assemblage in Central Chile: High Levels of Herbivory in a Temperate System. Bulletin of Marine Science 47(3): 598-612.

Smith T & R Smith. 2007. Ecología, 776 pp. Pearson Educación, Madrid.

Sáez S & G Pequeño. 2009. CLAVE TAXONÓMICA, ACTUALIZADA, ILUSTRADA Y COMENTADA DE LOS PECES DE LA FAMILIA LABRISOMIDAE DE CHILE (PERCIFORMES, BLENNIOIDEI). Gayana 73(1): 130-140.

Sabino J, LP Andrade, I Sazima, FB Teresa, SR Floeter, C Sazima & RM Bonaldo. 2017. Following fish feeding associations in marine and freshwater habitats. *Marine and Freshwater Research*, *68*(2), 381-387.

Schramm K, E Harvey, J Goetze, M Travers, B Warnock & B Saunders. 2020.A comparison of stereo-BRUV, diver operated and remote stereo-video transects for assessing reef fish assemblages. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, (524).

Templado J, M Capa, J Guallart & A Luque. 2009. Arrecifes. En: W.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino 142 p.

The Nature Conservancy. 2020. Peces litorales de Chile. < https://www.nature.org/content/dam/tnc/nature/en/documents/TNC_CHILE_LIBRILLO_PECES_LITORALES.pdf>

Villegas-Sánchez C. 2004. Ictiofauna de arrecifes rocosos en la isla San José, b. c. s., México. Tesis de grado. Instituto politécnico nacional. Centro interdisciplinario de ciencias marinas, México, 84 pp.