



Universidad de Concepción

Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas

Programa de Magíster en Ciencias con Mención en Pesquerías

**CARACTERIZACIÓN DE ESTRUCTURAS DE PECES DE ARRECIFE
MEDIANTE MÉTODOS ACÚSTICOS EMPLEADOS EN EL PAISAJE MARINO
DEL SUBSISTEMA ROBINSON CRUSOE–SANTA CLARA, ARCHIPIÉLAGO
JUAN FERNÁNDEZ, CHILE**

TESIS PARA OPTAR AL GRADO DE MAGÍSTER EN CIENCIAS

CON MENCIÓN EN PESQUERÍAS

BRAULIO TAPIA ÁLVAREZ

julio 2022

Concepción–Chile

Profesor Guía: Dr. Billy Ernst Elizalde

Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas

Departamento de Oceanografía

Universidad de Concepción

La presente tesis fue realizada en el Departamento de Oceanografía de la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas de la Universidad de Concepción y ha sido aprobada por la Comisión Evaluadora presentada a continuación:

Profesor Guía

Dr. Billy Ernst Elizalde
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción, Chile



Comisión Evaluadora

Dr. Stéphane Gauthier
Institute of Ocean Sciences
Sidney British Columbia, Canadá

Sr. Jorge Castillo Pizarro
Departamento de Evaluaciones Directas (DED)
Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) Valparaíso, Chile

Dra. Carolina Parada Véliz
Departamento de Geofísica
Universidad de Concepción, Chile

Dr. Ciro Oyarzún González
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción, Chile

Director de Programa



Dr. Billy Ernst Elizalde
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción, Chile

DERECHO DE AUTOR

Se autoriza la reproducción total o parcial, con fines académicos y en virtud del bien común, por cualquier medio o procedimiento.

Tapia, B. (2022). Caracterización de estructuras de peces de arrecife mediante métodos acústicos empleados en el paisaje marino del subsistema Robinson Crusoe–Santa Clara, Archipiélago Juan Fernández, Chile. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Departamento de Oceanografía. Concepción, Chile, pp. 167.





Dedicado a toda mi familia y al
gran Ecosistema del Archipiélago Juan Fernández.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimientos a mi familia por todo su apoyo incondicional. Especial mención para mi padre y madre Luis Tapia Márquez y Geovanna Álvarez González, a mi hermano Bruno Tapia Álvarez y hermana Valentina Tapia Álvarez.

Agradezco a todos los formadores que han entregado en cada espacio la semilla del conocimiento y su sabiduría durante el proceso de desarrollo académico.

Agradezco a mi profesor guía, el Dr. Billy Ernst Elizalde, quien me ha proporcionado la oportunidad de participar en diferentes investigaciones. Le agradezco su voluntad y la influencia de su motivación para el desarrollo de estudios de carácter científico.

También agradezco el apoyo del Dr. Stéphane Gauthier, el Dr. Cole C. Monnahan y el Dr. Noble Hendrix, quienes me apoyaron en distintos aspectos técnicos sobre el funcionamiento, procesamiento y modelación de los datos acústicos observados.

Este trabajo no hubiese sido posible sin el permanente apoyo de la comunidad de pescadores artesanales del Archipiélago Juan Fernández, quienes constantemente muestran interés en apoyar el desarrollo de conocimiento en torno a su ecosistema y su actividad. Agradezco a las distintas agrupaciones y

sindicatos –STIPA, STIPIAS y APDEAJF–, especialmente a los señores Sandro González, Ramón Salas, Ernesto Salas, Daniel Paredes, Wilson González, Alberto Vergara, Manuel Recabarren, Waldo Chamorro e Iván Chamorro.

Agradezco a los señores Pablo Manríquez y Julio Chamorro que cumplen un rol clave para el funcionamiento logístico y técnico de los programas de estudios llevados a cabo en el sistema insular del Archipiélago Juan Fernández.

Agradezco a los distintos programas y proyectos que contribuyeron al desarrollo del presente trabajo de tesis:

- Programa de Monitoreo para la Pesquería de Crustáceos del Archipiélago Juan Fernández (IFOP–UdeC; 2016–2022)
- HCLME 4147 UNOPS: “Hacia un manejo con enfoque ecosistémico del Gran Ecosistema Marino de la Corriente de Humboldt (GEMCH). Estudio ecosistémico de las pesquerías del sitio piloto Archipiélago de Juan Fernández”
- HCLME 4147 UNOPS: “Evaluación directa de la breca (*Nemadactylus gayi*, Kner 1865) en torno a las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara”
- FONDECYT Proyecto 1191606 “Role of meso– to submesoscale oceanic circulation on island connectivity: coupled–genetic modelling perspective”

Agradezco a EchoView Ltd., Hobart, Tasmania, Australia, por suministrar la herramienta (dongle) que ha permitido procesar la información acústica utilizada durante este trabajo, particularmente al Sr. Francisco Neira.

Agradezco el apoyo de los señores Alejandro Karstegl (SUBPESCA), Jorge Castillo, Sergio Lillo, Esteban Molina, Francisco Leiva (IFOP), Rodrigo Cifuentes y Cristian Espinoza (SERNAPESCA).

Agradezco al señor Marcelo González Luna –MarGon– un capo del procesamiento de sistemas de información geográfica –GIS–.

Agradezco a Ximena Pizarro Barrera y Cecilia Briceño Herrera, administrativas tremendamente dedicadas a su labor siendo esenciales en la vinculación y en la coordinación para atender las necesidades de los estudiantes respecto a los programas desarrollados por el Departamento de Oceanografía.

Agradezco a Alexandra Elbakyan por el desarrollo de su sitio web “*sci-hub*”, un espacio sin fines de lucro que proporciona acceso libre y sin restricciones a todo el conocimiento científico.

Agradezco al laboratorio, por cierto, un excelente grupo de trabajo que me ha apoyado durante este proceso, especialmente a Josefa Pino Aguilera, Pablo Rivara, Pablo Manríquez y Francisco Santa Cruz.

Agradezco a mis amigos y compañeros con los que comparto alegrías y conversaciones.

Agradezco a aquellas personas que ya no están en forma física, pero siguen siendo una potente fuente de inspiración y fortaleza.

A todos y todas muchas gracias.



ÍNDICE GENERAL

DERECHO DE AUTOR	iv
AGRADECIMIENTOS	vi
RESUMEN GENERAL	xxi
ANTECEDENTES GENERALES	1
HIPÓTESIS	12
OBJETIVO GENERAL	13
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
CAPÍTULO 1: Linking spatial heterogeneity of rocky reefs to demersal fish assemblages: Seascape fundamentals oriented toward conservation plans in Juan Fernández Archipelago Marine Reserve (SE Pacific). / Vinculación de la heterogeneidad espacial de los arrecifes de roca con estructuras de peces demersales: Fundamentos del paisaje marino orientados hacia planes de conservación en la Reserva Marina del Archipiélago Juan Fernández (Pacífico sureste).	14
ABSTRACT	15
1 INTRODUCTION	17
2 METHODOLOGY	21
2.1 Study area and acoustic surveys	21

2.2 Acoustic data processing	22
2.3 Analyzing spatial heterogeneity of the rocky reefs	24
2.4 Analysis of demersal fish assemblages data.....	26
3 RESULTS	29
3.1 Spatial heterogeneity of the rocky reefs	29
3.2 Linking rocky fish assemblage and reefs	31
4 DISCUSSION	34
4.1 Reef characterization.....	34
4.2 Reef–fish relationship	36
4.3 Spatial patterns.....	37
4.4 Modulating factors	38
4.5 Toward management and conservation	40
ACKNOWLEDGEMENTS	42
REFERENCES	43
TABLES	52
FIGURES	58
APPENDIX	71



CAPÍTULO 2: Spatial and temporal changes in reef fish population distributions: Persistence and dynamics in habitat use in the Juan Fernández Archipelago Marine Reserve (SE Pacific). / Cambios espaciales y temporales en la distribución de poblaciones de peces de arrecife: Persistencia y dinámica en el uso de hábitats al interior de la Reserva Marina del Archipiélago Juan Fernández (Pacífico sureste)..... 73

RESUMEN..... 74

ABSTRACT 76

1 INTRODUCCIÓN..... 78

2 METODOLOGÍA..... 84

 2.1 Área de estudio y diseño de prospección acústica..... 84

 2.2 Procesamiento de datos acústicos 85

 2.3 Análisis de datos..... 87

3 RESULTADOS 93

 3.1 Distribución en el eje costa–océano..... 93

 3.2 Distribución espacial entre días, mañanas y tardes 94

 3.3 Índice de abundancia relativa estandarizado 95

4 DISCUSIÓN..... 96

 4.1 Patrones espaciales y temporales 97

4.2 Índices de abundancia y aplicación.....	98
4.3 Hacia el manejo	100
4.4 Hacia un diseño adecuado	102
AGRADECIMIENTOS	105
REFERENCIAS	107
TABLAS	117
FIGURAS	121
FIGURAS GENERALES	127
DISCUSIÓN GENERAL	128
i-. ¿Existe una asociación entre la presencia de estructuras de peces demersales y accidentados arrecifes en la plataforma insular?	129
ii-. ¿Son conservativas las estructuras ícticas que se agregan en estas zonas de arrecifes durante mañanas/tardes y entre días?	132
REFERENCIAS GENERALES	135

ÍNDICE DE TABLAS

CAPÍTULO 1: Linking spatial heterogeneity of rocky reefs to demersal fish assemblages: Seascape fundamentals oriented toward conservation plans in Juan Fernández Archipelago Marine Reserve (SE Pacific). / Vinculación de la heterogeneidad espacial de los arrecifes de roca con estructuras de peces demersales: Fundamentos del paisaje marino orientados hacia planes de conservación en la Reserva Marina del Archipiélago Juan Fernández (Pacífico sureste).

Table 1.1: Surveyed areas around Robinson Crusoe and Santa Clara Islands during the 2015 and 2016 hydroacoustics surveys. / Área de estudio alrededor de las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara durante prospecciones hidroacústicas del 2015 y 2016.52

Table 1.2: Mean reef density (number of reefs / km²) by zone and depth strata around Robinson Crusoe and Santa Clara Islands during the 2015 and 2016 hydroacoustic surveys. / Densidad promedio de arrecifes (número de arrecifes / km²) por zona y estratos de profundidad alrededor de las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara durante estudios hidroacústicos del 2015 y 2016.53

Table 1.3: Proportion of sampled area with reefs (reefs area / sampled area) by zone and depth strata during the 2015 and 2016 hydroacoustic surveys. / Proporción de área muestreada con arrecifes (área de arrecifes / área muestreada) por zona y estratos de profundidad alrededor de las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara durante estudios hidroacústicos del 2015 y 2016.53

Table 1.4: Expected number of reefs by zone and depth strata from the 2015 and 2016 hydroacoustic surveys. / Número esperado de arrecifes por zona y estratos de profundidad durante estudios hidroacústicos del 2015 y 2016.54

Table 1.5: Model fit results of presence–absence response variable (fish assemblages) using simple and multiple regression models by zone. / Ajustes a partir de la modelación de la variable respuesta presencia–ausencia (agregaciones de peces) utilizando modelos de regresión simple y múltiple por zonas.55

Table 1.6: Model fit results of continuous response variable (acoustic density of fish assemblages) using simple and multiple regression models by zone. / Ajustes

a partir de la modelación de la variable respuesta continua (densidad acústica de las agregaciones de peces) utilizando modelos de regresión simple y múltiple por zonas.....57

Appendix 1.1: Model fit results (binomial GAMLSS) of presence–absence response variable (fish aggregations) using multiple regression models for all zone. / Ajustes (GAMLSS binomial) a partir de la modelación de la variable respuesta presencia–ausencia (agregaciones de peces) utilizando modelos de regresión múltiple para todas las zonas integradas.71

CAPÍTULO 2: Spatial and temporal changes in reef fish population distributions: Persistence and dynamics in habitat use in the Juan Fernández Archipelago Marine Reserve (SE Pacific). / Cambios espaciales y temporales en la distribución de poblaciones de peces de arrecife: Persistencia y dinámica en el uso de hábitats al interior de la Reserva Marina del Archipiélago Juan Fernández (Pacífico sureste).

Tabla 2.1: Especies principales que constituyen las estructuras de peces multiespecíficas vinculadas a los arrecifes en la plataforma insular de las Islas RC y SC. 117

Tabla 2.2: Miniareas organizadas en un gradiente de profundidad costa–océano prospectadas durante el año 2017 desde el polígono A al D. Cada polígono representó un área en particular y transectas sistematizadas a ~0.5 mn entre sí (926 m). El muestreo acústico sobre los polígonos fue realizado durante mañanas, tardes y entre días. 118

Tabla 2.3: Ajuste de modelos espacio–temporales implementados en la estimación de los índices de abundancia relativa estandarizados a partir de un enfoque de regresión múltiple. En negrita y cursiva se indica el mejor modelo ajustado (***m3***). También, se reporta la contribución total de AIC [Δ_i (AIC) = AIC_{*i*} – min AIC] y contribución relativa de cada covariable en unidades y porcentajes de AIC AIC [$\Delta_i - \Delta_{i+1}$ AIC = Δ_i (AIC) – Δ_{i+1} (AIC)]...... 118

Tabla 2.4: Estimación de efectos lineales de los coeficientes y efectos fijos y aleatorios de los parámetros a partir del modelo de predicción más saturado (***m3***). 119

Tabla 2.5: Índices de abundancia relativa estandarizados (NASC) estimados para todo el dominio de estudio y polígonos, además de sus respectivos intervalos de confianza (95%)..... 120

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO 1: Linking spatial heterogeneity of rocky reefs to demersal fish assemblages: Seascape fundamentals oriented toward conservation plans in Juan Fernández Archipelago Marine Reserve (SE Pacific). / Vinculación de la heterogeneidad espacial de los arrecifes de roca con estructuras de peces demersales: Fundamentos del paisaje marino orientados hacia planes de conservación en la Reserva Marina del Archipiélago Juan Fernández (Pacífico sureste).

Figure 1.1: Geographic location of Juan Fernández Archipelago in the southeastern Pacific Ocean. The upper left panel corresponds to the study site (Robinson Crusoe and Santa Clara Islands), and numbers (1–5) depict zones defined for acoustic sampling around these islands. Thin lines within the polygons correspond to 2015 (dashed) and 2016 (continuous) hydroacoustic transects. / Ubicación geográfica del Archipiélago Juan Fernández en el sureste del Océano Pacífico. El panel superior izquierdo corresponde al sitio de estudio (Islas Robinson Crusoe y Santa Clara), y los números (1–5) representan las zonas definidas para el muestreo acústico alrededor de estas islas. Las líneas delgadas dentro de los polígonos corresponden a las transectas hidroacústicas del 2015 (segmentadas) y 2016 (continuas).....58

Figure 1.2: List of main marine fish species comprising demersal assemblages on the insular shelf of Robinson Crusoe– Santa Clara Islands as detected by ROV and stereo cameras (Ernst et al., 2015 and Ernst et al., 2016). Nine species stand out in terms of abundance, 5 of them being endemic^(e): (a) Juan Fernández (JF) morwong (*Nemadactylus gayi*)^e, (b) pink maomao (*Caprodon longimanus*), (c) JF splendid perch (*Callanthias platei*)^e, (d) JF trevally (*Pseudocaranx chilensis*)^e, (e) JF golden butterflyfish (*Scorpius chilensis*)^e, (f) JF redbanded perch (*Hypoplectrodes semicinatum*)^e, (g) rockfish (*Helicolenus lengerichi*), (h) JF rubyfish (*Plagiogeneion* sp.) and (i) Amberjack (*Seriola lalandi*). / Lista de las principales especies de peces marinos que constituyen las agregaciones demersales sobre la plataforma insular de las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara detectadas mediante ROV y estereocámaras (Ernst et al., 2015 and Ernst et al., 2016). Nueve especies destacan en términos de abundancia, siendo 5 de ellas endémicas^(e): (a) breca (*Nemadactylus gayi*)^e, (b) graniento (*Caprodon longimanus*), (c) calantias (*Callanthias platei*)^e, (d) jurel de JF (*Pseudocaranx chilensis*)^e, (e) pampanito (*Scorpius chilensis*)^e, (f) piloto de JF (*Hypoplectrodes semicinatum*)^e,

(g) chancharro (*Helicolenus lengerichi*), (h) colorado u ojudo (*Plagiogeneion* sp.) y (i) vidriola o palometa (*Seriola lalandi*).60

Figure 1.3: Bottom profile of the southeastern insular shelf of Robinson Crusoe Island, showing temperate reefs and reef aggregations (a). The middle panel (b) shows an echogram of fish aggregations and temperate reefs of this region recorded during the 2016 hydroacoustic survey, and the lower panel (c) a fish school depicted from stereo cameras. / Perfil del suelo marino de la plataforma insular en el sureste de la Isla Robinson Crusoe, que evidencia discretos arrecifes templados y agregados (a). El panel del medio (b) muestra un ecograma con agregaciones de peces y arrecifes de esta región registrado durante estudios hidroacústicos del 2016, y el panel inferior (c) representa una agregación de peces identificada a partir del uso de estereocámaras.62

Figure 1.4: Conceptual diagrams of reef and fish aggregation metrics used during the post-processing and analysis of acoustic data at the EDSU (a) and reef scales (b). / Diagramas conceptuales de las medidas de los arrecifes y agregaciones de peces empleadas durante el post-procesamiento y análisis de los datos acústicos a escala de EDSU (a) y de arrecifes (b).63

Figure 1.5: Density distribution of reef length and height (a). Cumulative proportion of reef length (b) and height (c). Dashed lines correspond to 0.5 and 0.75 percentiles. / Distribución de densidad del largo y alto de los arrecifes (a). Proporción acumulada del largo (b) y alto de los arrecifes (c). Las líneas segmentadas corresponden a los percentiles 0.5 y 0.75.64

Figure 1.6: Boxplots of reef length by zones (a, n=5) and depth strata (b, n=4). Panels (c) and (d) depict reef height by zone and depth strata, respectively around Robinson Crusoe and Santa Clara Islands. / Boxplots del largo de los arrecifes por zona (a, n=5) y estrato de profundidad (b, n=4). Panel (c) y (d) representan la altura de los arrecifes por zona y estratos de profundidad alrededor de las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara, respectivamente.65

Figure 1.7: Proportion of reef covered area (reefs area / sampled area), reef median length (km) and reef density ((number of reefs / km²) x 1000⁻¹) by zone (a) and depth strata (b). / Proporción de área cubierta de arrecifes (área del arrecife / área muestreada), mediana del largo de los arrecifes (km) y densidad de arrecifes ((número de arrecifes / km²) x 1000⁻¹) por zona (a) y estratos de profundidad (b).66

Figure 1.8: Cumulative proportion of observing fish aggregations (discrete variable) as a function of the distance to the nearest reef. Dashed vertical lines correspond to 0.5 and 0.75 percentiles. / Proporción acumulada de agregaciones

de peces observadas (variable discreta) en función de la distancia al arrecife más cercano. Las líneas segmentadas verticales corresponden a los percentiles 0.5 y 0.75.67

Figure 1.9: Model predictions of the probability of observing fish aggregations over temperate reefs (upper curve) and outside them (lower curve). The gray points around the curves (upper and lower) are indicate the confidence intervals. Mean values of 0 m and 579 m were used for the distance to the nearest reef covariate in the upper and lower curves, respectively. / Modelo de predicción de la probabilidad de observar agregaciones de peces sobre arrecifes templados (curva superior) y fuera de ellos (curva inferior). Los puntos grises alrededor de las curvas (superior e inferior) indican los intervalos de confianza. Valores promedio de 0 y 579 m fueron utilizados para la covariable distancia al arrecife más cercano en las curvas superior e inferior, respectivamente.68

Figure 1.10: Model predictions of the probability of observing fish aggregations over temperate reefs (upper curves) and outside them (lower curves) for years 2015 (o) and 2016 (●) and zones 1 (a) and 2 (b). / Modelo de predicción de la probabilidad de observar agregaciones de peces sobre arrecifes templados (curva superior) y fuera de ellos (curva inferior) para los años 2015 (o) y 2016 (●) en las zonas 1 (a) y 2 (b).69

Figure 1.11: Predictive models of acoustic fish density (NASC). In panel (a) NASC was modeled as a function of reef depth (Z_{r_h}), using mean values of reef length ($L_{r_h}=170$ m) and height ($H_{r_h}=6$ m). In panel (b), prediction was made as a function of reef length using mean values of reef depth ($Z_{r_h}=104$ m) and height. Panel (c) shows NASC predictions as a function of reef height using mean values for depth and length. The gray points around the curves in each panel (a, b and c) are indicate the confidence intervals. / Modelos predictivos de la densidad acústica de peces (NASC). En panel (a) el NASC fue modelado en función de la profundidad de los arrecifes (Z_{r_h}), utilizando valores promedio del largo ($L_{r_h}=170$ m) y alto de los arrecifes ($H_{r_h}=6$ m). En el panel (b), la predicción fue realizada en función del largo de los arrecifes usando un valor promedio de la profundidad ($Z_{r_h}=170$ m) y de la altura de los arrecifes. El panel (c) muestra la predicción de NASC en función de la altura de los arrecifes utilizando valores promedio de la profundidad y del largo de los arrecifes. Los puntos grises alrededor de las curvas de cada panel (a, b y c) indican los intervalos de confianza..... 70

Appendix 1.2: Model predictions (binomial GAMLSS with smoother) of the probability of observing fish aggregations over temperate reefs (upper curves) and outside them (lower curves). The gray points around the curves (upper and lower) are indicate the confidence intervals. Mean values of 0 m and 579 m were used for the distance to the nearest reef covariate in the upper and lower curves,

respectively. / Modelo de predicción (GAMLSS binomial suavizado) de la probabilidad de observar agregaciones de peces sobre arrecifes templados (curva superior) y fuera de ellos (curva inferior). Los puntos grises alrededor de las curvas (superior e inferior) indican los intervalos de confianza. Valores promedio de 0 y 579 m fueron utilizados para la covariable distancia al arrecife más cercano en las curvas superior e inferior, respectivamente.72

CAPÍTULO 2: Spatial and temporal changes in reef fish population distributions: Persistence and dynamics in habitat use in the Juan Fernández Archipelago Marine Reserve (SE Pacific). / Cambios espaciales y temporales en la distribución de poblaciones de peces de arrecife: Persistencia y dinámica en el uso de hábitats al interior de la Reserva Marina del Archipiélago Juan Fernández (Pacífico sureste).

Figura 2.1: Ubicación geográfica de la Dorsal de Juan Fernández en el Océano Pacífico sureste. El panel superior izquierdo (a) corresponde al subsistema de estudio representado por las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara (RC–SC). El panel superior derecho (b) corresponde al área de estudio ubicada al sureste del subsistema RC–SC y los polígono –del A al D– con numerosas transectas ortogonales a la línea de costa. La línea segmentada y transversal a los polígonos representa un eje costa–océano de ~4600 m de largo. 121

Figura 2.2: Grilla de predicción empleada en la aproximación de la variación espacial no explicada. Los círculos rojos corresponden a 200 nodos que permitieron una adecuada eficiencia computacional cuando los efectos aleatorios fueron estimados, y los círculos negros a las observaciones. Los triángulos representan las celdas generadas a partir de la cantidad de nodos utilizados. 122

Figura 2.3: Cambios empíricos de la densidad acústica de peces. En ambos paneles –a y b– el eje y representó la distancia ortogonal a la costa de 4600 m. El eje x correspondió a 7 días de estudio junto a mañanas y tardes integradas. El valor entero representa un día de estudio durante la mañana y su valor decimal al mismo día durante la tarde. Ejemplo, en el eje x el valor 1 corresponde al primer día de estudio durante la mañana y el valor 1.5 al mismo día pero durante la tarde. 123

Figura 2.4: Predicciones del modelo *m3* que incorpora las covariables profundidad (*s[Baf]*), días (*Date*) y mañanas/tardes (*Time*). El panel izquierdo (a) corresponde a la predicción desarrollada mediante efectos fijos y efectos aleatorios sobre los residuales espaciales. El panel derecho (b) representa los cambios en los centros de gravedad de las abundancias de peces (COG) durante los 7 días de estudio. 124

Figura 2.5: Predicción de los cambios espaciales y temporales de las abundancia a partir de la covariable profundidad suavizada ($s[Bat]$)..... 125

Figura 2.6: Índices de abundancia relativa estandarizado a partir del modelo de predicción $m3$. El panel izquierdo (a) corresponde al índice estimado para todo el dominio de estudio con su intervalo de confianza (95%) representado gris, además de una tendencia lineal a través de un modelo GLM con su intervalo de confianza. El panel derecho (b) representa los índices estimados para cada uno de los polígonos y a sus intervalos de confianza, respectivamente. 126

Figura 1: Emplazamiento geográfico del Archipiélago Juan Fernández (Ernst et al., 2013). El borde grueso enmarca el subsistema de estudio. 127



RESUMEN GENERAL

El Archipiélago Juan Fernández se ubica sobre un cordón de montes submarinos perpendicular a la provincia de Valparaíso, Chile. Se compone de tres islas oceánicas organizadas en dos subsistemas: Robinson Crusoe–Santa Clara (RC–SC) y Alejandro Selkirk (AS). La conservación del ecosistema marino costero de este complejo insular es considerado de alta prioridad a nivel nacional e internacional, tal que en la última década se han desarrollado tres campañas hidroacústicas –2015, 2016 y 2017– orientadas a incrementar el conocimiento en aspectos ecológicos y pesqueros de las poblaciones ícticas demersales en las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara. El presente trabajo resuelve dos interrogantes asociadas a la distribución y relación de las estructuras de peces respecto al entorno marino: (i) existe una asociación entre la presencia de agregaciones demersales y accidentes batimétricos (arrecifes) en la plataforma insular? (ii) son conservativas estas estructuras ícticas que se agregan en zonas de arrecifes a diversas escalas temporales? A través del uso y análisis de información acústica se abordan ambas interrogantes. La caracterización espacial de la plataforma insular de las Islas RC–SC fue una primera aproximación al estudio de aspectos estructurales del paisaje marino. De esta forma, una gran cantidad de pequeños y altos arrecifes fue detectada en la región norte de las islas a diferencia de la región sur, que presentó menor cantidad pero

de mayor tamaño. Los arrecifes estuvieron principalmente distribuidos en los estratos intermedios de las Islas RC y SC, un espacio marino entre 50 y 150 m de profundidad que fue clave dado la alta probabilidad de observar estructuras de peces demersales en sitios con arrecifes (~90%). El análisis a escala de los arrecifes indicó que cuanto mayor es la altura del arrecife, mayor es la densidad acústica de los peces. Los modelos implementados para explicar la presencia y densidad acústica de peces respecto a la covariable profundidad detectaron la presencia de pocas agregaciones en sitios con arrecifes someros, pero con mayor densidad que aquellos localizados a mayores profundidades. Esto coincide con el resultado obtenido de la modelación espacio-temporal que se ajustó a la densidad de peces, detectando la mayor abundancia íctica sobre hábitats someros cuyos cambios en las magnitudes fueron consistentemente en torno a 25 y 90 m de profundidad. En cuanto al efecto temporal se observó que mañanas/tardes no pareció ser tan importante en los cambios de las abundancias de peces a diferencia del efecto de los días (7 días de estudio), los cuales explicaron una alta variabilidad. Cambios en las abundancias ícticas fueron frecuentes a lo largo del período de estudio, ocurriendo especialmente sobre arrecifes someros y profundos de forma inversa. El uso de ambos hábitats fue relevante y dinámico, sugiriendo desplazamientos ortogonales en la plataforma marina insular. Haber abordado ambas preguntas contribuyó con el conocimiento espacial y espacio-temporal de especies ícticas sobre la plataforma insular,

aspecto fundamental para la implementación de un diseño de estudio adecuado, y también para que futuros planes de conservación y de manejo, sostengan y adapten estrategias que aseguren el equilibrio entre la pesquería y la sustentabilidad de las poblaciones marinas explotadas, pero basado en el mapeo y cuidado de pequeños espacios que caracterizan el Área Marina Costera Protegida de Múltiples Usos.



ABSTRACT

The Juan Fernández Archipelago is located on a ridge of seamounts perpendicular to the province of Valparaíso, Chile. It is made up of three oceanic islands organized into two subsystems: Robinson Crusoe–Santa Clara (RC–SC) and Alejandro Selkirk (AS). The conservation of the coastal marine ecosystem of this island system is considered a high priority at a national and international level. In recent decade three hydroacoustic surveys have been carried out (2015, 2016, and 2017) to increase knowledge of ecological and fishing aspects of the demersal fish stocks on Robinson Crusoe and Santa Clara Islands. This paper tackles two questions associated with the distribution and relationship of fish aggregations and the marine environment: (i) is there an association between the presence of demersal structures and bathymetric features (reefs) on the island shelf? (ii) are these fish structures that aggregate in reef zones at various time scales conservative? The study of structural aspects of the seascape was the first task in the insular shelf spatial characterization of RC–SC Islands. In the northern region of the islands, many small and tall reefs were detected, unlike the southern region, which presented fewer but larger reefs. Reefs were mainly distributed on the intermediate stratum of the insular shelf, a marine space between 50 and 150 m in depth. A high probability of observing demersal fish structures on areas with reefs

(~90%) was detected. A reef-scale analysis indicated that the greater the reef height, the greater the acoustic fish density. Modeling results indicate the presence of few aggregations at sites with shallow reefs but with higher density than those located at greater depths, coinciding with the result obtained from the Spatio-temporal models. These were fitted to fish density, detecting the most significant fish abundance over shallow habitats whose magnitude changes were consistently around 25 and 90 m deep. Regarding the temporal effects, the mornings/afternoon covariate was marginally significant in explaining fish abundance variability. Inversely, changes in fish abundances were frequent throughout the study period, occurring primarily on shallow and deep reefs. The use of both habitats was relevant and dynamic, suggesting orthogonal displacements on the insular marine shelf. Addressing both questions in this thesis contributed to the spatial and Spatio-temporal knowledge of fish species distribution on the insular platform. These results constitute a fundamental asset for hydroacoustic survey design. They may also aid future conservation and management plans, supporting and adapting strategies to ensure a balance between the fishery and the sustainability of the exploited marine populations that inhabit small spaces that characterize the Juan Fernández Marine Coastal Protected Area of Multiple Uses.

ANTECEDENTES GENERALES

El Archipiélago Juan Fernández corresponde a un conjunto de islas de origen geológico volcánico de ~6 millones de años descrito para la región del Pacífico suroriental (Arana, 1987). Se ubica sobre la Dorsal de Juan Fernández, un cordón de montes submarinos orientado perpendicularmente al borde suroccidental del continente Sudamericano, precisamente a ~360 mn al oeste de la provincia de Valparaíso, Chile (Vergara & Morales, 1985; Arana & Vega, 2000). Este complejo insular se compone de tres islas oceánicas agrupadas en dos subsistemas: las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara (RC–SC), localmente conocidas como “Más a Tierra”; y la Isla Alejandro Selkirk (AS), antes llamada “Más Afuera” y emplazada ~90 mn más al oeste (Castilla & Oliva, 1987; Figura 1).

La flora y fauna del Archipiélago Juan Fernández es considerada de alta prioridad de conservación nacional e internacional debido al elevado endemismo de especies que lo han consolidado como un importante hotspot de biodiversidad (Rozbaczylo & Castilla, 1987; Sepúlveda, 1987; Pequeño & Sáez, 2000; Dyer & Westneat, 2010; Pérez–Matus et al., 2014; Fernández et al., 2015), siendo declarado Parque Nacional por el Gobierno de Chile en 1935 y Reserva de la Biósfera por la UNESCO en 1977 (www.unesco.org). Su ecosistema marino

costero es de gran importancia para el comercio y la economía local (Arana, 1987; Arana et al., 2006a; Ernst et al., 2010, 2013; Friedlander et al., 2016), ya que la explotación de recursos emblemáticos como la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*; H. Milne Edwards, 1837) y el cangrejo dorado (*Chaceon chilensis*; Chirino-Gálvez & Manning 1989) cumplen un rol fundamental en el desarrollo social y económico de la comunidad insular (Arana et al., 2006a; Ernst et al., 2015, 2016). Ambas pesquerías son actividades de carácter artesanal (Arana et al., 2006b; PLADECO, 2009; Ernst et al., 2015), categorizadas como tipo-S (small-scale, spatially-structured, targeting sedentary stocks; Orensanz et al., 2005), y sus capturas se desarrollan exclusivamente a través del uso de trampas encarnadas y caladas en sistemas discretos de pesca pertenecientes a cada pescador (Arana et al., 2006b; Ernst et al., 2013).

La pesquería de la langosta y el cangrejo dorado son actividades operativamente complejas, ya que dependen de la captura de otros recursos hidrobiológicos utilizados principalmente como carnada y secundariamente para consumo humano directo, demandando la extracción de volúmenes elevados de recursos ícticos costeros (Arana et al., 2006a, 2006b; Queirolo et al., 2011; Ahumada & Queirolo, 2014; Ernst et al., 2015, 2016). Entre las principales especies capturadas se destacan peces pelágicos como pampanito (*Scorpius chilensis*),

jurel de Juan Fernández y/o jurelillo (*Pseudocaranx chilensis*) conformando el primer eslabón operacional en la captura de carnadas. La captura de peces costeros demersales o de fondo, tales como breca (*Nemadactylus gayi*), bacalao (*Polyprion oxygeneios*), anguila (*Gymnotorax porphyreus*), corvina (*Umbrina reedi*), graniento (*Caprodon longimanus*), colorado/ojudo (*Plagiogeneion* sp.), entre otros, constituye el eslabón operacional final en la captura de carnadas (Arana, 1987; Queirolo et al., 2011; Ahumada & Queirolo, 2014; Ernst et al., 2015, 2016).

En cuanto a las especies de peces costeras mencionadas el recurso endémico breca (*Nemadactylus gayi*; Kner, 1865), distribuida sobre la plataforma insular de los Archipiélagos Juan Fernández y Desventuradas (Islas San Ambrosio y San Félix; Mann, 1954), representa un eje central en las pesquerías de carnada en cada sistemas de islas (Bahamonde, 1948; Díaz, 1982; Dyer & Westneat, 2010; Ernst et al., 2013; Ahumada & Queirolo, 2014; Fernández et al., 2015). Sin embargo, es en el subsistema RC–SC donde se efectúa un mayor y permanente esfuerzo de pesca durante el año, debido a una flota numerosa y mayor consumo humano directo incluso posterior al cierre temporal de la pesquería de la langosta (veda reproductiva del 15 mayo al 30 de septiembre; Arana & Vega, 2000; Ernst et al., 2013). A partir del clave rol que cumple la breca y otros recursos ícticos con los que interactúa (Queirolo et al., 2011; Ahumada & Queirolo, 2014;

Fernández et al., 2015; Ernst et al., 2015, 2016), estudios orientados a identificar la distribución, asociación y abundancia de las especies ícticas objetivo de la pesquería fueron efectuados durante la última década (Ernst et al., 2015, 2016). El estudio de la conservación y uso sostenible de los recursos naturales marinos fundamentalmente se sustenta sobre el conocimiento de aspectos ecológicos claves (Fortin & Dale, 2005), y entre ellos, evaluar los cambios demográficos en el espacio y en el tiempo (en número o biomasa) a través de estudios de dinámica poblacional requiere del levantamiento regular de información. Típicamente, esto se desarrolla mediante planes de monitoreo que implican evaluaciones directas (e.g., cruceros acústicos, área barrida) o indirectas (evaluación de stock). Cualquiera de estas aproximaciones se sustenta en conocimientos de distribución, comportamiento y reproducción de las especies de interés (Saborido–Rey, 2002).

El uso de tecnología hidroacústica en el estudio de los ecosistemas, y en la caracterización de recursos marinos encontrados a profundidades difícilmente accesibles resulta ideal cuando esta aproximación requiere un menor esfuerzo de muestreo y un rápido análisis de los datos (Simmonds & MacLennan, 2005). Tal aproximación es clave para el estudio de los ecosistemas enfocados en el desarrollo de las pesquerías (Koslow, 2009), pudiendo entregar información de la topografía del suelo marino, estructuras físicas (profundidad de la oxiclina;

Bertrand et al., 2010), comunidades biológicas (zooplancton y peces pelágicos; Ballón et al., 2011), descripción del comportamiento de las agregaciones (Gerlotto et al., 2004), distribución espacial y estimaciones del tamaño de los stocks (Koslow, 2009). El funcionamiento de esta tecnología, en general, ocurre mediante la transmisión de pulsos eléctricos que son convertidos en sonido por un equipo transductor y luego se emiten al ambiente marino logrando insonificar un volumen de la columna de agua. Cuando un blanco de densidad distinta al agua intercepta este volumen insonificado produce un eco que retorna al transductor transformándolo en pulsos eléctricos. La aplicación posterior de factores de corrección y calibración por equipos electrónicos y de computación, finalmente, traducirá los registros descritos en imágenes comprensibles para el operador (en ecogramas; Simmonds & MacLennan, 2005).

Cuando la concentración de peces es elevada se requiere estimar la densidad de un cardumen siendo necesario recurrir al método de integración acústica, que mide la energía total reflejada por una agregación de peces a partir de la suma de ecos individuales. Emplear estos métodos y obtener una estimación de la abundancia/biomasa de peces, sin embargo, necesita previamente conocer la reflectividad de la fuerza del blanco en función de la longitud, morfología, y fisiología de los ejemplares (Target Strength, TS; Foote, 1987; Simmonds & MacLennan, 2005). Además, requiere de muestreos de apoyo que homologuen

sistemáticamente la información acústica y posibiliten la identificación de las especies así como la asignación adecuada del valor proporcional de la energía total reflejada por cada agregación (Simmonds & MacLennan, 2005). Tradicionalmente, los muestreos de apoyo se realizan mediante el uso de artes y aparejos de pesca convencionales como redes de arrastre y espineles, respectivamente. No obstante, las complejas características geomorfológicas del fondo marino dificultan el uso de redes de arrastre en la costa del Archipiélago Juan Fernández, y además son prohibidas de manera interna por las organizaciones de pescadores locales (STIPA¹, STIPIAS² y APDEAJF³), quienes reconocen el gran valor ecológico y fragilidad del ecosistema marino costero. La alta selectividad del espinel, por otra parte, impide una adecuada representación de la composición cuantitativa de las especies y su estructura de tallas. El uso de medios de observación ópticos submarinos, de esta forma, constituyen una aproximación adecuada para auxiliar los registros acústicos y obtener información biológica clave respecto de los cardúmenes demersales de manera no invasiva, no destructiva, ni selectiva (Rooper, 2008; Rooper et al., 2010; Williams et al., 2010; Jones et al., 2012; Ernst et al., 2015, 2016).

¹ Sindicato Trabajadores Independientes Pescadores Artesanales Juan Fernández.

² Sindicato de Trabajadores Independientes Pescadores de la Isla Alejandro Selkirk.

³ Agrupación de Pescadores y Dueños de Embarcaciones de Juan Fernández.

En los años 2015 y 2016 dos estudios piloto fueron realizados en la plataforma insular del subsistema RC–SC. El desarrollo conjunto de técnicas hidroacústicas y de óptica submarina permitieron obtener información ecológica elemental sobre la comunidad íctica sugiriendo estos métodos para futuros diseños de evaluación (Ernst et al., 2015, 2016). Ambos estudios, además de aportar con antecedentes sobre diversos aspectos biológicos y pesqueros de la comunidad íctica también sustentaron el desarrollo del presente trabajo, que como resultado contribuye fundamentalmente en la planificación de futuras evaluaciones cuya implementación todavía requiere definir (i) un diseño de prospección hidrocústico robusto, que incorpore dimensiones espaciales y temporales en el modelo conceptual y diseño del muestreo (Fortin & Dale, 2005; Ernst et al., 2015); (ii) determinar la fuerza de blanco *ex situ* e *in situ* de las especies objetivo (TS; Ernst et al., 2015); (iii) identificar la composición de tallas individuales *in situ* (Harvey et al., 2003; Seiler et al., 2012); (iv) y cuantificar la composición de las especies en proporciones (Easton et al., 2015). Esta última técnica todavía debe ser optimizada para efectos de un diseño hidrocústico–óptico efectivo, ya que un muestreo continuo y acoplado sobre cada agregación íctica resultaría muy informativo espacialmente, pero el costo sería considerablemente elevado dado el alto número de estructuras y al poco tiempo disponible para realizar las inmersiones ópticas de muestreo (Ernst et al., 2016). Idealmente, contar con registros ópticos de la proporción de especies por estratos de profundidad sería

más costo–efectivo, aunque su aplicación se debe basar en fuertes supuestos cuya validación necesita de antecedentes ecológicos sobre el comportamiento, distribución y asociación de la comunidad íctica insonificada pero a una escala sustancialmente más fina en el espacio y en el tiempo.

Los estudios realizados en el subsistema RC–SC describen complejas agregaciones ícticas demersales de carácter multiespecíficas que se distribuyen en un ancho batimétrico entre 20 y 200 m de la plataforma insular (Ernst et al., 2015, 2016), además, constituyéndose de 9 especies principales: breca (*Nemadactylus gayi*), graniento (*Caprodon longimanus*), calantias (*Callanthias platei*), jurel de Juan Fernández (*Pseudocaranx chilensis*), pampanito (*Scorpius chilensis*), colorado/ojudo (*Plagiogeneion* sp.), piloto de Juan Fernández (*Hypoplectrodes semicinatum*), vidriola/palometra (*Seriola lalandi*) y chancharro (*Helicolenus lengerichi*; Mann, 1954; Pequeño & Sáez, 2000; Dyer & Westneat, 2010; Ernst et al., 2015, 2016). También, se ha sugerido que estas complejas agregaciones exhiben un aparente vínculo espacial con notorios accidentes topográficos del suelo marino –arrecifes templados rocosos– que corresponden a sitios de profundidades relativamente menores, denominados localmente como “bajos” batimétricos (Ernst et al., 2013, 2015, 2016). Estos accidentes representan elevaciones del fondo marino respecto de la pendiente media y son especialmente condicionados por la geomorfología y composición que

determinan su dureza y relieve (Lirman, 1999; Walker et al., 2009; Chouinard & Dutil, 2011). Por cierto, muy característicos de montes submarinos y muy frecuentes en torno a la plataforma insular del Archipiélago Juan Fernández (Ernst et al., 2013). La heterogeneidad espacio-temporal asociada a las características físicas y biológicas de los arrecifes ejercen una importante influencia sobre la distribución local de muchos taxa de peces en el mundo (Ebeling & Laur, 1985; Choat & Ayling, 1987; McCormick & Choat, 1987; Kingsford et al., 1989; De Martini & Roberts, 1990; Jones & Andrew, 1990; Holbrook et al., 1994). Esta situación es usual en comunidades de peces de rocas donde atributos como la distribución, diversidad, y la abundancia están correlacionados con accidentes del suelo marino que son utilizados como sitios de refugio, reproducción y alimentación (Buxton & Smale, 1989; Tzioumis & Kingsford, 1995; Lirman, 1999; Walker et al., 2009; Williams et al., 2010; Sambrook et al., 2019).

La trascendencia ecológica del complejo suelo marino del subsistema RC-SC pareciera responder al patrón de asociación entre agregaciones ícticas y arrecifes. Incluso, información recopilada mediante encuestas semiestructuradas realizadas a pescadores locales confirma una concomitante relación basada en altos rendimientos de captura documentado en zonas de bajos batimétricos. Sitios, donde los pescadores disponen sus marcas de pesca con precisión y

visitan con frecuencia a lo largo de las temporadas (Ernst et al., 2013, 2015, 2016). Los peces demersales juegan un rol importante en el ecosistema de la plataforma insular formando densas y compactas agregaciones (Ernst et al., 2016). Por ello, identificar aquellos componentes del ambiente bentónico marino como profundidad (Curley et al., 2002; Chouinard & Dutil, 2011; Johannesen et al., 2012; Porteiro et al., 2013), y atributos estructurales de los arrecifes como predictores de la distribución espacial de las abundancias de dichas agregaciones es de alto interés científico y de extrema utilidad en el estudio demográfico de las poblaciones (Lirman, 1999; Walker et al., 2009; Thorson et al., 2016). En atención a la importancia ecológica y pesquera de los recursos ícticos costeros y la aparente estrecha relación con los pequeños sistemas de arrecife se postula que (i) la distribución de las agregaciones ícticas demersales estaría condicionada por la presencia de arrecifes, (ii) siendo este vínculo conservativo en el tiempo.

El presente trabajo aborda preguntas ecológicas referente a las agregaciones ícticas y su ambiente marino. Para ello se caracterizó la distribución, asociación, y dinámica espacio-temporal de las abundancias de las estructuras de peces en torno a factores topográficos del suelo marino por medio de información acústica derivada de tres campañas: 2015, 2016 y 2017. Los antecedentes ecológicos descritos en este trabajo auxiliarán la planificación de futuras evaluaciones

directas de las poblaciones ícticas, generando en el mediano y largo plazo antecedentes demográficos (tamaño de los stocks y sus cambios en el tiempo) que apoyarán a la administración en la toma de decisiones respecto a la implementación de planes de manejo y conservación de este remoto, complejo y frágil ecosistema.



HIPÓTESIS

H_i: La distribución de las estructuras ícticas demersales está condicionada por la presencia de arrecifes en la zona nerítica–insular del subsistema Robinson Crusoe–Santa Clara.

H_{ii}: La asociación entre estructuras ícticas demersales y arrecifes del subsistema Robinson Crusoe–Santa Clara es conservativa en el tiempo.



OBJETIVO GENERAL

Caracterizar las estructuras ícticas demersales del subsistema Robinson Crusoe–Santa Clara (RC–SC) y su relación con la topografía del fondo marino.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1-. Evaluar la relación entre la distribución y densidad íctica respecto de la topografía y batimetría del fondo marino.

2-. Evaluar la persistencia temporal de las estructuras ícticas demersales respecto a los accidentes topográficos del suelo marino (arrecifes o bajos).



CAPÍTULO 1

Linking spatial heterogeneity of rocky reefs to demersal fish assemblages:
Seascape fundamentals oriented toward conservation plans in Juan Fernández
Archipelago Marine Reserve (SE Pacific).

Vinculación de la heterogeneidad espacial de los arrecifes de roca con
estructuras de peces demersales: Fundamentos del paisaje marino orientados
hacia planes de conservación en la Reserva Marina del Archipiélago Juan
Fernández (Pacífico sureste).



Submitted to “AQUATIC CONSERVATION: Marine and Freshwater Ecosystems”

ABSTRACT

1-. Recognizing the link between spatial heterogeneity and fish assemblages has been key to advancing conservation plans and the assessment/management of marine resources in remote ecosystems.

2-. The Juan Fernández Archipelago is a remote and highly heterogeneous geologic hotspot located on the Nazca plate (SE Pacific), comprising three islands, numerous seamounts, and guyots along ~800 km submarine ridge with a highly rugged coastal marine shelf. Hundreds of rocky reefs of various sizes characterize this insular coastal shelf, supporting diverse finfish populations of interest for Robinson Crusoe's artisanal fishing fleet.

3-. Two hydroacoustic surveys (2015 and 2016) were conducted on the insular shelf of Robinson Crusoe and Santa Clara Islands. Reef abundance distribution and morphometric attributes (length, height, depth strata, and geographic zones) were characterized across the shelf seascape. To identify traits that correlated with presence–absence and acoustic density of demersal fish aggregations, a set of generalized linear models was implemented.

4-. Reef scale analysis showed that the larger the reef height, the higher the acoustic density of fish. In the 50 – 150–meter depth range (intermediate strata), a higher probability of observing demersal fish aggregations in reef areas (~80 %) was detected, in contrast to relatively flat seafloor (~25 %). Reefs were present at intermediate strata around the island, with the northern region hosting many smaller and taller reefs, and the southern region presenting the smallest number of reefs but of larger size.

5-. These findings highlight the ecological value of temperate reefs for fish populations throughout the insular shelf seascape. This study supports the implementation of small scale hydroacoustic surveys as a critical aspect of sampling design toward disentangling the association between high heterogeneity of island reefs and demersal fish assemblages, and the implementation of effective periodic monitoring on the Marine Protected Areas in the Sea of Juan Fernández.

Keywords: demersal fish assemblages, hydroacoustic surveys, Juan Fernández Archipelago, insular coastal shelf, rocky reefs, spatial heterogeneity.

1 INTRODUCTION

The study of landscape has provided significant progress in terrestrial ecology, identifying critical aspects of habitat definition at different scales, which involves an interplay between geological, environmental, and biological features (Dunning, Danielson & Pulliam, 1992; Forman, 1995; Turner & Gardner, 2015). Similarly, this interplay can be observed in landscapes of the marine environment such as intertidal, seagrasses, seamounts, and reef systems, also capable of structuring populations and communities (Paine & Levin, 1981; Carr et al., 2003; Wedding et al., 2011). In particular, insular shelves around oceanic islands often contain numerous geographical features and oceanographic characteristics (Pitcher et al., 2007; Ramalho et al., 2013) that provide high spatial habitat heterogeneity, shaping the local distribution of populations and communities (Pitcher et al., 2007; Fisher et al., 2018).

The rugged coastal shelf of the Juan Fernández Archipelago (JFA) constitutes an ideal seascape to study spatial ecological patterns underlying the marine environment. From the volcanic matter deposits associated with geologic hotspots and subsequent cooling of the tectonic plate (Ramalho et al., 2013; Astudillo, 2014), a conglomerate of oceanic islands and guyots emerged, constituting the Juan Fernández Ridge (JFR). This seamount string is oriented perpendicularly to

the southwestern edge of the South American continent (SE Pacific, Figure 1.1; Vergara & Morales, 1985). It presents on its shelves numerous reefs modulated by geomorphic processes, basaltic composition (Araya–Vergara & Vieira, 2005), and sedimentary deposits (Astudillo, 2014). This zone shelters an extensive reservoir of endemic fish that extend their distribution to island shelf break (~200 m), conforming dense assemblages in both the pelagic and benthic environments. The patchy distribution of their structures (Ernst et al., 2015; Ernst et al., 2016) may be the consequence of interaction with geomorphological components such as reefs and/or remote or local oceanographic processes on the shelf (Andrade et al., 2014a; Andrade, Hormazábal & Combes, 2014b; Medel et al., 2018; Cornejo–Guzman, 2018). This biological–physical interaction has been previously suggested for rockfish communities, where abundance and aggregation levels are correlated with reef distribution (Holbrook et al., 1994; Pitcher et al., 2007; Jones et al., 2012). In JFA dense and aggregated multispecies demersal fish assemblages (Serranidae, Carangidae, splendid perches, golden butterfish, rockfish, rubyfish, and morwongs; Figure 1.2) have been described in association to conspicuous reef systems of various sizes (Ernst et al., 2015; Ernst et al., 2016). In turn, these are correlated with traditional fishing grounds recurrently used by artisanal fishers around the islands (Ahumada & Queirolo, 2014).

Despite the importance of fish communities for the JFA ecosystem and local economy, little is known about their conservation status, especially for the morwong (locally known as breca, *Nemadactylus gayi*), a local species used for artisanal fishery's consumption and operation (Ahumada & Queirolo, 2014). Understanding the scales of natural variability of their distribution, behavior, and particularly the association to the seascape require scientific surveys for evidence-based decision making regarding the implementation of conservation (Marine Protected Areas, García-Charton et al., 2000) and management plans for species of high commercial interest (Stamoulis et al., 2018). Conservation plans and fishery management actions based on knowledge of the state of fish communities and its relationship with the seascape spatial heterogeneity (García-Charton et al., 2000), such as specific zones and depth with a significant presence of reef and fish patches represent an essential step. The JFA constitutes a vulnerable marine ecosystem and reservoir for numerous endemic species (Dyer & Westneat, 2010; Friedlander et al., 2016). For over a century this ecosystem has sustained a valuable small-scale artisanal fishery operating under a traditional territorial tenure system (Arana & Melo, 1973; Ernst et al., 2010; Ernst et al., 2013). This traditional system has brought economic stability and social wellbeing to the Robinson Crusoe Island local community (PLADECO, 2015; Steneck et al., 2017).

The study of fish communities with non-invasive and non-destructive sampling methods, such as acoustic and optical technology, can provide essential scientific information, even in hard-to-reach areas (Simmonds & MacLennan, 2005; Jones et al., 2012), while also respecting the local ecosystem fragility. Previous studies were methodologically restricted to scuba diving exercises, and therefore limited to shallower depths (~30 m). The focus of these studies was the taxonomic characterization of fish species, their association with the subtidal environment (Pérez-Matus et al., 2014; Friedlander et al., 2016) and trophic ecology (Ramírez et al., 2013). In this work, the use of acoustic technology has allowed us to access greater depths (up to 200 m), providing important background on ecological features of the fish communities surrounding Robinson Crusoe and Santa Clara Islands (Ernst et al., 2015; Ernst et al., 2016), both embedded in the Multiple Use Coastal Marine Protected Area (AMCP-MU) entitled "Juan Fernández Sea" (Supreme Decree N°10 of 2018, Chile). This study aims to characterize the reef system of the Robinson Crusoe and Santa Clara Islands shelf and quantify the level of association of demersal fish assemblages. The correlation of several spatial attributes (reef elevation, length, location, depth) with fish density was assessed. This work contributes to identifying predictors of fish distribution, which are of high interest in conservation plans and seascape ecological studies (Walker, Jordan & Spieler, 2009; Thorson et al., 2016).

2 METHODOLOGY

2.1 Study area and acoustic surveys

The JFA comprises a group of islands of volcanic geological origin of circa ~6 Myr (Arana, 1988). It is located on the Juan Fernández Ridge (JFR), composed of a group of seamounts oriented perpendicularly to the southwestern edge of the South American continent, 360 nautical miles (nm) to the west of the province of Valparaíso, Chile (Vergara & Morales, 1985). Three oceanic islands grouped into two subsystems form the JFA: Robinson Crusoe and Santa Clara islands (RC–SC) and Alejandro Selkirk Island (AS) ~90 nm further west (Castilla & Oliva, 1987). In this study, two hydroacoustic surveys were carried out during daylight hours in the RC–SC subsystem in 2015 and 2016 (Figure 1.1). The first survey was conducted between November 6th and 9th, 2015, on a 12–m diesel–powered vessel whose navigation speed was 4–6 knots. Two SIMRAD EK60 split beam transducers of 38 and 120 kHz (ES38–B and ES120–7C; Kongsberg Simrad AS, Kongsberg, Norway) were installed laterally on a deployable metal arm two meters from the surface. The downward–looking echosounders were calibrated following standard procedures (Foote et al., 1987) and configured with a pulse duration of 0.001024 s (1024 μ s) and ping rate of 1.0 s. Sampling followed a zig–

zag design with transects of 2.5 nm long separated by approximately 0.6 nm between apices (Figure 1.1). The second survey was conducted between October 6th and 12th, 2016, using a 9-m artisanal fishing boat operated to the same speed as the previous survey. In this case, the 38 kHz acoustic transducer was replaced by the ES38-10 model, maintaining the same configuration for both transducers as the 2015 study, but mounted in a tow-body suspended off the vessel's side and deployed one meter below the surface. The sampling design implemented quasi-parallel (2.3 nm) transects, configured orthogonally to the coast, and spaced by 0.5 nm. In both surveys, the sampling area was stratified into five zones around the islands based on operational considerations (such as navigating in sheltered zones of the winds and waves) combined with intrinsic shelf characteristics. These zones were, zone 1: Puerto Inglés, zone 2: El Verdugo, zone 3: Playa Larga, zone 4: Santa Clara, and zone 5: Tres Puntas (Table 1.1 and Figure 1.1).

2.2 Acoustic data processing

The combination of 38 and 120 kHz acoustic records was used to qualitatively discriminate the acoustic signal of fish assemblages from zooplankton sound scattering based on morphology, depth, and backscatter location in the water column. However, due to better performance in detecting fish schools (Simmonds & MacLennan, 2005), only the 38 kHz frequency was used quantitatively in this

analysis. Data were processed using an algorithm implemented in the Echoview® 8.0.105 acoustic analysis software (Echoview Ltd., Hobart, Tasmania, Australia). Acoustic backscatter processing involved configuring the start and end of the survey transects and delimitation of the surface line (to 7 m from surface) and the bottom line (to 1 m from the detected seafloor) of the water column to remove surface noise (bubbles) and bottom echoes (side-lobe reverberations). An Sv integration threshold of -70 dB re 1 m⁻¹ was used, and then, via user-defined polygons with unique codes (ID) we separated multispecies demersal fish aggregations (Figure 1.2) from pelagic using the methodological characterization approach described by Ernst et al., (2015) and Ernst et al., (2016). The integration of fish acoustic density values per unit area “NASC” (Nautical Area Scattering Coefficient, units of m² nm⁻²; MacLennan et al., 2002) were exported in Elementary Distance Sampling Units (EDSUs) of 50 m along each transects. For every EDSU, acoustic density of fish aggregations, its subsequent transformation to presence-absence data, bathymetry, and geographic location were recorded. The insular reef shelf's characterization involved identifying structures that appeared by notable changes in the bathymetric relief in bottom echoes from the acoustic backscatter analysis (Figure 1.3). These reefs were isolated within the echograms by selecting locations (delimited by polygons and IDs) in which the bottom height was conspicuously above the average seafloor height. From this

procedure, the reef's presence–absence, reef mean height, length, and depth attributes were extracted for subsequent analysis.

2.3 Analyzing spatial heterogeneity of the rocky reefs

The spatial heterogeneity characterization of the rocky reefs on RC–SC insular shelf was based on their structural attributes and spatial distribution.

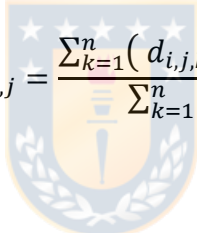
2.3.1 Characterization of rocky reef structural attributes

Four attributes were used to characterize the rocky reef structure: average reef height, total reef length, geographical locations (zones), and reef depth stratum. The average reef height was calculated by averaging the minimum and maximum values in each EDSU. The total reef length was calculated based on the Euclidean distance between initial and final geographic coordinates (Figure 1.4). The reefs were also geographically referenced to the five zones around the RC–SC Islands (Figure 1.1). Finally, the reefs were classified into four bathymetric strata across the shelf. Those reef depth strata were 0–50 m, 50–100 m, 100–150 m, and 150–200 m.

2.3.2 Spatial distribution of rocky reefs

Spatial rocky reef statistics including average reef density (number of reefs / km²), proportion of reef area coverage, and expected number of reefs were computed by zones and depth strata.

Reef density by zone “*i*”, depth stratum “*j*” and transect “*k*”, ($d_{i,j,k}$), were weighted by the proportion of surveyed area “*a*”, ($\frac{a_{i,j,k}}{\sum_{k=1}^n a_{i,j,k}}$), and finally providing the average reef density by zone and stratum, ($d_{i,j}$):


$$d_{i,j} = \frac{\sum_{k=1}^n (d_{i,j,k} \times a_{i,j,k})}{\sum_{k=1}^n a_{i,j,k}}$$

The proportion of reef area coverage “*r*” by zone and depth stratum, ($\widehat{Pr}_{i,j}$), were assessed by the ratio of total reef area coverage ($\sum_{k=1}^n r_{i,j,k}$) to the total sampled area ($\sum_{k=1}^n a_{i,j,k}$):

$$\widehat{Pr}_{i,j} = \left(\frac{\sum_{k=1}^n r_{i,j,k}}{\sum_{k=1}^n a_{i,j,k}} \right)$$

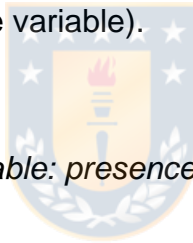
Finally, the expected number of reefs “*e*” by zone and depth stratum, ($\widehat{Ee}_{i,j}$), were estimated based on average density estimates ($d_{i,j}$) and the total area ($A_{i,j}$),

assessed using the geographic processing software ArcGIS (Environmental Systems Research Institute, ESRI, Table 1.1).

$$\widehat{E}e_{i,j} = d_{i,j} \times A_{i,j}$$

2.4 Analysis of demersal fish assemblages data

The analysis of demersal fish data consisted of modeling the presence–absence of fish aggregations (discrete response variable) as well as to their acoustic density (continuous response variable).



2.4.1 Discrete response variable: presence–absence of fish aggregations

A binomial generalized linear model (GLM; McCullagh & Nelder, 1983) was used to explore the bathymetric factors that predicted by each EDSU “I” the probability of occurrence ($NASC_l = 1$) of demersal fish aggregations ($n = 7463$). The explanatory variables included presence–absence of reefs (pr_l), depth (z_l), the quadratic effect of depth to capture any non–linear relationship (z_l^2), and distance to the closest reef ($dist_l$; Figure 1.4a).

$$\log(p_l/(1 - p_l)) = \beta_0 + \beta_1 pr_l + \beta_2 z_l + \beta_3 z_l^2 + \beta_4 dist_l$$

$$NASC_l \sim \text{Bernoulli}(p_l) \quad 0 \leq p_l \leq 1$$

Simple and multiple regression models

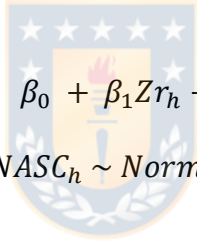
Simple and multiple regression models were used to assess covariates functional relationship with presence–absence of fish aggregations. Simple and multiple regression models were identified by small (m) and capital (M) letters, respectively. Hence, $m1$ to $m4$ correspond to models with individual covariates, while $M1$ to $M4$ to models with a stepwise inclusion of the presence–absence of reefs (pr_l), depth (z_l), quadratic effect on depth (z_l^2), and distance to the nearest reef ($dist_l$). The predictive performance of models was compared with Akaike's information criterion (AIC; Akaike, 1973), where the lowest values indicate those with the best explanatory variable/s (Burnham & Anderson, 2004).

Temporal effects

During the 2015 and 2016 acoustic surveys, zones 1 and 2 were revisited (Table 1.1). This allowed the addition of a temporal effect (seasons 2015–16) in the best multiple regression model. In this sense, the spatio–temporal consistency of the presence of fish aggregations with respect to both factors, zones, and years was explored.

2.4.2 Continuous response variable: acoustics density of fish aggregations

To identify the reef (h) attributes that may affect fish density, a reef-scale analysis was implemented. For this purpose, those contiguous EDSUs with reefs and fish aggregations were integrated using specific IDs assigned to each school and reef polygons ($n = 277$), described in section 2.2. The acoustic density integration was modeled as a continuous variable (NASC of fish aggregations) through a GLM with lognormal distribution as a function of three reef attributes, namely mean depth (Zr_h), length (Lr_h) and average height (Hr_h ; Figure 1.4b).


$$\log \mu_h = \beta_0 + \beta_1 Zr_h + \beta_2 Lr_h + \beta_3 Hr_h^2$$
$$NASC_h \sim Normal(\mu_h, \sigma)$$

Simple and multiple regression models

NASC response variable was modeled using a simple regression model as a function of each predictor, namely reef depth, length, and height ($m5-m7$). Additionally, a multiple regression model of increasing complexity ($M5-M7$) was implemented through a stepwise procedure, as was described previously for the binary dependent variable.

3 RESULTS

3.1 Spatial heterogeneity of the rocky reefs

3.1.1 Characterization of rocky reefs around the islands

Bathymetric features of different sizes were found on the coastal shelf of RC–SC Islands. The reefs' length and height ranged from 14 to 985 m and from 2 to 28 m, respectively (Figure 1.5a). Seventy–five percent of the reefs were under ~210 m, respectively (Figure 1.5a). Very long reefs (>760 m) were observed in zones 2, 3, and 4 (Figure 1.6a), mainly in deep strata 100–150 and 150–200 m (Figure 1.6b), as well as very high ones in zone 1 (>20 m; Figure 1.6c) associated with intermediate depths (50–100 and 100–150; Figure 1.6d). These features are observed as discrete spikes in the density contour of reef length and height (Figure 1.5a).

3.1.2 Spatial distribution of structural rocky reef attributes around the islands

High densities of reefs were observed in zones 1, 4, and 5 (Table 1.2). Zone 4 contained the largest proportion of the reef area (Table 1.3), mainly due to larger reefs (length, Figure 1.6a and Figure 1.7a). Zones 1 and 5 also exhibited a high proportion of reefs area (Table 1.3), but this was largely due to the density of reefs

rather than their size (Figure 1.7a). Reef length was the lowest in these zones than in any other (Figure 1.6a and Figure 1.7a). Reef height, on the other hand, were highest in zones 3, 4 and 1 (Figure 1.6c).

3.1.3 Spatial distribution of structural rocky reef attributes by depth strata

The average reef density was higher in the shallow (0–50 m) and intermediate strata (50–100 m), decreasing towards deeper zones (Table 1.2 and Figure 1.7b). Reef height exhibited a similar pattern (Figure 1.6d), while reef length displayed an opposite trend, increasing with depth (Figure 1.6b and Figure 1.7b). The highest proportion of reef area was observed in the intermediate strata, 50–100 and 100–150 m (Table 1.3 and Figure 1.7b). Spatial differences in the reef area were affected by reef density and length. In fact, 50–100 m contained relatively small reefs, but had the second largest density, while 100–150 m hosted the third largest density, but the second stratum with longest reefs (<150–200 m; Figure 1.6b and Figure 1.7b).

3.1.4 Number of expected reefs by depth strata and around the islands

The expected number of reefs was obtained by weighting the averaged reef density by the area of each depth stratum, showing a predominance of reefs at intermediate strata (50–100 and 100–150, ~3466 reefs), with zone 1 (~1154

reefs) making the highest contribution. The northeastern and northwestern regions (zones 1 and 5) accounted for 61% (~4500 reefs) of the total number of reefs on the insular shelf (7351; Table 1.4).

3.2 Linking rocky fish assemblage and reefs

The cumulative distribution of distance between fish aggregations to the nearest rocky reef indicated that half of fish aggregations were observed within 48 m of rocky reefs, and 75% were within 280 m (Figure 1.8), demonstrating a clear association between fish aggregations and rocky reefs on the RC–SC insular shelf.



3.2.1 Modelling discrete response variable: presence–absence of fish aggregations

The simple regression analysis showed that when evaluating a single predictor variable, the presence of demersal fish aggregations was primarily predicted by the presence of reefs (*pr*), except in zone 1, where the best predictor was the distance to the closest reef (*dist*). When combining all zones, reef presence was the most significant variable at explaining the presence of fish aggregation around the RC–SC Islands (Table 1.5).

The multiple regression analysis showed that when incorporating multiple predictor variables, the important combinations of predictors differed by zone. The multiple regression stepwise analysis selected the full model *M4* (predictors: pr_i , z_i , z^2_i and *dist_i*) for zone 1, 2, and 3. Models *M3* (pr_i , z_i and z^2_i) and *M1* (pr_i) better explained fish presence in zones 4 and 5, respectively, both of which also included the pr_i covariate (Table 1.5). For all zones combined, model 4 (*M4* full model) indicated that within the presence of reefs, there is a ~0.8–0.9 probability of finding demersal fish aggregations at a range of depths ~50–150 m. Outside of this depth range, the probability dropped to ~0.6–0.8. When reefs were absent, the probability of finding demersal fish aggregations reached values of ~0.25 for depth ranges ~50–150 m and declined outside of this range, following a dome-shaped pattern mainly given by the quadratic depth effect's significance, which also indicates a key depth range (Figure 1.9).

The temporal effect analysis tested whether the dome-shaped pattern described in Figure 1.9 holds spatially and temporally. Therefore, the data from 2015–16 (available for zones 1–2) was analyzed separately. Both zones exhibited significant differences in the temporal effect but maintaining the dome-shaped patterns in the probability of observing fish aggregations as a function of the bathymetric range (Figure 1.10), although with a marked temporal contrast in zone 1 (Figure 1.10a).

3.2.2 Modelling Continuous response variable: acoustics density of fish aggregations

The simple regression analysis showed that at the reef scale, fish density was often explained by the average reef height (H_{r_h}), except in zone 4, where reef depth covariate (Z_{r_h}) was more significant. When combining all zones, it was observed that the acoustic density of fish was strongly modulated by reef height around RC–SC Islands (Table 1.6).

In the multiple regression stepwise procedure, model $M7$ (Z_{r_h} , L_{r_h} and H_{r_h}) showed the best fit to fish aggregations density in zones 1, 2, 3, and 5. However, bathymetric location for zone 1 and reef length (L_{r_h}) in zones 3 and 5 were not significant covariates. Additionally, model $M6$ (Z_{r_h} and L_{r_h}) was the best to explain fish density changes in zone 4. For all zones combined, model 7 ($M7$ full model) had the best fit to fish density (Table 1.6). This model indicated that shallow reefs had higher fish density than deep reefs, with NASC decreasing by $0.6 \text{ m}^2 \text{ nm}^{-2}$ per meter of depth. Conversely, fish density increased as a function of reef length and height to a NASC value of 0.12 and $6.7 \text{ m}^2 \text{ nm}^{-2}$ by each meter increase in these covariates (Figure 1.11). Shallower, longer, and taller reefs contained higher fish density on the coastal marine shelf of the Juan Fernández Sea.

4 DISCUSSION

The Robinson Crusoe and Santa Clara Islands' insular shelf, a highly rugged seascape with numerous temperate reefs located at different depths, constitutes a discrete and spatially heterogeneous environment, vital for structuring populations and biological communities (Pitcher et al., 2007; Wilborn et al., 2018). This work constitutes a first attempt to identify and recognize the ecological relevance of these rocky structures on the spatial distribution of local fish assemblages, addressing the need for monitoring and survey programs that match up this spatial heterogeneity and provide sound information to strengthen future conservation plans (Grober–Dunsmore et al., 2008).

4.1 Reef characterization

The study of the seafloor spatial heterogeneity has been approached by measuring reef density (number of patches along transects), size (measured height and length), and their spatial distribution on the insular shelf (zones and depth strata). Observing the same reef on more than one occasion, e.g., on neighboring transects, could lead to reef density overestimation. However, the observed maximum reef length was 985 m in offshore orientation. Around 75% of the reefs were under ~210 m long and ~7 m high (Figure 1.5), and the distance

between transects was generally between 926 and 1111 m in the 2015 and 2016 surveys. Therefore, under a relative symmetric shape assumption for reefs, this source of error should be small. Furthermore, zones 1, 4, and 5 had more rugged seafloor (Table 1.2 and Table 1.3) creating a more heterogeneous environment. In zones 1 and 5, such heterogeneity was due to the high density of narrow and tall reefs (Figure 1.6c and Figure 1.7a) arranged in a shallow and restricted area of the shelf (NE and NW; Araya–Vergara & Vieira, 2005; Astudillo, 2014). This region, precisely, is less exposed (sheltered) to relevant erosion factors such as the SW predominant wind and waves (Frielander et al., 2016), which shape the reefs geomorphology (Lirman, 1999; Walker, Jordan & Spieler, 2009; Chouinard & Dutil, 2011). Whereas in zone 4, to the southwest of the shelf, the heterogeneity of the seafloor was mainly due to the large size of the reefs (Figure 1.6a and Figure 1.7a) distributed over a deeper and broader area on the insular shelf (SW; Araya–Vergara & Vieira, 2005). Currents, sea level, winds, and waves are relevant agents of erosion that are typically more intense in the shallower areas (Ramalho et al., 2013). This shallow depth stratum corresponded to the SW shelf, an area exposed to these erosion agents, and presented fewer reef patches than the sheltered regions (NE and NW).

4.2 Reef–fish relationship

Based on *M4* full model (Table 1.5) a new binomial generalized additive model for location, scale and shape *gamlss* R–package (v5.2–0; Rigby & Stasinopoulos, 2005) was used to explore greater flexibility through a non–parametric smoother function (P–splines; Eilers, Marx & Durbán, 2015) associated with the depth covariate (Stasinopoulos et al., 2017; Appendix 1). The results indicate that the probability of detecting aggregations on reefs remains at values over 80% but decreases to depths greater than ~150 m, with a similar pattern observed for the GLM. The sharp decline of the probability of detecting fish aggregations on areas with and without reefs (150–200 m depth range) indicates that deeper zones are probably outside the preferred habitat. However, the probability of fish aggregations presence on reefs in this model decreases less sharply towards shallower areas of the insular shelf than in the GLM (Appendix 1.2 and Figure 1.9). This study demonstrated that in a bathymetric range between ~50 and 150 m on the insular shelf, reefs strongly governed the presence of demersal fish assemblages (~0.8–0.9 probability), unlike reef–less (or flat) seafloor sites (~0.25 probability; Figure 1.9). The link between demersal fish assemblages and reefs concurs with fisher’s traditional and historical knowledge that predicts a strong spatial correlation between higher demersal finfish catch rates and the presence of temperate rocky reefs (Ernst et al., 2010; Ernst et al., 2013). Like in the RC–SC Islands, the Hawaiian Islands integrate a chain of geologically progressive

islands in the North Pacific Ocean basin (Ramalho et al., 2013). It also features seafloor high relief, that control the density and richness of herbivorous, benthic fish– carnivores and planktivores (Parrish & Boland, 2004). However, this study also reports fish outside the reefs on the RC–SC Island shelf, reaching 75% of the total aggregations up to 280 m of distance (Figure 1.8). Similar results were found in the triangular region of the Australian reef, reporting typical coral fish in areas without reefs, possibly due to the search for new habitats as a result of the fishing activity (Sambrook et al., 2019) as well as daily and ontogenetic movements of the species (Pittman et al., 2007; Sambrook et al., 2019).



4.3 Spatial patterns

Zone 1, the sheltered region to the NE of the RC–SC Islands, did not follow the same pattern as the rest of the zones. Although, the presence of reefs was also significant, the presence of fish was better explained by the distance to such bathymetric features (Table 1.5). However, even when the hydroacoustic survey designs implemented were not configured initially to address spatial and temporal aspects in zones 1 and 2, the dome–shaped pattern of fish presence with depth was similar in both zones, but zone 1 displayed larger variability in the probability of observing aggregations of fish at the reef sites (Figure 1.10a). The high seafloor heterogeneity, furthermore, predicted high reef density (Table 1.2 and Table 1.4), fostering the spatial link not only between fish and individual reefs, but suggesting

a larger spatial area of influence (Chouinard & Dutil, 2011). This association could be based on physical processes such as vorticity, Taylor columns, and their coupled biogeochemical processes that can modulate specific habitats conditions and their attraction for fish communities, as similarly described for seamounts (Pitcher et al., 2007; Rogers, 2018). These features contribute to producing a highly variable and dynamic zone, which also stands out for having the highest density of fish around the RC–SC Islands (Ernst et al., 2016). While disentangling the association between fish aggregations and reefs requires a deeper understanding of the interplay of environmental and ecological processes, conservation and management plans should start considering the relevance of spatial heterogeneity for finfish community at a broader spatial scale.



4.4 Modulating factors

Intrinsic characteristics of the reefs, such as height, length and bathymetric location were all significant in modulating the acoustic density of demersal fish aggregations. Fish density was correlated with reef height and length, while mean reef depth was inversely correlated with density of fishes (Figure 1.11). Among the above characteristics, height was the most important to explain changes in fish density, similar to what has been observed in tropical reef fish communities, whose ecological aspects such as species richness (Watson et al., 2005), diversity (Capezzuto et al., 2019) and abundance were also tightly associated with

the topographic reef relief (Harman, Harvey & Kendrick, 2003). Modeling fish presence and acoustic density with respect to covariates (e.g., depth) has indicated that fewer aggregations were observed at shallower reefs but with a higher density than deeper ones (Figure 1.9 and Figure 1.11a). The high heterogeneity that characterizes shallower areas offers more protection opportunities, which could reduce predation pressure (Carr, 1991; Gregor & Anderson, 2016), an interaction that contributes largely to natural mortality of the reef fish communities (Connell, 1998). Information on morwong catch in reef sites, indicates an increase in their mean size as a function of depth (Ernst et al., 2016). Hence, it is expected that few, but dense fish aggregations of juvenile/recruits prefer habitats with important presence of shelter provided by numerous and rugged reefs located in shallow areas. Oceanographic processes also play a key role in structuring the environment around the seascape at different scales (Kavanaugh et al., 2016; Quatrini et al., 2017). Processes such as Von Karman vortices, local upwelling, island mass effect (Andrade et al., 2014a; Medel et al., 2018), meanders, surface (Parada et al., 2017) and subsurface eddies (Correa–Ramirez et al., 2007; Correa–Ramirez et al., 2012; Andrade, Hormazábal & Combes, 2014b) have impacts on islands productivity (Parada et al., 2021). However, the interactions of these physical processes with the different structures on the insular shelf (from discrete reefs to larger groups of them), requires

additional knowledge to fully assess their roles on the ecological connection between fish and reefs.

4.5 Toward management and conservation

The use of acoustic methods has made it possible to obtain comprehensive, continuous, high-resolution spatial and temporal information on the entire demersal finfish community of the insular shelf without compromising the spatial structure and fragility of the ecosystem. This methodological aspect has been key to understanding the structure and heterogeneity of the insular marine shelf landscape from a spatial perspective. It has also highlighted the different reef systems' ecological value and has established the foundations for subsequent study designs, using a combination of acoustic and optical tools (Simmonds & MacLennan, 2005; Jones et al., 2012). This approach will eventually make it possible to monitor these species' abundance throughout their entire bathymetric range and optimize sampling effort in areas with high probability of detecting them (above and/or near the reefs). A cost-effective surveying approach targeting the reefs is of particular interest in the remote JFA since finfish species are highly vulnerable and of high subsistence and economic welfare values (PLADECO, 2015; Ernst et al., 2013). However, the design and implementation of an ecosystem-based conservation plan requires an even more comprehensive

understanding of the sources and dynamics of the physical, chemical and biological processes operating at different spatio-temporal scales (Carr et al., 2003; Parada et al., 2021), the assessment of their impacts on conservation (Wedding et al., 2011) and socio-economic aspects of the Juan Fernández community (Melbourne-Thomas et al., 2017; Selig et al., 2018; Porobic et al., 2019).



ACKNOWLEDGEMENTS

We greatly appreciate the permanent support of the artisanal fishing community of Juan Fernández Archipelago (STIPA, APDEAJF). To Mr. S. González, R. Salas, E. Salas, D. Paredes, W. González, A. Vergara, M. Recabarren, W. Chamorro, I. Chamorro for their commitment during the surveys. To Mr. P. Manríquez and J. Chamorro for being supportive of this project. We acknowledge support from Mr. A. Karstegl (SUBPESCA), J. Castillo, S. Lillo, E. Molina, F. Leiva (IFOP), R. Cifuentes and C. Espinoza (SERNAPESCA), and F. Neira (EchoView). We appreciate the UNOPS program that provided funds through GEF–UNDP–PIMS 4147 (2015 and 2016) grants. This research was also supported by the monitoring program for crustacean fisheries of the Juan Fernández Archipelago (IFOP project 2016), and partially by FONDECYT project 1191606 “Role of meso–to submesoscale oceanic circulation on island connectivity: coupled–genetic modelling perspective”. We also appreciate the support from the Millennium Nucleus of Ecology and Sustainable Management of Oceanic Islands (ESMOI). We are also grateful to D. McKelvey, S. Urmey and J. Helyer who reviewed an earlier version of this document.

REFERENCES

- Ahumada, M. & Queirolo, D. (2014). Explotación de peces asociada a la pesquería artesanal de langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*). *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(1), 213–223. <https://dx.doi.org/103856/vol42-issue1-fulltext-18>.
- Akaike, H. (1973). Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: B.N. Petrov, B.F. Csaki (Eds.) *Second International Symposium on Information Theory*, Academiai Kiado, Budapest, pp. 267–281.
- Andrade, I., Sangrá, P., Hormazábal, S. & Correa–Ramírez, M. (2014a). Island mass effect in the Juan Fernández Archipelago (33°S), Southeastern Pacific. *Deep–Sea Research I*, 84, 86–99. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr.2013.10.009>.
- Andrade, I., Hormazábal, S. & Combes, V. (2014b). Intrathermocline eddies at the Juan Fernández Archipelago, southeastern Pacific Ocean. *Latin American Aquatic Research*, 42(4), 888–906. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue4-fulltext-14>.
- Arana, P. & Melo, C.A. (1973). La Langosta de Juan Fernández: Pesca comercial de *Jasus frontalis* en las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara (1971–1972). *Investigaciones Marinas*, 4(5), 135–154.
- Arana, P. (1988). Perspectivas históricas y proyecciones de la actividad pesquera realizada en el Archipiélago de Juan Fernández, Chile / Historical perspective and projections of the fisheries activity in the Archipelago of Juan Fernández, Chile. In: J.C. Castilla (Eds.) *Islas oceánicas chilenas, conocimiento científico y necesidades de investigaciones*. Ediciones Universidad Católica de Chile, pp. 353, 319–353.
- Araya–Vergara, J.F. & Vieira, R. (2005). Formas costeras y submarinas de destrucción en los sistemas volcánicos San Félix y Robinson Crusoe, Pacífico Suroriental / Destructive coastal and submarine landform in the volcanic systems of San Félix and Robinson Crusoe, Southeastern Pacific. *Ciencia y Tecnología del Mar*, 28(1), 5–23.
- Astudillo, V.I. (2014). Geomorfología y evolución geológica de la Isla Robinson Crusoe, Archipiélago Juan Fernández (thesis). Universidad de Chile, Facultad de

Ciencias Físicas y Matemáticas, Departamento de Geología. Santiago de Chile, pp. 154.

Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2004). Multimodel inference. Understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological methods & research*, 33(2), 261–304. <https://doi.org/10.1177/0049124104268644>.

Capezzuto, F., Calculli, C., Carlucci, R., Carluccio, A., Maiorano, P., Pollice, A. et al. (2019). Revealing the coral hábitat effect on benthopelagic fauna diversity in the Santa Martia di Leuca cold–water coral province using different devices and Bayesian hierarchical modelling. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, 29(10), 1608–1622. <https://doi.org/10.1002/aqc.3144>.

Carr, M.H. (1991). Habitat selection and recruitment of an assemblage of temperate zone reef fish. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 146(1), 113–137. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(91\)90257-W](https://doi.org/10.1016/0022-0981(91)90257-W).

Carr, M.H., Neigel, J.E., Estes, J.A., Andelman, S., Warner, R.R. & Largier, J.L. (2003). Comparing marine and terrestrial ecosystem: Implications for the design of coastal marine reserves. *Ecological applications*, 13(1), 90–107. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0090:CMATEI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0090:CMATEI]2.0.CO;2).

Castilla, J.C. & Oliva, D. (1987). Islas oceánicas chilenas: Aspectos descriptivos y potencialidades. In: J.C. Castilla (Eds.) *Islas oceánicas chilenas, conocimiento científico y necesidades de investigaciones*. Ediciones Universidad Católica de Chile, pp. 353, 17–35.

Chouinard, P.M. & Dutil, J.D. (2011). The structure of demersal fish assemblages in a cold, highly stratified environment. *ICES Journal of Marine Science*, 68(9), 1896–1908. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr125>.

Conell, S.D. (1998). Effects of predators on growth, mortality and abundance of a juvenile reef–fish: evidence from manipulations of predators and prey abundance. *Marine Ecology Progress Series*, 169, 251–261. [10.3354/meps169251](https://doi.org/10.3354/meps169251).

Cornejo–Guzmán, S. (2018). Mecanismos de mesoescala y variables biogeoquímicas que determinan la variabilidad de clorofila–a en el Archipiélago de Juan Fernández (thesis). Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Departamento de Geofísica. Concepción de Chile, pp. 106.

Correa–Ramírez, M.A., Hormazábal, S. & Yuras, G. (2007). Mososcale eddies and high chlorophyll concentrations off central Chile (29°–39°S). *Geophysical Research Letters*, 34(12), L12604. <https://doi.org/10.1029/2007GL029541>.

Correa–Ramírez, M.A., Hormazábal, S.E. & Morales, C.E. (2012). Spatial patterns of annual and interannual surface chlorophyll–a variability in the Peru–Chile Current System. In: R. Escribano, C.E. Morales (Eds.) *Variability of the coastal upwelling and coastal transition zones off central–southern Chile. Progress in Oceanography*, 92–95, 8–17. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2011.07.008>.

Dunning, J.B., Danielson, B.J. & Pulliam, H.R. (1992). Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 65(1), 169–175. <https://doi.org/10.2307/3544901>.

Dyer, B.S. & Westneat, M.W. (2010). Taxonomy and biogeography of the coastal fishes of Juan Fernández Archipelago and Desventuradas Islands, Chile / Taxonomía y biogeografía de los peces costeros del Archipiélago de Juan Fernández y de las Islas Desventuradas, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 45(1), 589–617. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572010000400007>.

Echoview Software Pty Ltd. (2018). Echoview® version 8.0.105. Echoview Software Pty Ltd., Hobart, Australia. Available at: <https://echoview.com/>

Eilers, P.H.C., Marx, B.D. & Durbán, M. (2015). Twenty years of P–splines. *SORT–Statistics and Operations Research Transactions*, 39(2), 149–186. <https://www.raco.cat/index.php/SORT/article/view/302258>.

Ernst, B., Manríquez, P., Orensanz (Lobo), J.M., Roa, R., Chamorro, J. & Parada, C. (2010). Strengthening of a traditional territorial tenure system through protagonism in monitoring activities by lobster fishermen from the Juan Fernández Islands, Chile. *Bulletin of Marine Science*, 86(2), 315–338.

Ernst, B., Chamorro, J., Manríquez, P., Orensanz (Lobo), J.M., Parma, A.M., Porobic, J. et al. (2013). Sustainability of the Juan Fernández lobster fishery (Chile) and the perils of generic science–based prescriptions. *Global Environmental Change*, 23(6), 1381–1392. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.08.002>.

Ernst, B., Oyarzún, C., Vilches, J., Rivara, P., Tapia, B., Álvarez, C. et al. (2015). Estudio Ecosistémico de las pesquerías del sitio piloto Archipiélago Juan

Fernández. Fase Metodológica (Informe Final). GEF–UNPD Hacia un Manejo Ecosistémico del Gran Ecosistema Marino de la Corriente de Humboldt (GEMCH)–PIMS 4147. Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción, pp. 115.

Ernst, B., Rivara, P., Tapia, B., Santa Cruz, F., Espinoza, L., Manríquez, P. et al. (2016). Evaluación directa de la breca (*Nemadactylus gayi*, Kner 1865) en torno a las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara (Informe Final). GEF–UNPD Hacia un Manejo Ecosistémico del Gran Ecosistema Marino de la Corriente de Humboldt (GEMCH) –PIMS 4147. Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción, pp. 95.

Fisher, E.E., Choat, J.H., McCormick, M.I., & Cappo, M. (2018). Relative influence of environmental factors on the timing and occurrence of multi–species coral reef fish aggregations. *PLoS ONE*, 13(12), e0209234. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209234>.

Foote, K.G., Knudsen, H.P., Vestnes, G., MacLennan, D.N. & Simmonds, E.J. (1987). Calibration of acoustic instruments for fish density estimation: a practical guide. *International Council for the Exploration of the Sea (ICES)*, Cooperative Research Report No. 144, pp. 72.

Forman, R.T.T. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10(3), 133–142. <https://doi.org/10.1007/BF00133027>.

Friedlander, A.M., Ballesteros, E., Caselle, J.E., Gaymer, C.F., Palma, A.T., Petit, I. et al. (2016). Marine Biodiversity in Juan Fernández and Desventuradas Islands, Chile: Global Endemism Hotspots. *PLoS ONE*, 11(1), e0145059. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0145059>.

García–Charton, J.A., Williams, I.D., Pérez–Rufaza, A., Milazzo, M., Chemello, R., Marcos, C. et al. (2000). Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: habitat, scale and the natural variability of ecosystem. *Environmental Conservation*, 27(2), 159–178. <https://doi.org/10.1017/S0376892900000199>.

Gregor, C.A. & Anderson, T.W. (2016). Relative importance of habitat attributes to predation risk in a temperate reef fish. *Environmental Biology of Fishes*, 99 (6–7), 539–556. [10.1007/s10641-016-0496-7](https://doi.org/10.1007/s10641-016-0496-7).

Grober–Dunsmore, R., Frazer, T.K., Beets, J.P., Lindberg, W.J., Zwick, P. & Funicelli, N.A. (2008). Influence of landscape structure on reef fish assemblages. *Landscape Ecology*, 23, 37–53. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9147-x>.

Harman, N., Harvey, E.S. & Kendrick, G.A. (2003). Differences in fish assemblages from different reef habitats at Hamelin Bay, south–western Australia. *Marine and Freshwater Research*, 54(2), 177–184. <https://doi.org/10.1071/MF02040>.

Holbrook, S.J., Kingsford, M.J., Schmitt, R.J. & Stephen Jr, J.S. (1994). Spatial and Temporal Patterns in Assemblages of Temperate Reef Fish. *American Zoologist*, 34(3), 463–475. <https://www.jstor.org/stable/3883886>.

Jones, D.T., Wilson, C.D., De Robertis, A., Rooper, C.N., Weber, T.C. & Butler, J.L. (2012). Evaluation of rockyfish abundance in untrawlable habitat: combining acoustic and complementary sampling tools. *Fishery Bulletin*, 110(3), 332–343. <https://scholars.unh.edu/ccom/1095>.

Kavanaugh, M.T., Oliver, M.J., Chavez, F.P., Letelier, R.M., Muller–Karger, F.E. & Doney, S.C. (2016). Seascape as a new vernacular for pelagic ocean monitoring, management and conservation. *ICES Journal of Marine Science*, 73(7), 1839–1850. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw086>.

Lirman, D. (1999). Reef fish communities associated with *Acropora palmata*: relationships to benthic attributes. *Bulletin of Marine Science*, 65(1), 235–252.

MacLennan, D.N., Fernandes, P.G. & Dalen, J. (2002). A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES Journal of Marine Science*, 59, 365–369.

McCullagh, P. & Nelder, J.A. (1983). *Monographs on Statistics and Applied Probability 37: Generalized Linear Models*. 2nd edition, Chapman and Hall, pp. 511.

Medel, C., Parada, C., Morales, C.E., Pizarro, O., Ernst, B. & Conejero, C. (2018). How biophysical interactions associated with sub– and mesoscale structures and migration behavior affect planktonic larvae of the spiny lobster in the Juan Fernández Ridge: A modeling approach. *Progress in Oceanography*, 162, 98–119. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2018.02.017>.

Melbourne–Thomas, J., Constable, A.J., Fulton, E.A., Corney, S.P., Trebilco, R., Hobday, A.J. et al. (2017). Integrated modelling to support decision–making for

marine social–ecological system in Australia. *ICES Journal of Marine Science*, 74(9), 2298–2308. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx078>.

Paine, R.T. & Levin, S.A. (1981). Intertidal landscape: disturbance and the dynamics of pattern. *Ecological Monographs*, 51(2), 145–178. <https://doi.org/10.2307/2937261>.

Parada, C., Gretchina, A., Vásquez, S., Belmadani, A., Combes, V., Ernst, B. et al. (2017). Expanding the conceptual framework of the spatial population structure and life history of jack mackerel in the eastern South Pacific: an oceanic seamount region as potential spawning/nursery habitat. *ICES Journal of Marine Science*, 74(9), 2398–2414. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx065>.

Parada, C., Ernst, B., Cornejo–Guzmán, S., Santa Cruz, F., Sandoval Belmar, M., Rivara, P. et al. (2021). Local and remote physical processes driving variability of the planktonic system in the Juan Fernández Archipelago: A multidisciplinary framework providing conservation insights. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, 31(2), 253–272. <https://doi.org/10.1002/aqc.3499>.

Parrish, F.A. & Boland, R.C. (2004). Habitat and reef–fish assemblages of banks in the Northwestern Hawaiian Islands. *Marine Biology*, 144, 1065–1073. <https://doi.org/10.1007/s00227-003-1288-0>.

Pérez–Matus, A., Ramírez, F., Eddy, T.D. & Cole, R. (2014). Subtidal reef fish and macrobenthic community structure at the temperate Juan Fernández Archipelago, Chile. *Latin American of Aquatic Research*, 42(4), 814–826. <http://dx.doi.org/10.3856/vol42-issue4-fulltext-9>.

Pitcher, J.T., Morato, T., Hart, P.J.B., Clark, M.R., Hagan, N. & Santos, R.S. (2007). *Seamounts: Ecology, Fisheries & Conservation*. 1st edition, Blackwell Publishing, pp. 523. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9780470691953>.

Pittman, S.J., Caldow, C., Hile, S.D. & Monaco, M.E. (2007). Using seascape types to explain the spatial patterns of fish in the mangroves of SW Puerto Rico. *Marine Ecology Progress Series*, 348, 273–284. <https://doi.org/10.3354/meps07052>.

Plan de Desarrollo Comunal Archipiélago Juan Fernández. (2015). Caracterización y diagnóstico comunal 2015–2020. Ilustre Municipalidad de Juan Fernández. Provincia de Valparaíso Región de Valparaíso, Chile. Available at: <http://www.comunajuanfernandez.cl/municipalidad/pladeco/>.

Porobic, J., Fulton, E.A., Parada, C., Frusher, S., Ernst, B. & Manríquez, P. (2019). The impact of fishing on a highly vulnerable ecosystem, the case of Juan Fernández Ridge ecosystem. *PLoS ONE*. 14(2), e0212485. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212485>.

Presidencia de la República de Chile (2018). Ministerio del Medio Ambiente: Amplía el Área Marina Protegida de Múltiples Usos “Mar de Juan Fernández” y Crea el Parque Marino “Mar de Juan Fernández”, Ley N°19300. Decreto Supremo N°10. Available at: <https://www.diariooficial.interior.gob.cl/publicaciones/2018/12/19/42233/01/1510571.pdf>.

Quattrini, A.M., Demopoulos, A.W.J., Singer, R., Roa–Varon, A. & Chaytor, J.D. (2017). Demersal fish assemblages on seamounts and other rugged features in the northeastern Caribbean. *Deep–Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 123, 90–104. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2017.03.009>.

R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at: <https://www.r-project.org/>.

Ramalho, R.S., Quartau, R., Trenhaile, A.S., Mitchell, N.C., Woodroffe, C.D. & Ávila, S.P. (2013). Coastal evolution on volcanic oceanic islands: A complex interplay between volcanism, erosion, sedimentation, sea–level change and biogenic production. *Earth–Science Reviews*, 127, 140–170. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.10.007>.

Ramírez, F., Pérez–Matus, A., Eddy, T.D. & Landaeta, M.F. (2013). Trophic ecology of abundant reef fish in a remote oceanic island: coupling diet and feeding morphology at the Juan Fernández Archipelago, Chile. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(6), 1457–1469. <https://doi.org/10.1017/S0025315413000192>.

Rigby, R.A. & Stasinopoulos, D.M. (2005). Generalized additive models for location, scale and shape. *Journal of Applied Statistics*, 54(3), 507–554. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9876.2005.00510.x>.

Rogers, A.D. (2018). The Biology of Seamounts: 25 Years on. In: C. Sheppard (Eds.) *Advances in Marine Biology*, 1st edition, Academic Press, 79, pp. 137–224. <https://doi.org/10.1016/bs.amb.2018.06.001>.

Sambrook, K., Hoey, A.S., Andréfouët, S., Cumming, G.S., Duce, S. & Bonin, M.C. (2019). Beyond the reef: The widespread use of non-reef habitats by coral reef fishes. *Fish and Fisheries*, 20(5), 903–920. <https://doi.org/10.1111/faf.12383>.

Selig, E.R., Hole, D.G., Allison, E.H., Arkema, K.K., McKinnon, M.C. Chu, J. et al. (2018). Mapping global human dependence on marine ecosystem. *Conservation letters*, 12(2), e12617. <https://doi.org/10.1111/conl.12617>.

Simmonds, J. & MacLennan, D.N. (2005). *Fisheries Acoustics: Theory and Practice*, 2nd edition, Willey–Blackwell. Oxford, pp. 429.

Stamoulis, K.A., Delevaux, J.M.S., Williams, I.D., Poti, M., Lecky, J., Costa, B. et al. (2018). Seascape models reveal places to focus coastal fisheries management. *Ecological Applications*, 28(4), 910–925. <https://doi.org/10.1002/eap.1696>.

Stasinopoulos, M.D., Rigby, R.A., Heller, G.Z., Voudouris, V. & De Bastianni, F. (2017). *Flexible Regression and Smoothing: Using GAMLSS in R*, 1st edition, Chapman and Hall. pp. 571. <https://doi.org/10.1201/b21973>.

Steneck, R., Parma, A.M., Ernst, B. & Wilson, J.A. (2017). Two lobster tales: lessons from the convergent evolution of TURFs in Maine (USA) and the Juan Fernández Islands (Chile). *Bulletin of Marine Science*, 93(1), 13–33. <https://doi.org/10.5343/bms.2016.1006>.

Thorson, J.T., Rindford, A., Gao, J., Hanselman, D.H. & Winker, H. (2016). Density-dependent changes in effective area occupied for sea-bottom-associated marine fishes. *Proceedings of the Royal Society B*, 283(1840) 20161853. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1853>.

Turner, M.G. & Gardner, R.H. (2015). *Landscape Ecology in Theory and Practice: Patterns and Process*, 2nd edition, Springer–Verlag, New York. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-4939-2794-4>.

Vergara, H. & Morales, E. (1985). Morfología submarina del segmento central del Cordón Asísmico de Juan Fernández, Pacífico Suroriental. *Investigaciones Marinas en el Archipiélago de Juan Fernández*. Escuela de Ciencias del Mar, PUCV. Valparaíso, Chile. 25–34.

Walker, B.K., Jordan, L.K. B. & Spieler, R.E. (2009). Relationship of Reef Fish Assemblages and Topographic Complexity on Southeastern Florida Coral Reef Habitats. *Journal of Coastal Research*, 25(53), 39–48. <https://www.jstor.org/stable/25737450>.

Watson, D.L., Harvey, E.S., Anderson, M.J. & Kendrick, G.A. (2005). A comparison of temperate reef fish assemblages recorded by three underwater stereo–Video techniques. *Marine Biology*, 148, 415–425. <https://doi.org/10.1007/s00227-005-0090-6>.

Wedding, L.M., Lepczyk, C.A., Pittman, S.J., Friedlander, A.M. & Jorgensen, S. (2011). Quantifying seascape structure: extending terrestrial spatial pattern metrics to the marine realm. *Marine Ecology Progress Series*, 427, 219–232. <https://www.jstor.org/stable/24874689>.

Wilborn, R., Rooper, C.N., Goddard, P., Li, L., Williams, K. & Towler, R. (2018). The potential effects of substrate type, currents, depth and fishing pressure on distribution, abundance, diversity, and height of cold–water corals and sponges in temperate, marine waters. *Hydrobiologia*, 811, 251–268. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3492-9>.



TABLES

Table 1.1: Surveyed areas around Robinson Crusoe and Santa Clara Islands during the 2015 and 2016 hydroacoustics surveys. / Área de estudio alrededor de las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara durante prospecciones hidroacústicas del 2015 y 2016.

Sampling Year	Date	Zone	Zone ID	Area from GIS (km ²)	Number of transects	Proportion covered by transects
2015	6 – Nov	Puerto Inglés	1	27.60	14	0.020
	7 – Nov	Tres Puntas	5	21.16	15	0.017
	8 – Nov	El Verdugo	2	52.74	12	0.010
	9 – Nov	Puerto Inglés	1	27.60	14	0.012
2016	6 – Oct	Tres Puntas	5	21.16	5	0.020
	7 – Oct	Santa Clara	4	25.98	7	0.031
	8 – Oct	El Verdugo	2	52.74	11	0.027
	9 – Oct	Puerto Inglés	1	27.60	16	0.068
	10 – Oct	Playa Larga	3	45.15	13	0.076
	12 – Oct	El Verdugo	2	52.74	12	0.071

Table 1.2: Mean reef density (number of reefs / km²) by zone and depth strata around Robinson Crusoe and Santa Clara Islands during the 2015 and 2016 hydroacoustic surveys. / Densidad promedio de arrecifes (número de arrecifes / km²) por zona y estratos de profundidad alrededor de las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara durante estudios hidroacústicos del 2015 y 2016.

Depth strata (m)	Zone					Mean
	1	2	3	4	5	
0–50	397	124	36	420	657	327
50–100	112	20	15	91	127	73
100–150	45	20	7	19	26	23
150–200	7	10	0	17	72	21
Mean	140	44	14	137	221	

Table 1.3: Proportion of sampled area with reefs (reefs area / sampled area) by zone and depth strata during the 2015 and 2016 hydroacoustic surveys. / Proporción de área muestreada con arrecifes (área de arrecifes / área muestreada) por zona y estratos de profundidad alrededor de las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara durante estudios hidroacústicos del 2015 y 2016.

Depth strata (m)	Zone					Mean
	1	2	3	4	5	
0–50	0.153	0.103	0.012	0.095	0.156	0.104
50–100	0.163	0.018	0.026	0.332	0.144	0.136
100–150	0.087	0.066	0.025	0.259	0.090	0.105
150–200	0.013	0.054	0.000	0.228	0.010	0.061
Mean	0.104	0.060	0.016	0.228	0.100	

Table 1.4: Expected number of reefs by zone and depth strata from the 2015 and 2016 hydroacoustic surveys. / Número esperado de arrecifes por zona y estratos de profundidad durante estudios hidroacústicos del 2015 y 2016.

Depth strata (m)	Zone					Sum
	1	2	3	4	5	
0–50	943	282	56	627	1213	3121
50–100	637	160	173	345	535	1850
100–150	517	441	179	198	281	1616
150–200	56	211	0	178	319	764
Sum	2152	1094	407	1349	2348	



Table 1.5: Model fit results of presence–absence response variable (fish assemblages) using simple and multiple regression models by zone. / Ajustes a partir de la modelación de la variable respuesta presencia–ausencia (agregaciones de peces) utilizando modelos de regresión simple y múltiple por zonas.

Zone	Models	Covariable	df	AIC	Models	Covariables	df	AIC
1	m1	$\sim pr_i$	1917	2159	M1	$\sim pr_i$	1917	2159
	m2	$\sim z_i$	1917	2514	M2	$\sim pr_i + z_i$	1916	2132
	m3	$\sim z_i^2$	1917	2480	M3	$\sim pr_i + z_i + z_i^2$	1915	2076
	m4	$\sim dist_i$	1917	2027	M4	$\sim pr_i + z_i + z_i^2 + dist_i$	1914	1928
2	m1	$\sim pr_i$	2919	2553	M1	$\sim pr_i$	2919	2553
	m2	$\sim z_i$	2919	3552	M2	$\sim pr_i + z_i$	2918	2546
	m3	$\sim z_i^2$	2919	3537	M3	$\sim pr_i + z_i + z_i^2$	2917	2448
	m4	$\sim dist_i$	2919	2666	M4	$\sim pr_i + z_i + z_i^2 + dist_i$	2916	2249
3	m1	$\sim pr_i$	1019	621	M1	$\sim pr_i$	1019	621
	m2	$\sim z_i$	1019	805	M2	$\sim pr_i + z_i$	1018	619
	m3	$\sim z_i^2$	1019	801	M3	$\sim pr_i + z_i + z_i^2$	1017	616
	m4	$\sim dist_i$	1019	768	M4	$\sim pr_i + z_i + z_i^2 + dist_i$	1016	611
4	m1	$\sim pr_i$	676	625	M1	$\sim pr_i$	676	625
	m2	$\sim z_i$	676	746	M2	$\sim pr_i + z_i$	675	573
	m3	$\sim z_i^2$	676	724	M3	$\sim pr_i + z_i + z_i^2$	674	549
	m4	$\sim dist_i$	676	687	M4	$\sim pr_i + z_i + z_i^2 + dist_i$	673	551
5	m1	$\sim pr_i$	922	842	M1	$\sim pr_i$	922	842
	m2	$\sim z_i$	922	968	M2	$\sim pr_i + z_i$	921	844
	m3	$\sim z_i^2$	922	967	M3	$\sim pr_i + z_i + z_i^2$	920	845

	m4	$\sim \text{dist}_i$	922	936	M4	$\sim \text{pr}_i + z_i + z_i^2 + \text{dist}_i$	919	847
	<i>m1</i>	<i>$\sim \text{pr}_i$</i>	<i>7461</i>	<i>7133</i>	M1	$\sim \text{pr}_i$	7461	7133
All	m2	$\sim z_i$	7461	8936	M2	$\sim \text{pr}_i + z_i$	7460	7081
zones	m3	$\sim z_i^2$	7461	8879	M3	$\sim \text{pr}_i + z_i + z_i^2$	7459	6954
	m4	$\sim \text{dist}_i$	7461	7469	<i>M4</i>	<i>$\sim \text{pr}_i + z_i + z_i^2 + \text{dist}_i$</i>	<i>7458</i>	<i>6681</i>

Bold and italic indicate best model fit for each level and df are degrees of freedom.



Table 1.6: Model fit results of continuous response variable (acoustic density of fish assemblages) using simple and multiple regression models by zone. / Ajustes a partir de la modelación de la variable respuesta continua (densidad acústica de las agregaciones de peces) utilizando modelos de regresión simple y múltiple por zonas.

Zone	Models	Covariable	df	AIC	Models	Covariables	df	AIC
1	m5	$\sim z r_h$	107	2242	M5	$\sim z r_h$	107	2242
	m6	$\sim L r_h$	107	2234	M6	$\sim z r_h + L r_h$	106	2226
	<i>m7</i>	<i>$\sim H r_h$</i>	107	2217	<i>M7</i>	<i>$\sim *z r_h + L r_h + H r_h$</i>	105	2215
2	m5	$\sim z r_h$	87	1796	M5	$\sim z r_h$	87	1796
	<i>m6</i>	<i>$\sim L r_h$</i>	87	1784	M6	$\sim z r_h + L r_h$	86	1782
	<i>m7</i>	<i>$\sim H r_h$</i>	87	1783	<i>M7</i>	<i>$\sim z r_h + L r_h + H r_h$</i>	85	1779
3	m5	$\sim z r_h$	17	389	M5	$\sim z r_h$	17	389
	m6	$\sim L r_h$	17	394	M6	$\sim z r_h + L r_h$	16	355
	<i>m7</i>	<i>$\sim H r_h$</i>	17	357	<i>M7</i>	<i>$\sim z r_h + *L r_h + H r_h$</i>	15	343
4	<i>m5</i>	<i>$\sim z r_h$</i>	31	665	M5	$\sim z r_h$	31	665
	m6	$\sim L r_h$	31	670	<i>M6</i>	<i>$\sim z r_h + L r_h$</i>	30	657
	m7	$\sim H r_h$	31	670	M7	$\sim z r_h + L r_h + H r_h$	29	658
5	m5	$\sim z r_h$	25	574	M5	$\sim z r_h$	25	574
	m6	$\sim L r_h$	25	575	M6	$\sim z r_h + L r_h$	24	576
	<i>m7</i>	<i>$\sim H r_h$</i>	25	532	<i>M7</i>	<i>$\sim z r_h + *L r_h + H r_h$</i>	23	525
All zones	m5	$\sim z r_h$	275	5664	M5	$\sim z r_h$	275	5664
	m6	$\sim L r_h$	275	5655	M6	$\sim z r_h + L r_h$	274	5634
	<i>m7</i>	<i>$\sim H r_h$</i>	275	5614	<i>M7</i>	<i>$\sim z r_h + L r_h + H r_h$</i>	273	5602

Bold and Italic indicate best model fit for each level and “*” a lack of statistical significance.

FIGURES

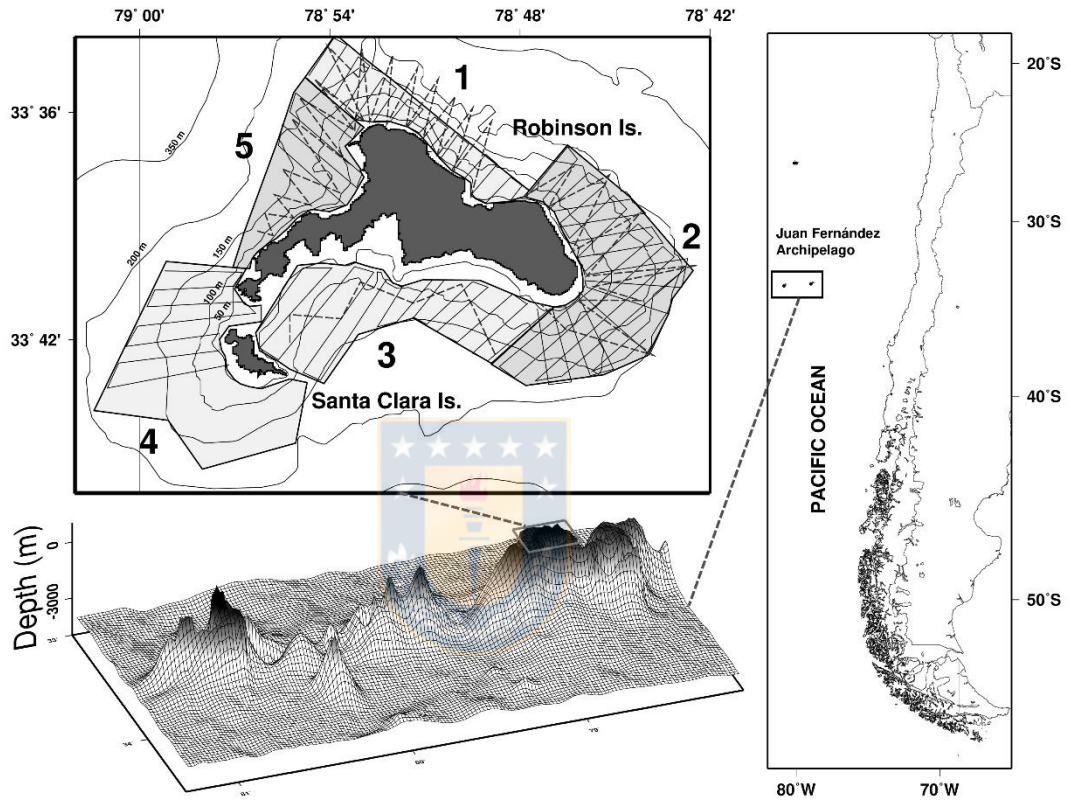


Figure 1.1: Geographic location of Juan Fernández Archipelago in the southeastern Pacific Ocean. The upper left panel corresponds to the study site (Robinson Crusoe and Santa Clara Islands), and numbers (1–5) depict zones defined for acoustic sampling around these islands. Thin lines within the polygons correspond to 2015 (dashed) and 2016 (continuous) hydroacoustic transects. / Ubicación geográfica del Archipiélago Juan Fernández en el sureste del Océano Pacífico. El panel superior izquierdo corresponde al sitio de estudio (Islas Robinson Crusoe y Santa Clara), y los números (1–5) representan las zonas definidas para el muestreo acústico

alrededor de estas islas. Las líneas delgadas dentro de los polígonos corresponden a las transectas hidroacusticas del 2015 (segmentadas) y 2016 (continuas).



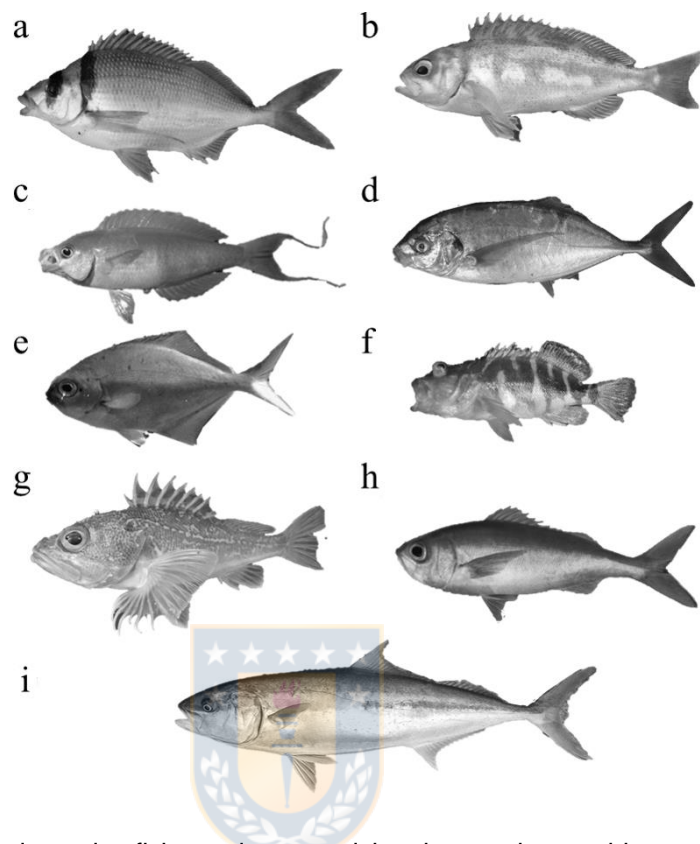


Figure 1.2: List of main marine fish species comprising demersal assemblages on the insular shelf of Robinson Crusoe– Santa Clara Islands as detected by ROV and stereo cameras (Ernst et al., 2015 and Ernst et al., 2016). Nine species stand out in terms of abundance, 5 of them being endemic^(e): (a) Juan Fernández (JF) morwong (*Nemadactylus gayi*)^e, (b) pink maomao (*Caprodon longimanus*), (c) JF splendid perch (*Callanthias platei*)^e, (d) JF trevally (*Pseudocaranx chilensis*)^e, (e) JF golden butterfish (*Scorpiis chilensis*)^e, (f) JF redbanded perch (*Hypoplectrodes semicinatum*)^e, (g) rockfish (*Helicolenus lengerichi*), (h) JF rubyfish (*Plagiogeneion* sp.) and (i) Amberjack (*Seriola lalandi*). / Lista de las principales especies de peces marinos que constituyen las agregaciones demersales sobre la plataforma insular de las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara detectadas mediante ROV y estereocámaras (Ernst et al., 2015 and Ernst et al., 2016). Nueve especies destacan en términos de abundancia, siendo 5 de ellas endémicas^(e): (a) breca (*Nemadactylus gayi*)^e, (b) graniento (*Caprodon longimanus*), (c) calantias (*Callanthias platei*)^e, (d)

jurel de JF (*Pseudocaranx chilensis*)^e, (e) pampanito (*Scorpiis chilensis*)^e, (f) piloto de JF (*Hypoplectrodes semicinctum*)^e, (g) chancharro (*Helicolenus lengerichi*), (h) colorado u ojudo (*Plagiogeneion* sp.) y (i) vidriola o palometa (*Seriola lalandi*).



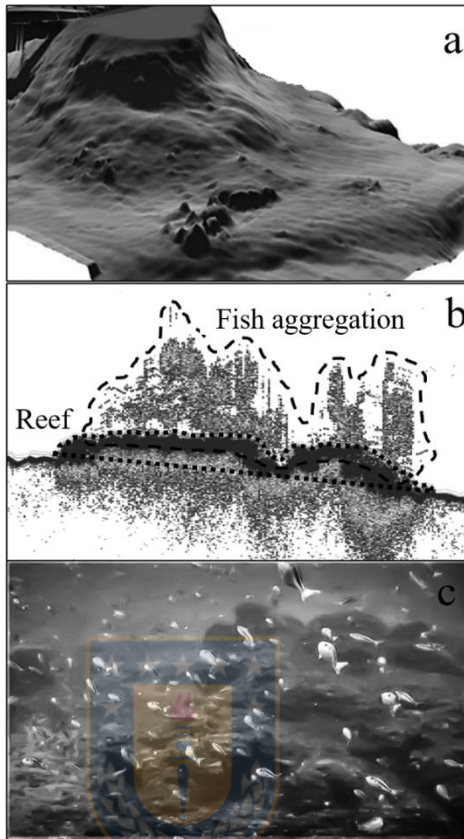
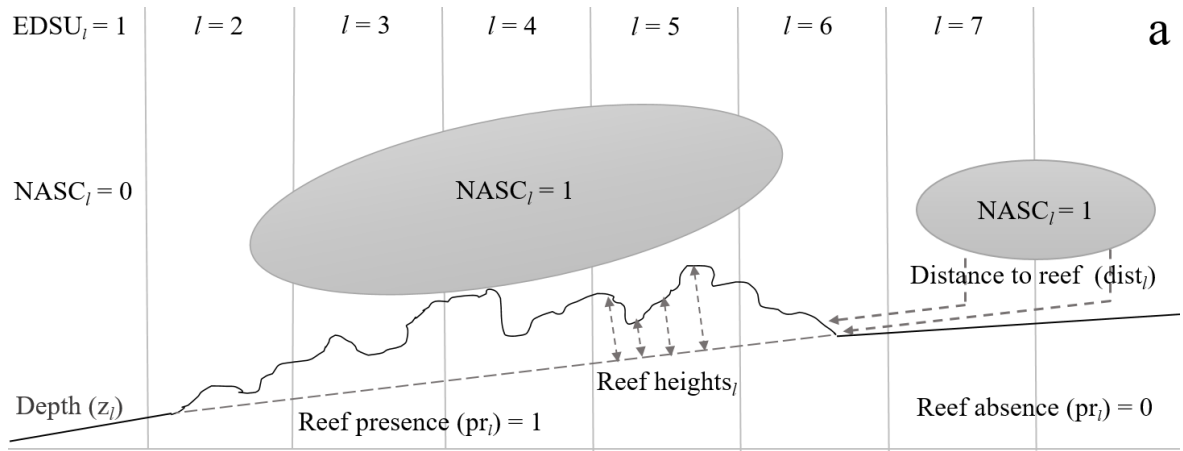


Figure 1.3: Bottom profile of the southeastern insular shelf of Robinson Crusoe Island, showing temperate reefs and reef aggregations (a). The middle panel (b) shows an echogram of fish aggregations and temperate reefs of this region recorded during the 2016 hydroacoustic survey, and the lower panel (c) a fish school depicted from stereo cameras. / Perfil del suelo marino de la plataforma insular en el sureste de la Isla Robinson Crusoe, que evidencia discretos arrecifes templados y agregados (a). El panel del medio (b) muestra un ecograma con agregaciones de peces y arrecifes de esta región registrado durante estudios hidroacústicos del 2016, y el panel inferior (c) representa una agregacion de peces identificada a partir del uso de estereocámaras.



b

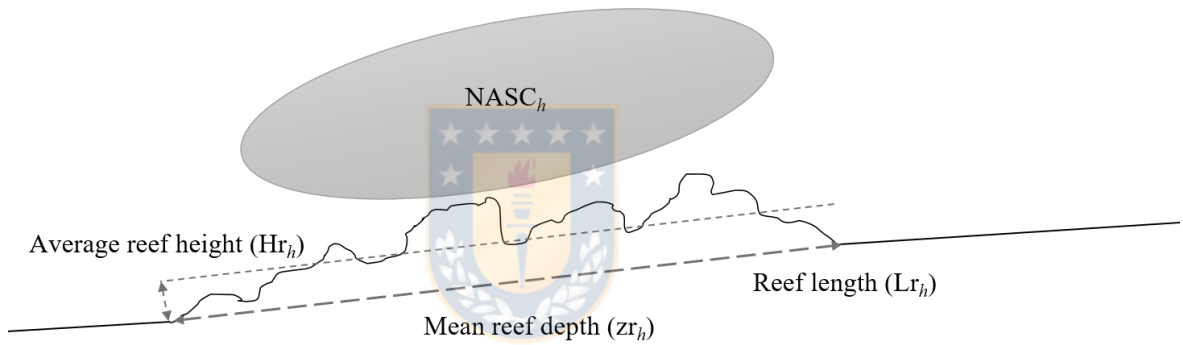


Figure 1.4: Conceptual diagrams of reef and fish aggregation metrics used during the post-processing and analysis of acoustic data at the EDSU (a) and reef scales (b). / Diagramas conceptuales de las medidas de los arrecifes y agregaciones de peces empleadas durante el post-procesamiento y análisis de los datos acústicos a escala de EDSU (a) y de arrecifes (b).

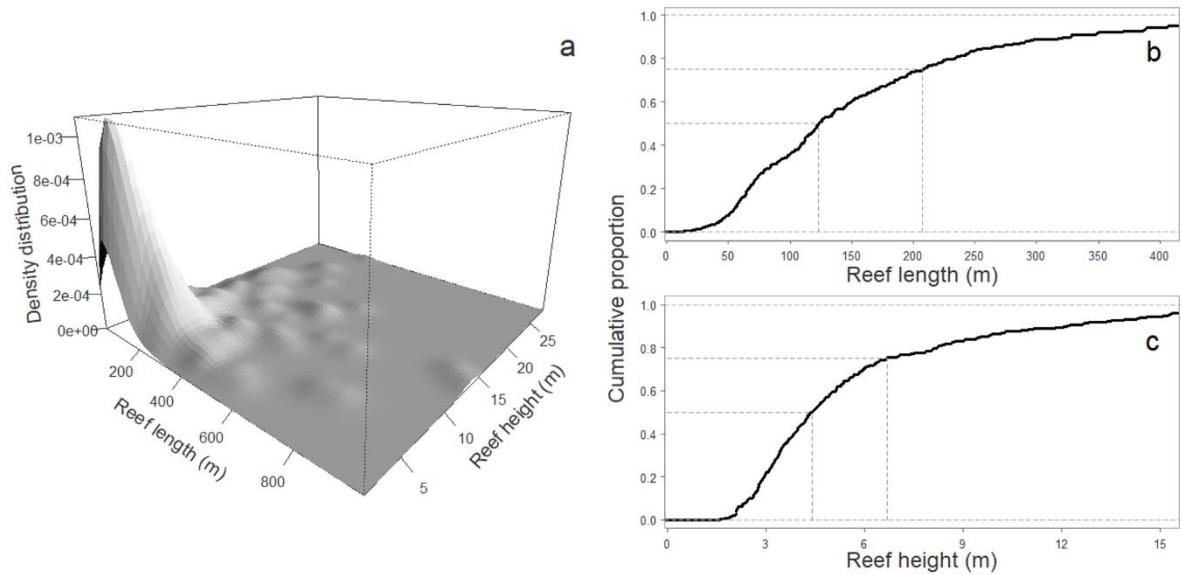


Figure 1.5: Density distribution of reef length and height (a). Cumulative proportion of reef length (b) and height (c). Dashed lines correspond to 0.5 and 0.75 percentiles. / Distribución de densidad del largo y alto de los arrecifes (a). Proporción acumulada del largo (b) y alto de los arrecifes (c). Las líneas segmentadas corresponden a los percentiles 0.5 y 0.75.

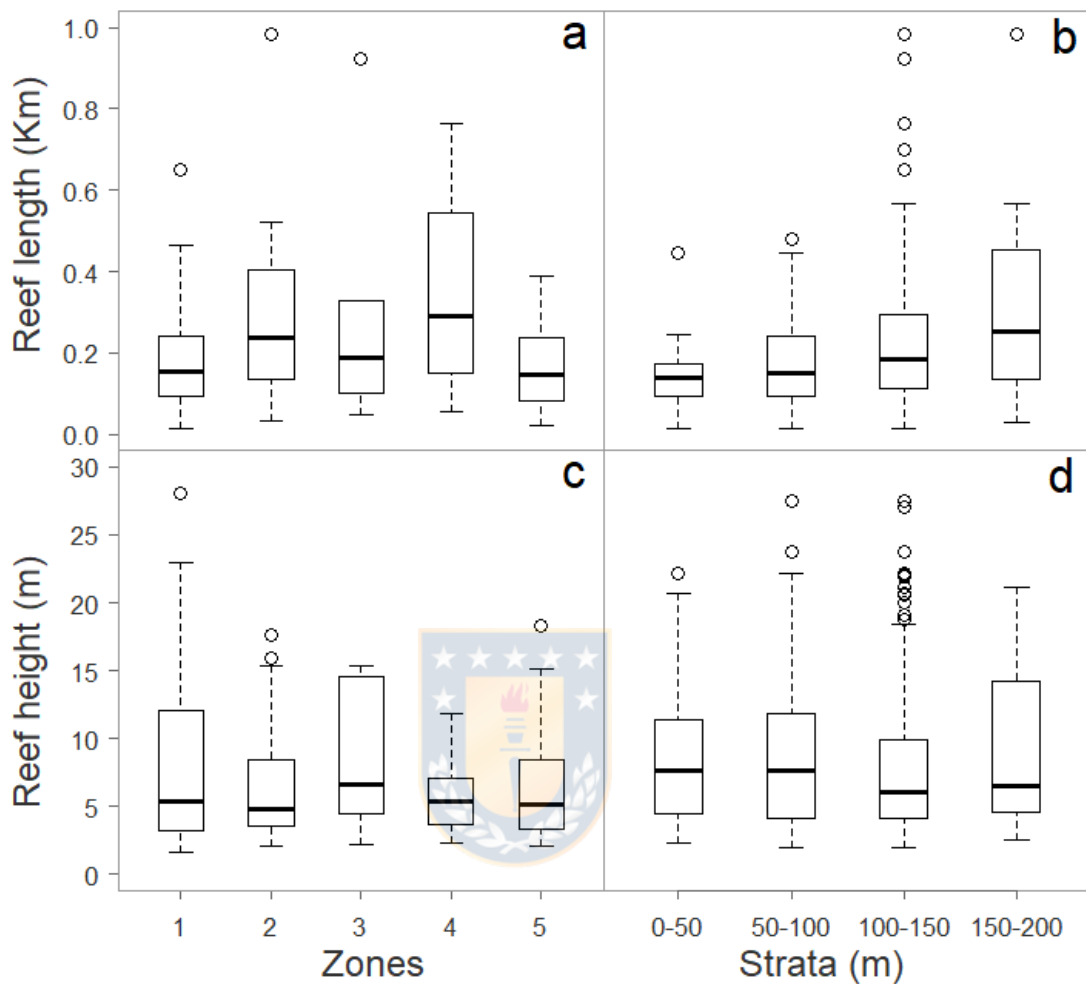


Figure 1.6: Boxplots of reef length by zones (a, n=5) and depth strata (b, n=4). Panels (c) and (d) depict reef height by zone and depth strata, respectively around Robinson Crusoe and Santa Clara Islands. / Boxplots del largo de los arrecifes por zona (a, n=5) y estrato de profundidad (b, n=4). Pancel (c) y (d) representan la altura de los arrecifes por zona y estratos de profundidad alrededor de las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara, respectivamente.

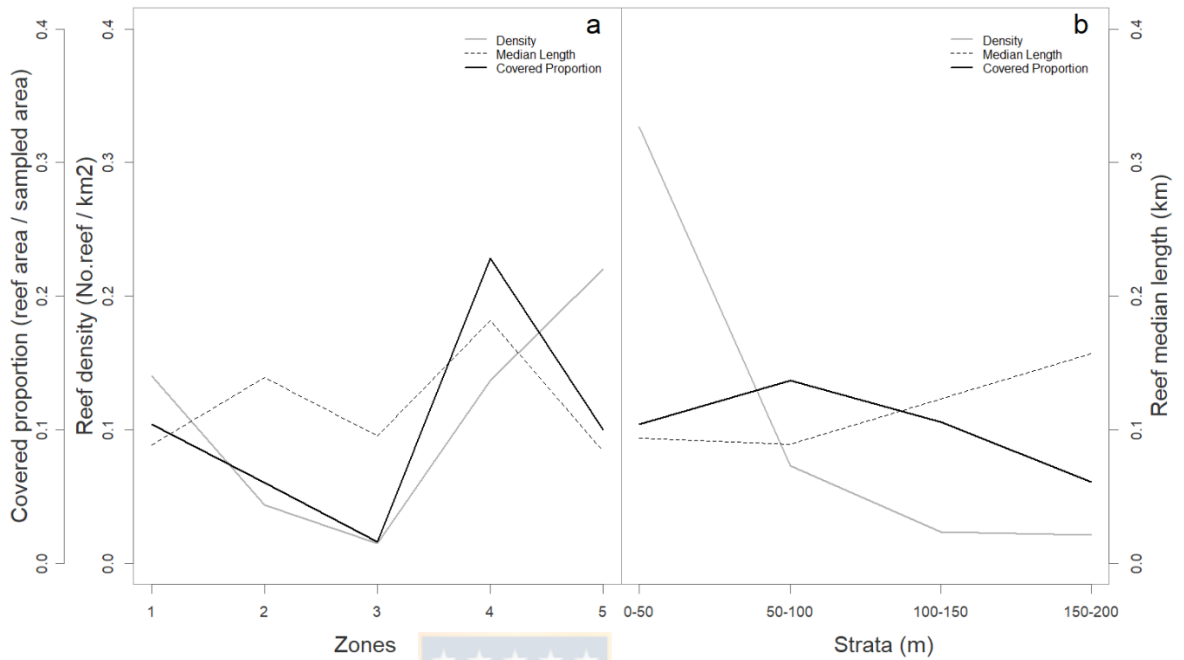


Figure 1.7: Proportion of reef covered area (reefs area / sampled area), reef median length (km) and reef density ((number of reefs / km²) x 1000⁻¹) by zone (a) and depth strata (b). / Proporción de área cubierta de arrecifes (área del arrecife / área muestreada), mediana del largo de los arrecifes (km) y densidad de arrecifes ((número de arrecifes / km²) x 1000⁻¹) por zona (a) y estratos de profundidad (b).

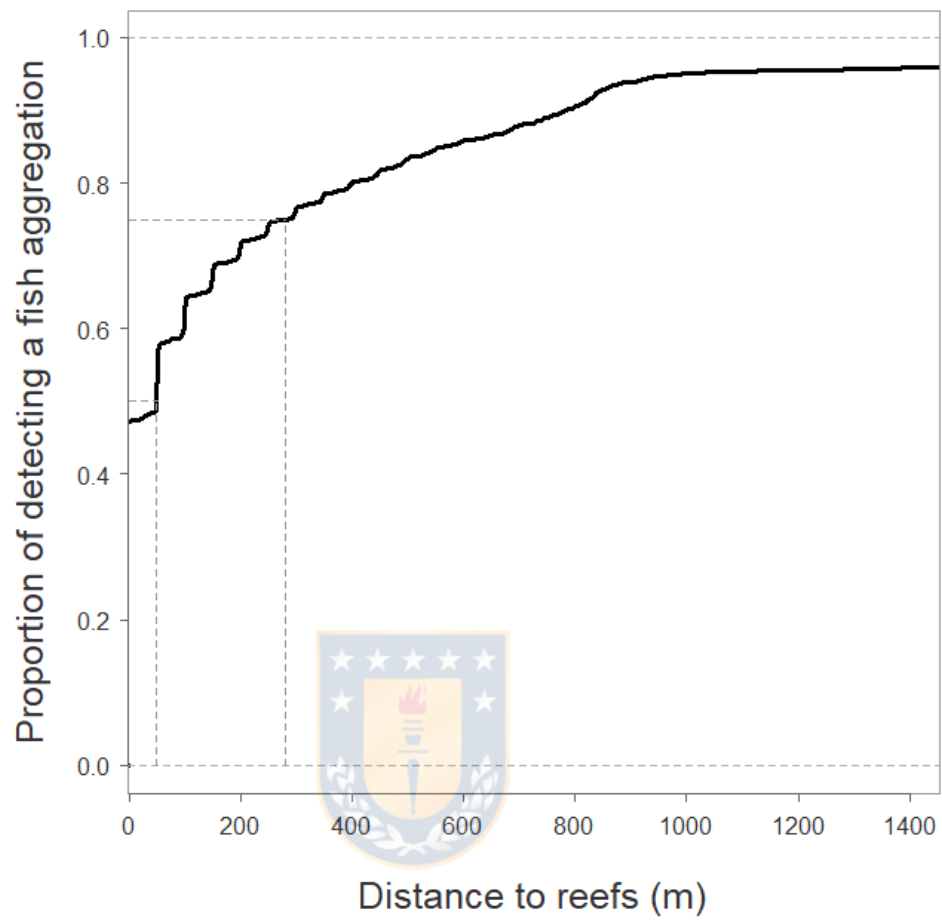


Figure 1.8: Cumulative proportion of observing fish aggregations (discrete variable) as a function of the distance to the nearest reef. Dashed vertical lines correspond to 0.5 and 0.75 percentiles. / Proporción acumulada de agregaciones de peces observadas (variable discreta) en función de la distancia al arrecife más cercano. Las líneas segmentadas verticales corresponden a los percentiles 0.5 y 0.75.

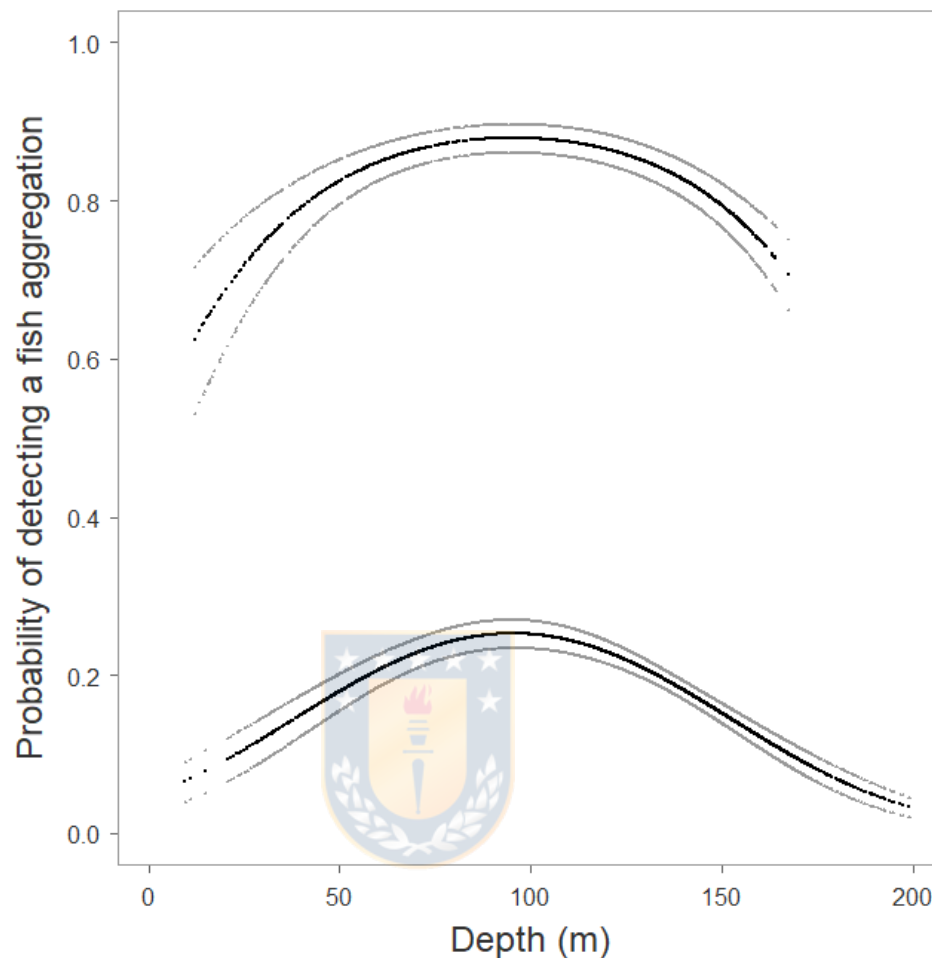


Figure 1.9: Model predictions of the probability of observing fish aggregations over temperate reefs (upper curve) and outside them (lower curve). The gray points around the curves (upper and lower) are indicate the confidence intervals. Mean values of 0 m and 579 m were used for the distance to the nearest reef covariate in the upper and lower curves, respectively. / Modelo de predicción de la probabilidad de obervar agregaciones de peces sobre arrecifes templados (curva superior) y fuera de ellos (curva inferior). Los puntos grises alrededor de las curvas (superior e inferior) indican los intervalos de confianza. Valores promedio de 0 y 579 m fueron utilizados para la covariable distancia al arrecife más cercano en las curvas superior e inferior, respectivamente.

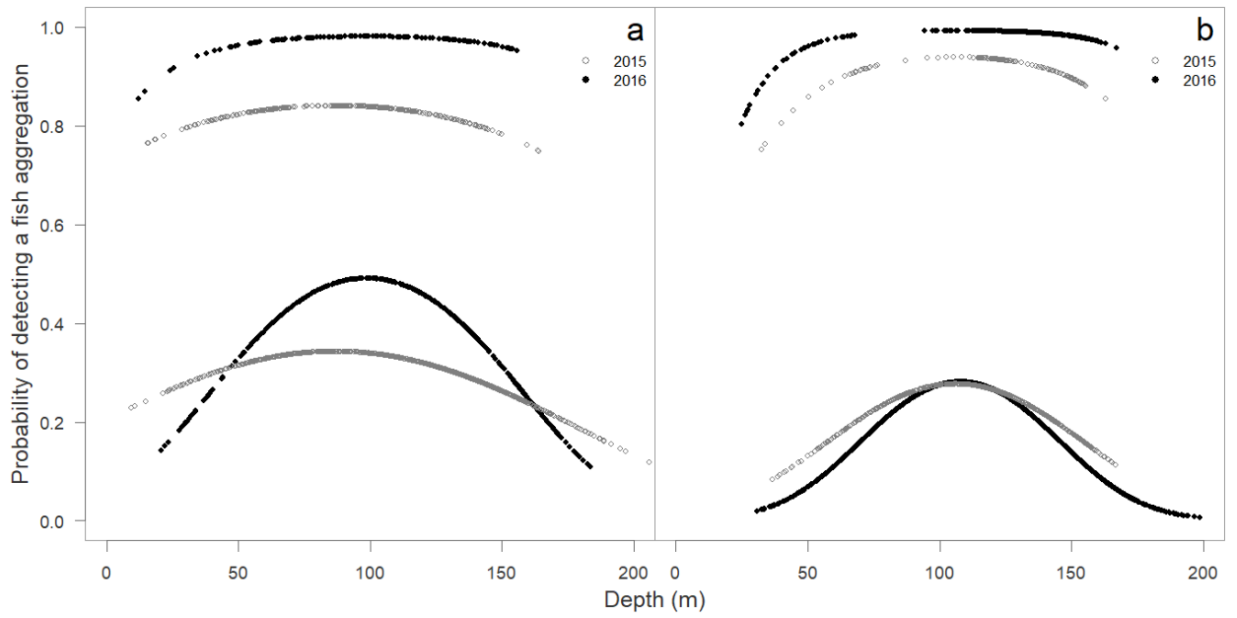


Figure 1.10: Model predictions of the probability of observing fish aggregations over temperate reefs (upper curves) and outside them (lower curves) for years 2015 (o) and 2016 (●) and zones 1 (a) and 2 (b). / Modelo de predicción de la probabilidad de observar agregaciones de peces sobre arrecifes templados (curva superior) y fuera de ellos (curva inferior) para los años 2015 (o) y 2016 (●) en las zonas 1 (a) y 2 (b).

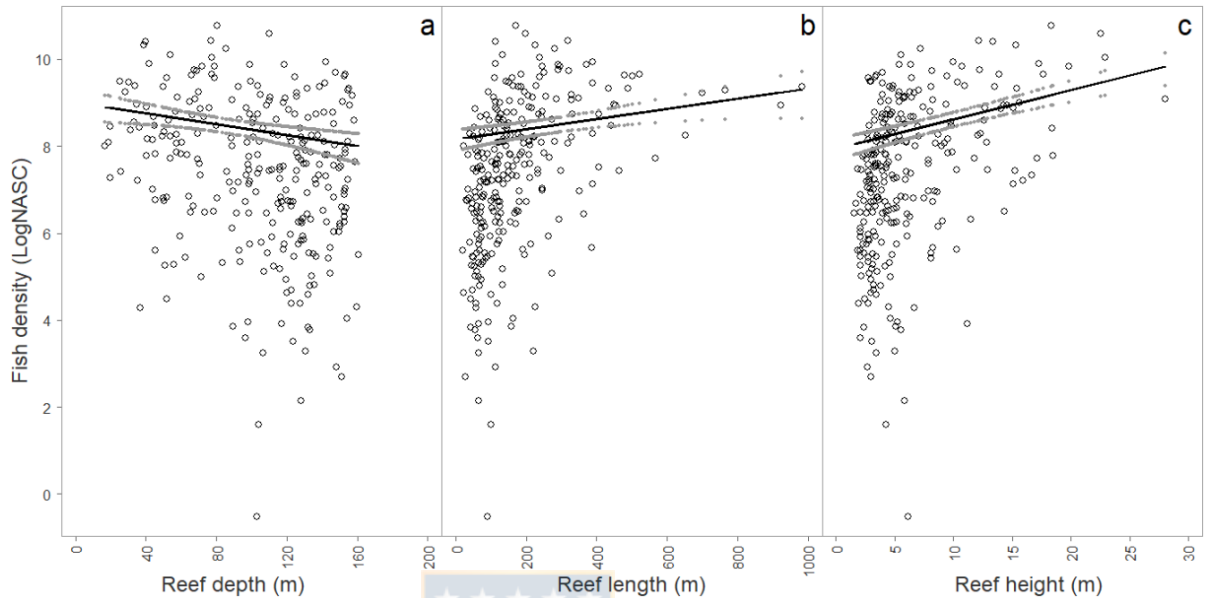


Figure 1.11: Predictive models of acoustic fish density (NASC). In panel (a) NASC was modeled as a function of reef depth (Z_{r_h}), using mean values of reef length ($L_{r_h}=170$ m) and height ($H_{r_h}=6$ m). In panel (b), prediction was made as a function of reef length using mean values of reef depth ($Z_{r_h}=104$ m) and height. Panel (c) shows NASC predictions as a function of reef height using mean values for depth and length. The gray points around the curves in each panel (a, b and c) are indicate the confidence intervals. / Modelos predictivos de la densidad acústica de peces (NASC). En panel (a) el NASC fue modelado en función de la profundidad de los arrecifes (Z_{r_h}), utilizando valores promedio del largo ($L_{r_h}=170$ m) y alto de los arrecifes ($H_{r_h}=6$ m). En el panel (b), la predicción fue realizada en función del largo de los arrecifes usando un valor promedio de la profundidad ($Z_{r_h}=170$ m) y de la altura de los arrecifes. El panel (c) muestra la predicción de NASC en función de la altura de los arrecifes utilizando valores promedio de la profundidad y del largo de los arrecifes. Los puntos grises alrededor de las curvas de cada panel (a, b y c) indican los intervalos de confianza.

APPENDIX

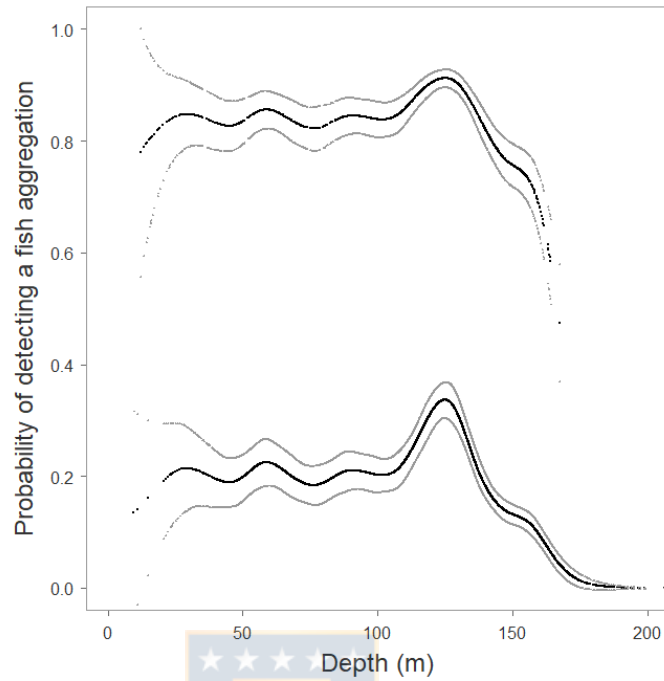
A binomial GAMLSS model with a smoother function (P–Spline; Eilers, Marx & Durbán, 2015) in the depth covariate was used in order to explore greater flexibility in the *M4* full model, especially in its response regarding depth (Table 5). Results indicate that the probability of detecting fish aggregations on reefs is maintained at values over 80% and that it decreases with depth, as in the results obtained for the GLM (Appendices 1.1 and 1.2). However, the probability of fish aggregation' presence on reefs in this model decreases less sharply towards shallower areas of the insular shelf than in the GLM (Appendix 1.2 and Figure 9).

$$\log\left(\frac{p_l}{1-p_l}\right) = \beta_0 + \beta_1 \cdot pr_l + f_2 \cdot z_l + \beta_3 \cdot dist_l$$

$$NASC_l \sim Bernoulli(p_l) \quad 0 \leq p_l \leq 1$$

Appendix 1.1: Model fit results (binomial GAMLSS) of presence–absence response variable (fish aggregations) using multiple regression models for all zone. / Ajustes (GAMLSS binomial) a partir de la modelación de la variable respuesta presencia–ausencia (agregaciones de peces) utilizando modelos de regresión múltiple para todas las zonas integradas.

Zone	Type	Regression	Covariables	Df	AIC
All zones	GLM	Multiple	~ pr _l + z _l + z _l ² + dist _l	7458	6681
	GAMLSS	Multiple	~ pr _l + pb(z _l) + dist _l	7451	6593



Appendix 1.2: Model predictions (binomial GAMLSS with smoother) of the probability of observing fish aggregations over temperate reefs (upper curves) and outside them (lower curves). The gray points around the curves (upper and lower) are indicate the confidence intervals. Mean values of 0 m and 579 m were used for the distance to the nearest reef covariate in the upper and lower curves, respectively. / Modelo de predicción (GAMLSS binomial suavizado) de la probabilidad de observar agregaciones de peces sobre arrecifes templados (curva superior) y fuera de ellos (curva inferior). Los puntos grises alrededor de las curvas (superior e inferior) indican los intervalos de confianza. Valores promedio de 0 y 579 m fueron utilizados para la covariable distancia al arrecife más cercano en las curvas superior e inferior, respectivamente.

CAPÍTULO 2

Spatial and temporal changes in reef fish population distributions: Persistence and dynamics in habitat use in the Juan Fernández Archipelago Marine Reserve (SE Pacific).

Cambios espaciales y temporales en la distribución de poblaciones de peces de arrecife: Persistencia y dinámica en el uso de hábitats al interior de la Reserva Marina del Archipiélago Juan Fernández (Pacífico sureste).



RESUMEN

Conocer los cambios espaciales y temporales en la abundancia de especies de interés comercial y particularmente endémicas, es elemental para hallar una adecuada definición en los diseños de estudio y en el desarrollo de oportunos planes de conservación sobre las áreas marinas protegidas. La plataforma insular del Archipiélago Juan Fernández, un Área Marina Costera Protegida de Múltiples Usos, posee numerosas estructuras de peces demersales fuertemente vinculadas con arrecifes de roca volcánica. En estos sitios, los pescadores artesanales también capturan elevados volúmenes de peces, sin embargo, existen importantes brechas de conocimiento respecto a la estructura espacial y el estado de conservación de las poblaciones explotadas. El presente trabajo identifica la dinámica espacial y temporal en la distribución de las estructuras de peces de arrecife mediante el uso de información acústica. Para ello, índices de abundancia relativa estandarizados fueron desarrollados a partir de un modelo de distribución de especies con estructura jerárquica ajustado a la densidad acústica. Este proceso, ha permitido comprender el uso de los hábitats de peces de arrecife a lo largo de un eje costa–océano entre mañanas/tardes y durante siete días de estudio. La mayor abundancia de peces fue detectada sobre hábitats someros, donde cambios en sus magnitudes presentaron alta consistencia espacial en torno a 25 y 90 m de profundidad. La alta variabilidad

interdiaria (entre días) evidenció un efecto más importante que la variabilidad intradiaria (entre mañanas y tardes). De esta forma, los cambios en la abundancia de peces de arrecife fueron frecuentes a lo largo del período de estudio, ocurriendo principalmente sobre arrecifes someros y profundos cuyas abundancias albergadas aumentaron y disminuyeron de modo inverso. El uso de ambos hábitats, en ese sentido, fue más relevante y dinámico que en parches de arrecifes de profundidades intermedias que podrían albergar abundancias remanentes de estructuras de peces que se desplazan ortogonalmente a la plataforma marina. Entender esta estructura espacial, dado la persistencia y dinámica de los ensambles de peces sobre pequeños hábitats marinos representa una investigación ecológica relevante para el desarrollo de diseños de estudios más robustos, y para el fortalecimiento de planes de conservación y de manejo con énfasis en espacios marinos críticos dentro del mar de Juan Fernández.

ABSTRACT

The spatial and temporal changes in the abundance of species of commercial interest, particularly endemic ones, is key to find an adequate definition in the design of studies and in developing timely conservation plans for marine protected areas. The insular shelf of the Juan Fernández Archipelago, a Marine Coastal Protected Area of Multiple Uses, has numerous demersal fish structures strongly linked to rocky volcanic reefs. In these sites, artisanal fishers also catch high volumes of fish. However, there are significant knowledge gaps regarding the spatial structure of the exploited population and its conservation status. This study identifies the spatial and temporal dynamics in the distribution of reef fish structures through acoustic information. Standardized relative abundance indices were developed from a species distribution model with a hierarchical structure fitted to acoustic density data. This process has made it possible to understand the use of habitats along the coast–ocean axis during mornings/afternoons and between days. The largest fish abundance was detected over shallow habitats, where changes in their magnitudes presented high spatial consistency around 25 and 90 m depth. The effect of mornings and afternoons did not seem to be so important, unlike the high variability explained by the effect of days. Thus, changes in reef fish abundance were frequent throughout the study period, with the most notable occurring on shallow and deep reefs whose sheltered

abundances increased and decreased inversely. The use of both habitats, in this sense, was more relevant and dynamic than reef patches of intermediate depths that could harbor remnant abundances of fish structures that move orthogonally to the marine platform. Understanding this spatial structure, given the persistence and dynamics of fish assemblages in small marine habitats, represents relevant ecological research for developing more robust study designs and strengthening conservation and management plans with an emphasis on vital marine spaces within the sea of Juan Fernández.



1 INTRODUCCIÓN

En el ambiente marino las forzantes ambientales y antropogénicas (i.e., pesquería) impulsan cambios espaciales y temporales en las comunidades biológicas (Pinsky et al., 2013), pudiendo modificar el funcionamiento y la productividad de los hábitats (Rice & García, 2011; Kavanaugh et al., 2016; Barcala et al., 2019). Cambios en aspectos reproductivos, estructura etaria/tallas (Bell et al., 2015), en la diversidad, riqueza, y en la distribución de la abundancia de las especies (Thorson et al., 2016a) son frecuentemente afectados por el impacto estructurado que ejerce la actividad pesquera sobre los hábitats explotados (Currie et al., 2019). Una pieza fundamental en la evaluación y control de estos impactos es conocer y predecir los cambios de abundancia de las especies a través del uso de sus hábitats (Anderson et al., 2019a; Barnett et al., 2021). Su entendimiento, incluso a través de pequeños espacios marinos constituirá los principios espaciales y temporales necesarios para el desarrollo de adecuados diseños de estudios y el avance hacia planes costo–efectivos de conservación y manejo sobre estas áreas.

Entender y predecir la distribución de las abundancias de peces sobre espacios marinos heterogéneos ha promovido durante el último tiempo la utilización de modelos basados en la teoría de selección de hábitats (Thorson et al., 2016b;

Han et al., 2020), donde la distribución demográfica sería modulada por las condiciones heterogéneas de los hábitats y efectos de densodependencia poblacional, las cuales incluso pueden expresarse desde pequeñas escalas espaciales hasta continuos sistemas de arrecifes (Hixon & Webster, 2002; Sambrook et al., 2019; Thorson 2021). Una aproximación empleada en la caracterización de la estructura espacial de las poblaciones es la detección de contracciones o expansiones demográficas sobre los espacios marinos mediante el uso de estimadores, como la abundancia media ponderada, el centro de distribución poblacional, sus límites, y el área ocupada (Thorson et al., 2015; 2016b). Sin embargo, la caracterización de la estructura espacial de las poblaciones por medio del uso de estos estimadores, puede llegar a ignorar la variabilidad espacial en los cambios de densidad de las especies a través del tiempo cuando no consideran la heterogeneidad del hábitat (Kavanaugh et al., 2016), y en consecuencia, predecir distribuciones de abundancias homogéneas dentro de un rango espacial ocupado (Barnett et al., 2021). Además, pueden confundir el rango de cambios espaciales debido a desacoples entre la distribución espacial de los datos iniciales y cambios posteriores en los diseños de estudio (Shelton et al., 2014; Thorson et al., 2016a). El desarrollo de índices de abundancia relativa estandarizados a partir de modelos de distribución dinámica de especies (Spatial Distribution Models; SDMs), y procesos predictivos espaciales y espacio-temporales de Modelos Lineales Generalizados con

Efectos Mixtos (GLMM), en cambio, constituyen una herramienta alternativa, rápida, y flexible para corregir este tipo de sesgos (Barnett et al., 2021; Anderson et al., 2022). Su estimación a través de un enfoque de modelación jerárquica, además de ser más realista dado la facultad de considerar efectos aleatorios en los residuales espaciales (Dormann et al., 2007; Shelton et al., 2014; Anderson et al., 2019a), posee la capacidad de mejorar las predicciones en áreas con datos insuficientes (Grüss et al., 2019), ponderar las densidades por área considerando la variación en las tasas de muestreos (Thorson et al., 2017), y estimar los cambios de distribución de las abundancias considerando la heterogeneidad en los diferentes hábitats (Thorson et al., 2016; Currie et al., 2019; Barnett et al., 2021).



La accidentada plataforma insular del Archipiélago Juan Fernández cuenta con numerosos y diversos arrecifes templados que estructuran un paisaje altamente heterogéneo y productivo en el ecosistema de la Dorsal de Juan Fernández (Ernst et al., 2013; Tapia et al., *in review*). Sobre la placa de Nazca: guyots, montes submarinos, islotes y tres islas constituyen ~800 km de esta gran dorsal volcánica, que se orienta transversalmente al borde suroccidental del continente sudamericano (Pacífico SE; Vergara & Morales, 1985). Las peculiares características biogeográficas y oceanográficas de esta región permiten sostener un destacado número de especies endémicas consolidando un importante

hotspot de biodiversidad (Friedlander et al., 2016; Porobic et al., 2019), cuya conservación es de gran interés y relevancia para la comunidad nacional e internacional. En la plataforma insular del AJF las numerosas estructuras multiespecíficas de peces (Tabla 2.1) se distribuyen en torno a los accidentados arrecifes (Tapia et al., *in review*). En estos discretos y heterogéneos hábitats, precisamente, organizaciones de pescadores artesanales también extraen sus recursos por medio de un sistema de tenencia maritorial, consuetudinario, e histórico (Arana & Melo, 1973; Ernst et al., 2010a, 2013), configurando una pesquería de pequeña escala –artesanal– que se estructura en el espacio y en el tiempo al interior del Mar de Juan Fernández (Ernst et al., 2010a), que a su vez ha sido recientemente declarado Área Marina Costera Protegida de Múltiples Usos (Decreto Supremo no.10 del 2018, Chile).

Pese a la importancia cultural y nivel de captura que puede llegar a exhibir la comunidad de peces explotada en el Mar de Juan Fernández (Ahumada & Queirolo, 2014), la información sobre su estructura espacial y estado de conservación aún es insuficiente. Avanzar en esa dirección demanda fundamentalmente entender los cambios de abundancia en el espacio y en el tiempo (Thorson et al., 2016a), y con ello, la implementación de diseños de estudio adecuados que permitan mejorar la certeza en los datos (Karp et al., 2019), desarrollar planes efectivos de conservación (Grober–Dunsmore et al.,

2008) y de manejo pesquero (Wilborn et al., 2018, Han et al., 2020), sobre todo, en aquellas especies endémicas que sostienen una valiosa pesquería artesanal, la cual ha redituado bienestar y seguridad alimentaria a la comunidad fernandesiana por más de 100 años (Ernst et al., 2013; Ahumada & Queirolo, 2014; Steneck et al., 2017). Estudiar la comunidad de peces sobre esta área marina protegida requiere, entonces, de técnicas que reconozcan la fragilidad y complejidad de sus hábitats. El desempeño conjunto de tecnología hidroacústica y de observación óptica submarina (Simmonds & MacLennan, 2005; Jones et al., 2012) ha permitido los años 2015 y 2016 acceder y recopilar claves antecedentes en el mar de Juan Fernández (Ernst et al., 2015; 2016). El gran valor ecológico de los arrecifes y sus atributos (largo, alto y profundidad) que se correlacionan con la distribución de las abundancias de las estructuras de peces demersales son evidencia discreta e independiente, en el espacio y en el tiempo, del aspecto geomorfológico que estructura espacialmente la plataforma marina insular (Tapia et al., *in review*). Sin embargo, el seguimiento continuo de las abundancias a fin de identificar y predecir patrones espaciales de persistencia y cambios locales entre los hábitats aún permanece inexplorado, representando una brecha elemental en el conocimiento ecológico del Área Marina Costera Protegida del Mar de Juan Fernández.

El objetivo de este estudio es identificar los cambios espaciales y temporales en la distribución de abundancia de las estructuras de peces de arrecife a través del uso de información acústica. Para ello, la retrodispersión acústica de las agregaciones observadas sobre una serie de parches de arrecifes fue modelada a fin de detectar la persistencia y dinámica local entre hábitats. Comprender la estructura espacial de subunidades dinámicas y persistentes será relevante para que los diseños de estudios sean empleados con eficacia sobre los espacios marinos, y para que planes de conservación cuenten con antecedentes independientes de la pesquería, que son de gran utilidad en la evaluación de los impactos espaciales al capturar especies objetivo y no objetivo (Trochta et al., 2018; Stock et al., 2019). Asimismo, clave en la cuantificación de los cambios de distribución de las especies (Thorson et al., 2016a), y en la orientación hacia un manejo pesquero basado en el conocimiento del ecosistema (Porobic et al., 2018; Trochta et al., 2018).

2 METODOLOGÍA

2.1 Área de estudio y diseño de prospección acústica

El Archipiélago Juan Fernández (AJF), emerge sobre la placa de Nazca en la región del Pacífico suroriental a partir de un hotspot volcánico y posterior enfriamiento del suelo oceánico hace ~6 ma (Arana, 1987). Se ubica sobre la Dorsal de Juan Fernández (JFR), una cordillera marina de ~800 km orientada transversalmente al borde suroccidental del continente sudamericano constituida por montes submarinos, guyots, islotes y tres islas organizadas en dos subsistemas: Robinson Crusoe–Santa Clara (RC–SC) y Alejandro Selkirk (AS), ambos emplazados a ~360 y 450 millas náuticas (mn) al oeste de la zona central de Chile, respectivamente (Vergara & Morales, 1985; Castilla & Oliva, 1987). En este estudio, un crucero hidroacústico fue conducido en el área sureste del subsistema RC–SC, debido a la presencia de numerosas estructuras de peces y parches de arrecifes detectados y descritos por Ernst et al., (2015; 2016) y Tapia et al., (*in review*). Su desarrollo durante la primavera austral 2017, entre el 23 y 28 de septiembre y el 1 y 2 de octubre, fue durante las horas del día y a una velocidad de navegación de 4 a 6 nudos. Para este propósito se utilizó una embarcación de pesca de 9 metros de eslora, que contuvo lateralmente un transductor científico split–beam SIMRAD EK60 de 38 kHz ubicado a 1 m de la

superficie (modelo ES38–10; Kongsberg Simrad AS, Kongsberg, Norway). El transductor fue calibrado según la aproximación metodológica de Foote et al., (1987) y configurado con una duración del pulso de 1024×10^{-3} s (1024 μ s) y tasa de pings de 1 s. El diseño de muestreo contó con una serie de 4 polígonos organizados en un gradiente de profundidad costa–océano, tal que fueron superpuestos sobre parches de arrecifes y agregaciones de peces a fin de comprender el uso de estos hábitats. Al interior de cada polígono numerosas transectas fueron sistematizadas a 0.5 mn entre sí (926 m) y emplazadas de forma ortogonal a la línea de costa (Figura 2.1 y Tabla 2.2). El muestreo acústico sobre los parches de arrecifes fue realizado durante mañanas, tardes y a lo largo de 7 días. La mañana se definió como el rango de tiempo empleado en muestrear la serie de 4 polígonos (~7.00–13.00 hrs) y la tarde desde ~14.00 hasta 20.00 hrs.

2.2 Procesamiento de datos acústicos

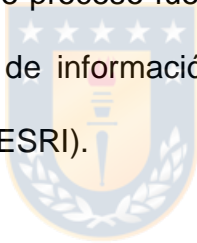
Los registros obtenidos mediante el transductor de 38 kHz fueron procesados a través de un algoritmo desarrollado en la plataforma de análisis acústicos EchoView 12.0 (Echoview Ltd., Hobart, Tasmania, Australia). El procesamiento de la reflectividad acústica consistió en delimitar el inicio y fin de cada transecta, además de la definición de la columna de agua dado una capa superficial (a 6 m desde la superficie) y otra de profundidad (a 1 m del suelo marino) a fin de

remover el ruido del haz causado por los lóbulos laterales y ecos de fondo que alteran las mediciones. Un umbral de integración de -68 dB re 1m^{-1} en el coeficiente de retrodispersión del volumen, S_v (MacLennan et al., 2002), fue utilizado para identificar y diferenciar mediante regiones las estructuras de peces demersales de aquellas pelágicas y macroplanctónicas, lo que ha sido apoyado en la aproximación metodológica descrita por Ernst et al., (2015; 2016). En atención al dominio vertical y horizontal que presentaron las estructuras de peces demersales en la columna de agua, se categorizaron en agregaciones de tipo columnares (C) o de fondo (F), respectivamente. La información de la retrodispersión acústica fue integrada por unidad de área NASC o S_A en $\text{m}^2 \text{nm}^{-2}$ (Nautical Area Scattering Coefficient; MacLennan et al., 2002) y posteriormente exportada a través de las transectas en EDSUs de 50 m de largo (Elementary Distance Sampling Units). La densidad acústica mencionada, NASC, se basa en el promedio de la energía acústica retrodispersada de los organismos y es proporcional a la densidad biológica (Simmonds & MacLennan, 2005; Madureira et al., 2013), por tal y para efectos de este trabajo constituirá una aproximación a la abundancia relativa de las estructuras ícticas estudiadas. Por medio del procesamiento descrito, finalmente, se obtuvo información de la densidad acústica de las agregaciones de peces demersales, su ubicación geográfica y profundidad batimétrica.

2.3 Análisis de datos

2.3.1 Análisis empírico

Cambios en la abundancia de las estructuras de peces demersales fueron explorados a partir de la distancia ortogonal a la costa en una escala temporal intradiaria (mañanas y tardes) y diaria. Para ello, la distancia estimada a través de un eje costa–océano de 4655 m (Figura 2.1) se vinculó a los datos de densidad acústica observada siendo promediada y organizada en centros espaciales cada 100 m a lo largo del eje. Este proceso fue realizado mediante la plataforma de procesamiento de sistemas de información geográfica ArcGis (Environmental Systems Research Institute, ESRI).



2.3.2 Análisis predictivo

Para comprender los cambios en la distribución de las abundancias de peces entre hábitats, se utilizó un modelo de distribución de especies SDM basado en procesos predictivos espaciales y espacio–temporales de Modelos Lineales Generalizados con Efectos Mixtos GLMM. A partir de este proceso de modelación, cuyos efectos aleatorios pueden describir componentes espaciales y espacio–temporales (Barnett et al., 2021), se estimaron índices de abundancia relativa estandarizados a fin de detectar la persistencia y dinámica local en

escalas temporales de mañanas/tardes y entre días. El ajuste del modelo fue implementado a través de Template Model Builder TMB (Kristensen et al., 2016), Integrated Nested Laplace Approximation INLA (Lindgren & Rue, 2015), y Gaussian Markov Random Fields GMRF mediante el paquete sdmTMB, que ha sido desarrollado y ambientado en R–Project (R Core Development Team, 2018) por Anderson et al., (2019; 2022; <https://pbs-assess.github.io/sdmTMB/index.html>).

2.3.2.1 Estructura del modelo

La modelación de la densidad acústica de peces observada en cada ubicación espacial s y tiempo t fue a través del uso de un GLMM adaptado de Shelton et al., (2014) y Thorson et al., (2015a, 2016). Se emplearon efectos fijos en los predictores y efectos aleatorios espaciales y espacio–temporales en la covarianza espacial de cada ubicación geográfica a fin de representar el proceso estocástico del hábitat en la predicción de las abundancias de peces (McGowan et al., 2018; Anderson et al., 2019). La variable respuesta $NASC_{s,t}$ fue tratada con un modelo de distribución del error perteneciente a la familia de dispersión exponencial Tweedie, que permite trabajar con valores de masa 0 y con valores continuos positivos (Jorgensen 1997; Zhang 2013). Esta distribución del error cuenta con un parámetro para la media μ , de escala ρ (Tweedie power parameter

en atención a la distribución compuesta Poisson–Gamma) y otro de forma ϕ , que representa la dispersión del error (Jorgensen 1987).

$$NASC_{s,t} \sim Tweedie (\mu_{s,t}, \rho, \phi)$$

$$1 \leq \rho \leq 2$$

La combinación lineal de efectos fijos y efectos aleatorios se aproximó con una función de enlace $g(\cdot)$, donde $\mu_{s,t}$ correspondió a la densidad acústica de peces esperada, $X_{s,t}$ a los predictores que dependen del modelo implementado (explicados más adelante), β al vector de parámetros estimados como efectos fijos y ω_s al efecto espacial estimado como efecto aleatorio dado la ubicación geográfica media de cada EDSU.

$$g (\mu_{s,t}) = X_{s,t}\beta + \omega_s$$

El efecto aleatorio sobre los residuales espaciales fue estimado por un campo aleatorio Markov Gaussiano GMRF, donde MVN representó una distribución normal multivariada fijada en 0, y $\Sigma\omega_s$ a la matriz de covarianzas espaciales del campo aleatorio asociadas entre las ubicaciones espaciales de los EDSU_s.

$$\omega_s \sim MVNormal (0, \Sigma\omega_s)$$

Las propiedades del campo aleatorio espacial siguieron una función de distribución de covarianzas Mattern expresada a partir de la desviación estándar marginal y el rango geoestadístico, que además identifica cuando la correlación espacial decae hasta un 10% respecto de la distancia (Thorson et al., 2015). La función Mattern define la covarianza Φ entre distintas ubicaciones espaciales s_j y s_k de cada EDSU, donde τ^2 representa la varianza espacial marginal, Γ a la función Gamma, K_ν la función Bessel, d_{jk} a la distancia Euclidiana entre ubicaciones espaciales, mientras κ representó un parámetro de escala estimado. El parámetro ν controla la función de covarianzas espaciales a través de una función de suavizado (smoothness), la cual fue fijada en una unidad ($\nu = 1$) para aumentar la eficiencia computacional (Lindgren et al., 2011) cuando los GMRF son aproximados a través de ecuaciones diferenciales parciales estocásticas – SPDE– por medio de R-INLA (Lindgren et al., 2011; Rue et al., 2009; <http://www.r-inla.org>).

$$\Phi (s_j, s_k) = \tau^2 / \Gamma(\nu) 2^{\nu-1} (\kappa d_{jk})^\nu K_\nu (\kappa d_{jk})$$

La estimación de los parámetros fue a través de máxima verosimilitud marginal aproximada mediante TMB (Kristensen et al., 2016). Esta plataforma identifica la verosimilitud marginal de los efectos fijos cuando son integrados a través de los efectos aleatorios por aproximación Laplaciana (INLA; Skaug & Fournier, 2006).

También, un optimizador no lineal convencional fue utilizado en la optimización de la probabilidad marginal para estimar los efectos fijos maximizando la probabilidad log–marginal (Thorson et al., 2015a, 2015b).

Este modelo, en general, corresponde a un modelo de procesos predictivos (Shelton et al., 2014; Anderson & Ward, 2019) donde se realiza un seguimiento de un número determinado de nodos empleados en una grilla de predicción a fin de aproximar la variación espacial no explicada (Latimer et al., 2009). En la grilla de predicción utilizada se emplearon 200 nodos, lo que a su vez permitió aumentar la eficiencia computacional cuando los efectos aleatorios fueron tratados (Figura 2.2). Esta forma de modelación espacial es un método ampliamente utilizado en literatura sobre ecología, lo que permite reducir la carga computacional y realizar estimaciones manejables.

2.3.2.2 Modelación

La comprensión del uso de los hábitats a partir de los cambios en la distribución de las abundancias de peces se realizó bajo un enfoque de modelación de regresión múltiple. Para testear el modelo más adecuado se empleó el criterio de información de Akaike (AIC; Akaike, 1973). Se escogió aquel modelo con el menor valor de AIC y cuyas covariables mejor explicaban la varianza del índice de abundancia relativa estandarizado (Burnham & Anderson, 2004). Los índices

fueron estimados a partir de 4 modelos a los que se les asignó la letra *m*, tal que *m0* se aproximó sin covariable ($\sim + 0$) y *m1* a *m3* fueron secuencialmente saturados a fin de conocer el aporte relativo en unidades de AIC de las covariables profundidad (*Bat*), día (*Date*) y finalmente mañana/tarde (*Time*). La covariable *Bat* representó la profundidad batimétrica y se implementó por medio de una función de suavización (smoothness) de los datos $s[Bat]$; *Date* correspondió a los 7 días de estudio, específicamente 23, 24, 25, 27 y 28 de septiembre y el 1 y 2 de octubre; y la covariable *Time* indicó la escala temporal de mañanas y tardes (Tabla 2.3).



3 RESULTADOS

3.1 Distribución en el eje costa–océano

Dos sitios con destacada densidad acústica de peces de arrecife fueron identificados a lo largo del eje costa–océano (Figura 2.3). La mayor concentración de peces fue detectada en un sitio somero entre 20 y 90 m de profundidad y en un rango de 500 a 1500 m de la costa, aunque con gran consistencia en torno a los ~1200 m específicamente (Figura 2.3a). En este rango espacial y principalmente los primeros 4 días de estudio se observaron notorios desplazamientos orientados hacia la costa y fuera de la costa, pero sin claras variaciones entre mañanas y tardes (Figura 2.3b). El segundo sitio destacado, pero con menos densidad de peces, fue observado entre 127 y 181 m de profundidad y a 3500 y 4500 m de la costa, particularmente con un foco de distribución alrededor de ~4000 m (Figura 2.3a). A esta distancia, migraciones locales no fueron lo suficientemente evidentes para distinguir un patrón de desplazamiento hacia dentro o fuera de la costa (Figura 2.3b).

3.2 Distribución espacial entre días, mañanas y tardes

Los modelos espacio-temporales implementados sugieren que el modelo más saturado de regresión $m3$ ($\sim + 0 + s[Bat] + Date + Time$) representa el mejor ajuste en la estimación del índice de abundancia relativa estandarizado. A partir del proceso secuencial de modelación, $m1-m3$, se identificó que todas las covariables explicaron la distribución de la abundancia de las estructuras de peces de arrecife (Tabla 2.3). El modelo de regresión saturado, cuyas estimaciones de los efectos fijos y aleatorios son documentados en la Tabla 2.4, detectó la mayor abundancia de peces sobre hábitats someros (Figura 2.4), donde cambios en sus magnitudes tuvieron alta consistencia espacial en torno a los 25 y 90 m de profundidad, pero disminuyendo hacia espacios marinos ubicados más allá de 90 m (Figura 2.5). El efecto de la profundidad ($s[Bat]$), de esta forma, fue relevante al explicar la distribución de la abundancia de peces de arrecife a lo largo del tiempo (Tabla 2.3). Mientras el efecto de mañanas y tardes ($Time$) no pareció ser tan importante a diferencia de la alta variabilidad explicada por el efecto de los días ($Date$), que presentó una disminución porcentual relativa en un 55% de unidades AIC en el modelo de regresión más saturado (Tabla 2.3 y Tabla 2.4).

3.3 Índice de abundancia relativa estandarizado

Cambios en la abundancia de peces de arrecife fueron frecuentes a lo largo de los 7 días de estudio, y especialmente los primeros 4 (Figura 2.6a). La mayor y menor abundancia se identificó el 24 y 27 de septiembre correspondiendo al segundo y cuarto día, respectivamente (Tabla 2.5). A fin de caracterizar una tendencia global se aproximó un modelo lineal generalizado GLM el cual detectó alta persistencia temporal, mientras el modelo espacio-temporal originalmente ajustado (m3) sólo identificó una posible persistencia o estabilidad los últimos 3 días de estudio (Figura 2.6a). En promedio, el polígono A ubicado entre 16 y 90 m de profundidad concentró el 56% de la abundancia, y el polígono D ubicado entre 44 y 146 m un 20% (Tabla 2.2 y Tabla 2.5). Cambios importantes ocurrieron en el polígono A, identificándose claros aumentos/disminuciones de las abundancias durante los primeros 4 días y una relación inversa acentuada, principalmente, el segundo y cuarto día de estudio en los polígonos B y D (Figura 2.6b). Los polígonos B y D fueron los más influenciados respecto de estos cambios de abundancia, sin embargo, a partir del cuarto día de estudio exhibieron una aparente persistencia. En tanto, los arrecifes hallados al interior del polígono C y en una zona intermedia de profundidad (128 – 154 m; Tabla 2.2) albergaron la menor abundancia (7% en promedio) y generalmente presentaron una tendencia persistente a lo largo de todo el período de estudio (Tabla 2.4 y Figura 2.6b).

4 DISCUSIÓN

La comprensión de los cambios espaciales y temporales en la abundancia de las estructuras de peces representó un antecedente ecológico crítico en la identificación del funcionamiento y productividad de los hábitats. A partir de la detección de subunidades dinámicas y persistentes se identificó el uso de pequeños hábitats lo que proporciona información para que futuros planes de conservación, y de manejo, puedan sostener y adaptar estrategias que aseguren el equilibrio entre la pesquería y la sustentabilidad de las poblaciones (Wedding et al., 2008; Currie et al., 2019). Conocer el funcionamiento de la estructura espacial del mar de Juan Fernández, también ha contribuido a un gran avance respecto a la implementación de un diseño de estudio adecuado, donde técnicas hidroacústicas y de óptica submarina se plantean como métodos complementarios y apropiados para el muestreo de este sistema remoto (Castilla & Oliva, 1987), frágil (Dyer & Westneat, 2010; Porobic et al., 2019), y de difícil acceso para métodos convencionales de evaluación (ej. redes de arrastre; Ernst et al., 2015).

4.1 Patrones espaciales y temporales

Mediante el análisis de información empírica y la estimación de índices de abundancia relativa estandarizados se detectaron subunidades dinámicas y persistentes en el eje costa–océano durante mañanas, tardes y entre días. Si bien la variación de las abundancias entre mañanas y tardes no fue tan importante como la detectada entre días, sus cambios ocurrieron principalmente en la zona costera, entre 16 y 90 m de profundidad y a 500 y 1500 m de la costa, siendo los hábitats someros de alta relevancia en la distribución de las abundancias de las estructuras de peces de fondo. Este espacio, en general, se caracteriza por poseer gran cantidad de pequeños y altos arrecifes lo que ha explicado importantes densidades ícticas para estas zonas del paisaje marino anteriormente (Tapia et al., *in review*), y donde probablemente los peces se agregarían en busca de zonas de refugio, alimentación y sitios de reproducción (Buxton & Smale, 1989; Tzioumis & Kingsford, 1995; Pitcher et al., 2007). Hábitats más profundos y alejados de la costa, en tanto, albergaron la segunda mayor concentración de peces coincidiendo con un sitio histórico para pescadores locales, quienes a través de la triangulación de hitos geográficos lo identifican y lo frecuentan durante las temporadas de pesca (Ernst et al., 2013, 2015, 2016). Eventualmente, este alejado hábitat presentó cambios de abundancia inversos respecto a los detectados sobre arrecifes someros, sugiriendo dos hábitats preferentes y una posible teleconexión biológica

ortogonal que abarca ~3000 m a través de la plataforma marina. En el segundo y cuarto día de estudio, incluso, se detectaron evidentes disminuciones y una profundización de las abundancias que se albergaban sobre hábitats costeros (Figura 2.6b y Figura 2.3b), lo que ha sido consistente con aumentos en las abundancias halladas en hábitats más profundos (polígonos B y D). Mientras abundancias que persisten sobre hábitats de profundidades intermedias, entre 128 y 154 m, sugieren estar representadas por estructuras de peces remanentes, menos abundantes, y agregadas en pequeñas y numerosas estructuras. Ello, según Tapia et al., *in review* quienes han indicado que entre 50 y 150 m de profundidad existe una alta probabilidad de observar estructuras de peces en sitios de arrecifes (~90%), aunque mucho menos abundantes que las estructuras distribuidas en sitios someros.

4.2 Índices de abundancia y aplicación

La utilización de índices de abundancia relativa estandarizados, basados en modelos de distribución de especies SDMs y procesos predictivos espacio-temporales (Anderson et al., 2019; Thorson et al., 2016a), permitieron abordar preguntas ecológicas aplicadas al ambiente marino en la detección del uso de pequeños hábitats (Barnett et al., 2021). Haber distinguido espacios marinos dado la identificación de la distribución de las abundancias es esencial para el manejo y conservación de las especies de interés comercial (Pressey et al., 2007;

Currie et al., 2019; Han et al., 2020), con alto valor ecológico, y cultural como las descritas en este trabajo (Dyer & Westneat, 2010; Ahumada & Queirolo, 2014). Si bien recientes aproximaciones generaron avances en la detección de aspectos espaciales que explicaron la presencia y densidad de peces de arrecife sobre la plataforma de las Islas RC–SC, estos métodos se implementaron de forma discreta e independiente (Tapia et al., *in review*) impidiendo capturar procesos espacio–temporales continuos (McCullagh & Nelder, 1983; Muñoz et al., 2013). El modelo espacio–temporal ajustado ($m3$) permitió conocer los cambios de las abundancias de peces de arrecife de modo continuo, corrigiendo y considerando la autocorrelación de los datos acústicos, y la heterogeneidad de pequeños espacios marinos al considerar efectos aleatorios en la covarianza espacial de las ubicaciones geográficas (Simmonds & MacLenann, 2005; Barnett et al., 2021; Dormann et al., 2007; Shelton et al., 2014). El uso de modelos espacio–temporales en la estimación de los índices de abundancia relativa estandarizados, también han contribuido en el estudio de evaluación de poblaciones de numerosos stocks demersales en el mar de British Columbia (Anderson et al., 2019), así como en estudios similares que incorporaron procesos espaciales jerárquicos para ejercicios de simulación y en aplicaciones en el ambiente terrestre (Anderson & Ward, 2018; Barnett et al., 2021). Particularmente, los modelos predictivos empleados en este trabajo no consideraron covariables adicionales que proporcionen mayor representación

biológica, pesquera y ambiental del sistema, e.g., densodependencia, esfuerzo, capturas, viento, marea, temperatura, entre otras (Hixon & Webster, 2002; Ducharme–Bart et al., 2022); sin embargo, su capacidad para ponderar las densidades por áreas incluyendo variación en las tasas de muestreo (Thorson et al., 2017), y caracterizar la estructura poblacional entre espacios marinos de forma más realista puede ser de gran ayuda en sistemas que cuentan con pocos datos (Grüss et al., 2019; Thorson et al., 2020). Esto constituye un atributo técnico clave en un contexto donde la pesquería artesanal local no cuenta con datos ni certeza suficiente sobre el estado de conservación de las poblaciones marinas explotadas (Carruthers et al., 2010; Ovando et al., 2021a), y donde el desarrollo de este tipo de índices estandarizados emerge como una fuente clave de información para suministrar a futuros modelos de evaluación de stock (Hilborn & Walters, 1992; Anderson et al., 2019; Thorson et al., 2020).

4.3 Hacia el manejo

El monitoreo, evaluación, y control de los impactos sobre hábitats explotados constituyen esencialmente las estrategias para conocer el estado de conservación y salvaguardar la sustentabilidad de las especies objetivo así como de la actividad pesquera, respectivamente (Stock et al., 2019; Chrysafi & Kuparinen, 2016). Por más de un siglo, la captura de los recursos marinos en el AJF es autogestionada por pescadores artesanales en base a un sistema de

tenencia maritorial (Arana & Melo, 1973; Arana et al., 2006; Ernst et al., 2010a), que se superpone con los discretos arrecifes y ha dado lugar a una actividad de pequeña escala operacionalmente estructurada en el Mar de Juan Fernández (Ernst et al., 2010a, 2013; Tapia et al., *in review*). Sostener su adecuado funcionamiento ecológico y operacional, sin embargo, demanda de información sistemática dependiente e independiente de la pesquería (Ovando et al., 2021; Alglave et al., 2022), tal que posibilite cuantificar los cambios de las abundancias (Currie et al., 2019), rango de distribución de las especies (Thorson et al., 2016a; Han et al., 2020), y obtener índices de abundancia relativa como una aproximación al conocimiento del estado y tendencia de las poblaciones marinas explotadas (CPUE; Hilborn & Walters, 1992; Alglave et al., 2022). Contar con esta información, incluso a escala espacial como la documentada en este trabajo, resulta oportuno al momento de detectar posibles eventos de depleción secuencial–local y en la toma de decisiones basadas en el control y cuidado precautorio de los pequeños espacios marinos explotados (García–Charton et al., 2000; Rooper, 2008). Mejorar la certeza en los datos sobre la estructura de tallas y edades, condición reproductiva, y posibles desplazamientos paralelos a la costa de las especies también deben ser aspectos biológicos atendidos. Hasta ahora antecedentes sobre la talla media de la especie endémica breca (*N. gayi*), un eje central tanto en la pesquería de carnada como para consumo humano directo y capturada en sitios de arrecifes, indica incrementos con la profundidad

(Ernst et al., 2016) sugiriendo preferencias de peces juveniles por hábitats poco profundos, donde precisamente importantes abundancias fueron observadas y accidentados arrecifes proporcionan gran diversidad de refugios (Tapia et al., *in review*). Entender la estructura de la distribución espacial de las especies juveniles y adultas definirá los hábitats vulnerables a la sobrepesca por crecimiento, así como la identificación de posibles efectos de densodependencia que pueden afectar las abundancias a partir de posibles perturbaciones en el potencial reproductivo de la biomasa desovante (Hixon & Webster, 2002; Thorson et al., 2016a) y que recientemente –dichos efectos– han sido abordados de forma interna para modelos de distribución de especies (SDMs; Thorson 2021).



4.4 Hacia un diseño adecuado

El uso de tecnología hidroacústica mediante registros continuos y de alta resolución en el espacio y en el tiempo (Simmonds & MacLennan, 2005) permitió acceder a profundidades escasamente estudiadas en el ecosistema del AJF. La información de las características topográficas del suelo marino, comportamiento (Gerlotto et al., 2004), y distribución de las abundancias de peces (Koslow, 2009) fueron esenciales en la identificación de la estructura espacio–temporal de peces de arrecife en el sureste del Mar de Juan Fernández. El alto valor ecológico que poseen los arrecifes para sostener especies explotadas y no explotadas,

endémicas y no endémicas, enfatiza la necesidad de sus cuidados y mapeo sistemático alrededor las Islas RC–SC (Ernst et al., 2015), donde en general, se podrían hallar patrones de distribución muy similares a los documentados en este trabajo a partir de las condiciones geomorfológicas del paisaje marino presentadas (Tapia et al., *in review*). Para estudiar estos espacios, métodos hidrocústicos y ópticos submarinos han sido propuestos y empleados apropiadamente en este frágil ecosistema (Dyer & Westneat, 2010; Ernst et al., 2015; Porobic et al., 2019), aunque su diseño aún sugiere mejoras (Ernst et al., 2016). Este trabajo contribuye a ello, especialmente al describir subunidades dinámicas y persistentes en el eje costa–océano que permitirán establecer supuestos ecológicos para el uso adecuado de sistemas ópticos en la discriminación de especies (Rooper & Zimmerman, 2007). Estos sistemas son cruciales en la validación de los registros acústicos, ya que permitirán asignar el valor proporcional de la energía acústica total reflejada por cada agregación (Rooper et al., 2008; Jones et al., 2012), e incluso estimar la estructura de tallas *in situ* de las especies insonificadas a través de técnicas estereoscópicas (Williams et al., 2010; Williams et al., 2015; Ernst et al., 2016). Idealmente, se debiera emplear inmersiones de muestreo óptico organizados por estrato de profundidad para su optimización, donde hábitats someros y profundos sugieren ser observados durante el día en atención a la baja variabilidad identificada en la distribución de las abundancias a diferencia de la detectada entre días. Hábitats

de profundidades intermedias cuya abundancia es menor y más persistente, en tanto, sugieren mayor tolerancia temporal en cuanto a su observación. Un diseño de muestreo hidroacústico y óptico flexible, de esta forma, aseguraría una estrategia más costo–efectiva en el estudio de la comunidad de peces, por cierto sin comprometer la estructura espacial y la fragilidad del ecosistema (Porobic et al., 2019). Este procedimiento metodológico resulta clave en un escenario de cambio climático, donde el estudio de los cambios en la distribución de las abundancias de las especies y el cuidado de los espacios es elemental para la seguridad alimentaria y para la conservación basada en el conocimiento y cuidado de los ecosistemas (Rice & García, 2011; Porobic et al., 2018; Parada et al., 2021; Shotwell et al., 2022).



AGRADECIMIENTOS

Este trabajo no hubiese sido posible sin el permanente apoyo de la comunidad de pescadores artesanales del Archipiélago Juan Fernández, quienes constantemente muestran interés en apoyar el desarrollo de conocimiento en torno a su ecosistema y actividad. Agradezco a las distintas agrupaciones y sindicatos: STIPA, STIPIAS y APDEAJF y especialmente a Waldo Chamorro. Agradezco a los señores Pablo Manríquez y Julio Chamorro que cumplen un rol clave para el funcionamiento logístico y técnico del proyecto de Monitoreo de las pesquerías de crustáceos en el Archipiélago Juan Fernández. Este proyecto continuamente ha financiado este trabajo de investigación por medio de la gestión del jefe de proyecto y profesor guía PhD. Billy Ernst Elizalde. Agradezco al señor Marcelo González –MarGon– quien eventualmente me apoyó con el procesamiento de sistemas de información geográfica mediante ArcGis. Agradezco a los proyectos HCLME 4147 UNOPS: “Hacia un manejo con enfoque ecosistémico del Gran Ecosistema Marino de la Corriente de Humboldt (GEMCH). Estudio ecosistémico de las pesquerías del sitio piloto Archipiélago de Juan Fernández”; y HCLME 4147 UNOPS: “Evaluación directa de la breca (*Nemadactylus gayi*, Kner 1865) en torno a las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara” por haber contribuido con la información acústica necesaria para desarrollar gran parte de esta tesis. Agradezco, también a EchoView Ltd., Hobart,

Tasmania, Australia, por suministrar las herramientas que han permitido procesar la información acústica. A todos ellos les agradezco por la voluntad y sostener este trabajo durante su proceso de desarrollo.



REFERENCIAS

- Ahumada, M. & Queirolo, D. (2014). Explotación de peces asociada a la pesquería artesanal de langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*). *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42 (1), 213–223. <https://dx.doi.org/103856/vol42-issue1-fulltext-18>.
- Akaike, H. (1973). Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov, B.N. & Csaki, B.F. (Eds.) Second International Symposium on Information Theory, Academiai Kiado, Budapest, pp. 267–281.
- Alglave, B., Rivot, E., Etienne, M–P., Woillez, M., Thorson, J. & Vermard, Y. (2022). Combining scientific survey and commercial catch data to map fish distribution. *ICES Journal of Marine Science*, fsac(032). <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac032>.
- Anderson, S., Keppel, E. & Edwards, A. (2019a). A reproducible data synopsis for over 100 species of British Columbia groundfish. DFO Canadian Science Advisory Secretariat. Research Document 2019/041, Pacific Region, pp. 321. [Fs70-5-2019-041-eng.pdf \(PDF, 108.57 MB\)](https://doi.org/10.1139/2019-041-eng.pdf).
- Anderson, S. & Ward, E. (2019b). Blacks swans in space: modelling spatiotemporal process with extremes. *Ecology*, 100 (1), e02403. <https://doi.org/10.1002/ecy.2403>.
- Anderson, S., Ward, E., English, P. & Barnett, L. (2022). sdmTMB: an R package for fast, flexible, and user–friendly generalized linear mixed effects models with spatial and spatiotemporal random fields. *bioRxiv*. <https://doi.org/10.1101/2022.03.24.485545>.
- Arana, P. & Melo, C.A. (1973). La Langosta de Juan Fernández: Pesca comercial de *Jasus frontalis* en las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara (1971–1972). *Investigaciones Marinas*, 4 (5), 135–154.
- Arana, P., Palma, S., Guerrero, A., Ahumada, M., & Jofré, A. (2006). Informe final (2004-48) monitoreo biológico-pesquero de la langosta y el cangrejo dorado en el Archipiélago de Juan Fernández. Informe Técnico FIP N° 2004 – 48.pp. 308.

Arana, P. (1987). Perspectiva histórica y proyecciones de la actividad pesquera realizada en el Archipiélago de Juan Fernández. “Islas oceánicas chilenas: conocimiento científico y necesidades de investigaciones”. J.C. Castilla (ed.), Tinker foundation, USA y PUC. Santiago, Chile. 353, 319–353.

Barcala, E., Bellido, J., Bellodi, A., Carbonara, P., Carlucci, R., Casciaro, L., Esteban, A., Jadaud, A., Massaro, A., Peristaki, P., Meléndez, M., Pérez–Gil, J., Salmerón, F. & Pennino, M (2019). Spatio – temporal variability in the distribution pattern of anglesfish species in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina*. 83 (S1). <https://doi.org/10.3989/scimar.04966.11A>.

Barnett, L., Ward, E., & Anderson, S. (2021). Improving estimates of species distribution change by incorporating local trends. *Ecography*. 44 (3), 427–439. <https://doi.org/10.1111/ecog.05176>.

Bell, R., Richardson, D., Hare, J., Lynch, P. & Fratantoni, P. (2015). Disentangling the effects of climate, abundance, and size on the distribution of marine fish: an example based on four stocks from the Northeast US shelf. *ICES Journal of Marine Science*. 72 (5), 1311–1322. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu217>.

Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2004). Multimodel inference. Understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological methods & research*, 33 (2), 261–304. <https://doi.org/10.1177/0049124104268644>.

Buxton, C., & Smale, M. (1989). Abundance and distribution patterns of three temperate marine reef fish (Teleostei: sparidae) in exploited and unexploited areas off the southern Cape Coast. *Journal of Applied Ecology*. 26, 441–451.

Carruthers, T., McAllister, M., & Ahrens, R. (2010). Simulating spatial dynamics to evaluate methods of deriving abundance indices for tropical tunas. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 67 (9), 1409–1427. <https://doi.org/10.1139/F10-056>.

Castilla, J.C. & Oliva, D. (1987). Islas oceánicas chilenas: Aspectos descriptivos y potencialidades. In: Castilla, J.C. (eds.) *Islas oceánicas chilenas, conocimiento científico y necesidades de investigaciones*. Ediciones Universidad Católica de Chile, pp. 353, 17–35.

Chrysafi, A. & Kuparinen, A. (2016). Assessing abundance of populations with limited data: Lessons learned from data–poor fisheries stock assessment. *Environmental Reviews*. 24 (1). <https://doi.org/10.1139/er-2015-0044>.

Currie, J., Thorson, J., Sink, K., Atkinson, L., Fairweather, T. & Winker, H. (2019). A novel approach to assess distribution trends from fisheries survey data. *Fisheries Research*. 214, 98–109. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.02.004>.

Dormann, C., McPherson, J., Araújo, M., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., Davies, R., Hirzel, A., Jetz, W., Kissling, D., Kühn, I., Ohlemüller, R., Peres-Neto, P., Reineking, B., Schröder, B., Schurr, F. & Wilson, R. (2007). Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography*. 30 (5), 609–628. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05171.x>.

Ducharme-Bart, N., Grüss, A., Vincent, M., Kiyofuji, H., Aoki, Y., Pilling, G., Hampton, J. & Thorson, J. (2022). Impacts of fisheries-dependent spatial sampling patterns on catch-per-unit-effort standardization: A simulation study and fishery application. *Fisheries Research*. 246. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.106169>.

Dyer, B.S. & Westneat, M.W. (2010). Taxonomy and biogeography of the coastal fishes of Juan Fernández Archipelago and Desventuradas Islands, Chile / Taxonomía y biogeografía de los peces costeros del Archipiélago de Juan Fernández y de las Islas Desventuradas, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 45 (S1), 589–617. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572010000400007>.

Ernst, B., Manríquez, P., Orensanz (Lobo), J.M., Roa, R., Chamorro, J. & Parada, C. (2010a). Strengthening of a traditional territorial tenure system through protagonism in monitoring activities by lobster fishermen from the Juan Fernández Islands, Chile. *Bulletin of Marine Science*, 86 (2), 315–338.

Ernst, B., Chamorro, J., Manríquez, P., Orensanz (Lobo), J.M., Parma, A.M., Porobic, J. et al. (2013). Sustainability of the Juan Fernández lobster fishery (Chile) and the perils of generic science-based prescriptions. *Global Environmental Change*. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.08.002>.

Ernst, B., Oyarzún, C., Vilches, J., Rivara, P., Tapia, B., Álvarez, C. et al. (2015). Estudio Ecosistémico de las pesquerías del sitio piloto Archipiélago Juan Fernández. Fase Metodológica. GEF-UNPD Hacia un Manejo Ecosistémico del Gran Ecosistema Marino de la Corriente de Humboldt (GEMCH) –PIMS 4147. Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción.

Ernst, B., Rivara, P., Tapia, B., Santa Cruz, F., Espinoza, L., Manríquez, P. et al. (2016). Evaluación directa de la breca (*Nemadactylus gayi*, Kner 1865) en torno a las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara. GEF-UNPD Hacia un Manejo

Ecosistémico del Gran Ecosistema Marino de la Corriente de Humboldt (GEMCH) –PIMS 4147. Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción.
ESRI, 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Environmental Systems Research Institute, Redlands.

Foote, K.G., Knudsen, H.P., Vestnes, G., MacLennan, D.N. & Simmonds, E.J. (1987). Calibration of acoustic instruments for fish density estimation: a practical guide. International Council for the Exploration of the Sea (ICES) Cooperative Research Report, 144, pp. 70.

Friedlander, A.M., Ballesteros, E., Caselle, J.E., Gaymer, C.F., Palma, A.T., Petit, I. et al. (2016). Marine Biodiversity in Juan Fernández and Desventuradas Islands, Chile: Global Endemism Hotspots. *PLoS ONE*, 11 (1), e0145059. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0145059>.

García–Charton, J.A., Williams, I.D., Pérez–Rufaza, A., Milazzo, M., Chemello, R., Marcos, C. et al. (2000). Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: habitat, scale and the natural variability of ecosystem. *Environmental Conservation*, 27, 159–178. <https://doi.org/10.1017/S0376892900000199>.

Gerlotto, F., Castillo, J., Saavedra, A., Barbieri, A., Espejo, M., and Cotel, P. (2004). Three-dimensional structure and avoidance behaviour of anchovy and common sardine schools in central southern Chile. *ICES J. Mar. Sci.* 61(7), 1120–1126.

Grober–Dunsmore, R., Frazer, T.K., Beets, J.P., Lindberg, W.J., Zwick, P. & Funicelli, N.A. (2008). Influence of landscape structure on reef fish assemblages. *Landscape Ecology*, 23, 37–53. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9147-x>.

Grüss, A., Walter, F., Babcock, E., Forrestal, F., Thorson, J., Lauretta, M. & Schirripa, M (2019). Evaluation of the impacts of different treatments of spatio–temporal variation in catch–per–unit–effort standardization models. *Fisheries Research*. 213, 75–93. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.01.008>.

Han, Q., Grüss, A., Shan, X., Jin, X. & Thorson, J. (2020). Understanding patterns of distribution shifts and range expansion/contraction for small yellow croaker (*Larimichthys polyactis*) in the Yellow Sea. *Fisheries Oceanography*. 30 (1), 69–84. <https://doi.org/10.1111/fog.12503>.

Hilborn, R. & Walters, C. (1992). *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, dynamics and uncertainty*. Springer–Science+Business Media, B.V. .DOI 10.1007/978-1-4615-3598-0.

Hixon, M. & Webster, M. (2002). Density dependence in reef fish populations (Chapter 4). In: Sale, P.F (eds.) *Coral Reef Fishes: Dynamic and Diversity in a Complex Ecosystem*. Academic Press. 303–325. <https://doi.org/10.1016/B978-012615185-5/50018-9>.

Jones, D., Wilson, C., De Robertis, A., Rooper, C., Weber, T., and Butler, J. (2012). Evaluation of rockfish abundance in untrawlable habitat: combining acoustic and complementary sampling tools. *Fishery Bulletin*. 110(3), 332 – 343.

Jorgensen, B. (1997). Exponential dispersion models. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*. 49 (2), 127–162.

Karp, M., Peterson, J., Lynch, P., Griffis, R., Adams, F., Arnold, W., Barnett, L., de Reynier, Y., DiCosimo, J., Fenske, K., Gaichas, S., Hollowed, A., Holsman, K., Karnauskas, M., Kobayashi, D., Leising, A., Manderson, J., McClure, M., Morrison, W., Schnettler, E., Thompson, A., Thorson, J., Walter III, J., Yau, A., Methot, R. & Link, J. (2019). Accounting for shifting distributions and changing productivity in the development of scientific advice for fishery management. *ICES Journal of Marine Science*. 76 (5), 1305–1315. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz048>.

Kavanaugh, M.T., Oliver, M.J., Chavez, F.P., Letelier, M., Muller–Karger, F.E. & Doney, S.C. (2016). Seascape as a new vernacular for pelagic ocean monitoring, management and conservation. *ICES Journal of Marine Science*, 73 (7), 1839–1850. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw086>.

Koslow, A. (2009). The role of acoustics in ecosystem-based fisher and management. *ICES J. Mar. Sci.* 66(6), 966 – 973.

Kristensen, K., Nielsen, A., Berg, C., Skaug, H., & Bell, B. (2016). TMB: automatic differentiation and laplace approximation. *Journal of Statistical Software*. 70 (5), 1–21. <https://doi.org/10.18637/jss.v070.i05>.

Latimer, A., Banerjee, S., Sangr, H., Mosher, E. & Silander, J. (2009). Hierarchical models facilitate spatial analysis of large datasets: a case study on invasive plant species in the northeastern United States. *Ecology Letters*. 12 (2), 144–154. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01270.x>.

Lindgren, F., Rue, H. & Lindström, J. (2011). An explicit link between Gaussian fields and Gaussian Markov random fields: the stochastic partial differential

equation approach. *Journal of the Royal Statistical Society Series B (Statistical Methodology)*. 73 (4), 423–498. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2011.00777.x>.

Lindgren, F. & Rue, H. (2015). Bayesian spatial modelling with R-INLA. *Journal of Statistical Software*. 63 (19). [10.18637/jss.v063.i19](https://doi.org/10.18637/jss.v063.i19).

MacLennan, D.N., Fernandes, P.G. & Dalen, J. (2002). A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES Journal of Marine Science*, 59, 365–369.

Madureira, L., Pinho, M., Aseff, C., Weigert, S., Costa, P. & Duvoisin, A. (2012). Small scale acoustical, biological and environmental integrated study: Presence of larger scale phenomena like vortices and meanders in exploratory oil blocks of the Santos and Campos Basins, Brazil. *IEE/OES RIO Acousti*. 155–160.

McCullagh, P. & Nelder, J.A. (1983). *Monographs on Statistics and Applied Probability 37: Generalized Linear Models*. 2nd edition, Chapman and Hall. pp 511.

McGowan, D., Horne, K., Thorson, J. & Zimmermann, M. (2018). Influence of environmental factors on capelin distribution in the Gulf of Alaska. *Deep-Sea Research Part II*. 165, 238–254. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2017.11.018>.

Muñoz, F., Grazia Pennino, M., Conesa, D., López-Quílez & Bellido, J. (2013). Estimation and prediction of the spatial occurrence of fish species using Bayesian latent Gaussian models. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*. 27, 1171–1180. [10.1007/s00477-012-0652-3](https://doi.org/10.1007/s00477-012-0652-3).

Ovando, D., Hilborn, R., Monnahan, C., Rudd, M., Sharma, R., Thorson, J., Rousseau, Y. & Ye, Y. (2021a). Improving estimates of the state of global fisheries depends on better data. *Fish and Fisheries*. 22 (6), 1377–1391. <https://doi.org/10.1111/faf.12593>.

Ovando, D., Free, C., Jensen, O & Hilborn, R. (2021). A history and evaluation of catch-only stock assessment models. *Fish and Fisheries*. 23 (3), 616–630. <https://doi.org/10.1111/faf.12637>.

Parada, C., Ernst, B., Cornejo-Guzmán, S., Santa Cruz, F., Sandoval Belmar, M., Rivara, P., Tapia, B., Gauthier, S., Pino-Aguilera, J., Escribano, R & Morales, C. (2021). Local and remote physical processes driving variability of the planktonic system in the Juan Fernández Archipelago: A multidisciplinary framework

providing conservation insights. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, 31 (2), 253–272. <https://doi.org/10.1002/aqc.3499>.

Pinsky, M., Worm, B., Fogarty, M., Sarmiento, J. & Levin, S. (2013). Marine taxa track local climate velocities. *Science*. 341, 1239–1242. [DOI:10.1126/science.1239352](https://doi.org/10.1126/science.1239352).

Pitcher, J.T., Morato, T., Hart, P.J.B., Clark, M.R., Hagan, N. & Santos, R.S. (2007). *Seamounts: Ecology, Fisheries & Conservation*. 1st edition, Blackwell Publishing, pp. 523. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9780470691953>.

Porobic, J., Fulton, E., Frusher, S., Parada, C., Haward, M., Ernst, B. & Stram, D. (2018). Implementing Ecosystem-based Fisheries Management: Lessons from Chile's experience. *Marine Policy*. 97, 82–90. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.08.037>.

Porobic, J., Fulton, E.A., Parada, C., Frusher, S., Ernst, B. & Manríquez, P. (2019). The impact of fishing on a highly vulnerable ecosystem, the case of Juan Fernández Ridge ecosystem. *PLoS ONE*. 14 (2), e0212485. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212485>.

Presidencia de la República de Chile (2018). Ministerio del Medio Ambiente: Amplía el Área Marina Protegida de Múltiples Usos “Mar de Juan Fernández” y Crea el Parque Marino “Mar de Juan Fernández”, Ley N°19300. Decreto Supremo N°10. Available at: <https://www.diariooficial.interior.gob.cl/publicaciones/2018/12/19/42233/01/1510571.pdf>.

Pressey, R., Cabeza, M., Watts, M., Cowling, R. & Wilson, K. (2007). Conservation planning a changing world. *Trends in Ecology & Evolution*. 22 (11), 583–592. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.001>.

R Core Team. 2018. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

Rice, J. & García, S. (2011). Fisheries, food security, climate change, and biodiversity: characteristics of the sector and perspectives on emerging issues. *ICES Journal of Marine Science*. 68 (6), 1343–1353. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr041>.

Rooper, C., Boldt, J. & Zimmerman, M. (2007). An assessment of juvenile Pacific Ocean perch (*Sebastes alutus*) habitat use in a deepwater nursery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 75 (3), 371–380. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.05.006>.

Rooper, C. (2008). Underwater Video Sleds: Versatile and Cost Effective Tools for Habitat Mapping. In: Reynolds, J. & Greene, H. (eds.) *Marine Habitat Mapping Technology for Alaska*. 99–107. doi:10.4027/mhmta.2008.07.

Rue, H., Martino, S. & Chopin, N. (2009). Approximate Bayesian Inference for Latent Gaussian models using Integrated Nested Laplace Approximations. *Journal of the Royal Statistical Society (Statistical Methodology), Series B*. 71 (2), 319–392. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2008.00700.x>

Sambrook, K., Hoey, A.S., Andréfouët, S., Cumming, G.S., Duce, S. & Bonin, M.C. (2019). Beyond the reef: The widespread use of non-reef habitats by coral reef fishes. *Fish and Fisheries*, 20 (5), 903–920. <https://doi.org/10.1111/faf.12383>.

Shelton, A., Thorson, J., Ward, E. & Feist, B. (2014). Spatial semiparametric models improve estimates of species abundance and distribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 71 (11). <https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0508>.

Shotwell, S., Pirtle, J., Watson, J., Deary, A., Doyle, M., Barbeaux, S., Dorn, M., Gibson, G., Goldstein, E., Hanselman, D., Hermann, A., Hulson, P., Laurel, B., Moss, J., Ormseth, O., Robinson, D., Rogers, L., Rooper, C., Spies, I., Strasburger, W., Suryan, R. & Vollenweider, J. (2022). Synthesizing integrated ecosystem research to create informed stock-specific indicators for next generation stock assessments. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*. 198, 105070. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2022.105070>.

Simmonds, J. & MacLennan, D. (2005). *Fisheries Acoustics: Theory and Practice*, 2nd edition, Willey–Blackwell. Oxford, pp 429.

Skaug, H. & Fournier, D. (2006). Automatic approximation of the marginal likelihood in non-Gaussian hierarchical models. *Computational Statistics & Data Analysis*. 51 (2), 699–709. <https://doi.org/10.1016/j.csda.2006.03.005>.

Steneck, R., Parma, A.M., Ernst, B. & Wilson, J.A. (2017). Two lobster tales: lessons from the convergent evolution of TURFs in Maine (USA) and the Juan Fernández Islands (Chile). *Bulletin of Marine Science*, 93 (1), 13–33. <https://doi.org/10.5343/bms.2016.1006>.

Stock, B., Ward, E., Eguchi, T., Jannot, J., Thorson, J., Feist, B. & Semmens, B. (2019). Comparing predictions of fisheries bycatch using multiple spatiotemporal species distribution model framework. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 77 (1). <https://doi.org/10.1139/cjfas-2018-0281>.

Tapia, B., Ernst, B., Gauthier, S., Monnahan, C., Parada, C., Rivara, P. & Hendrix, N. (*in review*). Linking spatial heterogeneity of rocky reefs to demersal fish assemblages: Seascape fundamentals oriented toward conservation plans in Juan Fernández Archipelago Marine Reserve (SE Pacific). To submitted to: *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.

Thorson, J., Scheuerell, M., Shelton, A., See, K., Skaug, H. & Kristensen, K (2015). Spatial factor analysis: a new tool for estimating joint species distributions and correlations in species range. *Methods in Ecology and Evolution*. 6 (6), 627–637. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12359>.

Thorson, J.T., Rindford, A., Gao, J., Hanselman, D.H. & Winker, H. (2016a). Density-dependent changes in effective area occupied for sea-bottom-associated marine fishes. *Proceedings of the Royal Society B*, 283 (1840) 20161853. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1853>.

Thorson, J., Pinsky, M. & Ward, E. (2016b). Model-based inference for estimating shifts in species distribution, area occupied and centre of gravity. *Methods in Ecology and Evolution*. 7 (8), 990–1002. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12567>.

Thorson, J. & Barnett, L. (2017). Comparing estimates of abundance trends and distribution shifts using single- and multispecies models of fishes and biogenic habitat. *ICES Journal of Marine Science*. 74 (5), 1311–1321. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw193>.

Thorson, J., Maunder, M. & Punt, E. (2020). The development of spatio-temporal models of fishery catch-per-unit-effort data to derive indices of relative abundance. *Fisheries Research*. 230, 105611. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105611>.

Thorson, J (2021). Development and simulation testing for a new approach to density dependence in species distribution models. *ICES Journal of Marine Science*.

Trotcha, J., Pons, M., Rudd, M., Krigbaum, M., Tanz, A. & Hilborn, R. (2018). Ecosystem-based fishery management: Perception on definitions,

implementations, and aspirations. *PLoS ONE*. 13 (1), e0190467. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190467>.

Tzioumis, V., and Kingsford, M. (1995). Periodicity of spawning of two temperate damselfishes: *Parma microlepis* and *Chromis dispilus*. *Bulletin of Marine Science*. 57 (3), 596–609.

Vergara, H. & Morales, E. (1985). Morfología submarina del segmento central del Cordón Asísmico de Juan Fernández, Pacífico Suroriental. *Investigaciones Marinas en el Archipiélago de Juan Fernández*. Escuela de Ciencias del Mar, PUCV. Valparaíso, Chile. 25–34.

Wedding, L., Friedlander, A., McGranaghan, M., Yost, R. & Monaco, M. (2008). Using bathymetric lidar to define nearshore benthic habitat complexity: Implications for management of reef fish assemblages in Hawaii. *Remote Sensing of Environment*. 112 (11), 4159–4165. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.01.025>.

Wilborn, R., Rooper, C.N., Goddard, P., Li, L., Williams, K. & Towler, R. (2018). The potential effects of substrate type, currents, depth and fishing pressure on distribution, abundance, diversity, and height of cold-water corals and sponges in temperate, marine waters. *Hydrobiologia*, 811, 251–268. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3492-9>.

Williams, K., Rooper, C., and Towler R. (2010). Use of stereo camera systems for assessment of rockfish abundance in untrawlable areas and for recording pollock behavior during midwater trawls. *Fishery Bulletin*. 108, 352 – 362.

Williams, K., De Robertis, A., Berkowitz, Z., Rooper, C. & Towler, R. (2015). An underwater stereo-camera trap. *Methods in Oceanography*. 11, 1–12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.mio.2015.01.003>.

Zhang, Y. (2013). Likelihood-based and Bayesian methods for Tweedie compound Poisson linear mixed models. *Statistics and Computing*. 23, 743–757. <https://doi.org/10.1007/s11222-012-9343-7>

TABLAS

Tabla 2.1: Especies principales que constituyen las estructuras de peces multiespecíficas vinculadas a los arrecifes en la plataforma insular de las Islas RC y SC.





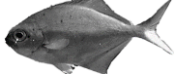




Nombre común	Nombre científico	Especies
Breca (JF Morwong)	<i>Nemadactylus gayi</i>	
Graniento (Pink maomao)	<i>Caprodon longimanus</i>	
Calantias (JF Splendid perch)	<i>Callanthias platei</i>	
Jurel de JF (JF Trevally)	<i>Pseudocaranx chilensis</i>	
Pampanito (JF Golden butterfish)	<i>Scorpius chilensis</i>	
Piloto de JF (JF Redbanded perch)	<i>Hypoplectrodes semicinctum</i>	
Chancharro (Rockfish)	<i>Helicolenus lengerichi</i>	
Colorado/Ojudo (JF Rubyfish)	<i>Plagiogeneion</i> sp.	
Vidriola/Palometa (Amberjack)	<i>Seriola lalandi</i>	

Tabla 2.2: Miniareas organizadas en un gradiente de profundidad costa–océano prospectadas durante el año 2017 desde el polígono A al D. Cada polígono representó un área en particular y transectas sistematizadas a ~0.5 mn entre sí (926 m). El muestreo acústico sobre los polígonos fue realizado durante mañanas, tardes y entre días.

Polígono	Profundidad (m)	Área (km ²)	N° de transectas	Área muestreada (km ²)	Área cubierta %
A	16 – 90	1.85	8	0.07	3.75
B	44 – 146	2.01	10	0.18	8.79
C	128 – 154	0.90	7	0.10	10.72
D	128 – 189	1.78	6	0.21	11.65

Tabla 2.3: Ajuste de modelos espacio–temporales implementados en la estimación de los índices de abundancia relativa estandarizados a partir de un enfoque de regresión múltiple. En negrita y cursiva se indica el mejor modelo ajustado (***m3***). También, se reporta la contribución total [Δ_i (AIC) = AIC_{*i*} – min AIC] y disminución relativa en unidades y porcentajes de AIC de cada covariable [$\Delta_i - \Delta_{i+1}$ AIC = Δ_i (AIC) – Δ_{i+1} (AIC)].

Modelo	Covariable	AIC _{<i>i</i>}	Δ_i AIC	$\Delta_i - \Delta_{i+1}$ AIC	% relativo AIC
m0	~ + 0	78289	67	–	–
m1	~ + 0 + s(Bat)	78262	40	-27	-40%
m2	~ + 0 + s(Bat) + Date	78225	3	-37	-55%
<i>m3</i>	<i>~ + 0 + s(Bat) + Date + Time</i>	<i>78222</i>	<i>0</i>	<i>-3</i>	<i>-5%</i>

Tabla 2.4: Estimación de efectos lineales de los coeficientes y efectos fijos y aleatorios de los parámetros a partir del modelo de predicción más saturado ($m3$).

Efectos	Coficiente/Parámetro	Estimación	s.e
Lineales	23/09/2017	4.22	0.49
	24/09/2017	4.82	0.48
	25/09/2017	4.32	0.49
	27/09/2017	4.39	0.49
	28/09/2017	4.1	0.5
	01/10/2017	4.43	0.49
	02/10/2017	4.29	0.49
	Time	-0.1	0.04
	sBat	-18.62	8.87
Fijos	Dispersión ϕ	18.88	0.86
	Tweedie ρ	1.67	0.01
	Matern Range ϕ	0.39	0.07
	SD Espacial ω_s	2.62	0.39
	SD Espacio-temporal $\epsilon_{s,t}$	1.8	0.15



Tabla 2.5: Índices de abundancia relativa estandarizados (NASC) estimados para todo el dominio de estudio y polígonos, además de sus respectivos intervalos de confianza (95%).

Nivel	Fecha	Estimación	Inferior	Superior	Promedio
Todo el dominio	23/09/2017	1078130	942171	1233707	1094539
	24/09/2017	1277649	1111851	1468169	
	25/09/2017	999752	818450	1221216	
	27/09/2017	895939	776808	1033340	
	28/09/2017	1149449	989453	1335317	
	01/10/2017	1165410	1024180	1326115	
	02/10/2017	1095446	954927	1256643	
Polígono A	23/09/2017	578602	473164	707536	618078 (56%)
	24/09/2017	524029	428978	640140	
	25/09/2017	732291	561120	955678	
	27/09/2017	428933	332808	552822	
	28/09/2017	751019	604422	933171	
	01/10/2017	668915	548387	815934	
	02/10/2017	642758	521257	792579	
Polígono B	23/09/2017	103580	83995	127732	182437 (17%)
	24/09/2017	432162	320132	583395	
	25/09/2017	142085	114992	175562	
	27/09/2017	167665	132698	211848	
	28/09/2017	134092	109381	164387	
	01/10/2017	173495	140117	214824	
	02/10/2017	123980	99143	155039	
Polígono C	23/09/2017	49073	35752	67357	72847 (7%)
	24/09/2017	97120	73290	128699	
	25/09/2017	45677	30041	69450	
	27/09/2017	86748	64315	117006	
	28/09/2017	80221	60126	107031	
	01/10/2017	74380	55276	100088	
	02/10/2017	76708	56795	103604	
Polígono D	23/09/2017	346875	273581	439804	221177 (20%)
	24/09/2017	224338	177114	284154	
	25/09/2017	79699	57832	109835	
	27/09/2017	212593	170400	265233	
	28/09/2017	184118	146905	230757	
	01/10/2017	248620	199171	310345	
	02/10/2017	252000	202029	314333	

FIGURAS

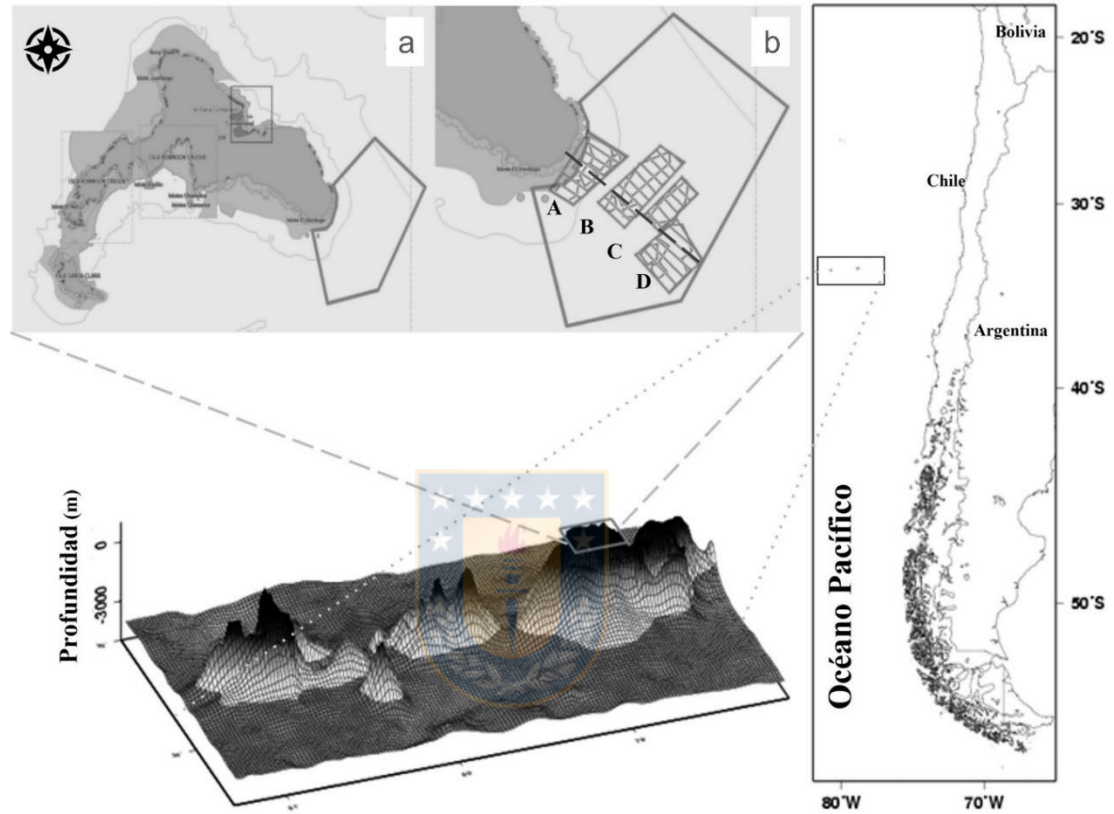


Figura 2.1: Ubicación geográfica de la Dorsal de Juan Fernández en el Océano Pacífico sureste. El panel superior izquierdo (a) corresponde al subsistema de estudio representado por las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara (RC–SC). El panel superior derecho (b) corresponde al área de estudio ubicada al sureste del subsistema RC–SC y los polígono –del A al D– con numerosas transectas ortogonales a la línea de costa. La línea segmentada y transversal a los polígonos representa un eje costa–océano de ~4600 m de largo.

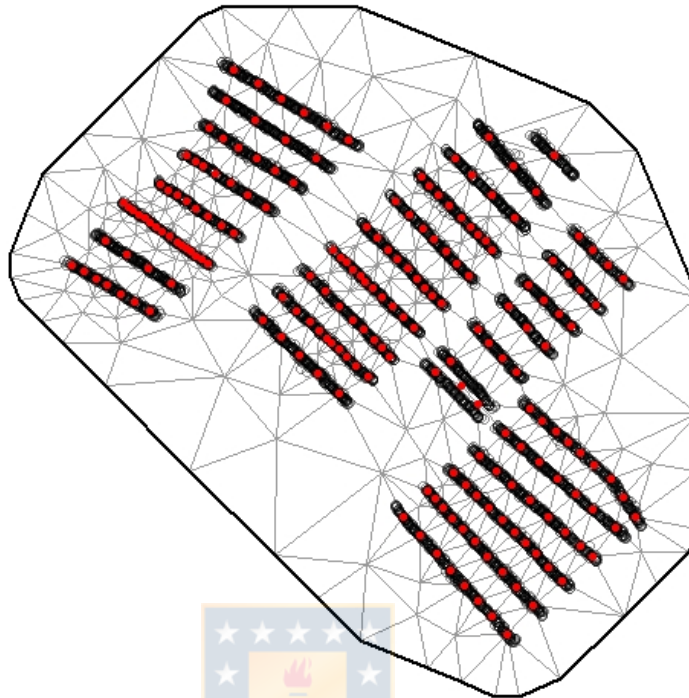


Figura 2.2: Grilla de predicción empleada en la aproximación de la variación espacial no explicada. Los círculos rojos corresponden a 200 nodos que permitieron una adecuada eficiencia computacional cuando los efectos aleatorios fueron estimados, y los círculos negros a las observaciones. Los triángulos representan las celdas generadas a partir de la cantidad de nodos utilizados.

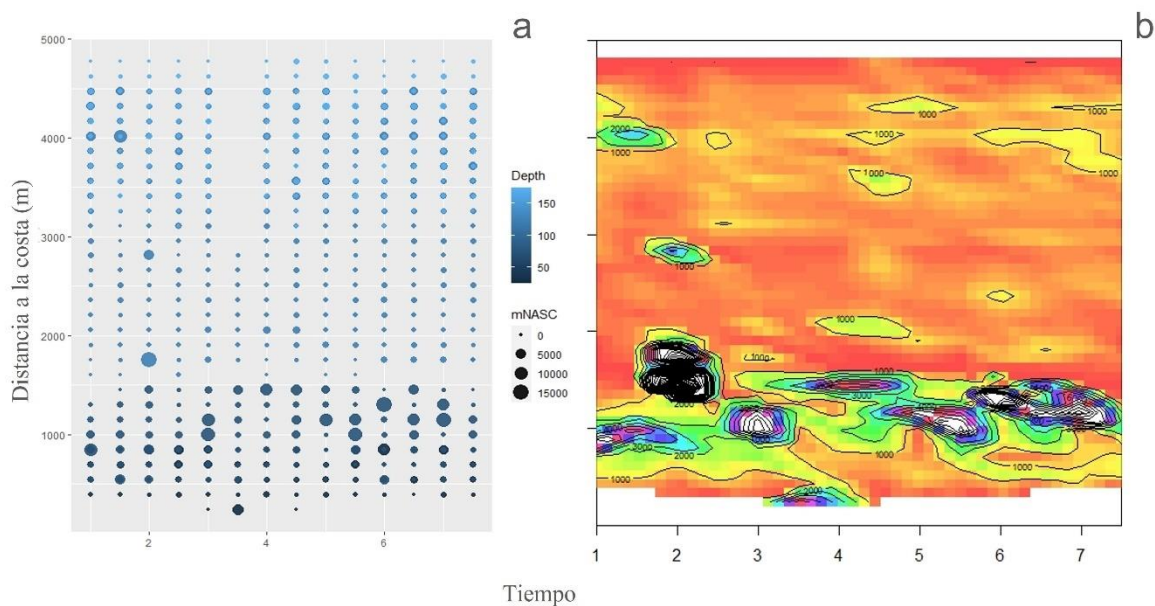


Figura 2.3: Cambios empíricos de la densidad acústica de peces. En ambos paneles –a y b– el eje y representó la distancia ortogonal a la costa de 4600 m. El eje x correspondió a 7 días de estudio junto a mañanas y tardes integradas. El valor entero representa un día de estudio durante la mañana y su valor decimal al mismo día durante la tarde. Ejemplo, en el eje x el valor 1 corresponde al primer día de estudio durante la mañana y el valor 1.5 al mismo día pero durante la tarde.

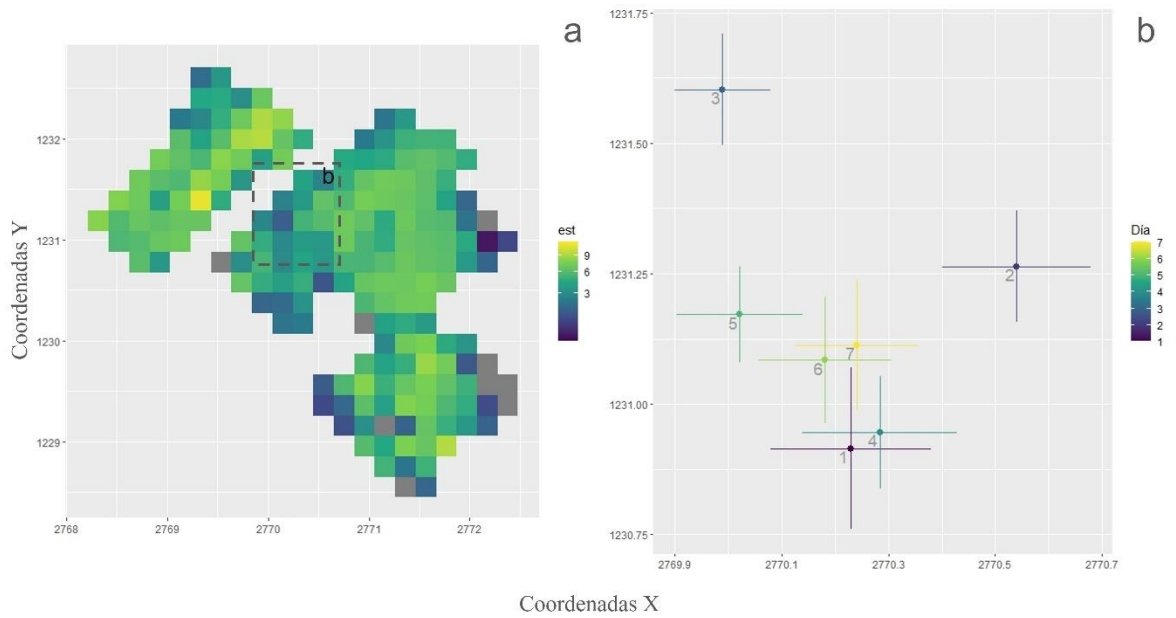


Figura 2.4: Predicciones del modelo $m3$ que incorpora las covariables profundidad ($s[Baf]$), días (*Date*) y mañanas/tardes (*Time*). El panel izquierdo (a) corresponde a la predicción desarrollada mediante efectos fijos y efectos aleatorios sobre los residuales espaciales. El panel derecho (b) representa los cambios en los centros de gravedad de las abundancias de peces (COG) durante los 7 días de estudio.

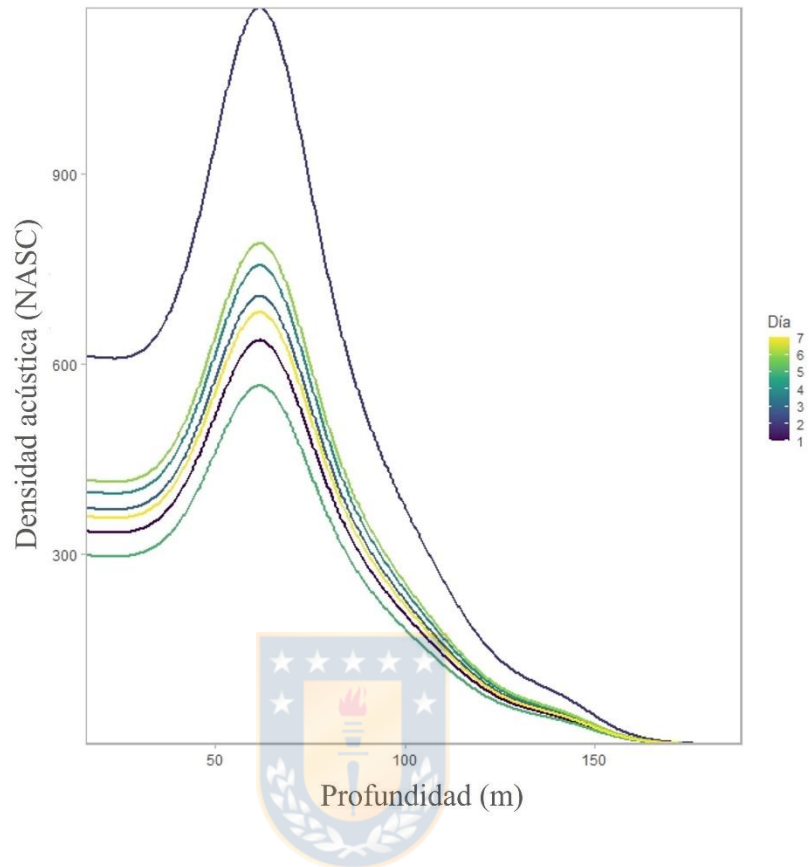


Figura 2.5: Predicción de los cambios espaciales y temporales de las abundancia a partir de la covariable profundidad suavizada ($s[Baf]$).

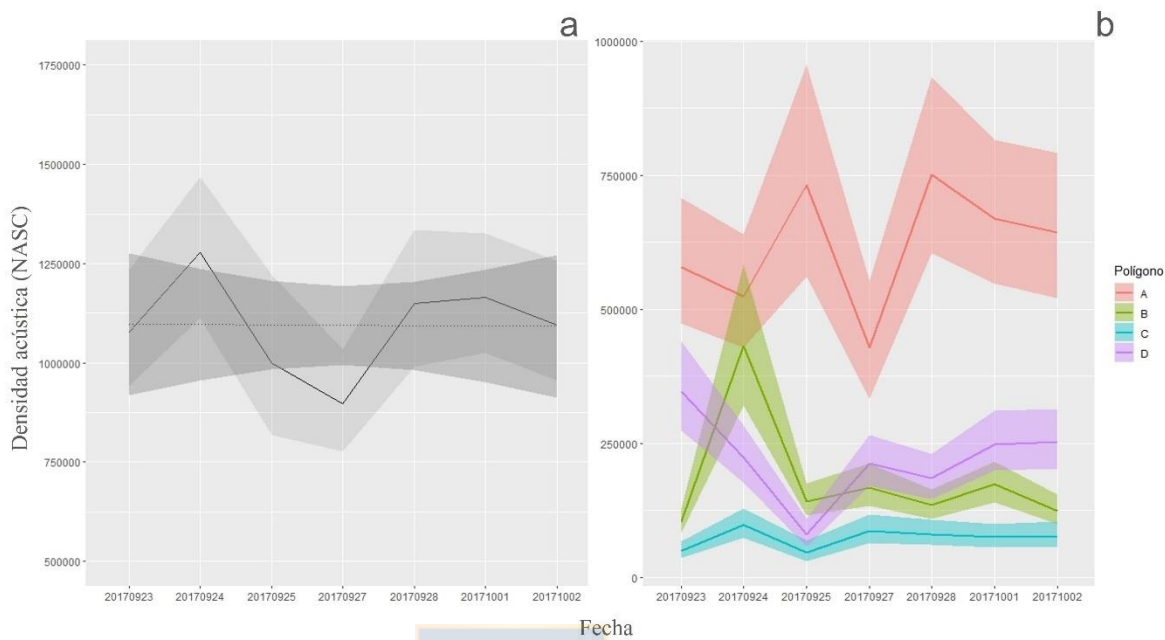


Figura 2.6: Índices de abundancia relativa estandarizado a partir del modelo de predicción *m3*. El panel izquierdo (a) corresponde al índice estimado para todo el dominio de estudio con su intervalo de confianza (95%) representado gris, además de una tendencia lineal a través de un modelo GLM con su intervalo de confianza. El panel derecho (b) representa los índices estimados para cada uno de los polígonos y a sus intervalos de confianza, respectivamente.

FIGURAS GENERALES

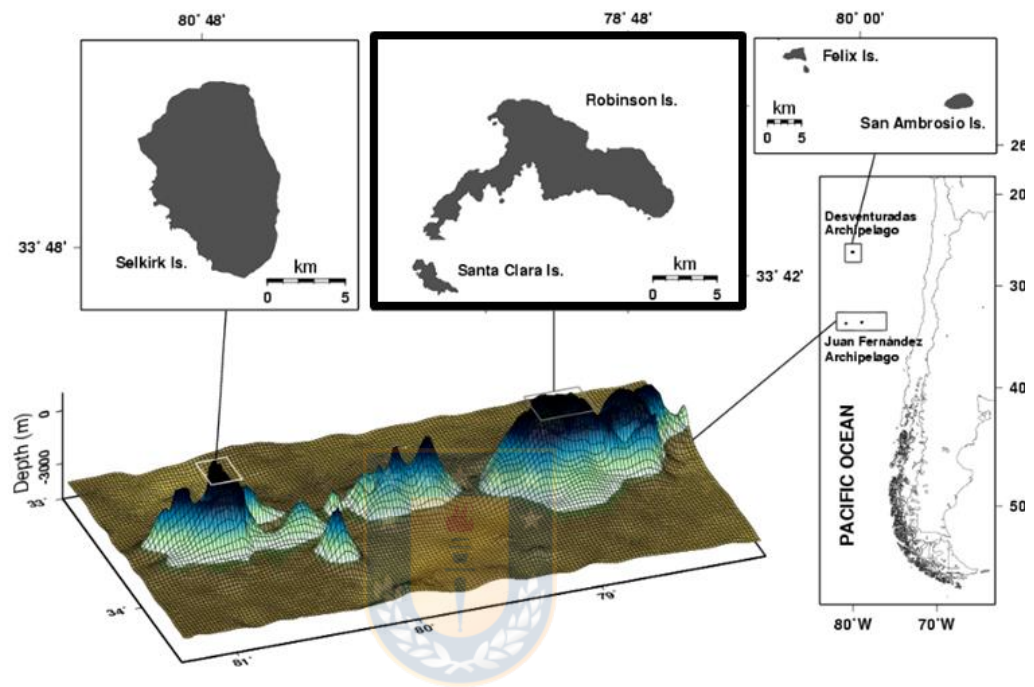


Figura 1: Emplazamiento geográfico del Archipiélago Juan Fernández. El borde grueso enmarca el subsistema de estudio (modificado de Ernst et al., 2013).

DISCUSIÓN GENERAL

La conservación del ecosistema marino costero del Archipiélago Juan Fernández ha motivado especial atención durante la última década y ha dado lugar al desarrollo de tres campañas hidroacústicas orientadas al estudio de aspectos ecológicos y pesqueros de las poblaciones ícticas en las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara (Ernst et al., 2015; Ernst et al., 2016). Eventualmente, las aproximaciones hidroacústicas durante los años 2015, 2016 y 2017 se complementaron con sistemas ópticos de muestreo –2015 y 2016–, y en general, los registros acústicos continuos y de alta resolución en el espacio y en el tiempo han sido claves para acceder a profundidades difícilmente accesibles (Simmonds & MacLennan, 2005). Los registros acústicos obtenidos a partir de las campañas mencionadas proporcionaron la información necesaria para el desarrollo del presente trabajo, el cual ha resuelto dos preguntas ecológicas asociadas específicamente a la distribución y relación de las estructuras de peces en torno al ambiente marino: ¿existe una asociación entre la presencia de estructuras de peces demersales y accidentados arrecifes en la plataforma insular? (i) ¿son conservativas las estructuras ícticas que se agregan en estas zonas de arrecifes durante mañanas/tardes y entre días? (ii). Haber abordado ambas preguntas contribuyó con el conocimiento espacial y espacio-temporal de relevancia para la implementación de un diseño de estudio adecuado, y también para que futuros

planes de conservación y de manejo, sostengan y adapten estrategias que aseguren el equilibrio entre la pesquería y la sustentabilidad de las poblaciones marinas explotadas, pero basado en el mapeo y cuidado de pequeños espacios que caracterizan el Área Marina Costera Protegida de Múltiples Usos.

i-. ¿Existe una asociación entre la presencia de estructuras de peces demersales y accidentados arrecifes en la plataforma insular?

La caracterización de la plataforma insular de las Islas RC–SC fue una primera aproximación al estudio de aspectos fundamentales del paisaje marino. En el estudio de la heterogeneidad del suelo marino estimadores espaciales ponderados de la distribución de la abundancia de los arrecifes y atributos morfométricos del largo, alto, estrato de profundidad, y zona geográfica fueron utilizados. De esta forma la plataforma insular, un espacio altamente accidentado con numeroso arrecifes ubicados a diferentes profundidades, constituyó un ambiente espacialmente heterógeno y de alta relevancia ecológica para la estructuración espacial de las agregaciones de peces locales. La caracterización espacial del paisaje marino, igualmente, permitió la identificación de las covariables que se correlacionaron con la presencia y densidad acústica de las agregaciones de peces demersales a través de modelos lineales generalizados (GLM; McCullagh & Nelder, 1983). A partir del mejor modelo ajustado (*M4*), que

consideró los predictores presencia de arrecifes (pr), profundidad batimétrica (z), efecto cuadrático sobre la profundidad (z^2) y distancia al arrecife ($dist$); se demostró que en un rango batimétrico entre ~50 y 150 m sobre la plataforma insular los arrecifes dominaron fuertemente la presencia de estructuras de peces demersales (~0.8–0.9 de probabilidad) a diferencia de sitios sin arrecifes (~0.25 de probabilidad). Este vínculo permite sustentar la primera hipótesis de trabajo planteada, documentando que la distribución de las estructuras ícticas demersales está condicionada por la presencia de arrecifes. Aspecto consistente con el conocimiento histórico y tradicional de los pescadores artesanales quienes predicen una alta correlación entre altas tasas de capturas de peces y sitios de arrecifes (Ernst et al., 2010; Ernst et al., 2013). Incluso otro sistema similar a las Islas RC–SC, las Islas de Hawaii, que integran una cadena geológica progresiva en la cuenca del Océano Pacífico Norte (Ramalho et al., 2013), también presenta un suelo marino altamente accidentado que ha explicado la densidad y riqueza de peces bentónicos, principalmente herbívoros, carnívoros y planctívoros (Parrish & Boland, 2004). Este estudio, sin embargo, también identificó peces fuera de los arrecifes donde el ~75% del total de las agregaciones se distribuyó hasta 280 m de distancia. Resultados similares fueron documentados por Sambrook et al., (2019) en la región triangular de arrecifes australianos quienes reportaron peces típicos de arrecifes de coral en áreas sin arrecifes, lo que posiblemente se debe a la búsqueda de nuevos hábitats como resultados de la

presión pesquera, así como movimientos diarios ontogenéticos de las especies (Pittman et al., 2007; Sambrook et al., 2019).

El análisis a escala de arrecifes y basado en las características intrínsecas como su altura, largo, y profundidad batimétrica detectó que todos los atributos fueron significativos en la modulación de la densidad acústica de las estructuras de peces demersales. De modo que la densidad de peces estuvo correlacionada con la altura y el largo, mientras la profundidad promedio del arrecife fue inversamente correlacionada con la densidad de peces. De los atributos mencionados, la altura fue la más importante en explicar los cambios en la densidad íctica, aspecto ecológico que también ha sido observado en estudios similares de comunidades de peces tropicales de arrecife donde la riqueza (Watson et al., 2005), la diversidad (Capezzuto et al., 2019), y la abundancia de las especies fueron estrechamente asociadas con el relieve topográfico de los arrecifes (Harman & Kendrick, 2003). Es interesante mencionar, que los modelos implementados a fin de explicar la presencia y densidad acústica de peces respecto a la covariable profundidad detectaron la presencia de pocas agregaciones en sitios con arrecifes someros, pero con mayor densidad que aquellos localizados a mayores profundidades. La alta heterogeneidad que caracterizó las áreas someras también proporciona oportunidades de refugio que pueden reducir la depredación (Carr, 1991; Gregor & Anderson, 2016),

interacción ecológica que contribuye mayoritariamente a la mortalidad natural en las comunidades de peces de arrecifes (Connell, 1998). Incluso información del tamaño promedio de la especie endémica breca, asociada a las capturas en sitios de arrecifes, indica un incremento respecto al aumento de la profundidad (Ernst et al., 2016). Por tal, se espera que pocas, pero densas agregaciones de peces juveniles/reclutas prefieran hábitats con importante cantidad de refugios que son proporcionados por numerosos y accidentados arrecifes ubicados en áreas someras de la plataforma.

ii-. ¿Son conservativas las estructuras ícticas que se agregan en estas zonas de arrecifes durante mañanas/tardes y entre días?

La información de las características topográficas del suelo marino, comportamiento (Gerlotto et al., 2004), y distribución de las abundancias de peces (Koslow, 2009) a partir de la campaña hidroacústica del año 2017, fue esencial en la identificación de la estructura espacio-temporal de peces de arrecife en el sureste del Mar de Juan Fernández. A través del análisis de información empírica y la estimación de índices de abundancia relativa estandarizados se detectaron subunidades dinámicas y persistentes en el eje costa-océano durante mañanas, tardes y entre días. El uso secuencial de modelos espacio-temporales implementados en este trabajo sugiere que el

modelo más saturado de regresión $m3 (\sim + 0 + s[Bat] + Date + Time)$ representa el mejor ajuste en la estimación del índice de abundancia relativa estandarizado, indicando que todas las covariables contribuyeron distintamente en la explicación de los cambios en la distribución de las abundancia de las estructuras de peces de arrecife. Estos antecedentes, en parte, impiden sostener la segunda hipótesis de trabajo, la cual indica que la asociación entre arrecifes y estructuras ícticas demersales es conservativa en una escala de tiempo de mañanas, tardes y entre días. Esto, porque si bien el efecto de mañanas y tardes explicó la variación en las abundancias, no pareció ser tan importante como la alta variabilidad explicada por el efecto de los días la cual presentó una reducción porcentual relativa en un 55% de unidades AIC en el modelo de regresión más saturado. Ahora bien, independiente de los cambios temporales en la magnitud que puedan exhibir las abundancias de peces, estos ocurrieron consistentemente en la zona costera, espacialmente entre 16 y 90 m de profundidad y a 500 y 1500 m de la costa, siendo los hábitats someros de gran importancia en la distribución de las abundancias de las estructuras de peces de fondo. Estos antecedentes ecológicos coinciden con los reportados en el primer capítulo de este trabajo, donde en general el estrato de profundidad somero/costero se caracterizó por poseer un destacado número de pequeños y altos arrecifes que explican importantes densidades ícticas para estas zonas del paisaje marino (Tapia et al., *in review*) y donde probablemente los peces se agregarían en busca de zonas

de refugios, alimentación y sitios de reproducción (Buxton & Smale, 1989; Tzioumis & Kingsford, 1995; Pitcher et al., 2007). Los hábitats más profundos y alejados de la costa, en tanto, albergaron la segunda mayor concentración de peces coincidiendo con un sitio histórico para pescadores locales, quienes a través de la triangulación de hitos geográficos lo identifican y lo frecuentan durante las temporadas de pesca (Ernst et al., 2013, 2015, 2016). Eventualmente, este alejado hábitat presentó cambios de abundancia inversos respecto a los detectados sobre arrecifes someros, sugiriendo dos hábitats preferentes y una posible migración local ortogonal a través de la plataforma marina. Las abundancias que persisten sobre hábitats de profundidades intermedias, por otra parte –entre 128 y 154 m–, sugieren estar representadas por estructuras de peces remanentes, menos abundantes, y agregadas en pequeñas y numerosas estructuras según lo inferido de los resultados reportados por Tapia et al., *in review*, quienes entre 50 y 150 m de profundidad han indicado una alta probabilidad de observar ensambles de peces en sitios de arrecifes (~90%), aunque mucho menos abundantes que las estructuras de peces halladas en sitios someros de la plataforma marina insular de las Islas RC–SC.

REFERENCIAS GENERALES

Ahumada, M., & Queirolo, D. (2014). Explotación de peces asociada a la pesquería artesanal de langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*). *Latin American Journal of Aquatic Research*. 42(1), 213–223. <https://dx.doi.org/103856/vol42-issue1-fulltext-18>.

Arana, P., & Vega, R. (2000). Pesca exploratoria con espineles en aguas profundas en torno a la isla Robinson Crusoe (Archipiélago de Juan Fernández), Chile. *Investigaciones Marinas, Valparaíso*. 28, 219 – 230.

Arana, P. (1987). Perspectiva histórica y proyecciones de la actividad pesquera realizada en el Archipiélago de Juan Fernández. “Islas oceánicas chilenas: conocimiento científico y necesidades de investigaciones”. J.C. Castilla (eds.), *Tinker foundation, USA y PUC*. Santiago, Chile. 353, 319 – 353.

Arana, P., Palma, S., Guerrero, A., Ahumada, M., & Jofré, A. (2006a). Informe final (2004-48) monitoreo biológico-pesquero de la langosta y el cangrejo dorado en el Archipiélago de Juan Fernández. *Informe Técnico FIP N° 2004 – 48*. pp. 308.

Arana, P., Ahumada, M., Guerrero, A., Espejo, A., Yañez, E., Silva, C., Ernst, B., & Orensanz, J. M. (2006b). Evaluación de stock y distribución de la langosta y el cangrejo dorado en el Archipiélago de Juan Fernández. *Informe Técnico. FIP N° 2005 – 21*. pp. 273.

Bahamonde, N. (1948). Algunos datos sobre la langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis* M. Edw. 1837). *Revista de Biología Marina, Valparaíso*. 1, 90 – 102.

Ballón, M., Bertrand, A., Lebourges-Dhaussy, A., Gutiérrez, M., Ayón, P., Grados, D., & Gerlotto, F. (2011). Is there enough zooplankton to feed forage fish populations off Peru? An acoustic (positive) answer. *Progress in Oceanography*. 91(4), 360 – 381. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2011.03.001>.

Bertrand A., Ballón, M., & Chaigneau, A. (2010). Acoustic observation of living organism reveals the upper limit of the oxygen minimum zone. *PLoS ONE*, 5(4), e10330. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010330>.

Brown, L. (2000). Fish communities and their associations with environmental variables, lower San Joaquin River drainage, California. *Environmental Biology of Fishes*. 57, 251 – 269. <https://doi.org/10.1023/A:1007660914155>.

Buxton, C., & Smale, M. (1989). Abundance and distribution patterns of three temperate marine reef fish (Teleostei: sparidae) in exploited and unexploited areas off the southern Cape Coast. *Journal of Applied Ecology*. 26, 441 – 451.

Capezzuto, F., Calculli, C., Carlucci, R., Carluccio, A., Maiorano, P., Pollice, A. et al. (2019). Revealing the coral habitat effect on benthopelagic fauna diversity in the Santa Martia di Leuca cold-water coral province using different devices and Bayesian hierarchical modelling. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, 1–15. <https://doi.org/10.1002/aqc.3144>.

Carr, M.H. (1991). Habitat selection and recruitment of an assemblage of temperate zone reef fish. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 146 (1), 113–137. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(91\)90257-W](https://doi.org/10.1016/0022-0981(91)90257-W).

Castilla, J.C., & Oliva, D. (1987). Islas oceánicas chilenas: Aspectos descriptivos y potencialidades. “Islas oceánicas chilenas: conocimiento científico y necesidades de investigaciones”. J.C. Castilla (ed.), *Tinker foundation, USA y PUC*. Santiago, Chile. 353, 17 – 35.

Choat, J., & Ayling, A. (1987). The relationship between habitat structure and fish faunas on New Zealand reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 110, 257 – 284.

Chouinard, P., & Dutil, J. (2011). The structure of demersal fish assemblages in a cold, highly stratified environment. *ICES Journal of Marine Science*. 68(9), 1896–1908. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr125>.

Conell, S.D. (1998). Effects of predators on growth, mortality and abundance of a juvenile reef-fish: evidence from manipulations of predators and prey abundance. *Marine Ecology Progress Series*. 169, 251–261. [10.3354/meps169251](https://doi.org/10.3354/meps169251).

Curley, B., Kingsford, M., and Gillanders, B. (2002). Spatial and habitat – related patterns of temperate reef fish assemblages: implications for the design of Marine Protected Areas. *Marine and Freshwater Research*. 53, 1197 – 1210. [10.1071/MF01199](https://doi.org/10.1071/MF01199).

De Martini, E., & Roberts, D. (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), 287 – 300.

Díaz, M. (1982). Estimación lepidométrica de la edad y del crecimiento de la breca (*Acantholatris gayi*) del Archipiélago de Juan Fernández. *Tesis, Escuela de Ciencias del Mar, PUCV*. Valparaíso, Chile. pp 124.

Dyer, B., & Westneat, M. (2010). Taxonomy and biogeography of the coastal fishes of Juan Fernández Archipelago and Desventuradas Islands, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. 45, 589–617. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572010000400007>.

Easton, R., Heppell, S., & Hannah, R. (2015). Quantification of hábitat and community relationships among nearshore temperate fishes through analysis of drop camera video. *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management and Ecosystem Science*. 7, 87 – 102. <https://doi.org/10.1080/19425120.2015.1007184>

Ebeling, A., & Laur, D. (1985). The influence of plant cover on surfperch abundance at an offshore temperate reef. *Environmental Biology of Fishes*. 12(3), 169 – 179.

Ernst, B., Parada, C., Manríquez, P., Chamorro, J., & Retamal, P. (2010). Dinámica poblacional y pesquera de la langosta en la isla Alejandro Selkirk. *Informe Final FIP N° 2008 – 24*. pp. 170.

Ernst, B., Chamorro, J., Manríquez, P., Orensanz, J.M.L., Parma, A., Porobic, J., & Román, C. (2013). Sustainability of the Juan Fernández lobster fishery (Chile) and the perils of generic science-based prescriptions. *Global Environmental Change*. 23, 1381–1392. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.08.002>.

Ernst, B., Oyarzún, C., Vilches, J., Rivara, P., Tapia, B., Álvarez, C., Molina, E., Leiva, F. & Gauthier, S. (2015). Estudio ecosistémico de las pesquerías del sitio piloto Archipiélago de Juan Fernández. Fase metodológica. *Informe Final GEF-UNDP PIMS 4147*. pp. 115.

Ernst, B., Rivara, P., Tapia, B., Santa Cruz, F., Espinoza, L., Manríquez, P., & Molina, E. (2016). Evaluación directa de la JF morwong (*Nemadactylus gayi*, Kner 1865) en torno a las Islas Robinson Crusoe y Santa Clara. *Informe Final GEF-UNDP PIMS 4147*. pp. 97.

Fernández, M., Pérez-Matus, A., Rodríguez-Ruiz, M., Chamorro, J., Sallen, C., Ruano-Chamorro, C., Ramírez, F., Andreu-Cazenave, M., Carrasco, S., & González, C. (2015). Estudios de línea base para levantar expedientes de sitios de alto valor para la conservación de la V Región de Valparaíso: sectores marinos costeros de Robinson Crusoe, Archipiélago de Juan Fernández. *Informe Técnico, PUC*. Santiago, Chile. pp. 152.

Foote, K. (1987). Fish target strengths for use in echo integrator surveys. *The Journal of the Acoustical Society of America*. 82, 981 pp.

Fortin, M. J., & Dale, M. (2005). Spatial Analysis: A guide for ecologist. *Cambridge University press*. Cambridge, UK. pp. 365.

Friedlander, A., Ballesteros, E., Caselle, J., Gaymer, C., Palma, A., Petit, I., Varas, E., Muñoz, A., & Sala, E. (2016). Marine Biodiversity in Juan Fernández and Desventuradas Islands, Chile: Global Endemism Hotspots. *PLoS ONE*. 11(1), 18 pp. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0145059>.

Gerlotto, F., Castillo, J., Saavedra, A., Barbieri, A., Espejo, M., & Cotel, P. (2004). Three-dimensional structure and avoidance behaviour of anchovy and common sardine schools in central southern Chile. *ICES Journal of Marine Science*. 61(7), 1120 – 1126. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.07.017>.

Gregor, C.A. & Anderson, T.W. (2016). Relative importance of habitat attributes to predation risk in a temperate reef fish. *Environmental Biology of Fishes*, 99 (6–7), 539–556. [10.1007/s10641-016-0496-7](https://doi.org/10.1007/s10641-016-0496-7).

Harman, N., Harvey, E.S. & Kendrick, G.A. (2003). Differences in fish assemblages from different reef habitats at Hamelin Bay, south–western Australia. *Marine and Freshwater Research*, 54 (2), 177–184. <https://doi.org/10.1071/MF02040>.

Harvey, E., Cappo, M., Shortis, M., Robson, S., Buchanan, J., & Speare, P. (2003). The accuracy and precision of underwater measurements of length and maximum body depth of southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyi*) with a stereo-video camera system. *Fisheries Research*. 63, 315 – 326. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(03\)00080-8](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(03)00080-8).

Holbrook, S., Kingsford, M., Schmitt, R., & Stephen, J. (1994). Spatial and temporal patterns in assemblages of temperate reef fish. *American Zoologist*. 34, 463 – 475. <https://www.jstor.org/stable/3883886>.

- Johannesen, E., Hoines, A., Dolgov, A., & Fossheim, M. (2012). Demersal fish assemblages and spatial diversity patterns in the Arctic – Atlantic transition zone in the Barents Sea. *PLoS ONE*. 7(4), 1 – 14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0034924>.
- Jones, G., & Andrew, N. (1990). Herbivory and patch dynamics on rocky reefs in temperate Australasia: the roles of fish and sea urchins. *Australian Journal Ecology*. 15, 505 – 520. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1990.tb01474.x>.
- Jones, D., Wilson, C., De Robertis, A., Rooper, C., Weber, T., & Butler, J. (2012). Evaluation of rockfish abundance in untrawlable habitat: combining acoustic and complementary sampling tools. *Fishery Bulletin*. 110(3), 332–343. <https://scholars.unh.edu/ccom/1095>.
- Kingsford, M., Schiel, D., & Battershill. (1989). Distribution and abundance of fish in a rocky reef environment at the subantarctic Auckland Islands, New Zealand. *Polar Biology*. 9, 179 – 186. <https://doi.org/10.1007/BF00297173>.
- Koslow, A. (2009). The role of acoustics in ecosystem-based fisher and management. *ICES Journal of Marine Science*. 66(6), 966 – 973. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp082>.
- Lirman, D. (1999). Reef fish communities associated with *Acropora palmata*: Relationships to benthic attributes. *Bulletin of Marine Science*. 65(1), 235 – 252.
- Mann, G. 1954. La vida de los peces en aguas chilenas. *Ministerio de Agricultura, Instituto de Investigaciones Veterinarias y Universidad de Chile*. Santiago de Chile. 343 pp.
- McCormick, M., & Choat, J. (1987). Estimating total abundance of a large temperate – reef fish using visual strip – transects. *Marine Biology*. 96, 469 – 478.
- McCullagh, P. & Nelder, J.A. (1983). *Monographs on Statistics and Applied Probability 37: Generalized Linear Models*. 2nd edition, Chapman and Hall. pp 511.
- Milligan, R., Spence, G., Roberts, J., & Bailey, D. (2016). Fish communities associated with cold – water corals vary with depth and substratum type. *Deep Sea Research I*. 114, 43 – 54. [10.1016/j.dsr.2016.04.011](https://doi.org/10.1016/j.dsr.2016.04.011).
- Orensanz, (Lobo), J., M., Parma, A., Jerez, G., Barahona, N., Montecinos, M., & Elias, I. (2005). What are the key elements for the sustainability of “S-Fisheries”? Insights from South America. *Bulletin of Marine Science*. 76(2), 527 – 556.

Parrish, F.A. & Boland, R.C. (2004). Habitat and reef–fish assemblages of banks in the Northwestern Hawaiian Islands. *Marine Biology*, 144, 1065–1073. <https://doi.org/10.1007/s00227-003-1288-0>.

Pequeño, G., & Saez, S. (2000). Los peces litorales del Archipiélago de Juan Fernández (Chile): endemismo y relaciones ictiogeográficas. *Investigaciones Marinas, Valparaíso*. 28, 27 – 37. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-71782000002800004>.

Pérez-Matus, A., Ramirez, F., Eddy, T., & Cole, R. (2014). Subtidal reef fish and macrobenthic community structure at the temperate Juan Fernández Archipelago, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*. 42(4), 814 – 826. <http://dx.doi.org/10.3856/vol42-issue4-fulltext-9>.

Pitcher, J.T., Morato, T., Hart, P.J.B., Clark, M.R., Hagan, N. & Santos, R.S. (2007). *Seamounts: Ecology, Fisheries & Conservation*. 1st edition, Blackwell Publishing, pp. 523. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9780470691953>.

Pittman, S.J., Caldow, C., Hile, S.D. & Monaco, M.E. (2007). Using seascape types to explain the spatial patterns of fish in the mangroves of SW Puerto Rico. *Marine Ecology Progress Series*, 348, 273–284. <https://doi.org/10.3354/meps07052>.

PLADECO (2009). Plan de desarrollo comunal Archipiélago Juan Fernández. (2015). Caracterización y diagnóstico comunal 2015–2020. Ilustre Municipalidad de Juan Fernández. Provincia de Valparaíso–Región de Valparaíso, Chile. Obtenido desde: <http://www.comunajuanfernandez.cl/municipalidad/pladeco/>.

Porteiro, F., Gomes-Pereira, J., Pham, C., Tempera, F., & Santos, R. (2013). Distribution and hábitat association of benthic fish on the Condor seamount (NE Atlantic, Azores) from *in situ* observations. *Deep Sea Research II*. 98, 114 – 128. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2013.09.015>.

Queirolo, D., Ahumada, M., Plaza, G., Saavedra, J., Arana, P., Escobar, R., Merino, J., Gaete, E., Vivanco M., & Ruby, R. (2011). Alternativas de carnada en la pesquería de langosta de Juan Fernández (*Jasus frontalis*), para disminuir el impacto sobre especies ícticas del Archipiélago (Proyecto FIP N°2009-31). *Informe Final FIP N°2009 – 31*. 287 pp.

Ramalho, R.S., Quartau, R., Trenhaile, A.S., Mitchell, N.C., Woodroffe, C.D. & Ávila, S.P. (2013). Coastal evolution on volcanic oceanic islands: A complex

interplay between volcanism, erosion, sedimentation, sea-level change and biogenic production. *Earth-Science Reviews*, 127, 140–170. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.10.007>.

Rooper, C. (2008). Underwater Video Sleds: Versatile and Cost Effective Tools for Habitat Mapping. *Marine Habitat Mapping Technology for Alaska*. 99 – 107. [doi:10.4027/mhmta.2008.07](https://doi.org/10.4027/mhmta.2008.07).

Rooper, C., Hoff, G. & De Robertis, A. (2010). Assessing habitat utilization and rockfish (*Sebastes* spp.) biomass on an isolated rocky ridge using acoustics and stereo image analysis. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science*. 67, 1658 – 1670. <https://doi.org/10.1139/F10-088>.

Rozbaczylo, N., & Castilla, J.C. (1987). Invertebrados Marinos del Archipiélago de Juan Fernández. “Islas oceánicas chilenas: conocimiento científico y necesidades de investigaciones”. J.C. Castilla (ed.), *Tinker foundation, USA y PUC*. Santiago, Chile. 353, 160 – 190.

Saborido-Rey, F. (2002). Ecología de la reproducción y potencial reproductivo en las poblaciones de peces marinos. *Instituto de Investigaciones Marinas*. Vigo, España. pp. 71.

Sambrook, K., Hoey, A.S., Andréfouët, S., Cumming, G.S., Duce, S. & Bonin, M.C. (2019). Beyond the reef: The widespread use of non-reef habitats by coral reef fishes. *Fish and Fisheries*, 20 (5), 903–920. <https://doi.org/10.1111/faf.12383>.

Seiler, J., Williams, A., & Barret, N. (2012). Assessing size, abundance and habitat preferences on the Ocean Perch *Helicolenus percooides* using a AUV-borne stereo camera system. *Fisheries Research*. 129 – 130, 64 – 72. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.06.011>.

Sepúlveda, J. (1987). Peces de las islas oceánicas chilenas. “Islas oceánicas chilenas: conocimiento científico y necesidades de investigaciones”. J.C. Castilla (ed.), *Tinker foundation, USA y PUC*. Santiago, Chile. 353, 227 – 245.

Simmonds, J., & MacLennan, D. (2005). *Fisheries Acoustics. Theory and Practice*, 2nd ed. *Blackwell Sc., Oxford*. 429 pp.

Tapia, B., Ernst, B., Gauthier, S., Monnahan, C., Parada, C., Rivara, P. & Hendrix, N. (*in review*). Linking spatial heterogeneity of rocky reefs to demersal fish assemblages: Seascape fundamentals oriented toward conservation plans in

Juan Fernández Archipelago Marine Reserve (SE Pacific). To submitted to: *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.

Thorson, J., Rindorf, A., Gao, J., Hanselman, D., & Winker, H. (2016). Density – dependent changes in effective area occupied for sea – bottom – associated marine fishes. *Proceeding of the Royal Society Biological Science*. 283, 1 – 10. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1853>.

Tzioumis, V., & Kingsford, M. (1995). Periodicity of spawning of two temperate damselfishes: *Parma microlepis* and *Chromis dispilus*. *Bulletin of Marine Science*. 57 (3), 596 – 609.

Vergara, H., & Morales, E. (1985). Morfología submarina del segmento central del Cordón Asísmico de Juan Fernández, Pacífico Suroriental. Investigaciones Marinas en el Archipiélago de Juan Fernández. *Escuela de Ciencias del Mar, PUCV. Valparaíso, Chile*. 25 – 34.

Walker, B., Jordan, L., & Spieler, R. (2009). Relationship of reef fish assemblages and topographic complexity on southeastern Florida coral reef habitat. *Journal of Coastal Research*. 53, 39 – 48. <https://www.jstor.org/stable/25737450>.

Watson, D.L., Harvey, E.S., Anderson, M.J. & Kendrick, G.A. (2005). A comparison of temperate reef fish assemblages recorded by three underwater stereo–Video techniques. *Marine Biology*, 148, 415–425. <https://doi.org/10.1007/s00227-005-0090-6>.

Williams, K., Rooper, C., & Towler R. (2010). Use of stereo camera systems for assessment of rockfish abundance in untrawlable areas and for recording pollock behavior during midwater trawls. *Fishery Bulletin*. 108, 352 – 362.