



INFORME FINAL

Evaluación directa del recurso juliana (*Tawera gayi*)
en el mar interior de Chiloé e Islas desiertas,
región de Los Lagos.

FIPA N° 2014-20 / Agosto 2016



INFORME FINAL

Evaluación directa del recurso juliana (*Tawera gayi*)
en el mar interior de Chiloé e Islas desiertas,
región de Los Lagos.

FIPA N° 2014-20 / Agosto 2016

REQUIRENTE

**CONSEJO DE INVESTIGACIÓN
PESQUERA Y ACUICULTURA**

Presidente Consejo de Investigación
Pesquera y Acuicultura:
Raúl Súnico Galdames

EJECUTOR

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP

Director Ejecutivo
Leonardo Núñez Montaner

Jefe División Investigación Pesquera
Claudio Bernal Larrondo

JEFE DE PROYECTO

Luis Ariz Abarca



FIPA N° 2014-20 / Agosto 2016

AUTORES POR TEMA

*Levantamiento de información de campo.
Procesamiento y análisis.*
Claudio Vega Araya

*Levantamiento de información bibliográfica.
Procesamiento y análisis*
Luis Figueroa Fábrega

*Coordinación general del proyecto.
Procesamiento y análisis.*
Luis Ariz Abarca

Evaluación de stock. Procesamiento y análisis
Cristian Canales Ramírez

Procesamiento y análisis. Temas de mercado.
Pedro Romero Maltrana

*Procesamiento y análisis en
tema de Modelación Dispersión de Partículas*
Elías Pinilla Matamala

Dinámica metapoblacional y rango de expansión.
Luis Figueroa Fábrega

COLABORADORES

Levantamiento de información de campo.
Alex González Villarroel
Arturo Lebtun Ulloa

*Procesamiento datos espaciales,
construcción de mapas*
Alex Arroyo Delgado
José Lastra Muñoz
Jaime Aguilera Fritis



RESUMEN EJECUTIVO

El presente documento corresponde al Informe final del proyecto FIPA N° 2014-20: “Evaluaci3n directa del recurso juliana (*Tawera gayi*) en el mar interior de Chilo3 e Islas desertores, regi3n de Los Lagos”, el que tiene como objetivo central: Evaluar y determinar el estado de situaci3n de los bancos de juliana (*Tawera gayi*), localizados en la zona de Mar Interior de Chilo3. Este proyecto contempl3 como parte de su desarrollo, la realizaci3n de evaluaciones directas de bancos de juliana, como base para las estimaciones de abundancias y biomاسas, las que, a su vez, son insumos para las estimaciones de sus proyecciones y de capturas totales permisibles por banco priorizado en el estudio.

El 3rea de estudio considerada fue el mar interior de Chilo3 e Islas Desertores, Regi3n de Los Lagos, en donde se ubicaron los 8 bancos de juliana priorizados en el estudio. Entre mayo de 2015 y enero de 2016 se realizaron las actividades de campo, inici3ndose con un muestreo piloto, destinado a identificar condiciones operativas de posteriores evaluaciones directas y de factibilidad en el uso de equipo discriminador de fondos (QTC), para detectar tipos de sustratos del fondo marino con y sin presencia de juliana. Una vez comprobada *in situ* la aplicabilidad que tiene el uso del QTC para el registro de datos de tipos de fondos marinos, se emple3 en los bancos priorizados en el proyecto, a excepci3n de las localidades de Alao y Caguach (debido a la escasa presencia de juliana). Las evaluaciones directas y estructura de tallas y relaciones talla-peso por banco, fueron los principales insumos para determinar el estado de situaci3n del recurso, realizados en los bancos: Isla Apiao, Isla Quenac, Bajo Nihuel, Isla Chuit, Tir3a y Naranja.



Adicionalmente, se presentan resultados de modelación de conectividad espacial y de dispersión larval. La conectividad de la especie en la zona sugiere que estas poblaciones se comportan como metapoblaciones clásicas, donde la extinción local y la recolonización dependen del tamaño del banco, la abundancia poblacional y la cercanía del vecino más cercano y no responderían al modelo de fuente sumidero o continente isla, a no ser que existan bancos que no hayan sido descritos históricamente y que se comporten como fuentes.

Respecto al estado de situación del recurso, se modelaron las composiciones de tallas de los seis bancos señalados, por medio de un análisis de equilibrio con el objeto de conocer la composición de edades de la población, selectividad, puntos biológicos de referencia y los niveles de mortalidad por pesca como los elementos más relevantes para el diagnóstico y perspectivas futuras de explotación.

Los resultados mostraron que los bancos de juliana se sustentan en promedio en poco más 5 grupos de edad y que la talla de primera captura se obtiene recién al quinto año de vida. En todos los casos analizados se determinaron evidencias de sobrepesca y sobre-explotación de diferente magnitud. El diagnóstico, en general, sugiere que el esfuerzo debería ser reducido en promedio, en al menos un sexto del valor actual.

Se recomienda propiciar la recuperación de todos los bancos, estableciendo por ejemplo un cierre temporal o reducción de las actividades extractivas junto a un permanente monitoreo de la composición de tallas, a fin de recuperar el segmento de individuos parentales mayores a 30 mm de longitud total.



ÍNDICE GENERAL

RESUMEN EJECUTIVO	i
ÍNDICE GENERAL.....	iii
ÍNDICE TABLAS.....	vi
ÍNDICE FIGURAS	ix
ÍNDICE ANEXOS	xvi
1. ANTECEDENTES	1
1.1 Características biológicas y ecológicas de la especie	1
1.2 Desembarques y extracción del recurso juliana	4
1.3 Zonas de extracción y área de estudio.....	7
1.4 Métodos de pesca	7
1.5 Cantidad de usuarios y dependencia a la actividad	8
1.6 Comercialización y procesamiento	9
1.7 Destino del desembarque y principales líneas de elaboración.....	11
1.8 Medidas de administración aplicadas al recurso	12
2. OBJETIVOS.....	23
2.1 Objetivo general	23
2.2. Objetivos específicos.....	23
3. METODOLOGÍA.....	24
3.1 Metodología para el cumplimiento del objetivo general	24
3.1.1 Revisión de información científico-técnica	24
3.1.2 Revisión de la información empírica	27
3.1.3 Taller de presentación y discusión de resultados.....	27



3.2	Metodología por objetivo específico	29
3.2.1	Objetivo específico 1. Realizar dos evaluaciones directas, al inicio y al término del estudio, para caracterizar los bancos, considerando toda su superficie de distribución, determinando abundancia y biomasa según heterogeneidad espacial.	29
3.2.2	Objetivo específico 2. Determinar la estructura de talla y relación longitud-peso de juliana para cada uno de los bancos, en cada evaluación directa realizada.	46
3.2.3	Objetivo específico 3. Realizar una proyección de la abundancia/biomasa, por banco, para los próximos tres años, estimando una captura total permisible anual	54
4.	RESULTADOS	61
4.1	Respecto a la revisión bibliográfica	61
4.1.1	Revisión de información científico – técnica	61
4.1.2	Consideraciones ecológicas para el manejo de <i>Tawera gayi</i> en el mar interior de Chiloé	62
4.1.3	El concepto de metapoblación	66
4.1.4	El concepto de metapoblación aplicado a moluscos bivalvos	73
4.2	Taller de presentación y discusión de resultados	75
4.3	Actividades realizadas en la ejecución del proyecto	76
4.4	Respecto a los objetivos específicos	77
4.4.1	Objetivo específico 1.	77
4.4.2	Objetivo específico 2.	125
4.4.3	Objetivo específico 3.	132
5.	DISCUSIÓN	151



6.	CONCLUSIONES.....	161
7.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	163

FIGURAS

TABLAS

ANEXOS:

- Anexo 1.** Asignaci3n de Personal Profesional y T3cnico (HH).
- Anexo 2.** Listas de Asistentes a taller y reuniones de presentaci3n y discusi3n de resultados.
- Anexo 3.** Principales Resultados del Muestreo Piloto.
- Anexo 4.** Participantes en las evaluaciones directas.
- Anexo 5.** Caracterizaci3n de los tipos de fondos y su relaci3n con la abundancia de *Tawera gayi*.
- Anexo 6.** Modelo de Dispersi3n de Part3culas, Evaluaci3n del Modelo Hidrodinámico y Simulaci3n de la Dinámica Metapoblacional de *Tawera gayi* en el mar interior de Chiloé.
- Anexo 7.** Lista de citas obtenidas en ASFA mediante Proquest para *Tawera gayi*.
- Anexo 8.** Actividades realizadas en la ejecuci3n del proyecto FIP 2014-20.
- Anexo 9.** Base Datos juliana FIPA 2014-20 (*Incluida en Cd presentado al comienzo de documento*).
- Anexo 10.** Archivos digitales de actividades de muestreos (*Incluidos en Cd presentado al comienzo de documento*).



ÍNDICE DE TABLAS

- Tabla 1.** Bancos de Juliana priorizadas para el estudio FIP 2014-20.
- Tabla 2.** Criterios de clasificación empleado para la sistematización de la información del recurso juliana.
- Tabla 3.** Estandarización de los diferentes tipos de sustratos para la zona submareal de fondos blandos. En esta se presenta la codificación utilizada en el presente estudio y la descripción asociada a cada tipo de sustrato
- Tabla 4.** Tamaño de muestra para la estructura de tallas según nivel α y $d = 0,05$.
- Tabla 5.** Parámetros biológicos de juliana empleados para fines de diagnóstico.
- Tabla 6.** Número de Citas Bibliográficas para distintos buscadores de revistas especializadas. Se detallan además distintos criterios de búsqueda.
- Tabla 7.** Fechas de realización de Evaluaciones Directas y de uso del sistema Ecosonda-GPS-QTC.
- Tabla 8.** Número de registro de datos usando el sistema Ecosonda-GPS-QTC, por banco y Campaña de muestreo.
- Tabla 9.** Número de cuadrantes de muestreos, por banco y campaña de evaluación directa.
- Tabla 10.** Estimaciones de Abundancia (nro) y Biomasa (t) por banco.
- Tabla 11.** Estimaciones de Abundancia (número de ejemplares) a la talla, por banco.



- Tabla 12.** Estimaciones de Biomasa (t) a la talla, por banco.
- Tabla 13.** Resumen de aspectos metodológicos relevantes en las evaluaciones directas.
- Tabla 14.** Resumen Evaluaciones directas realizadas en el sector Isla Alao.
- Tabla 15.** Resumen Evaluaciones directas realizadas en el sector Isla Apiao.
- Tabla 16.** Resumen Evaluaciones directas realizadas en el sector Caguach.
- Tabla 17.** Resumen Evaluaciones directas realizadas en el sector Isla Quenac.
- Tabla 18.** Resumen Evaluaciones directas realizadas en el sector Bajo Nihuel.
- Tabla 19.** Resumen Evaluaciones directas realizadas en el sector Isla Chuit.
- Tabla 20.** Resumen Evaluaciones directas realizadas en el sector Tirúa.
- Tabla 21.** Resumen Evaluaciones directas realizadas en el sector Naranjo.
- Tabla 22.** Resumen Desembarque juliana entre los años 2009 y 2014.
- Tabla 23.** Tamaños de muestras de tallas por banco y campaña.
- Tabla 24.** Tamaños de muestras y relaciones de tallas-peso por banco y campaña.
- Tabla 25.** Parámetros del modelo ModEqEdad ajustado a los datos de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa.
- Tabla 26.** Componentes de la función de log-verosimilitud del análisis de las composiciones de tallas de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa
- Tabla 27.** Composiciones de edad de la abundancia vulnerable de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa.



- Tabla 28.** Variables poblacionales estimadas del análisis de las composiciones de tallas de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa.
- Tabla 29.** Capturas de corto y largo plazo y tallas medias esperadas en las capturas de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa.
- Tabla 30.** Proyección de las capturas y biomasa desovante de juliana en Apiao, Chuit y Naranjo, para diferentes multiplicadores (mf) de la mortalidad por pesca.
- Tabla 31.** Proyección de las capturas y biomasa desovante de juliana en Nihuel, Quenac y Tirúa, para diferentes multiplicadores (mf) de la mortalidad por pesca.
- Tabla 32.** Distribución de riesgo de la Captura Biológicamente Aceptable (t) de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa.



ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.** Desembarque Nacional de Juliana. Período: 2000 - 2013. Fuente: Anuarios Estadísticos de SERNAPESCA.
- Figura 2.** Estacionalidad normalizada del desembarque, periodo 2010-2014. Fuente: SERNAPESCA.
- Figura 3.** Principales puertos de desembarque, periodo 2010-2014. Fuente: SERNAPESCA.
- Figura 4.** Ubicación de los Bancos de Juliana en Mares Interiores de la X Región. Fuente: Elaboración propia a partir de revisión bibliográfica.
- Figura 5.** Captura mediante manoteo del recurso juliana.
- Figura 6.** Embarcación tipo utilizada en la extracción del recurso juliana.
- Figura 7.** Trasvasije de juliana para ser enviado a superficie.
- Figura 8.** Evolución del número de embarcaciones y nivel de dependencia extracción de juliana, periodo 2010-2014. Fuente: SERNAPESCA.
- Figura 9.** Evolución del número de agentes compradores de juliana, periodo 2010-2014. Fuente: SERNAPESCA.
- Figura 10.** Distribución de los volúmenes de compra adquiridos por diferentes agentes compradores, periodo 2010-2014. Fuente: SERNAPESCA.
- Figura 11.** Evolución del precio playa del recurso juliana, periodo 2010-2014. Fuente: IFOP-Seguimiento Bentónico.



- Figura 12.** Evolución en el número de plantas de proceso e importancia abastecimiento juliana, región de Los Lagos, periodo 2010-2014. Fuente: SERNAPESCA.
- Figura 13.** Distribución de los niveles de abastecimiento de las plantas dedicadas al procesamiento de juliana, periodo 2010-2014. Fuente: SERNAPESCA.
- Figura 14.** Evolución del precio de materia prima del recurso juliana, periodo 2012-2014. Fuente: IFOP-Seguimiento Económico.
- Figura 15.** Evolución de las exportaciones del recurso Juliana para la línea congelado, respecto de: a) volumen y b) valor y precio FOB, para el periodo 2004-2014. Fuente: IFOP-Aduana.
- Figura 16.** Evolución de las exportaciones del recurso juliana para la línea conserva, respecto de: a) volumen y b) valor y precio FOB, periodo 2004-2014. Fuente: IFOP-Aduana.
- Figura 17.** Representación gráfica del ángulo de incidencia del haz sónico. Fuente: Modificado de Collins & Anderson, 1996.
- Figura 18.** Ejemplo de despliegue gráfico de resultados del análisis de componente principales.
- Figura 19.** Bancos seleccionados para la realización del muestreo piloto.
- Figura 20.** Composiciones de tallas de las abundancias de juliana analizadas por banco. Las líneas grises representan las dos estimaciones de terreno y la línea negra el valor promedio empelado para fines de diagnóstico.



- Figura 21.** Número de trabajos científicos registrados en el repositorio ASFA para las distintas especies de algas pardas consideradas en este estudio.
- Figura 22.** Ubicación de los bancos explotados del recurso Juliana en el mar interior de Chiloé entre 1980 al 2013.
- Figura 23.** Tipos de estructuras poblacionales propuestos por Kritzer & Sale (2004).
- Figura 24.** Imágenes del Taller realizado en junio con los distintos actores relevantes de la pesquería.
- Figura 25.** Ubicación de las estaciones de muestreo en Isla Alao. Campaña 1.
- Figura 26.** Ubicación de las estaciones de muestreo en Isla Alao. Campaña 2.
- Figura 27.** Ubicación de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribución según sustrato, para la Campaña 1 en Isla Apiao.
- Figura 28.** Ubicación de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribución según sustrato, para la Campaña 2 (en Isla Apiao).
- Figura 29.** Ubicación de las estaciones de muestreo en Isla Caguach, para la Campaña 1.
- Figura 30.** Ubicación de las estaciones de muestreo en Isla Caguach, para la Campaña 2.
- Figura 31.** Ubicación de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribución según sustrato, para la Campaña 1 en Isla Quenac.



- Figura 32.** Ubicación de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribución según sustrato, para la Campaña 2 en Isla Quenac.
- Figura 33.** Ubicación de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribución según sustrato, para la Campaña 1 en Bajo Nihuel.
- Figura 34.** Ubicación de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribución según sustrato, para la Campaña 2 en Bajo Nihuel.
- Figura 35.** Ubicación de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribución según sustrato, para la Campaña 1 en Isla Chuit.
- Figura 36.** Ubicación de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribución según sustrato, para la Campaña 2 en Isla Chuit.
- Figura 37.** Ubicación de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribución según sustrato, para la Campaña 1 en Tirúa.
- Figura 38.** Ubicación de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribución según sustrato, para la Campaña 2 en Tirúa.
- Figura 39.** Ubicación de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribución según sustrato, para la Campaña 1 en Naranjo.



- Figura 40.** Ubicación de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribución según sustrato, para la Campaña 2 en Naranjo.
- Figura 41.** Desembarque de juliana, en mares interiores de Chiloé. Año 2003. Fuente: IFOP, construcción a partir de datos del Programa Seg. Principales Pesq. Bentónicas.
- Figura 42.** Desembarque de juliana, en mares interiores de Chiloé. Año 2009-2010. Fuente: IFOP, construcción a partir de datos del Programa Seg. Principales Pesq. Bentónicas.
- Figura 43.** Desembarque de juliana, en mares interiores de Chiloé. Año 2011-2012. Fuente: IFOP, construcción a partir de datos del Programa Seg. Principales Pesq. Bentónicas.
- Figura 44.** Desembarque de juliana, en mares interiores de Chiloé. Año 2013-2014. Fuente: IFOP, construcción a partir de datos del Programa Seg. Principales Pesq. Bentónicas.
- Figura 45.** Modelo preliminar de dispersión larval para la zona de estudio, utilizando el modelo físico computado mediante el programa Mike3D.
- Figura 46.** Representación gráfica de la conectividad entre bancos para los dos escenarios experimentales. A) Escenario de 32 bancos y un área de 150 km², con 30 km de dispersión. B) Escenario de 8 bancos distribuidos en 50 km², con 20 km de dispersión.
- Figura 47.** Estructura de tallas para Isla Alao, por campaña de muestreo.
- Figura 48.** Estructura de tallas para Isla Apiao, por campaña de muestreo.
- Figura 49.** Estructura de tallas para Isla Caguach, por campaña de muestreo.



- Figura 50.** Estructura de tallas para Isla Quenac, por campaña de muestreo.
- Figura 51.** Estructura de tallas para Bajo Nihuel, por campaña de muestreo.
- Figura 52.** Estructura de tallas para Isla Chuit, por campaña de muestreo.
- Figura 53.** Estructura de tallas para Tirúa, por campaña de muestreo.
- Figura 54.** Estructura de tallas para Naranjo, por campaña de muestreo.
- Figura 55.** Ajuste del modelo ModEqEdad a las composiciones de tallas de los muestreos de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa.
- Figura 56.** Representación de los grupos de edades en las composiciones de tallas de los muestreos de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa. Las líneas azules representan los grupos de edad y las líneas negras la composición total.
- Figura 57.** Composición de edades de la abundancia disponible (barras) y patrón de selectividad/disponibilidad estimada luego de la aplicación del modelo ModEqEdad a datos de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa.
- Figura 58.** Proyección de la biomasa desovante de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa, para diferentes multiplicadores de la mortalidad por pesca más reciente. La biomasa más alta del año 10 es la biomasa virginal que se logra si $mF=0$ (curva celeste).
- Figura 59.** Proyección de las capturas de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa, para diferentes multiplicadores de la mortalidad por pesca más reciente.



Figura 60. Proyección de la talla promedio de las capturas de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa, para diferentes multiplicadores de la mortalidad por pesca más reciente.

Figura 61. Reducción de la biomasa desovante virginal de equilibrio y capturas de largo plazo para diferentes multiplicadores (mf) de la mortalidad por pesca estimada para juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa.



ÍNDICE DE ANEXOS

- Anexo 1.** Asignación de Personal Profesional y Técnico (HH).
- Anexo 2.** Listas de Asistentes a taller y reuniones de presentación y discusión de resultados.
- Anexo 3.** Principales Resultados del Muestreo Piloto
- Anexo 4.** Participantes en las evaluaciones directas
- Anexo 5.** Caracterización de los tipos de fondos y su relación con la abundancia de *Tawera gayi*
- Anexo 6.** Modelo de Dispersión de Partículas, Evaluación del Modelo Hidrodinámico y Simulación de la Dinámica Metapoblacional de *Tawera gayi* en el mar interior de Chiloé
- Anexo 7.** Lista de citas obtenidas en ASFA mediante Proquest para *Tawera gayi*
- Anexo 8.** Actividades realizadas en la ejecución del proyecto FIP 2014-20.
- Anexo 9.** Base Datos juliana FIPA 2014-20 y archivos digitales de actividades de muestreos (Incluida en Cd presentado al comienzo de documento)
- Anexo 10.** Archivos digitales de actividades de muestreos (Incluidos en Cd presentado al comienzo de documento)



1. ANTECEDENTES

1.1 Características biológicas y ecológicas de la especie

Tawera gayi (Hupe 1854) es un molusco bivalvo, de la familia *Veneridae* conocido vernacularmente como juliana, bongo, almeja fina chilena o baby clam (Osorio, 2002; SUBPESCA 2011). Morfológicamente, se caracteriza por presentar una concha oval, suborbicular, levemente trígono, un poco inflada, gruesa, equilateral y con el lado anterior más corto que el posterior. La zona del umbo se encuentra en la zona anterior y sobresale poco o casi nada. La superficie externa tiene estrías concéntricas gruesas, obtusas, casi regulares y sobresalientes en los extremos. La lúnula es lanceolada, bien marcada por una profunda línea. La coloración externa es blanca, rosada, con tintes amarillos, mientras que el interior es blanco con rosado en el área superior e inferior. La charnela tiene tres dientes, uno central y dos posteriores bífidos, mientras que la valva izquierda presenta el diente central bífido. La impresión paleal es notoria, con el seno paleal corto, cuadrangular, dirigido hacia arriba, mientras que las impresiones de los músculos aductores están bien marcados, siendo la anterior alargada y la posterior más corta y piriforme. Los márgenes internos de las valvas están finamente denticulados (Osorio 2002; Jerez *et al.*, 1999).

Su distribución geográfica en el Pacífico abarca desde Valparaíso (ie. 33°S) hasta el Canal Beagle (ie. 54°-55° S) (Soot-Ryen, 1959; Dell, 1964). Batimétricamente, se distribuye desde el submareal hasta 150 m de profundidad (Bernard, 1983), encontrándose en una variedad de fondos blandos que van desde arenas gruesas, muy gruesas en la zona de Quemchi (Jerez *et al.*, 1999), incluyendo conchíferos e incluso grava, bolones y pedregullo bolón (Fundación Chinquihue,



2007), lo que sugiere que esta especie prefiere aquellos ambientes que son altamente energéticos (Jerez *et al.*, 1999; Fundación Chinquihue, 2007; SUBPESCA, 2011).

En juliana se han registrado tallas máximas en el orden de magnitud de 37 a 41,9 mm de longitud valvar y una proporción sexual de 1:1 (Lozada *et al.*, 1991; Mares Chile, 2009), siendo las tallas de primera madurez sexual definidas en los rangos de 19 mm a 20,9 mm; 21 mm a 22,9 mm (IFOP, 1991), 12,5 mm a 17,4 mm (Jerez *et al.*, 1999) y 12,2 mm (Oliva, 2001). Se ha registrado que la especie presenta una estructura de frecuencia de tallas conformado por 4 cohortes, siendo la predominante la cohorte n° 3 con un 89%, la que correspondió a una talla media de 23,19 mm (Mares Chile, 2009).

Además, se ha determinado para la especie una tasa de crecimiento estacional baja entre marzo a julio (0,55 mm/mes), alta entre julio a enero (1,62 mm/mes), e intermedia de enero-abril (1,28 mm/mes) y una función de crecimiento definida por:

$$L_{ap}(t)=40,6*(1-e^{-0,287*(t+1,082)}) \text{ (IFOP 1999).}$$

Su ciclo reproductivo es de tipo continuo asincrónico (Lozada *et al.*, 1991; Jerez *et al.*, 1999), sin un período de reposo gonadal, lo que sugiere un período reproductivo extenso, con alta actividad gametogénica, que se expresa con madurez importante en los meses marzo, julio y octubre, con una liberación de gametos en los meses de abril-mayo; julio-septiembre; noviembre-enero, y con una época de reclutamiento entre invierno y primavera (Jerez *et al.*, 1999). Por otra parte, Oliva (2001) sugiere una máxima producción de gametos a fines de verano y principios de otoño y Mares Chile (2009) registró que los índices gonadosomáticos tienen tendencia a incrementar su valor a partir del mes de



junio, decayendo en los meses posteriores, para volver a incrementarse en diciembre y enero del periodo estudiado, lo que refleja una actividad gonadosomática amplia en el transcurso del año, observándose un periodo reproductivo extenso. Tomando en cuenta esta información, se ha sugerido que entre los 2 y 3 años de vida la mitad de las poblaciones habrían alcanzado la madurez sexual y por sobre los tres años ya casi toda la población estaría en condiciones reproductivas (Mares Chile, 2009). Además, se han realizado diversas experiencias de laboratorio para acondicionar reproductores, y generar técnicas de cultivo (Oliva, 2001).

Con respecto a las prospecciones de abundancia y biomasa, la primera mención que existe de esta especie fue realizada por Bustos *et al.* (1981). Entre 1989 y 1990, se estimó una biomasa explotable que iba desde 459 t; 39,7 t; y 382,6 t. en los bancos de Tubidad, Choen y Quintergen, todos ubicados en la actual comuna de Quemchi (IFOP, 1990). En el año 2000, se realizó un estudio que abarcó 6 zonas de la Región de los Lagos: Pargua, Coñimó-Manao, Quemchi, Quicaví, Butachauques e Islas Desertores; siendo las zonas de Quicavi, Butachauques y Desertores las que concentraron un 90% de la abundancia total y el 87 % de la biomasa total (Jerez *et al.*, 2000). En este estudio se estimó una densidad poblacional de 1.848 ind/m², una abundancia de 30.792 millones de unidades y una biomasa de 234.000 t (Jerez *et al.*, 2000).

A partir del 2001, se han realizado diversos estudios en el marco de Pesca de Investigación, los cuales han sido realizados por el Centro de Estudios y Desarrollo Pesquero Sur Austral Ltda. (CEPSA LTDA) entre el 2002 al 2004, en el 2007 por Corporación para la Educación, Desarrollo y Capacitación de la pesca artesanal de Chile (CEDIPAC Ltda.) en punta Punta Tique en la zona de Calbuco y desde el 2007 por Fundación Chiquihue, los cuales han estado dirigidos a



algunos bancos específicos en las zonas denominadas Mar Interior de Chiloé (4 bancos) e islas Desertores (5 bancos).

1.2 Desembarques y extracción del recurso juliana

Históricamente, este recurso no fue explotado comercialmente, dado que era considerado como parte del grupo multiespecífico de almejas y que se encontraba sometido a una talla mínima de extracción de 5,5 cm de longitud valvar, tamaño superior al máximo alcanzado por esta especie (IFOP, 1990). No obstante, Bustos *et al.* (1981), mencionan que el 0,8% de las almejas extraídas en la bahía de Ancud, corresponderían a esta especie.

En el año 1989, a petición de la empresa American Seafood, la Autoridad Pesquera autorizó la ejecución de un proyecto de evaluación de biomasa de este recurso, en los principales bancos de la X Región, contemplando aspectos reproductivos y pesca experimental. Esta investigación fue realizada por el Instituto de Fomento Pesquero, constituyendo los primeros y únicos antecedentes sobre el recurso a nivel nacional durante un largo período.

Posteriormente, entre 1998 y 1999 el Instituto de Fomento Pesquero ejecutó el proyecto FIP 97-29, denominado “Estudio biológico pesquero de los recursos juliana *Tawera gayi* y culengue *Gari solida* en la X Región”, obteniendo estimaciones de tasa de crecimiento anual, descripción del ciclo reproductivo, talla de primera madurez y período de reclutamiento en las zonas de isla Cochino, bahía de Ancud y Quemchi.

En el 2000 se realizó una Pesca de Investigación por parte del Instituto de Fomento Pesquero, constituyéndose en la investigación con mayor cobertura



(<http://www.subpesca.cl/publicaciones/606/w3-article-73211.html>), la cual consideró 6 zonas, correspondientes a los sectores: Pargua, Coñimó-Manao, Quemchi, Quicaví e Islas Desertores.

Entre los años 2002 y 2012, la extracción de este recurso fue mediante el establecimiento de pescas de investigación, que tuvieron, labor que inició a cargo del Centro de Estudios y Desarrollo Pesquero Sur Austral Ltda., las que tuvieron como objetivo aplicar una estrategia de explotación y manejo para el recurso juliana en la zona del canal Desertores e isla Butachauques. La asignación de cuota varió entre 4.000 y 4.200 toneladas (t) informando la participación de 219 embarcaciones, 365 personas (armadores, buzos y asistentes), una CPUE promedio de 179,26 kg/hora buceo y registrando una longitud promedio de 31,05 mm, con una longitud máxima de 43 mm en el Banco Piedra Calto en el año 2005. Sin embargo, la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura realizó una serie de observaciones de carácter técnico sobre el trabajo desarrollado por dicha empresa, lo que derivó en el término anticipado de dichos estudios en 2007 (Informe Técnico R.Pesq. N° 076-2011).

Durante 2007 se autorizó a la Fundación Chiquihue una evaluación directa del estado de los bancos de juliana de la zona de Islas Desertores, que sustentó la estimación de una cuota total permisible, la que se extrajo mediante pesca de investigación. Dicho estudio se realizó estableciendo una metodología de estaciones fijas georreferenciadas en los bancos identificados, con un sistema de criterios de continuidad en función de indicadores de estado de condición de cada uno. Adicionalmente, se plantearon tasas de explotación del 15% al 20% de las cuotas solicitadas, a partir de una talla mínima de extracción referencial de 27mm.



Además, y en relación con las pescas de investigación realizadas desde 2007 a la fecha, se realizó la apertura de las inscripciones a participantes residentes en las zonas aledañas a los bancos sometidos a explotación, muy distantes de los centros urbanos donde se procesaba el recurso, ampliando la participación inicial de actores, lo cual permitió conformar una flota que con el tiempo se fue especializando en la extracción del recurso y que está compuesta de embarcaciones y buzos locales, respaldando un modelo de administración público-privada de carácter participativo, conformado por representantes de los diferentes elementos de la incipiente cadena productiva que sustentaría la creación de esta nueva pesquería.

De acuerdo a las estadísticas oficiales del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA), en el año 2000 se inició oficialmente la pesquería del recurso, aunque existen registros de su extracción en la zona de Chiloé, antes de su presencia en las estadísticas oficiales (Bustos *et al.*, 1981). Durante el año 2010 el desembarque de *Tawera gayi* alcanzó el máximo de 9.608 t, disminuyendo a 5.807 t en 2014 (**Figura 1**).

Por otra parte, la Región que concentra la totalidad de los desembarques del recurso es la Décima Región, salvo durante el año 2007 cuando se registraron 60 toneladas extraídas en la VIII Región.

A nivel mensual, durante el periodo 2010-2014, se observó un patrón definido en los desembarques del recurso, siendo los meses de septiembre a noviembre cuando se concentraron los mayores niveles de desembarques, situación que se acentuó durante los años 2013-2014 (**Figura 2**).



Durante el mismo periodo, se registró desembarque del recurso en 20 caletas de la región de Los Lagos; no obstante, el 97% se distribuyó en tres puntos, correspondiente a: Chulín, Dalcahue y Quemchi (**Figura 3**).

1.3 Zonas de extracción y área de estudio

Las zonas de extracción han sido definidas en dos subzonas estipuladas en el Plan de Manejo como: zona del mar interior de Chiloé y la zona de las Desertores las que comprenden aguas jurisdiccionales de las Provincias de Chiloé y Palena, restringidas por requerimientos sanitarios, monitoreado a través del Programa de Sanidad de Moluscos Bivalvos (PSMB).

El área de estudio corresponde a las aguas marítimas de la Región de Los Lagos, específicamente, áreas jurisdiccionales de la Provincia de Chiloé y Palena, en los bancos denominados Chiloé Interior e Islas Desertores.

En la **Figura 4** se resume la ubicación de los bancos que han sido prospectados en los diferentes estudios señalados precedentemente, y que constituye el área de estudio, en la cual se distinguen tres sectores: Quemchi, Butachauques y Desertores. De acuerdo a los antecedentes en el área de estudio y los bancos señalados como parte integral del Plan de Manejo, los bancos priorizados corresponden a los señalados en la **Tabla 1**.

1.4 Métodos de pesca

El método de pesca se basa en el buceo semi-autónomo y la unidad extractiva está compuesto por una embarcación pesquera artesanal, equipada para un máximo de 5 buzos mariscadores, uno o más ayudantes o asistentes de buzo y un



patrón. Además existen embarcaciones de “acarreo”, las cuales en términos formales son de transporte, utilizadas para el traslado de capturas de las unidades extractivas, desde la zona de pesca hasta el puerto de desembarque.

En la extracción del recurso, el buzo mediante “manoteo” remueve los ejemplares enterrados en el sustrato depositándolo en un “chinguillo” (**Figura 5**), que posee una abertura de malla que permite retener aquellas tallas que están sobre los 25 mm (tamaño mínimo modificada en la resolución exenta número 1825 de 2014 de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, que redujo la talla de captura de 27 a 25 mm.). La embarcación tipo en esta pesquería, en promedio tiene una eslora entre 9,0 y 15,0 m, manga entre 2,8 y 4,0 m, Puntal entre 1,0 – 1,8 m (**Figura 6**).

Por otra parte, el proceso de extracción del recurso experimenta una variación en dos fases, cuando, en la primera, algunos extractores optan por capturar el recurso llenando chinguillos largos (como los utilizados en la pesquería de la macha) y de mayor capacidad, que luego, en la segunda etapa, son trasvasiados en el mismo fondo marino a otros chinguillos más cortos y resistentes de 200 kilogramos de capacidad, aproximadamente (**Figura 7**). Posteriormente, estos chinguillos son levantados a la embarcación mediante “cámaras de neumáticos de camión” infladas con aire; a bordo, es separada la fauna acompañante, generalmente almejas (*Venus*) y nuevamente enmalladas la captura, para su transporte y entrega, en sacos de 40 a 50 kilogramos, acción que puede ser realizada en la lancha de acarreo o en el muelle de entrega.

1.5 Número de usuarios y dependencia a la actividad

Durante el periodo 2010-2014, el número de embarcaciones dedicadas a la extracción de recurso varió entre 36 y 59, siendo el año 2012 donde hubo un



mayor número de activas (59). A partir de dicho año, se observó una disminución del orden del 20% anual, hasta llegar a los 36 botes (**Figura 8**).

Según lo informado por SERNAPESCA, en relación a la operación de las embarcaciones, el 94% desembarcó entre una a tres caletas, donde un 50% del total centró su actividad exclusivamente en un lugar. A pesar de los diferentes puntos de desembarque utilizado por las embarcaciones, sobre el 88% del volumen se centró en una caleta.

En términos generales, durante el periodo 2010-2014, las embarcaciones dedicadas al desembarque de juliana presentaron una significativa concentración de dicho recurso, representando alrededor del 70% del volumen total. A su vez, se observó para el 74% de las embarcaciones presentaron una alta dependencia al desarrollo de esta actividad, concentrando sobre el 80% del volumen total desembarcado.

1.6 Comercialización y procesamiento

Durante el periodo 2010-2014, hubo alrededor de 12 agentes compradores correspondientes a 4 intermediarios, 7 representantes de plantas de proceso y un número no definido de personas naturales; siendo la cantidad de agentes representantes de las plantas de proceso el grupo que presentó una mayor variación durante el periodo de tiempo (**Figura 9**).

Respecto a la compra de recursos, el 76% fueron adquiridos por agentes intermediarios, de los cuales dos concentraron alrededor del 68% de los volúmenes totales. A su vez, el 24% restante fue comprado por agentes



representante de plantas de proceso, concentrando la actividad en cuatro compradores quienes adquirieron alrededor del 17% del total (**Figura 10**).

Durante el periodo 2010-2014, el precio de primera venta (precio playa) ha presentado un incremento sostenido con una tasa anual del 10%, pasando de 90 \$/kg a inicios del año 2010 a 150 \$/kg a fines del 2014 (**Figura 11**).

Respecto a su procesamiento, se observó que el número de plantas varió entre 8 a 11, situadas en su totalidad en la región de Los Lagos; con una tendencia a partir del año 2012 a disminuir en cantidad. A su vez, en términos generales, éstos presentaron una baja dependencia al abastecimiento de la materia prima, no superando el 20% del volumen total (**Figura 12**).

A su vez, las plantas dedicadas al procesamiento de dicho recurso corresponden en su mayoría a grandes firmas, donde el 78% presentaron niveles de abastecimiento superiores a las 1.000 t. anuales. Por otro lado, el 22% restante presentaron un abastecimiento entre 500 a 1.000 t. anuales y una dependencia al abastecimiento de juliana de alrededor del 80% (**Figura 13**).

A diferencia de la evolución del precio en playa, el valor de la materia prima (valor pagado al intermediario en planta) se ha mantenido en entre los 150 a 250 (\$/kg). Durante el año 2012 hasta mediados del 2013, el precio de la materia tendió a disminuir llegando a su menor valor en junio correspondiente a 140 \$/kg. De ahí en más, el precio ha tendido a aumentar llegando a fines del 2014 a 236 \$/kg (**Figura 14**).



1.7 Destino del desembarque y principales líneas de elaboración

En términos comerciales, el principal mercado de destino del recurso correspondió a España, donde se comercializa como competencia directa de la almeja de estuario del Pacífico, *Meretrix lyrata*.

Durante los últimos diez años (2004-2014), las exportaciones del recurso juliana se realizaron principalmente bajo las líneas de congelado (95%) y conservas (5%), destinados a un total de 30 países. En el caso de la línea congelado sus principales mercados correspondieron a España (83%), Italia (8%), Argentina (4%) y Portugal (4%); mientras que en caso de la línea conserva fueron España (95%) y Estados Unidos (5%).

Respecto del volumen y valor asociado a las exportaciones para la línea congelados, durante el periodo 2004-2012, se observó un paulatino incremento en sus exportaciones, con un descenso en los años 2007-2008, alcanzando un máximo de exportación el 2011 de 4.701 t, con un retorno de divisas FOB de MU\$ 6.458. Posteriormente, durante los años 2013 y 2014, hubo una disminución en las exportaciones llegando el año 2014 a 2.915 t. y un valor FOB de MU \$4.651.

Respecto de su precio FOB, durante el periodo 2004 – 2011 éste se mantuvo en torno a los 1,5 – 2 US\$/Kg, incrementándose de manera sostenida a partir del año 2012 hasta alcanzar los 2,5 US\$/Kg (**Figura 15**).

En el caso de la línea de conserva, durante el periodo 2004-2014, se observó una oscilación en sus volúmenes y valores de la exportación. Al respecto, las máximas cantidades exportadas se situaron alrededor de las 250 t., generando un retorno en divisas FOB entre MU\$ 1.000 y MU\$ 1.400; mientras que en los periodos de



menor envío los volúmenes se situaron en torno a las 50 t., generando un valor FOB cercano a las MU\$ 300.

La variación en los retornos estuvo condicionado por el precio FOB de exportación que presentó un incremento en los primeros años, pasando de 4,5 US\$/Kg el año 2004 a 7,1 US\$/Kg el 2008. Posteriormente, este presentó un declive hasta alcanzar el año 2014 su mínimo valor correspondiente a 4,2 US\$/Kg (**Figura 16**).

1.8 Medidas de administración aplicadas al recurso

En la actualidad y en función a lo publicado en la página de la Subsecretaria de Pesca y Acuicultura (<http://www.subpesca.cl/institucional/602/w3-article-79863.html>) está en vigencia la R. EX N° 38 de 2013 que Suspende Transitoriamente la Inscripción en el Registro Artesanal juliana X Región por un periodo 5 años debido a que se ha alcanzado el estado de plena explotación. Además, recientemente se ha establecido un cambio en la Talla Mínima de Extracción, desde 27 mm a 25 mm.

Por otra parte y con la promulgación de la Ley 20.560 se establece la posibilidad de aplicar un plan de manejo para recursos bentónicos de invertebrados y algas. En este contexto, a fines del 2013 la Subsecretaria de Pesca y Acuicultura por medio de la Res. Exent. 3771 del 30 de diciembre del 2013 aprueba el Plan de Manejo para el recurso juliana en la Región de Los Lagos, para las áreas marítimas de libre acceso ubicadas en todo el mar interior de Chiloé, desde la boca del Canal Chacao por el norte, incluyendo el Seno del Reloncaví, y el límite sur de la Región de los Lagos.



El plan tiene como objetivo general: “Obtener los mayores beneficios socioeconómicos, educativos, culturales y de calidad de vida para los participantes de la pesquería de “juliana” en el mar interior de Chiloé, mediante la instauración de un Plan de Manejo participativo que promueva y regule adecuadamente la mantención y explotación de los bancos naturales en forma sustentable respetando el medio ambiente.

Por su parte, los objetivos específicos son los siguientes:

- Mejorar las condiciones de extracción, mantención y seguridad en el traslado del recurso permitiendo elevar sus condiciones de calidad y precio.
- Apoyar la obtención de certificación Internacional de pesquería sustentable a la industria y evaluar tanto el valor agregado como la calidad para la pesquería.
- Establecer un ordenamiento de la pesquería juliana con reglas de manejo claro, responsable, informado y con participación decisional de todos los actores validados involucrados en el proceso.
- Organizar e implementar una estrategia de extracción sustentable del recurso juliana (*Tawera gayi*) que asegure su conservación y permita mantener la actividad extractiva y de procesamiento en el tiempo.
- Definir un plan de investigación bio-pesquero y económica y sus fuentes de financiamiento.
- Procurar alternativas en el plan de manejo de juliana conducentes al mejoramiento de los niveles económicos, socioculturales y educacionales de los participantes de este plan.



Como medidas de conservaci3n y explotaci3n, esta resoluci3n recomienda utilizar una serie de herramientas de administrativas que van desde talla m3nima de extracci3n, cuota anual de captura, veda biol3gica, veda extractiva hasta rotaci3n de 3reas y l3mites a la extracci3n. Adem3s, se recomienda como estrategia de explotaci3n una serie de medidas, las cuales son:

- a) Requisitos y obligaciones de los participantes, seg3n la actividad que desempeñan.
- b) Establecer dos zonas de operaci3n, ubicadas en los bancos del mar interior de Chilo3 y bancos denominados Islas Desertores.
- e) Establecer una n3mina de participantes.
- d) Proponer programas de capacitaci3n y planes de recuperaci3n para el recurso objeto del presente plan.

Este plan se encuentra en plena ejecuci3n y el presente estudio apunta a la entregar de informaci3n objetiva, que sea utilitaria en las decisiones de medidas de manejo acordes con el estado de situaci3n del recurso.

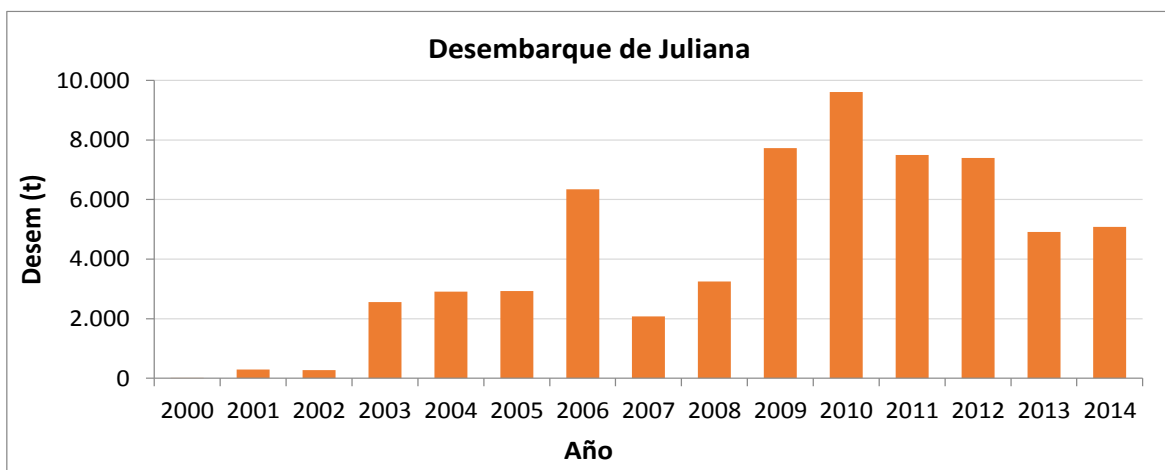


Figura 1. Desembarque Nacional de Juliana. Per3odo: 2000 - 2014.

Fuente: Anuarios Estad3sticos de Pesca, de SERNAPESCA.

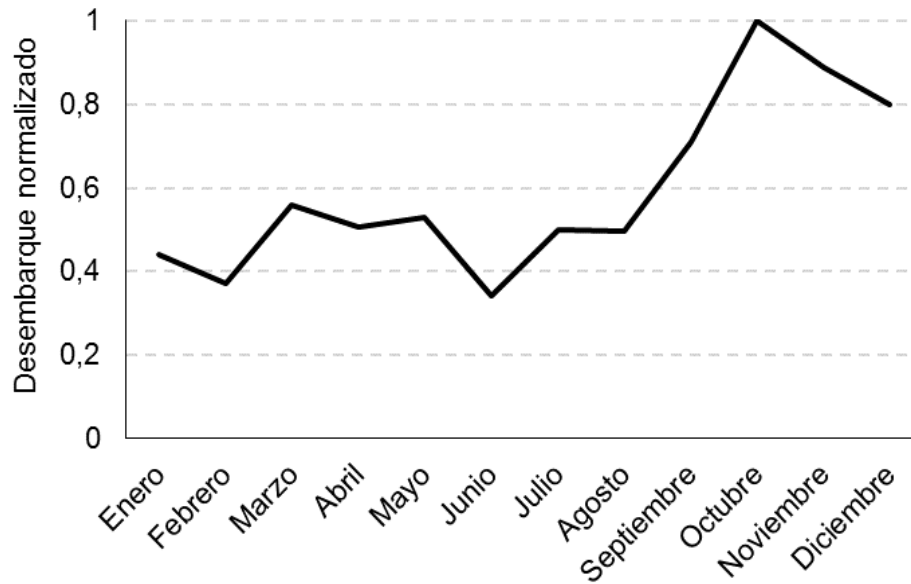


Figura 2. Estacionalidad normalizada del desembarque, periodo 2010-2014.
Fuente: SERNAPESCA.

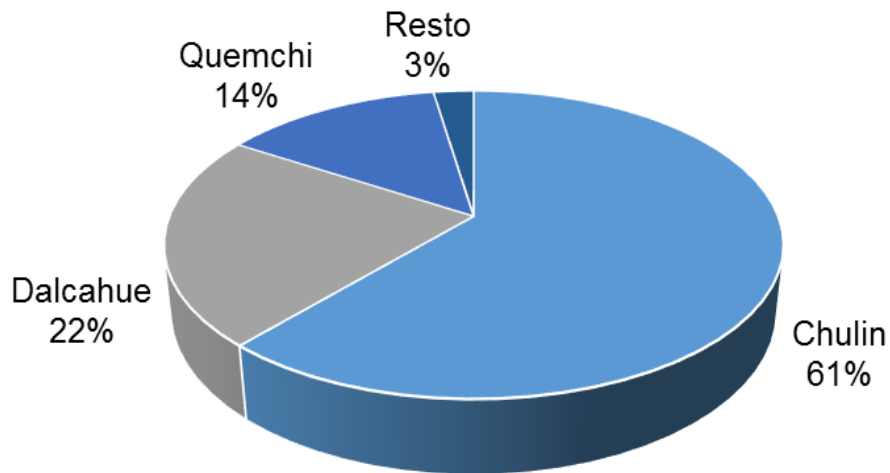


Figura 3. Principales puertos de desembarque, periodo 2010-2014.
Fuente: SERNAPESCA.

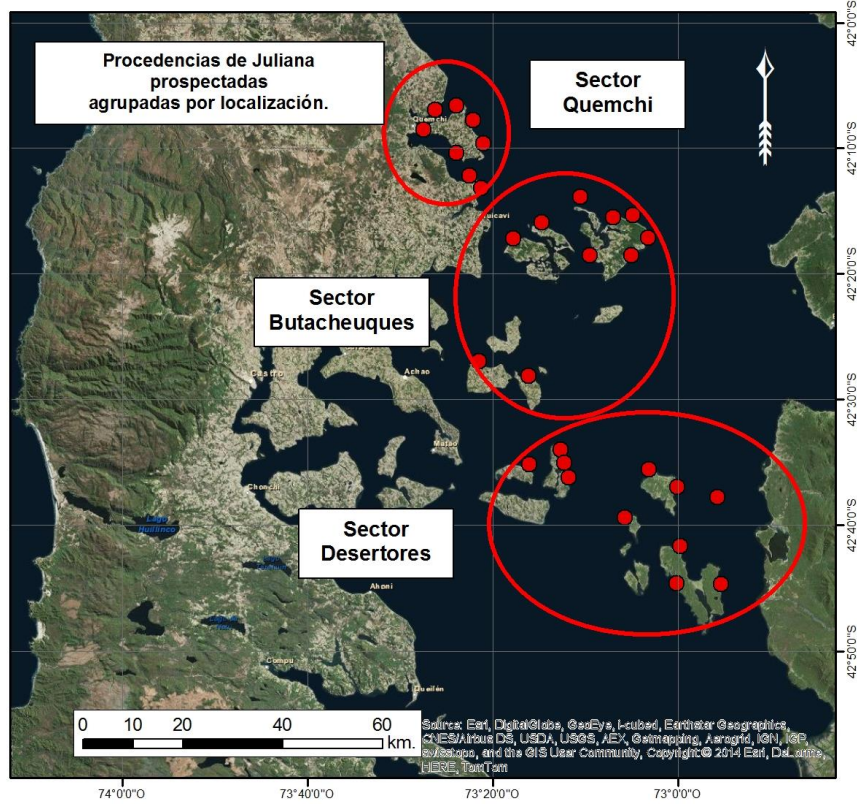


Figura 4. Ubicaci3n de los Bancos de Juliana en Mares Interiores de la X Regi3n.
Fuente: Elaboraci3n propia a partir de revisi3n bibliogr3fica.



Figura 5. Captura mediante manoteo del recurso Juliana.



Figura 6. Embarcaci3n tipo utilizada en la extracci3n del recurso juliana.



Figura 7. Trasvasije de juliana para ser enviado a superficie.

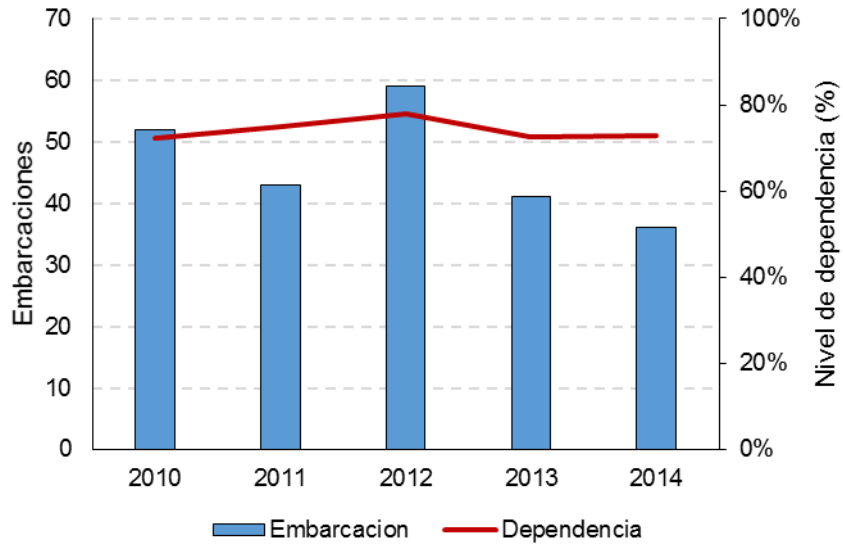


Figura 8. Evoluci3n del n3mero de embarcaciones y nivel de dependencia extracci3n de juliana, periodo 2010-2014. Fuente: SERNAPESCA

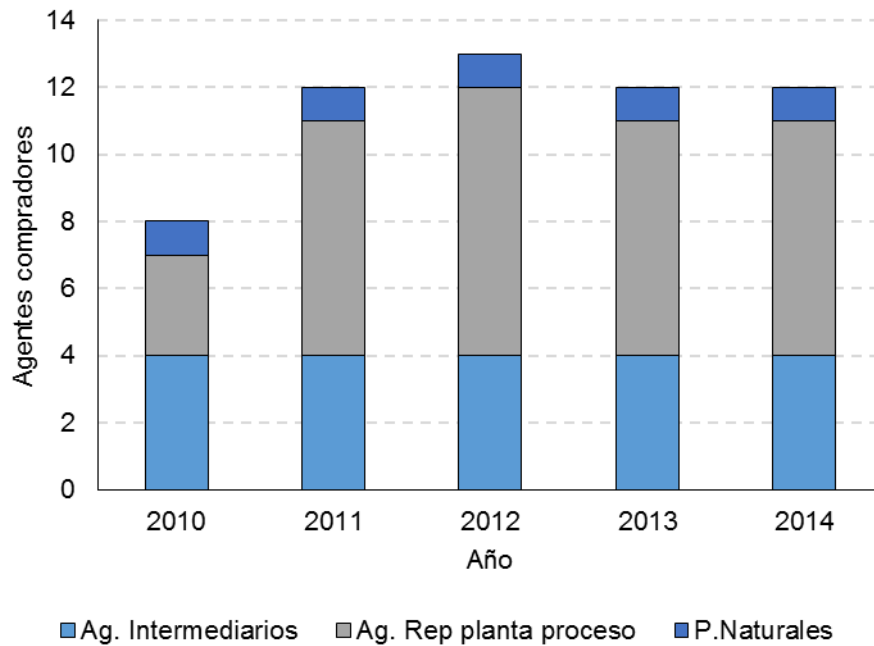


Figura 9. Evoluci3n del n3mero de agentes compradores de juliana, periodo 2010-2014. Fuente: SERNAPESCA.

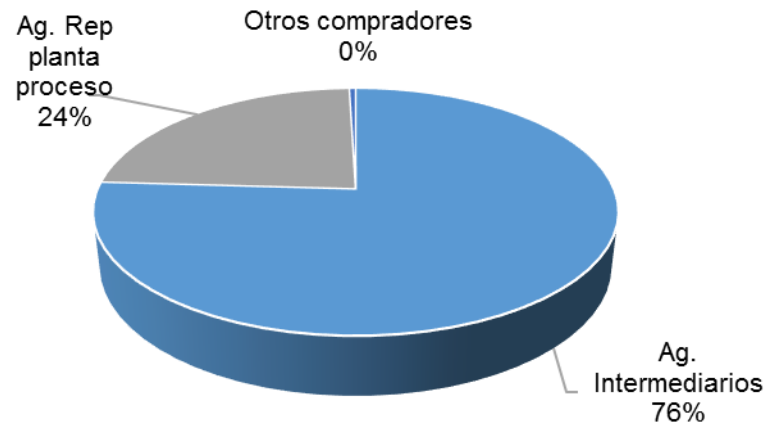


Figura 10. Distribuci3n de los vol6menes de compra adquiridos por diferentes agentes compradores, periodo 2010-2014. Fuente: SERNAPESCA.

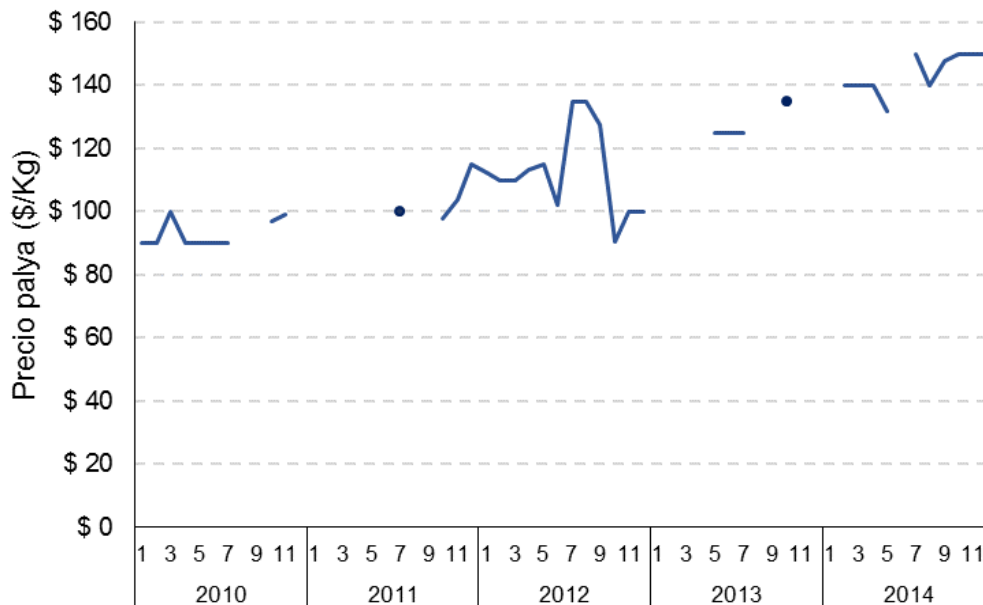


Figura 11. Evoluci3n del precio palya del recurso juliana, periodo 2010-2014. Fuente: IFOP-Seguimiento Bent3nico.

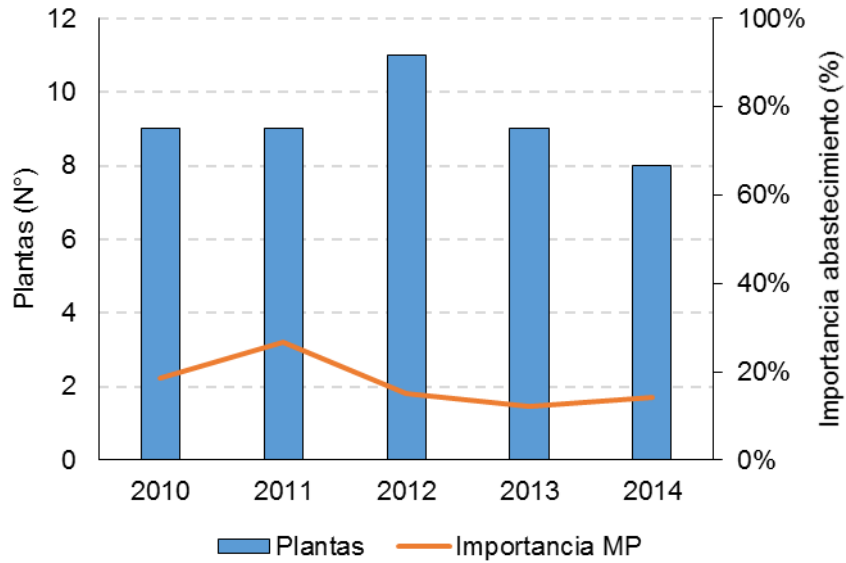


Figura 12. Evoluci3n en el n3mero de plantas de proceso e importancia abastecimiento juliana, regi3n de Los Lagos, periodo 2010-2014. Fuente: SERNAPESCA.

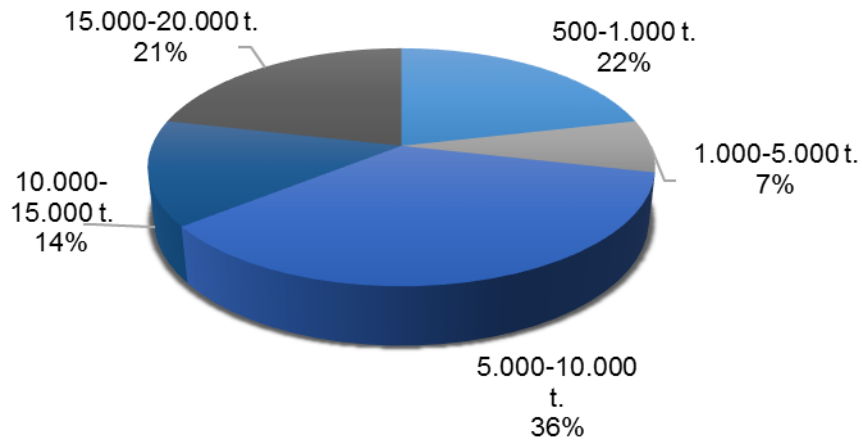


Figura 13. Distribuci3n de los niveles de abastecimiento de las plantas dedicadas al procesamiento de juliana, periodo 2010-2014. Fuente: SERNAPESCA.



Figura 14. Evoluci3n del precio de materia prima del recurso Juliana, periodo 2012-2014. Fuente: IFOP-Seguimiento Econ3mico.

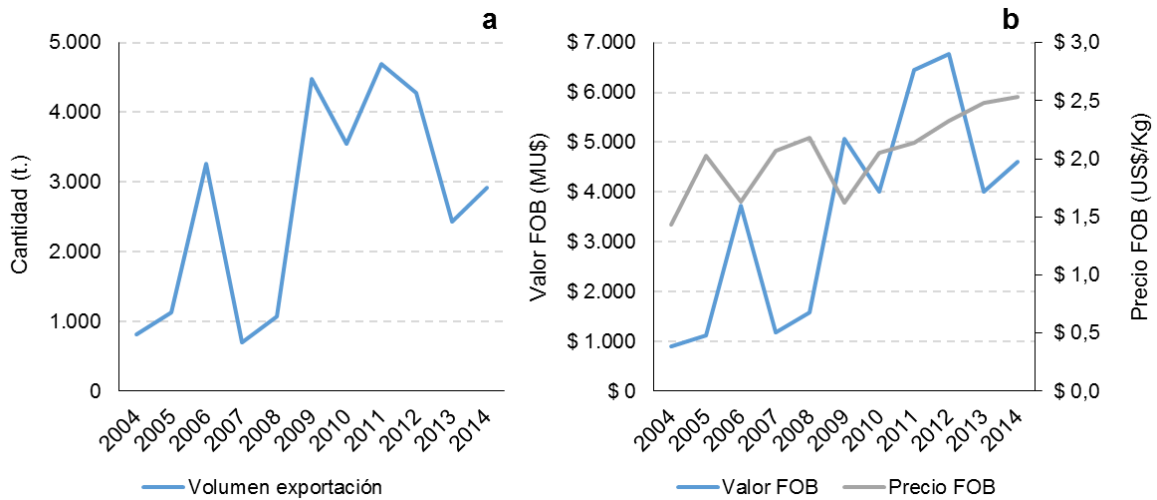


Figura 15. Evoluci3n de las exportaciones del recurso Juliana para la lnea congelado, respecto de: a) volumen y b) valor y precio FOB, para el periodo 2004-2014. Fuente: IFOP-Aduana.

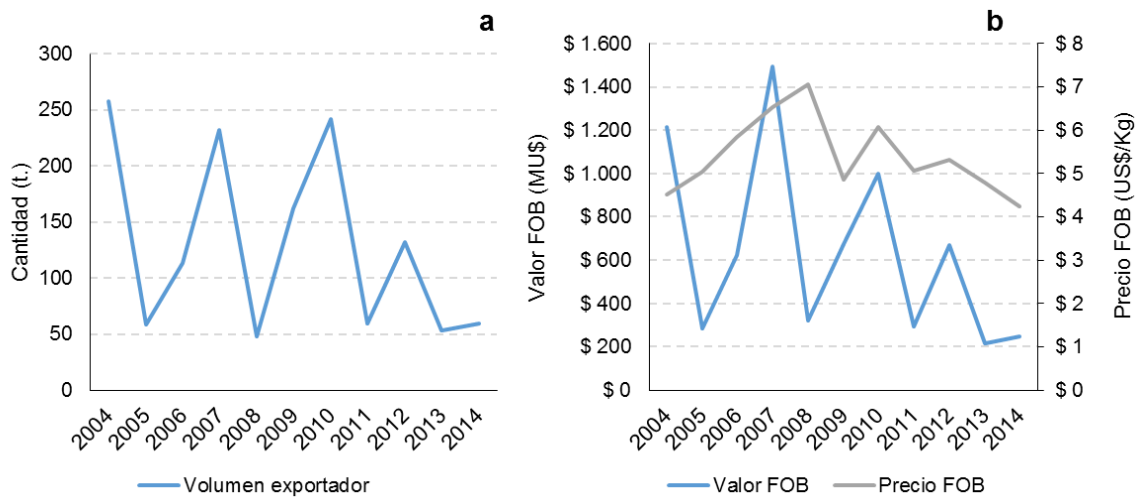


Figura 16. Evolución de las exportaciones del recurso juliana para la línea conserva, respecto de: a) volumen y b) valor y precio FOB, periodo 2004-2014.
Fuente: IFOP-Aduana.

Tabla 1.

Bancos de juliana priorizados para el estudio FIP 2014-20.

Zona de ubicación	Banco
Mar Interior de Chiloé	Isla Alao
	Isla Apiao
	Isla Caguach
	Isla Quenac
Islas Desertores	Bajos Nihuel
	Isla Chuit
	Sector Tirúa en Isla Talcán
	Sector Naranja en Isla Talcan



2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Evaluar y determinar el estado de situación de los bancos de juliana (*Tawera gayi*), localizados en la zona de Mar Interior de Chiloé, como antecedente técnico para la implementación del plan de manejo del recurso.

2.2. Objetivos específicos

1. Realizar dos evaluaciones directas, al inicio y al término del estudio, para caracterizar los bancos, considerando toda su superficie de distribución, determinando abundancia y biomasa según heterogeneidad espacial.
2. Determinar la estructura de talla y relación longitud-peso de juliana para cada uno de los bancos, en cada evaluación directa realizada.
3. Realizar una proyección de la abundancia/biomasa, por banco, para los próximos tres años, estimando una captura total permisible anual.



3. METODOLOGÍA

3.1 Metodología para el cumplimiento del objetivo general

Para el cumplimiento del objetivo general se integraron los resultados de los objetivos específicos, considerando los contenidos del Plan de Manejo para el recurso juliana. En este sentido, y de acuerdo con las diferentes áreas del conocimiento contenidas en el proyecto, se conformó un equipo multidisciplinario para afrontar el proyecto.

Se definieron tres fuentes de información que ayudarán a identificar aquellas brechas que existen del conocimiento del recurso. Estas fuentes de información son:

- a) Información científico-técnico.
- b) Conocimiento empírico.
- c) Discusión de resultados.

A continuación se detallan las metodologías que se desarrollaron.

3.1.1 Revisión de información científico - técnica

Con la finalidad de conocer el nivel de información científica que existe sobre el recurso, se analizó el número de citas bibliográficas existentes en 6 buscadores de artículos de carácter científico. Los motores de búsqueda fueron seleccionados por su fácil utilización, accesibilidad, injerencia y nivel científico de las publicaciones.



Los motores de búsqueda seleccionados fueron:

a) PUBMED: Este motor de búsqueda es un buscador gratuito de artículos científicos de las ciencias biomédicas y de ciencias de la vida, perteneciente al U.S. National Institute of Health (NIH) y desarrollado por el National Center for Biotechnology Information (NCBI) de la National Library of Medicine (NLM). Este buscador contiene más de 17 millones de citas, con artículos que van desde 1950 al presente.

b) EBSCO: Es un motor de búsqueda que provee acceso a resúmenes y textos completos de una variada gama de recursos bibliográficos, que incluye desde textos científicos y educativos hasta incluso mapas, de más de 550 bases de datos menores (<http://searchebshost.com>)

c) BLACKWELL-SYNERGY: Es la casa editorial de una gama de revistas de diversas áreas temáticas. En esta base de datos existen más de 1 millón de artículos de 850 revistas, la mayoría de estas revistas se encuentran indexadas en el Internacional Science Index (ISI). Entre sus revistas más conocidas, y que abarcan temáticas asociadas a floraciones algales, se encuentran Freshwater Biology y Journal of Phycology, entre otras.

d) SCIENCE DIRECT: Al igual que Blackwell Synergy, ésta es una casa editorial que maneja una colección de más de 1.800 títulos de revistas electrónicas y 6 enciclopedias científicas en línea. Entre sus revistas más conocidas están: Journal of Marine Ecology, Journal of Marine Biology y Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, entre otras.



e) INTER RESEARCH: Es una editorial de excelencia científica en ciencias del mar, la cual publica una de las revistas más importantes en la categoría Marine & Freshwater Biology, esta es; Marine Ecology Progress Series. Además publica otras revistas de interés como Aquatic Biology, Aquatic Microbial Ecology, Diseases of Aquatic Organisms, entre otras.

f) SCIELO: La biblioteca científica - SCIELO Chile (<http://www.scielo.cl>), es una biblioteca electrónica que incluye, una colección seleccionada de revistas científicas nacionales. Este proyecto es una iniciativa de la Fundación de Apoyo a la Investigación del Estado de São Paulo y del Centro Latinoamericano y del Caribe de Información en Ciencias de la Salud. Contempla el desarrollo de una metodología común para la preparación, almacenamiento, disseminación y evaluación de la literatura científica en formato electrónico. Entre las revistas más importantes de este motor de búsqueda se incluye la Revista Chilena de Historia Natural, la Revista de Biología Marina y Gayana, entre otras.

Para conocer si existe información técnica, que pueda aumentar el conocimiento del recurso en la zona de estudio se realizó una búsqueda digital en el Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts el cual es un servicio de resúmenes e indexación que abarca las ciencias marinas y sus subcampos, mantenido por la Organización para la Agricultura y la Alimentación (FAO) de las Naciones Unidas.

La recuperación de la información se realizó utilizando el buscador “ProQuest”, abarcando un periodo que comprendió entre 1955 y el 2014. La información se sistematizó en distintos campos los cuales fueron “Especie”, “Buscador”, “Año”, “Autores”, “Cita”, “Titulo”, “Tema” y “Tipo de Estudio”, mientras que la clasificación de esta se realizó utilizando los ítems que se presentan en la **Tabla 2**.



3.1.2 Revisión de la información empírica

El conocimiento empírico se refiere al conocimiento que las personas poseen de su ambiente particular en el cual se desenvuelven o trabajan y que es adquirido a través de la observación, la experiencia y el traspaso generacional. De acuerdo a ello, la interacción permanente con el medio donde realiza su actividad extractiva el pescador artesanal, genera con el tiempo información y conocimiento empírico del ambiente marino y de los recursos que captura.

Para recoger este tipo de conocimiento, es necesario un enfoque heurístico que permita su utilización efectiva e integración a la información científica tradicional disponible. En este sentido el equipo técnico de IFOP considera este enfoque, parte estructural en procedimientos de levantamiento de información relacionado con el conocimiento empírico que poseen los pescadores artesanales. Por tal motivo se conversó con diversos armadores así como pescadores asociados a la extracción de juliana.

3.1.3 Taller y reuniones de presentación y discusión de resultados

Día 15/06/2015

Se realizó un taller en la ciudad de Puerto Montt donde se dio cuenta tanto de la importancia del plan de manejo, así como de la evolución histórica del recurso, en la zona de estudio y se presentaron los resultados asociados a los muestreos pilotos.

Al taller fueron invitados armadores y pescadores de las organizaciones que trabajan el recurso en la zona, así como funcionarios de la Subsecretaría de



Pesca y Acuicultura, tanto de Valparaíso como de Puerto Montt, y de SERNAPESCA, así como investigadores de INPESCA y de Fundación Chiquihue, los cuales han trabajado realizando evaluaciones del recurso en particular en la zona de estudio.

Día 12/02/2016

Se asistió a la primera sesión de recién formado Comité de Manejo de la Pesquería del Recurso Bentónico Juliana, realizada en Ancud. Se realiza una presentación en la cual se describe los objetivos generales y específicos, además de las diferentes actividades realizadas en el marco del proyecto FIP 2014-20.

Día 14/07/2016

En Puerto Montt, se asistió a reunión coordinada por la SSPA, con el Grupo Técnico Asesor (GTA) del Comité de Manejo de la Pesquería. Se hace presentación de los resultados finales del proyecto.

Día 15/07/2016

Se asistió a sesión del Comité de Manejo de la Pesquería del Recurso Bentónico Juliana, realizada en Ancud. Se realiza una presentación de todos los resultados finales del proyecto.

Las listas de asistentes a reuniones se reportan en el **Anexo 2**.



3.2 Metodología por objetivo específico

3.2.1 Objetivo específico 1. *Realizar dos evaluaciones directas, al inicio y al término del estudio, para caracterizar los bancos, considerando toda su superficie de distribución, determinando abundancia y biomasa según heterogeneidad espacial.*

3.2.1.1 Evaluación Directa (EVADIR)

Considerando que el recurso juliana conforma bancos discretos, de cuyos límites se tiene información, se consideró la disposición de un muestreo continuo, basado en la disposición de estaciones en una grilla imaginaria. En cada estación se realizó un cuadrante de 0,25 m², dispuesto al azar en tres ocasiones (réplicas).

Previo a las actividades, cada banco es definido en su cobertura, basado en información bibliográfica, conocimiento empírico aportados por los pescadores, lo cual se vació en una carta temática de distribución del recurso, que es validada con buceo prospectivos a cargo de buzos técnicos, a realizar previamente a la evaluación directa.

Una vez delimitados los perímetros de los bancos de acuerdo, el muestreo para estimar la densidad de ejemplares, es determinado mediante la disposición aleatoria de los cuadrantes, lo cual permite disminuir la variabilidad, ya que disminuye la probabilidad de encontrar cuadrantes con elevado número de ejemplares o vacíos. La aleatorización en la disposición del cuadrante se realiza sobre una grilla imaginaria dispuesta sobre los bancos los cuales son previamente demarcados y referenciados.



En lo básico, el buzo participante en los muestreos debía recoger los ejemplares de juliana, de la forma habitual que se captura el recurso. Para los propósitos de los muestreos, el “chinguillo” es reemplazado por mallas de un tamaño de malla que asegura la retención de ejemplares por sobre los 5 mm.

El conteo y mediciones de tallas y pesos individuales, se realizaron en tierra (o con la embarcación fondeada, evitando movimientos propios de condiciones meteorológicas desfavorables), mediante el uso de instrumentos de mediciones y pesos ocupados regularmente para estos fines (con una precisión de talla de 1 mm y de 1 gr en peso).

3.2.1.2 Muestreo piloto

A fin observar las condiciones operativas para la realización exitosa de los muestreos de evaluación directa y de establecer la factibilidad del uso de un equipo discriminador de tipos de fondo (QTC), con el propósito de detectar la presencia de juliana, se realizó un muestreo piloto. Este equipo permite procesar las señales hidroacústica emitida por una transductor de ecosonda. Bajo el principio que el conjunto formado por recursos bentónicos que viven enterrados y el sustrato que los alberga configuran una categoría particular de sustrato, es posible el registro de datos que den cuenta de puntos en el fondo de mar asociado a la presencia del recurso en estudio, de la profundidad y de la posición geográfica.

El uso del QTC está asociado al sistema: Ecosonda-GPS-QTC, que se conecta a un computador para almacenar los datos. Requiere el uso de una embarcación para los tracks de navegación y requiere un proceso previo de “calibración” de los tipos de fondo a la señal hidroacústica, lo cual se hace mediante buceo.



Posteriormente, en gabinete, mediante interpolación se construyen mapas de distribución de sustratos, a partir de los cuales es posible estimar superficies donde está presente el recurso. Por otra parte, contando con datos de densidades (ejemplares/m²), a partir del conteo de cuadrante por tipo de sustratos, y contando con las estimaciones de superficies de distribución, es posible estimar abundancias.

El QTC View serie 3 se caracteriza por discriminar los fondos marinos basados en las propiedades de respuesta acústica generada por un ecosonda, para esto organiza los tipos de fondo en unidades discretas basadas en características comunes de la respuesta acústica.(Collins,1996).

El funcionamiento del QTC View requiere el acoplamiento de un video sonda, de un receptor GPS y un computador portátil que poseen diferentes características, según lo siguiente:

- QTC View Serie 3.
- Video Sonda con receptor GPS, marca FURUNO GP-1850F.
- Toughbook (PC), marca PANASONIC CF-19.

Para el correcto acoplamiento de los tres equipos y para obtener los resultados esperados antes mencionados, estos deben estar correctamente configurados para el trabajo en conjunto y a las características del sector u área que se realizará el estudio. Para esto es fundamental tener consideraciones sobre el uso del video sonda (en este caso, un ecosonda Furuno modelo 1850F) y que se detallan a continuación:



- Elección de la frecuencia: Este equipo es de doble frecuencia 50 y 200 kHz, para este estudio se utiliza la frecuencia de 50 kHz ya que proporciona más energía al fondo, mayor penetración en el sustrato, entrega más información sobre los sedimentos y entrega una impresión de fondo usualmente mayor. Por lo tanto, es esta la frecuencia configurada para trabajar el QTC View.
- Potencia de Salida: Debe permitir evitar la saturación en sustratos altamente refractivos, así como también, proveer suficiente señal para sustratos de muy baja reflectancia o a mucha profundidad, para este caso se utilizaron 250 watts. Relacionado a la potencia es relevante mantener fija la ganancia del ecosonda para evitar que la amplitud y la forma del backscatter (señal que retorna al transductor) de un mismo fondo sea alterado, para nuestro estudio se utiliza una ganancia de 15 dB.
- Duración/Longitud del pulso: Es la cantidad de tiempo que la energía acústica es generada por el transductor e idealmente hay que procurar que no sea un pulso muy corto, inferior a 200 microsegundos, ya que entrega muy poca energía al fondo y por lo tanto no tiene mucha información adecuada para una exitosa clasificación, al contrario la energía que proporciona el pulso de 500 micro segundos es la idónea, en este caso la duración del pulso utilizado es de 0,5 metros/segundo.
- Selección del transductor: Este es de 600 Watts, ideal para la frecuencia a la cual trabaja el QTC, 50 kHz.
- Velocidad del Ping: Debe ser ajustado para maximizar la cobertura y minimizar la sobre posición de la impresión de fondo.



- Ancho del Pulso: El ángulo de incidencia del haz determina el tamaño de la impresión de fondo y el grado de precisión en resolver los límites entre clases acústicas, en este caso es de 10 grados (**Figura 17**).

Análisis Datos del QTC

Los registros hidroacústicos son tratados por el QTC, identificando los fondos de mar y filtrado para suprimir “ruidos” en las señales procesadas. La identificación de tipos fondos se logra utilizando algoritmos para extraer 166 características de la forma del eco, conocidos como vectores de funciones avanzadas (FFV), cabe señalar, que las especificaciones de los algoritmos no son revelados por QTC por motivos de resguardo de derechos de autor.

Este subconjunto de datos acústicos se procesa utilizando el análisis de componentes principales, que reduce las variables a un rango de valores Q (Q1, Q2, Q3); el valor de Q se utiliza para describir cada eco. Q1, Q2 y Q3 se representan en el espacio ortogonal Q; los fondos marinos con una respuesta acústica similar formarán grupos como en el ejemplo de la **Figura 18**; esto permite asegurar que la calibración de fondos realizada al comienzo de los tracks de registro de datos mediante el QTC, fue bien hecha y los fondos clasificados representan bien los tipos de sedimentos presentes.

Finalmente, se genera un archivo que entrega los valores de cada dato con la latitud y longitud, profundidad, el fondo marino, valores de Q y valores de confianza (R) que varían de 0% a 100%. Para este último, se recomienda que valores bajo 70% no sean seleccionados, por cuanto indica que el registro del fondo marino correspondiente podría no representar el sustrato clasificado.



Uso del QTC en estudios que requieren caracterización del fondo marino

La aplicación de QTC en estudio de fondos marinos y biota asociada, ha sido reportada en diferentes estudios. Freitas *et al.* (2011), refieren para la costa sudeste de Portugal, en profundidades de 2 a 30 m, el registró de datos acústicos mediante el uso de QTC, conectado a una sonda de doble frecuencia (50 y 200 kHz), dando como resultados que, a 50 kHz, el sistema tiene capacidad en dar cuenta de las principales características de los fondos marinos en función del tamaño de grano del sedimento; la identificación de dos áreas sedimentarias en la zona costera (de sedimentos finos y grueso, respectivamente), permitió reconocer la cobertura de las dos principales comunidades biológicas asociadas. Por su parte, Eidem & Landmark (2013), refieren el levantamiento de datos acústicos en canales de Noruega, mediante uso de QTC, con la finalidad de construcción de mapas de sedimento y de verificación de la clasificación del QTC, mediante muestras de sedimentos, dando como resultados la confirmación de la capacidad del equipo para operar y dar respuestas en medio ambientes complejos.

Riegl *et al.* (2005), mediante uso de QTC identificaron patrones de distribución de flora marina bentónica basado en la clasificación acústica del tipo de fondo, en ambiente lagunar turbio, correspondiente a la laguna Indian River, de Florida (EEUU). Ellingsen *et al.* (2002), utilizaron QTC View, en Frænfjorden, el oeste de Noruega (62° N, 7° E), definiendo escalas espaciales y la variabilidad de los diferentes tipos de fondos marinos en zonas de fiordos; destacan la posibilidad del sistema para recopilar datos automáticamente, representando una ventaja respecto a otras modalidades de muestreo de biota marina (invertebrados bentónicos).



En Chile, de acuerdo a lo reportado por Ariz *et al.* (2007), el equipo ha sido utilizado para discriminar tipo de fondos asociados a la presencia de banco de huepo (*Ensis macha*) en la VII Región (proyecto FIP 2006-44); asimismo, Ariz *et al.* (2010) informan de su uso en la identificación de fondos marinos relacionado con la macha en la playa de Putú-La Trinchera, VII Región (proyecto FIP 2007-43); por otra parte, Daza *et al.* (2011), refieren su uso en un banco de huepo localizado en el Estrecho de Magallanes (proyecto FIP 2010-50). En estos casos, fue posible estimar cobertura del recurso, asociado al tipo de fondo.

3.2.1.2.1 Antecedentes metodológicos del muestreo piloto

Entre el 04 y 13 de mayo del 2015 se realizó el muestreo piloto, en el mar interior de Chiloé e islas Desertores, a bordo de la lancha a motor “Viviana IV”, matrícula de Quemchi número 351, participando con una tripulación total de 6 personas, un patrón, dos tripulantes pertenecientes a lancha y 3 profesionales y técnicos del IFOP. En este muestreo se utilizó el equipo discriminador de fondos QTC View, y la realización de evaluaciones directas en dos de los ocho bancos priorizados en el estudio. La ubicación de los bancos se basó en el levantamiento de información previa en entrevista a armadores y pescadores que trabajan en el recurso objetivo, y de revisión bibliográfica.

En la selección de los bancos considerados en el muestreo piloto, se tomó en cuenta la existencia de abundancias importantes, que permitieran establecer antecedentes preliminares, respecto a densidades relativas, estructuras de tallas, relaciones longitud peso, batimetría del recurso y tipo de hábitat asociado, además de información de campo que permitiera resolver problemas logísticos propias de la zona de estudio. La información documentada de más utilidad, fue la aportada por estudios realizados por Fundación Chinquihue (Fundación Chinquihue, 2012).



De este modo, los bancos elegidos fueron Bajo Nihuel e Isla Quenac (**Figura 19**) (más información sobre el muestreo piloto se reporta en **Anexo 3**).

Plan Operativo

En el Plan Operativo (PO), se establecieron los pasos para el cumplimiento de los objetivos específicos 1 y 2, que comprometían la realización de las evaluaciones directas (EVADIR) con las cuales se levantarán los datos e información basal, para caracterizar los bancos, en tanto distribución, abundancia y biomasa según heterogeneidad espacial. Consecuentemente, en la aplicación de la metodología de EVADIR, el PO se estructuró en base a los siguientes aspectos:

Coordinación con la institucionalidad: Referido a coordinación con instituciones relacionadas, SSPA, SERNAPESCA, ARMADA, a fin de contar con las autorizaciones relativas a la investigación pesquera, que comprometen la extracción de especies hidrobiológicas, y de cumplimiento de normas de seguridad en la mar.

En este ámbito, correspondió generar los nexos con el Comité encargado del Plan de Manejo del recurso juliana, como también, la coordinación particular con usuarios organizados de la pesquería del recurso, en tanto que fue requerido los servicios de una embarcación y tripulación, adecuada a las necesidades de los muestreos. Se consideró relevante incorporar el conocimiento empírico de quienes trabajan el día a día en la pesquería, que se considera un aporte valioso para solucionar aspectos operativos propios de las complejidades geográficas donde se ubican los bancos a muestrear, como también de complementar el conocimiento de cobertura y distribución del recurso.



Por su parte, el IFOP mantuvo desplegado en la X Región (Puerto Montt), un equipo de tres personas, que se encargaron de la coordinación y desarrollo de las actividades de campo. De este modo se aseguró la cercanía a los principales

agentes participantes de la pesquería de la región y de responder eficazmente a la organización y realización de las actividades propias de los muestreos. El detalle del personal involucrado en las actividades de campo, se presenta en el **Anexo 4**.

Muestreo piloto: Actividad que fue orientada a fijar las condiciones bases para las EVADIR y de observar la factibilidad de uso de equipo discriminador de tipo de sustratos marinos. En esta fase se probó el uso de equipo discriminador de tipo de fondos marinos (QTC), con el propósito de levantar datos de fondos asociados a la presencia de juliana, como base para estimación de la superficie de distribución de los bancos priorizados en el estudio.

EVADIR: El plan estuvo sujeto a condiciones operativas para realizar los muestreos (e.g. mal tiempo, oleaje, turbidez del agua, corrientes); condiciones necesariamente detectadas en terreno. Tal situación obligó a recalendarizar la programación de las evaluaciones directas, siendo acogida la petición formal que al respecto se planteó al Consejo del Fondo de Investigación Pesquera.

Las evaluaciones directas tuvieron la finalidad de determinar la distribución espacial y estimar los parámetros de densidad y abundancia, de la población de la especie principal estudiada. Simultáneamente a la evaluación directa, se efectuaron los muestreos poblacionales dirigidos a estimar la estructura de tallas y la relación longitud – peso, lo cual hace posible la estimación de la composición de la abundancia y/o biomasa por clase de tallas.



3.2.1.2.2 Estimaciones de densidad y abundancia

Densidad y abundancia

A partir de los datos levantados en las evaluaciones directas, por cada banco se estimaron las densidades media (ejemplares/0,25 m²). La densidad media (\hat{X}) fue estimada con la expresi3n siguiente:

$$\hat{X} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n}$$

Donde,

x_i = n3mero de ejemplares en el cuadrante i

n = n3mero de muestras

La varianza de la densidad media ($\hat{V}(\hat{X})$) fue estimada con la expresi3n:

$$\hat{V}(\hat{X}) = \frac{1}{n} \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \hat{X})^2}{n-1}$$

Luego, la abundancia por cada banco, fue expandida a la superficie del banco. La abundancia en n3mero de ejemplares (\hat{X}) fue estimada con la expresi3n:

$$\hat{X} = A * \hat{X}$$

Donde,

A = superficie del banco del recurso juliana en m².



La varianza del estimador de la abundancia ($\hat{V}(\hat{X})$) fue estimada con la expresión:

$$\hat{V}(\hat{X}) = A^2 \frac{1}{n} \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{X})^2}{n-1}$$

Estimación de la superficie del banco (A)

El criterio para definir la superficie del banco, a la cual se expandió la densidad media (o abundancia relativa), consideró la superficie del espejo de agua que cubrió el área que constituye hábitat natural de la juliana. Los datos obtenidos mediante el uso del QTC se almacenaron en un archivo digital compatible con el software ArcGis, que es el que se utilizó en las estimaciones de superficie del banco.

La cartografía digital se elaboró utilizando la proyección UTM, Huso 18 Sur, Datum de referencia WGS 84, con el programa ARC GIS 10.3 de la empresa ESRI. La generación de las cartas de tipo de sustrato, se llevó cabo mediante interpolación con el método geoestadístico, también conocido como “la teoría regionalizada de variables” o kriging.

La Geoestadística es básicamente un proceso de dos etapas. En una primera etapa se estima el grado de autocorrelación entre los puntos evaluados; luego se lleva a cabo la interpolación de valores en base al grado de autocorrelación estimado en la primera etapa. Para evaluar la autocorrelación se calcula la semivarianza para cada distancia o intervalo de tiempo (h), de tal forma que:

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2n} \sum_{i=1}^n \{z(x_i) - z(x_i + h)\}^2$$



Donde $z(x_i)$ es el valor medido en x_i ; $z(x_{i+h})$ es la muestra en el punto x_{i+h} y n es el número total de pares de puntos de muestreos que son comparados.

Para la interpolación del tipo de sustrato se utilizó la herramienta denominada Reclass con el objetivo de clasificar los sustratos respectivos y uniendo los sustratos “duros” en una categoría. La categorización de los tipos de sustratos se presenta en el siguiente capítulo del informe (Pto. 3.2.1.3, **Tabla 3**). Se utilizó la herramienta extraer por mascara la imagen raster creada, y con la creación de un Buffer con los puntos tomados del QTC a una extensión entre 150 y 200 m, verificando que no se aproxime a la costa en cada sector prospectado, cuya extensión delimite la extensión del raster de salida. El raster de salida conservará su tabla de atributos (tipo de sustrato), claro está, delimitada a la extensión que le hemos impuesto. Con el fin de determinar el área de cada tipo de sustrato, la imagen raster se convirtió en entidades de polígono y finalmente la información es validada con la evaluación directa (EVADIR) y datos tomados con el QTC realizada *in situ* en cada banco.

3.2.1.3. Caracterización ambiental de los bancos de juliana (*Tawera gayi*) en el mar interior de Chiloé y evaluación de la conectividad entre bancos

Para caracterizar ambientalmente los bancos de juliana, se realizó un análisis cualitativo del fondo marino predominante, así como de los tipos de sedimentos que conformaban estos fondos en cada banco. Esta información se relacionó con respecto a la abundancia de la misma para identificar el tipo de sustrato óptimo para la presencia de Juliana. Mayores detalles de esta metodología se presentan en el **Anexo 5**.



La caracterización cualitativa del tipo de fondo es resumida en la **Tabla 3**.

Por otro parte, para caracterizar los tipos de sedimentos se realizó un análisis granulométrico, empleando el método estándar de I.B.P. (International Biological Program). Para evaluar la relación de la abundancia de juliana y el tipo de sustrato, se siguió la metodología propuesta por De la O y Villalba (1984) y Martínez-Córdova (1988) (**Ver Anexo 5**).

Adicionalmente, y con la idea de evaluar el nivel de conectividad que existe entre los bancos de *Tawera gayi* en la porción centro-norte del mar interior de Chiloé, se realizaron dos simulaciones, la primera corresponde a un modelo de dispersión de partículas, tomando como base un modelo de circulación de partículas en 3D y excluyendo el comportamiento biológico de la partícula, por lo que esta fue asumida como partículas “partículas inertes” que derivan por advección-dispersión. Mayores detalles de la metodología empleada se presentan en el **Anexo 6**.

Una vez definida la conectividad por medio del modelo de dispersión de partículas se aplicó un Modelo Estructurados por la Dinámica del Paisaje el cual permite explorar respuestas metapoblacionales a los cambios ambientales en condiciones totalmente controladas y replicados (Mestre *et al.*, 2016 a, b, c). Mayores detalles de la aplicación de este modelo y resultados se presentan en el **Anexo 6**.

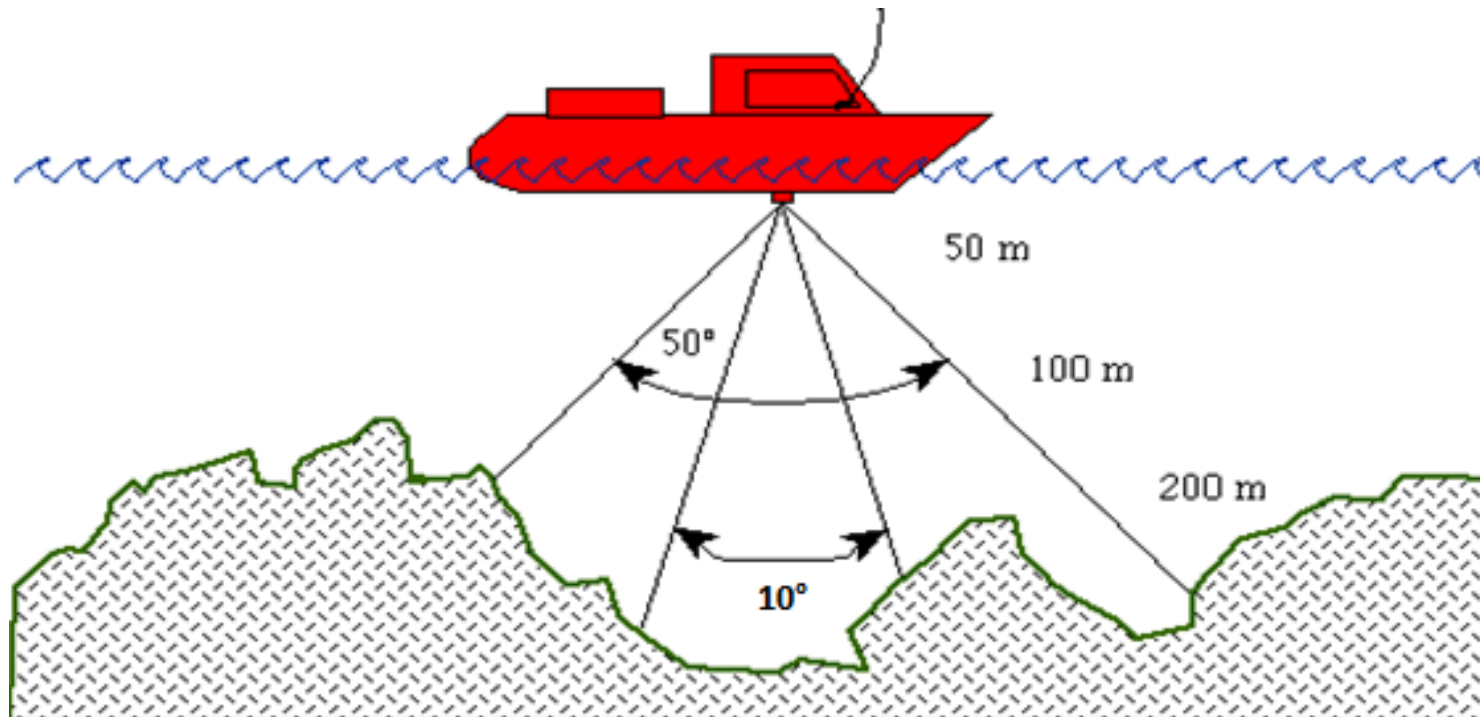


Figura 17. Representaci3n gr3fica del 3ngulo de incidencia del haz s3nico. Fuente: Modificado de Collins & Anderson, 1996.

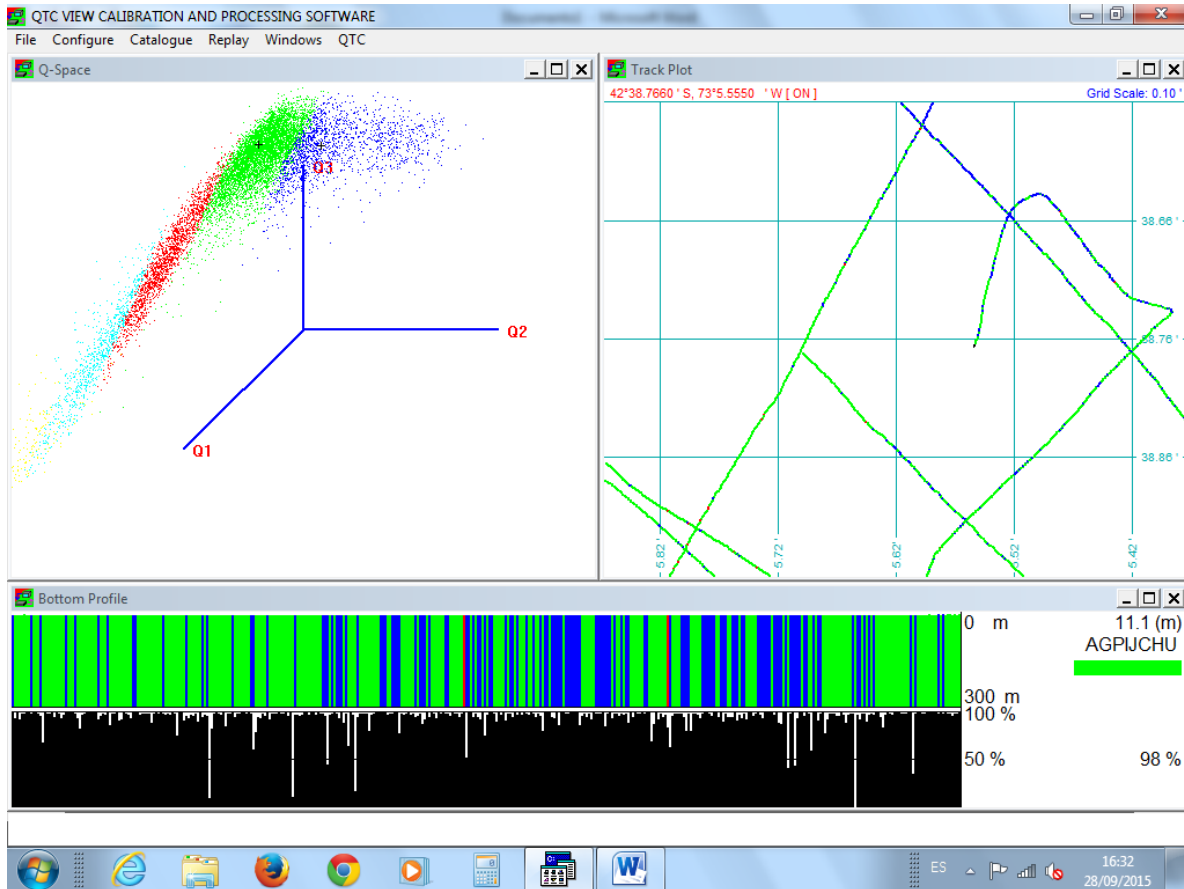


Figura 18. Ejemplo de despliegue gráfico de resultados del análisis de componente principales. Obs.: Corresponde a evaluación del banco Chuit en el muestreo piloto. En el cuadro superior izquierdo, corresponde a los clusters, donde se observan, diferencialmente, los grupos de sustratos; en el cuadro superior derecho está el track de registro hidroacústico. El cuadro inferior, da información de valor de R, según el fondo marino (en este caso el color verde corresponde al sustrato identificado como AGPIJCHU; la banda negra indica que los valores de R tienden a 100%, es decir, es un buen ajuste, por lo que los sustratos están bien representados).

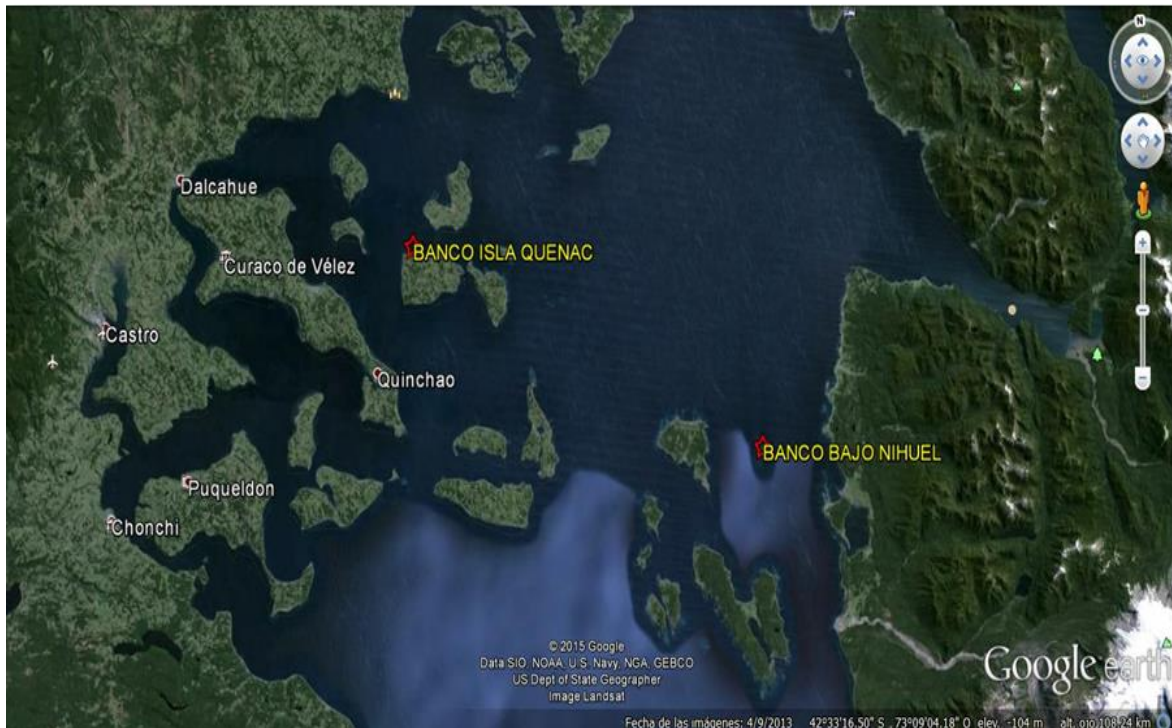


Figura 19. Bancos seleccionados para la realización del muestreo piloto.

Tabla 2.

Criterios de clasificación empleado para la sistematización de la información del recurso juliana.

	Tema	Tipo de Estudio
1	Dinámica Poblacional	Reporte
2	Edad y Crecimiento	Paper
3	Manejo	
4	Paleontología	
5	Pesquerías	
6	Reproducción y Desarrollo	



Tabla 3.

Estandarizaci3n de los diferentes tipos de sustratos para la zona submareal de fondos blandos. En esta se presenta la codificaci3n utilizada en el presente estudio y la descripci3n asociada a cada tipo de sustrato.

C3digo	Tipo de fondo	Descripci3n
1	Sustrato 1	Arena gruesa con presencia de <i>Tawera gayi</i> .
2	Sustrato 2	Arena con presencia de <i>Tawera gayi</i> .
3	Sustrato 3	Arena gruesa, con conchillas y presencia de <i>Tawera gayi</i>
4	Sustrato 4	Arena, con conchillas y presencia de <i>Tawera gayi</i>
5	Sustrato 5	Arena gruesa sin presencia de <i>Tawera gayi</i> .
6	Sustrato 6	Arena sin presencia de <i>Tawera gayi</i> .
7	Sustrato 7	Arena, con piedra laja, sin presencia de <i>Tawera gayi</i> .
8	Sustrato 8	Arena, con conchilla, sin presencia de <i>Tawera gayi</i> .
9	Sustrato 9	Arena gruesa, con bolones, sin presencia de <i>Tawera gayi</i> .
10	Sustrato 10	Sustrato no apto para <i>Tawera gayi</i> . (ie. con presencia de arenas finas, bajaríos rocosos, piedra laja, ripios y gravillas)



3.2.2 Objetivo específico 2. *Determinar la estructura de talla y relación longitud- peso de juliana para cada uno de los bancos, en cada evaluación directa realizada.*

Muestreos de tallas de la población (Muestreos poblacionales)

Se realizaron muestreos poblacionales, con la finalidad de estimar la estructura de tallas, para lo cual los ejemplares colectados en la evaluación directa, conformaron la muestra para el registro de tallas. A cada ejemplar se midió la longitud máxima con una precisión de 1 mm. Con la estructura de tallas de los muestreos poblacionales y la estimación de la abundancia, se estimó la estructura de tallas de la población (números a la talla), con rango de 1 mm, de acuerdo a los siguientes estimadores:

Proporción del número de ejemplares de la clase de talla k (p_k)

$$p_k = \frac{n_k}{n}$$

n_k : número de ejemplares de longitud ' k ' en la muestra de tamaño ' n '
 n : número total de muestra de longitud

Abundancia en número a la talla (\hat{X}_k)

$$\hat{X}_k = \hat{X} p_k$$

Estimación del tamaño mínimo para el muestreo de tallas

La distribución de tallas se ajusta a un modelo probabilístico multinomial. Se trata entonces de determinar un tamaño de muestra, para un muestreo aleatorio simple



de una población multinomial tal que la probabilidad, de que todas las proporciones se encuentren simultáneamente a menos de una distancia específica "di" de la proporción poblacional, sea al menos (1- α)%, es decir,

$$P_r = \left(\bigcap_{i=1}^k | p_i - \pi_i | \leq d_i \right) \geq 1 - \alpha$$

Donde P_i es la proporción de ejemplares de la población en la categoría i, p_i es la proporción observada y k es el número de categorías.

Suponiendo $d_i = d$ ($i = 1, 2, \dots, k$) ante el desconocimiento del vector de parámetros poblacionales, Thompson (1987) demuestra que el vector de parámetros más desfavorable que maximiza $S a_i$, sujeto a $S p_i = 1$ y $0 \leq p_i \leq 1$ ($i = 1, \dots, k$), tiene la forma de $p_i = 1/m$, siendo m algún número de las categorías distinta de cero con $p_j = 0$ para el conjunto k-m restante de clases de talla. En este caso la ecuación del tamaño de la muestra es:

$$n = \max_m Z^2 \frac{\left(\frac{1}{m}\right) \left(1 - \frac{1}{m}\right)}{d^2}$$

Donde Z es el percentil superior ($\alpha/2m$) de la distribución normal estándar, siendo m un entero. En la **Tabla 4** se presentan los tamaños de muestra "n" para estimar simultáneamente la composición por talla para una distancia (error) $d = 0,05$ y riesgo α (nivel de significancia).

De acuerdo a lo señalado, tamaños de muestras igual a 510 ejemplares, son recomendables para un $\alpha = 0,05$.



Estimación de la estructura de tallas

Los datos de tallas, se agruparon en intervalos de 1 mm y se graficaron como histogramas de frecuencia. Además, se estimó la proporción del número de ejemplares por sobre la talla mínima legal (TML), correspondiente a la fracción explotable de la población (stock).

La estimación de la estructura de talla poblacional fue obtenida mediante la siguiente expresión:

$$\hat{P}_k = \frac{n_k}{n}$$

Donde:

n : Número de ejemplares medidos

n_k : Número de ejemplares de talla “k” presentes en la muestra

Un estimador de la varianza del estimado \hat{P}_k está dado por:

$$V_{(\hat{P}_k)} = \frac{\hat{P}_k(1 - \hat{P}_k)}{n}$$

Estimación de la abundancia por clase de talla

La estimación del número de ejemplares de talla “n” presente en el área fue calculada mediante el estimador:

$$\hat{X}_k = \hat{X} * \hat{P}_k$$



Donde,

\hat{X} = abundancia total en número

\hat{P}_k = proporciones estimadas

La varianza del estimador de abundancia por clase de talla k fue estimada con la expresión:

$$\hat{V}(\hat{X}_k) = \hat{X}^2 * \hat{V}(\hat{P}_k) + \hat{P}_k^2 * \hat{V}(\hat{X}) - \hat{V}(\hat{X}) * \hat{V}(\hat{P}_k)$$

Para la estimación de la biomasa estructurada por tallas en los bancos a evaluar, se empleó el estimador del número de ejemplares de talla k (\hat{X}_k) definido en el punto anterior y el peso medio por clase de talla (\hat{W}_k). La biomasa por clase de talla \hat{B}_k quedó expresada por la relación:

$$\hat{B}_k = \hat{X}_k * \hat{W}_k$$

La varianza del estimador de la biomasa por clase de talla se estimó de acuerdo a la expresión:

$$\hat{V}(\hat{B}_k) = \hat{X}_k^2 * \hat{V}(\hat{W}_k) + \hat{V}(\hat{X}_k) * \hat{W}_k^2 - \hat{V}(\hat{X}_k) * \hat{V}(\hat{W}_k)$$

Finalmente, la biomasa del recurso en los bancos fue estimada con la relación:

$$\hat{B} = \sum_{k=1}^k \hat{B}_k$$



La varianza del estimador \hat{B} fue estimada de acuerdo a la relación:

$$\hat{V}(\hat{B}) = \sum_{k=1}^k \hat{V}(\hat{B}_k)$$

Composición en peso poblacional (\hat{y}_k)

Relación talla - peso por intervalo de talla

Para la estimación de la relación longitud peso se consideró el registro del peso y talla de los ejemplares colectados en el muestreo de tallas. Luego, se realizó la estimación de los parámetros, de acuerdo a la relación potencial:

$$\frac{\hat{w}}{\hat{l}} = \alpha * l_k^\beta$$

Donde,

k = clase de talla

$\frac{\hat{w}}{\hat{l}}$ = peso medio estimado de los ejemplares de la clase de talla k

La varianza del estimador $\frac{\hat{w}}{\hat{l}}$ fue estimada mediante la relación:

$$\hat{V}\left(\frac{\hat{w}}{\hat{l}}\right) = \frac{1}{n_k} \frac{\sum_{j=1}^{n_k} (w_{jk} - \frac{\hat{w}}{\hat{l}})^2}{n_k - 1}$$



Donde,

$j = j$ - ésimo ejemplar pesado

$k =$ clase de talla

$n_k =$ muestra de ejemplares de la clase de talla k

Los parámetros α y β se estimaron a través del método de mínimos cuadrados previa linealización de la relación talla peso. La estructura de estos estimadores es respectivamente:

$$\hat{\alpha} = \ln^{-1} \left[\hat{\alpha}^* \right]$$

$$\hat{\beta} = \hat{\beta}^*$$

Donde,

$$\hat{\alpha}^* = y - \hat{\beta}^* x$$

$$\hat{\beta}^* = \frac{\sum_{i=1}^n [y_i - \bar{y}][x_i - \bar{x}]}{\sum_{i=1}^m [x_i - \bar{x}]^2}$$

$i =$ indexa al ejemplar examinado $i = 1, 2, 3, \dots, n$

$n =$ tamaño de muestra

$y_i = \ln w_i$

$x_i = \ln l_i$

$w_i =$ peso del ejemplar i de la muestra

$l_i =$ longitud del ejemplar i de la muestra



$$\bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i$$

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i$$

Abundancia y biomasa estructuradas por tallas

Para la estimaci3n de la abundancia estructurada por tallas en los bancos, la abundancia de ejemplares de talla k se evalu3 con la siguiente expresi3n:

$$\hat{X}_k = \hat{X} * \hat{P}_k$$

Donde,

\hat{X} = abundancia total en n3mero

\hat{P}_k = proporciones estimadas

La varianza del estimador de abundancia por clase de talla k fue estimada con la expresi3n:

$$\hat{V}(\hat{X}_k) = \hat{X}^2 * \hat{V}(\hat{P}_k) + \hat{P}_k^2 * \hat{V}(\hat{X}) - \hat{V}(\hat{X}) * \hat{V}(\hat{P}_k)$$

Para la estimaci3n de la biomasa estructurada por tallas en los bancos a evaluar, se emple3 el estimador del n3mero de ejemplares de talla k (\hat{X}_k) definido en el punto anterior y el peso medio por clase de talla (\hat{W}_k). La biomasa por clase de talla \hat{B}_k qued3 expresada por la relaci3n:

$$\hat{B}_k = \hat{X}_k * \hat{W}_k$$



La varianza del estimador de la biomasa por clase de talla se estim3 de acuerdo a la expresi3n:

$$\hat{V}(B_k) = \hat{X}_k^2 * \hat{V}(\hat{W}_k) + \hat{V}(\hat{X}_k) * \hat{W}_k^2 - \hat{V}(\hat{X}_k) * \hat{V}(\hat{W}_k)$$

Finalmente, la biomasa del recurso en los bancos fue estimada con la relaci3n:

$$\hat{B} = \sum_{k=1}^k \hat{B}_k$$

La varianza del estimador \hat{B} fue estimada de acuerdo a la relaci3n:

$$\hat{V}(\hat{B}) = \sum_{k=1}^k \hat{V}(\hat{B}_k)$$

Tabla 4.

Tama3o de muestra para la estructura de tallas seg3n nivel α y $d = 0,05$.

α	N
0,10	403
0,05	510
0,025	624
0,02	664
0,01	788



3.2.3 Objetivo espec3fico 3. *Realizar una proyecci3n de la abundancia/biomasa, por banco, para los pr3ximos tres a1os, estimando una captura total permisible anual.*

3.2.3.1 Metodolog3a para la concreci3n del objetivo

A partir de la evaluaci3n de terreno dise1o basada de los ocho bancos de Juliana en estudio, se consideraron las composiciones de tallas en solo seis de estos debido a que los bancos de Alao y Caguach no registraron presencia significativa del recurso. Las estimaciones realizadas en las dos campa1as de muestreo fueron tomadas en cuenta como r3plicas de la misma variable aleatoria, raz3n por la cual se consider3 como valor m3s probable el promedio de las estimaciones tanto a nivel de abundancia total como en t3rminos de las composiciones de tallas de la abundancia. El intervalo de tama1os analizado como el m3s representativo fue de 10 a 40 mm de longitud de concha con incremento de 1 mm (**Figura 20**).

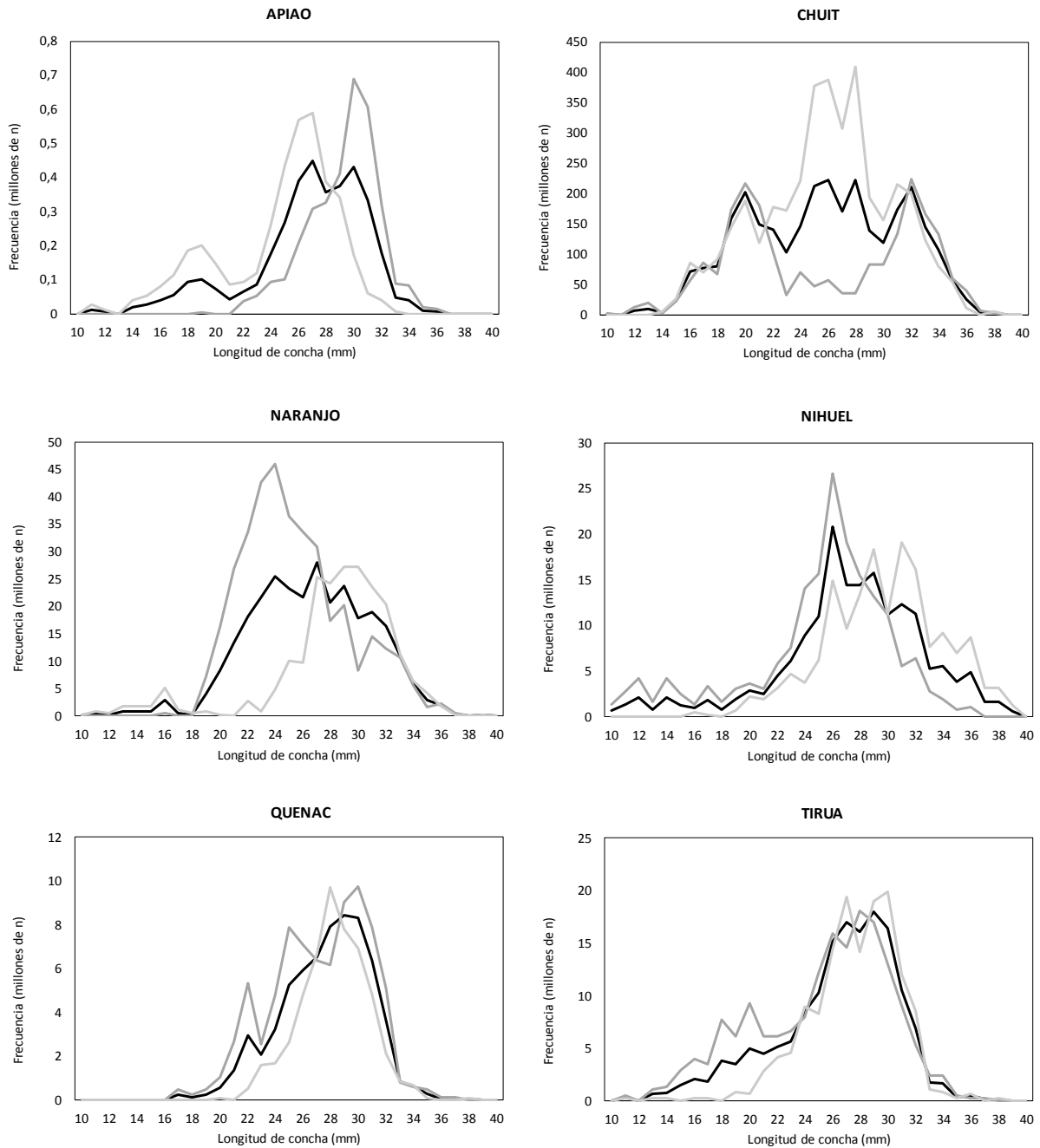


Figura 20. Composiciones de tallas de las abundancias de juliana analizadas por banco. Las líneas grises representan las dos estimaciones de terreno y la línea negra el valor promedio empelado para fines de diagnóstico.



Los parámetros biológicos de juliana fueron tomados de literatura (**Tabla 5**) y para todo efecto se consideró que este recurso reclutaría a la edad de tres años en torno a los 16 mm, y participaría en la pesquería hasta los 11 años. Esta deducción surge de la simple inspección de la curva de crecimiento y la información de composiciones de tallas (**Figura 20**). La madurez fue supuesta precautoriamente filo de cuchillo desde los 6 años de edad, coincidiendo con el segmento completamente explotado por la pesquería.

Tabla 5.

Parámetros biológicos de juliana empleados para fines de diagnóstico.

Proceso	Parámetros	Fuente							
Crecimiento a la edad	$L_{\infty}=41.15$ mm, $k=0.27$ (1/año), $t_0=1.14$ años	Valores promedio de Jerez <i>et al</i> (1999) y Jerez <i>et al</i> (2000)							
Peso a la talla (gr)	$a=0.000396$; $b=3.200$	Valor promedio del presente estudio							
Mortalidad natural	$M=0.4$	Valores promedio de Jerez <i>et al</i> (1999) y Jerez <i>et al</i> (2000)							
Proporción de madurez (*)	0 si edad < 6 1 si edad ≥ 6	Supuesta filo de cuchillo a partir de los 6 años de edad							
Talla media a la edad									
Edad (año)	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Talla (mm)	16.37	22.30	26.81	30.24	32.85	34.84	36.35	37.50	38.38

(*) Asumida precautoriamente debido a la incertidumbre existente



3.2.3.2 Modelo de evaluación en equilibrio

Con el objeto de llevar adelante el análisis, se implementó un modelo de dinámica en equilibrio codificado en ADMB¹ (Fournier *et al.*, 2012) denominado ModEqEdad. Una condición de equilibrio significa que las composiciones de tallas son el reflejo de niveles de esfuerzo y reclutamientos que en largo plazo se han mantenido oscilantes en torno a un valor de largo plazo (equilibrio). Este análisis en términos descriptivos considera la estimación de la composición de edades teórica de la población la que junto al patrón de selectividad y la mortalidad por pesca, explican la composición de tallas de las capturas previa conversión de la composición de edades de la misma.

Una vez resueltos los parámetros del modelo de análisis, se realizó una proyección de largo plazo con el objeto de evaluar en términos referenciales, la reducción de la biomasa virginal para diferentes niveles de mortalidad por pesca y Punto Biológico de Referencia (PBR). Tradicionalmente, los PBR se refieren a niveles de mortalidad por pesca que en el largo plazo permiten mantener cierto nivel de biomasa parental como fracción de la biomasa virginal. A su vez, estas reducciones de la población son necesarias si el objetivo es el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) actualmente definido como directriz en la Nueva ley general de Pesca y Acuicultura. Teóricamente, se sabe que el RMS se obtiene cuando el recurso se encuentra reducido entre un 40%-60% de la biomasa virginal, y que en definitiva sus desvíos de estos referentes dependen de las particularidades biológicas y de la relación de productividad. En este trabajo se consideró como criterios de sustentabilidad los niveles de mortalidad por pesca del F40% por banco y consecuentes con la reducción de stock antes mencionada. Por otro lado y como referencia se ha indicado que cuando un recurso ha sido

¹ Automatic Differentiation Builder



reducido por debajo del 20% de la biomasa virginal, su renovación se ve comprometida severamente.

De esta forma y dependiendo del nivel de mortalidad por pesca estimada en la evaluación de juliana, se define el diagnóstico dependiendo de los estados de situación probables y coherentes con la Nueva ley general de Pesca y Acuicultura. Se define sobrepesca si la mortalidad por pesca se encuentra por sobre F40% y sobre-explotación si la biomasa desovante se ubica bajo el 40% de la biomasa desovante virginal. De este análisis y como elemento complementario a la diagnosis, la estimación de la talla media de las capturas en equilibrio permitió además definir como referentes aquellos valores de talla consecuentes con cierta reducción de la población, de manera que se pueda comparar en forma empírica la talla media observada en terreno respecto de las tallas de referencia. Un ejemplo de esta idea ha sido propuesto por Canales y Arana (2009).

El modelo de análisis de equilibrio (ModEqEdad) corresponde al cuadro resumen, a continuación:

Proceso	Ecuación
<u>Sobrevivencia</u> a es la edad y S es la sobrevivencia entre edades y tiempo	$N_a = N_{a-1}S_{a-1}$ $S_a = \exp(-Z_a)$
<u>Mortalidad total</u> F_{ref} es la mortalidad por pesca de completo reclutamiento de referencia. M es la mortalidad natural en la escala temporal	$Z_a = M + F_a$ $F_a = F_{ref}\psi_a$



<u>Selectividad</u>	$\psi_a = \left(1 + \exp \left[-\ln 19 \frac{(a - \alpha)}{\beta} \right] \right)^{-1}$
<u>Reclutamiento</u>	$N_{a=r} = R$
<u>Capturas estimadas en edad</u>	$\hat{C}_a = \frac{F_a}{Z_a} N_a (1 - S_a)$
<u>Capturas estimadas por tallas</u>	$\hat{C}_l = P_{l,a} C_a$
<u>Probabilidad de la talla a la edad</u> / es la talla, L_{oo} y k los parámetros de crecimiento, σ la desviación de la talla a la edad	$P_{l,a} \propto \exp \left\{ -\frac{1}{2\sigma_a^2} (l - L_a)^2 \right\}$ $\bar{L}_a = L_{oo} * (1 - \exp^{-k}) + \exp^{-k} * \bar{L}_{a-1}$ $\sigma_a = \alpha + \beta * \bar{L}_a$
<u>Proporción de la captura a la talla</u>	$\hat{p}_l = \frac{\hat{C}_l}{\sum_l \hat{C}_l}$
<u>Rendimiento por recluta (función de F_{ref})</u> w_l es el peso teórico a la talla supuesto invariante entre años	$YPR = \sum_l C_l w_l$
<u>Biomasa desovante por recluta</u>	$BDPR = \sum_l P_{l,a} (N_a e^{-0.5Z_a}) w_l m_l$
<u>Talla media de las capturas (función de F_{ref})</u>	$\bar{l} = \frac{\sum_l l C_l}{\sum_l C_l}$



El modelo deber3 primero resolver la mortalidad por pesca, el reclutamiento y los par3metros de la selectividad minimizando el negativo de la funci3n de log-verosimilitud definida por:

$$f.o = \min \left\{ -n * \sum_i p_i * \ln(\hat{p}_i) \right\} + \ln(\pi)$$

Donde p es la proporci3n de la captura a la talla y n es el tama3o de muestra efectivo basado en una distribuci3n multinomial. El par3metro π resume las penalizaciones y distribuciones *a priori* del modelo, las cuales fueron definidas en escala logar3tmica y coeficiente de variaci3n del 10% para: la talla promedio del reclutamiento en torno a 16 mm, alfa y beta del modelo de desviaci3n est3ndar de la talla a la edad en torno a 1.5 y 0.01, respectivamente, y como penalizaci3n la abundancia total por banco



4. RESULTADOS

4.1 Respecto a la revisión bibliográfica

4.1.1 Revisión de información científico - técnica

En la **Tabla 6** se observa la cantidad de citas que aparecen en los distintos buscadores especializados de literatura científica para la especie *Tawera gayi*. Cabe señalar, el poco número de citas bibliográficas que aparecen en todos los buscadores. La mayoría de los estudios realizados para la especie, son estudios realizados en Ushuaia (Argentina) o pertenecen a registros paleontológicos de conchales patagónicos.

En cuanto a los resultados de la sistematización y clasificación de la distinta bibliografía encontrada, sobre juliana, en el repositorio ASFA de la FAO se presentan en la **Figura 21**. De esta se desprende que para el caso de *Tawera gayi* se revisaron 29 trabajos que abarcan desde 1975 al 2013, donde los principales temas abordados son Pesquerías con 13 registros, paleontología con 6 y dinámica poblacional y manejo con 3. Sobre la base de datos utilizada se reporta en el **Anexo 7**.

Tabla 6.

Numero de Citas Bibliográficas para distintos buscadores de revistas especializadas.

Se detallan además distintos criterios de búsqueda.

Especie	Nombre Científico	PUBMED	BLACKWELL	SCIENCE DT	INTER RES	Springer	SCIELO
Juliana	<i>Tawera gayi</i>	0	0	11	0	11	0
	<i>Tawera gayi</i> Chile	0	0	7	0	0	0



4.1.2 Consideraciones ecol3gicas para el manejo de *Tawera gayi* en el mar interior de Chilo3

Las poblaciones naturales se rigen por una serie de interacciones sin3rgicas que generan una fuerte variabilidad en las abundancias poblacionales, tanto a nivel espacial como temporal, por lo que el conocimiento de estas relaciones debe ser considerado al momento de dise1ar estrategias de gesti3n para los recursos costeros bent3nicos (Brenden *et al.*, 2007, Collier & Kremetz, 2007).

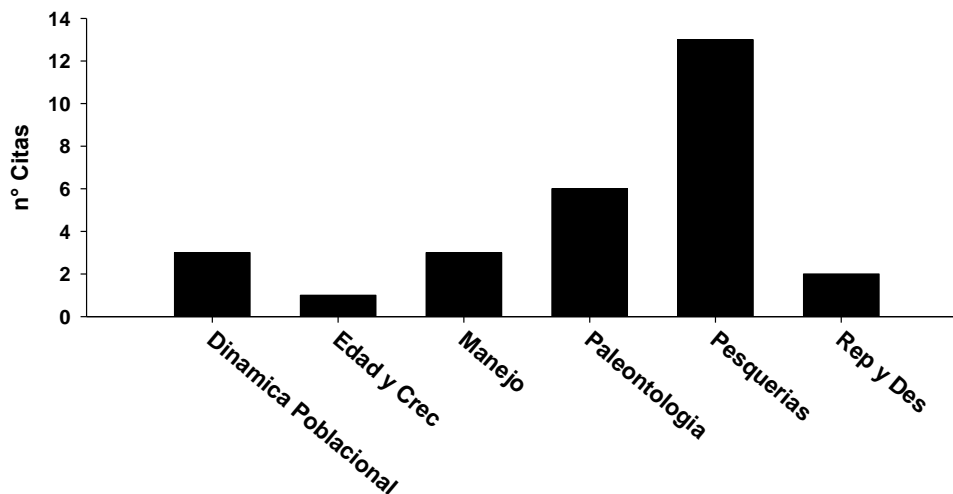


Figura 21. Número de trabajos científicos registrados en el repositorio ASFA para el recurso juliana.

A primera vista el análisis de la evolución que ha tenido la pesquería del *Tawera gayi* en la zona del mar interior de Chilo3, da indicios de una fuerte disminuci3n de las abundancias a lo largo del tiempo, originando un aumento en la zona de b3squeda y extracci3n debido al paulatino agotamiento de los bancos. De hecho, seg3n la R. EX N3 38 de 2013 de la Subsecretaria de la Pesca y Acuicultura la



pesquería de *Tawera gayi* ha alcanzado el estado de plena explotación. Esto queda claramente comprobado al observar la evolución de la pesquería desde 1980 a la fecha. A fin de graficar lo señalado, en la **Figura 22** se observa la ubicación de los bancos explotados de Juliana en el mar interior de Chiloé entre 1980 al 2013, en base a información recopilada de distintas fuentes bibliográficas. En esta se observa que en la década de 1980-1990 la pesquería estaba concentrada en la zona de Quemchi, lo que explicaría la presencia estable en esta zona, de la principal flota que extrae el recurso en la actualidad, mientras que en la décadas siguientes esta pesquería se han desplazado hacia el Este, llegando a la zona de las Butachauques, y tal como lo señalan los mismos pescadores, incluso han llegado a extraer en algunos bancos en las cercanías de Chaitén y Pumalín².

Otro aspecto relevante se relaciona con la disminución de la talla de extracción (ie. de 27 mm a 25 mm) y la disminución del desembarque a partir del 2010 (ver **Figura 20**), que si bien esto puede deberse a aspectos de tipo logístico o incluso del mercado, puede ser una señal de alerta sobre una situación preocupante del estado del recurso en que se encuentra en el mar interior de Chiloé. Lo señalado, sugiere la necesidad de replantear las escalas espaciales sobre las que se han venido realizando las estimaciones poblacionales tradicionales, en tanto que no se ha considerado la conectividad que existe entre los distintos bancos de *Tawera gayi* en la zona, lo cual puede ocasionar ineficiencia en la implementación de medidas de gestión que apuntan a la sustentabilidad del recurso.

La situación planteada no es nueva y ya ha sido reportada para otros recursos en las costas de Chile. En esta línea argumental, Aburto & Stotz (2013) señalan que para *Mesodesma donacium* la implementación de medidas de administración, no

² Con pers, con representantes de pescadores artesanales de Juliana, en Taller del 06/06/2015.

integr3 el conocimiento de las escalas espaciales y la conectividad entre poblaciones locales, lo que se tradujo en el colapso local de las poblaciones.

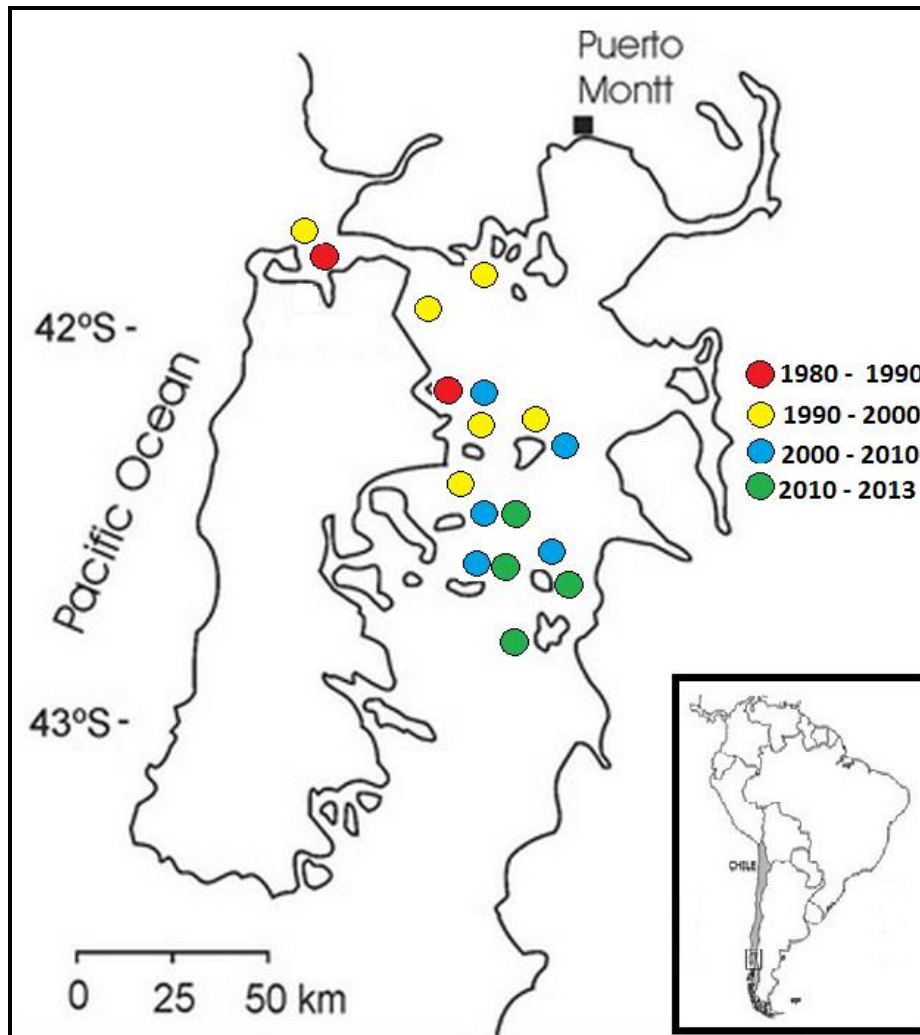


Figura 22. Ubicaci3n de los bancos explotados del recurso Juliana en el mar interior de Chilo3 entre 1980 al 2013. **Obs.:** Las circunferencias representan la ubicaci3n de los bancos explotados segun las distintas d3cadas (ie rojo entre 1980 – 1990; amarillos entre 1990 – 2000; azules entre 2000 – 2010 y verde entre 2010 – 2013). Fuente: Elaboraci3n propia a partir de revisi3n bibliogr3fica.



Considerando que la mayoría de los bivalvos marinos presentan ciclos de vida que incluyen un período larval dispersivo, seguido por etapas de individuos juveniles y adultos sésiles, estructurándose además las poblaciones en grupos de adultos sedentarios o subpoblaciones espacialmente divididos, ligados entre sí por la dispersión larval (Caddy & Defeo 2003), da sustento a proponer que el conocimiento de la conectividad es vital para el sustento de la especie que cumplen estas características.

Además, algunas características de este tipo de poblaciones locales radica en que estas dependen de la intensidad del asentamiento larval, la mortalidad post-asentamiento y de las tasas de crecimiento individual (Ólafsson *et al.*, 1994, Snelgrove & Butman, 1994), por lo que están confinados a una red de parches de hábitat geográficamente separadas que pueden sufrir el colapso a nivel local, pero que pueden ser recolonizadas través de la dispersión de los individuos de otros parches (Buckley *et al.*, 2010).

De acuerdo a lo anterior, se sugiere que un enfoque más certero para lograr la sustentabilidad del recurso, radica en evaluar la dispersión entre poblaciones locales, aplicando por consiguiente el concepto de “Metapoblación” a este recurso (Dame, 2002), identificando la existencia de poblaciones locales centrales o “bancos madre”³, que sirven como fuente principal de emigrantes, y poblaciones o bancos “satélites”, más pequeños que funcionan como receptores, lo cual constituye una de las ideas centrales de la dinámica poblacional de diversos moluscos bivalvos en el mundo (Orensanz *et al.*, 2006).

³ “bancos madre”, término acuñado por pescadores “macheros” de la V Región, para identificar aquellas playas, en las cuales al desaparecer el banco de macha, explican el colapso de “playas macheras” vecinas.



4.1.3 El concepto de metapoblación

El principal problema en los estudios de ecología poblacional radica en distinguir la zona y estructura espacial de la población en estudio (Defeo & Cansado, 2015), más aún si estas poblaciones están interconectadas por la migración. Por este motivo y en base al "triángulo de la migración" propuesto por Harden-Jones (1968), en el que se definen tres etapas en el ciclo de vida de las especies (ie.: 1). La zona de desove de adultos, 2). El área de larvas y juveniles, y 3). La zona de los adultos), Kritzer y Sale (2004) definieron tres tipos de estructuras poblacionales (**Figura 23**):

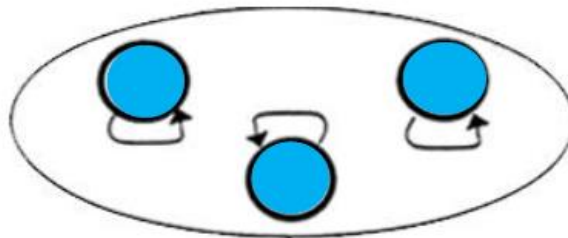
- 1) Una "**red de poblaciones cerradas**" (**Figura 23A**), donde cada subpoblación tiene un ciclo particular, pero existe intercambio entre subpoblaciones, siendo su principal característica que las poblaciones son completamente independientes y viven separadas.

- 2) Una "**población irregular**" (**Figura 23B**), donde hay un solo ciclo para toda la población y donde los individuos se mueven entre parches. Este grupo requiere una zona de desove común o la posibilidad de desovar en estas zonas. Además, los "parches" en su mayoría crecen en áreas de alimentación, siendo una de sus principales características la ausencia de una "población de origen" (Ashford *et al.*, 2011), por lo que cualquier "parche" reproductivamente activo será teóricamente capaz de "regenerar" la población después de un colapso.

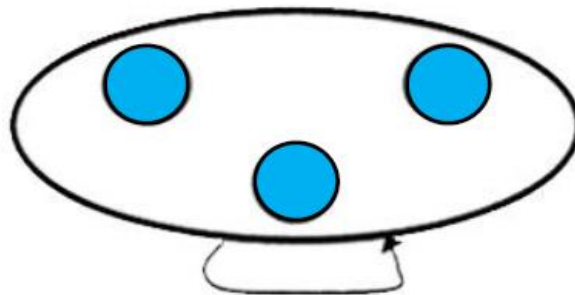
- 3) Una "**Metapoblación**" (**Figura 23C**), donde las subpoblaciones tienen ciclos particulares con algún intercambio entre ellos, o sea los individuos permanecen toda su vida en su población natal, o los movimientos entre las

poblaciones son poco frecuentes aunque la tasa de migraci3n es lo suficientemente alta como para permitir la eventual recolonizaci3n de parches de h3bitat donde una poblaci3n local se ha extinguido (Ovaskainen y Hanski, 2004).

A. Poblaci3n Cerrada



B. Poblaci3n Irregular



C. Metapoblaci3n

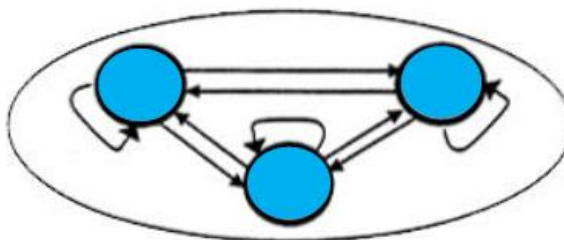


Figura 23. Tipos de estructuras poblacionales propuestos por Kritzer & Sale (2004). A) poblaciones cerradas o independientes; B) poblaci3n irregular, aislada, grande pero espacialmente subdividida y C) metapoblaci3n. (Modificada de Defeo & Cansado, 2015).



El concepto de Metapoblaciones fue propuesto por Richard Levins en 1969, y puede ser definido como el conjunto de poblaciones locales que interactúan en un área o región más extensa (Smith & Smith, 2006). Este concepto tiene como supuestos que el espacio es discreto, con capacidad de diferenciar entre zonas que son adecuadas para el asentamiento de la especie, presumiendo además que estas son lo suficientemente grandes como para dar cabida a las poblaciones locales con apareamiento aleatorio (ie. población panmíctica) (Hanski & Simberloff, 1997). Definiciones más recientes tienden a resumir el concepto a un conjunto de poblaciones locales que ocupan varios parches de hábitat y se conectan entre sí por el movimiento de individuos entre ellos (Ricklefs y Miller, 2000), o al conjunto de sub-poblaciones unidas por eventos de dispersión, en un equilibrio dinámico entre extinciones y recolonizaciones (Fronhofer *et al.*, 2012).

Teniendo en cuenta que el uso del término metapoblación no se limita estrictamente al conjunto de sus condiciones (Smith & Smith, 2007), es posible plantear que se está en presencia de una metapoblación si: 1) el hábitat óptimo se origina en espacios geográficos diferentes que pueden estar ocupados por poblaciones que se reproducen a nivel local; 2) que las poblaciones más grandes tienen un riesgo considerable de extinción, 3) que los espacios geográficos no están aislados totalmente, por lo que debe existir la probabilidad de recolonización tras una extinción local y 4) que las dinámicas de las poblaciones locales no están sincronizadas (Hanski, 1999).

Con el tiempo se han descrito diferentes tipos de metapoblaciones, las cuales pueden desviarse de los supuestos clásicos del modelo de Levins, tomando varias formas según los niveles de conectividad (Jennings, 2000). La "metapoblación tipo Levins" presentan tasas de dispersión "moderadamente bajas" (Cronin, 2003); es decir, el movimiento de los individuos de un lugar a otro se produce a una



velocidad lo suficientemente alta para mantener algún tipo de interacción entre las subpoblaciones, pero lo suficientemente baja para que esas subpoblaciones sigan siendo distintas. Pero en los casos en que la dispersión es rara, la dinámica de la población es dirigida por procesos dentro del parche, por lo que las altas tasas de dispersión pueden conducir a la unificación de los parches en una sola gran población irregular (Cronin, 2003).

Cabe señalar, que la estructura de una metapoblación puede ser jerárquica (Hanski y Gilpin, 1991), lo que se traduce en una gran población "local" que consta de poblaciones locales más pequeñas y estrictamente definidas, donde las interacciones entre los individuos se distribuyen con una tendencia a la uniformidad. De esta manera nace el concepto de metapoblación "Continente-Isla", que ha ayudado a sustentar los estudios "islas biogeográficas", modelo levemente diferente del modelo de Levins, en el que todos los parches de hábitat son del mismo tamaño. La parte continental de "población" puede persistir durante un largo período debido a la proximidad de poblaciones locales que lo componen.

Pulliam (1988) ayudándose de estos dos modelos definió el concepto de fuentes y sumideros, asumiendo que la emigración supera la inmigración, o viceversa, lo cual es útil para evaluar el flujo de genes, lo que a la larga puede tener consecuencias importantes para la estructura genética y la adaptación de las especies (Barton y Whitlock, 1997; Giles y Goudet, 1997). En resumen, los sumideros serían poblaciones que, en ausencia de inmigración estarían extinguidos (Watkinson y Sutherland, 1995), por lo que las poblaciones pequeñas pueden tener un alto riesgo de extinción.

Todos los tipos de metapoblaciones suelen actuar en dos escalas espaciales, la primera a nivel local o intraterritorial, donde los individuos se mueven e interactúan



entre sí, y cuyo reclutamiento proviene principalmente del interior de la población local (siendo caracterizados por procesos demográficos clásicos) (Hanski y Gilpin, 1991; Smith & Smith, 2006) y una segunda escala, la cual es a nivel regional o metapoblacional, abarcando el conjunto de poblaciones locales que la conforman, y cuya dinámica poblacional es regulada por la interacción de las poblaciones locales (ie. procesos de dispersión y colonización), lo que implica el movimiento desde zonas ocupadas a zonas desocupadas, estableciendo nuevas colonias o bancos en lugares que no son adecuados para el asentamiento de la especie (Hanski y Gilpin, 1991).

Los factores demográficos y ambientales suelen sincronizarse de tal manera que la estocástica ambiental opere a escala regional (Ehrlich & Murphy, 1987), lo cual podría explicar de la presencia de poblaciones locales como las de *Tawera gayi* en el mar interior de Chiloé, pues este tipo de distribución espacial ayuda a reducir la probabilidad de sobrevivencia de las poblaciones locales y aumenta la importancia de otros mecanismos que permiten la conectividad (Sutcliffe *et al.*, 1997).

Por otra parte, como el equilibrio entre la extinción local y la recolonización se basa en el movimiento de individuos entre zonas, si no hay individuos que se muevan (ie. tasa de colonización menor a la tasa de extinción local), las poblaciones locales actúan de forma independiente y la metapoblación no sobrevive en el tiempo, por lo que la constante extracción de *Tawera gayi* puede haber originado la extinción de bancos locales que gatillaron este tipo de respuestas metapoblacional. Pero si propendemos a maximizar el movimiento de individuos (la tasa de colonización mayor a la tasa de extinción) las poblaciones locales funcionarán como una única población extensa (Smith & Smith, 2007),



originando que la presencia de extinciones y re-colonizaciones locales sean procesos más bien típicos de la metapoblaciones (Hanski y Gilpin, 1991).

Es importante señalar, que la capacidad de dispersión entre poblaciones locales se relaciona directamente con el grado de aislamiento que estas presentan, por lo que al disminuir la tasa de colonización, aumenta el grado de aislamiento (distancia entre grupos vecinos) y por consiguiente también el riesgo de extinción local (Thomas *et al.*, 1993; Thomas y Jones, 1993), lo cual se acrecienta aún más con la disminución del tamaño del hábitat, pues un hábitat pequeño mantiene poblaciones reducidas (Kindvall & Ahlen, 1992; Kindvall, 1996).

Por consiguiente, la superficie y el aislamiento de las poblaciones locales, presentan efectos compensatorios sobre la probabilidad de ocupación del espacio, donde el menor aislamiento compensa el reducido espacio a ocupar, a través de mayores tasas de colonización, mientras que un mayor espacio, disminuye la probabilidad de extinción y sirve para compensar el aislamiento de la parcela (Thomas & Jones, 1993).

La calidad de hábitat es otro factor relevante en la definición de una metapoblación; cuando una población local cuenta con condiciones óptimas de hábitat, es capaz de producir una gran cantidad de larvas o propágulos, proveyendo con ello a las poblaciones de tipo sumidero que existen en hábitats de menor calidad (Pulliam, 1988). Esta idea refuerza el concepto de que la presencia y tamaño de una población en un lugar definido puede dar una imagen falsa de las condiciones ambientales de una localidad, ya que es posible que estas poblaciones sumidero sean persistentes o incluso presenten un tamaño importante gracias a las elevadas tasas de inmigración de las poblaciones fuente, aun si no son capaces de mantener una tasa de crecimiento positivo a través de



la reproducción (Smith & Smith, 2006). Por consiguiente, la identificación de poblaciones madres o sumideros es vital para el manejo de estas especies. Para el caso de los invertebrados bentónicos marinos, esta conectividad está dada por el poder de la dispersión larval, y la conectividad generada por las corrientes marinas que persisten en una localidad, lo cual es uno de los desafíos más relevantes que enfrenta la ecología marina en nuestros tiempos (Underwood y Keough, 2001).

Al mismo tiempo, en un mundo cambiante, el mantenimiento de las poblaciones locales puede estar relacionado con la heterogeneidad del hábitat, sugiriéndose que cuando estas cambian es posible que los recursos esenciales como el hábitat o los alimentos desaparezcan por completo en los lugares donde el hábitat de la especie es reducida, pero en áreas de mayor extensión estos recursos esenciales se mantienen en alguna parte, por lo que una mayor heterogeneidad reduce el riesgo de extinción (Kindvall & Ahlen, 1992). Esto es extremadamente importante pues debemos considerar que, si bien por un lado existe disminución de *Tawera gayi* por extracción, en la zona de estudio han ocurrido eventos de perturbación antrópicas y naturales (ie. el aumento de la actividad acuícola y erupción volcánica en Chaitén, respectivamente), que pudieron cambiar las condiciones del hábitat.

La sinergia de todos estos factores origina la asincronía en las poblaciones locales, constituyendo así otro de los factores claves para la persistencia de una metapoblación. Cuando la probabilidad de extinción es totalmente independiente en cada una de las poblaciones locales, la probabilidad de extinción metapoblacional disminuye ante el creciente número de poblaciones locales. Por el contrario, si las probabilidades de extinción se encuentran relacionadas, la metapoblación se hace vulnerable a la extinción (Smith & Smith 2006), situación



que puede explicar la disminución de las poblaciones del recurso en la zona de estudio.

Ahora bien, la capacidad de recuperación depende de cada especie en particular, pues el grado de vulnerabilidad frente a la extinción local y la capacidad de colonizar hábitats disponibles dependen del ciclo vital de las especies, tales como el modo de reproducción o la tasa de fecundidad.

Lamentablemente, el concepto de metapoblación ha sido mal utilizado, pues ha sido afectado fuertemente por el pensamiento determinista y reduccionista, el cual cree que protegiendo la población fuente se asegura la especie. Por consiguiente, es relevante no perder de perspectiva que ninguna población sola puede ser capaz de asegurar la supervivencia a largo plazo de una especie dada, el efecto combinado de muchas poblaciones puede ser capaz de lograr un resultado exitoso (Defeo & Cansado, 2015), por lo que se debería propender a proteger estas poblaciones y su conectividad para que permitan la sustentabilidad de una especie.

4.1.4 El concepto de metapoblación aplicado a moluscos bivalvos

Kritzer y Sale (2006), sugieren que la estructura de metapoblación está definida por la disposición espacial de las poblaciones locales, junto con los rasgos de historia de vida que permiten mantener la dinámica de la metapoblación (**Figura 23**). Para poder definir la existencia de una metapoblación, se deben identificar distintas poblaciones locales, cuyos organismos deben permanecer dentro de esas subpoblaciones, pero debe existir mecanismos para la dispersión entre la población (Defeo & Cansado, 2015).



Muchos invertebrados marinos sésiles y animales de lento movimiento, tienen ciclos biológicos complejos con fases larvarias planctónicas y etapas postlarvales bentónicas (Corgos *et al.*, 2006), por lo que sus abundancias, distribución espacial y las estructuras y dinámicas de las poblaciones están estrechamente vinculadas a los procesos de dispersión de las larvas, las cuales son influenciadas por factores físicos como la selección de hábitat (Armsworth, 2002; Botsford *et al.*, 1994; Eckman, 1996; Jennings, 2000; Pfister, 1997; Possingham y Roughgarden, 1990). Esto ha hecho sugerir a Gilpin & Hanski (1991) que la estructura de varias poblaciones marinas puede ser considerada como verdaderas metapoblaciones.

La dispersión de las larvas juega un papel clave en la determinación de la conectividad entre poblaciones geográficamente distintas, y está influenciado por la escala en que ocurren los procesos de circulación del agua (Levin, 2006; Cowen y Sponaugle, 2009). El poder de la dispersión larval está determinada por la duración de las larvas en la columna de agua, que a su vez está relacionada con la escala en que ocurre la mezcla de un fluido. Por ejemplo, las larvas de los tunicados pueden durar algunas horas, por lo que la mezcla de las larvas responde a los flujos de las mareas, mientras que las larvas de algunos cirripedios puede durar semanas y por consiguiente puede ser afectadas por procesos a mesoescala, mientras que algunas larvas de decápodos pueden durar meses y se mezclan por las corrientes estacionales y eventos a escala de cuencas (Roughgarden, 2006). En el caso de la mayoría de los moluscos bivalvos, estos tienen un alto grado de dispersión larval, por lo que la dinámica poblacional tradicional es insuficiente para comprender la alta variabilidad de las poblaciones a nivel espacial y temporal (Dame, 2002). Por ejemplo, se ha observado que para algunos mitylidos la migración larval sustentaba poblaciones locales, llegando a ser el componente más importante de la dinámica poblacional (McGrorty & Goss-Custard, 1995).



Estos patrones de conectividad suelen estar bien establecidos, llegando al extremo de que algunas poblaciones pueden sustentarse solo por el aporte larval de unas pocas fuentes, y la pérdida de estas puede provocar la desaparición de un recurso en un área geográfica mayor (Jennings, 2000). Desde el punto de vista de las pesquerías esto puede ser significativamente importante ya que puede ser que una pesquería intensiva de una población esté siendo sustentada por la migración de larvas que provienen de otros lugares (Bostford *et al.*, 1998, Orenzans & Jamieson, 1998). Esto explica porque la modelización numérica se ha convertido en el método para evaluar esta conectividad (Peck y Hufnagl, 2012), con el cual se simula el transporte larval, la dispersión y el crecimiento (Werner *et al.*, 1993; Savina y Ménesguen, 2008; Ayata *et al.*, 2009; Narváez *et al.*, 2012).

Si bien es cierto, procesos posteriores al reclutamiento de moluscos, tales como la depredación, por lo general se consideran importantes en la regulación de la población de bivalvos de fondos blandos (Ólafsson *et al.*, 1994), pero esto no quita la importancia de la disponibilidad de larvas como determinante de la abundancia de la población (Ma, 2005; Nakaoka, 1997; Peterson, 2002; Peterson *et al.*, 1996; Weinberg, 1999; Weissberger y Grassle, 2003; Young *et al.*, 1996).

4.2 Taller de presentación y discusión de resultados

El taller se realizó el día 15 de junio del 2015 en Puerto Montt (**Figura 24**), donde se presentaron, a modo de introducción, los objetivos del proyecto en sí y el enfoque que se le quiere dar al proyecto. Posteriormente, se realizó una presentación donde se explicó la importancia del plan de manejo y una revisión histórica de la pesquería y la toma de decisiones consensuadas. A continuación se presentó una revisión histórica poniéndose énfasis en la cada vez mayor lejanía de la pesquería, y la disminución de la talla mínima del recurso. Finalmente



se present3 los resultados del muestreo piloto as3 como el uso del QTC, y las implicancias que el tipo de muestreo puede generar en la evaluaci3n del recurso.

4.3 Actividades realizadas en la ejecuci3n del proyecto

En el **Anexo 8** se informan las actividades realizadas durante la ejecuci3n del proyecto en relaci3n al cronograma de actividades presentados en la oferta t3cnica.



Figura 24. Im3genes del Taller realizado en junio con los distintos actores relevantes de la pesquer3a.



4.4 Respecto a los objetivos específicos

4.4.1 Objetivo específico 1. *Realizar dos evaluaciones directas, al inicio y al término del estudio, para caracterizar los bancos, considerando toda su superficie de distribución, determinando abundancia y biomasa según heterogeneidad espacial.*

4.4.1.1 Muestreo piloto

El muestreo piloto ayudó en la identificación de aspectos logísticos, propios del área de estudio y de particularidades de muestreos. Estos se pueden resumir en lo siguiente:

- La factibilidad de uso del sistema QTC-Ecosonda- GPS para la clasificación de fondos con y sin presencia de juliana, cuyos registros permitieron las estimaciones de superficie de distribución de los bancos.
- Las corrientes de marea limitan las actividades de muestreos mediante buceo.
- Los períodos apropiados para los muestres mediante buceo, son en el lapso de estoa de marea, que no sobrepasa las 2 horas, en el cual las corrientes de marea permiten muestreos manuales.
- Los cruceros para las evaluaciones directas se replantearon en dos campañas por temporada, debido a que en la zona de estudio es afectada permanente por frentes de mal tiempo, que hacían incierto el desarrollo de cruceros prolongados, de más de una semana.



A fin de concentrar la atención en los resultados de las campañas de evaluaciones directas, los relativos al muestreo piloto se presentan en **Anexo 3**.

4.4.1.2 Evaluaciones directas

4.4.1.2.1 Plan de actividades

La realización de las evaluaciones directas, estuvo influenciada por la reducción meteorológica, que gatilló condiciones del estado del mar poco favorables para los muestreos, a lo cual se agrega condiciones de corriente de mareas, dejando márgenes acotados para el trabajo de las evaluaciones. Inicialmente, se proyectó un crucero prolongado por campaña; sin embargo, luego del muestreo piloto se estimó poco realista la ocurrencia de períodos por sobre 10 días con condiciones apropiadas de la mar. Consecuentemente, se optó por doblar el número de crucero por campaña, de duración entre 8 a 10 días, quedando en 2 cruceros por campaña. En la **Tabla 7** se indican las fechas en que se realizaron las evaluaciones directas y se usó el sistema Ecosonda-GPS-QTC. Por su parte en la **Tabla 8**, se presentan el número de registros con el uso del sistema ecosonda-GPS-QTC, que oscilaron entre 3.816 registros (Apiao) y 11.404 en Naranjo, el porcentaje de registro de sustratos con una confianza mayor o igual al 70%, osciló entre el 65 % (Naranjo) y 95,3% (Chuit). A modo referencial, los registros de profundidades oscilaron en promedio entre 8,7 m ($\pm 3,1$) (Naranjo) y 12,5 m ($\pm 4,6$) (Tirúa); las profundidades máximas de registros de sustratos con presencia de juliana, variaron entre 14,4 m (Quenac) y 23,1 m (Tirúa).



Tabla 7.
 Fechas de realización de Evaluaciones Directas y
 de uso del sistema Ecosonda-GPS-QTC.

EVALUACIONES DIRECTAS					
ZONA UBICACION	BANCO	CAMPAÑA 1	N° DIAS EVADIR	CAMPAÑA 2	N° DIAS EVADIR
Mar Interior Chiloé	Isla Alao	18-10-15	1	24 y 25-01-16	2
	Isla Apiao	19-10-15	1	17-12-16	1
	Isla Caguach	20-10-15	1	28-01-16	1
	Isla Quenac	21-10-15	2	21 y 22-01-16	2
Islas Desertores	Bajo Nihuel	07-05-15	1	13 y 14-12-15	2
	Isla Chuit	16 y 17-10-15	2	24-01-16	1
	Tirúa	09-08-15	1	14 y 15-12-15	2
	Naranjo	12-08-15	1	12-12-15	1
CALIBRACIONES Y USO SISTEMA: ECOSONDA-GPS-QTC					
ZONA UBICACION	BANCO	CAMPAÑA 1	N° DIAS EVADIR	CAMPAÑA 2	N° DIAS EVADIR
Mar Interior Chiloé	Isla Alao	No se realizó	1	No se realizó	1
	Isla Apiao	22-10-15	1	25-01-16	1
	Isla Caguach	No se realizó	1	No se realizó	1
	Isla Quenac	21-10-15	1	22-01-16	1
Islas Desertores	Bajo Nihuel	5 y 6-05-15	2	15-12-15	1
	Isla Chuit	13-08-15	1	24-01-16	1
	Tirúa	08-08-15	1	13-12-15	1
	Naranjo	10-08-15	1	13-12-15	1



Tabla 8.

Número de registro de datos usando el sistema Ecosonda-GPS-QTC, por banco y Campaña de muestreo.

CAMPAÑA 1						
BANCO	N° DE REGISTROS QTC	Registros de sustratos con valores de confianza $\geq 70\%$		Profundidades (m)		
		Nro	%	Promedio	s	Profundidad máxima de sustrato con juliana
Isla Alao	No se realizó					
Isla Apiao	3.816	3.191	83,6%	9,1	3,6	15,4
Isla Caguach	No se realizó					
Isla Quenac	6.092	4.908	80,6%	9,4	4,6	21,5
Bajo nihuel	9.331	7.746	83,0%	9,8	3,3	16,6
Isla Chuit	8.150	7.765	95,3%	10,5	2,3	16,5
Tirua	8.839	6.084	68,8%	13,0	5,3	24,8
Naranjo	10.165	6.612	65,0%	8,7	3,1	20,9
CAMPAÑA 2						
BANCO	N° DE REGISTROS QTC	Registros de sustratos con valores de confianza $\geq 70\%$		Profundidades (m)		
		Nro	%	Promedio	s	Profundidad máxima de sustrato con juliana
Isla Alao	No se realizó					
Isla Apiao	6.642	5.277	79,4%	11,6	6,1	20,0
Isla Caguach	No se realizó					
Isla Quenac	5.665	4.486	79,2%	9,0	3,1	14,4
Bajo nihuel	9.544	8.171	85,6%	8,6	3,1	21,1
Isla Chuit	8.391	7.765	92,5%	10,0	2,0	15,3
Tirua	6.756	4.795	71,0%	12,5	4,6	23,1
Naranjo	11.404	8.079	70,8%	8,7	3,5	19,3



4.4.1.2.2 Estimaciones de Abundancia y Biomasa

a) Presencia de juliana por banco

Por cada banco priorizado en el proyecto, se presentan los mapas de distribución de la presencia de juliana, además de una descripción basada en información *in situ*⁴.

a.1) Alao

En esta localidad solo se realizó el muestreo manual por estación. Se consideró que no constituye un banco, dado la escasa presencia de juliana. El total de estaciones fue de 36, con 108 cuadrantes (3 cuadrantes por estación). En la **Tabla 9, Figura 25 y Figura 26**, se observa que en Alao se registró un alto porcentaje de cuadrantes de muestreo sin presencia del recurso (75,8 % y 94,4 % en la campaña 1 y 2 respectivamente), y con los valores bajos de densidades (ejemplares/0,25 m²) en relación a los otros bancos priorizados en el estudio.

De acuerdo a lo señalado, se consideró inapropiado la estimación de abundancia o biomasa, con fines de cálculo de cuota de extracción.

a.2) Apiao

En esta localidad se presentan altos porcentajes de cuadrantes de muestreos sin juliana (84,2 % y 71,4 % en la campaña 1 y 2 respectivamente) y bajas

⁴ Corresponde a observaciones de buzos técnicos de IFOP y antecedentes aportados en conversaciones con tripulación de pescadores asociados a la pesquería de juliana que participaron en los muestreos.



densidades (ejemplares/0,25 m²) en relaci3n a los otros bancos priorizados en el estudio (**Tabla 9, Figura 27 y Figura 28**).

a.3) Caguach

En esta localidad solo se realiz3 el muestreo manual por estaci3n. Al igual que Alao, se consider3 que no constituye un banco, dado la escasa presencia de juliana. En la **Tabla 9, Figura 29 y Figura 30**, se observa que un alto porcentaje de cuadrantes de muestreo sin presencia del recurso (86,4 % y 83,3 % en la campaa 1 y 2 respectivamente), asociado a bajos valores de densidades (ejemplares/0,25 m²) en relaci3n a los bancos priorizados en el estudio.



Tabla 9.

Numero de cuadrantes de muestreos, por banco y campaa de evaluaci3n directa.

Banco	Campaa 1						Campaa 2					
	Nro Estaciones (1)	Nro Cuadrantes Examinados (2)	Nro Cuadrantes (3)	Nro Cuadrantes Sin Juliana	% Cuadrantes Sin Juliana	Densidad Mxima (julianas/0,25 m ²)	Nro Estaciones (1)	Nro Cuadrantes Examinados (2)	Nro Cuadrantes (3)	Nro Cuadrantes Sin Juliana	% Cuadrantes Sin Juliana	Densidad Mxima (julianas/0,25 m ²)
Isla Alao	36	108	99	75	75,8%	78	41	123	108	102	94,4%	147
Isla Apiao	46	138	114	96	84,2%	222	22	66	63	45	71,4%	222
Isla Caguach	29	87	66	57	86,4%	154	29	87	54	45	83,3%	46
Isla Quenac	32	96	93	78	83,9%	1.163	25	75	54	24	44,4%	376
Bajo Nihuel	15	45	39	0	0,0%	462	44	132	57	9	15,8%	563
Isla Chuit	33	99	72	6	8,3%	873	45	135	96	6	6,3%	1.281
Tirua	21	63	45	21	46,7%	291	30	90	27	15	55,6%	425
Naranja	26	78	54	15	27,8%	1.078	42	126	63	21	33,3%	520

(1) Corresponde al total de estaciones realizadas.

(2) Corresponde al total de cuadrantes examinados (3 cuadrantes por estaci3n). En cada uno se registr3 el tipo de sustratos y se recogieron las julianas en caso de su presencia.

(3) Corresponde al nmero total de cuadrantes sin incluir aquellos que registraron sustratos inapropiados para juliana (pedregullo, piedra, bolones, laja, bajaras)

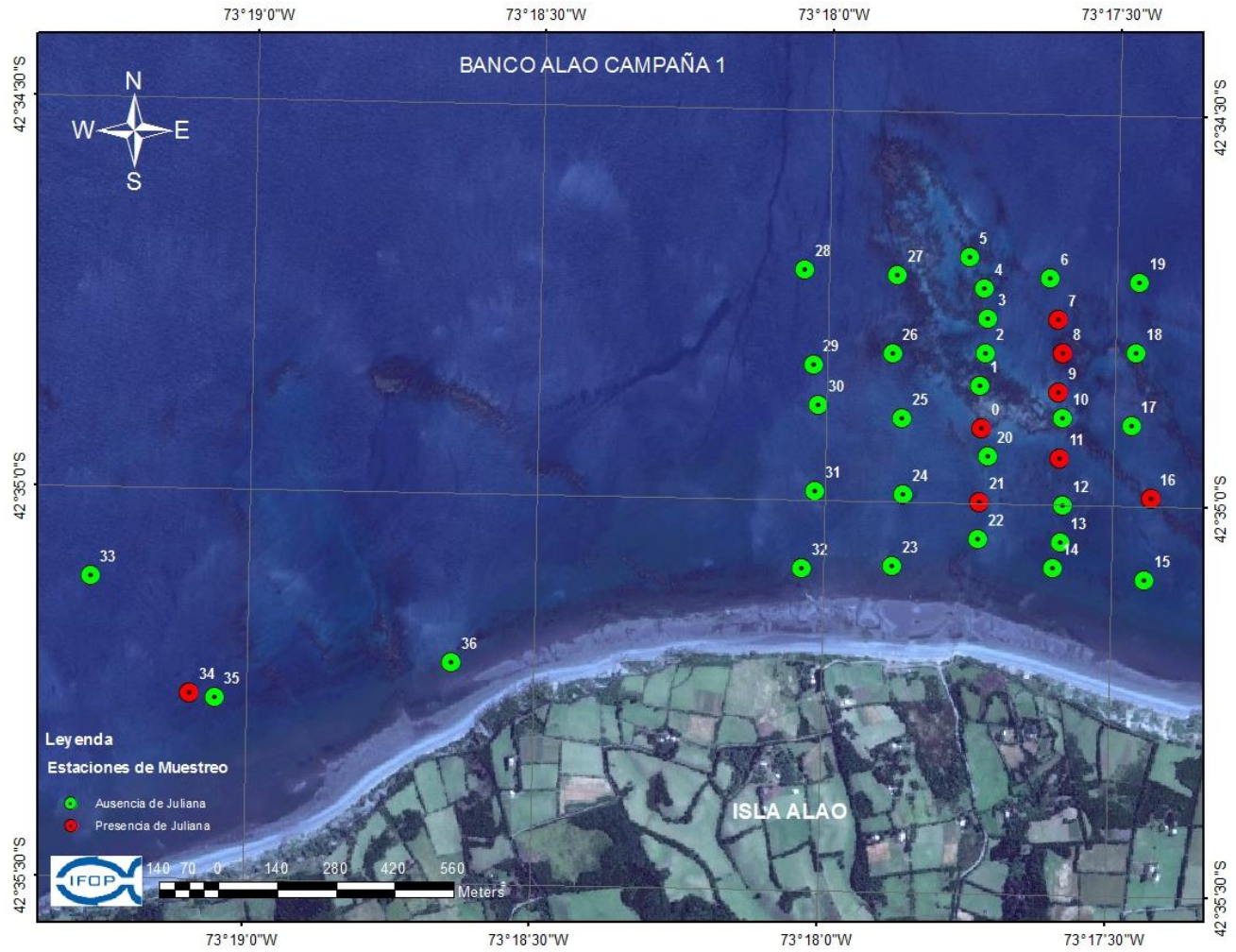


Figura 25. Ubicación de las estaciones de muestreo en Isla Alao. Campaña 1.

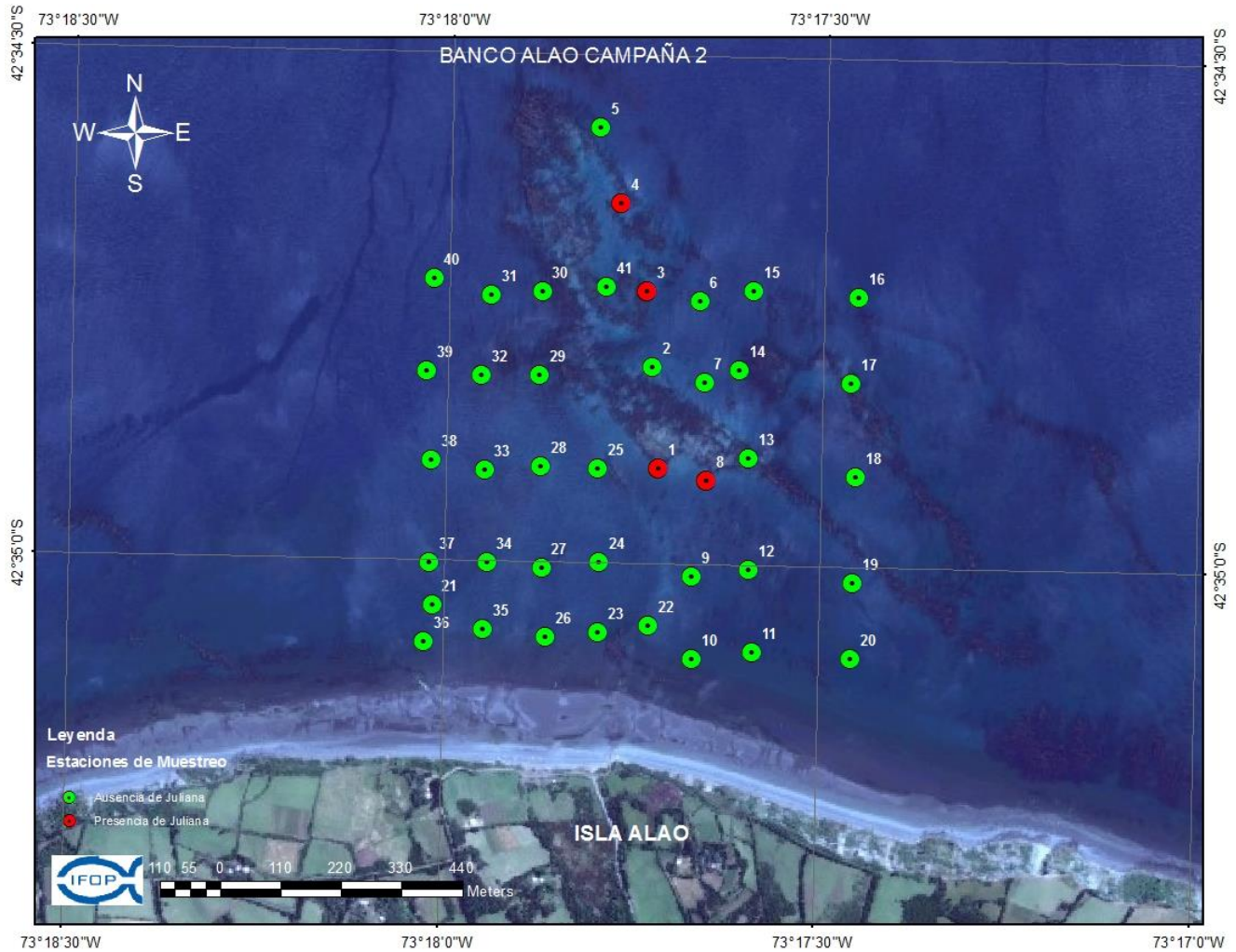
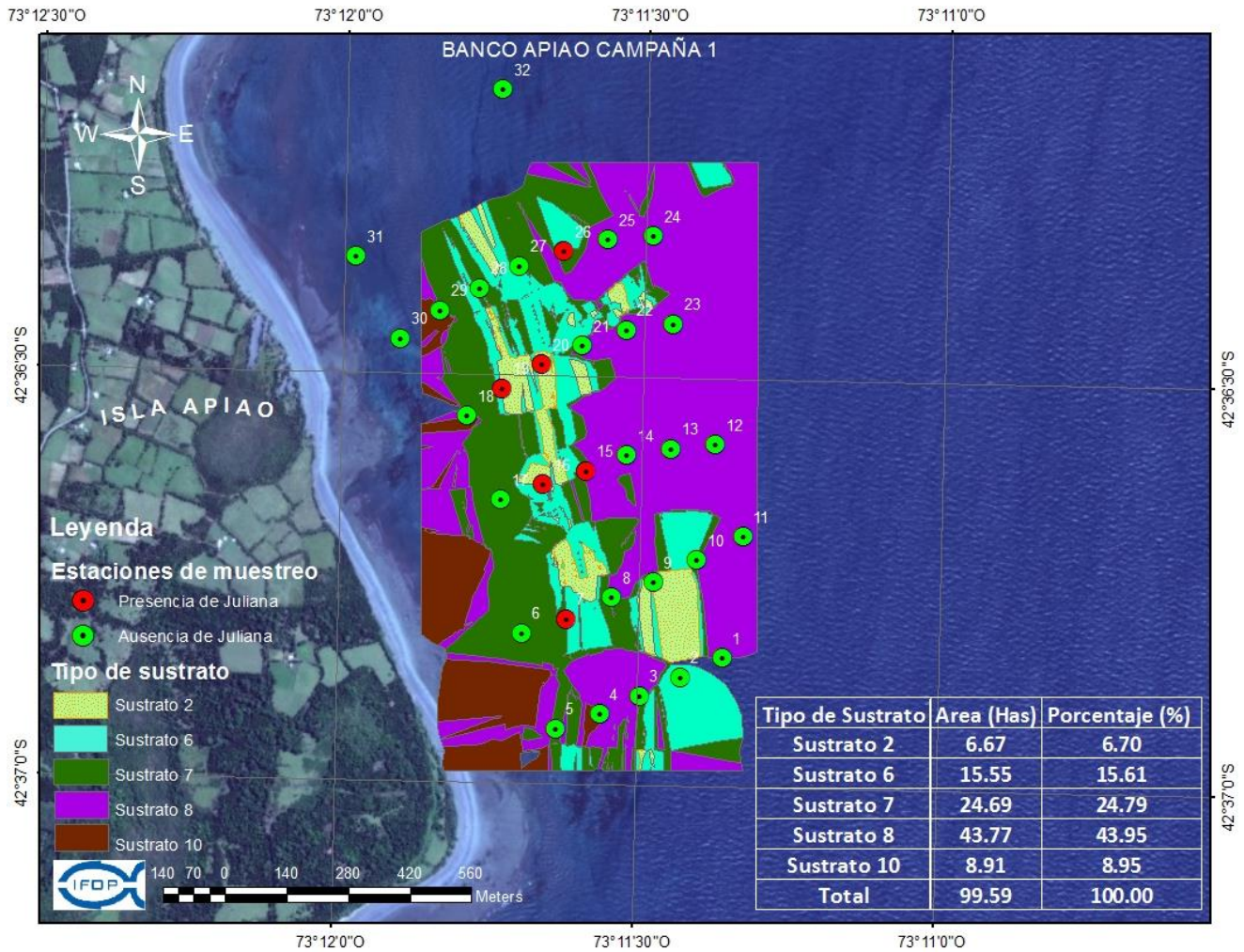
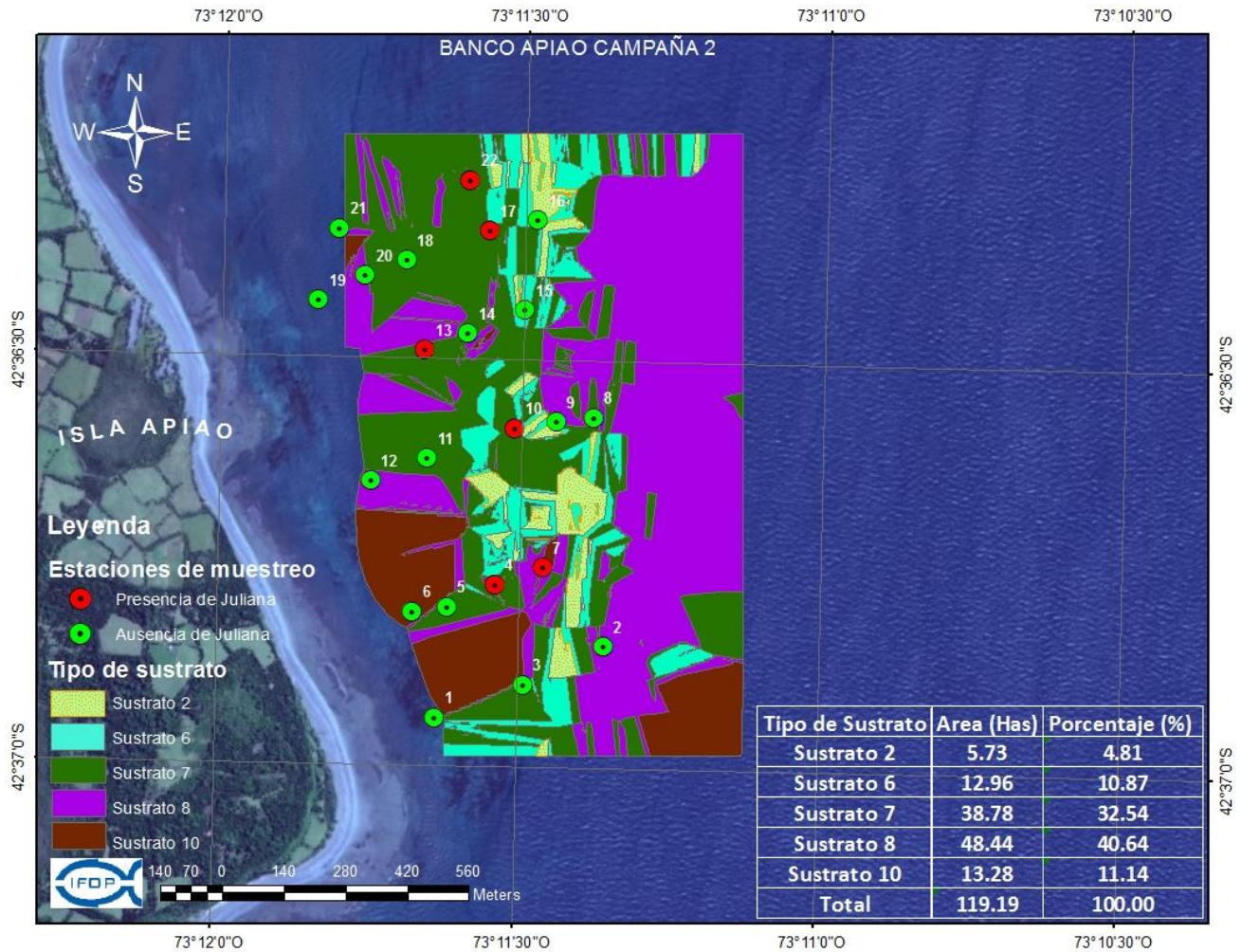


Figura 26. Ubicación de las estaciones de muestreo en Isla Alao. Campaña 2.



Obs: El sustrato 2 es el 3nico con presencia de juliana.

Figura 27. Ubicaci3n de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribuci3n seg3n sustrato, para la Campa1a 1 en Isla Apiao.



Obs: El sustrato 2 es el único con presencia de juliana.

Figura 28. Ubicaci3n de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribuci3n segun sustrato, para la Campa±a 2 (en Isla Apiao).

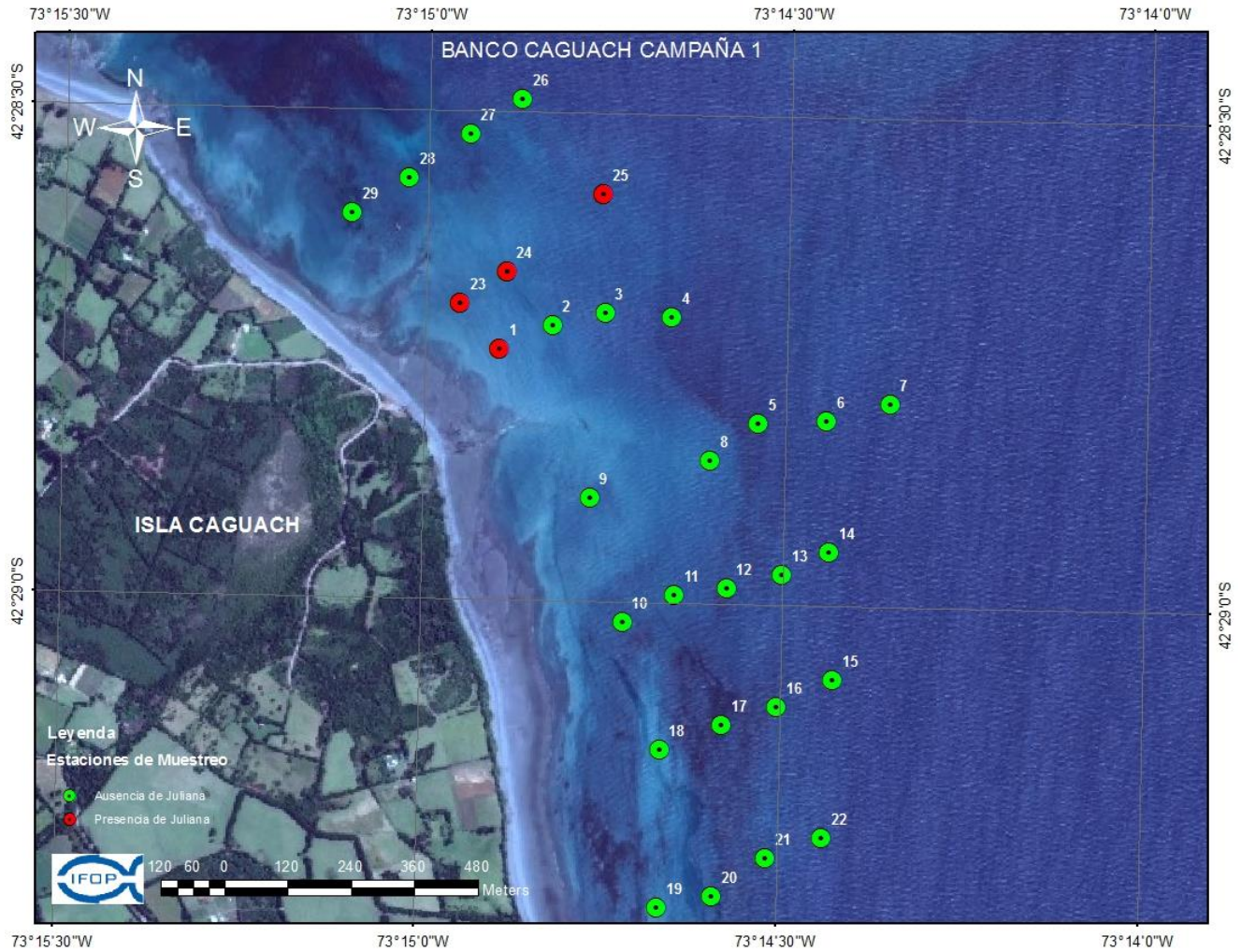


Figura 29. Ubicaci3n de las estaciones de muestreo en Isla Caguach, para la Campa1a 1.

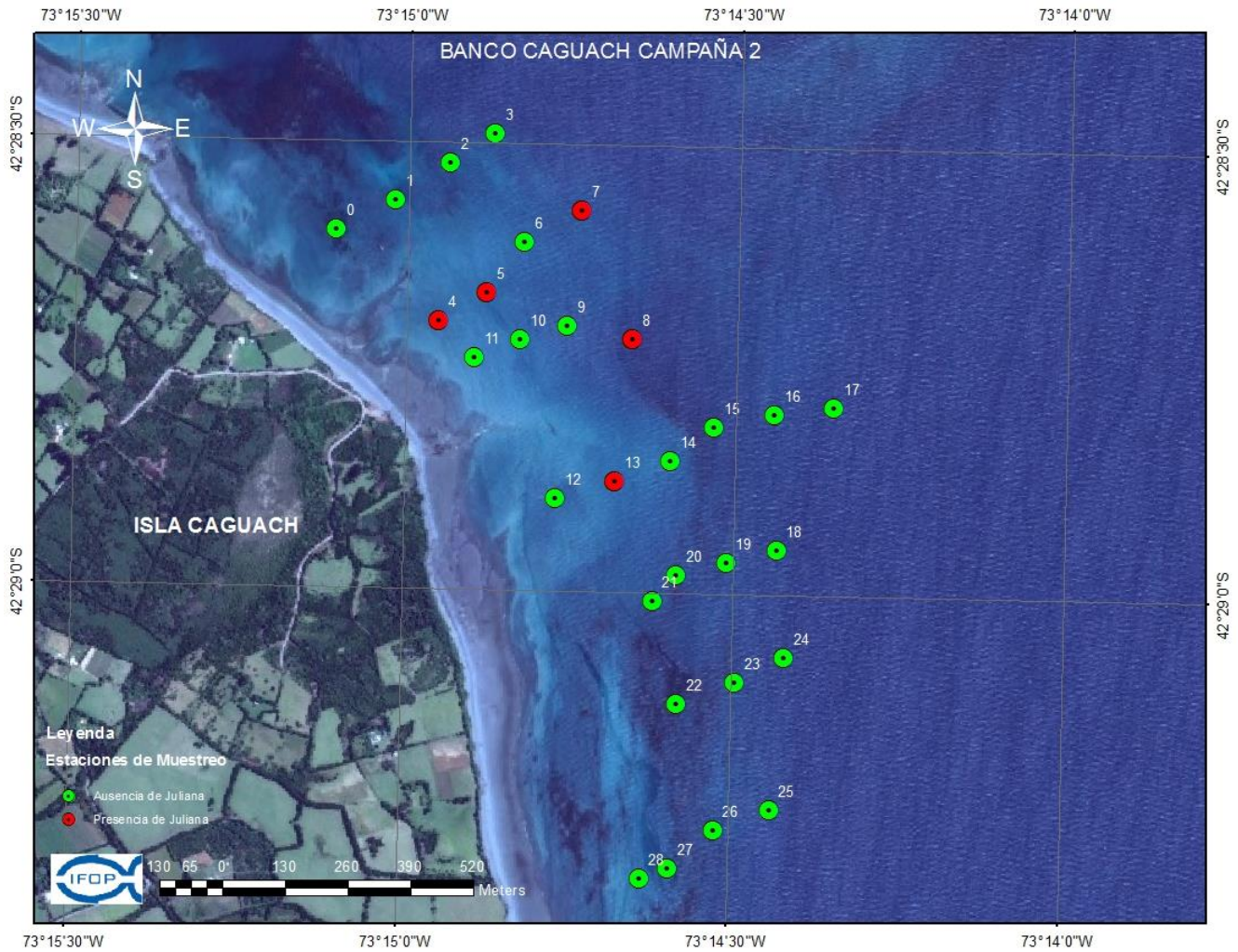


Figura 30. Ubicaci3n de las estaciones de muestreo en Isla Caguach, para la Campa#a 2



De acuerdo a lo señalado, se consideró inapropiado la estimación de abundancia o biomasa, con fines de cálculo de cuota de extracción.

a.4) Quenac

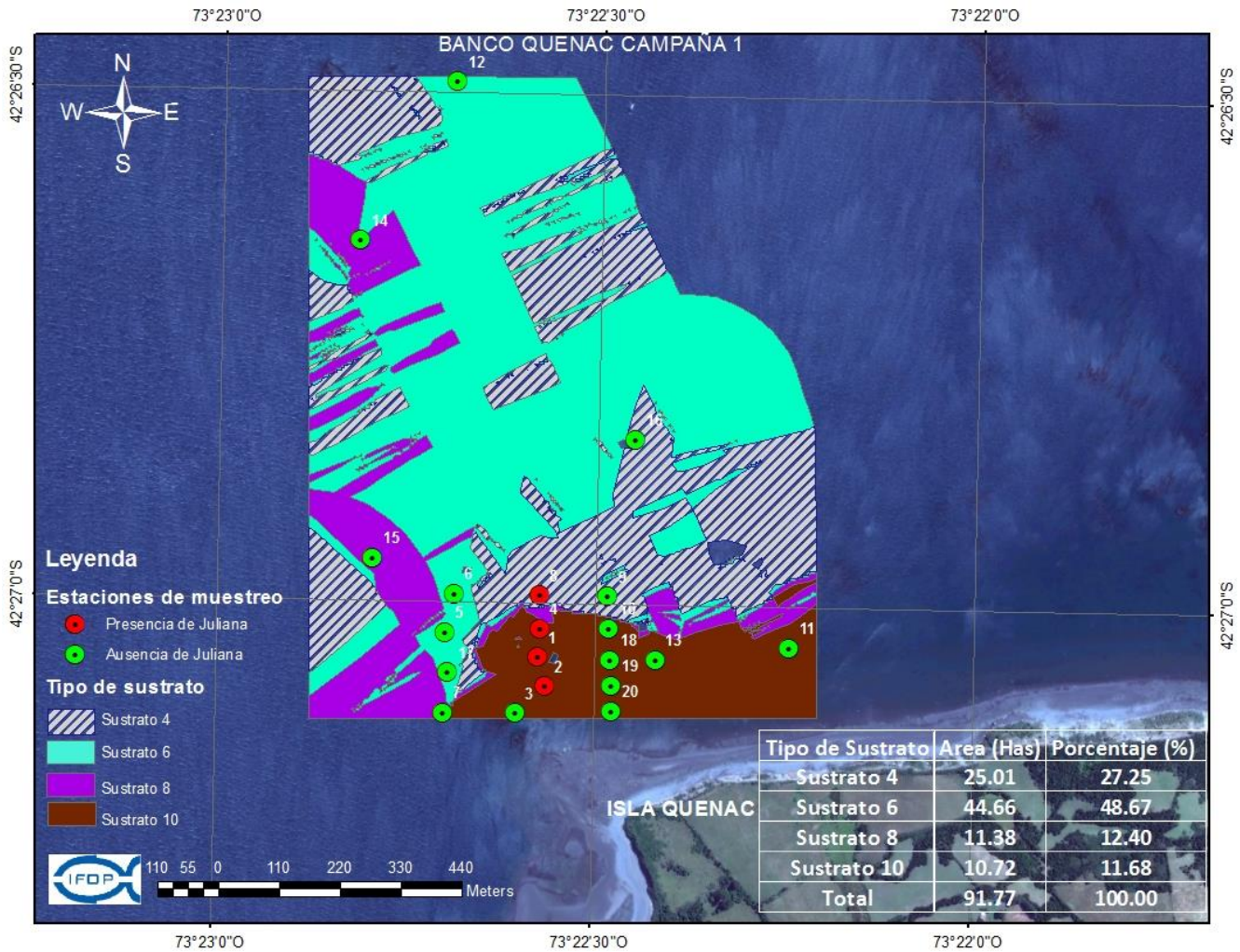
En esta localidad se presentaron porcentajes de cuadrantes de nuestros 83,9 % y 44,4 % en la campaña 1 y 2 respectivamente. Por su parte, la densidad máxima presentó una variación importante, de 1.163 a 376 ejemplares/0,25 m² entre las campañas (**Tabla 9, Figura 31 y Figura 32**).

a.5) Nihuel

En esta localidad en la primera campaña no registró cuadrantes sin juliana y en la segunda campaña el porcentaje fue bajo (15,8 %), en relación a los otros bancos priorizados en el estudio. Por su parte, la densidad máxima presentó una variación intermedia de 462 a 563 (ejemplares/0,25 m²). (**Tabla 9, Figura 33 y Figura 34**).

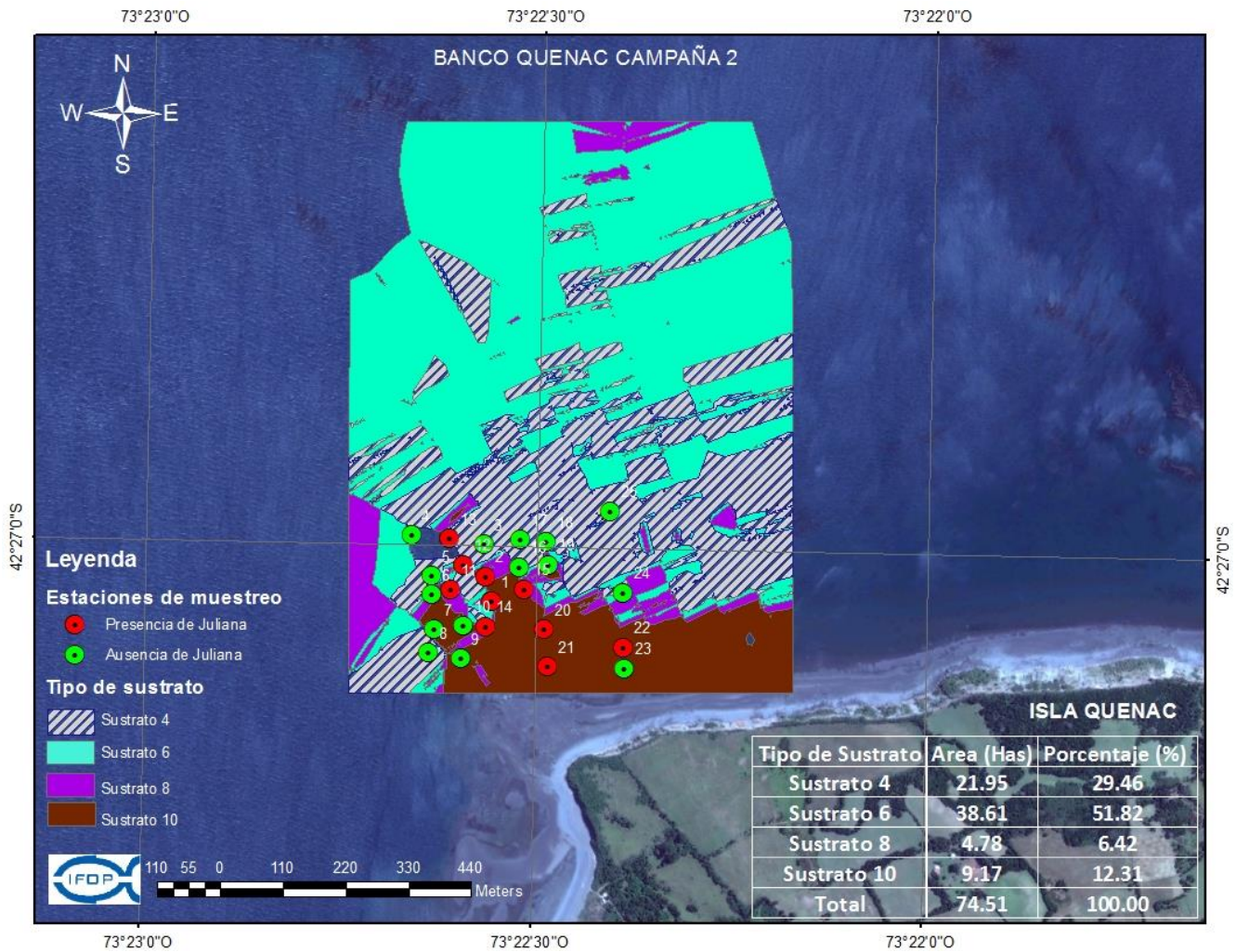
a.6) Chuit

En esta localidad se registraron bajos porcentajes de cuadrantes de muestreos sin juliana (8,3 % y 6,3 % en la campaña 1 y 2 respectivamente), en relación a los otros bancos priorizados en el estudio. Por su parte, se registraron las más altas densidades máximas, que varió de 873 a 1.281 (ejemplares/0,25 m²), entre las campañas (**Tabla 9, Figura 35 y Figura 36**).



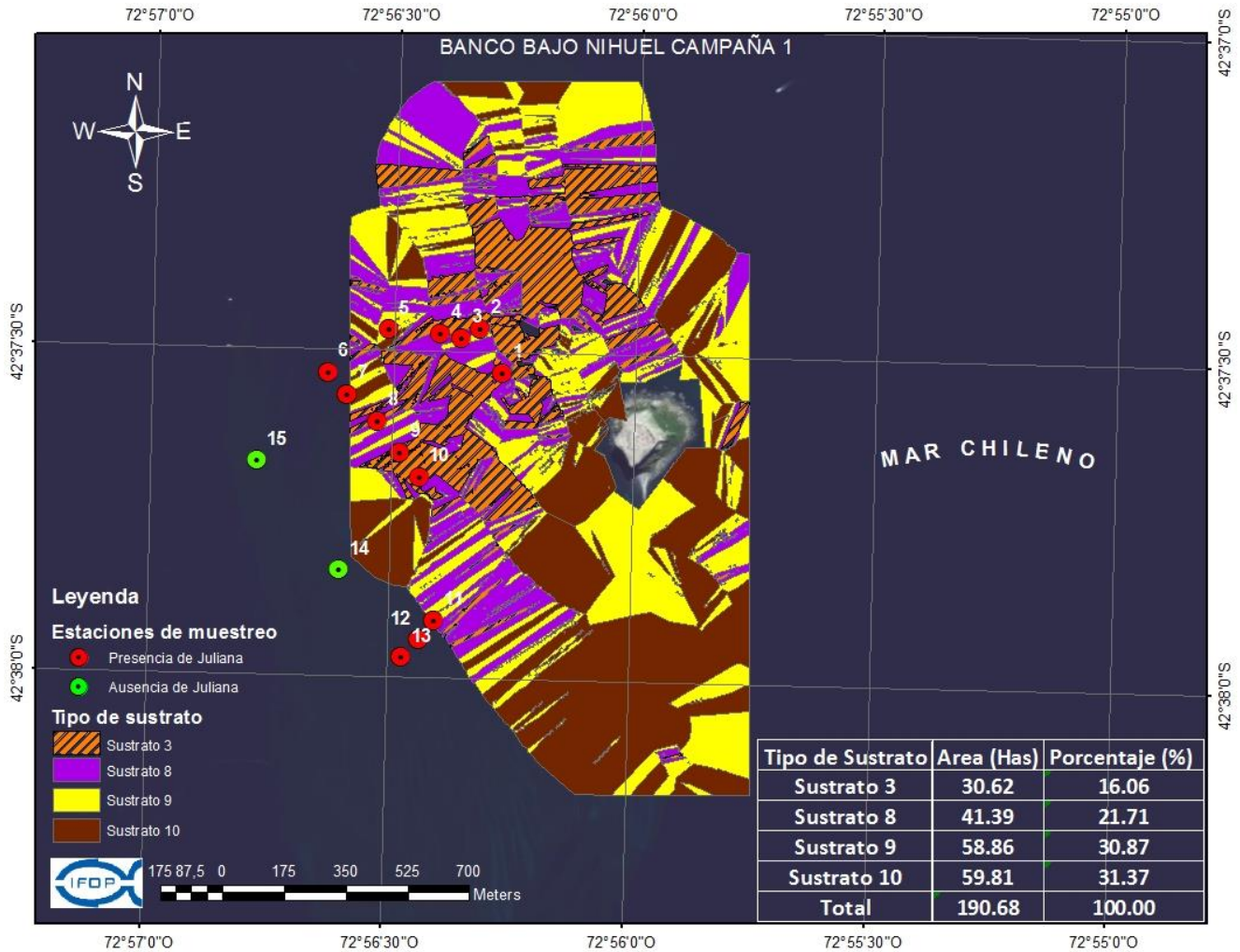
Obs: El sustrato 4 es el único con presencia de Juliana.

Figura 31. Ubicaci3n de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribuci3n segun sustrato, para la Campa±a 1 en Isla Quenac.



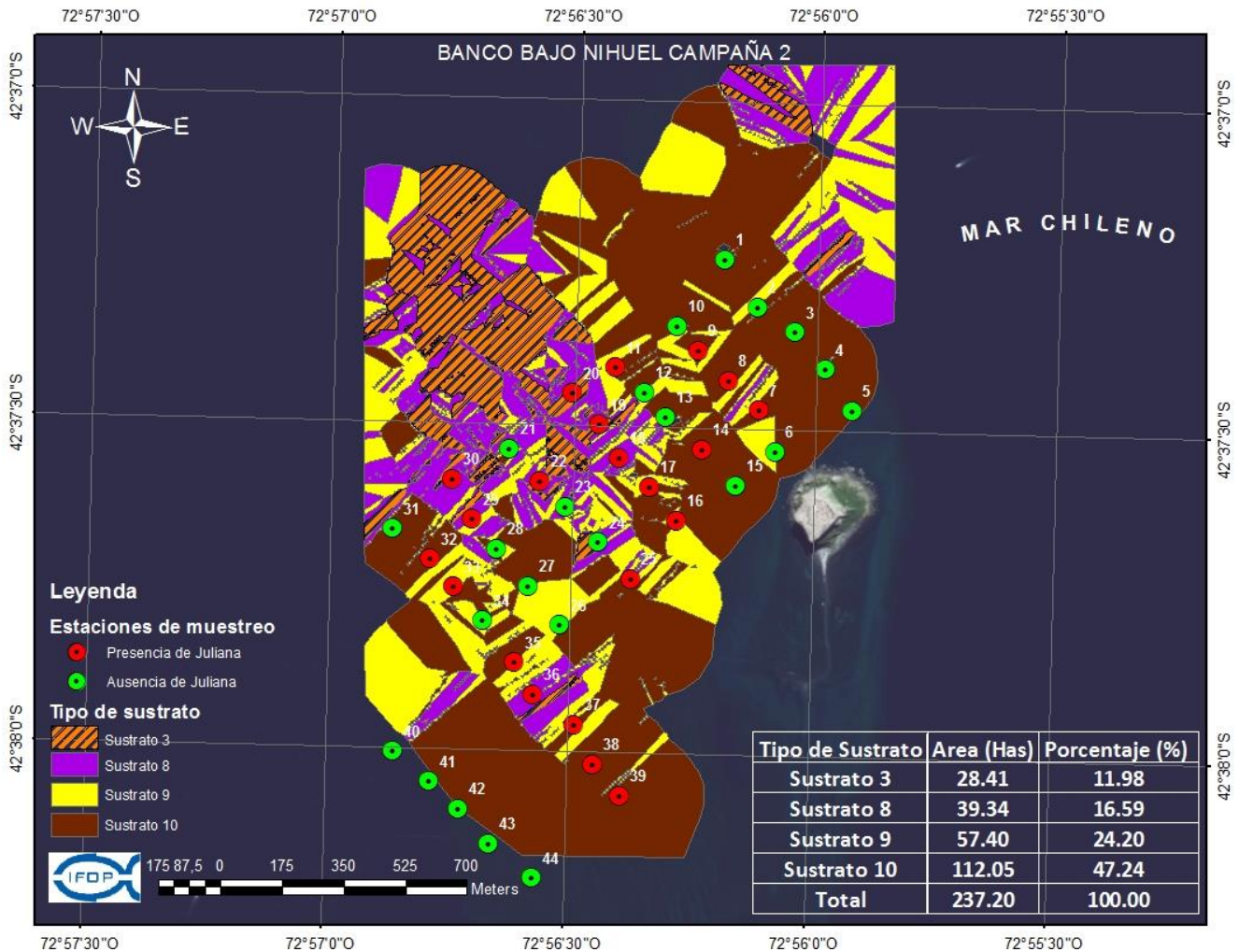
Obs: El sustrato 4 es el 3nico con presencia de Juliana.

Figura 32. Ubicaci3n de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribuci3n seg3n sustrato, para la Campa2a 2 en Isla Quenac.



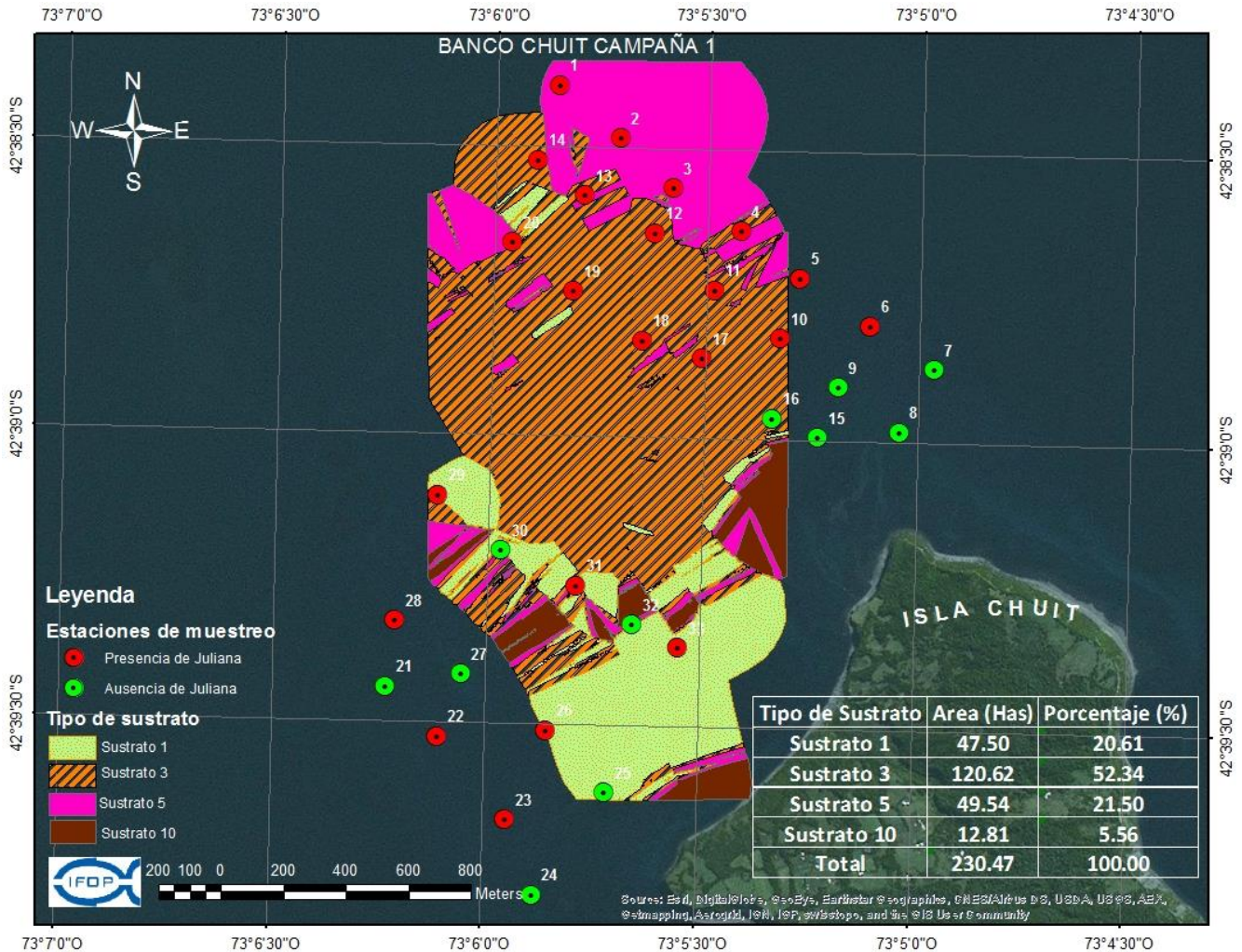
Obs: El sustrato 3 es el 3nico con presencia de juliana.

Figura 33. Ubicaci3n de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribuci3n seg3n sustrato, para la Campa1a 1 en Bajo Nihuel.



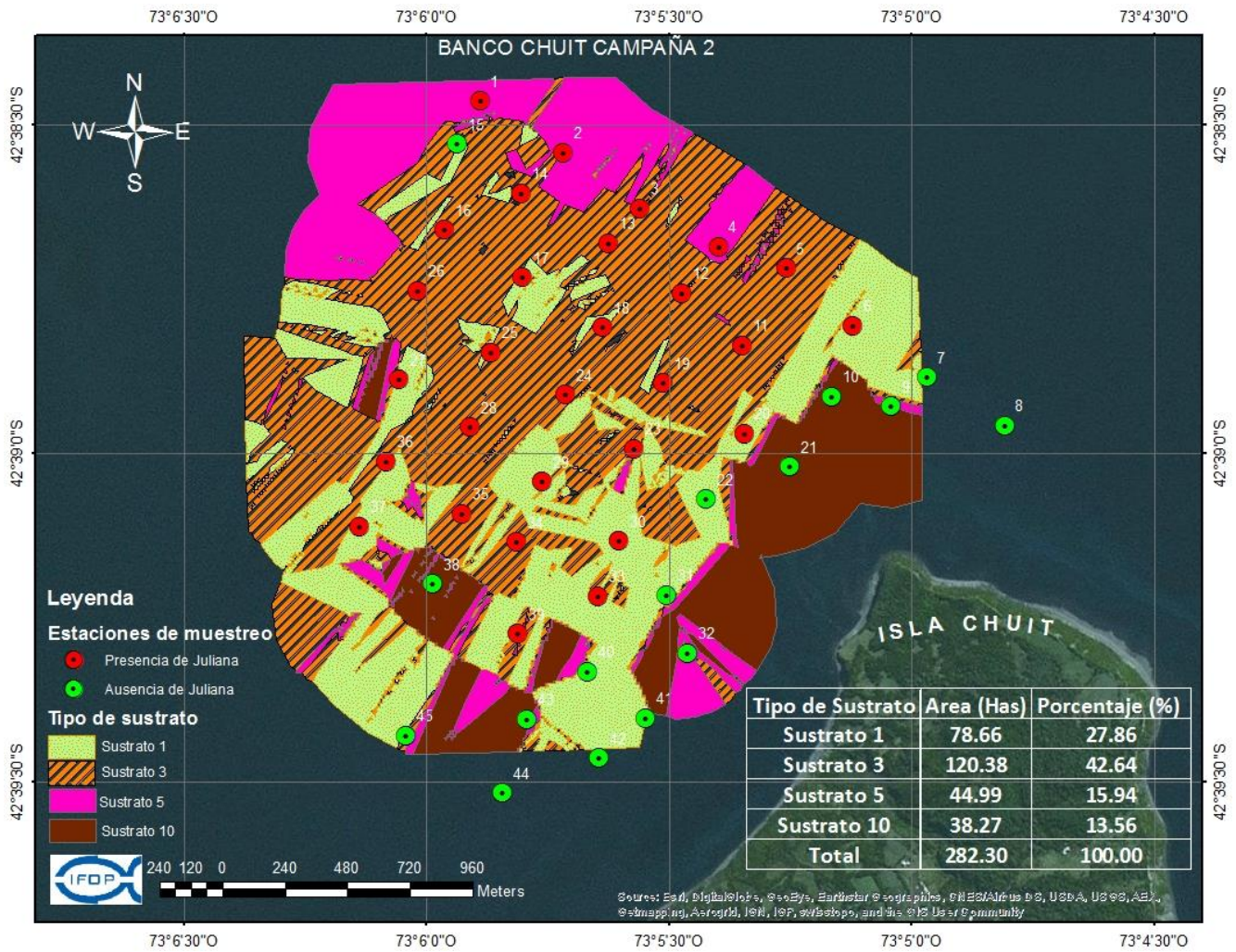
Obs: El sustrato 3 es el #nico con presencia de juliana.

Figura 34. Ubicaci3n de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribuci3n seg#n sustrato, para la Campa#a 2 en Bajo Nihuel.



Obs: El sustrato 1 y sustrato 3 con presencia de juliana.

Figura 35. Ubicación de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribución según sustrato, para la Campaña 1 en Isla Chuit.



Obs: El sustrato 1 y sustrato 3 con presencia de juliana.

Figura 36. Ubicaci3n de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribuci3n segun sustrato, para la Campa2a 2 en Isla Chuit.



a.7) Tirúa

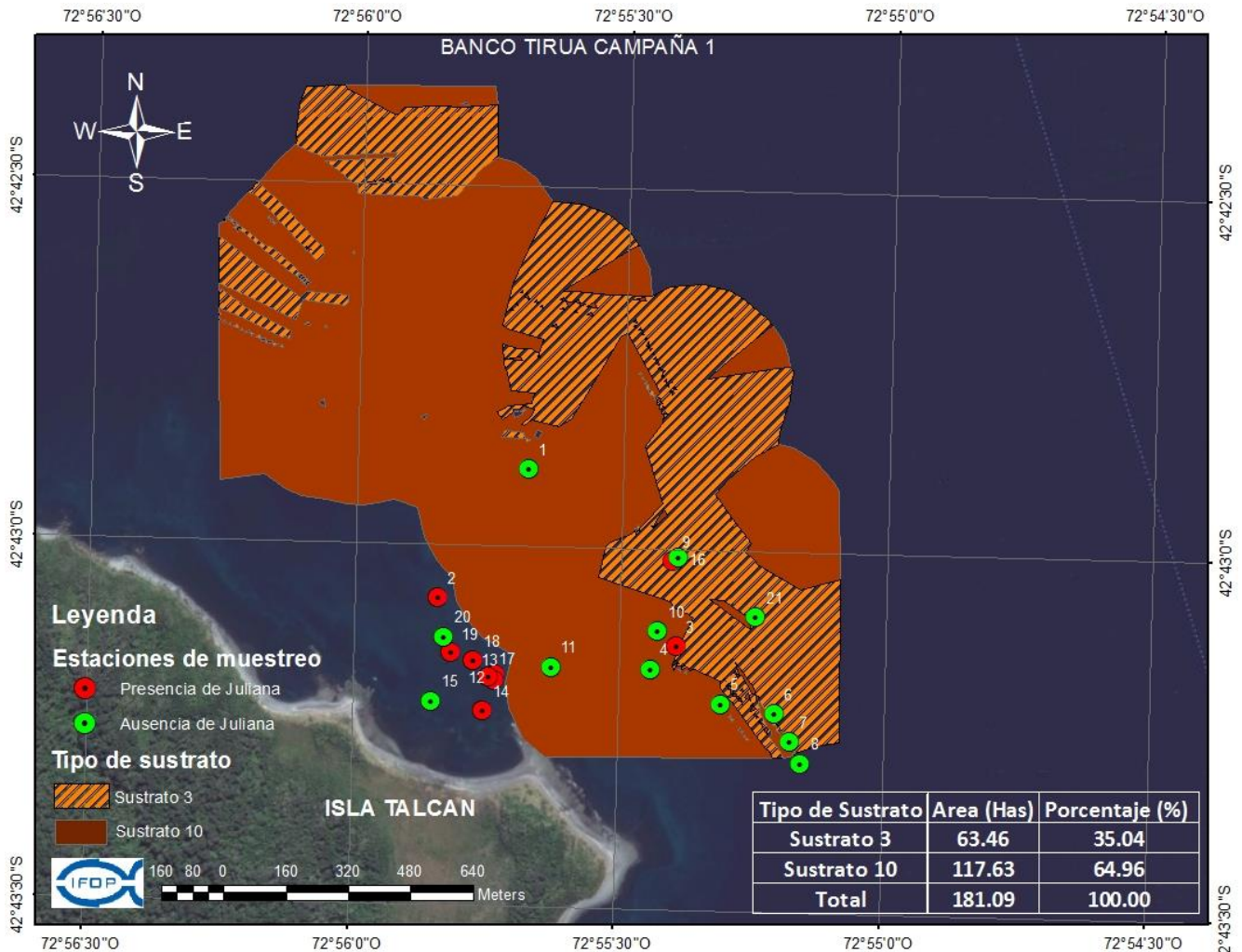
En esta localidad se registraron porcentajes intermedios de cuadrantes de muestreos sin juliana (46,7 % y 55,6 % en la campa1a 1 y 2 respectivamente), en relaci3n a los otros bancos priorizados en el estudio. Del mismo modo, la densidad m1xima present3 una variaci3n intermedia de 291 a 425 (ejemplares/0,25 m²), entre las campa1as (**Tabla 9, Figura 37 y Figura 38**).

a.8) Naranjo

En esta localidad se registraron bajos porcentajes de cuadrantes de muestreos sin juliana (27,8 % y 33,3 % en la campa1a 1 y 2 respectivamente), en relaci3n a los otros bancos priorizados en el estudio. Por su parte, se registraron altas densidades m1ximas, que vari3 de 1.078 a 520 (ejemplares/0,25 m²), entre las campa1as (**Tabla 9, Figura 39 y Figura 40**).

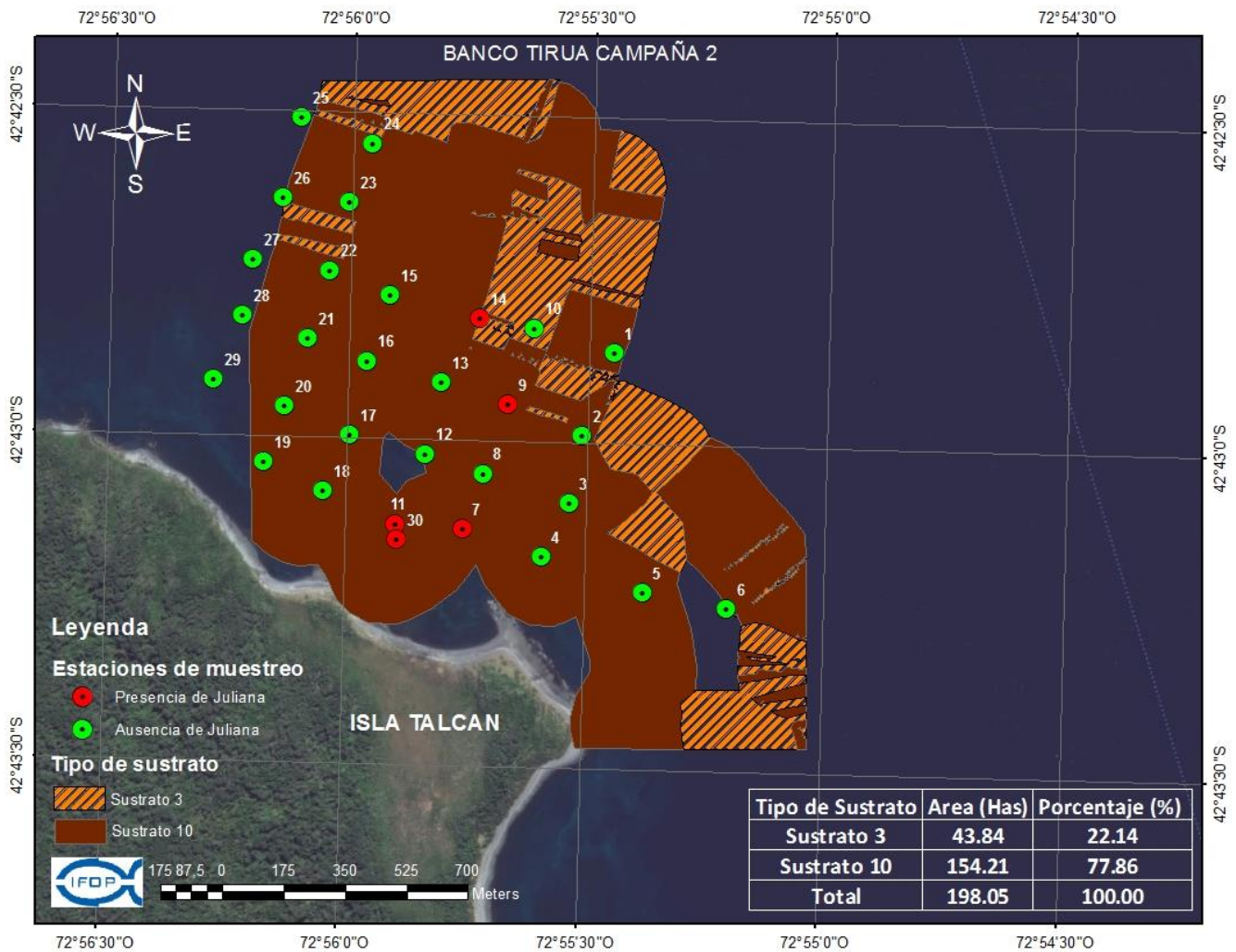
b) Estimaciones de abundancia y biomasa

El resumen de las estimaciones de abundancia (n1mero de ejemplares) y biomasa (ton) por banco priorizados en el estudio, se presentan en la **Tabla 10**. Cabe se1alar, que no se estimaron estos par1metros para Isla Alao e Isla Caguach, dado los bajos registros de densidades (ejemplares/0,25 m²), que hace suponer que no constituyen bancos de juliana. Por su parte, Isla Apiao presenta bajas magnitudes en las estimaciones, en relaci3n a los otros bancos. De todo el grupo, destacan los bancos de Isla Chuit y Naranjo, que registran las m1s altas estimaciones.



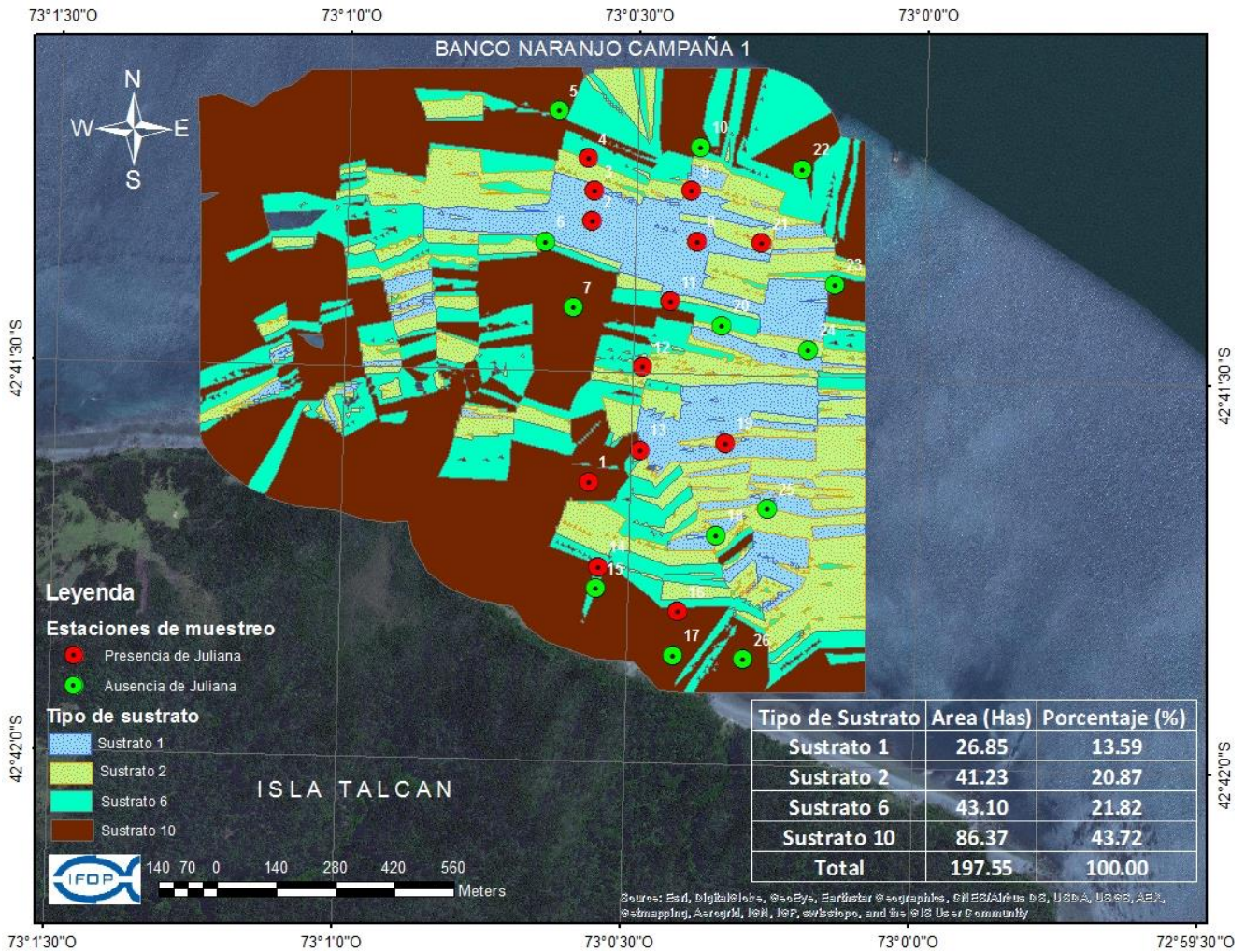
Obs: El sustrato 3 es el único con presencia de juliana.

Figura 37. Ubicación de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribución según sustrato, para la Campaña 1 en Tirúa.



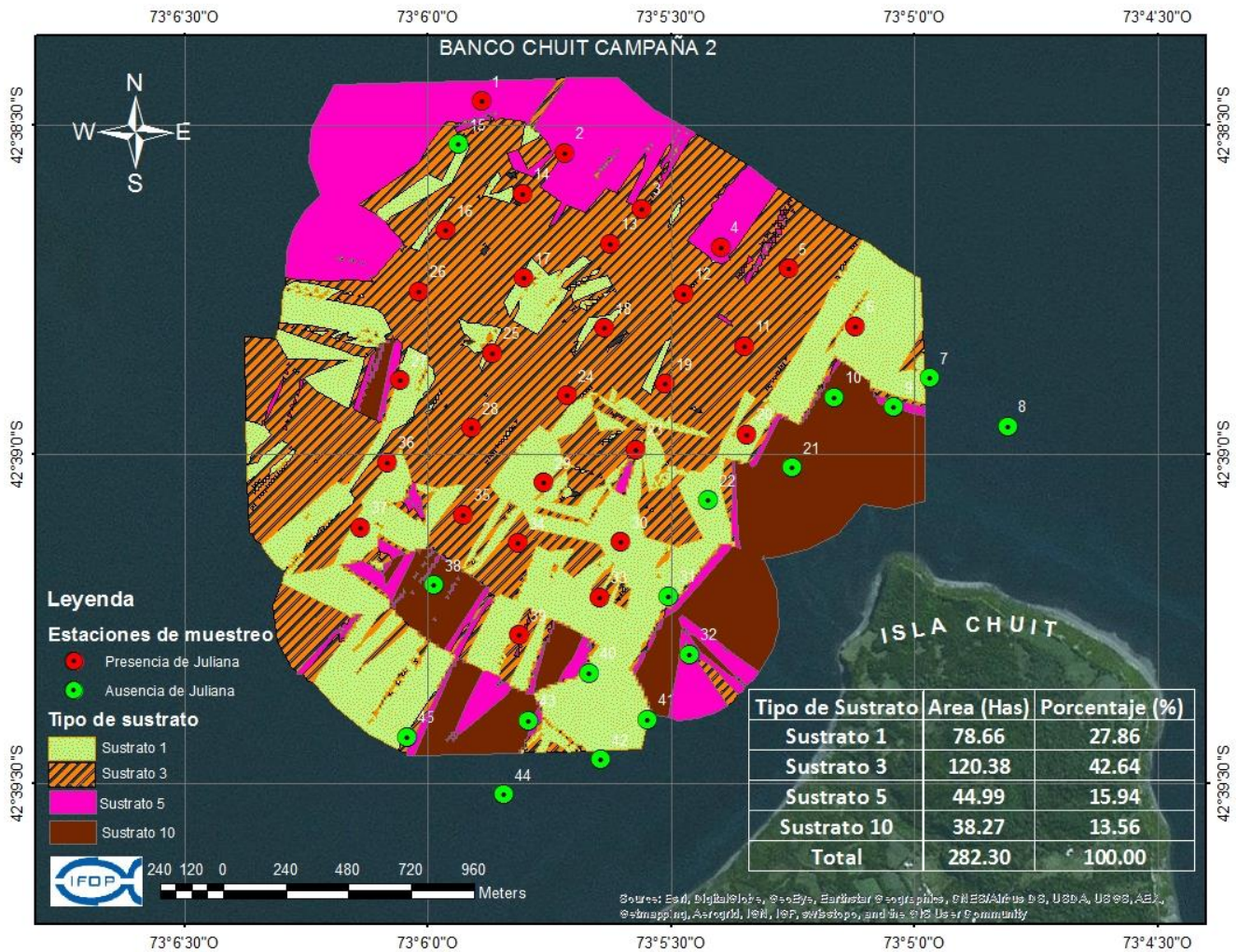
Obs: El sustrato 3 es el único con presencia de juliana.

Figura 38. Ubicación de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribución según sustrato, para la Campaña 2 en Tirúa.



Obs: El sustrato 1 y sustrato 2 con presencia de Juliana.

Figura 39. Ubicaci3n de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribuci3n seg3n sustrato, para la Campa1a 1 en Naranja.



Obs: El sustrato 1 y sustrato 2 con presencia de juliana.

Figura 40. Ubicaci3n de las estaciones de muestreo y estimaciones de superficie de distribuci3n segun sustrato, para la Campa#a 2 en Naranjo.

**Tabla 10.**

Estimaciones de Abundancia (nro) y Biomasa (t) por banco.

a) Abundancia (nro de ejemplares)

Banco	Campaña 1		Campaña 2	
	Abundancia (nro)	s (nro)	Abundancia (nro)	s (nro)
Isla Alao	No estimada		No estimada	
Isla Apiao	3.367.765	248.746	4.023.733	330.328
Isla Caguach	No estimada		No estimada	
Isla Quenac	58.023.200	2.932.075	156.174.250	12.156.669
Bajo Nihuel	182.463.795	6.691.221	167.250.168	5.140.432
Isla Chuit	2.158.660.800	59.982.474	3.821.650.933	71.673.133
Tirua	175.093.191	12.027.055	141.781.807	12.027.055
Naranjo	367.565.956	18.316.021	217.014.495	9.868.199

b) Biomasa (t)

Banco	Campaña 1		Campaña 2	
	Biomasa (t)	s (t)	Biomasa (t)	s (t)
Isla Alao	No estimada		No estimada	0,0
Isla Apiao	11,5	1,3	13,3	0,8
Isla Caguach	No estimada		No estimada	0,0
Isla Quenac	224,1	18,8	150,8	14,4
Bajo Nihuel	625,0	122,5	571,8	52,5
Isla Chuit	7.780,2	484,0	12.148,4	766,9
Tirua	557,1	36,8	495,9	48,5
Naranjo	1.190,7	68,1	682,9	85,7

Por otra parte, las estimaciones de abundancia a la talla y biomasa a la talla, se presentan en la **Tabla 11** y **Tabla 12**.

c) Comparaci3n con resultados de anteriores evaluaciones

La revisi3n de antecedentes bibliogr3ficos dio como resultados que el 3nico estudio disponible y comparable de evaluaciones directas, es el realizado por la Fundaci3n Chinquihue, en el marco del proyecto "Evaluaci3n directa del recurso juliana *Tawera gayi* en el mar interior de Chilo3 e Islas Desertores, Regi3n de Los Lagos", Cod. N3 2013-5-DAP-1 (Fundaci3n Chinquihue, 2013); entre febrero y abril de 2013 se realizaron evaluaciones directas en los 8 bancos de inter3s para el estudio FiP 2014-20.. En la **Tabla 13** se destacan aspectos sustantivos en los dos proyectos. Los resultados principales de estos estudios, por banco priorizado, se presentan de la **Tabla 14** a la **Tabla 21**.



Tabla 11.
Estimaciones de Abundancia (número de ejemplares) a la talla, por banco.

Banco Campaña	ALAO		APIAO		CAGUACH		QUENAC		NIHUEL		CHUIT		TIRUA		NARANJO	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Abundancia a la talla	No estimada	No estimada	3.367.765	4.023.733	No estimada	No estimada	78.891.759	50.924.000	182.463.795	167.250.168	2.158.660.800	3.821.650.933	175.093.191	141.781.807	367.565.956	217.014.495
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	280.714	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	280.714	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	280.714	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	795.878	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	280.714	0	0	0	0	0	0	305.654
9	0	0	0	0	0	0	0	0	561.427	0	0	0	265.293	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	1.403.568	0	2.512.993	0	0	0	0	305.654
11	0	0	0	26.736	0	0	0	0	2.807.135	0	0	0	530.585	218.126	0	916.963
12	0	0	0	13.368	0	0	0	0	4.210.703	0	12.564.964	0	0	0	0	611.308
13	0	0	0	0	0	0	0	0	1.684.281	0	20.103.942	0	1.061.171	218.126	0	1.833.925
14	0	0	0	40.104	0	0	0	0	4.210.703	0	2.512.993	5.382.607	1.326.464	218.126	0	1.833.925
15	0	0	0	53.472	0	0	0	0	2.526.422	0	22.616.935	26.913.035	2.918.220	0	0	1.833.925
16	0	0	0	80.207	0	0	0	0	1.403.568	497.029	57.798.834	86.121.711	3.979.391	218.126	560.314	5.196.122
17	0	0	0	113.627	0	0	464.069	0	3.368.562	248.514	85.441.755	69.973.890	3.448.805	218.126	0	1.222.617
18	0	0	0	187.150	0	0	232.035	0	1.684.281	0	67.850.805	91.504.318	7.693.489	0	0	611.308
19	0	0	4.888	200.518	0	0	464.069	0	3.087.849	745.543	173.396.502	145.330.388	6.101.732	872.503	7.284.081	916.963
20	0	0	0	147.047	0	0	1.044.156	75.109	3.649.276	2.236.629	216.117.379	188.391.243	9.285.245	654.378	16.249.105	305.654
21	0	0	0	86.891	0	0	2.668.398	0	3.087.849	1.988.115	180.935.480	118.417.353	6.101.732	2.835.636	26.895.070	0
22	0	0	39.103	93.575	0	0	5.336.795	525.764	5.894.984	3.230.687	103.032.704	177.626.029	6.101.732	4.144.391	33.618.837	2.750.888
23	0	0	53.767	120.311	0	0	2.552.380	1.577.292	7.579.265	4.721.773	32.668.906	172.243.422	6.632.318	4.580.643	42.583.861	916.963
24	0	0	92.870	260.674	0	0	4.756.709	1.652.401	14.035.677	3.727.715	70.363.798	220.686.885	7.958.781	8.943.160	45.945.744	4.890.467
25	0	0	102.646	434.456	0	0	7.889.176	2.628.820	15.719.958	6.212.859	47.746.863	376.782.486	12.203.465	8.288.783	36.420.407	10.086.589
26	0	0	210.180	568.135	0	0	7.077.055	4.806.985	26.667.785	14.910.862	57.798.834	387.547.700	15.917.563	14.396.307	33.618.837	9.780.935
27	0	0	307.938	588.187	0	0	6.380.951	6.684.714	19.088.520	9.692.060	35.181.899	306.808.596	14.591.099	19.413.201	30.817.268	25.369.300
28	0	0	327.489	387.669	0	0	6.148.917	9.689.080	15.439.244	13.419.776	35.181.899	409.078.128	18.039.905	14.178.181	17.369.733	24.146.683
29	0	0	410.584	340.881	0	0	9.049.349	7.811.351	13.193.536	18.390.063	82.928.762	193.773.850	16.978.734	18.976.950	20.171.302	27.203.225
30	0	0	689.194	173.783	0	0	9.745.453	6.910.041	11.228.541	11.183.146	82.928.762	156.095.602	12.999.343	19.849.453	8.404.709	27.203.225
31	0	0	606.100	60.155	0	0	7.889.176	4.806.985	5.614.271	19.135.606	133.188.617	215.304.278	9.019.952	11.996.922	14.568.163	23.535.375
32	0	0	317.714	40.104	0	0	5.104.761	2.103.056	6.456.411	16.153.434	223.656.358	199.156.457	5.305.854	8.506.908	12.326.907	20.478.833
33	0	0	87.982	6.684	0	0	812.121	826.201	2.807.135	7.703.945	165.857.524	123.799.960	2.387.634	1.090.629	10.645.965	11.309.206
34	0	0	83.094	0	0	0	580.086	675.982	1.964.995	9.195.032	133.188.617	80.739.104	2.387.634	872.503	5.603.140	6.418.739
35	0	0	19.552	0	0	0	464.069	75.109	842.141	6.958.402	60.311.827	53.826.069	530.585	218.126	1.680.942	4.279.159
36	0	0	14.664	0	0	0	116.017	0	1.122.854	8.698.003	40.207.885	10.765.214	265.293	654.378	2.241.256	1.833.925
37	0	0	0	0	0	0	116.017	0	0	3.230.687	7.538.978	0	265.293	0	560.314	305.654
38	0	0	0	0	0	0	0	75.109	0	3.230.687	2.512.993	5.382.607	0	218.126	0	0
39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.242.572	0	0	0	0	0	305.654
40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	497.029	0	0	0	0	0	0
42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.512.993	0	0	0	0	0
43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	305.654



Tabla 12.
Estimaciones de Biomasa (t) a la talla, por banco.

Banco Campaña	ALAO		APIAO		CAGUACH		QUENAC		NIHUEL		CHUIT		TIRUA		NARANJO	
	1 No estimada	2 No estimada	1 11	2 13	1 No estimada	2 No estimada	1 224	2 151	1 625	2 572	1 7.780	2 12.148	1 557	2 496	1 1.191	2 683
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	9	0	0	0	0	1
11	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	2	1	0	3
12	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	45	0	0	0	0	2
13	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	72	0	3	1	0	6
14	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	9	17	4	1	0	6
15	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	82	86	9	0	0	6
16	0	0	0	0	0	0	0	0	5	2	208	274	13	1	2	16
17	0	0	0	0	0	0	1	0	12	1	308	222	11	1	0	4
18	0	0	0	1	0	0	1	0	6	0	245	291	24	0	0	2
19	0	0	0	1	0	0	1	0	11	3	625	462	19	3	24	3
20	0	0	0	0	0	0	3	0	12	8	779	599	30	2	53	1
21	0	0	0	0	0	0	8	0	11	7	652	376	19	10	87	0
22	0	0	0	0	0	0	15	2	20	11	371	565	19	14	109	9
23	0	0	0	0	0	0	7	5	26	16	118	548	21	16	138	3
24	0	0	0	1	0	0	14	5	48	13	254	702	25	31	149	15
25	0	0	0	1	0	0	22	8	54	21	172	1.198	39	29	118	32
26	0	0	1	2	0	0	20	14	91	51	208	1.232	51	50	109	31
27	0	0	1	2	0	0	18	20	65	33	127	975	46	68	100	80
28	0	0	1	1	0	0	17	29	53	46	127	1.300	57	50	56	76
29	0	0	1	1	0	0	26	23	45	63	299	616	54	66	65	86
30	0	0	2	1	0	0	28	20	38	38	299	496	41	69	27	86
31	0	0	2	0	0	0	22	14	19	65	480	684	29	42	47	74
32	0	0	1	0	0	0	14	6	22	55	806	633	17	30	40	64
33	0	0	0	0	0	0	2	2	10	26	598	394	8	4	34	36
34	0	0	0	0	0	0	2	2	7	31	480	257	8	3	18	20
35	0	0	0	0	0	0	1	0	3	24	217	171	2	1	5	13
36	0	0	0	0	0	0	0	0	4	30	145	34	1	2	7	6
37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	27	0	1	0	2	1
38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	9	17	0	1	0	0
39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	1
40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0
43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1



Tabla 13.
Resumen de aspectos metodológicos relevantes en las evaluaciones directas.

Aspecto	Proyecto	
	Cod. N° 2013-5-DAP-1	FIP 2014-20
Superficie de evaluación	No se especifica la metodología de estimación	Se especifica
Expansión de densidad (ejemplares/m ²) al área de distribución del recurso.	Considera la superficie de evaluación como el área de distribución del recurso, a la cual se expande la densidad para estimar abundancia.	Se estima superficie de evaluación y de distribución del recurso. Esta última es el área a la cual se expande la densidad.
Estimación de superficie por tipo de sustrato	No discrimina tipo de sustratos	Se estiman superficies por tipo de sustrato.
Unidad de muestreo	Cuadrante de 1/16 m ² (0,0625 m ²)	Cuadrante de 0,25 m ²



Tabla 14.

Resumen Evaluaciones directas realizadas en el sector Isla Alao.

Estimados	Fundación Chiquihue (Proyecto N° 2013-15-DAP-1)	IFOP (Proyecto FIP 2014-20)	
		Campaña 1	Campaña 2
Fecha de evaluación	30//04/2013	18-10-2015	25-01-2016
Unidad de muestreo (tipo y superficie)	Cuadrante de 1/16 m ²	Cuadrante de 0,25m ²	
Tamaño de muestra (nro cuadrantes y su equivalencia en m ²)	111 cuadrantes de 0,0625 m ² (6,94 m ²)	108 cuadrantes de 0,25 m ² (27,00 m ²)	123 cuadrantes de 0,25 m ² (30,75 m ²)
Densidad media (ind/m ²) (1)	269,83	24,72	17,84
Desviación Estándar (ind/m ²)	281,55	62,8	81,6
Superficie evaluada (m ²)	507.483	No estimada	No estimada
Superficie encontrada de distribución recurso (m ²)	507.483	No estimada	No estimada
Abundancia (N° Individuos)	136.938.172	No estimada	No estimada
Biomasa (Kg.)	1.054.023	No estimada	No estimada
Fracción Explotable (%)	77,6	99,9	79,2
STOCK (Talla >= 27 mm)	N° Individuos	106.206.173	No estimada
	Peso (Kg.)	915.334	No estimada
STOCK (Talla >= 25 mm)	N° Individuos	No estimada	No estimada
	Peso (Kg.)	No estimada	No estimada
Tallas (mm)			
N° individuos de la muestra	303	678	490
▪ Promedio (mm)	28,29	31,9	28,2
▪ Desviación Estándar	3,23	2,2	4,3
▪ Mínimo (mm)	14	24	12,5
▪ Máximo (mm)	37	42	37,5
Relación longitud – peso			
N° individuos de la muestra	170	678	490
a	0,0001604	0,004	0,00008
b	3,2116249	2,2981	3,398
r ²	0,8974831	0,5688	0,9385

(1) Para fines comparativos, en el caso del proyecto FIP 2014 - 20 la densidad estimada en ind/0,25 m² fue multiplicada por 4 .



Tabla 15.

Resumen Evaluaciones directas realizadas en el sector Isla Apiao.

Estimados	Fundación Chiquihue (Proyecto N° 2013-15-DAP-1)	IFOP (Proyecto FIP 2014-20)	
		Campaña 1	Campaña 2
Fecha de evaluación	30-04-2013	19-10-2015	17-12-2015
Unidad de muestreo (tipo y superficie)	Cuadrante de 1/16 m ²	Cuadrante de 0,25m ²	
Tamaño de muestra (nro cuadrantes y su equivalencia en m ²)	186 cuadrantes de 0,0625 m ² (11,63 m ²)	138 cuadrantes de 0,25 m ² (34,50 m ²)	66 cuadrantes 0,25 m ² (16,50 m ²)
Densidad media (ind/m ²) (1)	186,94	50,48	70,24
Desviación Estándar	268,27	159,2	183,2
Superficie evaluada (m ²)	1.807.483	995.900	229.200
Superficie encontrada de distribución recurso (m ²)	1.807.483	66.700	229.200
Abundancia (N° Individuos)	337.902.259	3.367.765	4.023.733
Biomasa (Kg.)	2.272.567	11.485	13.341
Fración Explotable (%)	66,7	94,3	64,6
STOCK (Talla >= 27 mm)	N° Individuos	225.268.172	1.597.462
	Peso (Kg.)	1.882.974	5.297
STOCK (Talla >= 25 mm)	N° Individuos	3.177.137	2.600.054
	Peso (Kg.)	10.835	8.621
Tallas (mm)			
N° individuos de la muestra	246	689	602
▪ Promedio (mm)	27,02	29,6	24,7
▪ Desviación Estándar	4,02	2,6	4,3
▪ Mínimo (mm)	13	19,7	11
▪ Máximo (mm)	36	36,5	33
Relación longitud – peso			
N° individuos de la muestra	165	689	602
a	0,0000648	0,00008	0,00009
b	3,4778593	3,4094	3,3146
r ²	0,9242109	0,8217	0,9517

(1) Para fines comparativos, en el caso del proyecto FIP 2014 - 20 la densidad estimada en ind/0,25 m² fue multiplicada por 4 .



Tabla 16.

Resumen Evaluaciones directas realizadas en el sector Caguach.

Estimados	Fundación Chiquihue (Proyecto N° 2013-15-DAP-1)	IFOP (Proyecto FIP 2014-20)	
		Campaña 1	Campaña 2
Fecha de evaluación	01-05-2013	20-10-2015	28-01-2016
Unidad de muestreo (tipo y superficie)	Cuadrante de 1/16 m ²	Cuadrante de 0,25m ²	
Tamaño de muestra (nro cuadrantes y su equivalencia en m ²)	224 cuadrantes de 0,0625 m ² (14,00 m ²)	87 cuadrantes de 0,25 m ² (21,75 m ²)	87 cuadrantes de 0,25 m ² (21,75 m ²)
Densidad media (ind/m ²) (1)	384,07	31,24	13,2
Desviación Estándar	365,55	118,68	38,44
Superficie evaluada (m ²)	517.517	No estimada	No estimada
Superficie encontrada de distribución recurso (m ²)	517.517	No estimada	No estimada
Abundancia (N° Individuos)	198.763.648	No estimada	No estimada
Biomasa (Kg.)	s/i	No estimada	No estimada
Fracción Explotable (%)	81,5	90,7	19,9
STOCK (Talla >= 27 mm)	N° Individuos	85.801.699	No estimada
	Peso (Kg.)	541.644	No estimada
STOCK (Talla >= 25 mm)	N° Individuos	No estimada	No estimada
	Peso (Kg.)	No estimada	No estimada
Tallas (mm)			
N° individuos de la muestra	322	655	226
▪ Promedio (mm)	20,7	28,3	18,6
▪ Desviación Estándar	6,83	2,7	5,5
▪ Mínimo (mm)	10	14,6	11
▪ Máximo (mm)	35	35,3	32
Relación longitud – peso			
N° individuos de la muestra	322	655	226
a	0,0001104	0,0002	0,0001
b	3,2894384	3,089	3,2203
r ²	0,9592046	0,8393	0,9683

(1) Para fines comparativos, en el caso del proyecto FIP 2014 - 20 la densidad estimada en ind/0,25 m² fue multiplicada por 4 .



Tabla 17.

Resumen Evaluaciones directas realizadas en el sector Isla Quenac.

Estimados	Fundación Chiquihue (Proyecto N° 2013-15-DAP-1)	IFOP (Proyecto FIP 2014-20)	
		Campaña 1	Campaña 2
Fecha de evaluación	30-04-2016	16-10-2015	21-01-2016
Unidad de muestreo (tipo y superficie)	Cuadrante de 1/16 m ²	Cuadrante de 0,25m ²	
Tamaño de muestra (nro cuadrantes y su equivalencia en m ²)	96 cuadrantes de 0,0625 m ² (6,00 m ²)	54 cuadrantes de 0,25m ² (20,00 m ²)	75 cuadrantes de 0,25 m ² (18,75 m ²)
Densidad media (ind/m ²) (1)	354,50	315,44	232,00
Desviación Estándar	383,55	937,25	344,60
Superficie evaluada (m ²)	607.855	917.700	745.100
Superficie encontrada de distribución recurso (m ²)	607.855	250.100	219.500
Abundancia (N° Individuos)	215.484.779	78.891.759	50.924.000
Biomasa (Kg.)	1.809.149	224,1	150,8
Fración Explotable (%)	75,1	77,8	92,5
STOCK (Talla >= 27 mm)	N° Individuos	161.802.606	46.406.917
	Peso (Kg.)	1.625.533	131.801
STOCK (Talla >= 25 mm)	N° Individuos	61.373.148	47.093.434
	Peso (Kg.)	174.303	139.461
Tallas (mm)			
N° individuos de la muestra	285	680	678
▪ Promedio (mm)	28,87	27,4	28,5
▪ Desviación Estándar	4,43	3,5	2,4
▪ Mínimo (mm)	15	17	20,5
▪ Máximo (mm)	36	37,1	38,3
Relación longitud – peso			
N° individuos de la muestra	152	680	678
a	0,0000578	0,0005	0,0003
b	3,507131	2,8353	2,9584
r ²	0,9199208	0,8877	0,8415

(1) Para fines comparativos, en el caso del proyecto FIP 2014 - 20 la densidad estimada en ind/0,25 m² fue multiplicada por 4 .



Tabla 18.

Resumen Evaluaciones directas realizadas en el sector Bajo Nihuel.

Estimados	Fundación Chiquihue (Proyecto N° 2013-15-DAP-1)	IFOP (Proyecto FIP 2014-20)	
		Campaña 1	Campaña 2
Fecha de evaluación	20-02-2013	07-05-2015	13-12-2015
Unidad de muestreo (tipo y superficie)	Cuadrante de 1/16 m ²	Cuadrante de 0,25m ²	
Tamaño de muestra (nro cuadrantes y su equivalencia en m ²)	180 cuadrantes de 0,0625 m ² (11,25 m ²)	39 cuadrantes de 0,25m ² (11,25 m ²)	57 cuadrantes de 0,25m ² (33,0 m ²)
Densidad media (ind/m ²) (1)	2.106	595,88	588,68
Desviación Estándar	2.202	546	546,4
Superficie evaluada (m ²)	1.453.972,71	1.906.800	2.372.000
Superficie encontrada de distribución recurso (m ²)	1.453.972,71	306.200	284.100
Abundancia (N° Individuos)	3.061.484.947	182.463.795	167.250.168
Biomasa (Kg.)	22.662.683	624.968	571.847
Fracción Explotable (%)	35,1	65,8	89,6
STOCK (Talla >= 27 mm)	N° Individuos	1.045.985.994	77.757.648
	Peso (Kg.)	16.211.864	266.336
STOCK (Talla >= 25 mm)	N° Individuos	120.145.391	149.854.163
	Peso (Kg.)	411.522	512.369
Tallas (mm)			
N° individuos de la muestra	402	650	673
▪ Promedio (mm)	23,79	25,2	29,8
▪ Desviación Estándar	7,52	5,6	4,3
▪ Mínimo (mm)	6	4,6	16
▪ Máximo (mm)	40	36,5	41
Relación longitud - peso			
N° individuos de la muestra	197	650	673
a	0,0027872	0,00007	0,00007
b	2,4362343	3,4244	3,4183
r ²	0,9550381	0,9481	0,928

(1) Para fines comparativos, en el caso del proyecto FIP 2014 - 20 la densidad estimada en ind/0,25 m² fue multiplicada por 4 .



Tabla 19.

Resumen Evaluaciones directas realizadas en el sector Isla Chuit.

Estimados	Fundación Chiquihue (Proyecto N° 2013-15-DAP-1)	IFOP (Proyecto FIP 2014-20)	
		Campaña 1	Campaña 2
Fecha de evaluación	22 - 23 de febrero del 2013	16-10-2015	23/01/16
Unidad de muestreo (tipo y superficie)	Cuadrante de 1/16 m ²	Cuadrante de 0,25m ²	
Tamaño de muestra (nro cuadrantes y su equivalencia en m ²)	180 cuadrantes de 0,0625 m ² (11,25 m ²)	99 cuadrantes de 0,25 m ² (24,75 m ²)	135 cuadrantes de 0,25 m ² (33,75 m ²)
Densidad media (ind/m ²) (1)	558,31	1.284,00	1.920,04
Desviación Estándar	463,37	1.210,80	1.411,20
Superficie evaluada (m ²)	3.448.279,23	2.304.700	2.823.000
Superficie encontrada de distribución recurso (m ²)	3.448.279,23	475.000	786.600
Abundancia (N° Individuos)	1.925.212.610	2.158.660.800	3.821.650.933
Biomasa (Kg.)	11.062.559	7.780.165	12.148.371
Fracción Explotable (%)	46,8%	51,5%	65,9%
STOCK (Talla >= 27 mm)	N° Individuos	952.002.867	1.005.197.113
	Peso (Kg.)	9.624.792	3.622.931
STOCK (Talla >= 25 mm)	N° Individuos	1.110.742.810	2.519.060.052
	Peso (Kg.)	4.003.335	8.007.748
Tallas (mm)			
N° individuos de la muestra	404	859	710
▪ Promedio (mm)	25,5	26	26
▪ Desviación Estándar	4,73	6,5	4,7
▪ Mínimo (mm)	13	10,3	14,7
▪ Máximo (mm)	34	42,3	38
Relación longitud - peso			
N° individuos de la muestra	200	859	710
a	0,0000245	0,00004	0,0001
b	3,7681033	3,6037	3,1778
r ²	0,8688377	0,9746	0,9462

(1) Para fines comparativos, en el caso del proyecto FIP 2014 - 20 la densidad estimada en ind/0,25 m² fue multiplicada por 4 .



Tabla 20.

Resumen Evaluaciones directas realizadas en el sector Tirúa.

Estimados	Fundación Chiquihue (Proyecto N° 2013-15-DAP-1)	IFOP (Proyecto FIP 2014-20)	
		Campaña 1	Campaña 2
Fecha de evaluación	19 de febrero del 2013	09-08-2015	15-12-2015
Unidad de muestreo (tipo y superficie)	Cuadrante de 1/16 m ²	Cuadrante de 0,25m ²	
Tamaño de muestra (nro cuadrantes y su equivalencia en m ²)	180 cuadrantes de 0,0625 m ² (11,25 m ²)	45 cuadrantes de 0,25 m ² (15,75 m ²)	27 cuadrantes de 0,25 m ² (22,50 m ²)
Densidad media (ind/m ²) (1)	350,76	275,92	323,4
Desviación Estándar	494,76	391,2	570,4
Superficie evaluada (m ²)	812.518,80	1.810.900	1.980.500
Superficie encontrada de distribución recurso (m ²)	812.518,80	634.600	438.400
Abundancia (N° Individuos)	284.995.472	175.093.191	141.781.807
Biomasa (Kg.)	1.973.544	557.080	495.865
Fración Explotable (%)	59,7	63,3	83,7
STOCK (Talla >= 27 mm)	N° Individuos	167.734.360	82.771.327
	Peso (Kg.)	1.861.733	263.351
STOCK (Talla >= 25 mm)	N° Individuos	110.892.354	118.660.467
	Peso (Kg.)	352.822	415.001
Tallas (mm)			
N° individuos de la muestra	399	660	650
▪ Promedio (mm)	26,71	25,5	27,7
▪ Desviación Estándar	4,84	5,1	3,2
▪ Mínimo (mm)	14	7	11
▪ Máximo (mm)	39	37	38
Relación longitud - peso			
N° individuos de la muestra	198	660	650
a	0,000021	0,0001	0,00005
b	3,8211756	3,1806	3,4968
r ²	0,9461597	0,9649	0,8529

(1) Para fines comparativos, en el caso del proyecto FIP 2014 - 20 la densidad estimada en ind/0,25 m² fue multiplicada por 4 .



Tabla 21.

Resumen Evaluaciones directas realizadas en el sector Naranja.

Estimados	Fundación Chiquihue (Proyecto N° 2013-15-DAP-1)	IFOP (Proyecto FIP 2014-20)	
		Campaña 1	Campaña 2
Fecha de evaluación	16-02-2013	12-08-2015	12-12-2015
Unidad de muestreo (tipo y superficie)	Cuadrante de 1/16 m ²	Cuadrante de 0,25m ²	
Tamaño de muestra (nro cuadrantes y su equivalencia en m ²)	198 cuadrantes de 0,0625 m ² (12,38 m ²)	78 cuadrantes de 0,25 m ² (19,50 m ²)	126 cuadrantes de 0,25 m ² (31,50 m ²)
Densidad media (ind/m ²) (1)	828,36	539,12	380,12
Desviación Estándar	1101,46	789,6	548,8
Superficie evaluada (m ²)	1.403.777	2.727.200	2.283.600
Abundancia (N° Individuos)	1.162.838.061	367.565.956	217.014.495
Biomasa (Kg.)	7.713.064	1.190.746	682.921
Fracción Explotable (%)	54,3	52,9	88,7
STOCK (Talla >= 27 mm)	N° Individuos	631.564.728	172.694.634
	Peso (Kg.)	6.184.553	543.460
STOCK (Talla >= 25 mm)	N° Individuos	194.428.943	192.562.158
	Peso (Kg.)	629.868	605.979
Tallas (mm)			
N° individuos de la muestra	429	656	710
▪ Promedio (mm)	27,09	25,8	28,5
▪ Desviación Estándar	5,23	3,8	4,7
▪ Mínimo (mm)	15	16,5	8,1
▪ Máximo (mm)	38	37,5	43
Relación longitud - peso			
N° individuos de la muestra	231	656	710
a	0,0000535	0,0001	0,0002
b	3,5088245	3,2385	3,1448
r ²	0,9572352	0,9258	0,911

(1) Para fines comparativos, en el caso del proyecto FIP 2014 - 20 la densidad estimada en ind/0,25 m² fue multiplicada por 4 .



d) Antecedentes de los bancos y la pesquería

De la base de datos del programa Seguimiento Pesquerías Bentónicas que desarrolla IFOP, se recabaron datos disponibles del desembarque de juliana entre el año 2009 y 2014, destacando que 6 bancos priorizados en el estudio, son reportados como procedencias de pesca: Bajo Nihuel, Isla Alao, Apiao, Isla Quenac, Naranjo, Isla Chuit. Por otra parte, a partir del listado de áreas de extracción del Programa de Sanidad de Moluscos Bivalvos (disponible en www.sernapesca.cl), se observa que de estas procedencias de pesca de juliana, Chuit no tiene asociado un área PSMB. Por su parte Chuit fue la principal procedencia de pesca, con un 37,9 % del total desembarcado en el período (**Tabla 22**).

A partir de los datos disponibles, se resolvió desplegarlos en imágenes a fin de observar tendencias que ayuden a explicar las diferencias cuantitativas del recurso entre los bancos. De este modo, a partir de la base de datos del programa Seguimiento Pesquerías Bentónicas que desarrolla IFOP, fue posible recabar información del desembarque de juliana en la X Región. Los datos existentes son para el año 2003 y entre los años 2009 al 2014. Cabe señalar, que estos datos deben considerarse como una muestras de la actividad pesquera, dado que la flota no tiene un horario rutinario en la entrega de sus capturas (pueden desembarcar en el día o en la noche), o se da el caso de entrega directa a las plantas procesadoras, perdiéndose información de capturas y procedencia de pesca en los puertos de desembarque donde se monitorea la actividad pesquera.

Luego, fue posible desplegar los datos para cuatro períodos: 2003, 2009-2010, 2011-2012 y 2013 – 2014. Adicionalmente, se desplegó información de las áreas PSMB vigentes, a fin de observar su correspondencia con las procedencias de



pesca declaradas por los pescadores en el marco del programa Seguimiento Pesquerías Bentónicas.

Tabla 22.

Resumen Desembarque juliana entre los años 2009 y 2014.

Procedencia de Pesca	Banco en estudio	Área PSMB	Año						Total (ton)	Total (%)
			2009	2010	2011	2012	2013	2014		
Bajo Apabon		SI						27	27	0,9%
Bajo Nihuel	SI	SI	18		12	41		167	238	7,5%
Acui					64				64	2,0%
Puqueldon								32	32	1,0%
Aulin			52	55					107	3,4%
Punta Tenaun			8						8	0,2%
Islas Chauques			9						9	0,3%
Isla Alao	SI	SI					80	316	396	12,6%
Apiao	SI	SI		322	85	68	46		520	16,5%
Isla Chulin			38	106	50	147			340	10,8%
Isla Meulin			2						2	0,1%
Isla Quehui			28	30	12	29			99	3,1%
Isla Quenac	SI	SI			5			4	9	0,3%
Isla Tac			2						2	0,1%
Isla Talcan (Naranjo)	SI	SI				62	43		105	3,3%
Isla Chuit						1.019		174	1.193	37,9%
Total			157	512	227	1.367	169	720	3.151	100,0%

Fuente: IFOP, Programa Seguimiento Principales Pesquerías Bentónicas.

Obs: En amarillo los bancos priorizados en el proyecto FIP 2014-20.

En el 2003, que puede considerarse como la fase inicial de la pesquería de juliana, el desembarque que ocurría en Dalcahue provino de una procedencia de pesca ubicada entre los bancos de Chuit y Bajo Nihuel (**Figura 41**).

En el período 2009-2010, se observa la expansión de la pesquería, que se evidencia en las 9 diferentes procedencias de pesca. Llama la atención que solo una procedencia coincide con uno de los bancos priorizados (Bajo Nihuel), Coincidiendo con ser área PSMB (**Figura 42**). Si bien en la **Tabla 22**, se registra



desembarque en la procedencia denominada Isla Apiao, geográficamente no se corresponde con la ubicación del banco Isla Apiao priorizado en el estudio. Esto puede deberse a que en su declaración de la procedencia de pesca en el puerto de desembarque, los pescadores identifiquen en forma genérica el lugar de extracción, sin necesariamente coincidir con los límites del banco de nombre homólogo y sin coincidir con los límites del área PSMB.

En el período 2011-2012, la actividad de pesca se registra en 8 diferentes procedencias de pesca, incorporándose Queilen como puerto de desembarque. Las procedencias Nihuel, Apiao, Quenac, Naranjo y Chuit, aparecen como procedencias de pesca, coincidiendo con los bancos homólogos priorizados en el proyecto (**Figura 43**).

En el período 2013-2014, la actividad de pesca se registra en 8 diferentes procedencias de pesca, incorporándose Quemchi como puerto de desembarque (**Figura 44**). Los 6 bancos priorizados en el estudio, son reportados como procedencias de pesca: Bajo Nihuel, Isla Alao, Apiao, Isla Quenac, Naranjo, Isla Chuit destacándose en este período Alao, que aportó con el 12,6% del desembarque entre los años 2009 - 2014.

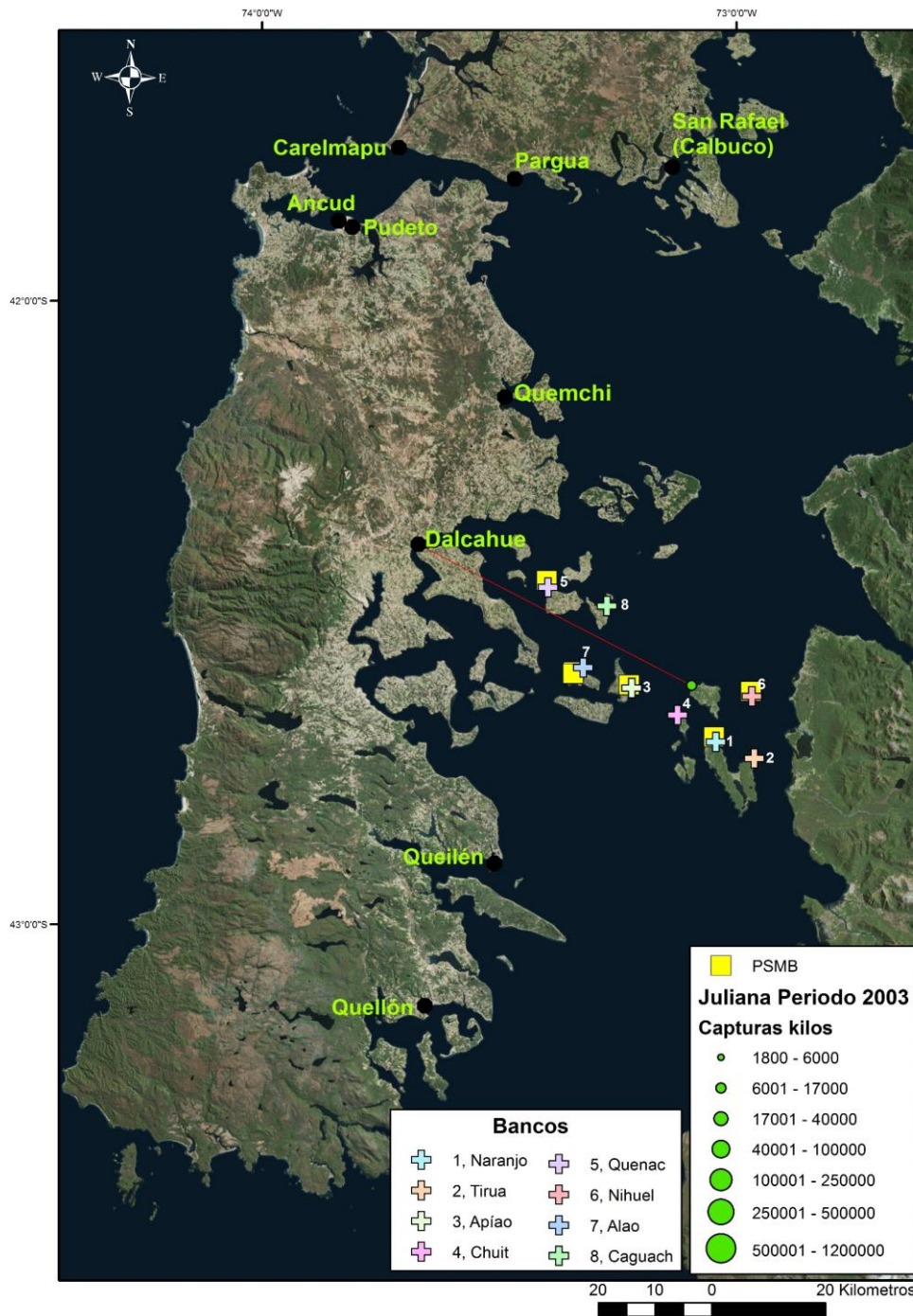


Figura 41. Desembarque de juliana, en mares interiores de Chiloé. Año 2003.

Fuente: IFOP, construcción a partir de datos del Programa Seg. Principales Pesq. Bentónicas.

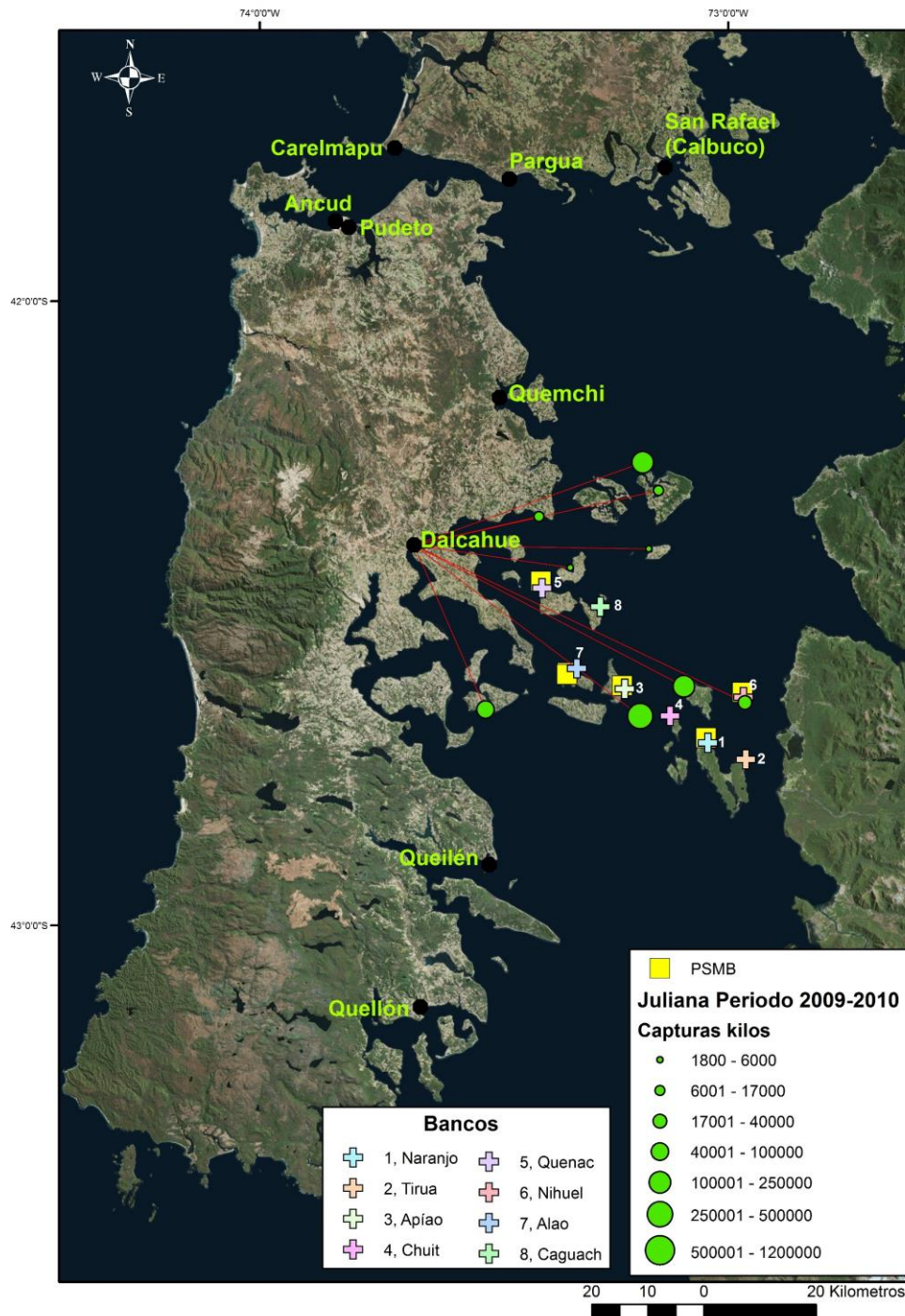


Figura 42. Desembarque de juliana, en mares interiores de Chilo3. A3o 2009-2010.

Fuente: IFOP, construcci3n a partir de datos del Programa Seg. Principales Pesq. Bent3nicas.

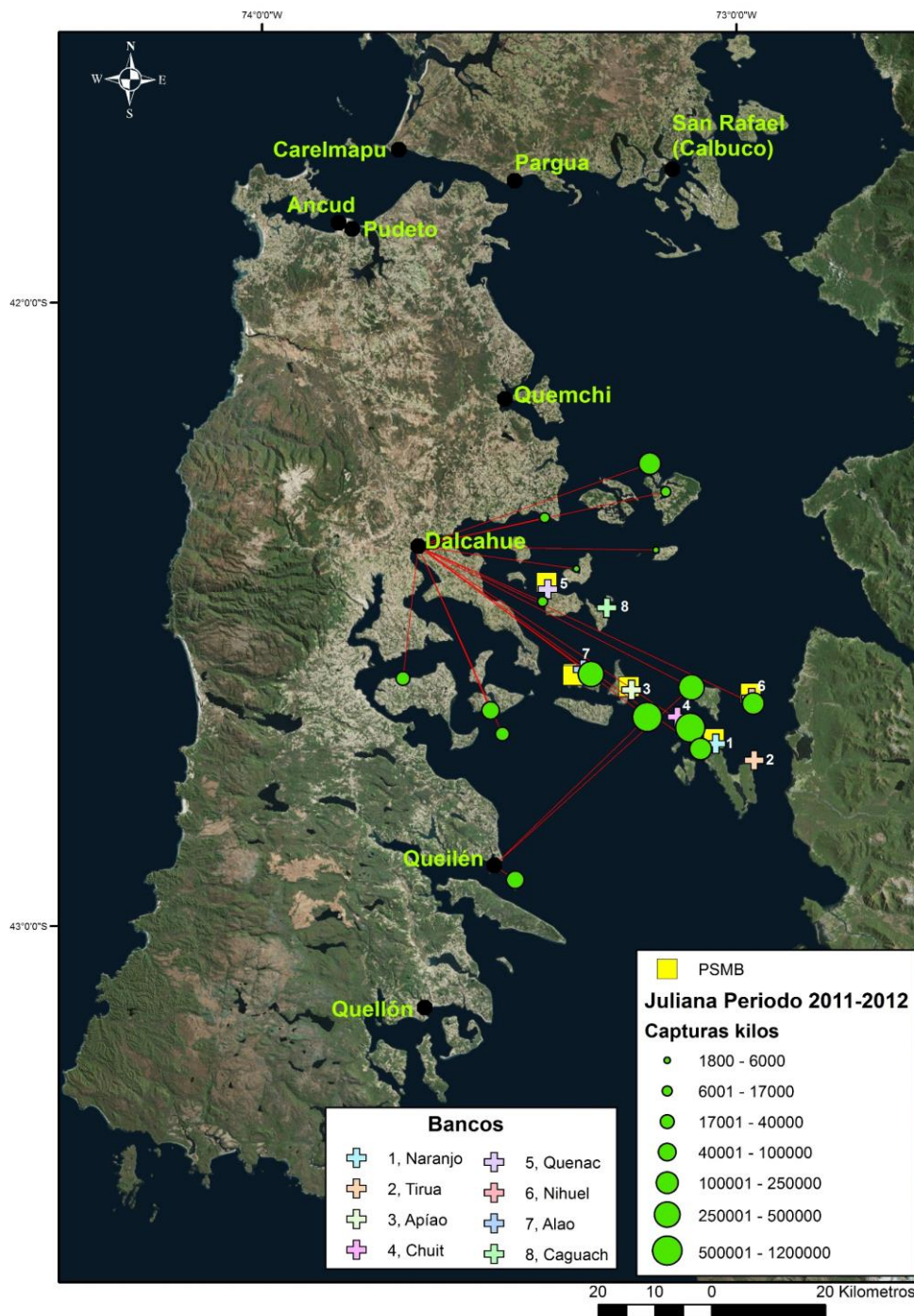


Figura 43. Desembarque de juliana, en mares interiores de Chiloé. Año 2011-2012.

Fuente: IFOP, construcción a partir de datos del Programa Seg. Principales Pesq. Bentónicas.

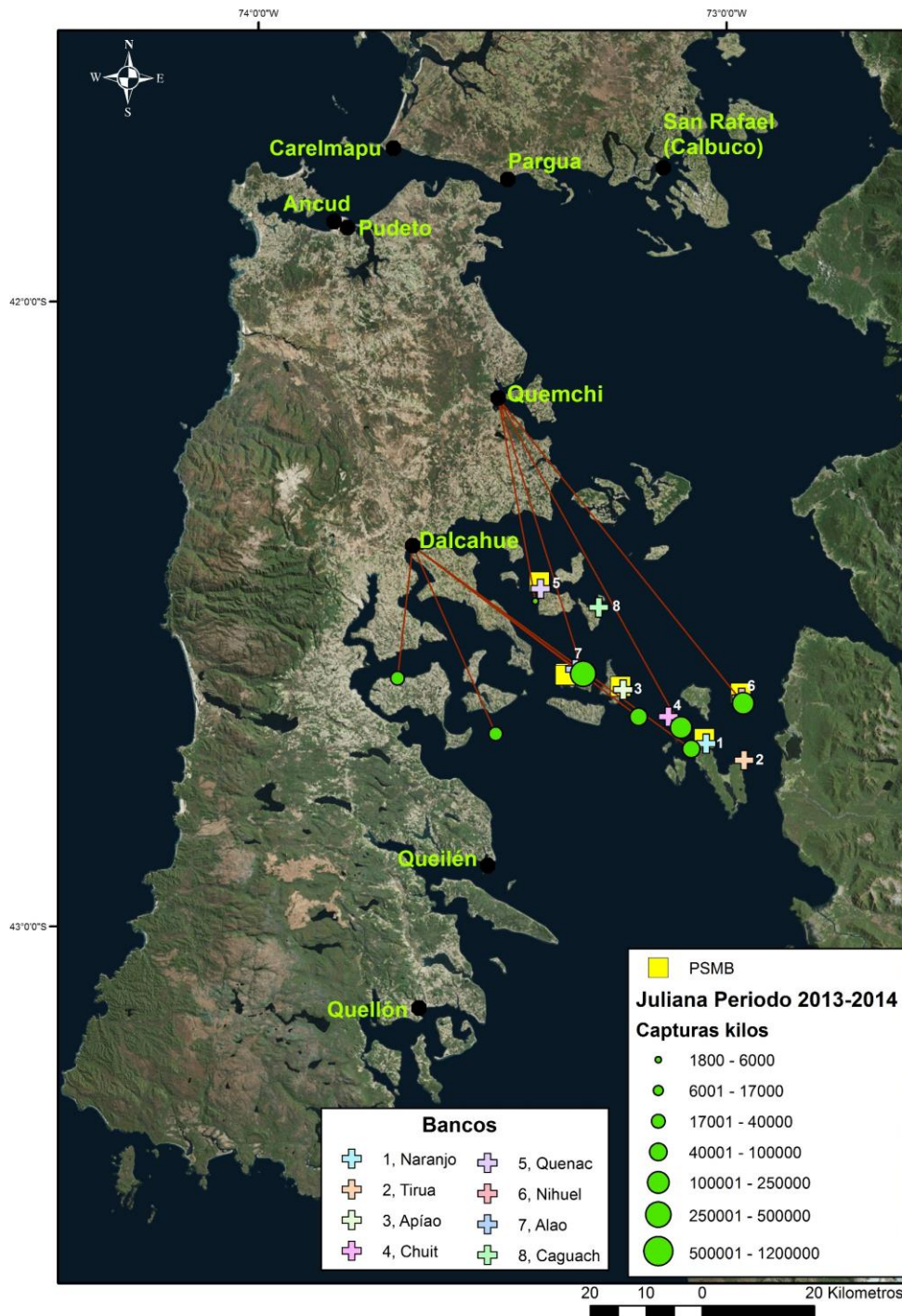


Figura 44. Desembarque de juliana, en mares interiores de Chiloé. Año 2013-2014.

Fuente: IFOP, construcción a partir de datos del Programa Seg. Principales Pesq. Bentónicas.



4.4.1.2.3 Caracterización ambiental de los bancos de juliana (*Tawera gayi*) en el mar interior de Chiloé

Un detalle pormenorizado de las características ambientales de cada banco y su relación con la abundancia se presentan en el **Anexo 5**. Para el caso de la localidad de Apiao se observó que el sustrato con mayor representatividad fue el de arena con conchilla sin juliana, registrándose la presencia de juliana en el sustrato arenoso. En Chuit el sustrato con mayor representatividad fue arena con conchilla y arena con juliana y que tiene influencias en la abundancia de la especie. En Naranjo, el sustrato más representativo fue sustrato de bajaríos y rocas, el cual no es apto para juliana, y la presencia de juliana en la zona está circunscrita a los sustratos 1 (arena gruesa con juliana) y sustrato 2 (arena con juliana), algo similar se observó en las localidades de Nihuel y Quenac. Finalmente, en Tirúa el tipo de sustrato con mayor representatividad fue el Sustrato 10, el cual representa arena no apta para *Tawera gayi*. Sin embargo, se registraron algunos cuadrantes con presencia de la especie en este tipo de sustrato, situación que se ha repetido en otros bancos analizados anteriormente. En general existe una gran proporción de bancos cuyo sustrato no es apto para juliana, pero se encontró presencia de juliana en pequeños reservorios. Por otra parte, el sustrato apto es arena y arena con conchillas. Además, se detectaron cambios en el tipo de sustrato durante el verano, lo que puede estar asociado a la dinámica de los sedimentos.

Con respecto al grado de conectividad mediante el modelo de dispersión de partículas, se observó que las tres zonas se vinculan entre sí a partir del tiempo 3 (10 días), de las cuales los bancos ubicados en Islas Desertores parecen tener una mayor dispersión espacial de las larvas, que el resto de las áreas estudiadas (**Figura 45**). Mayores detalles al respecto se pueden ahondar en el **Anexo 6**.



En relaci3n a la simulaci3n del rango de expansi3n, los resultados son presentados en detalles en el **Anexo 6**. Esta simulaci3n, basada en la conectividad espacial, refuerza la idea de la importancia de los bancos ubicados en la zona de las Islas Desertores para la conectividad que existe entre ellos. De hecho en la din3mica de simulaci3n de la ocupaci3n del paisaje, se observa (**Figura 46**) que la dispersi3n m3nima para lograr una conexi3n de m3s del 80% de los bancos se logra a los 30 km de dispersi3n, en funci3n de las condiciones descritas por Jerez *et al.* 2000, sugiri3ndose que si la dispersi3n aumenta, la conectividad tambi3n lo hace, y viceversa. Pero al aplicar una condici3n de conectividad de las zonas actuales, la dispersi3n m3nima necesaria para lograr la conectividad en el segundo escenario se logra a los 20 km, aunque el 3rea de dispersi3n disminuye en 2/3 en relaci3n a las condiciones de conectividad del a3o 2000.

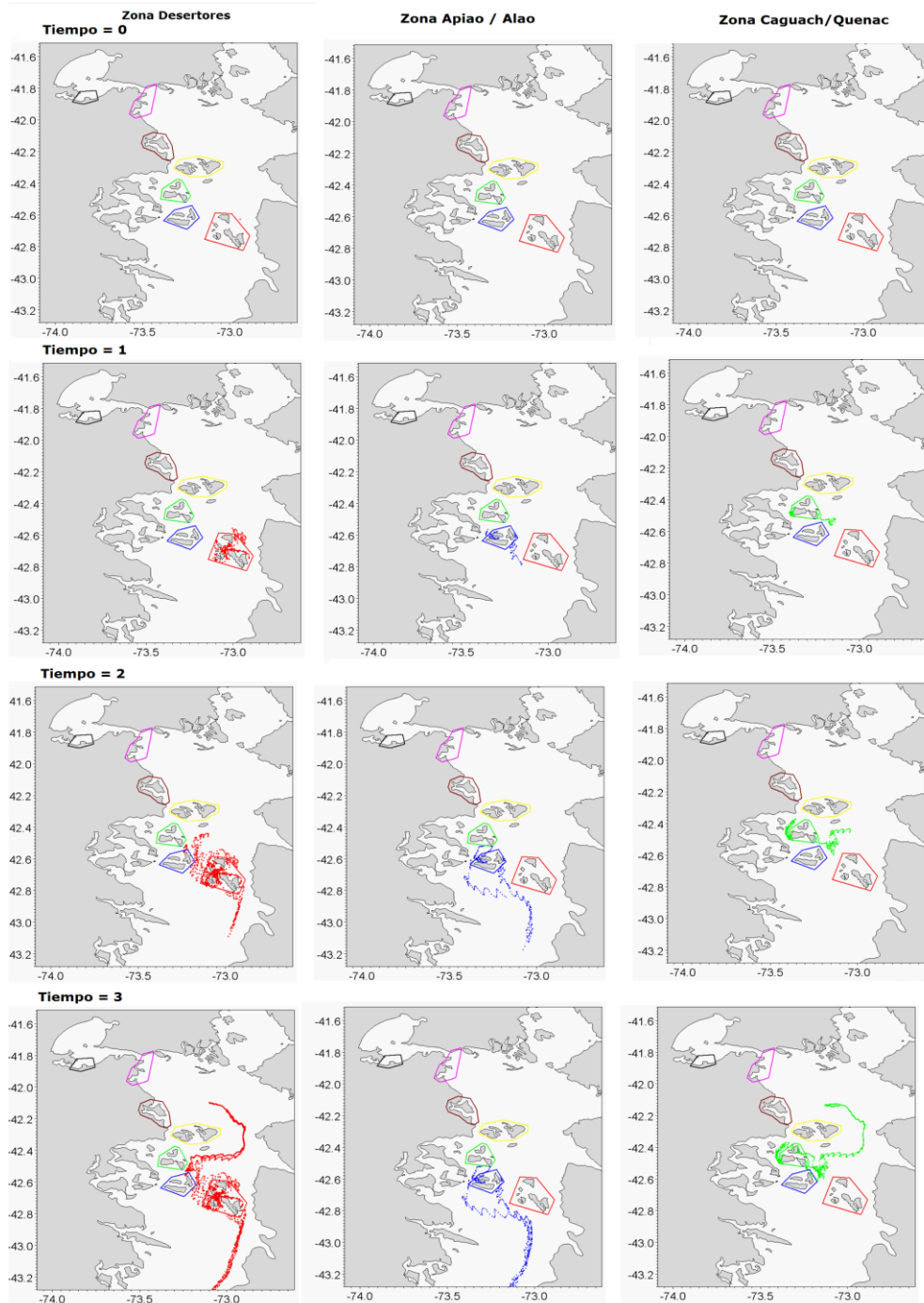


Figura 45. Modelo preliminar de dispersi3n larval para la zona de estudio, utilizando el modelo f3sico computado mediante el programa Mike3D.

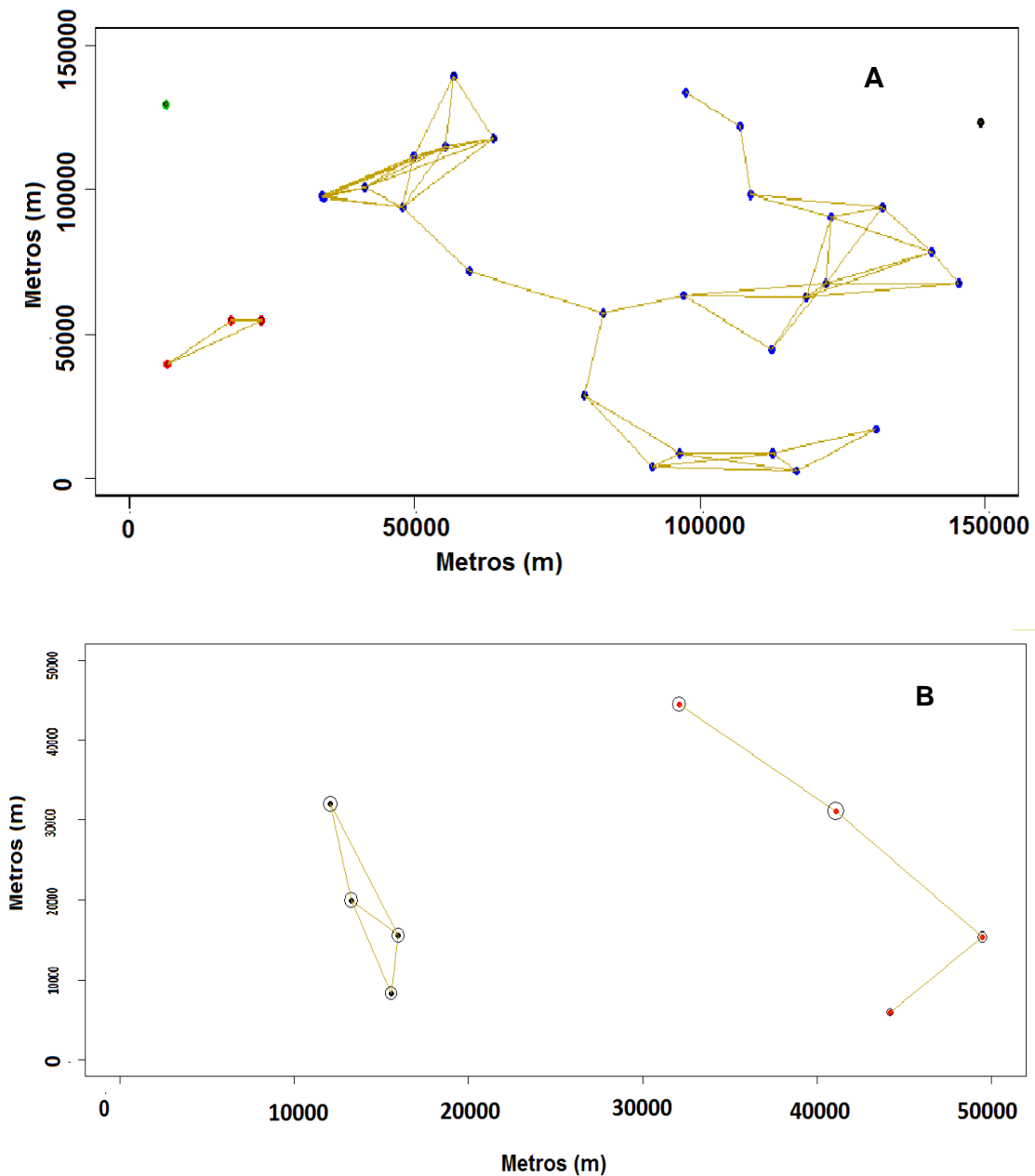


Figura 46. Representaci3n gr1fica de la conectividad entre bancos para los dos escenarios experimentales. A) Escenario de 32 bancos y un 1rea de 150 km², con 30 km de dispersi3n. B) Escenario de 8 bancos distribuidos en 50 km², con 20 km de dispersi3n.



4.4.2 Objetivo específico 2. *Determinar la estructura de talla y relación longitud-peso de juliana para cada uno de los bancos, en cada evaluación directa realizada.*

4.4.2.1 Estructura de tallas

En la **Tabla 23** se presentan los tamaños de muestras registrado para los datos de tallas de juliana, por banco y campaña. A excepción al Campaña 2 en Isla Alao e Isla Caguach, en todos los demás bancos se superó el tamaño mínimo de muestras (de 510 ejemplares).

En relación a las estructuras de tallas, se presentan de la **Figura 47** a **Figura 54**, por bancos y campaña.

Para Isla Alao, en la campaña 1 el 100 % de las tallas se ubicaron sobre la Talla Mínima Legal (TML), siendo de 84 % en la campaña 2, concentrándose las tallas entre los 29 y 33 mm (sobre el 50%) (**Figura 47**).

Por su parte, en Apiao para la primera campaña el 97% de las tallas estuvieron sobre la TML, predominando el grupo entre 28 y 33 mm (79%) ; en cambio en la campaña 2 el 71% fue sobre la TML, concentrando el grupo de 26 a 30 mm el 58 5 (**Figura 48**).

En Caguach, en la primera campaña el 93% de las tallas estuvieron sobre la TML, predominando el grupo entre 27 y 32 mm (80%); en cambio en la campaña 2 este grupo representó el 15% por sobre la TML, concentrando el grupo de tallas pequeñas entre 13 y 18 mm. Cabe señalar, que el número total de muestra fue



menor en la campaña 2, dado la dificultad de recoger por la poca presencia de juliana (**Figura 49**).

En Isla Quenac en la primera campaña el 84% de las tallas estuvieron sobre la TML, predominando el grupo entre 26 y 32 mm (75%); en cambio en la campaña 2 el 96% estuvo sobre la TML siendo el grupo de 26 y 32 mm el predominante (89%) (**Figura 50**).

En Bajo Nihuel en la primera campaña el 74% de las tallas estuvieron sobre la TML, predominando el grupo entre 25 y 31 mm (63%); en cambio en la campaña 2 el 92% estuvo sobre la TML, predominado el grupo de 27 a 35 mm (72%) (**Figura 51**).

En Isla Chuit en la primera campaña el 55% de las tallas estuvieron sobre la TML, predominando dos grupos: el primero con una moda de 21 mm, entre 20 y 23 mm (31%), el segundo con una moda de 33 mm, entre 30 y 35 mm; en cambio en la campaña 2 el 72% estuvo sobre la TML, predominado el grupo entre 23 y 30 mm (59%) (**Figura 54**).

En Tirúa en la primera campaña el 68% de las tallas estuvieron sobre la TML, predominando el grupo con una moda de 29 mm, entre 26 y 34 (83%); en cambio en la campaña 2 el 90% estuvo sobre la TML, predominado el grupo entre 25 y 33 mm (88%) (**Figura 53**).

En Naranjo en la primera campaña el 65% de las tallas estuvieron sobre la TML, predominando el grupo con una moda de 35 mm, entre 22 y 29 (73%); en cambio, en la campaña 2 el 91% estuvo sobre la TML, predominado el grupo entre 26 y 34 mm (88%) (**Figura 54**).

4.4.2.2 Relación Talla-Peso

Las relaciones talla-peso por banco y campaña, se presentan en la **Tabla 24**.

4.4.2.3 Abundancia y Biomasa a la Talla

Los resultados de las estimaciones de abundancia y biomasa a la talla, está contenido en el Pto. 4.4.1.2.2 (**Tabla 11** y **Tabla 12**), relativas al objetivo específico 1.

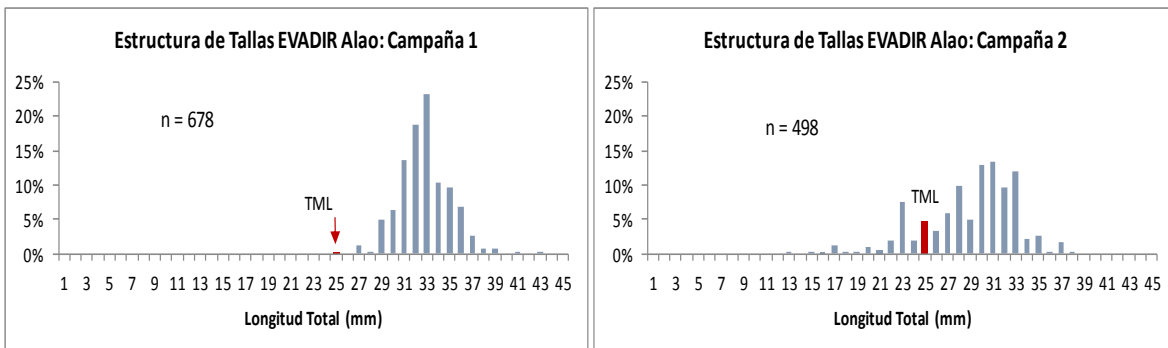


Figura 47. Estructura de tallas para Isla Alao, por campaña de muestreo.

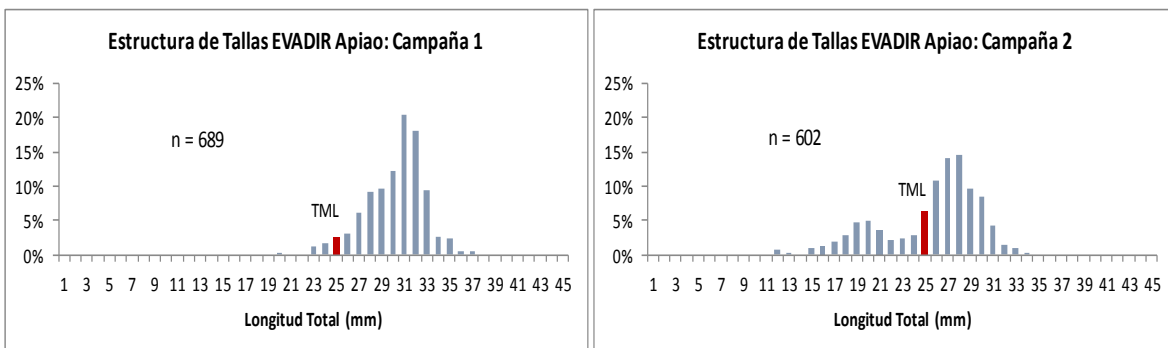


Figura 48. Estructura de tallas para Isla Apiao, por campaña de muestreo.

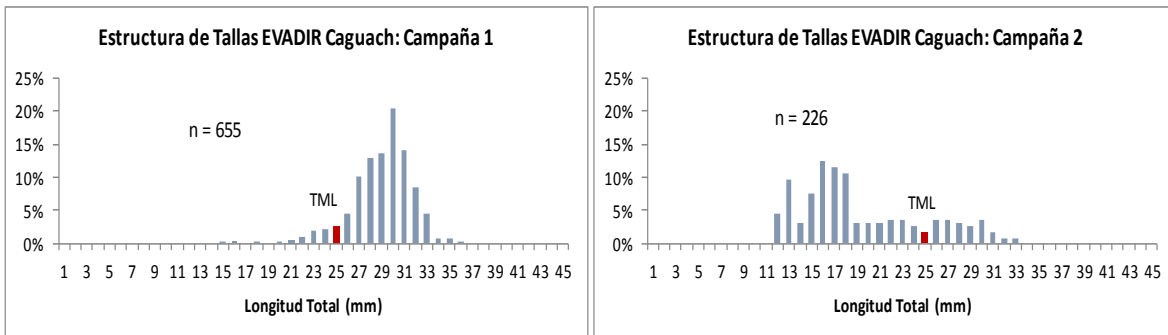


Figura 49. Estructura de tallas para Isla Caguach, por campaña de muestreo.

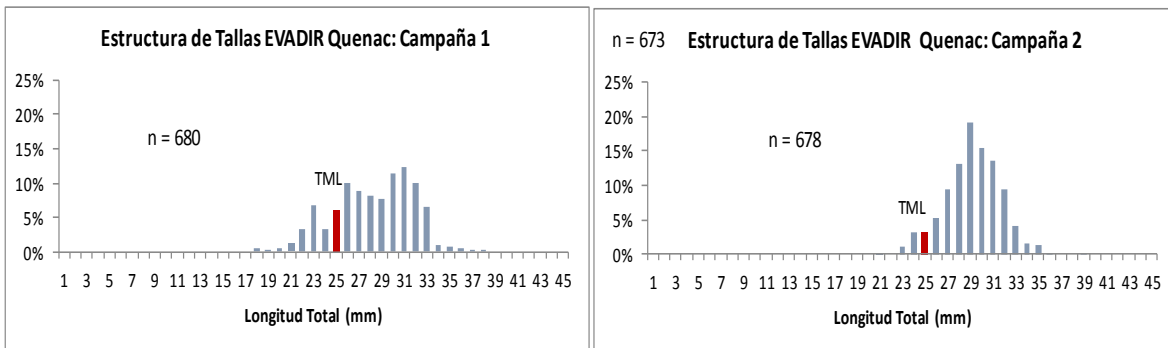


Figura 50. Estructura de tallas para Isla Quenac, por campaña de muestreo.

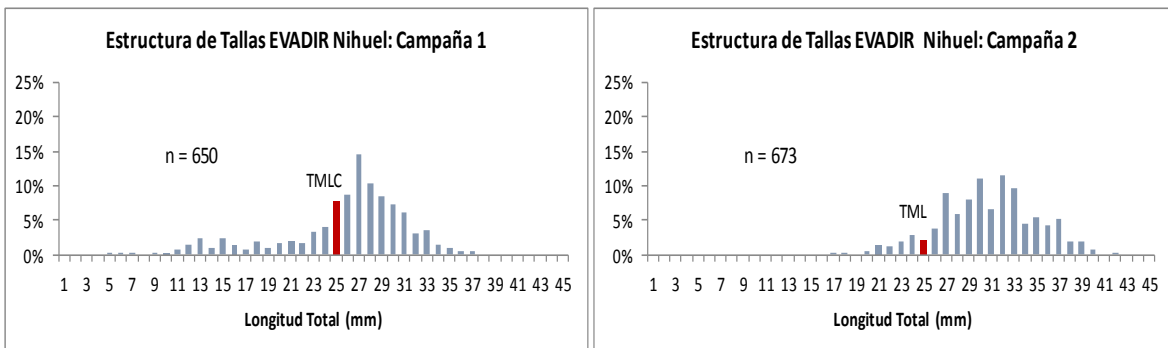


Figura 51. Estructura de tallas para Bajo Nihuel, por campaña de muestreo.

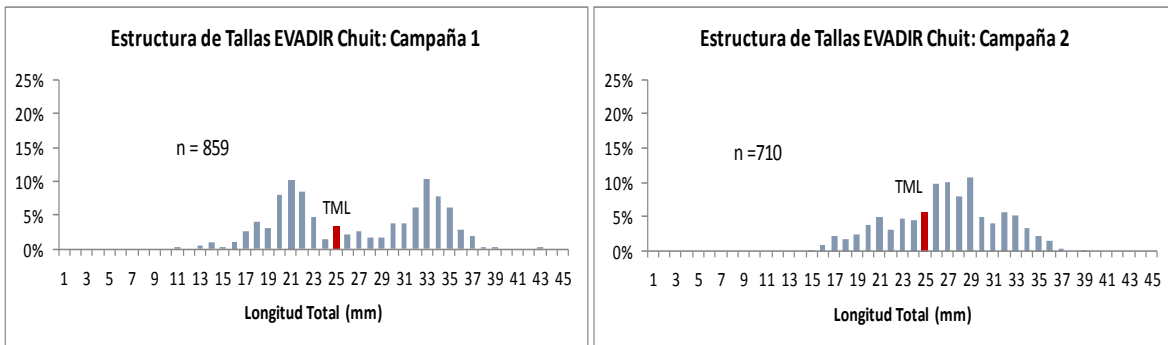


Figura 52. Estructura de tallas para Isla Chuit, por campa1a de muestreo.

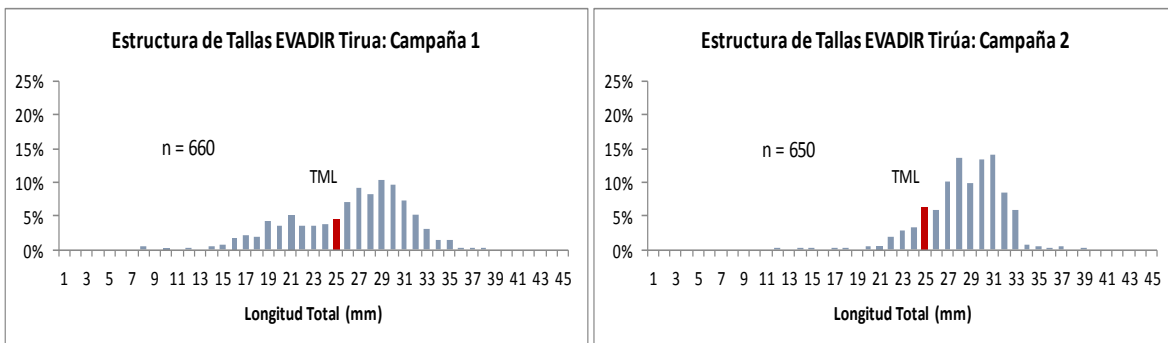


Figura 53. Estructura de tallas para Tiru1a, por campa1a de muestreo.

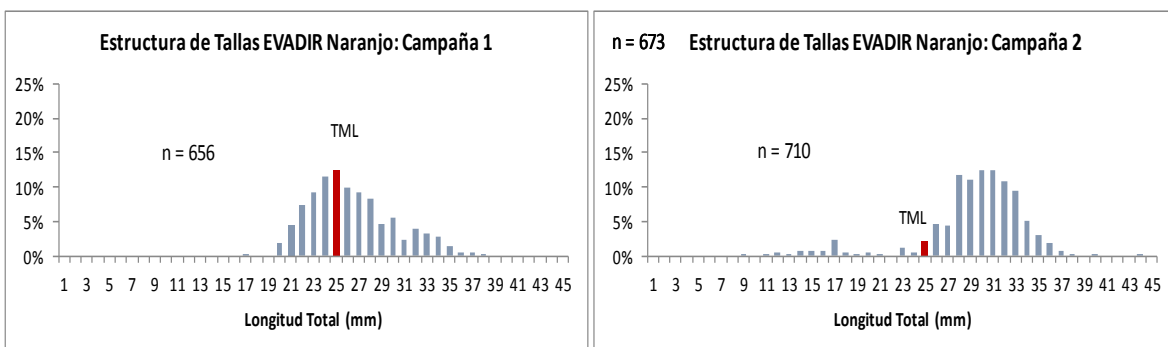


Figura 54. Estructura de tallas para Naranja, por campa1a de muestreo.



Tabla 23:

Tamaños de muestras de tallas por banco y campaña.

Campaña	Banco	n	min	max	promedio	s
1	Isla Alao	678	24,0	42,0	31,9	2,2
2	Isla Alao	490	12,5	37,5	28,2	4,3
1	Isla Apiao	689	19,7	36,5	29,6	2,6
2	Isla Apiao	602	11,0	33,0	24,7	4,3
1	Isla Caguach	655	14,6	35,3	28,3	2,7
2	Isla Caguach	226	11,0	32,0	18,6	5,5
1	Isla Quenac	680	17,0	37,1	27,4	3,5
2	Isla Quenac	678	20,5	38,3	28,5	2,4
1	Bajo Nihuel	650	4,6	36,5	25,2	5,6
2	Bajo Nihuel	673	16,0	41,0	29,8	4,3
1	Isla Chuit	859	10,3	42,3	26,0	6,5
2	Isla Chuit	710	14,7	38,0	26,0	4,7
1	Tirua	660	7,0	37,0	25,5	5,1
2	Tirua	650	11,0	38,0	27,7	3,2
1	Naranjo	656	16,5	37,5	25,8	3,8
2	Naranjo	710	8,1	43,0	28,5	4,7



Tabla 24.

Tamaños de muestras y relaciones de tallas-peso por banco y campaña.

Banco	Campaña	n	a	b	R²
Isla Alao	1	678	0,004	2,2981	0,5688
	2	490	0,00008	3,3980	0,9385
Isla Apiao	1	689	0,00008	3,4094	0,8217
	2	602	0,00009	3,3146	0,9517
Isla Caguach	1	655	0,0002	3,0890	0,8393
	2	226	0,0001	3,2203	0,9683
Isla Quenac	1	680	0,0005	2,8353	0,8877
	2	678	0,0003	2,9584	0,8415
Bajo Nihuel	1	646	0,00007	3,4244	0,9481
	2	673	0,00007	3,4183	0,9280
Isla Chuit	1	859	0,00004	3,6037	0,9746
	2	710	0,0001	3,1778	0,9462
Tirua	1	660	0,0001	3,1806	0,9649
	2	650	0,00005	3,4968	0,8529
Naranjo	1	656	0,0001	3,2385	0,9258
	2	710	0,0002	3,1448	0,9110



4.4.3 Objetivo específico 3.2.3. *Realizar una proyección de la abundancia/biomasa, por banco, para los próximos tres años, estimando una captura total permisible anual.*

4.4.3.1 Ajuste del modelo a los datos

El ajuste del modelo se resume por banco en la **Figura 55** y denota en términos generales una buena reproducción de la composición de tallas registrada en terreno. *A priori* se observa que la pendiente de la curva por sobre la talla modal es de consideración en la mayoría de los casos, por lo cual se presume que los niveles de esfuerzo de pesca (mortalidad por pesca) han sido importantes en la remoción de los individuos más grandes. Los parámetros del modelo resueltos en la escala logarítmica correspondieron a la edad al 50% de selectividad, el parámetro de inclinación de la curva de selectividad (rango), el reclutamiento de referencia (R_0), la mortalidad por pesca, los parámetros del modelo de desviación de la talla a la edad y la talla de reclutamiento (**Tabla 25**).

Sobre este particular cabe destacar que la función objetivo estuvo compuesta además por cuatro penalizaciones y/o distribuciones *a priori* de algunos parámetros: la talla de reclutamiento (L_r), los parámetros del modelo de desviación de la talla a la edad (a_{edad} y b_{edad}) y la abundancia total estimada (en torno a la observada) (**Tabla 26**). Los resultados muestran que el mayor desvío de la talla de reclutamiento se registra en *Nihuel* (**Figura 55**) y sugiere que este parámetro se ubicaría por debajo del valor supuesto *a priori* y se estima en 13 mm de longitud de concha.

En este sentido, cabe señalar que el procedimiento estadístico permitió identificar además los componentes modales que dan estructura a la composición de tallas



de las capturas. Los resultados indican que las muestras de *Quenac* es la menos representada y estaría compuesta solo por dos grupos modales (**Figura 56**), mientras que las estructuras más robustas son las de *Chuit* y *Nihuel* con siete grupos modales seguidas por *Naranjo* con 6, siendo estas las de mayor representatividad de individuos por sobre los 35 mm de longitud de concha. En estas figuras se aprecia la distribución del reclutamiento en cada zona como la componente modal de menor talla promedio.

4.4.3.2 Composición de edades de las abundancias explotables por banco y selectividad

Las composiciones de edades fueron asimiladas a los grupos modales antes mencionados. El rango etario de las composiciones de tallas analizadas se distribuye preferentemente entre los 4 y 8 años de edad (**Figura 57, Tabla 27**). Se estima que la talla mínima legal de captura (25 mm) se alcanza aproximadamente a los 5 años de edad (**Figura 56 y 57**). En este análisis se observa una heterogénea presencia de los grupos de edades entre zonas lo cual condiciona que el efecto selectivo también lo sea, destacándose por ejemplo, que en *Tirúa* la vulnerabilidad se concentra sobre los individuos más longevos de la población y mayores a los 7 años, mientras en *Naranjo* esta edad disminuye a los 4 años.

4.4.3.3 Variables poblacionales y estado de situación

Las principales variables poblacionales de juliana en los seis bancos analizados indican que la biomasa total, es decir, el peso de todos los individuos de la población por sobre los tres años de edad es máxima en *Chuit* y alcanzaría 46.000 t de las cuales 15.000 t corresponderían a la fracción desovante, mientras la población con menor biomasa es *Apiao* con 39 t como estimación (**Tabla 28**).



Se observa, en general, una asociación inversa entre la biomasa poblacional 3+ y la mortalidad por pesca estimada desde el segmento derecho de la curva de captura, destacándose que si se considera como criterio de referencia para la explotación proxy del Rendimiento Máximo Sostenido (RMS) la mortalidad por pesca que en el largo plazo deja como remanente el 40% de la biomasa parental ($F_{40\%}=F_{rms}$), el indicador de sobre-pesca $F/F_{rms}>1$ señala que todos los bancos presentarían este síntoma pero en diferente magnitud. Cabe señalar que el criterio 40% es un referente internacionalmente aceptado como proxy del RMS.

Esta condición de sobrepesca se observa en los seis bancos siendo los más extremos los casos de *Apiao* y *Tirúa* ($F/F_{rms}>11$) lo cual concuerda también con la baja representación del grupo de edades presentes en las muestras según se mencionara anteriormente, mientras la condición menos grave se registra en *Chuit* y *Nihuel* con un 70% de exceso de esfuerzo (mortalidad) de pesca por sobre F_{rms} . En este mismo sentido y en el plano del tamaño de la población desovante, y considerando su nivel respecto biomasa desovante virginal (en equilibrio sin explotación) a través de la razón BD/BDo , los resultados indican que en todos los casos se registra sobre-explotación ($BD/BDo<40\%$) y que solo en el caso de *Nihuel* la condición sería más próxima al objetivo de conservación (**Tabla 28**).

Los resultados también muestran que para lograr la recuperación de las poblaciones locales de juliana a su valor de referencia al RMS, se debe aplicar una sustantiva reducción del esfuerzo de pesca el que en el caso menos severo equivale al 60% del valor actual (mF) en los bancos de *Chuit* y *Nihuel*. Una reducción más severa debería ser aplicada en *Apiao* y *Tirúa* en la cual el nivel de sobrepesca es extremo. En estas localidades la reducción del esfuerzo debiese llegar a menos del 10% del valor actual (**Tabla 28**).



4.4.3.4 Proyección y perspectivas de explotación

Considerando el valor del reclutamiento promedio y bajo el supuesto que no existen fenómenos compensatorios significativos respecto de la biomasa desovante dado el carácter de metapoblaciones (permanente influencia de la deriva larval), se proyectaron las poblaciones de manera independiente en un horizonte de 10 años con 5 niveles distintos de ponderadores (reducciones) de la mortalidad por pesca más reciente. El patrón de explotación empleado para el cálculo de las capturas resultó del producto entre el patrón de disponibilidad estimado del ajuste del modelo y la selectividad de captura determinada por la talla mínima legal, es decir, valores de 1,0 a partir de los 5 años de edad. El análisis permitió conocer el valor de la biomasa virginal cuando $F=0$, el valor de reducción de esfuerzo de pesca para lograr al cabo del período de análisis el valor objetivo $Brms$, el nivel de captura al RMS en el largo plazo y la captura de referencia por considerar en el corto plazo. El detalles de las proyecciones para la biomasa, capturas y talla promedio se entregan en las **Figuras 58, 59, 60 y 61**, respectivamente; de estas se destaca que, por lo general, la biomasa objetivo $Brms$ se alcanza en menos de 6 años si se aplica $F=Frms$.

Los resultados señalan que en las zonas más afectadas por la sobrepesca como es *Apiao* y *Tirúa*, las capturas deberían ser establecidas en torno al 20% de la captura al RMS (**Tabla 29**) lo que corresponde a niveles de 10 y 401 t, respectivamente. La zona con mayor captura es *Chuit* con un valor en torno a las 5.600 t y equivale al 66% de su RMS. En términos de indicadores derivados del proceso de muestreo y en coherencia con la dinámica poblacional, se estimó la talla promedio de referencia que debiese ser observada en las capturas ($L > 25$ mm) cuando la biomasa alcance $Brms$. En todos los casos se observó que la talla promedio actual es inferior a la del RMS, y no obstante su inelasticidad respecto



de las variaciones en la población, en los dos casos más extremos antes mencionados la talla promedio de las capturas debería registrar un incremento de al menos 3 mm de longitud de concha. En los restantes casos el incremento poblacional sería apenas percibido a través de la longitud promedio (**Tabla 29**).

Los resultados muestran que de adoptarse las reducciones de esfuerzo de pesca, e independiente de la zona, las capturas, para una proyección de corto plazo de 3 años, se podrían alcanzar incrementos aproximadamente equivalentes a la mitad de la captura máxima (al RMS) de largo plazo (**Figuras 58 y 59**). Un mayor detalle de este análisis se entrega en las **Tabla 30 y Tabla 31**, en las cuales se detalla el valor esperado de la captura para cada multiplicador de la mortalidad por pesca y la proyección de la biomasa respectiva.

El análisis de proyección muestra que de las seis zonas analizadas solo en el sector de Apiao la mantención del esfuerzo de pesca actual permitiría el crecimiento de la población en el largo plazo. En efecto, en la **Figura 58** se destaca que mantener el esfuerzo o mortalidad por pesca actual en esta localidad (significa aplicar un multiplicador de F es 1,0, línea verde) se generaría el crecimiento de casi el doble en la biomasa al cabo de 10 años. En las otras localidades un crecimiento similar se logra reduciendo el esfuerzo de pesca por ejemplo en un 90% en el sector Tirúa (el multiplicador de F es 0,1), en un 70% en el sector Quenac (el multiplicador de F es 0,3) y en un 20% en el sector Naranjo (el multiplicador de F es 0,8).

Finalmente, y a modo referencial, se entrega el perfil de riesgo de la captura biológicamente recomendable en repuesta a la incertidumbre derivada del proceso de ajuste del modelo de análisis. El riesgo se evalúa como el evento que la mortalidad por pesca recomendable exceda el criterio F_{rms} . Se presenta el



rango entre el 10% y 50% de exceder el valor F de referencia y se observa que la mayor variación en la CBA se registra en las localidades de *Naranjo* y *Quenac* con un 19% y 21% (**Tabla 32**), respectivamente, indicando con esto que no necesariamente en los bancos más deprimidos como lo son *Apiao* y *Tirúa* la incertidumbre de estimación es mayor. A nivel general e integrando todos los bancos analizados, las capturas de juliana no deberían exceder de 6.5 mil toneladas si se considera la mediana de la distribución, mientras que una medida más conservadora que permitiría alcanzar con mayor celeridad el RMS debería ser a un riesgo del 10% y una captura de 5,4 mil toneladas (**Tabla 32**).

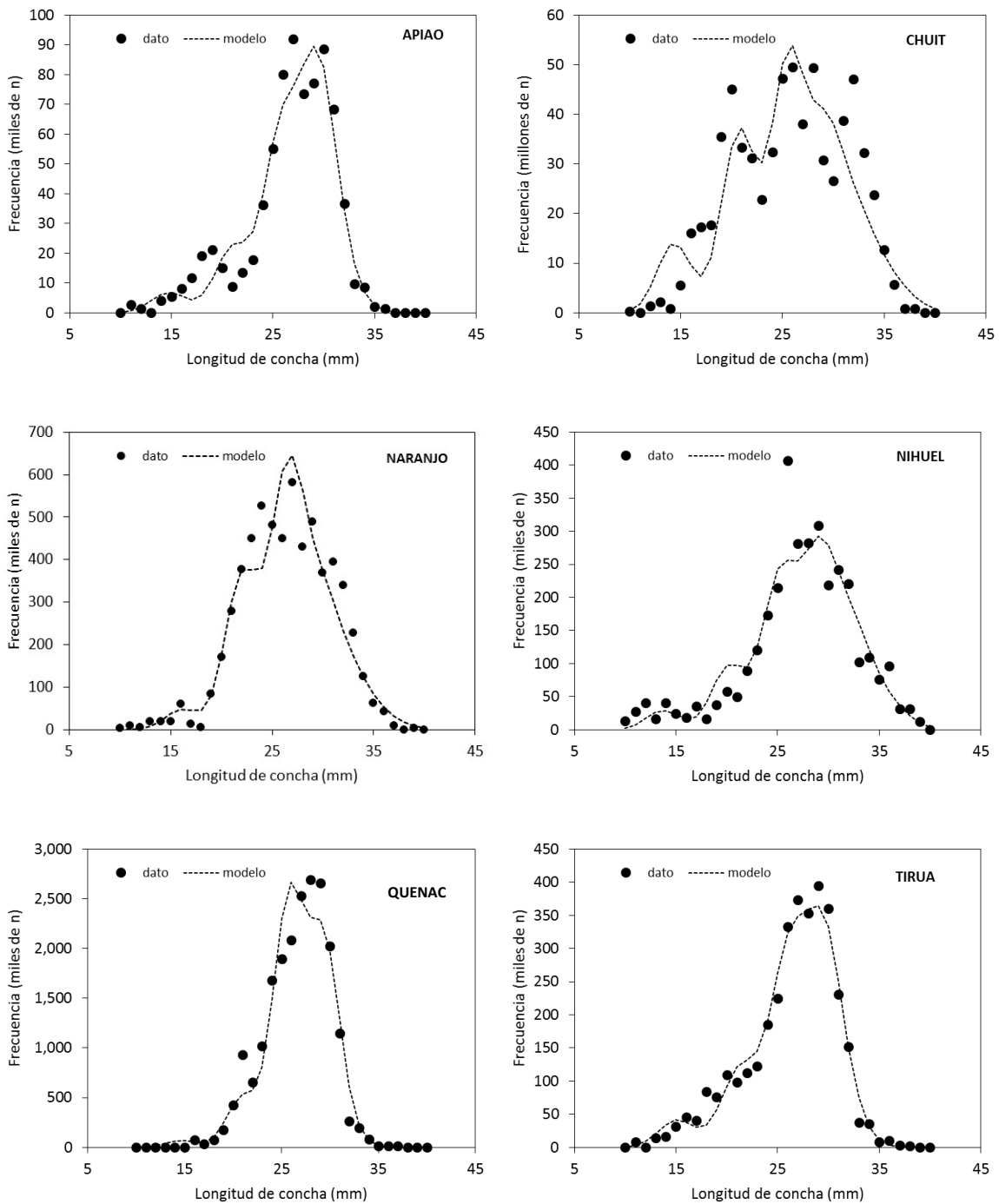


Figura 55. Ajuste del modelo ModEqEdad a las composiciones de tallas de los muestreos de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa.

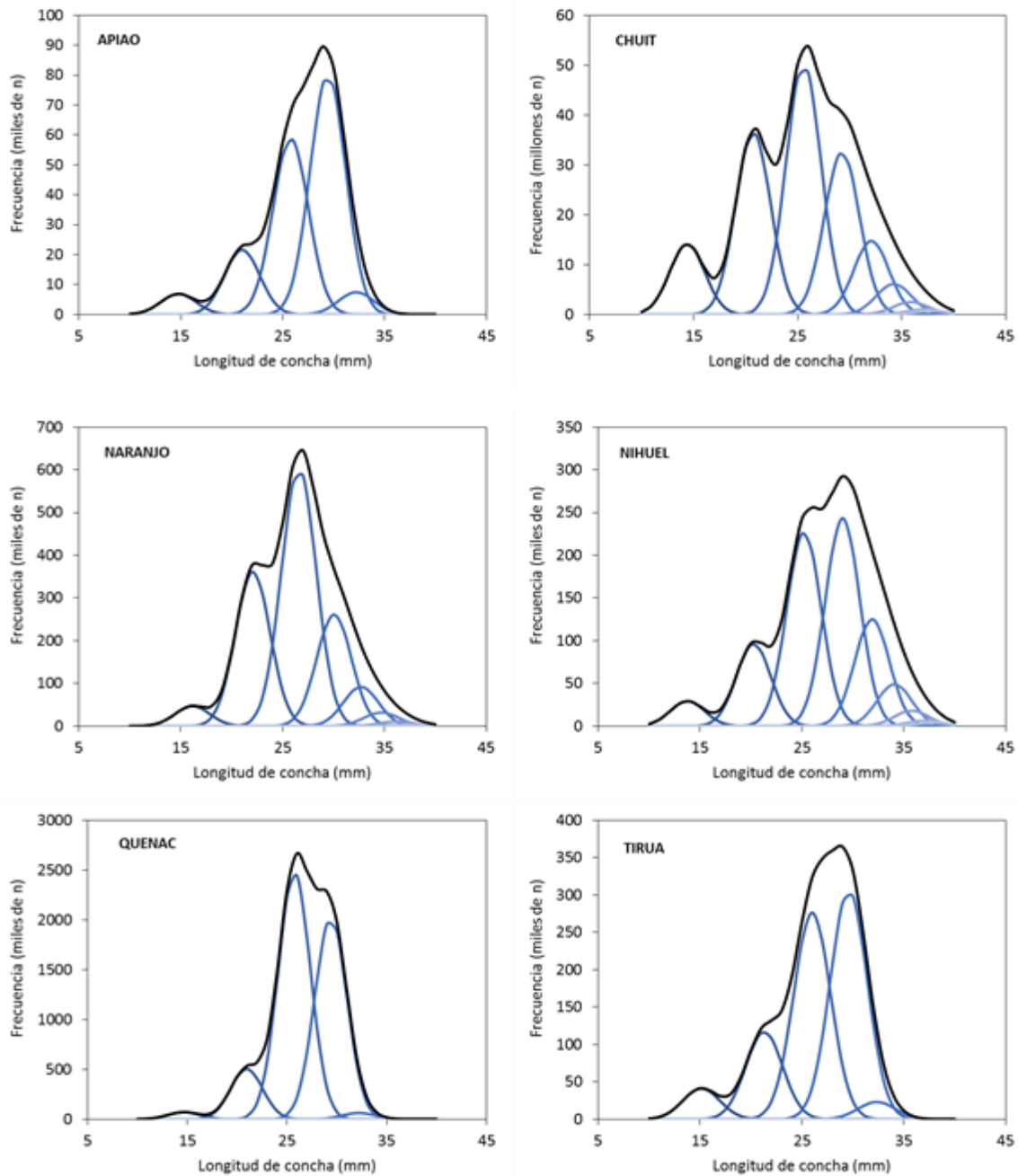


Figura 56. Representaci3n de los grupos de edades en las composiciones de tallas de los muestreos de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa. Las lneas azules representan los grupos de edad y las lneas negras la composici3n total.

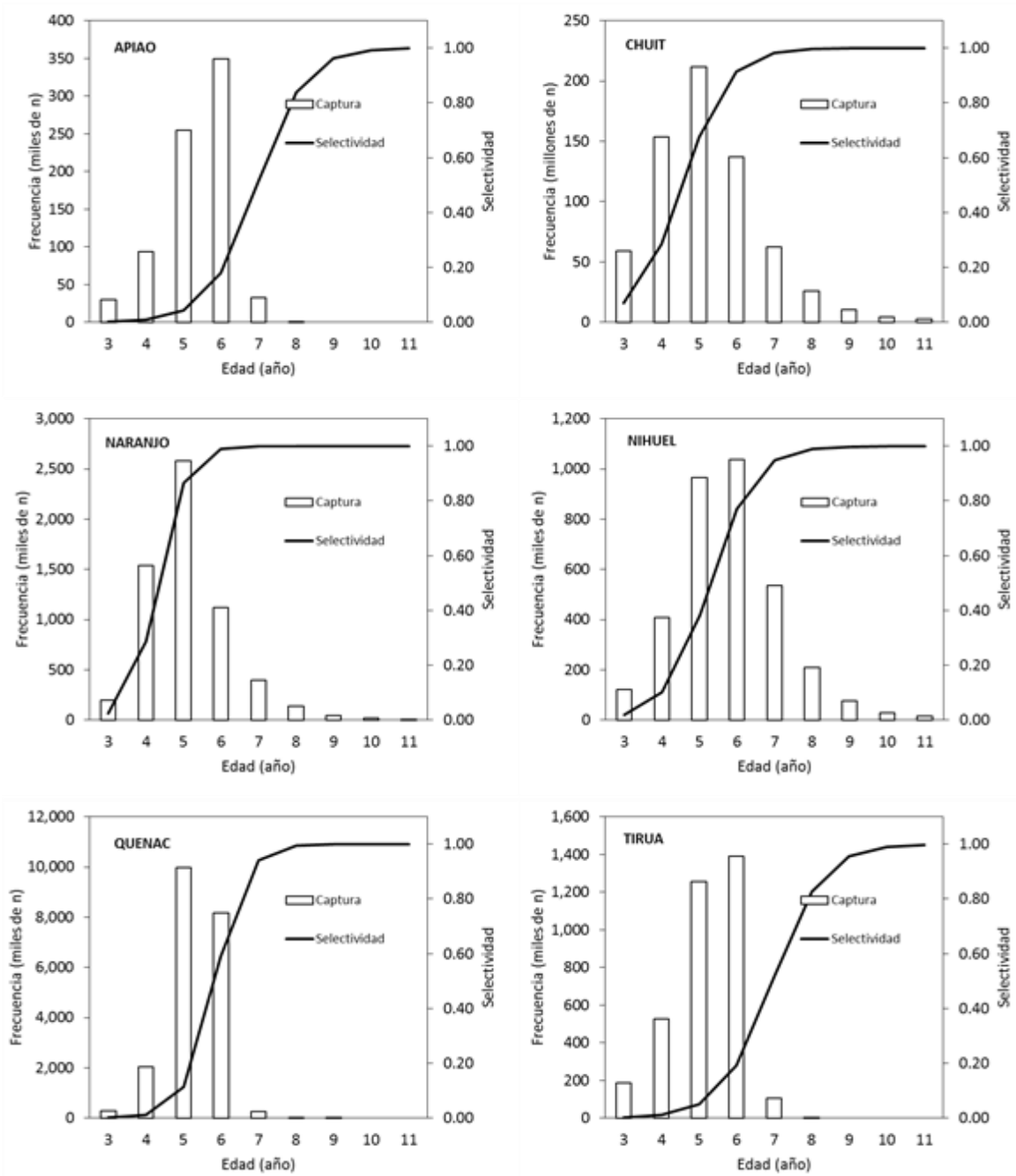


Figura 57. Composici3n de edades de la abundancia disponible (barras) y patr3n de selectividad/disponibilidad estimada luego de la aplicaci3n del modelo ModEqEdad a datos de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa.

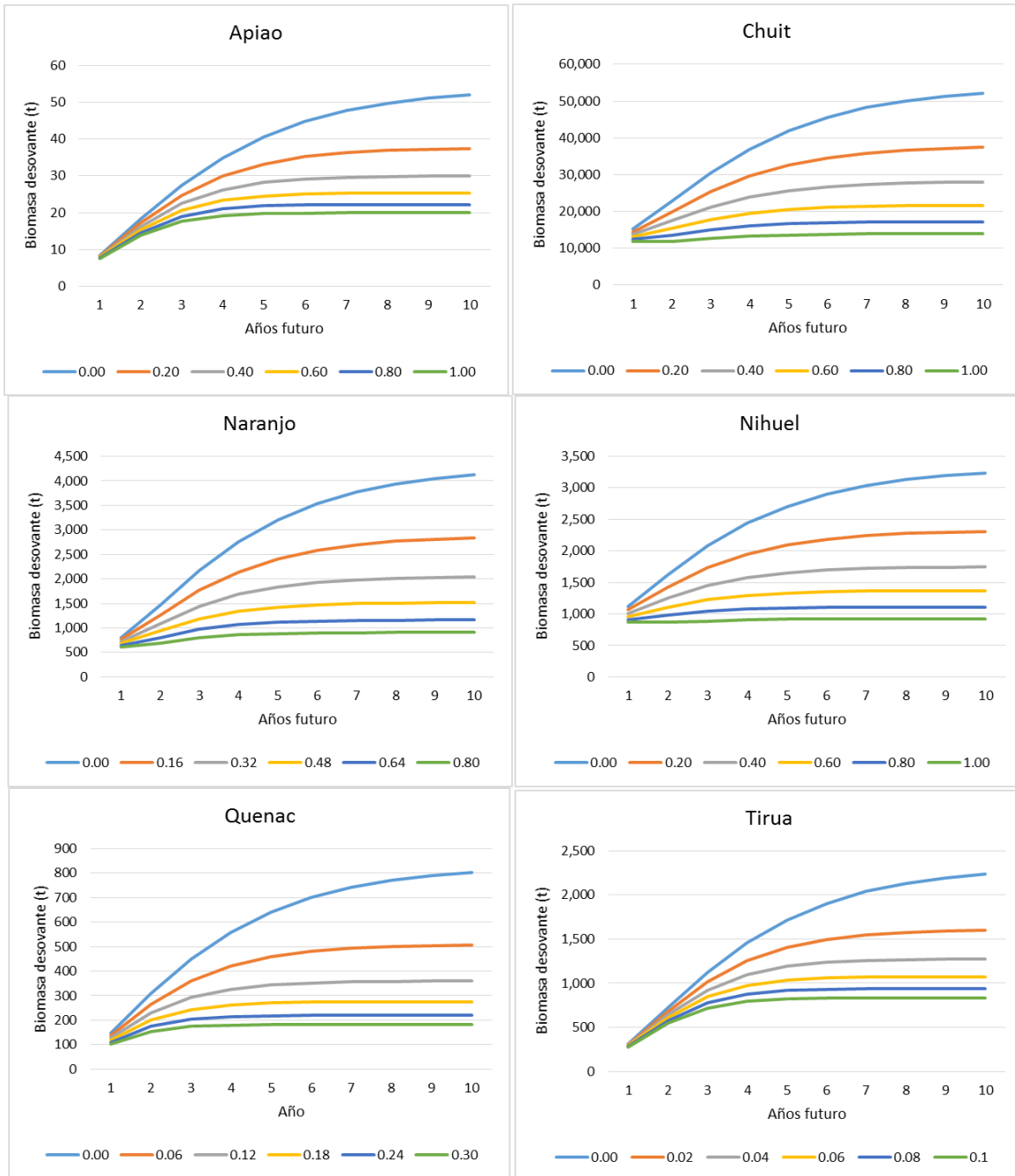


Figura 58. Proyecci3n de la biomasa desovante de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa, para diferentes multiplicadores de la mortalidad por pesca m3s reciente. La biomasa m3s alta del a3o 10 es la biomasa virginal que se logra si $mF=0$ (curva celeste).

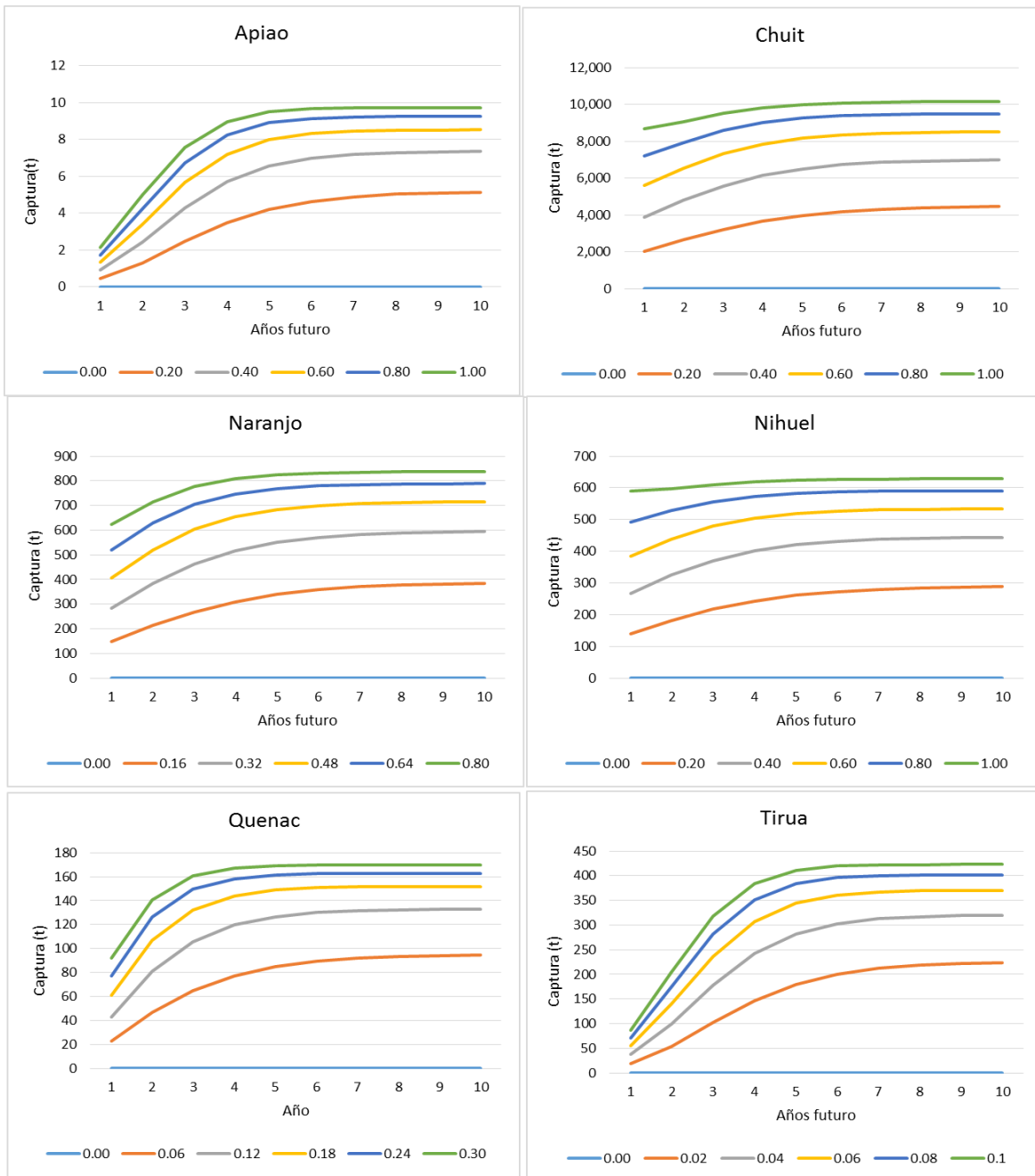


Figura 59. Proyecci3n de las capturas de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa, para diferentes multiplicadores de la mortalidad por pesca m3s reciente.

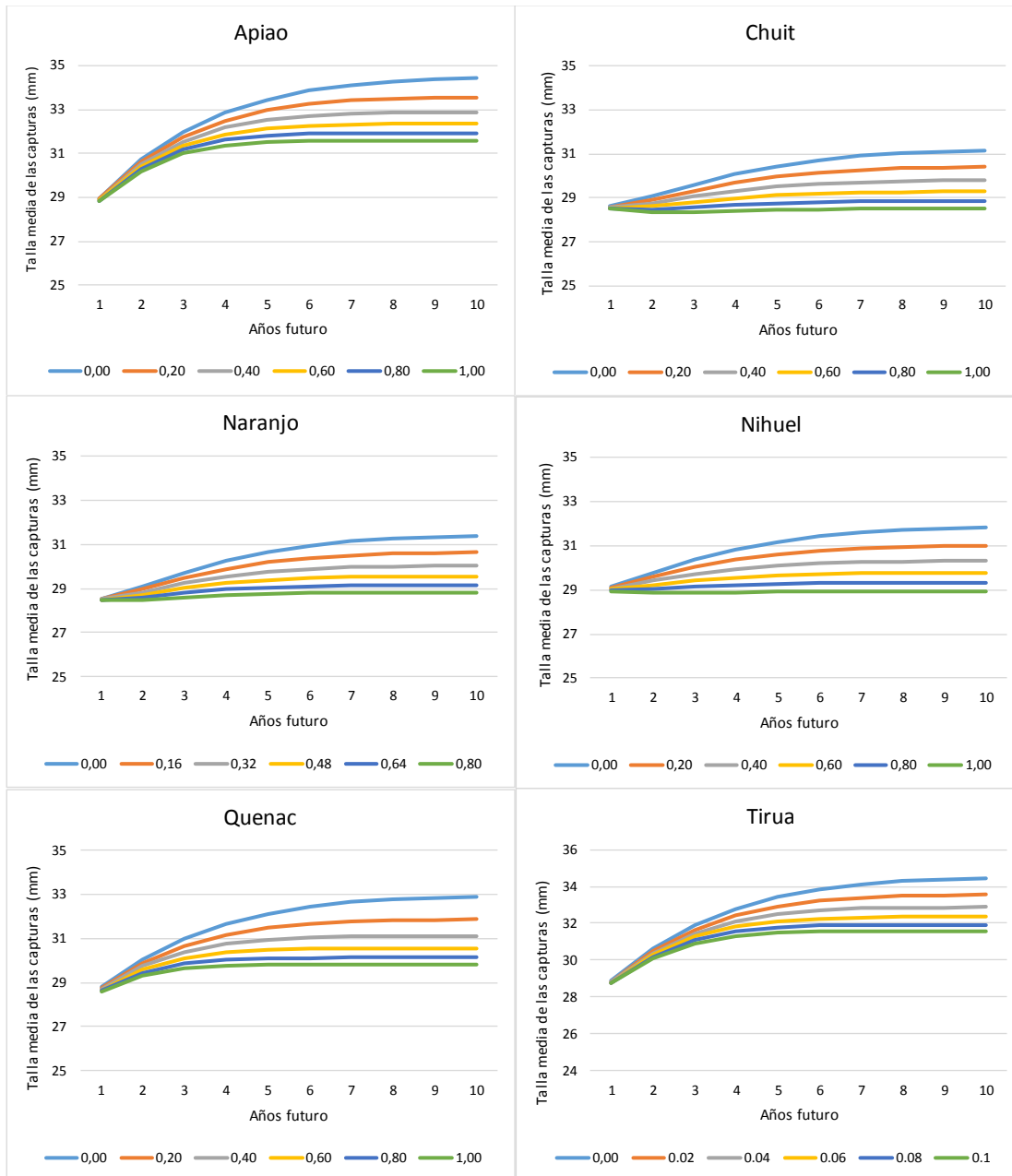


Figura 60. Proyección de la talla promedio de las capturas de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa, para diferentes multiplicadores de la mortalidad por pesca más reciente.

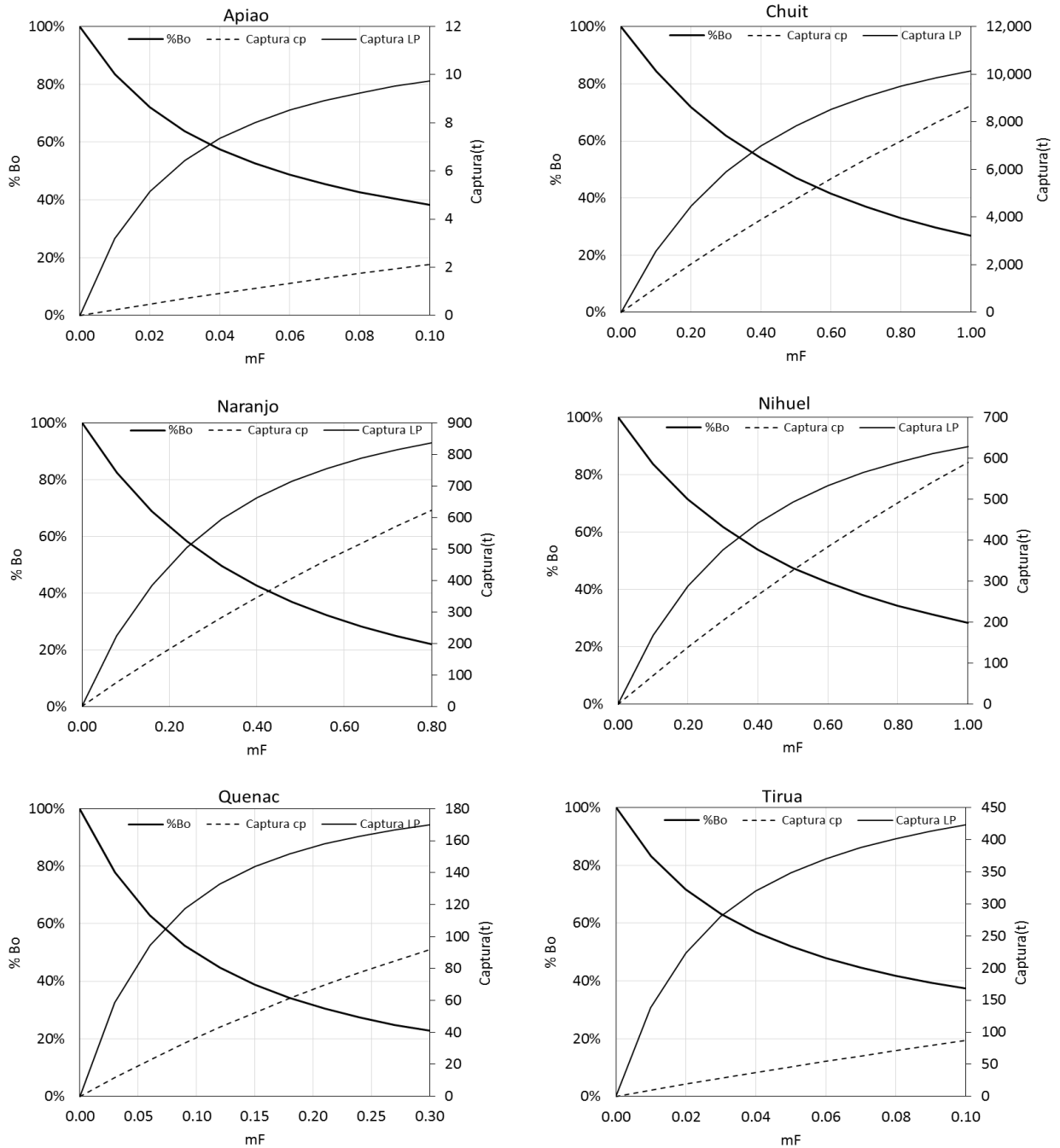


Figura 61. Reducción de la biomasa desovante virginal de equilibrio y capturas de largo plazo para diferentes multiplicadores (mf) de la mortalidad por pesca estimada para juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa.

**Tabla 25.**

Parámetros del modelo ModEqEdad ajustado a los datos de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa.

NIHUEL				NARANJO			
index	name	value	std.dev	index	name	value	std.dev
1	log_Ro	1.8813e+001	1.2863e-001	1	log_Ro	1.9065e+001	1.2202e-001
2	log_Fcr	-4.8903e-001	2.9747e-001	2	log_Fcr	-3.9746e-001	2.9063e-001
3	log_A50	1.6866e+000	5.9732e-002	3	log_A50	1.4887e+000	7.8658e-002
4	log_rango	5.4750e-001	1.3403e-001	4	log_rango	6.9915e-002	2.6541e-001
5	log_aedad	4.9868e-001	7.8488e-002	5	log_aedad	5.0289e-001	7.6332e-002
6	log_bedad	-6.9067e+000	1.0005e-001	6	log_bedad	-6.9065e+000	1.0006e-001
7	log_Lo	2.6213e+000	4.2812e-002	7	log_Lo	2.7807e+000	4.4592e-002

TIRÚA				APIAO			
index	name	value	std.dev	index	name	value	std.dev
1	log_Ro	1.7426e+001	1.3763e-001	1	log_Ro	1.4692e+001	6.5013e-002
2	log_Fcr	1.1949e+000	6.7872e-001	2	log_Fcr	2.4222e+000	3.6198e-001
3	log_A50	1.7460e+000	5.4771e-002	3	log_A50	1.9400e+000	5.6276e-004
4	log_rango	-8.7647e-002	2.4743e-001	4	log_rango	5.4786e-001	7.5475e-002
5	log_aedad	4.9664e-001	8.3619e-002	5	log_aedad	5.0598e-001	7.1290e-002
6	log_bedad	-6.9063e+000	1.0007e-001	6	log_bedad	-6.9069e+000	1.0004e-001
7	log_Lo	2.6639e+000	1.1138e-001	7	log_Lo	2.6842e+000	6.9885e-002

QUENAC				CHUIT			
index	name	value	std.dev	index	name	value	std.dev
1	log_Ro	1.7940e+001	1.3762e-001	1	log_Ro	2.1597e+001	1.5550e-001
2	log_Fcr	1.1949e+000	6.7870e-001	2	log_Fcr	-6.6979e-001	5.7430e-001
3	log_A50	1.7460e+000	5.4770e-002	3	log_A50	1.5427e+000	1.5963e-001
4	log_rango	-8.7649e-002	2.4742e-001	4	log_rango	5.8278e-001	3.8382e-001
5	log_aedad	4.9664e-001	8.3618e-002	5	log_aedad	5.0093e-001	7.2372e-002
6	log_bedad	-6.9063e+000	1.0007e-001	6	log_bedad	-8.4135e+000	1.0001e-001
7	log_Lo	2.6639e+000	1.1138e-001	7	log_Lo	2.6664e+000	5.0444e-002

**Tabla 26.**

Componentes de la función de log-verosimilitud del análisis de las composiciones de tallas de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa.

	Apiao	Chuit	Naranjo	Nihuel	Quenac	Tirúa
Prop. Talla	557,0	622,7	576,7	608,2	489,2	1.413,7
Lr	0,6	0,8	0,0	1,4	0,8	0,3
a_edad	0,5	0,5	0,5	0,4	0,4	1,1
b_edad	0,0	113,4	0,0	0,0	0,0	0,0
Ntot	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Total	558,1	737,3	577,2	610,0	490,5	1.415,1

Tabla 27.

Composiciones de edad de la abundancia vulnerable de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa.

Edad (año)	Apiao	Chuit	Naranjo	Nihuel	Quenac	Tirúa
3	26	59.462	2.021	1.226	15	1.726
4	92	153.252	15.213	4.081	256	5.364
5	266	211.133	25.815	9.648	3.406	13.137
6	331	137.751	11.332	10.354	6.575	13.023
7	45	62.436	3.949	5.355	470	1.397
8	0	25.714	1.354	2.099	12	3
9	0	10.382	463	773	0	0
10	0	4.175	159	281	0	0
11	0	2.805	83	161	0	0



Tabla 28.

VARIABLES POBLACIONALES ESTIMADAS DEL ANÁLISIS DE LAS COMPOSICIONES DE TALLAS DE JULIANA EN APIAO, CHUIT, NARANJO, NIHUEL, QUENAC Y TIRÚA.

	Apiao	Chuit	Naranjo	Nihuel	Quenac	Tirua
Ro (millones ind)	2,4E+06	2,4E+09	1,9E+08	1,5E+08	3,7E+07	1,0E+08
BDo (t)	52	52.074	4.122	3.235	804	2.235
BT (t)	39	46.186	3.185	3.169	640	1.598
BD (t)	8	15.137	803	1.122	164	311
A50 (año)	6,96	4,68	4,43	5,40	5,73	6,96
rango (año)	1,73	1,79	1,07	1,73	0,92	1,84
Lr (mm)	14,59	14,30	16,12	13,74	14,30	15,03
Fcr	11,27	0,51	0,67	0,61	3,30	11,46
mF(Frms)	0,09	0,60	0,40	0,60	0,15	0,08
BD/BDo	16%	29%	19%	35%	18%	14%
Fcr/Frms	11,1	1,7	2,5	1,7	6,7	12,5
BDrms (t)	21	21.690	1.753	1.371	522	935

Obs: BT: biomasa total, BD: biomasa desovante, Fcr: Mortalidad por pesca completamente reclutada, A50: edad al 50% de selectividad, rango: A95-A50, Frms Mortalidades por pesca de referencia al RMS (Rendimiento Máximo Sostenible). Lr: talla del reclutamiento, mF(Frms) multiplicador del F actual que conduce al Frms en el largo plazo e indica a que escala debe reducirse el esfuerzo de pesca.

Tabla 29.

CAPTURAS DE CORTO Y LARGO PLAZO Y TALLAS MEDIAS ESPERADAS EN LAS CAPTURAS DE JULIANA EN APIAO, CHUIT, NARANJO, NIHUEL, QUENAC Y TIRÚA.

	Apiao	Chuit	Naranjo	Nihuel	Quenac	Tirua
Captura CP(Frms) (t)	2	5.619	346	384	52	71
Captura LP(Frms) (t)	10	8.525	662	533	144	401
% reducción	20%	66%	52%	72%	36%	18%
Lmed (actual) (mm)	28,82	28,5	28,48	28,94	28,59	28,73
Lmed (LP) (mm)	31,77	29,52	29,78	29,77	30,8	31,93

Obs.: CP y LP: corto y largo plazo. Lmed: talla promedio de largo plazo con Frms. RMS: Rendimiento Máximo Sostenido



Tabla 30.

Proyección de las capturas y biomasa desovante de juliana en Apiao, Chuit y Naranjo, para diferentes multiplicadores (mf) de la mortalidad por pesca.

Biomasa desovante (t)							Capturas (t)					
Apiao	Multiplicador de F						Multiplicador de F					
Año futuro	0,00	0,20	0,40	0,60	0,80	1,00	0,00	0,20	0,40	0,60	0,80	1,00
1	8	8	8	8	8	7	0	0	1	1	2	2
2	18	17	16	15	15	14	0	1	2	3	4	5
3	27	25	22	21	19	18	0	2	4	6	7	8
4	35	30	26	23	21	19	0	3	6	7	8	9
5	41	33	28	25	22	20	0	4	7	8	9	10
6	45	35	29	25	22	20	0	5	7	8	9	10
7	48	36	30	25	22	20	0	5	7	8	9	10
8	50	37	30	25	22	20	0	5	7	9	9	10
9	51	37	30	25	22	20	0	5	7	9	9	10
10	52	37	30	25	22	20	0	5	7	9	9	10
Chuit	Multiplicador de F						Multiplicador de F					
Año futuro	0,00	0,20	0,40	0,60	0,80	1,00	0,00	0,20	0,40	0,60	0,80	1,00
1	15.137	14.422	13.742	13.094	12.476	11.888	0	2.026	3.895	5.619	7.210	8.680
2	22.767	19.979	17.538	15.400	13.528	11.888	0	2.658	4.809	6.544	7.937	9.051
3	30.431	25.355	21.201	17.792	14.986	12.668	0	3.219	5.584	7.319	8.589	9.518
4	36.921	29.594	23.930	19.517	16.050	13.303	0	3.651	6.141	7.846	9.022	9.838
5	41.915	32.567	25.681	20.534	16.632	13.630	0	3.958	6.503	8.163	9.265	10.009
6	45.602	34.564	26.752	21.104	16.932	13.786	0	4.164	6.726	8.342	9.391	10.092
7	48.228	35.856	27.384	21.410	17.080	13.857	0	4.298	6.857	8.438	9.453	10.129
8	50.036	36.664	27.744	21.570	17.150	13.889	0	4.381	6.932	8.488	9.482	10.146
9	51.256	37.158	27.943	21.650	17.182	13.901	0	4.432	6.973	8.513	9.496	10.153
10	52.074	37.457	28.052	21.690	17.197	13.907	0	4.463	6.996	8.525	9.502	10.156
Naranjo	Multiplicador de F						Multiplicador de F					
Año futuro	0,00	0,16	0,32	0,48	0,64	0,80	0,00	0,16	0,32	0,48	0,64	0,80
1	803	762	722	685	649	615	0	148	283	407	519	622
2	1.472	1.267	1.090	938	807	694	0	214	385	521	629	714
3	2.173	1.767	1.442	1.181	970	800	0	269	463	603	704	776
4	2.754	2.145	1.685	1.335	1.066	858	0	310	516	654	747	809
5	3.203	2.408	1.838	1.423	1.116	886	0	339	550	683	769	825
6	3.536	2.585	1.931	1.471	1.141	899	0	358	570	699	780	832
7	3.775	2.698	1.985	1.497	1.153	904	0	370	582	707	785	835
8	3.938	2.769	2.015	1.509	1.158	906	0	378	588	711	787	836
9	4.048	2.811	2.031	1.516	1.161	907	0	383	592	713	788	836
10	4.122	2.837	2.040	1.519	1.162	908	0	385	594	714	789	837



Tabla 31.

Proyección de las capturas y biomasa desovante de juliana en Nihuel, Quenac y Tirúa, para diferentes multiplicadores (mf) de la mortalidad por pesca..

Biomasa desovante (t)							Capturas (t)					
Nihuel	Multiplicador de F						Multiplicador de F					
Año futuro	0,00	0,20	0,40	0,60	0,80	1,00	0,00	0,20	0,40	0,60	0,80	1,00
1	1.122	1.065	1.011	960	911	865	0	139	267	384	491	591
2	1.629	1.431	1.259	1.109	979	865	0	182	325	439	528	597
3	2.079	1.731	1.451	1.224	1.040	889	0	217	371	479	556	609
4	2.438	1.947	1.577	1.295	1.077	906	0	244	402	505	573	619
5	2.708	2.092	1.653	1.333	1.095	914	0	261	420	519	582	624
6	2.903	2.185	1.697	1.353	1.104	918	0	273	431	527	587	627
7	3.039	2.243	1.721	1.363	1.108	919	0	280	437	530	589	628
8	3.131	2.278	1.734	1.368	1.110	920	0	285	440	532	590	628
9	3.194	2.299	1.741	1.370	1.110	920	0	287	442	533	590	628
10	3.235	2.311	1.744	1.371	1.111	920	0	289	443	533	590	628
Quenac												
Año futuro	Multiplicador de F						Multiplicador de F					
	0,00	0,20	0,40	0,60	0,80	1,00	0,00	0,20	0,40	0,60	0,80	1,00
1	146	136	127	118	110	102	0	23	43	61	77	92
2	309	266	231	201	176	155	0	46	81	107	126	141
3	448	359	293	243	205	174	0	65	106	132	150	161
4	558	420	327	262	215	180	0	77	120	144	158	167
5	641	458	344	270	219	182	0	85	127	149	161	169
6	702	480	352	273	220	182	0	89	130	151	162	170
7	744	493	356	274	220	183	0	92	132	151	162	170
8	772	500	358	275	220	183	0	93	132	152	163	170
9	791	504	359	275	220	183	0	94	133	152	163	170
10	804	506	359	275	220	183	0	94	133	152	163	170
Tirúa												
Año futuro	Multiplicador de F						Multiplicador de F					
	0,00	0,02	0,04	0,06	0,08	0,10	0,00	0,02	0,04	0,06	0,08	0,10
1	311	303	296	289	282	275	0	19	37	55	71	87
2	725	683	644	609	577	547	0	54	100	140	175	205
3	1.125	1.015	923	845	778	720	0	102	178	237	282	317
4	1.457	1.253	1.097	975	878	799	0	147	242	307	351	383
5	1.714	1.405	1.190	1.034	917	825	0	179	282	344	384	411
6	1.905	1.496	1.236	1.058	930	833	0	200	303	361	396	420
7	2.039	1.548	1.257	1.067	934	834	0	212	313	367	400	422
8	2.131	1.576	1.266	1.070	935	835	0	219	317	369	401	422
9	2.193	1.592	1.270	1.071	935	835	0	222	319	370	401	423
10	2.235	1.600	1.271	1.072	935	835	0	224	320	370	401	423



Tabla 32.

Distribución de riesgo de la Captura Biológicamente Aceptable (t) de juliana en Apiao, Chuit, Naranjo, Nihuel, Quenac y Tirúa.

Riesgo ($p(F > Frms)$)

Zona	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	% var
Apiao	1,7	1,8	1,8	1,9	1,9	11%
Chuit	4.696,80	5.013,30	5.241,50	5.436,40	5.618,70	16%
Naranjo	280,8	303,3	319,6	333,5	346,4	19%
Nihuel	328,4	347,4	361,2	372,9	383,9	14%
Quenac	41,2	45,1	47,9	50,3	52,5	21%
Tirua	60,4	64,2	66,9	69,2	71,4	15%
Total	5.437,00	5.805,40	6.071,00	6.297,90	6.510,10	16%



5. DISCUSIÓN

Considerando las abundancias estimadas, en relación a los estudios realizados por Fundación Chinquihue (FCH) (**Tabla 14** a **Tabla 21**), en los 6 bancos que se estimó este parámetro (Apiao, Quenac, Nihuel, Chuit, Tirúa, Naranjo), existen diferencias importantes, siendo en el caso de Apiao la estimación de la FCH de 91,4 veces superior a la estimación promedio de las dos campañas realizadas por IFOP. En Quenac fue 3,3 veces superior, Nihuel de 17,5 veces, Tirúa de 1,8; Naranjo de 4 veces superior y Chuit fue de 0,6 veces superior a la estimación de IFOP. Dado que las estimaciones de abundancias dependen, a su vez, de las estimaciones de las superficies de evaluación y de las estimaciones promedio de la densidad (ejemplares/unidad de muestreo), las diferencias entre ambos estudios se relacionan con la magnitud de las estimaciones de las superficies y de las densidades.

En el caso de la superficie, el estudio de la FCH asimila la superficie de evaluación a la superficie de distribución de la juliana, lo cual conlleva el riesgo de sobrestimar la abundancia; a diferencia de lo realizado por IFOP, que expandió la densidad a la superficie estimada de aquellos sustratos con presencia de juliana. En las estimaciones de la FCH, en los 6 casos que se estimó la superficie, esta fue superior a lo estimado por IFOP: en Apiao fue superior en 12,2 veces, en Quenac fue de 2,6 veces, en Nihuel fue de 4,9, en Chuit de 5,5, veces, en Tirúa fue de 1,5 veces y en Naranjo de 0,6 veces. Lo señalado resalta la importancia en el uso del equipo QTC en el presente estudio, que permitió discriminar diferentes tipos de fondo marino, posibilitando, a partir de los datos registrados, estimaciones más reales, acotadas y diferenciadas por los tipos de sustratos con y sin presencia de juliana.



Las recomendaciones que se derivan de sobrestimaciones, pueden generar condiciones para la sobrepesca del recurso, al estimular el esfuerzo de pesca sobre bancos que no pueden soportar actividad de pesca sin afectarlos.

Por otra parte, la información que fue posible recabar de la actividad pesquera, resulta de utilidad para explicar eventuales efectos diferenciados en los bancos. En el desarrollo incipiente de la pesquería, es esperable que los bancos más cercano a los puertos de desembarque sean los primeros en ser explotados, en la medida que se expande la pesquería (sea por crecimiento de la flota, agotamiento de los bancos, exigencias de mercado, penalización en el precio playa según la talla predominante, entre otros), se explotan nuevos bancos ubicados más lejos de los puertos de desembarque, proceso que no es una excepción para la pesquería de juliana. Así también, se constató para el período 2009 – 2014, la declaración de desembarques de procedencias que no constituyen áreas PSMB; por otra parte, de acuerdo a información generada en conversaciones sostenidas durante el proyecto con pescadores usuarios de la pesquería, se sabe de la existencia de procedencias de pesca en el sector continental (mencionadas como “Pumalín”) que no aparecen en los registros de desembarque. Desembarques de los que no son debidamente identificadas sus procedencias, o declaración de una procedencia diferente del lugar de extracción que no da cuenta del origen (aunque de esto último el proyecto no puede confirmarlo), constituye un práctica posible y no deseada.

El monitoreo de la actividad es relevante en aportar información clave del desarrollo de la pesquería, y de generar información respecto a la sustentabilidad de los bancos, sobre todo por su valor predictivo del estado del recurso cuando esta información es confiable. El desarrollo de la pesquería de juliana se ha caracterizado por la especialización de la flota, con puertos de desembarques



perfectamente definidos, con una marcada dependencia de las embarcaciones al recurso (sobre el 80% de lo que desembarcan) (ver Pto. 1.5 Cantidad de usuarios y dependencia a la actividad). Luego, el monitoreo de la actividad de pesca es perfectible y abordable a nivel del Plan de Manejo del recurso.

Diversos estudios han sugerido la relación que existe entre el tipo de fondo o sustrato y la presencia/ausencia de organismos enterradores (Méndez *et al.*, 1986). De hecho, la dinámica de los sedimentos así como su contenido y características, explica en cierta medida la existencia de parches o bancos de los organismos enterradores (Mclahan *et al.*, 2001). En este sentido, *Tawera gayi* no es la excepción y al igual como lo reportado por Jerez *et al.* (2000), la especie tiene preferencia por sedimentos arenosos de tipo grueso, lo que sugiere su vinculación a zonas con una fuerte dinámica de corrientes marinas, donde la depositación de sedimentos es limitada. En ambientes de este tipo, es común que exista mayor influencia de patrones estacionales como la erosión y acreción, lo que originaría cambios de sustratos que pueden afectar la presencia/ausencia de la especie en cuestión. Esto podría explicar los cambios en el tipo de fondo entre ambas campañas, siendo en verano menor el porcentaje de representatividad de áreas óptimas para la especie en estudio.

Por otra parte, la existencia con zonas “no aptas para la especie” como roqueríos y bolones, con presencia de juliana, permite sugerir que estas zonas podrían funcionar como reservorios locales, los cuales no han sido detectados por los pescadores, debido principalmente al descarte *a priori* realizado por parte de ellos de dichas zonas. Esta situación tampoco es extraña en organismos enterradores, ya que se ha sugerido que situaciones de este tipo podrían explicar el aumento repentino de ciertas poblaciones que se encontraban extintas localmente.



Asimismo, la alternancia de fenómenos de extinción local y re-colonización han sido considerados como comportamientos típicos de las metapoblaciones (Hanski y Gilpin, 1996). De hecho, la ocupación del hábitat disponible así como los patrones espaciales de estos son el resultado directo de patrones espaciales en ciertas características demográficas, como tasas de natalidad y mortalidad, pero también inmigración y emigración (Pulliam, 1988). Si bien estimar estos dos últimos parámetros es más bien complejo (Ims, 1995, Ims & Yoccoz, 1996), en ambientes geográficamente delimitados, como puede ser el caso del mar interior de Chiloé, es posible realizar aproximaciones numéricas con cierto grado de certeza.

Una aproximación bastante interesante es el estudio de patrones de presencia y ausencia de los organismos (ie. ocurrencia), en relación a las características del paisaje (Hanski, 1994, Sjögren-Gulve, 1994, Bolger *et al.*, 1997), las cuales, si bien pueden estar sujetas a una serie de limitaciones (Taylor, 1991, Hanski *et al.*, 1996, Sjögren-Gulve & Ray, 1996), podrían aportar información de la dinámica y estructura de las poblaciones (Dunhan & Rieman, 1999).

Por ejemplo, en base a los modelos aquí expuestos parece ser que en el caso de *Tawera gayi* el tamaño del hábitat juega un rol importante en la persistencia tanto en escala espacial como temporal y esta persistencia juega un rol importante en la conectividad de la especie entre los distintos bancos. Por lo tanto, el tamaño del hábitat puede estar positivamente relacionado con la persistencia de la población en el tiempo, tal cual lo sugieren Dunhan & Rieman (1999), debido a dos razones centrales: la primera, hábitats más grandes soportan poblaciones más grandes y por consiguiente son menos vulnerables a la extinción debido a factores demográficos estocásticos, y pueden ser menos vulnerables a los efectos de variabilidad ambiental (Lande, 1993). Un ejemplo es lo que estaría ocurriendo con



el banco de Naranjo, donde el análisis de incidencia sugiere que este grupo tiene una importancia espacial que afectaría al resto de los bancos, y que su aporte en relación a la dispersión larval es relevante, por lo que es muy probable que en la actualidad este banco se encuentra fragmentado en diversas subunidades. Otro factor clave puede ser la lejanía del banco a centros productivos, por lo que junto a su tamaño posibilitan el hecho de que estos bancos aun persistan en la actualidad.

Para el caso de los otros bancos de Juliana, este factor sobre la lejanía parece ser relevante, pues al observar el historial de lo acontecido con los 32 bancos descritos por Jerez *et al* (2000), se deduce que a medida que fue pasando el tiempo el esfuerzo pesquero se dirigió hacia zonas cada vez más alejadas de los puertos de Ancud, Quemchi y Dalcahue. Por este motivo, y considerando la actividad extractiva como predatoria sobre una especie, se cumpliría el hecho propuesto por Sjögren-Gulve (1994), donde el tamaño atrae la presencia de predadores.

Otro aspecto relevante para el manejo de la especie es el aumento en la distancia del vecino más cercano, lo cual dificulta el aporte de larvas entre los distintos bancos, lo cual podría dificultar la posibilidad de re-colonizar los hábitats desocupados en el corto tiempo. El análisis de relaciones espaciales, como en el modelo preliminar de dispersión larval, sugieren necesario asumir la conectividad de los distintos bancos en la zona, en relación al manejo del recurso eliminando la idea preconcebida de que las metapoblaciones marinas responden al modelo “Isla continente” o “fuente sumidero” intentando considerar una visión de metapoblación, siguiendo lo propuesto por Defeo & Cansado (2015).



Por otra parte, el análisis de las composiciones de tallas de juliana para los diversos bancos permitió, por un lado, conocer la composición de edades de la población y por otra, los niveles de mortalidad por pesca que explican la menor o mayor abundancia de los individuos por sobre los 25 mm de longitud de concha. La composición de la abundancia explotable se sustenta en poco más 5 grupos de edad y que la talla de primera captura se obtiene recién al quinto año de vida.

En todos los casos analizados se determinó que existen evidencias de sobrepesca y sobre-explotación en diferente magnitud. Se determinó que la sobrepesca en general afecta aquellos bancos que se sostienen en pocas clases anuales, y que las situaciones más complejas son las localidades de *Apiao* y *Tirúa* cuyos niveles de mortalidad por pesca sobrepasan en más de 11 veces el valor de referencia F40%. Con menor nivel de sobrepesca se encuentran las localidades de *Chuit* y *Nihuel* cuyo esfuerzo de pesca supera en un 70% el valor de referencia, siendo *Chuit* la localidad más influyente y que podría sustentar más del 85% de las capturas. Los análisis mostraron que en todos los casos solo luego de 6 años se podrían recuperar los bancos a niveles de biomasa al RMS.

El diagnóstico en general para los stocks estudiados es de sobrepesca y por tanto el esfuerzo debería reducirse en promedio, en al menos un sexto del valor actual. A nivel local y puntual las reducciones de esfuerzo pueden llegar a ser más importantes. La captura total de largo plazo una vez alcanzada la recuperación de la población en torno al RMS, no debería superar las 10.300 t, en tanto que la condición actual sugiere que la captura no debiera sobrepasar de 6.500 t en la medida que el 80% de esta captura se concentre en la localidad de Chuit.

Las recomendaciones de capturas estimadas en el presente análisis deben ser atendidas de manera referencial, pues se sustentan en el nivel de la mortalidad



por pesca estimada en cada localidad y de las estimaciones de biomasa generada por métodos directos. Por otra parte, las fluctuaciones de los desembarques están influenciadas por la demanda de las empresas, dado que no siempre están dispuestas a comprar todo lo que se pueda extraer (esto fue reconocido por representantes de empresas que estuvieron presente en reunión de presentación de resultados sostenida el día jueves 14 de julio de 2016, en ciudad de Puerto Montt). Es importante señalar que los datos de desembarques son deficientes en identificar la procedencia (o bancos) pues la información de SERNAPESCA no lo especifica y solo indica desembarque asociado al puerto; además de esto, el proyecto Seguimiento AMERB es parcial en la toma de datos de la pesquería. Lo señalado, se refleja en las cifras oficiales de los desembarques entre los años 2009 y 2012, que superan las 5.000 t e incluso las 6.500 t (**Figura 1**). Desembarque Nacional de juliana. Período: 2000 - 2014). Luego, es claro que las recomendaciones deben considerarse como referenciales.

Finalmente, se recomienda propiciar la recuperación de todos los bancos y con especial atención los de *Apiao* y *Tirúa*, estableciendo por ejemplo un cierre temporal o reducción de las actividades extractivas junto a un permanente monitoreo de la composición de tallas de las muestras, a objeto de recuperar el segmento de individuos parentales (e.g. los mayores a 30 mm de longitud total).

En relación al Plan de Manejo de juliana, con la promulgación de la Ley 20.657, se establecieron los Planes de Manejo como una medida de administración de las pesquerías, promoviendo la integración de los usuarios, y migrando desde un marco de ordenación tradicional basado netamente en aspectos biológicos-pesqueros a uno participativo, utilizando como principio rector el enfoque ecosistémico (EEP) (BCN, 2013). Es así como la LGPA consagra a este plan como una figura importante en la administración y manejo de las pesquerías



bentónicas de invertebrados y algas que tengan su acceso cerrado. Para ello debe constituir un Comité de Manejo, el que tendrá como misión la elaboración de la propuesta, implementación, evaluación y adecuación, si correspondiere, del plan de manejo. (Urrutia *et al.*, 2015).

No obstante, surge la interrogante sobre los que se está entendiendo por Plan, ¿cuál es su utilidad? y ¿cómo se hace operativo? Armijo (2011) define a los Planes como una herramienta de gestión que permite la formulación y establecimiento de objetivos de carácter prioritario, cuya característica principal es el establecimiento de los cursos de acción (estrategias) para alcanzar dichos objetivos. En este sentido, el establecimiento de objetivos debe responder a un diagnóstico inicial basado en estudios, tal que permita analizar e interpretar información referente a un hecho, contexto o situación, conducente a evaluar los problemas que lo caracterizan, o describir las características que lo identifican como tal (Silva, 2003).

Se reconoce que el plan contiene los elementos asociados a las estructuras comúnmente utilizadas en la elaboración de los Planes de Manejo, y que tras su elaboración hay propósitos de aunar y sintonizar las diferentes visiones e intereses de los usuarios de la pesquería, todo lo cual representa una oportunidad para la formulación participativa de estrategias coherentes con los objetivos, como también de avanzar en la articulación de los componentes del plan.

En este sentido, y a la luz de los resultados del presente estudio, se sugiere profundizar en la identificación en la identificación de problemas y brechas propias de la actividad de pesca, y que pueden afectar su sustentabilidad. Temas que están incluidos en el plan, tales como: identificación de las procedencias de pesca, el establecimiento de puntos de desembarques únicos y de registro de las



actividades pesqueras, en definitiva de la implementación de un programa de monitoreo bio-pesquero, constituyen elementos relevantes a considerar en la gestión del plan.

Respecto del análisis del estado de la pesquería, basado en los resultados que dan cuenta del estado del recurso, en el presente informe se deducen que se encuentra en una situación de sobreexplotación. Para tal caso, la LGPA, en su artículo 9°A señala que “En los casos en que una pesquería, de conformidad con los puntos biológicos de referencia determinados, se encuentre en estado de sobreexplotación o agotada, se deberá establecer dentro del Plan de Manejo, previo acuerdo del Comité de Manejo, un Programa de Recuperación”, tema que está considerado en el Plan de Manejo para el recurso juliana, por lo que puede ser una materia de discusión del respectivo Comité de Manejo, a fin de identificar los mecanismos para retornar a una condición sustentable de la pesquería.

A su vez, y aludiendo al Mensaje Presidencial N°407-359, que acompañó al Proyecto de la actual ley 20.657, este señala que el programa de recuperación contemplado en el nuevo artículo 9°A buscaba reflejar las directrices entregadas por los OECD en esta materia, dando relevancia no solo a la recuperación del stock sino también a factores tales como los económicos y sociales, incorporando en la elaboración del programa a los actores directamente afectados (BCN, 2013). Una manera de abordar la recuperación de las pesquerías sobreexplotadas, puede ser bajo una estrategia de recuperación de un stock sobreexplotado, enfocada en la reducción de la mortalidad por pesca a un nivel igual o menor al de su rendimiento óptimo (Urrutia *et al.*, 2015).

La búsqueda de una solución de menor impacto, como podría ser la reducción de la cuota de captura, implicará al administrador considerar los riesgos asociados a



esta decisión (ambientales, económicos, biológico- pesquero y sociales) los cuales no han sido esclarecidos, siendo una tarea a la cual podría abocarse el Comité de Manejo en carácter de prioritaria.

En este sentido se requiere de mayores antecedentes sobre la dinámica económica, social y ambiental que permita vincularse con la información biológica, de manera de evaluar diferentes escenarios de decisión, permitiendo balancear las necesidades sociales y económicas con la recuperación de un stock biológico, reconociendo los riesgos asociados y estableciendo un programa de actividades de corto y mediano plazo que permita cumplir con el objetivo de recuperación.



6. CONCLUSIONES

1. Los 8 bancos priorizados en el proyecto: Isla Alao, Isla Apiao, Isla Caguach, Isla Quenac, Bajo Nihuel, Isla Chuit, Tirúa y Naranjo, presentan evidencias de sobreexplotación.
2. La bancos de Isla Alao e Isla Caguach, son los que presentan escasa presencia de juliana en las dos campañas de muestreo ($6,18 \pm 15,7$ ejemplares/0,25 m² y $4,46 \pm 20,4$ ejemplares/0,25 m², respectivamente).
3. Los sustratos donde prosperan preferentemente las poblaciones de *Tawera gayi* coinciden en que son de sedimentos de tipo arena gruesa, característicos de ambientes con alta dinámica de corrientes.
4. En base a los modelos de conectividad espacialmente explícitos y a la dispersión larval, los bancos de *Tawera gayi* registrados históricamente en la zona de estudio muestran una alta conectividad entre ellos.
5. La conectividad de la especie en la zona sugiere que estas poblaciones se comportan como metapoblaciones clásicas, donde la extinción local y la recolonización dependen del tamaño del banco, la abundancia poblacional y la cercanía del vecino más cercano y no responderían al modelo de fuente sumidero o continente isla, a no ser que existan bancos que no hayan sido descritos históricamente y que se comporten como fuentes.
6. De acuerdo a lo anterior, y en función a los modelos de dispersión larval, la presencia de bancos en la zona de Pumalín y Chaitén pueden ser vitales para el repoblamiento de la especie, dada la alta dinámica de las corrientes en la zona.



7. Los modelos espacialmente explícitos, sugieren que la conectividad es alta entre los bancos de la especie, y que para el caso de los bancos en el mar interior de Chiloé, deben ser considerados como una metapoblación.
8. De los bancos que se estimó capturas, Apiao y Tirúa presentan las situaciones más complejas, con niveles de mortalidad por pesca que sobrepasan en más de 11 veces el valor de referencia F40%.
9. Con menor nivel de sobrepesca se encuentran las localidades de Chuit y Nihuel cuyo esfuerzo de pesca supera en un 70% el valor de referencia, siendo Chuit la localidad más influyente y que podría sustentar más del 85% de las capturas.
10. El diagnóstico en general sugiere que el esfuerzo debería ser reducido en promedio, en al menos un sexto del valor actual.
11. Los análisis mostraron que en todos los casos solo luego de 6 años se podrían recuperar los bancos a niveles de biomasa al RMS.
12. La captura total de largo plazo una vez alcanzada la recuperación de la población en torno al RMS, no debería superar de 10,3 mil toneladas, en tanto que la condición actual sugiere que la captura no debiera sobrepasar de 6,5 mil toneladas en la medida que el 80% de esta captura se concentre en la localidad de Chuit.
13. Se recomienda propiciar la recuperación de todos los bancos, junto a un permanente monitoreo de la composición de tallas de las muestras, a objeto de recuperar el segmento de individuos parentales mayores a 30 mm de longitud total.



7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aburto J & W Stotz. 2013. Learning about TURFs and natural variability: Failure of surf clam management in Chile. *Ocean & Coastal Management*. 71:88-98.
- Ariz, L., L. Figueroa, A. Valdenegro, V. Ojeda, M. González, A. Aguilera, D. Bucarey. 2010. Estudio de la dinámica poblacional del recurso macha entre el río Maule y río Mataquito, VII Región. Informe Final Corregido, Proyecto FIP 2007-43. 401 pp, + Tablas, Figuras y Anexos.
- Ariz, L., C. Cortés, J. González, N. Barahona, M. Nilo. 2007. Situación Actual de la Pesquería del Recurso Huevo (*Ensis Macha*) en la VII Región. Informe Final Proyecto FIP 2006 – 43. 140 pp,+ Tablas, Figuras y Anexos.
- Armijo, M. 2011. Planificación estratégica e indicadores de desempeño en el sector público. Instituto Latinoamericano y del Caribe de Planificación Económica y Social (ILPES). CEPAL. Serie Manuales N° 69. Santiago. 105 p.
- Armsworth P. 2002. Recruitment limitation, population regulation, and larval connectivity in reef fish metapopulations. *Ecology* 83 (4), 1092-1104.
- Ayata, S.D., Ellien, C., Dumas, F., Dubois, S., Thiebaut, E., 2009. Modelling larval dispersal and settlement of the reef-building polychaete *Sabellaria alveolata*: role of hydroclimatic processes on the sustainability of biogenic reefs. *Cont. Shelf Res.* 29, 1605-1623.
- Barton, N. H., y M. C. Whitlock. 1997. The evolution of metapopulations. pp. 183-210 in I. Hanski and M. Gilpin, eds., *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution*. Academic Press.



- Bernard FR 1983. Catalogue of the living Bivalvia of the eastern Pacific Ocean: Bering Strait to Cape Horn. Canadian Special Publication on Fisheries and Aquatic Sciences 61, 102 p.
- Biblioteca Congreso Nacional (BCN). 2013. Historia de la Ley 20.657. Modifica en el ámbito de la sustentabilidad de recursos hidrobiológicos, acceso a la actividad pesquera industrial y artesanal y regulaciones para la investigación y fiscalización, la Ley General de Pesca y Acuicultura contenida en la Ley N° 18.892 y sus modificaciones. Valparaíso. 3631 p.
- Bolger, D. T., A. C. Alberts, R. M. Sauvajot, P. Potenza, C. McCalvin, D. Tran, S. Mazzoni, and M. E. Soule´. 1997. Response of rodents to habitat fragmentation in coastal southern California. *Ecological Applications*
- Botsford L.W.; C.L. Moloney; A. Hastings; J.L. Largier; T.M. Powell; K. Higgins y J.F. Quinn 1994. The influence of spatially and temporally varying oceanographic conditions on meroplanktonic metapopulations. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* Volume 41, Issue 1, 1994, Pages 107–145.
- Brenden TO, Wang L, Seelbach PW, Clark RD Jr., Wiley MJ, Sparks-Jackson BL. 2007. Spatially-constrained clustering program for river valley segment delineation from GIS river networks. *Environmental Modelling & Software*.
- Buckley, Yvonne M. Satu Ramula, Simon P. Blomberg, Jean H. Burns, Elizabeth E. Crone, Johan Ehrlén, Tiffany M. Knight, Jean-Baptiste Pichancourt, Helen Queded y Glenda M. Wardle. 2010. Causes and consequences of variation in plant population growth rate: a synthesis of matrix population models in a phylogenetic context. *Ecology Letters* Vol 13 (9) 1182–1197.



- Bustos, E., Guarda M., Osorio C., Lozada E., y M. Diaz. 1981. Estudio biológico pesquero del recurso almeja en la Bahía de Ancud. II. Investigaciones específicas. Informe SERPLAC, X Región. Ed. CORFO-IFOP. 26 pp.
- addy JF & Defeo O. 2003. Enhancing or restoring the productivity of natural populations of shellfish and other marine invertebrate resources. FAO Fisheries Technical Paper N° 448, FAO Rome.
- Cantwell M & R Forman. 1993. Landscape graphs: Ecological modeling with graph theory to detect configurations common to diverse landscapes. Landscape Ecology vol. 8 no. 4 pp 239-255.
- Canales C.M y P. M. Arana, 2009. Crecimiento, mortalidad y evaluación de la población de cangrejo dorado (*Chaceon chilensis*) explotado en el archipiélago de Juan Fernández, Chile. Lat. Am. J. Aquat. Res., 37(3): 313-326.
- Collier, B.A. & D.G. Kremetz. 2007. Uncertainty in age-specific harvest estimates and consequences for white-tailed deer management. Ecological Modeling 201:194-20453.
- Collins, W. & K. Anderson, 1996. Acoustic Seabed Classification using Echo Sounders: Operational Considerations and Strategies. Canadian Hydrographic Conference, Victoria, Canada. En: http://www.researchgate.net/publication/237681159_Acoustic_Seabed_Classification_using_Echo_Sounders_Operational_Considerations_and_Strategies.
- Corgos, A., Verísimo, P. & Freire, J. 2006. Timing and seasonality of the terminal molt and mating migration in the spider crab, *Maja brachydactyla*: evidence of alternative mating strategies. Journal of Shellfish Research 25, 577-587.



- Cowen, R.K. y S. Sponaugle. 2009. Larval dispersal and marine population connectivity. *Annu Rev Mar Sci* 1:443-466.
- Cronin J. 2003. Movement and spatial population structure of a prairie planthopper. *Ecology* 84:1179–1188.
- Dame R. 2002. *Ecology of Marine Bivalves: An Ecosystem Approach, Second Edition*.
- Daza, E., C. Vargas, V. Castillo, L. Ariz, E. Leal. 2011. Evaluación biológico-Pesquera de los principales bancos de huevo en las provincias de Magallanes y Última esperanza, XII Región y proposición de un plan de administración del recurso. Informe Final Proyecto FIP 2008 – 50. 140 pp, + Tablas, Figuras y Anexos.
- Defeo O. & S. Cansado. 2015. The relevance of the metapopulation concept to fisheries: a review. *Marine Stewardship Council Science Series* 3: 1 – 80.
- Dell, R. K., 1964: Antarctic and Subantarctic mollusca: Amphineura, Scaphopoda and Bivalvia. *Discov. Rep.* 33, 93–250.
- Dunhan JB. & BE. Rieman. 1999. Metapopulation structure of bull trout: influences of physical, biotic, and geometrical landscape characteristics. *Ecological Applications*, 9(2), 1999, pp. 642–655.
- Eckman JE 1996. Closing the larval loop: linking larval ecology to the population dynamics of marine benthic invertebrates. *J Exp Mar Biol Ecol* 200:207–237.
- Ehrlich P & D Murphy. 1987. Conservation Lessons from Long-Term Studies of Checkerspot Butterflies. *Conservation Biology* Volume 1, Issue 2, pages 122–131.



- Eidem, E.J. & K. Landmark. 2013. Acoustic seabed classification using QTCIMPACT on single-beam echo sounder data from the Norwegian Channel, northern North Sea. *Continental Shelf Research* 68. 1–14.
- Ellingsen, K.E., J. S. Gray and E. Bjørnbom. 2002. Acoustic classification of seabed habitats using the QTC VIEW system. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 825–835. 2002. doi:10.1006/jmsc.2002.1198, available online at <http://www.idealibrary.com>.
- Etienne, R. S., ter Braak, C. J., and Vos, C. C. 2004. Application of stochastic patch occupancy models to real metapopulations. In Hanski, I. and Gaggiotti, O.E. (Eds.) *Ecology, Genetics, and Evolution of Metapopulations*. Elsevier Academic Press. 696 pp.
- Fronhofer E.A., A. Kubisch, F. Hilker, T. Hovestadt & H Joachim Poethk. 2012. Why are metapopulations so rare?. *Ecology* 93:1967–1978.
- Fournier, D.A., H.J. Skaug, J. Ancheta, J. Ianelli, A. Magnusson, M.N. Maunder, A. Nielsen, and J. Sibert. 2012. AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optim. Methods Softw.* 27:233-249.
- Freitas, R., F. Ricardo, F. Pereira, L. Sampaio, S. Carvalho, M. Gaspar, V. Quintino, A. M. Rodrigues. 2011. Benthic habitat mapping: Concerns using a combined approach (acoustic, sediment and biological data). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92. 598- 606.
- Fundación Chiquihue 2007. Evaluación del estado de situación del recurso juliana (*Tawera gayi*, hupe 1854) en bancos de Chiloé interior, región de los lagos.
- Fundación Chiquihue 2012. Evaluación del estado de situación del recurso juliana (*Tawera gayi*, hupe 1854) en bancos de Chiloé interior, región de los lagos.



- Giles B. y J. Goudet, 1997. Genetic Differentiation in *Silene dioica* Metapopulations: Estimation of Spatiotemporal Effects in a Successional Plant Species. *The America Naturalist*. 149 (3) 507 – 526.
- Gilpin, M., y I. Hanski. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. Academic Press, London.
- Hanski, I. (1994). A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology*, 63:151-162.
- Hanski, I. A., and M. E. Gilpin, editors. 1996. Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution. Academic Press, New York, New York, USA.
- Hanski, I., Simberloff, D., 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation. In: Hanski, I., Gilpin, M.E. (Eds.), *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution*. Academic Press, San Diego, pp. 5–26.
- Hanski, I. & Gilpin, M.E. 1997. *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution*. Academic Press, San Diego.
- Hanski, I., 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, New York.
- Harden-Jones F. 1968. *Fish Migration*. Edward Arnold, London, UK. 325 pp.
- IFOP 1990. Proyecto: Evaluación del recurso *Tawera gayi* en los principales bancos de recurso en las zonas adyacentes en la comuna de Ancud. Informe de avance de asesoría IFOP a la empresa “American Sea Food Ltda. Ancud, X Región. 17 pp.
- IFOP 1991. Estudio sobre el recurso *Tawera gayi* en la X Región. Ed. IFOP Empresa American Seafood. Puerto Montt - IFOP 35 pp. más anexos.



- IFOP 1999. Estudio biológico pesquero de los recursos *Tawera gayi* y Culengue *Gari solida* en la X Región. Ed. IFOP. Informe Final FIP 97-29.
- IFOP 2000. Pesca de Investigación (*Tawera gayi*) en la X Región. Informe Final. Ed. 40pp.
- Ims, R. A. 1995. Movement patterns related to spatial structures. Pages 85–101 in Hansson, L., L. Fahrig, and G. Merriam, editors. Mosaic landscapes and ecological processes. Chapman and Hall, New York, New York, USA.
- Ims, R. A., and N. G. Yoccoz. 1996. Studying transfer processes in metapopulations: emigration, migration, and colonization. Pages 247–264 in I. A. Hanski and M. E. Gilpin, editors. Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution. Academic Press, New York, New York, USA.
- Jerez G., Barahona N., Miranda H., Ojeda V., Brown D., Osorio C., Olguín A., Orenzanz JM. 1999. Estudio biológico pesquero de los recursos *Tawera gayi* y Culengue (*Gari solida*) en la X región. Informe Final FIP N° 97-29. 290 pp.
- Jerez G., Miranda H., Romero C., Espejo V. 2000. Pesca de investigación (*Tawera gayi*) en la Décima Región. Informe Final Subpesca. 81 pp.
- Jennings S. 2000. Patterns and prediction of population recovery in marine reserves. Reviews in Fish Biology and Fisheries. 10 (2) 209 – 231.
- Jerez G., N. Barahona; H. Miranda; V. Ojeda; D. Brown; C. Osorio; A. Olguín; y J. Orenzanz. 1999. Estudio biológico pesquero de los recursos *Tawera gayi* y culengue *Gari solida* en la X Región. Ed. IFOP. Informe Final FIP N° 97-29.
- Jerez, G, H. Miranda, C. Romero, y V. Espejo 2000. Pesca de Investigación (*Tawera gayi*) en la X Región. Informe Final. Ed. 40 pp.



- Kindvall O y I. Ahlen. 1992. Geometrical Factors and Metapopulation Dynamics of the Bush Cricket, *Metrioptera bicolor* Philippi (Orthoptera: Tettigoniidae). *Conservation Biology* Volume 6, Issue 4, pages 520–529.
- Kindvall O. 1996. Habitat Heterogeneity and Survival in a Bush Cricket Metapopulation. *Ecology* Vol. 77, No. 1 (Jan., 1996), pp. 207-214.
- Kritzer JP y Sale PF 2004. Metapopulation ecology in the sea: From Levins' model to marine ecology and fisheries science. *Fish and Fisheries* 5: 131-140.
- Kritzer JP y Sale PF. 2006. The metapopulation ecology of coral reef fishes. In *Marine Metapopulations*, ed JP Kritzer & PF Sale PF, Elsevier, Amsterdam, pp. 31-67.
- Lande, R. 1993. Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *American Naturalist* 142:911–927.
- Levins R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240.
- Lozada, E.; R. Shuffeneger y A. Vinaixa. 1991. Estudio sobre el recurso *Tawera gayi* en la X Región. Ed. IFOP Empresa American Seafood. Puerto Montt - IFOP 35 pp. más anexos.
- Ma, H. 2006. Vertical distribution of bivalve larvae along a cross-shelf transect during summer upwelling and downwelling. *Marine Biology* 149: 1123-1138.
- Mares Chile, 2009. Estado del recurso juliana en la X Región de Los Lagos y formulación de un plan de manejo. Informe Final Proyecto FIP 2007-40. Ed, Vásquez C, Ibáñez A y M Coronado. 166 pp.
- Martínez-Córdova LR. 1988. Bioecología de la almeja negra *Chione fluctifraga* (Sowerby, 1853). *Revista de Biología Tropical* 36: 213-219.



- McGrorty S & JD. Goss-Custard 1995. Population dynamics of the mussel *Mytilus edulis*: density changes and regulation of the population in the Exe estuary, Devon. Marine Ecology Progress Series. Vol. 67: 157-169, 1990.
- Méndez, N., V. Solís-Weiss & A. Carranza-Edwards. 1986. La importancia de la granulometría en la distribución de organismos bentónicos. Estudio de playas del estado de Veracruz, México. An. Inst. Cienc. del Mar. y Limnol. Univ. Nal. Autón. México 13: 45-56.
- Mestre, F., Canovas, F., Pita, R. Mira, A., P. Beja. 2016. (A) Package 'MetaLandSim'.
- Mestre, F. Canovas, R. Pita, A. Mira, P. Beja. 2016. (B) Landscape Occupation Simulation in Dynamic Landscapes.
- Mestre, F. Canovas, R. Pita, A. Mira, P. Beja. 2016. (C). Model Parameter Estimation.
- Mestre, F., Canovas, F., Pita, R. Mira, A., P. Beja. 2016. (D) An R package for simulating metapopulation dynamics and range expansion under environmental change. Environmental Modelling & Software 81 (2016) 40-44.
- Nakaoka M. 1997. Demography of the Marine Bivalve *Yoldia notabilis* in Fluctuating Environments: An Analysis Using a Stochastic Matrix Model. Oikos Vol. 79, No. 1, 59-68.
- Narváez DA, Klinck JM, Powell EN, Hofmann EE, Wilkin J, Haidvogel D. 2012. Modeling the dispersal of eastern oyster (*Crassostrea virginica*) larvae in Delaware Bay. Journal of Marine Research 70: 381–409.
- Oliva D. 2001. Producción de almejas de pequeño calibre. Informe Final FONDEF.



- Orensanz JM, Armstrong J, Armstrong D & Hilborn R 1998. Crustacean resources are vulnerable to serial depletion – the multifaceted decline of crab and shrimp fisheries in the Greater Gulf of Alaska. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 8: 117-176.
- Orensanz JM, Parma AM, Turk T & Valero J 2006. Dynamics, assessment and management of exploited natural populations. In *Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture* ed SE Shumway, 2nd Edition, Elsevier, Amsterdam, pp. 765-868.
- Osorio R., C. 2002. *Moluscos marinos de importancia económica: guía para su identificación*, Santiago de Chile. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias. 211 pp.
- Ovaskainen, O. & Hanski, I. 2004. From individual behavior to metapopulation dynamics: unifying the patchy population and classic metapopulation models. *American Naturalist* 164:3, 364-377.
- Peck MA, Hufnagl M. 2012. Can IBMs tell us why most larvae die in the sea? Model sensitivities and scenarios reveal research needs. *Journal of Marine Systems*. 93:77-93.
- Peterson C. 2002. Recruitment overfishing in a bivalve mollusc fishery: hard clams (*Mercenaria mercenaria*) in North Carolina. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2002, 59(1): 96-104, 10.1139/f01-196.
- Peterson, C.H., Summerson, H.C., and Luetlich, R.A., Jr. 1996. Response of bay scallops to spawner transplants: a test of recruitment limitation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 132: 93–107.
- Pinilla, E., M. Arriagada, G. Soto, C. Ruiz, P. Reche 2015. Informe final. Determinación de los patrones de circulación en los mares interiores de la región de Magallanes. Proyecto ASIPA – MINECOM. 183 p+Anexos.



- Pfister, C. A. 1996. Consequences of recruitment variation in an assemblage of tidepool fishes. *Ecology* 77:1928-1941.
- Possingham, H.P. and J. Roughgarden 1990. Spatial population dynamics of a marine organism with a complex life cycle. *Ecology* 71, 973-985.
- Pulliam HR. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *American naturalist*. Vol 118(1) 652-661.
- Ricklefs R y GL Miller. 2000. *Ecology*. Ed. W. H. Freeman. 822 pp.
- Riegl, B.; Moyer, R.P.; Morris, L.; Virnstein, R.; Dodge, R.E. 2005. Determination of the distribution of shallow-water seagrass and drift algae communities with acoustic seafloor discrimination. *Revista de Biología Tropical*, vol. 53, núm. 1, mayo, 2005, pp. 165-174. Universidad de Costa Rica, San Pedro de Montes de Oca, Costa Rica.
- Savina, M. and Ménesguen, A. 2008. A deterministic population dynamics model to study the distribution of a benthic bivalve with planktonic larvae (*Paphia rhomboides*) in the english channel (nw europe). *J. Mar. Syst.*, 70:63–76.
- Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA.). Anuarios estadísticos de Pesca y Acuicultura. Años: 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012 y 2013. Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción.
- Silva, I. 2003. Metodología para la elaboración de estrategias de desarrollo local. Dirección de Gestión del Desarrollo Local y Regional. Instituto Latinoamericano y del Caribe de Planificación Económica y Social (ILPES). CEPAL. Santiago. 64 p.
- Smith, R.L. y Smith, T. M. 2000. *Ecología* (4ª Edición). Addison Wesley. Madrid.



- Snelgrove PVR y CA Butman 1994. Animal sediment relationships revisited-cause versus effect. *Oceanography and Marine Biology Vol 32* 32, 111-177.
- Sjögren-Gulve, P. 1994. Distribution and extinction patterns within a northern population of the pool frog, *Rana lessonae*. *Ecology* 75:1357–1367.
- Sjögren-Gulve, P., and C. Ray. 1996. Using logistic regression to model metapopulation dynamics: large-scale forestry extirpates the pool frog. Pages 111–138 in D. R. McCullough, editor. *Metapopulations and Wildlife Conservation*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Sokal RR, Rohlf FJ, 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 3rd ed. W.H. Freeman, New York, 887p.
- Soot-Ryen, T., 1959: Pelecypoda. *Acta Univ. Lund. Avd. 2* 55, 1–87.
- Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, 2004. INFORME TÉCNICO (R.PESQ) N° 103 Análisis de Medidas de Administración para la pesquería del recurso Juliana (*Tawera gayi*) en la X Región.
- Sutcliffe OL, Thomas CD, Peggie D (1997) Area-dependent migration by ringlet butterflies generates a mixture of patchy population and metapopulation attributes. *Oecologia* 109:229–234
- SUBPESCA 2011. Informe Técnico (R.Pesq.) N° 076-2011. 46 pp.
- SUBPESCA 2013. Propuesta de plan de manejo recurso Juliana *Tawera gayi* Región de los Lagos.
- Taylor, B. 1991. Investigating species incidence over habitat fragments of different areas—a look at error estimation. Pages 177–191 in M. E. Gilpin and I. Hanski, editors. *Me Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations*. Academic Press, San Diego, California, USA.



- Thomas, C.D. 1994. Local extinctions, colonizations and distributions: habitat tracking by British butterflies. *Individuals, Populations and Patterns in Ecology* (eds S.R. Leather, A.D. Watt, N.J. Mills & K.F.A. Walters), 319 – 336 pp.
- Thomas, C.D. & Jones, T.M. 1993. Partial recovery of a skipper butterfly (*Hesperia comma*) from population refuges: lessons for conservation in a fragmented landscape. *Journal of Animal Ecology*, 62, 472-481.
- Trimble M & F Berkes 2013. Participatory research towards co-management: Lessons from artisanal fisheries in coastal Uruguay. *Journal of Environmental Management* Volume 128, 768–778 pp.
- Underwood, A.J. & M.J. Keough. 2001. Supply-side ecology: the nature and consequences of variations in recruitment of intertidal organisms. In: M.D. Bertness, S.D. Gaines & M.E. Hay (eds.). *Marine community ecology*. Sinauer Associates, Sunderland, pp. 183-200.
- Urrutia, O., R. Parra, J. Bermúdez. 2015. *Recuperación de Pesquerías: Análisis de Experiencias Comparadas*. Ediciones Universitarias de Valparaíso. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. 156 p.
- Watkinson, A.R. & Sutherland, W.J. 1995. Sources, sinks and pseudosinks. *Journal of Animal Ecology*, 64, 126-130.
- Weinberg, J. R. 1999. Age-structure, recruitment, and adult mortality in populations of the Atlantic surfclam, *Spisula solidissima*, from 1978 to 1997. *Marine Biology*, 134: 113e125.
- Weissberger EJ, Grassle JP 2003. Settlement, first-year growth, and mortality of surfclams, *Spisula solidissima*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 669-684.



- Werner, F.E., F.H. Page, D.R. Lynch, J.W. Loder, R.G. Lough, R.I. Perry, D.A. Greenberg and M.M. Sinclair. 1993. Influences of mean advection and simple behavior on the distribution of cod and haddock early life stages of Georges Bank. *Fisheries Oceanography* 2(2): 43-64.
- Young EF, Bigg GR, Grant A 1996. A statistical study of environmental influences on bivalve recruitment in The Wash England. *Mar Ecol Prog Ser* 143:121-129.
- Young EM, Grant R., Alastair A., Peter W., Brown W. 1996. Modelling study of environmental influences on bivalve settlement in The Wash, England. *Marine Ecology Progress Series Vol. 172*: 197-214.

A N E X O S

A N E X O 1

Personal participante por actividad



EQUIPO DE TRABAJO PARTICIPANTE

- Luis Ariz A.** Ingeniero Pesquero.
Dirección y coordinación general del proyecto.
Procesamiento y análisis de información. Preparación de informes.
- Luis Figueroa F.** Ecólogo.
Levantamiento de información bibliográfica.
Procesamiento y análisis y preparación de informes.
- Claudio Vega A.** Biólogo Marino
Levantamiento de información de campo. Procesamiento y análisis.
Preparación de informe
- Álvaro Aguilera R.** Geógrafo
Procesamiento datos espaciales, construcción de mapas
- Álex González V.** Buzo Técnico
Buceos prospectivos. Levantamiento de información de campo. Apoyo en procesamiento y análisis.
- Arturo Lebtun U.** Técnico Pesquero
Buceos prospectivos. Levantamiento de información de campo. Apoyo en procesamiento y análisis.
Obs.: Profesional colaborador, inicialmente no incluido en el proyecto.



PERSONAL PARTICIPANTE POR ACTIVIDAD PRINCIPAL (HH)

- ACTIVIDAD:** 1. Levantamiento de informaci3n
2. Procesamiento de la informaci3n
3. An3lisis de la Informaci3n
4. Preparaci3n de Informe

Objetivo espec3fico 1. Realizar dos evaluaciones directas, al inicio y al t3rmino del estudio, para caracterizar los bancos, considerando toda su superficie de distribuci3n, determinando abundancia y biomasa seg3n heterogeneidad espacial.

PERSONAL	ACTIVIDAD				TOTAL HH
	1	2	3	4	
Luis Ariz	140	120	80	60	400
Luis Figueroa	196	120	80	60	456
3lvaro Aguilera	8	0	8	4	20
Lianella D3az	120	68	32	0	220
Claudio Vega	240	52	60	40	392
Alex Gonz3lez	240	80	20	0	340
Cristian Canales	8	0	0	0	8
TOTAL	952	440	280	164	1.836



Objetivo espec3fico 2. Determinar la estructura de talla y relaci3n longitud-peso de juliana para cada uno de los bancos, en cada evaluaci3n directa realizada.

PERSONAL	ACTIVIDAD				TOTAL HH
	1	2	3	4	
Luis Ariz	24	16	32	24	96
Luis Figueroa	8	16	24	8	56
Álvaro Aguilera	0	0	0	0	0
Lianella D3az	120	0	0	0	120
Claudio Vega	60	16	12	8	96
Alex Gonz3lez	60	20	0	0	80
Cristian Canales	0	0	0	0	0
TOTAL	272	68	68	40	448

Objetivo espec3fico 3. Realizar una proyecci3n de la abundancia/ biomasa, por banco, para los pr3ximos tres a3os, estimando una captura total permisible anual

PERSONAL	ACTIVIDAD				TOTAL HH
	1	2	3	4	
Luis Ariz	32		4	4	40
Luis Figueroa					0
Álvaro Aguilera					0
Lianella D3az					0
Claudio Vega					0
Alex Gonz3lez					0
Cristian Canales	44			24	68
TOTAL	76	0	4	28	108



Total

PERSONAL	ACTIVIDAD				TOTAL HH
	1	2	3	4	
Luis Ariz	196	136	116	88	536
Luis Figueroa	204	136	104	68	512
Álvaro Aguilera	8	0	8	4	20
Lianella Díaz	240	68	32	0	340
Claudio Vega	360	68	72	48	548
Alex González	360	100	20	0	480
Cristian Canales	52	0	0	24	76
TOTAL	1.420	508	352	232	2.512

A N E X O 2

Listas de Asistentes a taller y reuniones de
presentación y discusión de resultados



LISTAS DE ASISTENTES

Día 15/06/2015

Taller en Puerto Montt presentación de resultados y discusión metodológica.

Reg.	Nombre	Institución
1	Luis Ariz Abarca	IFOP
2	Arturo Lebtun Ulloa	IFOP
3	Luis Figueroa Fábrega	IFOP
4	Claudio Vega Araya	IFOP
5	Alex González Villarroel	IFOP
6	Alvaro Wilson	IFOP
7	Roberto San Martín	INPESCA
8	Carlos González Ayamante	INPESCA
9	Doris Santana Barría	S.T.I. Machas Ancud
10	Claudia Toledo	S.T.I. Machas Ancud
11	Lorena Burotto	SSPA
12	Armando Rosson	BITECMA
13	Marco Carvajal	Fundación Chinguihue
14	Juan Uribe	S.T.I. Juliana Calbuco
15	Ana María Selva	SERNAPESCA
16	Gabriel Jerez	SSPA
17	Mauricio Nancuante	Federación Dalcahue
18	Luis Muñoz	Federación Dalcahue
19	Horacio Arredondo	Proveedor
20	Juan Gutierrez	SSPA
21	Julian Uribe Molina	Proveedor



Día 12/02/2016

Presentaci3n del proyecto y avances en la primera sesi3n del Comit3 de Manejo de la Pesquería del Recurso Bent3nico Juliana, realizada en Ancud.

Reg.	NOMBRE	INSTITUCI3N
1	Lorena Burotto	SSPA
2	Sofía Milad	SERNAPESCA
3	C3sar Sepúlveda	SERNAPESCA
4	Aldo Suppa	Pescadores Artesanales Calbuco
5	Juan Jose Barria G.	Pescadores Artesanales Ancud
6	Oscar Bahamondes P.	Pescadores Artesanales Islas Desertores
7	Javier Valencia	Fundacion Chinquihue
8	Roberto Maldonado	Representante plantas procesadoras
9	Ronaldo Saavedra	Facilitador de reuni3n
10	Claudio Vega A.	IFOP



Día 14/07/2016

En Puerto Montt, reunión con el Grupo Técnico Asesor (GTA) del Comité de Manejo de la Pesquería. Se hace presentación de los resultados finales del proyecto.

Reg.	NOMBRE	REPRESENTACION
1	Eugenio Yokota.	Planta Procesadora
2	Javier Valencia C.	Fundacion Chinquihue
3	Sofia Melad	SERNAPESCA
4	Ignacio Maldonado	S.T.I El Rosario
5	Marco Leal	Fundacion Chinquihue
6	Marco Carvajal	Fundacion Chinquihue
7	Aldo Suppa	Asesor GTA
8	Lorena Burotto	SSPA
9	Gonzalo Donoso A.	SSPA
10	Ervin Uribe Soto.	IFOP Quemchi
11	Claudio Diaz D.	IFOP Puerto Montt
12	Christian Ibieta F.	IFOP Puerto Montt
13	Alex gonzalez V.	IFOP Puerto Montt
14	Claudio Vega A.	IFOP Puerto Montt
15	Hector Arturo Lebtun Ulloa.	IFOP Puerto Montt
16	Luis Figueroa F.	IFOP Valparaiso
17	Luis Ariz Abarca.	IFOP Valparaiso



Día 15/07/2016

Se asistió a sesi3n del Comit3 de Manejo de la Pesquería del Recurso Bent3nico Juliana, realizada en Ancud. Se realiza una presentaci3n de resultados finales del proyecto.

Reg.	NOMBRE	REPRESENTACION
1	Orlando Perez Barria.	S.T.I Virgen de la Candelaria
2	Roberto Maldonado Nuñez	Pesloasa S.A
3	Lorena Burotto	Subpesca
4	Gonzalo Donoso A.	Subpesca
5	Sofia Melad	SERNAPESCA
6	Cristian Parada S.	SERNAPESCA
7	Gabriel Alarcon Tapia	SERNAPESCA
8	Javier Valencia C.	Fundacion Chinquihue
9	Aldo Suppa	Asesor GTA
10	Ervin Uribe Soto.	IFOP Quemchi
11	Vivian Pezo E.	IFOP Ancud
12	Claudio Vega A.	IFOP Puerto Montt
13	Luis Figueroa F.	IFOP Valparaiso
14	Luis Ariz Abarca.	IFOP Valparaiso

A N E X O 3

Principales resultados del
muestreo piloto



PRINCIPALES RESULTADOS DEL MUESTREO PILOTO

Se informa los principales resultados correspondientes al crucero del muestreo piloto realizado entre el 4 al 13 de mayo del presente año en los bancos del Bajo Nihuel e Isla Quenac. La ubicación de los puntos medios de los bancos evaluados corresponde a los indicados en la **Tabla 1**.

Tabla 1.

Ubicación de los puntos medios de los bancos naturales del recurso “juliana” (*Tawera gayi*) evaluados en el muestreo piloto.

Banco Natural	Latitud (sur)	Longitud (oeste)	Comuna
Bajo Nihuel	42° 37' 39,51"	72° 56' 32,33"	Chaitén
Isla Quenac	42° 27' 03,82"	73° 22' 33,79"	Quinchao

Si bien en el banco de juliana del bajo Nihuel se realizó una estimación preliminar de su superficie del banco, ésta fue ajustada según los datos que se registren en las siguientes EVADIR. En el caso del banco de isla Quenac no se realizó cálculo de superficie debido a que el recurso se encontró en solo una estación.

Caracterización tipos de fondos

a) *Bajo Nihuel o Piedra de Calto*

En las calibraciones para este sector se identificaron 6 tipos de fondos (**Tabla 5**).



Tabla 5.

Ubicaci3n de los puntos de calibraci3n del equipo QTC en el banco de juliana del bajo Nihuel.

Punto	Latitud (S)	Longitud (O)	Descriptor tipo de fondo	Profundidad (m)
C1	42° 37' 42,07"	72° 56' 09,09"	BOLON	6,2
C2	42° 37' 33,02"	72° 56' 14,43"	AGYCYJ	9,4
C3	42° 38' 18,37"	72° 56' 42,59"	AFYCSJ	16,8
C4	42° 38' 27,14"	72° 56' 16,70"	AGYBSJ	8,3
C5	42° 37' 55,86"	72° 55' 47,71"	BG	19,5
C6	42 36' 53,63"	72 56' 10,03"	RG	13,6

El descriptor del tipo de fondo y sus caracteristicas, se sealan a continuaci3n:

- **BOL3N:** Bol3n, rocas de forma ovalada o esférica de tama1o mediano, inferior a 30 centímetros.
- **A.G.Y.C.Y.J:** Arena gruesa mezclada con conchilla y con presencia de juliana.
- **A.F.Y.C.S.J:** Arena fina mezclada con conchilla y sin presencia de juliana.
- **A.G.Y.B.S.J:** Arena gruesa y bolones peque1os o piedras inferiores a 10 centímetros sin presencia de juliana.
- **B.G:** Bol3n grande, roca de forma ovala o esférica de tama1o mayor a los 30 centímetros.
- **R.G:** Roca grande, formaciones rocosas de tama1o medio de hasta 2 metros de longitud.

Una vez realizada la calibraci3n de los tipos de fondo, y entendiendo el principio que las poblaciones de fondos blandos junto al sustrato que las albergan



configuran un tipo especial de fondo, lo cual debería reflejarse en los datos tomados por el conjunto QTC View-Ecosonda, se procedió a realizar el sondeo sobre el sector definido en estudios anteriores como bancos naturales. ,

De un total de 9.331 registros hidroacústicos, el 83,01% tuvieron un R igual o mayor al 70%, es decir, la clasificación de los sustratos fue satisfactoria y representan bien los tipos de fondos marinos seleccionados. Luego, para los objetivos de representación espacial en mapas, se selecciona todos los registros iguales y superiores a este valor de R.

Por otra parte, considerando un ángulo de haz fijado de 10^0 para el ecosonda, y una profundidad media de 9,82 m ($\pm 3,31$) en Bajo Nihuel, implica que el haz sónico proyecta sobre el fondo marino un área promedio en el orden de magnitud de $0,9 \text{ m}^2$, que es la superficie que cubre cada registro hidroacústico.

En la **Figura 1** se muestra el sondeo empleando QTC View y la consiguiente interpolación de la clasificación acústica resultante (uso ArGis), donde se observa con una línea roja el recorrido de la sonda y los diferentes tipos de fondos, destacando en color café el sustrato que alberga al recurso juliana (arena gruesa con juliana).

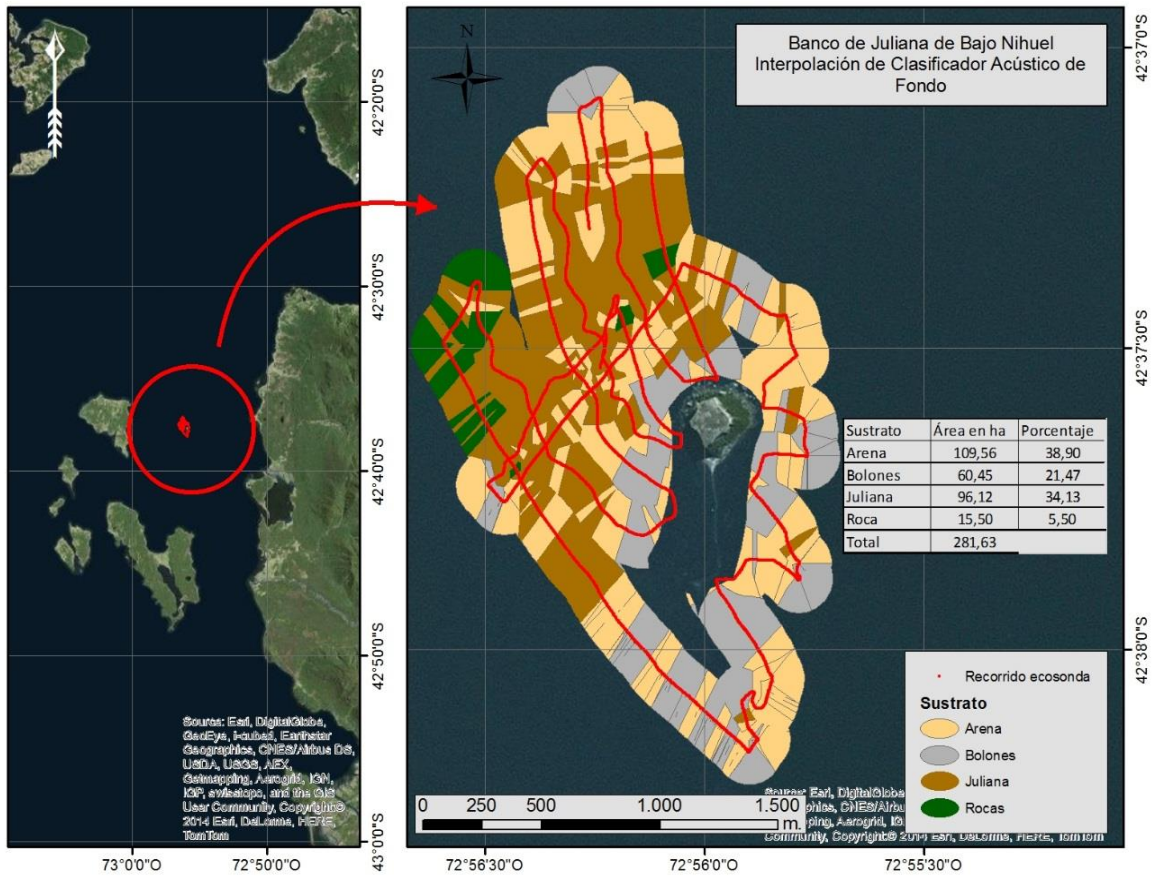


Figura 1. Representación gráfica del área sondeada en el banco del bajo Nihuel.

El muestreo piloto permitió verificar la aplicabilidad del equipo QTC como instrumento para evaluar bancos de juliana. Así también, se recabó información para conocer de las condiciones de operación en las actividades propias del muestreo. Es así, que las características de la zona de estudio, dan cuenta de corrientes de mareas importantes, lo cual afecta la aplicación del diseño previo de una grilla de muestreo, dado que es dificultoso evitar el corrimiento de la embarcación en cada estación, y por ende de la georreferenciación *in situ*.



b) *Bajo Isla Quenac*

En relación al banco de Quenac, mediante uso de cuadrantes, solamente se encontró juliana en una de las 23 estaciones prospectadas (**Figura 2**). Por otra parte, las malas condiciones del mar, por los efectos de un frente de mal tiempo en evolución, impidió el uso del QTC.

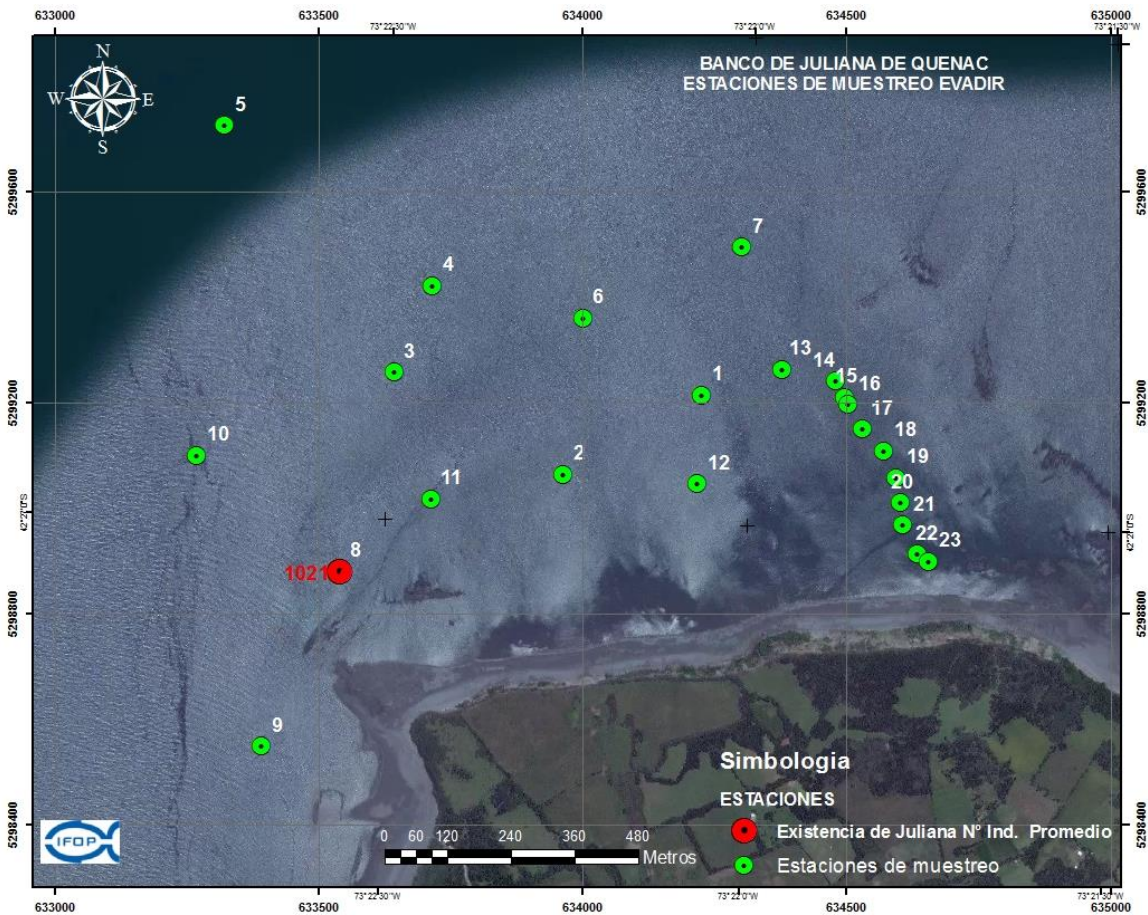


Figura 2. Ubicación de las estaciones de muestreo en el Banco Quenac.



Antes de los muestreos, la información del sector señalaba que debería existir un banco en explotación, lo que no se observó a la luz de los resultados. De acuerdo a lo anterior, el objetivo del muestreo piloto en Quenac fue la realización de buceos prospectivos que permitieran establecer la presencia o ausencia de juliana y realizar observaciones cualitativas de la población, validando la información que señalaba que el sector era procedencia de pesca. No obstante, la información levantada sirvió de base en los siguientes EVADIR de este sector.

Consideraciones para los muestreos de evaluación directa

El muestreo piloto aportó información relevante, para el desarrollo de las evaluaciones directas, en relación a lo siguiente:

1. Aumentar el número de cruceros y disminuir los días de duración de estos, para evitar frentes de mal tiempo o condiciones desfavorables del clima.
2. Evitar trabajar en periodos de fuertes corrientes de marea, intensificando el esfuerzo en horarios de estoa o calma de corriente.
3. Realizar y mantener el sondeo con QTC días antes de realizar la evaluación directa, con el fin de confeccionar mapas temáticos de los tipos de fondos presentes y definir la grilla de muestreo.
4. Optimizar los tiempos de buceo mejorando la estrategia de captura, extracción de la muestra y levantamiento de información.
5. Utilizar embarcación auxiliar de tamaño adecuado a las actividades de sondeo con QTC y buceo, esto con el fin de lograr una mayor maniobrabilidad disminuyendo los tiempos de muestreo en cada banco.



En términos de procedimientos, en lo sustancial se consideraron los siguientes aspectos:

6. Confección de Grilla: Previo embarque y en base a la información existente de estudios anteriores y a la revisión y análisis de información bibliográfica existente, realizar en gabinete grillas imaginarias para cada uno de los bancos priorizados en el estudio. Estas grillas son construidas en base a la dimensión y forma del banco identificado por los estudios anteriores, variando la distancia entre tracks y estaciones según el tamaño del banco.
7. Fijar ruta de muestreo: Una vez construidas las grillas para cada banco, la información en coordenadas y rutas (estaciones y tracks) son cargada a GPS para su posterior utilización en el banco respectivo.
8. Ubicación de puntos de muestreo: Una vez en terreno y con la información de las grillas del banco respectivo cargada en el GPS, más la información obtenida por el QTC el día anterior, se prioriza el sector del banco a trabajar y se identificarán las estaciones en la grilla sobre las cuales se realizara la evaluación directa. La embarcación auxiliar se dirige al track y a las estaciones seleccionadas (coordenada establecida para la estación), donde se realizan las inmersiones respectivas, el levantamiento de muestras y de información de la estación de muestreo.
9. Georreferenciación: El punto exacto de la inmersión se georreferencia con el fin de establecer el punto exacto de la estación de muestreo, realizar la modificación respectiva en la grilla realizada anteriormente en gabinete y realizar los mapas definitivos en GIS.



Muestreo de tallas y pesos

Con el fin probar el muestreo destinado a la estimaci3n de par3metros poblacionales como estructura de tallas y relaci3n longitud/peso se colectaron en el 3rea donde se realiz3 la evaluaci3n directa un total de 650 individuos de juliana, las cuales se acopiaron en bolsas pl3sticas y se etiquetaron identificando el sector o banco al cual correspondían, luego se almacenaron en una conservadora o "Cooler" para evitar la desecaci3n y realizar su posterior pesaje y medici3n (Figura 3).



Figura 3. Conteo, medici3n y pesaje de la juliana obtenida en las evaluaciones directas de juliana.

A N E X O 4

Participantes en las evaluaciones directas.



PARTICIPANTES EN LAS EVALUACIONES DIRECTAS

TRIPULACIÓN DE LA EMBARCACIÓN PARTICIPANTE EN LOS CRUCEROS DE INVESTIGACIÓN.

1. Claudio Vega Araya, Jefe de Crucero, Investigador y buzo especialista (IFOP).
2. Héctor Arturo Lebtun Ulloa, Técnico y buzo mariscador (IFOP).
3. Alex Rodrigo Gonzalez Villarroel, Buzo comercial (IFOP).
4. Manuel Enrique Uribe Molina, Patrón de nave menor
5. Jose Antonio Álvarez Godoy, Maquinista de nave menor.
6. Sebastian Francisco Uribe Bustamante, Tripulante de nave menor.
7. Víctor Hernan Martínez Gonzalez, Buzo mariscador.

ANTECEDENTES DEL ARMADOR DE LA EMBARCACIÓN

- ARMADOR: Julián Bernardo Uribe Molina
- RUT: 9.553.264-0
- DIRECCIÓN: Calle Galvarino Rivero S/N , Quemchi, Chiloé
- TELEFONO: 968444044
- EMAIL: vivianas@hotmail.com

CARACTERÍSTICAS DE LA EMBARCACIÓN

- NOMBRE: "Viviana VI"
- MATRICULA: Quemchi
- NÚMERO DE LA MATRICULA: 351
- ESLORA: 17,50 mts.
- MANGA: 5, 0 mts.
- PUNTAL: 1,90 mts.

A N E X O 5

Caracterización de los tipos de fondos y su
relación con la abundancia de *Tawera gayi*



Caracterización de los tipos de fondos y su relación con la abundancia de *Tawera gayi*.

1. METODOLOGÍA

1.2. Caracterización cualitativa del tipo de fondo predominante

La identificación de los tipos sustratos se realizó mediante una clasificación cualitativa de los distintos tipos de sustratos blandos, los cuales presentaban o no, presencia de juliana. Esta clasificación tiene un carácter utilitario y asigna nombres vernaculares utilizados recurrentemente por las comunidades de pescadores en la zona, lo cual se asocia a una descripción de las características morfológicas del tipo de sustrato, y a las dimensiones de las formaciones rocosas asociadas a ella. En la **Tabla 1** se presentan los códigos asociados a cada uno de los tipos de fondo y una descripción de estos.

Esta caracterización fue utilizada para realizar los procesos de calibración e interpretación de los tipos de fondos registrados mediante el QTC. A partir de este registro, se generó una estimación cuantitativa de los tipos de fondos, determinando el área que abarcaban cada una de las tipologías.



Tabla 1.

Estandarización de los diferentes tipos de sustratos para la zona submareal de fondos blandos. En esta se presenta la codificación utilizada en el presente estudio y la descripción asociada a cada tipo de sustrato.

Código	Tipo de fondo	Descripción
1	Sustrato 1	Arena gruesa con presencia de <i>Tawera gayi</i> .
2	Sustrato 2	Arena con presencia de <i>Tawera gayi</i> .
3	Sustrato 3	Arena gruesa, con conchillas y presencia de <i>Tawera gayi</i>
4	Sustrato 4	Arena, con conchillas y presencia de <i>Tawera gayi</i>
5	Sustrato 5	Arena gruesa sin presencia de <i>Tawera gayi</i> .
6	Sustrato 6	Arena sin presencia de <i>Tawera gayi</i> .
7	Sustrato 7	Arena, con piedra laja, sin presencia de <i>Tawera gayi</i> .
8	Sustrato 8	Arena, con conchilla, sin presencia de <i>Tawera gayi</i> .
9	Sustrato 9	Arena gruesa, con bolones, sin presencia de <i>Tawera gayi</i> .
10	Sustrato 10	Sustrato no apto para <i>Tawera gayi</i> . (ie. con presencia de arenas finas, bajaríos rocosos, piedra laja, ripios y gravillas, etc.).

1.2. Caracterización de tipos de sedimentos

Para el análisis granulométrico, se emplearon 100 gr. aproximados de sedimentos contenidos en los Cores para cada estación. En la determinación se empleó el método estándar de I.B.P. (International Biological Program), el cual consiste en determinar en primer lugar los parámetros granulométricos que definen estadísticamente el 90 % de cada muestra, determinándose los sedimentos en base a la escala de Wentworth. Para el análisis estadístico, el diámetro de las partículas en milímetros se transformó a unidades phi ($-\log^2$ del diámetro de partículas). La totalidad de las partículas se clasificaron atendiendo a su abundancia en componentes mayores, menores y trazas. Los componentes mayores son aquellos que se presentan en más de un 25% del total de los



sedimentos retenidos en cada malla, los menores varían entre 5 y un 2% y las trazas son inferiores a un 2%.

Para lograr lo anterior, las muestras de sedimentos (entre 100 y 150 gramos) se lavaron profusamente con agua destilada (ie. para eliminar las sales) y se colocaron en recipientes de aluminio, dentro de una estufa, para su secado total a 60 °C. El objeto de secar el sedimento a bajas temperaturas es sencillamente para impedir la cementación de las muestras, causadas por la compactación de las fracciones arcillosas y la oxidación de la materia orgánica. Las muestras secas y debidamente identificadas se introdujeron en un conjunto de tamices con mallas de acero inoxidable (Tyler) y se pusieron en un vibrador con movimientos verticales y horizontales (rot up). Los tamices utilizados fueron de 2 – 1 – 0,5 – 0,25 – 0,125 – 0,063 y <0,063. Las diferentes fracciones separadas se pesaron con precisión 0,01 gr.

El proceso posterior es la transformación de los pesos de cada fracción a porcentaje, con la cual se elaboran gráficas de porcentaje acumulativos de los pesos de cada fracción por cada estación, en papel de probabilidad, para luego obtener los valores phi (Φ) (equivalente al diámetro en mm) para los percentiles de 5, 16, 50, 84 y 95.

Los parámetros estadísticos medidos fueron:

Promedio Gráfico: $\Phi 16 + \Phi 50 + \Phi 84 / 3$.

Grado de Selección por Tamaño: $(\Phi 84 - \Phi 16 / 4) + (\Phi 95 - \Phi 5 / 6.6)$

Asimetría Gráfica: $((\Phi 16 + \Phi 84 - 2(\Phi 50) / 2(\Phi 84 - \Phi 16)) + ((\Phi 5 + \Phi 95 - 2\Phi 50) / 2(\Phi 95 - \Phi 5))$



Cada una de estas características sedimentológicas analizadas, están definidas con un rango de confiabilidad del 90%. El significado de cada uno de estos parámetros es una función de las características ambientales y de las propiedades físicas del sedimento. De esta manera tenemos que la media gráfica corresponde al diámetro medio de las partículas que componen el sedimento. Esta se utiliza para identificar la muestra en función del tamaño, y corresponde también al valor de phi (Φ) del 50% en la gráfica de porcentajes acumulativos en papel de probabilidades. El grado de selección por tamaño corresponde a la desviación estándar del tamaño de las partículas. La asimetría grafica es un número adimensional que cuantifica el mezclamiento de las colas negativas y positivas presentes en una distribución Gaussiana de partículas, su valor numérico varía entre +1 y -1. Los valores positivos generalmente indican excesos de materiales finos y los negativos exceso de materias gruesas respecto a la moda. El exceso de una fracción, sea fina o gruesa, sugiere la dirección y sentido del movimiento de las partículas.

1.3 Relaciones de abundancia y tipo de sustrato

Para evaluar las relaciones de preferencia de sustrato por parte de *Tawera gayi* se sistematizo la información de las abundancias de cada banco en función del tipo de fondo, y el tipo de sedimento, siguiendo la metodología propuesta por De la O y Villaba (1984) y Martínez-Córdova (1988). Para determinar si existen diferencias significativas entre las abundancias de *T. gayi* y los tipos de fondos / tipos de sedimentos se realizó un test de normalidad para determinar si los datos pertenecen a una distribución normal (Sokal & Rohlf, 1995). Cuando los datos cumplieron los supuestos de normalidad, se realizó un análisis de varianza de una vía (ANDEVA) (Sokal & Rohlf, 1995). Cuando los datos, a pesar de ser transformados, no cumplieron con dichos supuestos, las diferencias fueron analizadas con el test no paramétrico de Kruskal- Wallis (Sokal & Rohlf, 1995).



2. RESULTADOS

2.1 Caracterización cualitativa del tipo de fondo predominante

En la **Figura 1 A y B** se aprecia la interpolación de los tipos de fondos del banco de *Tawera gayi* prospectado en la localidad de Apiao durante las campañas de invierno 2015 y verano del 2016. En esta se presenta información de las hectáreas que cada sustrato presentó y los porcentajes de representatividad para cada uno de ellos. El tipo de sustrato con mayor presencia fue el Sustrato 8 y que está conformado por arena con conchilla sin juliana, con 43,95% en la campaña 1 y 40,64% en la campaña 2, respectivamente. El segundo tipo de sustrato con mayor representatividad fue el sustrato 7 (ie. Arena con piedra laja, sin presencia de *Tawera gayi*), con 24,79% y 32,54%, respectivamente. En cuanto a los tipos de sustratos que presentan juliana solo se registró la presencia de la especie en el sustrato tipo 2 con 6,7 y 4,81 % respectivamente, lo cual coincidió con los cuadrantes de prospección que identificaron la presencia de la especie para el caso de invierno. Pero en el caso de verano (campaña 2), los cuadrantes que presentaron Juliana fueron el sustrato 6 (ie. arena sin juliana), con 5 de 6 cuadrantes. Los resultados en este sentido sugieren un cambio del tipo de sustrato en la zona, con una disminución del sustrato óptimo durante el verano, lo que puede estar asociado a la dinámica de los sedimentos.

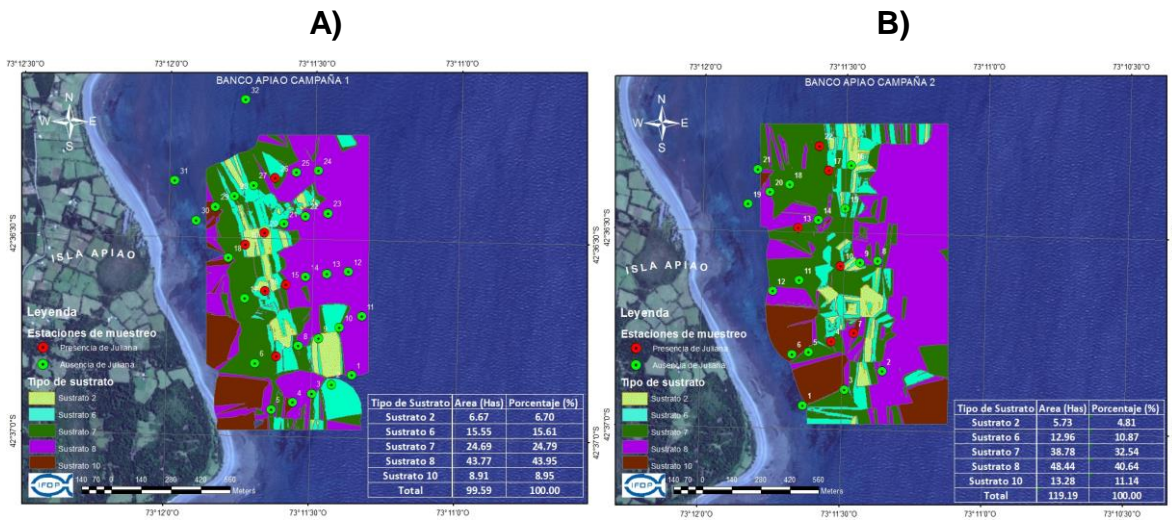


Figura 1. Representación gráfica del tipo de fondo del banco de Apiao, en el mar interior de Chiloé en la campaña de Invierno 2015 (A) y Verano 2016 (B). Los puntos representan cuadrantes efectuados para corroborar la presencia (color rojo) o ausencia (color verde) de *Tawera gayi* en la zona prospectada.

En la **Figura 2 A y B** se aprecia los tipos de fondos registrados en el banco de la localidad de Chuit durante las campañas de invierno 2015 y verano del 2016 respectivamente. El tipo de sustrato con mayor representatividad fue el Sustrato 3, el cual está conformado por arena con conchilla y con presencia de *Tawera gayi*. La magnitud porcentual fue de 52,34 % en invierno y 42,64 en verano. El segundo tipo de sustrato con mayor representación fue el sustrato 1 (ie. arena gruesa con presencia de *Tawera gayi*), con 20,61% y 27,86% respectivamente, seguido por el sustrato 5 el cual representa arena gruesa sin presencia de Juliana con 21,50% en invierno y 15,94% en verano. Llama la atención el alto registro de sustratos con julianas en la zona, lo cual es coincidente con los resultados de los muestreos de cuadrantes, siendo el sustrato tipo 3 el que obtuvo mayor cantidad de cuadrantes (con 10 de 21 en invierno y 14 de 29 en verano). Los resultados sugieren, al igual que en Apiao, un cambio temporal del tipo de sustrato en la zona, con un aumento

del tipo de sustrato 1 arena gruesa con juliana durante el verano, lo que puede estar asociado a la dinámica de los sedimentos.

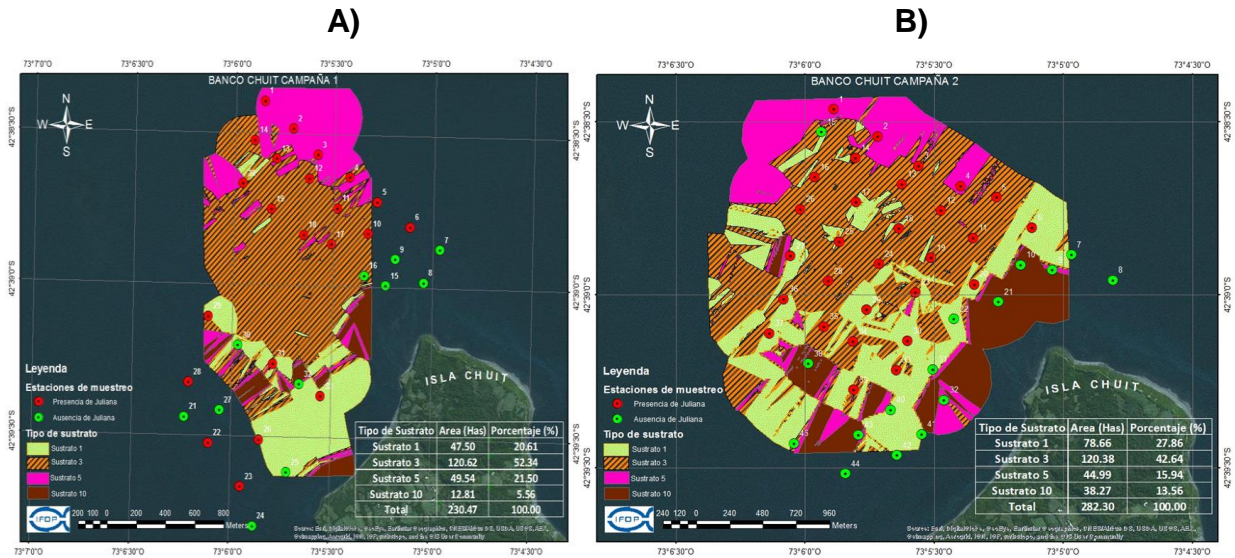


Figura 2. Representación gráfica del tipo de fondo del banco de Chuit, en la zona de Desertores durante Invierno 2015 (A) y Verano 2016 (B). Los puntos representan cuadrantes efectuados para corroborar la presencia (color rojo) o ausencia (color verde) de *Tawera gayi* en la zona prospectada.

En la **Figura 3 A y B** se aprecia la interpolación de los tipos de fondos del banco de banco de *Tawera gayi* prospectado en la localidad de Naranjo, en isla Talcán durante las campañas de Invierno 2015 y Verano del 2016 respectivamente. El tipo de sustrato con mayor representatividad fue el sustrato 10 y que representa sustrato no apto para juliana (bajeríos, rocas), con 43,72% y 53,12% respectivamente. Llama la atención que en el muestreo de cuadrantes aparezcan estaciones con juliana en dicha zona, lo cual debe estar asociado a pequeños espacios con sustrato apropiado para la especie. A pesar de eso, la presencia de

juliana en la zona está circunscrita a los sustratos 1 (arena gruesa con juliana) y sustrato 2 (arena con juliana).

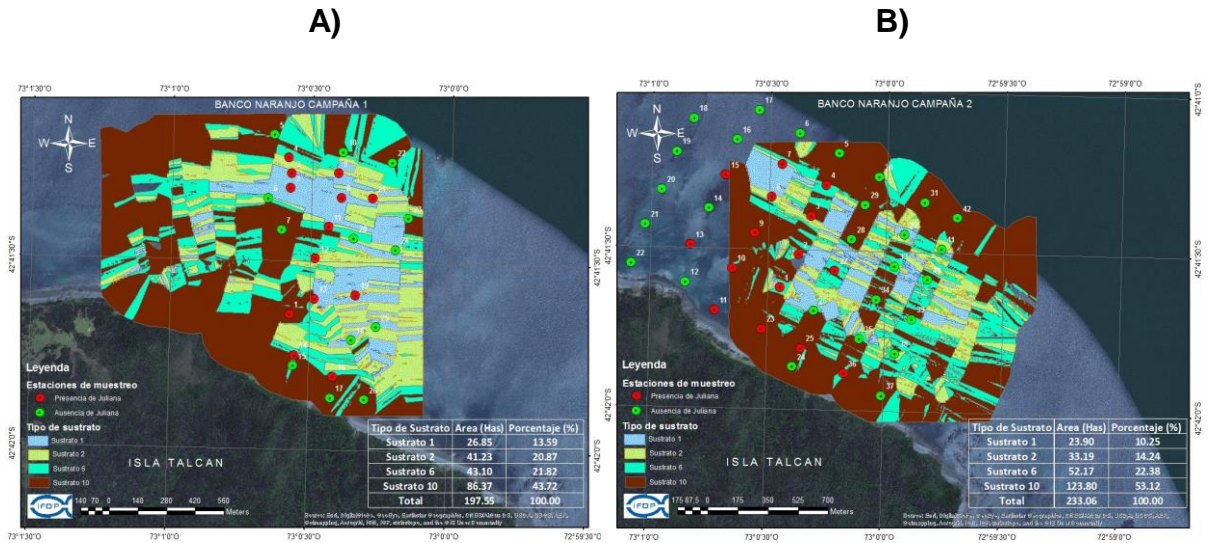


Figura 3. Representación gráfica del tipo de fondo del banco de Naranjo, en isla Talcañán en la campaña de Invierno 2015 (A) y Verano 2016 (B). Los puntos representan cuadrantes efectuados para corroborar la presencia (color rojo) o ausencia (color verde) de *Tawera gayi* en la zona prospectada.

En la **Figura 4 A y B** se aprecia los tipos de fondos registrados en el banco de la localidad de Nihuel en ambas campañas. El tipo de sustrato con mayor representatividad fue el Sustrato 10, sustrato no apto para *Tawera gayi* pero en la campaña de Verano presentó una alta presencia de juliana en los cuadrantes.

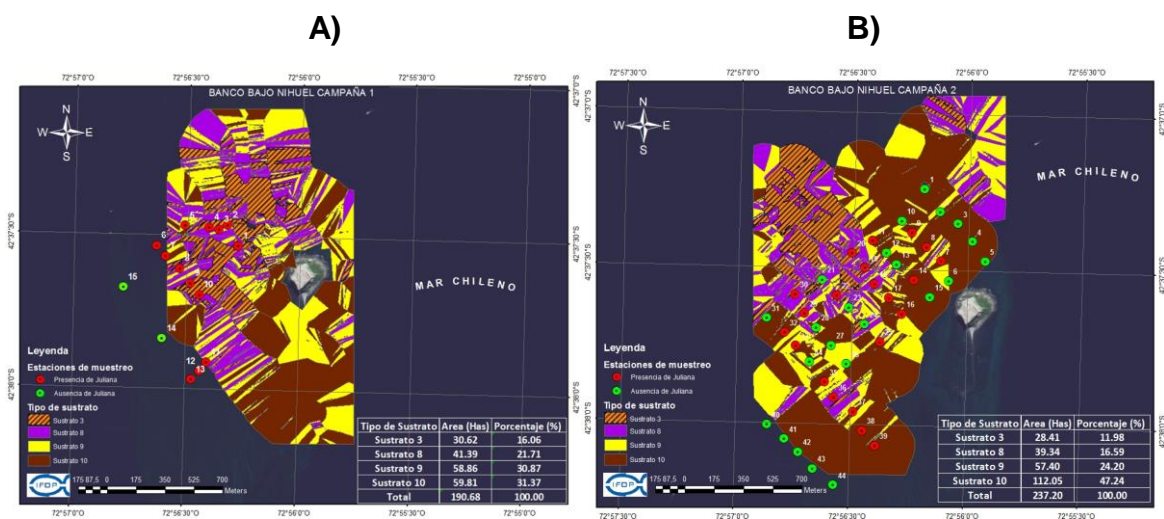


Figura 4. Representación gráfica del tipo de fondo del banco de Nihuel, en la zona de Desertores durante Invierno 2015 (A) y Verano 2016 (B). Los puntos representan cuadrantes efectuados para corroborar la presencia (color rojo) o ausencia (color verde) de *Tawera gayi* en la zona prospectada.

En la **Figura 5 A y B** se aprecia los tipos de fondos registrados en el banco de la localidad de Quenac en ambas campañas. El sustrato que presentó mayor representatividad fue el número 6, Arena sin presencia de juliana con 48,6 y 51,82 % respectivamente. Al igual que en los sitios anteriores la presencia observada en los cuadrantes exploratorios estuvo centrada principalmente en zonas no aptas para la presencia de Juliana (sustrato 10).

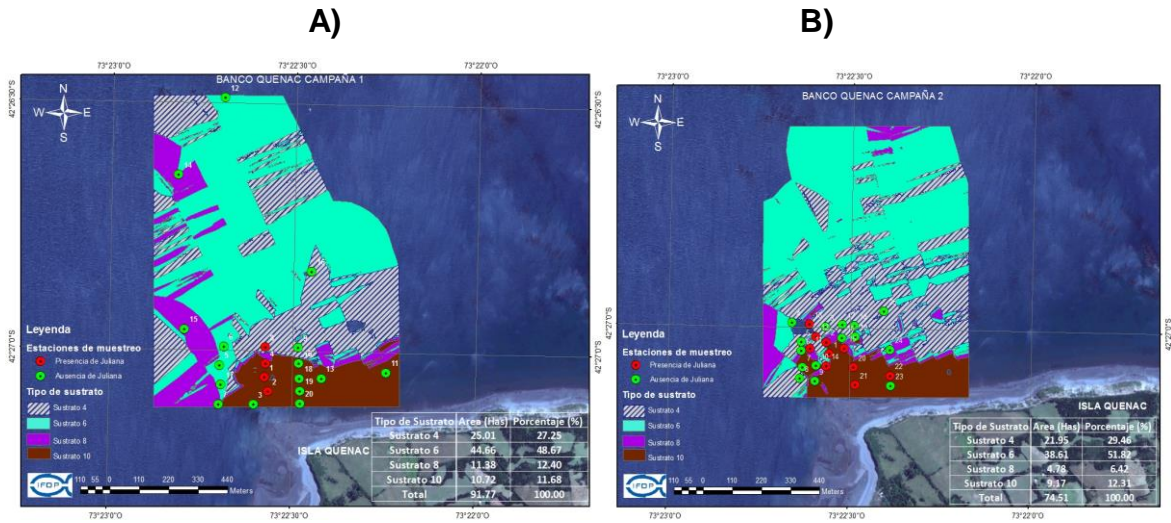


Figura 5. Representación gráfica del tipo de fondo del banco de Quenac, durante Invierno 2015 (A) y Verano 2016 (B). Los puntos representan cuadrantes efectuados para corroborar la presencia (color rojo) o ausencia (color verde) de *Tawera gayi* en la zona prospectada.

Finalmente, en la **Figura 6 A y B** se aprecia los tipos de fondos registrados en el banco de la localidad de Tirúa en ambas campañas. El tipo de sustrato con mayor representatividad fue el Sustrato 10, el cual representa arena no apta para *Tawera gayi*. A pesar de esto, los cuadrantes exploratorios nos muestran una la presencia de la especie en algunos cuadrantes de este tipo de sustrato, situación que se ha repetido en otros bancos analizados anteriormente.

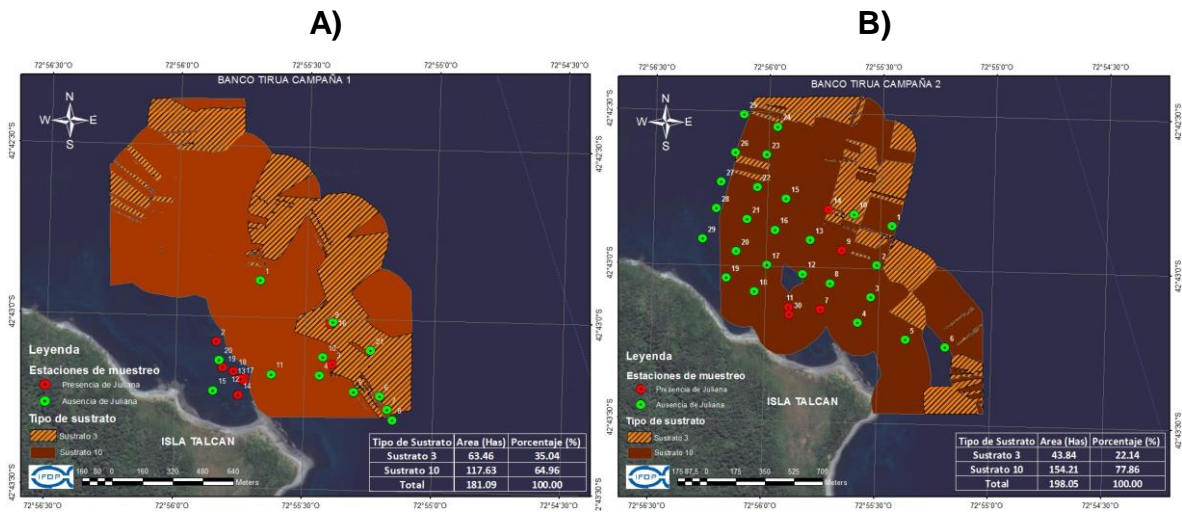


Figura 6. Representación gráfica del tipo de fondo del banco de Tirúa, en la zona de Isla Talcán durante Invierno 2015 (A) y Verano 2016 (B). Los puntos representan cuadrantes efectuados para corroborar la presencia (color rojo) o ausencia (color verde) de *Tawera gayi* en la zona prospectada.

3. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- De la O, M. & A. Villalba. 1984. Estudio sedimentológico interior y geología Aledaña a la laguna costera de La Cruz, Bahía Kino, Sonora y su relación con la distribución de organismos Bentónicos. Tesis Profesional, Universidad de Sonora. Hermosillo, Sonora, México.
- Martínez, L. 1988. Bio-ecología de la almeja negra *Chione fluctifraga*. Rev. Biol. Trop., 36 (2A): 213-219.
- Sokal RR, Rohlf FJ, 1995. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. 3rd ed. W.H. Freeman, New York, 887p.

A N E X O 6

Modelo de Dispersión de Partículas,
Evaluación del Modelo Hidrodinámico y
Simulación de la Dinámica Metapoblacional
de *Tawera gayi* en el mar interior de Chiloé



Modelo de Dispersión de Partículas, Evaluación del Modelo Hidrodinámico y Simulación de la Dinámica Metapoblacional de *Tawera gayi*

1. Modelo de Dispersión de Partículas y Evaluación del Modelo Hidrodinámico

1.1. Metodología del Modelo de dispersión de partículas

Para evaluar el grado de conectividad entre los bancos en base a la circulación marina del entorno, se utilizó de un modelo de circulación de partículas en 3D. Cabe señalar que este modelo ha sido desarrollado de manera preliminar, por lo que la liberación de partículas fue asumida como “partículas inertes” que derivan por advección-dispersión. Estas fueron colocadas a 15 m de profundidad, y el tiempo en que fue corrido el modelo fue de 20 días, excluyendo el componente biológico.

a) Modelo físico

Para poder realizar la simulación se implementó un modelo hidrodinámico con una escala regional (**Figura 1**) de 1-3 km de resolución horizontal que cubrió el mar interior de Chiloé (campo lejano).

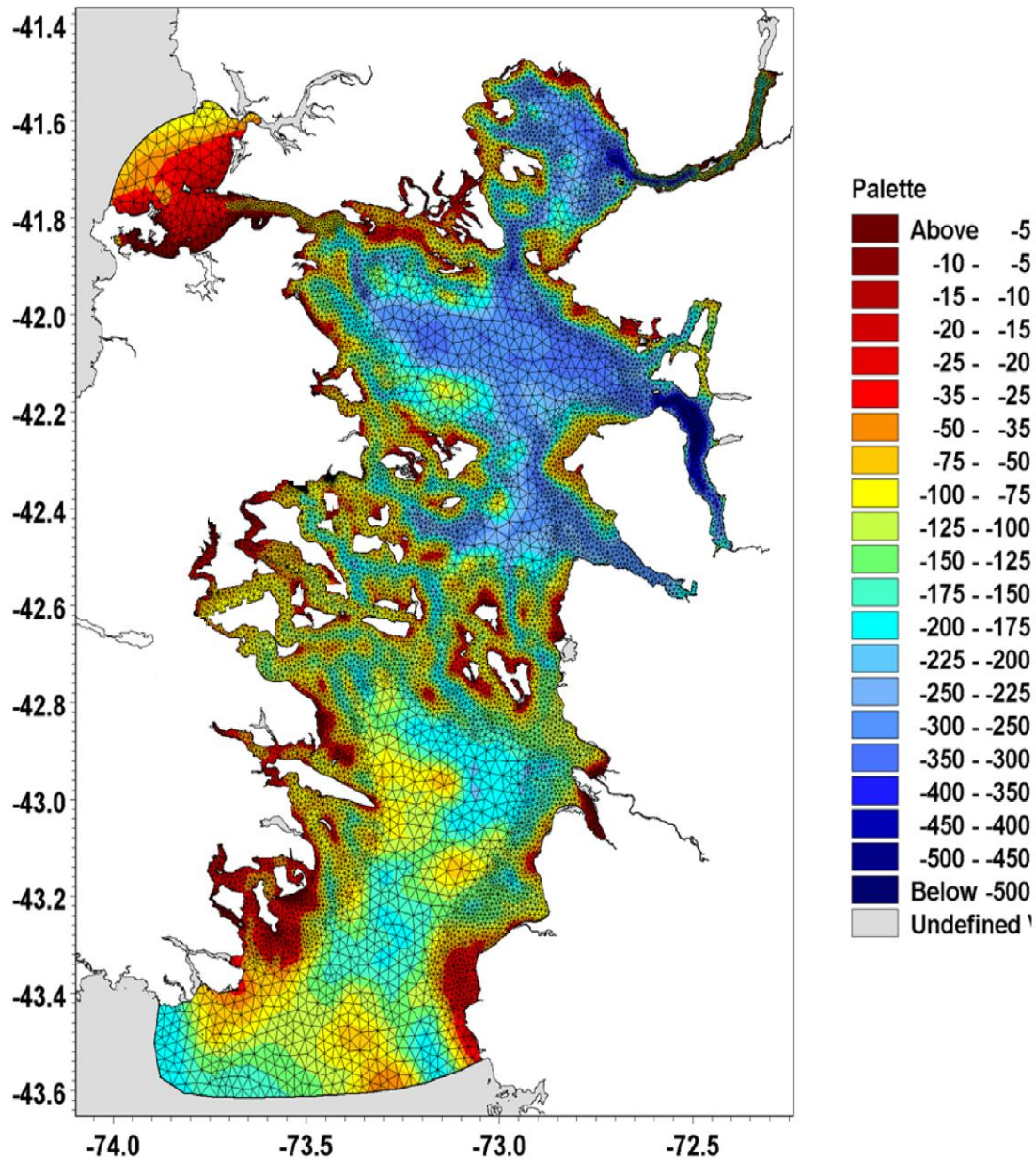


Figura 1. Dominio regional Chiloé del modelo hidrodinámico, los colores representan la batimetría.



b) Modelo de circulación 3D

El modelo implementado fue realizado en base a las rutinas del programa Mike3D FM, el cual se basa en la solución numérica de las ecuaciones promediadas de Reynolds (Reynolds-averaged Navier-Stokes), las que están sujetas a hipótesis de incompresibilidad, presión hidrostática y consideran la aproximación de Boussinesq. Así, el modelo consiste en las soluciones a ecuaciones de continuidad, momentum, transporte de temperatura y sal. Para la superficie libre se hace uso de coordenadas sigma. La discretización espacial de las ecuaciones primitivas se realiza utilizando un método de volúmenes finitos centrados en la celda. Las ecuaciones y detalles de cómo se resuelve, desde el punto de vista matemático el sistema, pueden verse en el documento científico del sistema de modelación (DHI, 2014). El modelo utiliza una malla desestructurada, que permite un óptimo grado de flexibilidad en la representación de topografías complejas, como la línea de costa del sistema de canales y fiordos del sur de Chile. Elementos pequeños pueden ser utilizados en áreas donde se desea más detalle, y elementos más grandes cuando se necesita menos detalle, optimizando la información para un adecuado tiempo de cómputo. El modelo regional implementado ha sido utilizado en otros proyectos con adecuadas evaluaciones respecto de su desempeño contra observaciones (Pinilla *et al.*, 2015).

c) Observaciones *in situ* y evaluación modelo hidrodinámico

El modelo hidrodinámico ha sido utilizado y evaluado en el mar de Chiloé en lugares distintos y en distintas fechas bajo el desarrollo de distintos proyectos desarrollados por IFOP (Pinilla *et al.*, 2015). Las comparaciones se refieren a datos de corrientes y mareas. Son evaluados los resultados de series de tiempo superficiales y de fondo (del anclaje de ADCP), contrastados con series modeladas, indicando en cada caso la raíz del error cuadrático medio (RMSE [m/s]) y normalizado NRMSE (%) además de la



correlación (r). También se presentan rosas de corrientes para indicar la dirección predominante del flujo y los intervalos de magnitud. De igual modo, son presentadas las evaluaciones de las constituyentes armónicas de la marea observada contrastándola con las modelaciones con Mike3D.

1.2. Resultados del Modelo de dispersión de partículas

En la **Figura 2** se presenta un modelo de dispersión larval preliminar para los bancos de juliana agrupados en tres zonas: Zona Desertores que involucra los bancos de Naranjo, Tirúa y Chuit; Zona Apiao / Alao que involucra los bancos de Apiao Norte, Apiao Sur y Alao y la Zona de Caguach, que involucra los bancos de Caguach y Talcán (Naranjo). El Tiempo 0 corresponde al momento de liberación de las larvas, el Tiempo 1 corresponde a la dispersión 5 días después de la liberación, el Tiempo 2 a 10 días después de la liberación y el Tiempo 3 a 20 días después de la liberación. De este ejercicio se puede desprender que las tres zonas se vinculan entre sí a partir del tiempo 3 (10 días). De las tres zonas, Desertores parece tener una mayor dispersión espacial de las larvas que el resto de las áreas estudiadas, lo que sugiere una mayor relevancia de estos bancos en el aporte larval en otras zonas geográficas.

Por otra parte, los bancos ubicados en la zona de Caguach se conectarían con aquellos bancos que pueden estar en dirección norte (eg. Aquellos descritos por Jerez *et al.*, 2000 en las Butachauques). En cuanto al sector de los bancos de Apiao - Alao el modelo sugiere que se conectan principalmente con Caguach y Quenac, por lo que en base a este modelo, una disminución de las abundancias en cualquiera de las zonas analizadas puede tener consecuencias en el aporte larval de la especie, en el mar interior de Chiloé y por consiguiente, afectará el éxito en la captación de larvas en los bancos que pueden estar alejados de la zona de liberación.

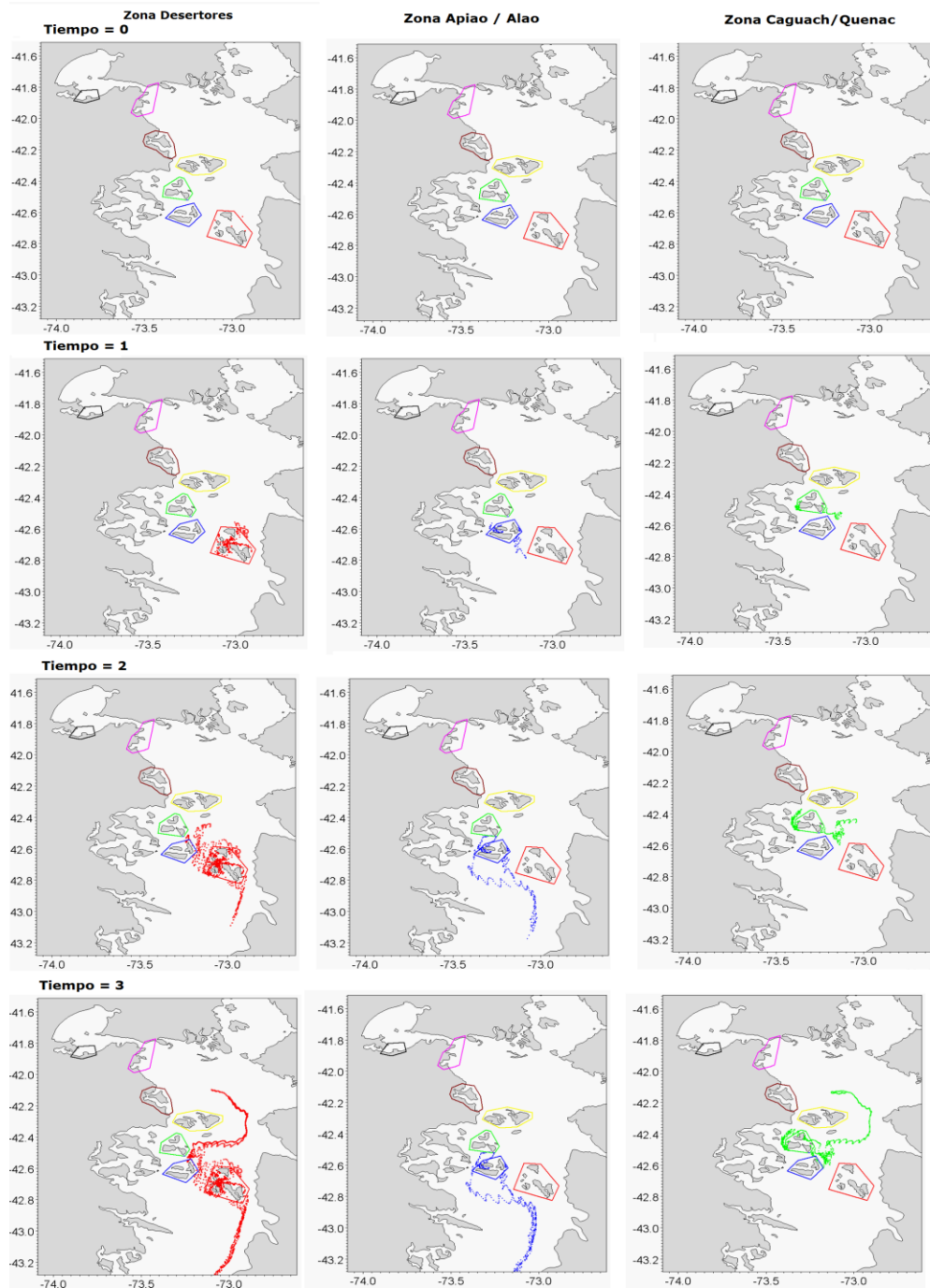


Figura 2. Modelo preliminar de dispersi3n larval para la zona de estudio, utilizando el modelo f3sico computado mediante el programa Mike3D.

2. Evaluaci3n del Modelo Hidrodinámico

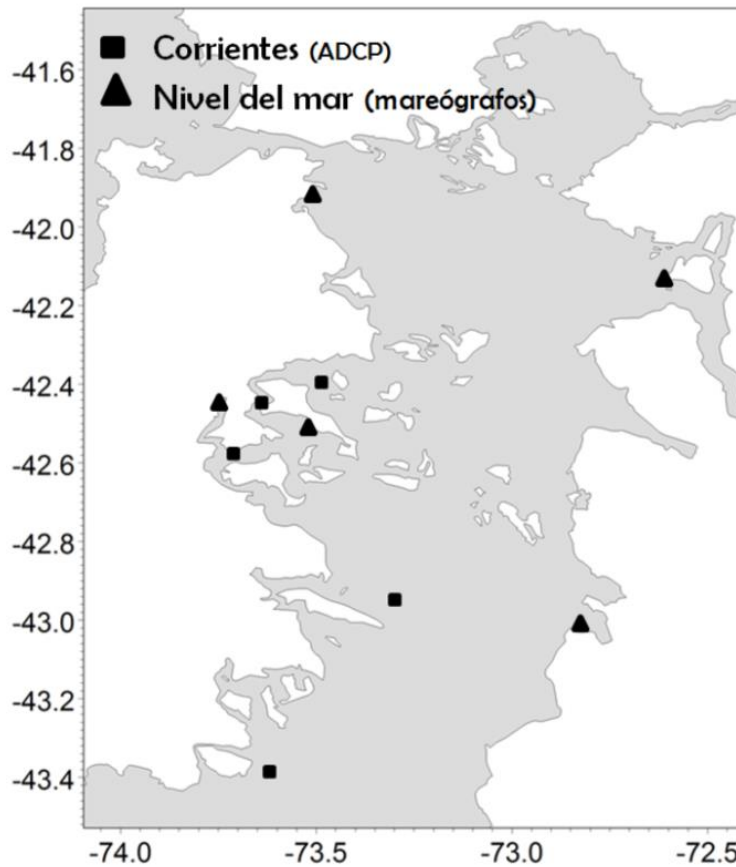


Figura 3. Mapa con la ubicaci3n de los puntos de evaluaci3n de modelo hidrodinámico.



Tabla 2. Detalles anclajes de ADCP para evaluaci3n modelo hidrodinámico

ADCP	Ubicaci3n	Fechas	Intervalo medici3n (s)	Espesor celda (cm)	Profundidad (m)
Curaco de Vélez	-73.620	2012/09/28	600	100	12
	-42.430	2012/10/19			
Linlin	-73.470	2013/11/14	600	200	48
	-42.380	2013/11/24			
Pta. Tutil	-73.720	2012/09/05	600	100	46
	-42.570	2012/09/27			
Isla Tranqui	-73.290	2014/11/26	600	100	58
	-42.930	2014/12/28			
San Pedro	-73.620	2010/12/19	600	100	44
	-43.290	2010/12/31			



Índices estadísticos para evaluar calidad del modelo

- Error Medio Cuadrático (RMSE)

Es una medida cuadrática que mide la media de la magnitud del error, no muestra la direcci3n de las desviaciones.

$$\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2}$$

En donde,

x = dato observado y = dato simulado n = número de datos.

- Error medio cuadrático normalizado: forma no-dimensional del RMSE, está normalizado al rango de datos observados.

$$NRMSE = \frac{RMSE}{X_{obs,max} - X_{obs,min}}$$

- Coefficiente de Correlaci3n

Es una medida estadística que trata de medir la relaci3n entre dos variables, oscila entre -1 y 1, siendo el signo, la direcci3n de la relaci3n (proporcional o inversamente proporcional) y la cifra, la magnitud de la relaci3n.

$$R = \frac{Cov_{xy}}{S_x S_y}$$

Cov_{xy} = covarianza entre el modelo y la observaci3n,

S_x = desviaci3n estándar del modelo

S_y = desviaci3n estándar de la observaci3n

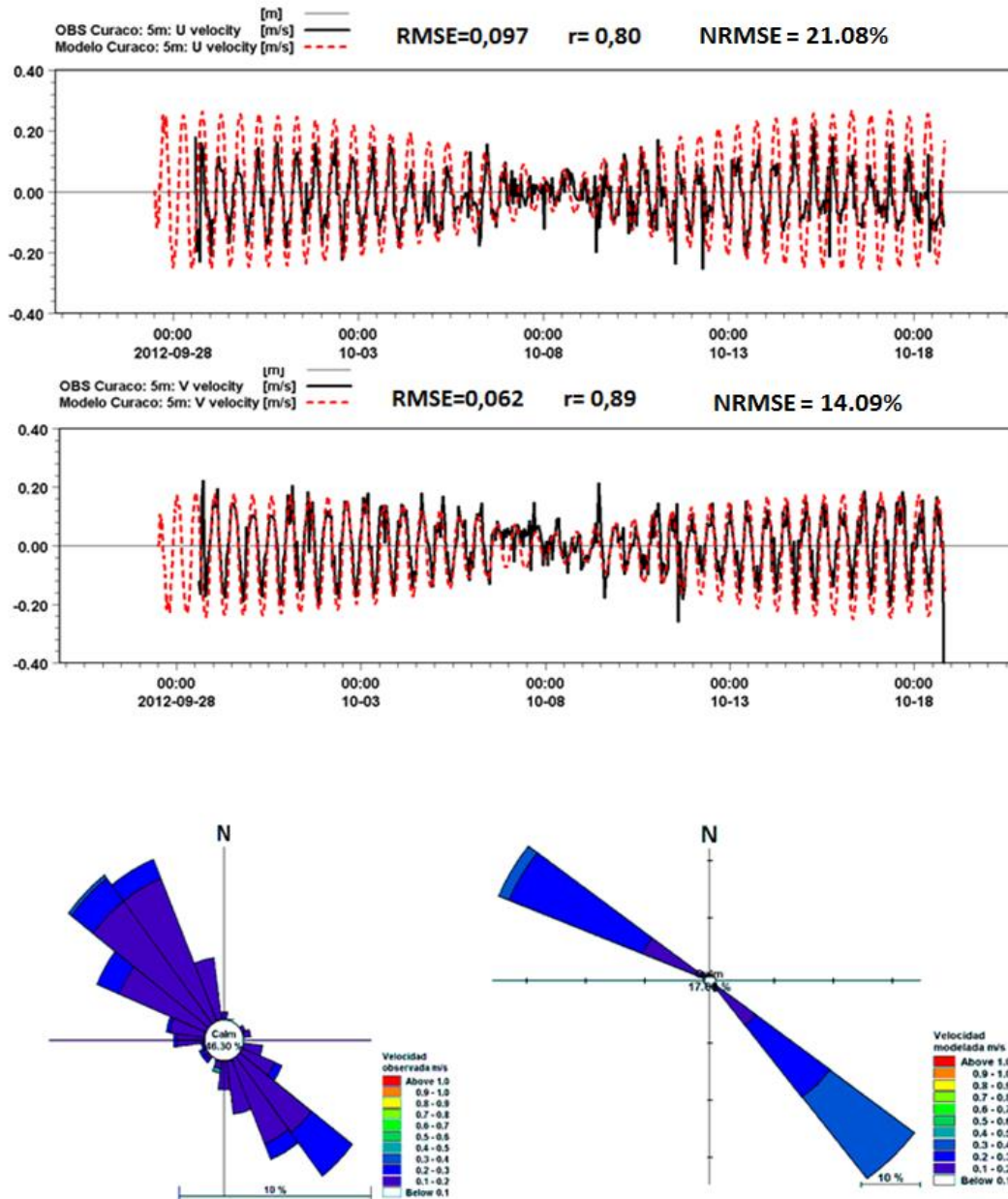


Figura 4. Componente u_este y v_norte de la corriente a 5m del modelo Mike3D (rojo) y la observación (negro) en Curaco de Vélez (Canal Dalcahue). Abajo, rosas de corrientes a 5m observada (izquierda) y modelada por Mike3D (derecha). Junto a las series de tiempo aparecen los índices estadísticos RMSE (raíz de error medio cuadrático) y la correlación (r).

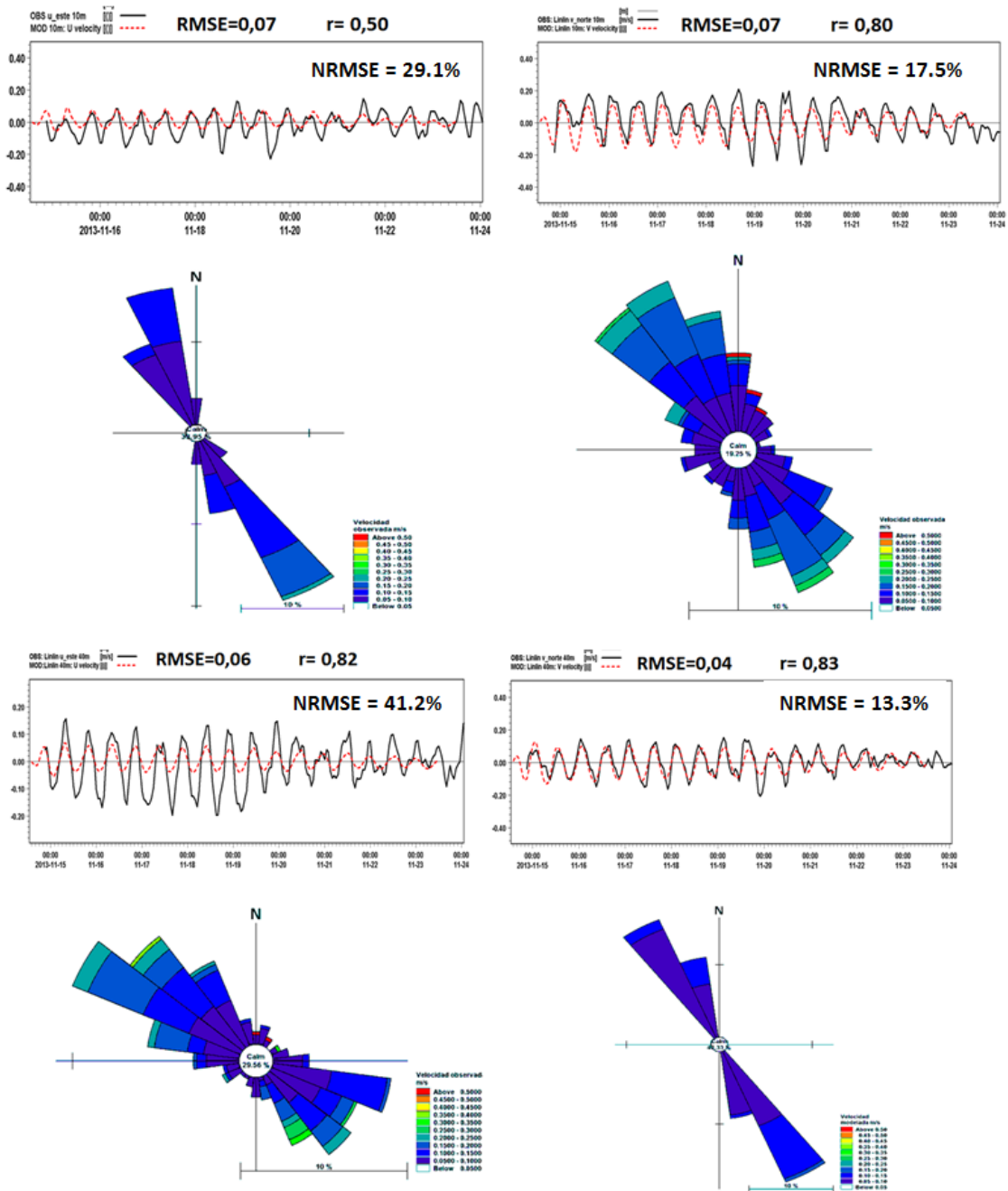


Figura 5. Componente u_{este} y v_{norte} de la corriente a 10 y 40 m del modelo Mike3D (rojo) y la observaci3n (negro) junto a sus respectivas rosas de corrientes observada (izquierda) y modelada (derecha) en Isla Linlin. Junto a las series de tiempo aparecen los 3ndices estad3sticos RMSE (ra3z de error medio cuadr3tico) y la correlaci3n (r).

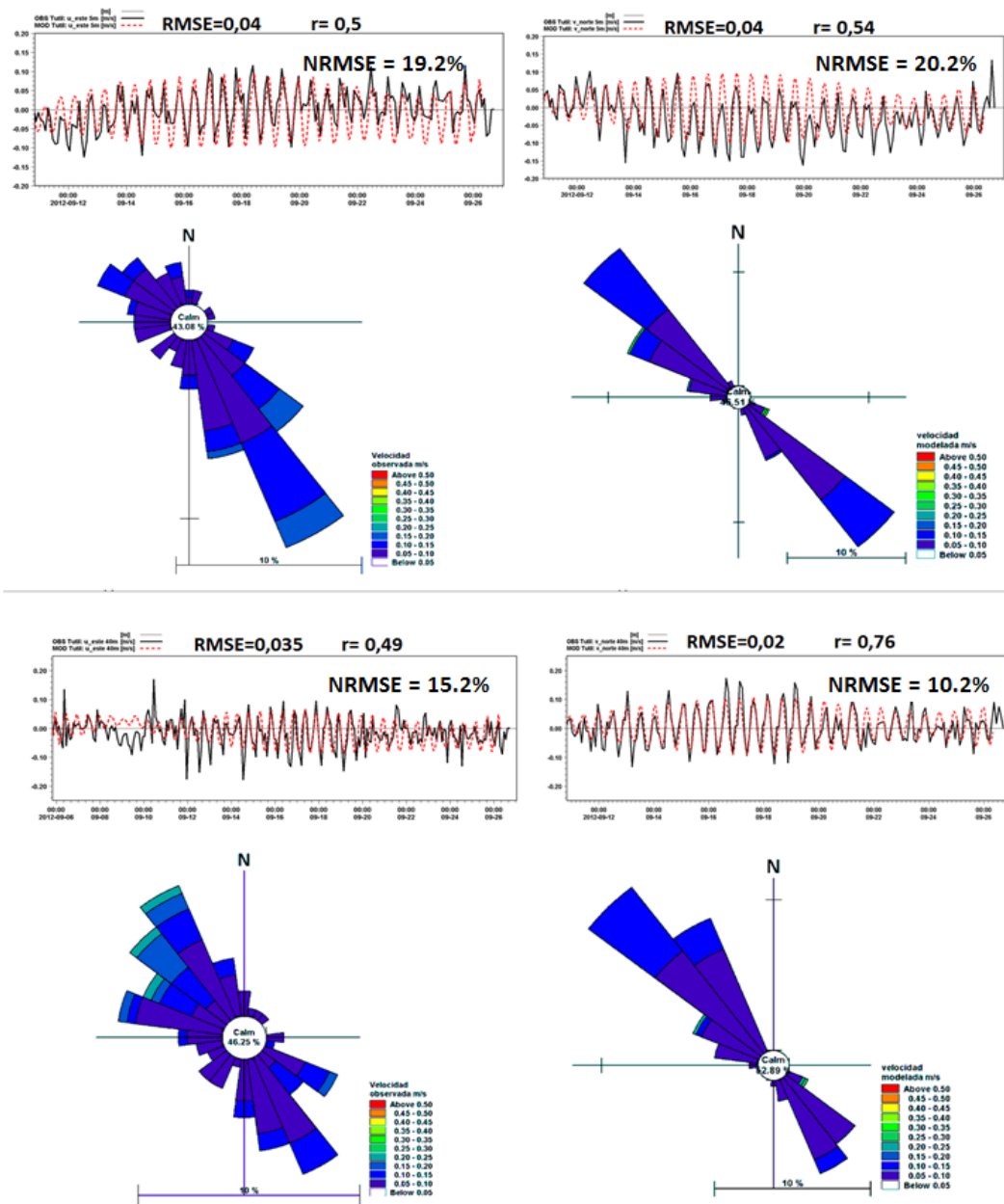


Figura 6. Componente u_{este} y v_{norte} de la corriente a 5 y 40 m del modelo Mike3D (rojo) y la observación (negro) junto a sus respectivas rosas de corrientes observada (izquierda) y modelada (derecha) en Pta. Tutil . Junto a las series de tiempo aparecen los índices estadísticos RMSE (raíz de error medio cuadrático) y la correlación (r).

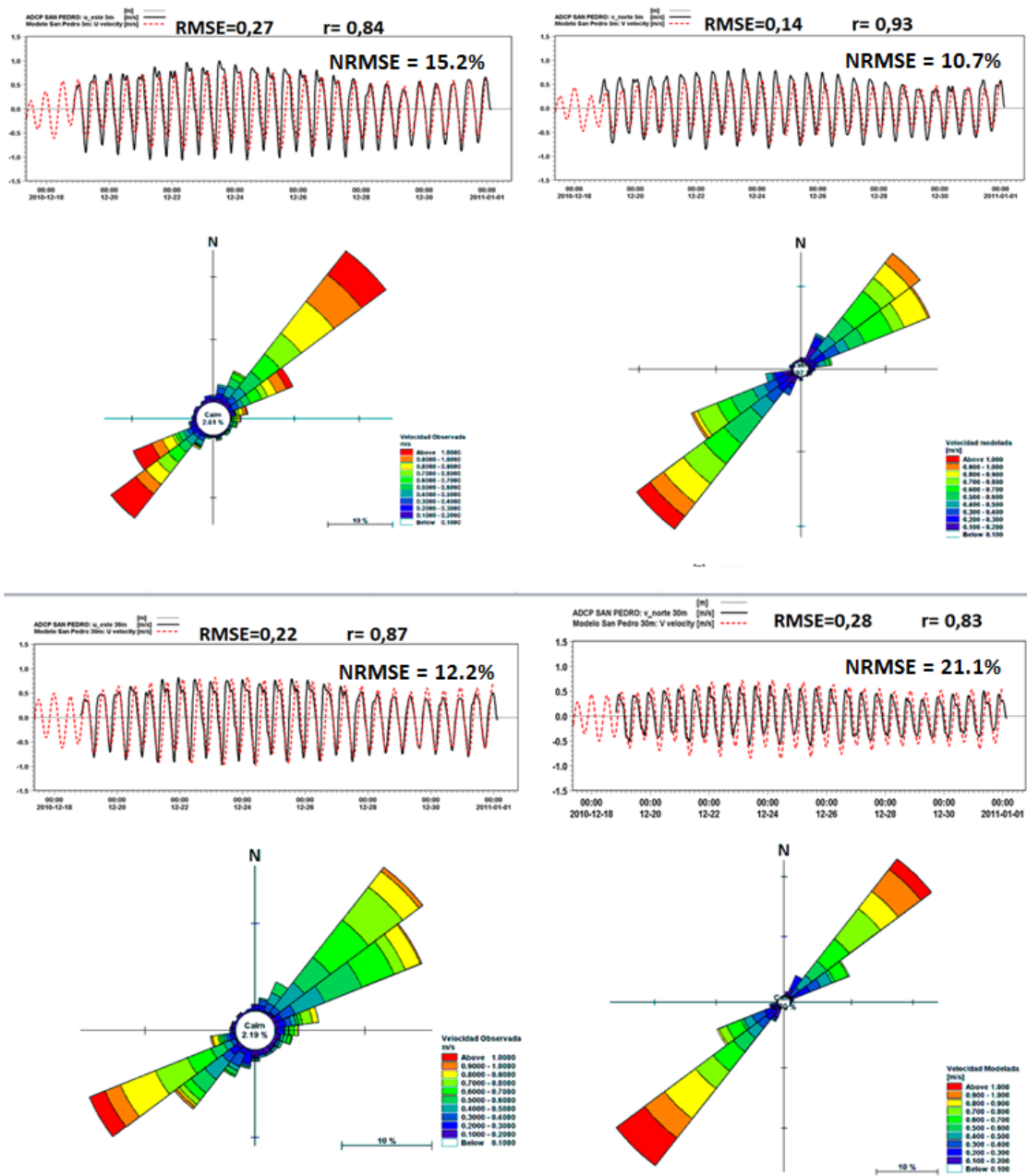


Figura 7. Componente u_{este} y v_{norte} de la corriente a 5 y 30 m del modelo Mike3D (rojo) y la observaci3n (negro) junto a sus respectivas rosas de corrientes observada (izquierda) y modelada (derecha) en isla San Pedro. Junto a las series de tiempo aparecen los 3ndices estad3sticos RMSE (ra3z de error medio cuadr3tico) y la correlaci3n (r).

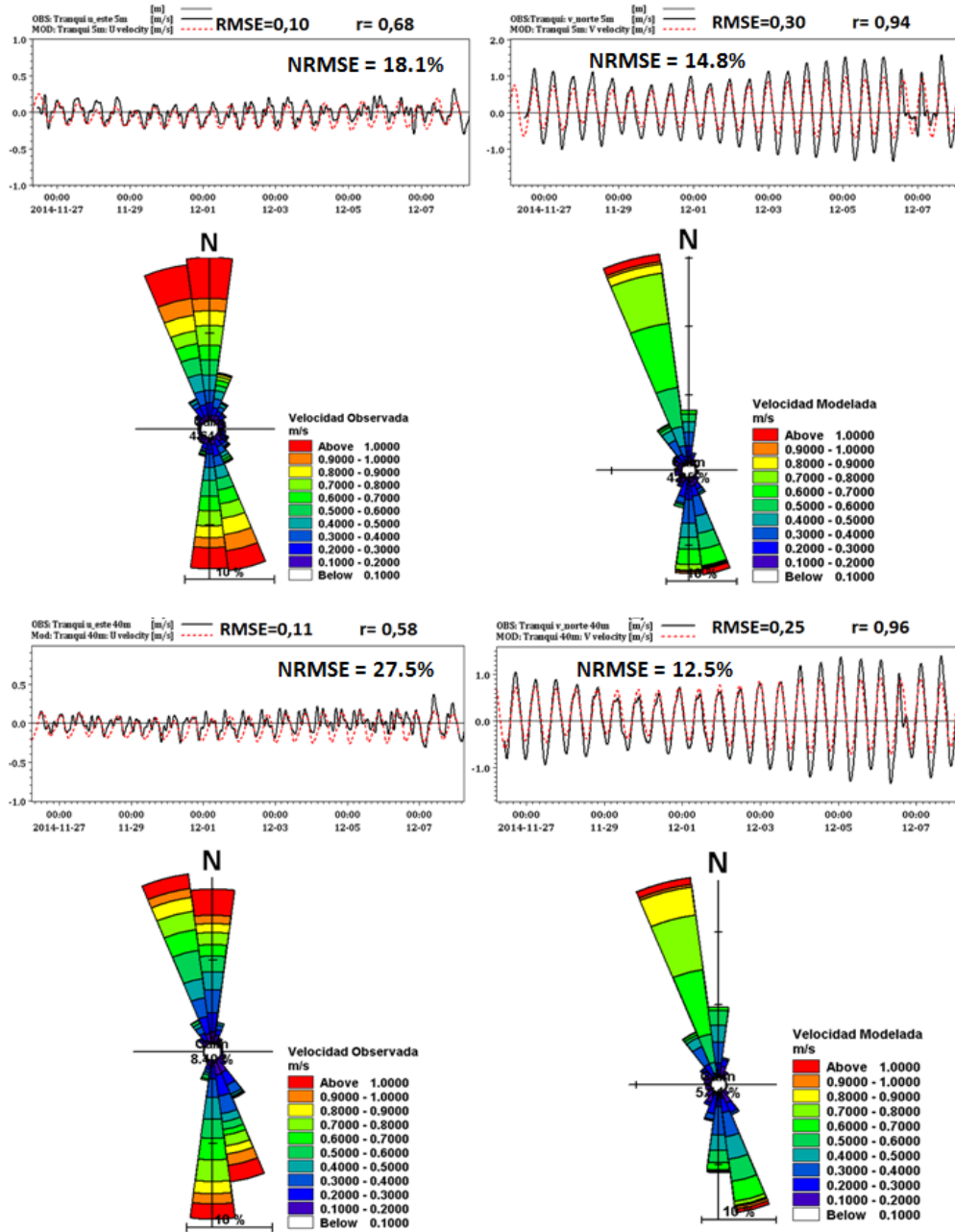


Figura 8. Componente u_este y v_norte de la corriente a 5 y 40 m del modelo Mike3D (rojo) y la observaci3n (negro) junto a sus respectivas rosas de corrientes observada (izquierda) y modelada (derecha) en isla Tranqui. Junto a las series de tiempo aparecen los 3ndices estad3sticos RMSE (ra3z de error medio cuadr3tico) y la correlaci3n (r).

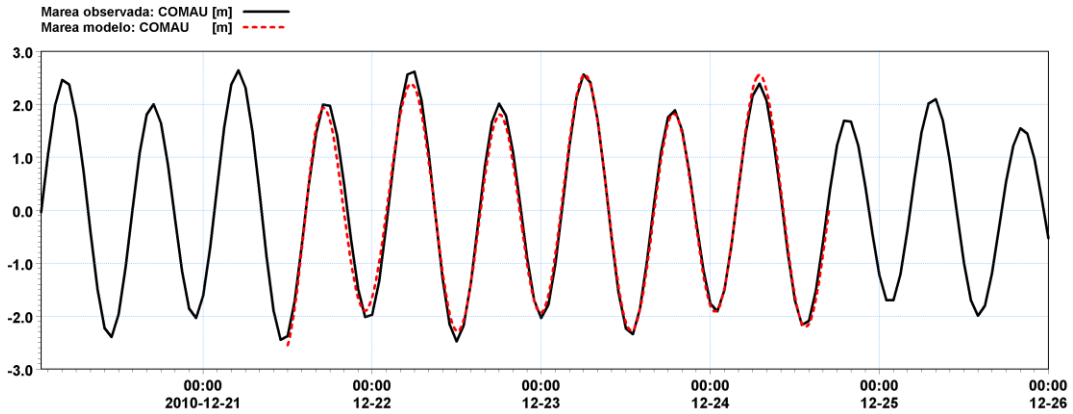


Figura 9. Series de nivel del mar observada (línea negra) y modelada (línea roja) en sector del fiordo Comau.

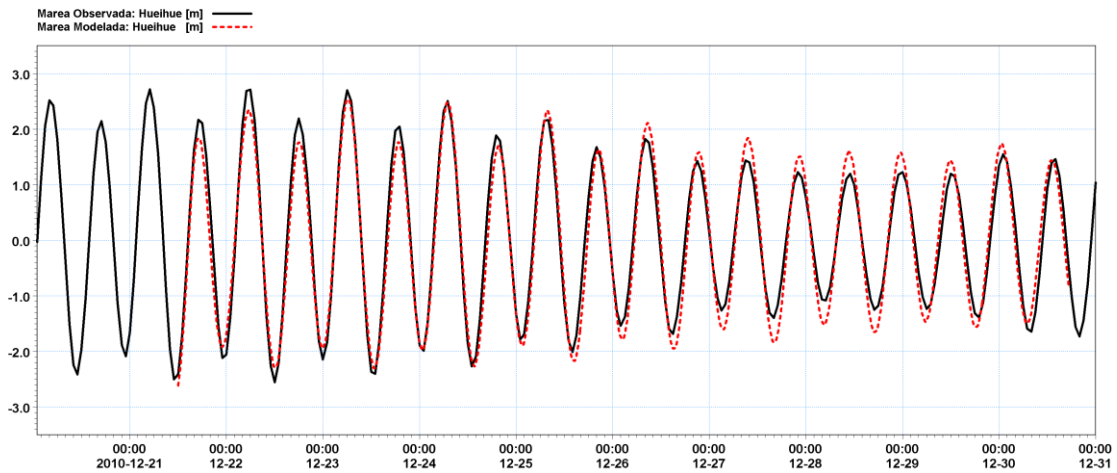


Figura 10. Series de nivel del mar observada (línea negra) y modelada (línea roja) en sector de Hueihue.

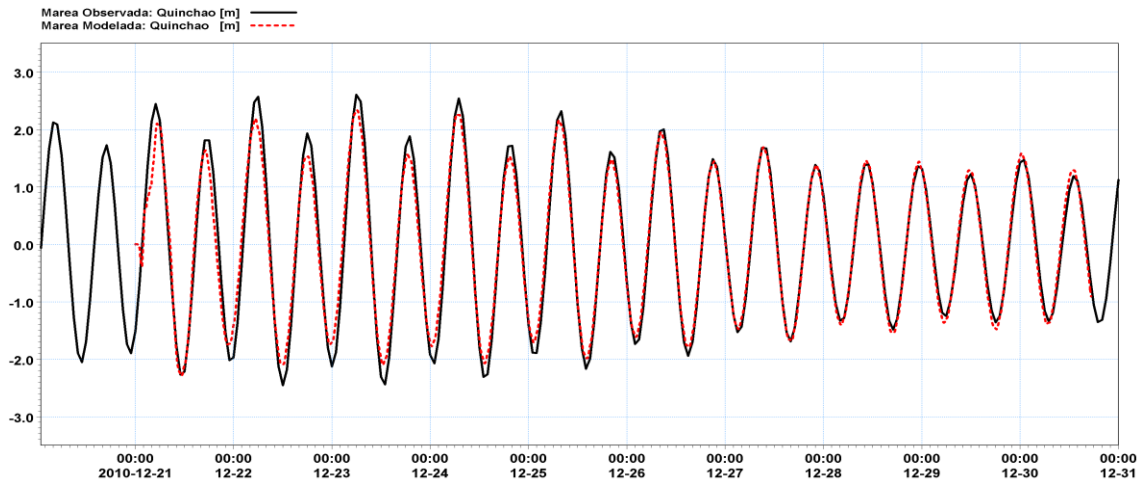


Figura 11. Series de nivel del mar observada (línea negra) y modelada (línea roja) en sector de Quinchao.

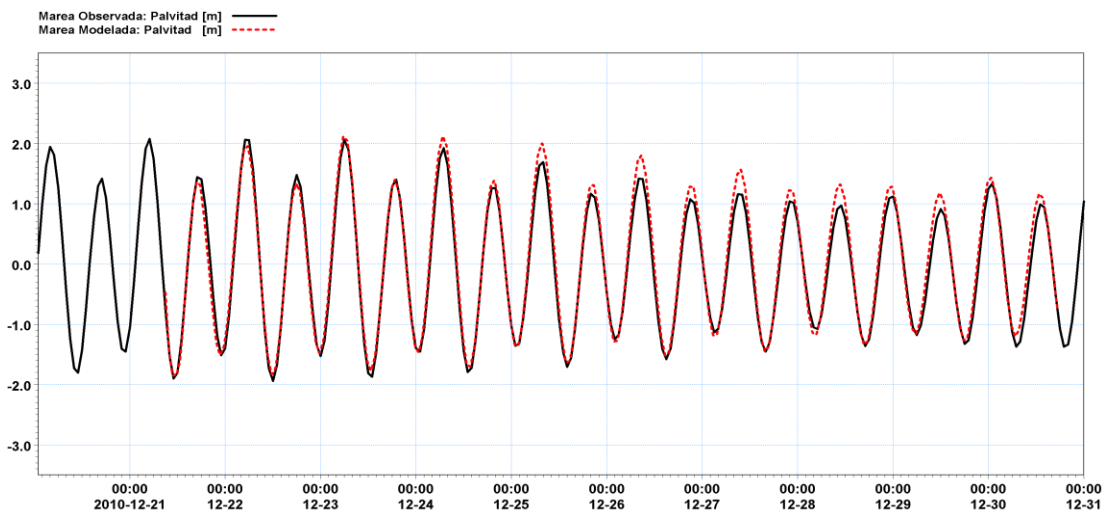


Figura 12. Series de nivel del mar observada (línea negra) y modelada (línea roja) en sector de Palvidad.

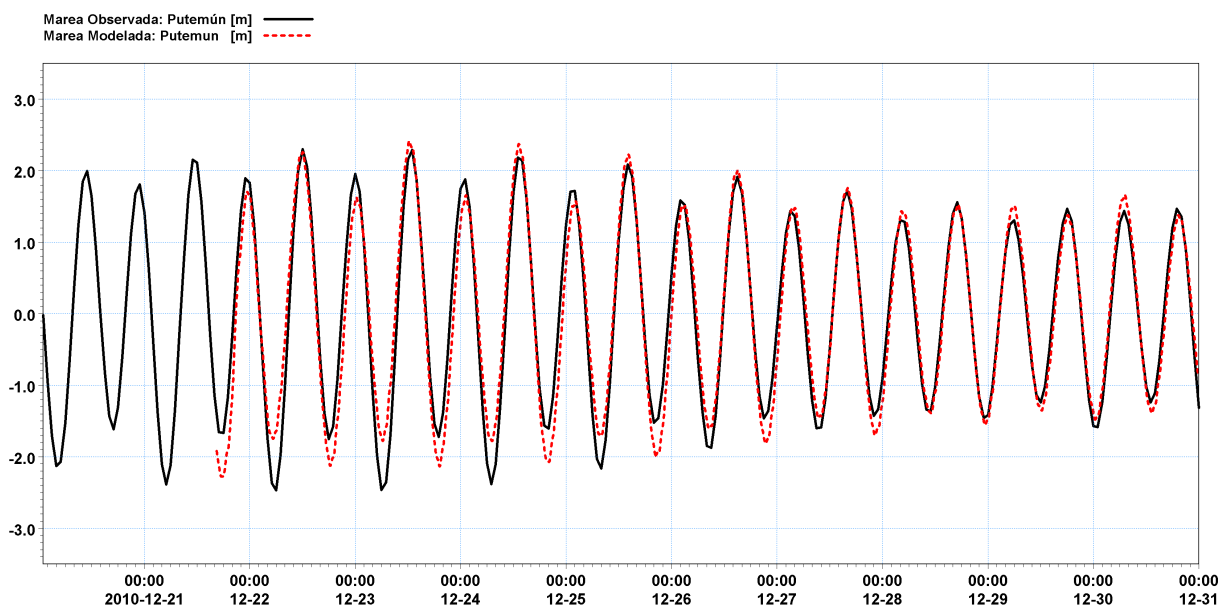


Figura 13. Series de nivel del mar observada (línea negra) y modelada (línea roja) en sector de Putemún.

Tabla 3. Índices estadísticos de comparación de nivel del mar observado y modelado

	Comau	Hueihue	Palvidad	Quinchao
RMSE (m)	0,19	0,28	0,16	0,23
NRMSE	4,01	5,86	4,09	5,23
(%)				
COEF	0,99	0,98	0,99	0,99
CORR.				

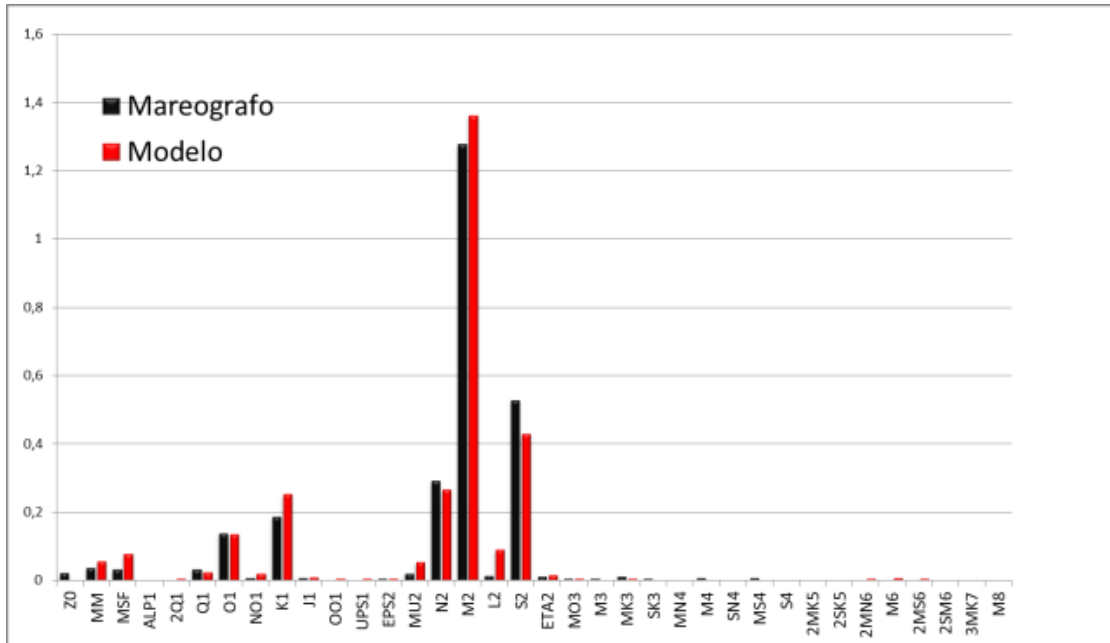


Figura 14. Constituyentes arm3nicas (amplitud) de la marea modelada (Rojo) y observada (negro) en estero Palvitad.

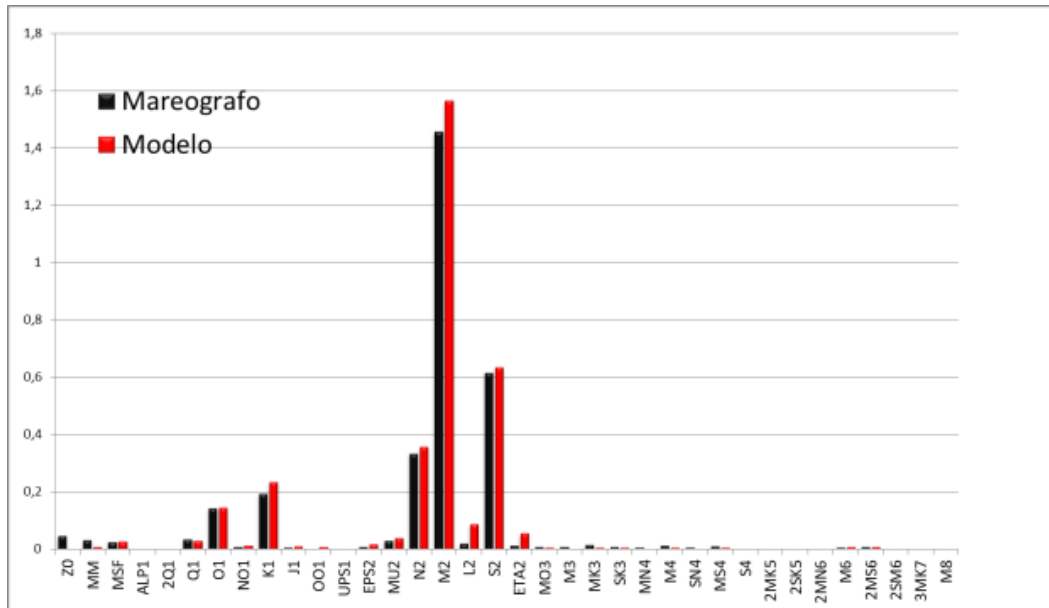


Figura 15. Constituyentes arm3nicas (amplitud) de la marea modelada (Rojo) y observada (negro) en Isla Quinchao.

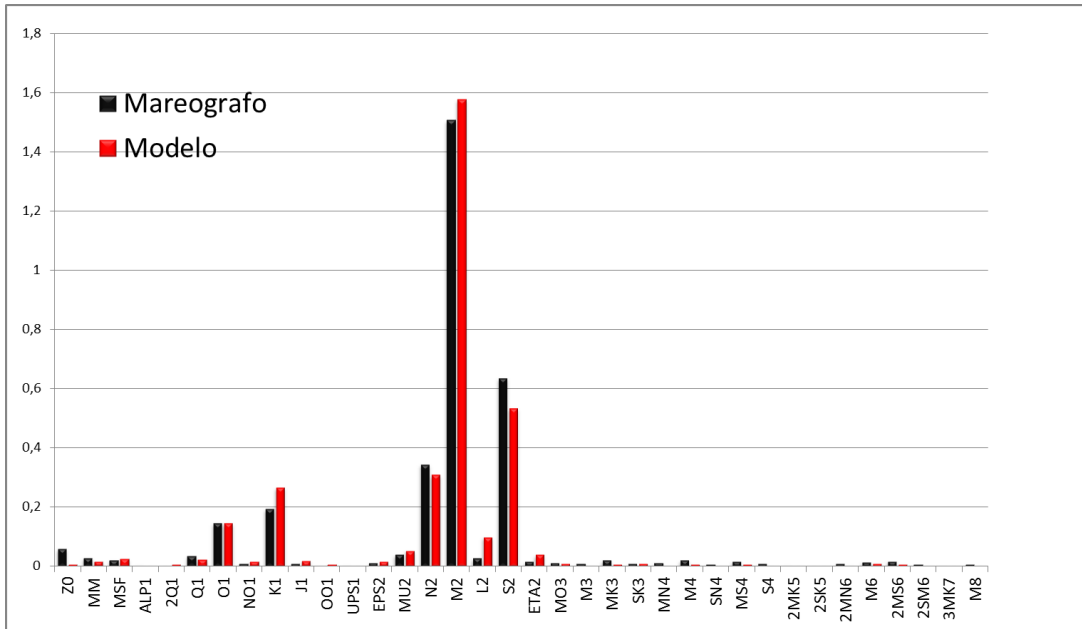


Figura 16. Constituyentes arm3nicas (amplitud) de la marea modelada (Rojo) y observada (negro) en Putemún-fioro Castro.

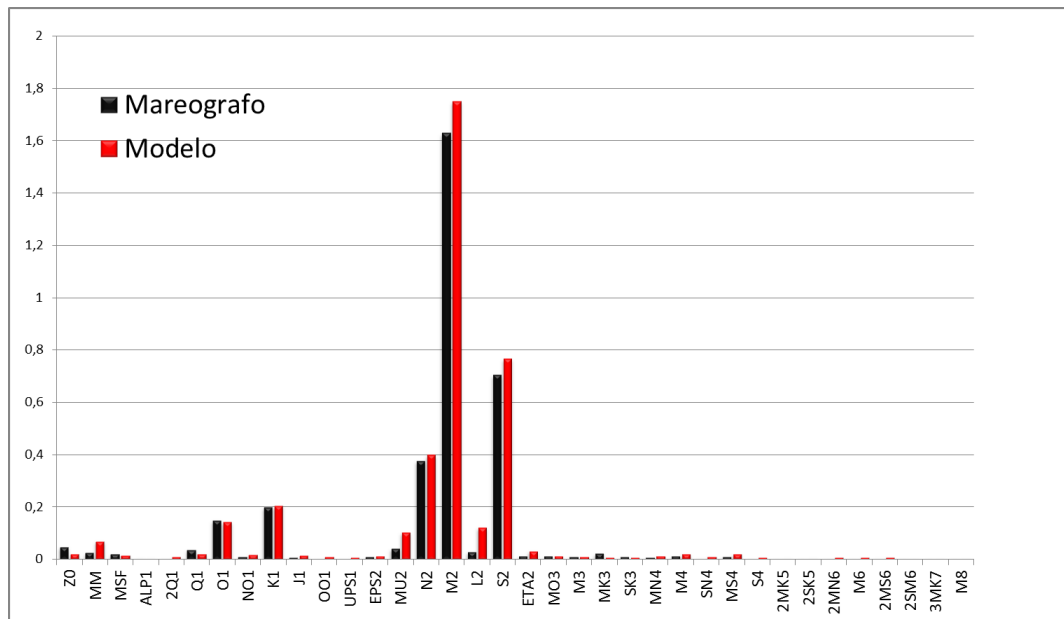


Figura 17. Constituyentes arm3nicas (amplitud) de la marea modelada (Rojo) y observada (negro) en Hueihue, bahía Manao.

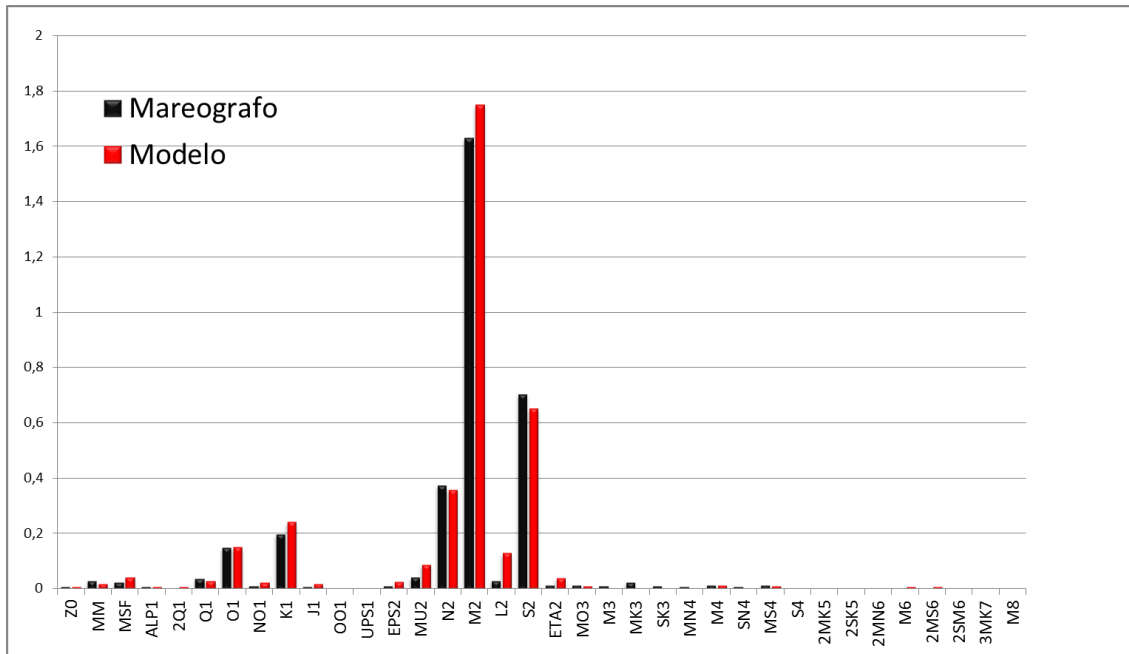


Figura 18. Constituyentes arm3nicas (amplitud) de la marea modelada (Rojo) y observada (negro) en boca fiordo Comau.



3. Simulación de la Dinámica Metapoblacional de *Tawera gayi* en el mar interior de Chiloé

3.1 Metodología

3.1.1 Simulación del Rango de Expansión de la Población

Para simular el rango de expansión se utilizó el paquete MetaLandSim del software R 3.3.0 (Mestre *et al.*, 2016 a, b, c), el cual proporciona un entorno virtual que permite la experimentación y simulación de una serie de procesos involucrados en la viabilidad de la población. El rol de la simulación en ecología ha sido fundamental y ampliamente aceptado por la comunidad científica actual, debido principalmente a las escalas espaciales y temporales de los fenómenos estudiados (IMS, 2005).

Con esta herramienta, las teorías de gráficos y de metapoblaciones se combinan, proporcionando un marco que permite comprobar la dinámica de la metapoblación a lo largo del tiempo (Cantwell & Forman 1993, Bunn *et al.*, 2000, Ricotta *et al.*, 2000, Menor & Urban 2008, Galpern *et al.*, 2011). Este enfoque permite el uso de varias métricas de conectividad basadas en grafos, los cuales se calculan a partir de los gráficos del paisaje (Urban & Keitt, 2001; Calabrese & Fagan, 2004).

MetaLandSim actúa en dos escalas (ie. paisaje y rango) (Peck 2004, Zurell *et al.*, 2009), lo cual permite simular la ocupación de la metapoblación en un paisaje dinámico, computando la métrica de dicha conectividad. Para el caso de la escala de rangos, el paquete permite el cálculo de la dispersión del modelo y la simulación del rango de expansión (Mestre *et al.*, 2016b).



Todos los códigos desarrollados utilizando este paquete de R, así como las tablas con la información utilizada para correr el programa se presentan al final de este anexo. A continuación se detalla las condiciones en las que se realizaron las simulaciones.

A continuación se detalla las condiciones en las que se realizaron las simulaciones.

a) Condiciones básicas de la simulación

El proceso de simulación se realizó especificando un paisaje virtual de 2250 hectáreas (150 km x 150 km) el cual equivale al área del sector norte del mar interior de Chiloé. Los parches o bancos de *Tawera gayi* fueron definidos partir de la información historia existente para la zona (Jerez *et al.*, 2000) agregándole los bancos identificados en años posteriores por Fundación Chinquihue (Fundación Chinquihue, 2012) (**Figura 19**).

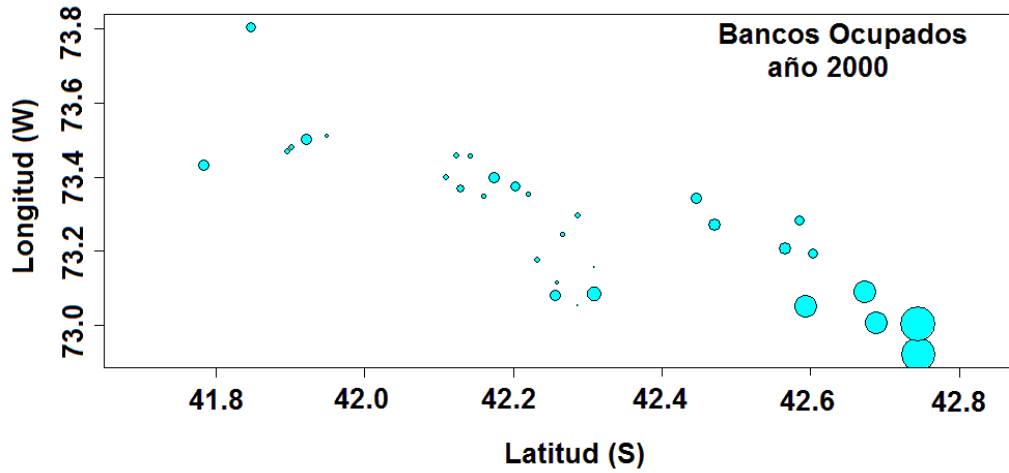
Los modelos se corrieron bajo dos escenarios:

- i) Escenario 1, condición ideal descrita por Jerez *et al.* (2000), con 32 bancos, todos ocupados.
- ii) Escenario 2, condición actual 2015, con solo 8 bancos presentes en el área.

La idea principal de ambos escenarios fue corroborar la conectividad a ambos escenarios y posteriormente evaluar la evolución de estos escenarios, por un periodo de tiempo definido.



A)



B)

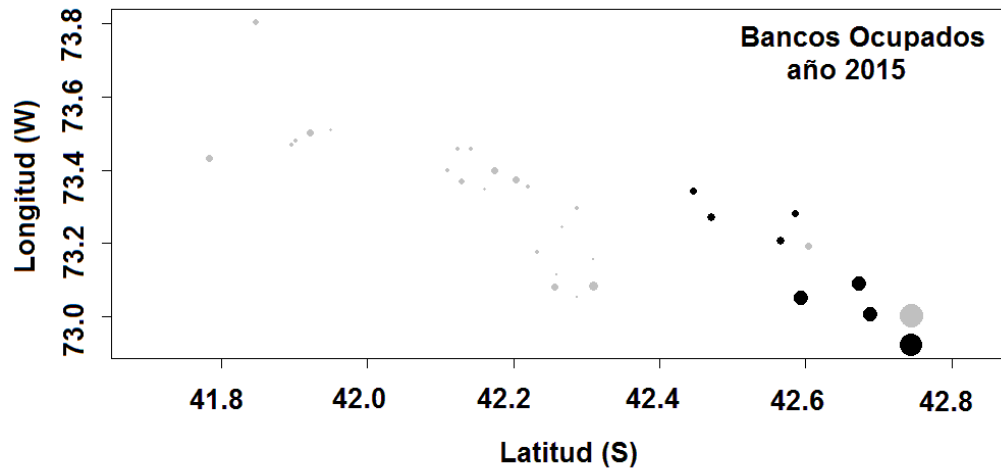


Figura 19. Representaci3n gr3fica de los parches de la metapoblaci3n ocupados en la zona del mar interior de Chilo3. (A) Distribuci3n de parches en el a#o 2000 seg#n Jerez *et al.*, (2000) B) Parches ocupados (c#rculos negros) y desocupados (c#rculos grises) en el a#o 2015. El tama#o del parche corresponde al 3rea estimada del banco.



b) Modelo de Incidencia (Ji)

El modelo de incidencia fue propuesto por Hanski (1994) para proporcionar un modelo que se pudiese aplicar a metapoblaciones reales. Este modelo es "espacialmente explícito" (IFM), el cual difiere del modelo espacialmente realista simple en:

A) Es un modelo de fragmentos estocástico y discreto en el tiempo, siendo una extensión del modelo de cadena lineal Markov de primer orden, al nivel metapoblacional.

b) La escalada del riesgo de extinción con el área del fragmento, y la relación entre la probabilidad de colonización y la tasa de inmigración, se describen con expresiones flexibles.

c) Está construido para permitir la estimación de parámetros con datos de campo, por lo que facilita la aplicación de un modelo a metapoblaciones reales específicas (Hanski, 1999).

Por otra parte, al ser espacialmente explícito, requiere de un mínimo de datos empíricos los cuales son un arreglo espacial de los fragmentos, sus áreas, y los datos de ausencia-presencia de la especie estudiada. El modelo obtiene la probabilidad a largo plazo de que un fragmento esté ocupado (incidencia J_i) como resultado de la colonización (C_i) y extinción (E_i):

Por lo tanto, las ubicaciones de los parches son importantes para la dinámica y por lo deben ser especificadas, incluyendo además la posibilidad de que los parches varíen en tamaño, lo que permite su aplicación a los sistemas intermedios



entre metapoblaciones y sistemas de islas-continente (en el que un gran parche denominado "tierra firme" no tiene ninguna probabilidad de extinci3n). El modelo predice la probabilidad de equilibrio de ocupaci3n de cada parche, como una funci3n de la estructura espacial de toda la metapoblaci3n, es decir en funci3n de las ubicaciones y los tama1os de los parches.

El modelo puede ser definido con las ecuaciones descritas por Hanski (1999):

$$J_i = \frac{C_i}{C_i + E_i - C_i E_i} \quad (1)$$

$$E_i = \frac{e}{A_i^x}, \quad \text{for } A_i \geq e^{1/x} \quad (2)$$

$$M_i = \beta S = \beta \sum_{j \neq i}^R \exp(-\alpha d_{ij}) p_j A_j \quad (3)$$

$$C_i = \frac{M_i^2}{M_i^2 + y^2} = \frac{S_i^2}{S_i^2 + y}, \quad \text{where } y \text{ absorbs } \beta \quad (4)$$

$$J_i = \frac{S_i^2 A_i^x}{S_i^2 A_i^x + ey} = \frac{1}{1 + \frac{ey}{S_i^2 A_i^x}} = \left[1 + \frac{ey}{S_i^2 A_i^x} \right]^{-1} \quad (5)$$

Donde la incidencia J_i en parches i , es definida dos veces: en la ecuaci3n 1 J_i est3 en t3rminos de la colonizaci3n C_i y las tasas de extinci3n E_i , y en la ecuaci3n 5 en t3rminos de la ocupaci3n del parche.

La conectividad (S_i) y el tama1o del parche (A_i) y tres par3metros (x , e , y), los cuales pueden ser estimados a partir de los datos reales, son utilizados para determinar J_i . En la ecuaci3n 2 se define la tasa de extinci3n E como una funci3n del tama1o del parche p_j , el tama1o del parche A_j , la distancia del parche d_{ij} , y un par3metro de dispersi3n especifiko de la especie denominado α . La ecuaci3n 4 define la tasa de colonizaci3n C_i como una funci3n de la conectividad del parche.



El ajuste de la función del modelo Incidencia está basado de la ecuación 5, donde la incidencia está tomada como una función de la conectividad S y el tamaño del parche A, los cuales pueden ser determinados por los datos. La incidencia puede ser parametrizada como un modelo lineal del logaritmo de la probabilidad de la incidencia:

$$J_i = \left[1 + \frac{ey}{S_i^2 A_i^x} \right]^{-1} \quad (6)$$

$$= \frac{1}{1 + \exp(\log(ey) - 2 \log(S_i) - x \log(A_i))} \quad (7)$$

$$\log \left(\frac{J_i}{1 - J_i} \right) = -\log(ey) + 2 \log(S_i) + x \log(A_i) \quad (8)$$

$$\text{logit}(J_i) = \beta_0 + 2 \log S + \beta_1 \log A \quad (9)$$

La ecuación final 9 define un modelo generalizado lineal con función logística. La respuesta variable de la presencia de los parches de la especie es incluida en (pi). Como es una variable binomial, el ajuste de la función de incidencia aplicado se basa en un modelo lineal generalizado estándar (McCullagh & Nelder, 1989), Venables y Ripley (2002), utilizando para esto el logaritmo de la conectividad (logS) y el logaritmo del área (logA) como variables independientes. La representación gráfica resultante, utiliza un color para mostrar la incidencia prevista, donde mayor la coloración a mayor grado de incidencia. Esta grafica fue confeccionada para los dos escenarios anteriormente explicitados.

c) Modelo de Estimación de Parámetros

La estimación de los parámetros utilizados para el modelo es una de las etapas cruciales en la confección de este (Mestre *et al.*, 2016 c). Estos se basan en la descripción realizada por Hanski (1999) y siguieron los cuidados sugeridos por



Etienne *et al.* (2004). El método utilizado para determinar los parámetros fue el de “Regression of snapshot data”, usando una sola instantánea (basado en Oksanen, 2004), el cual es el método más sencillo que se ha descrito, pero proporciona las estimaciones menos confiables de los parámetros (Mestre *et al.*, 2016b). Este método utiliza el volumen de los parches, la estructura espacial y el estado de ocupación.

Los valores utilizados fueron:

Alfa = $3,3 \times 10^{-5}$, el cual relaciona la extinción con la distancia.

x = $6,157579 \times 10^{-2}$, el cual determina el Parámetro de riesgo de extinción.

y = $1,324436 \times 10^{-5}$, el cual determina la probabilidad de colonización.

e = 9.582169×10^{-1} , parámetro que define la probabilidad de extinción en un parche de unidad de área.

Estos fueron calculados considerando la ocupación de todos los parches, propuesto por Jerez *et al.*, 2000 y que corresponde el escenario 1.

Para el escenario 2 fueron recalculados los parámetros, los cuales dieron como resultado:

Alfa = $3,3 \times 10^{-5}$

x = 1,648568

y = $1,51308 \times 10^6$

e = $1,5113748 \times 10^2$



d) Dinámica de Simulación de Ocupación del Paisaje

La simulación de la dinámica del paisaje fue llevada a cabo utilizando las sugerencias de Mestre *et al.*, 2016b, para los dos escenarios anteriormente expuestos. Para esto se creó paisajes aleatorios (representados en forma de gráficos) que sufren cambios dinámicos, como la pérdida de parches y la pérdida de hábitat. En el primer escenario se confeccionó un gráfico con los 32 parches ocupados mientras que en el escenario 2 se confeccionó un gráfico con los 8 parches actuales. En ambos casos los gráficos nos presentan la conectividad que existe en ambos escenarios en los distintos parches.

La transición de un paisaje ocupado en el tiempo t paso a paso de tiempo $t + 1$ se puede conseguir utilizando la función del Modelo de Ocupación de Parches Estocástico (SPOM por sus siglas en inglés) el cual fue descrito por Hanski (1999). Esta función se ejecuta dentro de la simulación de ocupación secuencialmente en un paisaje a lo largo de varios pasos de tiempo. El SPOM es un tipo de modelo que modela el estado de ocupación de la especie en parches de hábitat como una cadena de Markov (Moilanen, 2004). Estos modelos enlazan la información biológica y la información de ocupación, prediciendo la probabilidad de extinción o la colonización de cada parche en un paisaje, dado el estado de ocupación actual de todos los parches (Etienne *et al.*, 2004).

Para evaluar los modelos de ocupación, 3 situaciones fueron propuestas, el primero con ocupación del parche del 100% ($p_{arm} = 100\%$), luego ocupación del 25% ($p_{arm} = 25\%$) y que representa la situación actual, y finalmente un escenario de pérdida del 25% de los parches a partir de la situación actual. A continuación, el modelo SPOM fue considerando los siguientes supuestos:



- 1) **Dispersión definida mediante las ecuaciones de Kernel** “ $D(D_{ij}, \alpha) = \exp(-\alpha \cdot d_{ij})$ ” (Hanski, 1994 y 1999).
- 2) **Conectividad** “ $S_i = \sum (p_j \cdot D(d_{ij}, \alpha) \cdot A_i^{p_j})$ ” (Moilanen, 2004) donde A_i y A_j son las áreas de los parches (parche focal = A_i) y otros parches j , respectivamente y d_{ij} es la distancia entre parches i y j , y p_j es el estatus i de ocupación del parche j (0/1).
- 3) **Función de Colonización:** $C_i = S_i^2 / (S_i^2 + y^2)$ (Hanski, 1994, 1999), el cual es la primera versión de la probabilidad de colonización, e incluye el effect Alle, sin embargo la fuerza de este efecto no puede ser modificado (Hanski (1994)). La probabilidad de colonización fue definida como una función sigmoidea de la conectividad del parche i .
- 4) **Función de Extinción,** definida por $E_i = \min(1, e/A_i^x)$ (Hanski, 1994, 1999).

El gráfico resultante fue el resultado de la repetir 100 veces la simulación, para cada uno de los dos escenarios expuestos (32 parches ocupados y 8 parches ocupados). Los argumentos utilizados se especifican en la **Tabla 4**.

**Tabla 4.**

Argumentos, descripci3n y c3digo utilizado en el desarrollo del modelo Modelo de Ocupaci3n de Parches Estoc3stico (SPOM por sus siglas en ingl3s) propuesto por Hanski (1999) y desarrollado a trav3s del paquete MetaLandSim del software R.3.3. (Mestre *et al.*, 2016 a, b y c).

Argumentos	Descripci3n	C3digo utilizado
iter	N3mero de repeticiones de iteraci3n.	100
mapsize	Tama3o del paisaje en metros	150000
dist_m	Distancia media entre parches	0,01207315
meanarea	3rea Media (Ha)	37,67
sd	Desviaci3n est3ndar del 3rea	23,7
Npatch	Numero de parches	Scenario 1: 32 Scenario 2: 8
disp	Dispersi3n (m)	30000
span	N3mero de a3os simulados	15
par1	Creaci3n simult3nea y destrucci3n de parches	stoc
par2	Par3metro creaci3n	northerndness
Par3	Par3metro de destrucci3n	southerndness
method	Porcentaje de parches ocupados por la especie	porcentaje
parm	ocurrencia	50
nsew	Punto de entrada de la especie al paisaje	E (Este)
succ	Estado biol3gico de la llegada de la especie (Juliana= larvas)	early

3.2 Resultados

3.2.1 Modelo de Incidencia (Ji)

En la **Figura 20** se presenta la representación gráfica del modelo de incidencia de los parches de *Tawera gayi*, bajo el Escenario 1 de la presencia de los 32 bancos (7A) y el Escenario 2 con 8 bancos. La incidencia de los bancos de la zona sureste (Los Desertores) por el tamaño descrito por Jerez *et al.*, (2000) son identificados por el modelo como los de mayor incidencia sobre el resto de los bancos, quedando demostrado con mayor relevancia en el modelo del Escenario 2.

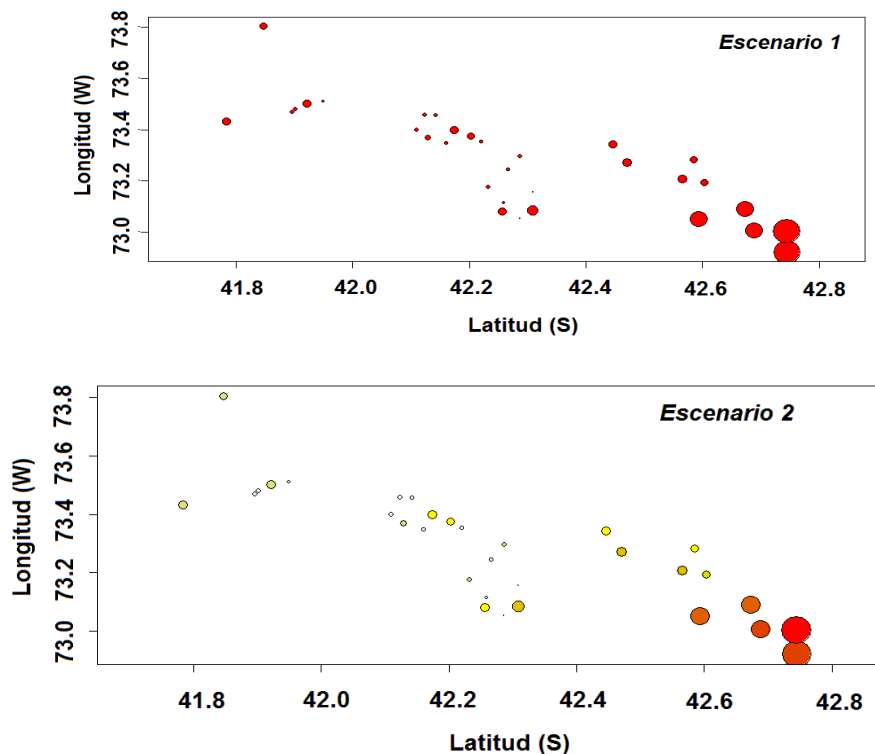


Figura 20. Representación gráfica del modelo de Incidencia de ambos escenarios (1= 32 bancos; 100 % de éxito de los bancos; 2 = 8 bancos; 25 % de éxito de los bancos). Mientras mayor el tamaño y la intensidad del color rojo, mayor es la incidencia del banco en la metapoblación.

Dinámica de Simulación de Ocupación del Paisaje

La **Figura 21** representa el modelo que simula la conectividad “espacialmente explícita” de los bancos de *Tawera gayi* bajo ambos escenarios. En este se aprecia que en el caso de la presencia de los 32 bancos, la dispersión mínima para lograr una conexión de más del 80% de los bancos se logra a los 30 km de dispersión. Esto sugiere que si esta dispersión aumenta, la conectividad también lo hace, y viceversa (8A). La dispersión mínima necesaria para lograr la conectividad en el segundo escenario se logra a los 20 km, aunque el área de dispersión disminuye en 2/3 del escenario 1.

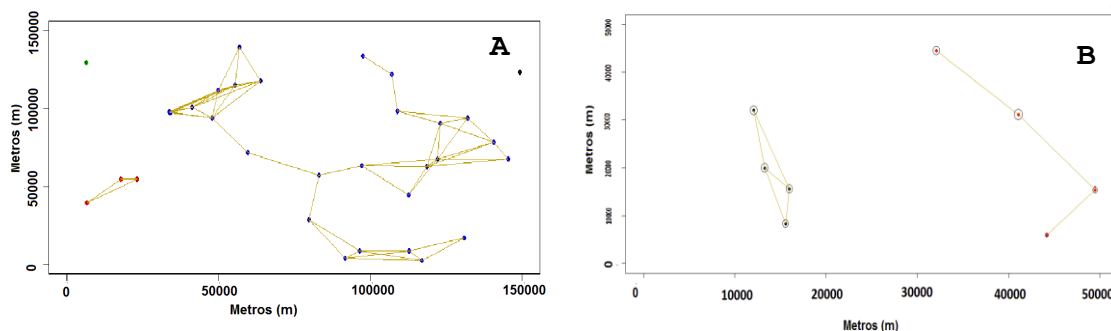


Figura 21. Representación gráfica de la conectividad entre bancos para los dos escenarios experimentales. A) Escenario de 32 bancos y un área de 150 km², con 30 km de dispersión. B) Escenario de 8 bancos distribuidos en 50 km², con 20 km de dispersión.

La **Figura 22** representa la simulación de ocupación del paisaje, por parte de los bancos de *Tawera gayi* bajo tres situaciones. La primera con 100% de ocupación (A) y que es la situación descrita por Jerez *et al.* (2000). La segunda representa los 32 bancos iniciales, pero con un 25% de ocupación de los bancos (B) y finalmente una tercera situación donde los 8 bancos de la situación 2 con el mismo porcentaje de ocupación (ie. 25%). En esta simulación se puede observar

la disminución de los parches paulatinamente, hasta llegar a un tiempo 3 de solo dos parches sobrevivientes.

Finalmente en la **Figura 23** se observa la simulación a 15 años de los escenarios en estudio donde se observa para el caso del área promedio que en el escenario 1 (**Figura 23A**) la tendencia sugiere que el área promedio de los bancos se mantendría relativamente estable, mientras que en el escenario 2 (**Figura 23A**) se observa una disminución de esta área pero a partir del año 12 esta tendencia tiende a recuperarse. Una tendencia similar se observa en la distancia promedio de los bancos, salvo que en el escenario dos, la distancia entre bancos es el doble a la del escenario 1, lo que sugiere que al estar más separados los bancos es muy difícil lograr una recuperación de los bancos a la situación ideal (**Figura 23 C y D**).

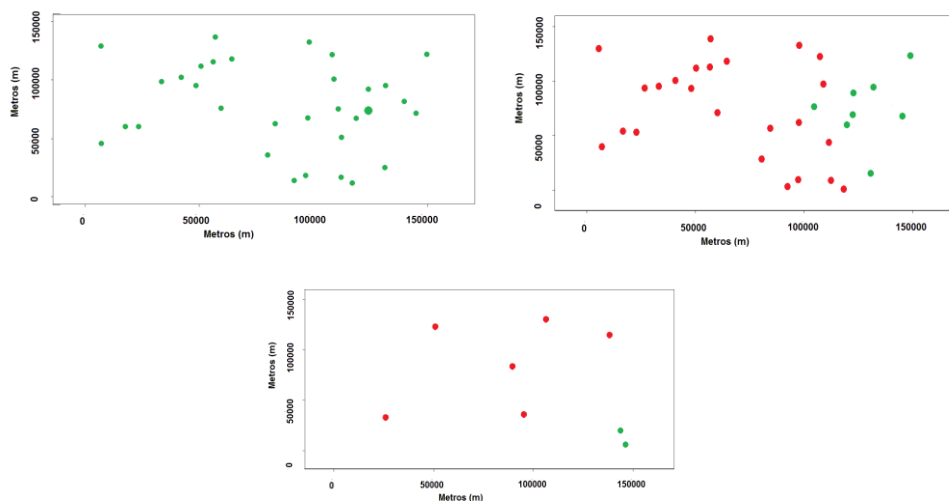


Figura 22. Simulación gráfica de la ocupación del paisaje de los bancos de juliana bajo tres situaciones A) 32 bancos con 100% de ocupación, B) 32 bancos con 25% de ocupación y C) 8 bancos con 25% de ocupación.



En cuanto al número de bancos en ambos casos vemos una mantención del número inicial de bancos en las proyecciones de ambos escenarios en estudio (**Figura 23 E y F**) pero en la ocupación de los bancos en el escenario 2 se observa una disminución del porcentaje de ocupación (**Figura 23H**), lo que sugiere un pérdida de los bancos en el marco de 8 años, situación que se refuerza en el análisis de Turnover. En este sentido la simulación permite señalar que, actualmente, la conectividad de los bancos se encuentra fuertemente afectada.



Figura 23. Resultado de la modelaci3n SPOM para los dos escenarios durante 15. Los gr3ficos son el resultado de 100 iteraciones.



C3digos desarrollados utilizando el paquete de R para la simulaci3n del rango de expansi3n de la poblaci3n de juliana

```
#####Cargamos los paquetes necesarios#####  
#BiocGenerics  
#Biobase  
#BoicInstaller  
#tcltk  
#MetaLandSim  
#####Cargamos los archivos que  
necesitamos#####.  
#cargamos el archivo Jul. Este archivo debe contener las  
siguientes columnas x.crd; y.crd; A; p; p2.  
jul  
# ejemplo  
#n    x.crd    y.crd    A    p p2  
#1  42.74528  72.92222  240.0  1  1  
#Cragamos el archivo Jul1. Este archivo contiene las  
siguientes columnas # ID, x, y, 3rea, mc.  
Jul1  
#Ejemplo  
#n    x.crd    y.crd    A    p p2  
#1  42.74528  72.92222  240.0  1  1  
#####Creacion del primer grafico: distribucion  
de parches#####  
summary(jul)  
attach(jul)  
plot(x.crd, y.crd, asp = 0.5, xlab = "", ylab = "", cex =  
sqrt(A *0.09),pch = 21, col = p + 8, bg = 5 * p)
```



```
##Este plot es Basic plot of occupied and empty
metapopulation patches. En este caso los parches estan todos
completos
###por que asumimos las condicion expuesta por Jerez et al
2000.
#####Creacion del modelo de función de
incidencia#####
##Este modelo fue formulado por Hanski (1994, J. Anim Ecol
63:.. 151 a 162)
#para proporcionar un modelo razonablemente realista que se
podría aplicar
#a metapoblaciones reales. Es "especialmente explícito":
#por lo que las ubicaciones de los parches son importantes
#para la dinámica y por lo tanto deben ser especificadas.
#También permite que los parches a varían en tamaño;
#esto hace que sea aplicable a los sistemas intermedios entre
metapoblaciones
#en el sentido estricto y sistemas de islas-continente
#(en el que un gran "tierra firme" no tiene ninguna
probabilidad de extinción).
#El modelo predice la probabilidad de equilibrio de ocupación
#de cada parche, como una función de la estructura espacial
#de toda la metapoblación
#(es decir, las ubicaciones y los tamaños de los parches).
# Por lo tanto, sus parámetros pueden estimarse a partir
#de la ocupación de parches observada en una sola vez,
#sin medir directamente las tasas de colonización y
extinción.
#(Las estimaciones de curso son mejores, y más generalmente
aplicable,
```



```
#si la ocupación se puede observar en una serie de momentos
diferentes.)
d <- dist(cbind(x.crd, y.crd))
alpha <- 1
edis <- as.matrix(exp(-alpha * d))
diag(edis) <- 0
edis <- sweep(edis, 2, A, "**")
S <- rowSums(edis[, p > 0])
#aplicamos el modelo
mod <- glm(p ~ offset(2 * log(S)) + log(A), family =
binomial)
#revisamos el modelo
summary(mod)
#corremos la formula
glm(formula = p ~ offset(2 * log(S)) + log(A), family =
binomial)

#####número de iteraciones Fisher Scoring
#The parameters of the incidence function are:

beta <- coef(mod)
(xhat <- beta[2])
(A0 <- min(A[p > 0]))
(ey <- exp(-beta[1]))
(etilde <- A0^xhat)
(ytilde <- ey/etilde)
#####In plotting the results, it is natural to use colour to
show the predicted
#incidence
col <- heat.colors(100)[99 * (1 - fitted(mod)) + 1]
```



```
plot(x.crd, y.crd, asp = 0.5, xlab = "", ylab = "", pch =
21,col = "black", bg = col, cex = sqrt(A * 0.09))
####como todos los parches tenian 100% de habitabilidad en
Jerez et al 2000 todos
####tienen una incidencia alta.

#####Definicion de los parametros#####
#lo primero que haremos es transformar la base de datos Jul1
en una clase de metapoblacion.
Jul1.met <- convert.graph(dframe=Jul1, mapsize=1500000,
dispersal=30000)
Jul1.met
summary_metapopulation(object=Jul1.met)
#Jul1.met es un tabla de datos tipo metapoblacion, por lo que
podemos crear los parametros.
param1 <- parameter.estimate (sp=Jul1.met, method="Rsnap_1")
param1

#####creamos landscape class con
distribucion al azar#####
#Example to create a random landscape graph with 32 patches
with a mean area
#of 0.05 hectares.
#The landscape mosaic is a square with 150000 meters side.
#The species mean dispersal ability is 120 meters (in order
to connect the patches).
#A plot with the landscape graph is displayed graphically.
Jul1.landscape<-rland.graph(mapsize=150000, dist_m=5,
areaM=37.67188, areaSD=21.74, Npatch=32,disp=30000,
plotG=TRUE)
```



```
class(Jul1.landscape)
Jul2.landscape<-rland.graph(mapsize=150000, dist_m=5,
areaM=37.67188, areaSD=21.74, Npatch=8,disp=30000,
plotG=TRUE)
class(Jul2.landscape)
#####algunas características del archivo Jul1.landscape
cluster.graph(rl=Jul1.landscape)
#####Produce an edge (links) data frame: Devuelve
una trama de datos
#con la información sobre
#las conexiones entre parches (suponiendo conexiones
binarias).
edge_df <- edge.graph(rl=Jul1.landscape)
#Computing matrix of topological distances:
matrix.graph(rl=Jul1.landscape, mat="top_matrix")
#Computes landscape connectivity metrics
metrics.graph (rl=Jul1.landscape, metric="AWF")
#####Graphical display of the
landscape
#para datos landscape
plot_graph(rl=Jul1.landscape, species=FALSE, links=TRUE)
#PARA DATOS METAPOBLACION
plot_graph(rl=Jul1.met, species=TRUE, links=FALSE)

#####Vamos a Simulate landscape occupation
sp1 <- species.graph(rl=Jul1.landscape, method="percentage",
parm=100, nsew="E", plotG=TRUE)
sp1 <- species.graph(rl=Jul1.landscape, method="percentage",
parm=25, nsew="E", plotG=TRUE)
```



```
sp2 <- species.graph(rl=Jul2.landscape, method="percentage",
  parm=100, nsew="E", plotG=TRUE)
sp2 <- species.graph(rl=Jul2.landscape, method="percentage",
  parm=25, nsew="E", plotG=TRUE)
#####SPOM Models structured
#####by the spatial structure of the landscape
#####(`stochastic patch occupancy models =
SPOMs)

#despues de tener la informacion necesaria, corremos el spom

sp_t1 <-
spom(Jul1.met, kern="op1", conn="op1", colnz="op1", ext="op1", par
am_df=param1, b=1, c1=NULL, c2=NULL, z=NULL, R=NULL)
names(sp_t1)

#Simulating occupation in dynamic landscape

it1 <- iterate.graph(iter = 100, mapsize = 150000, dist_m =
0.01207, areaM = 37.67188, areaSD= 21.74, Npatch = 32, disp =
30000, span = 15, par1 = "stoc", par2 = 2, par3 = 2, method =
"percentage", parm = 50, nsew = "E", succ = "early", param_df =
param1, kern = "op1", conn = "op1", colnz = "op1", ext = "op1", b
= 1, graph = TRUE)
julahora
summary(julahora)
attach(julahora)
plot(x.crd, y.crd, asp = 0.5, xlab = "", ylab = "", cex =
sqrt(A *0.09), pch = 20, col = p + 8, bg = 5* p)
d <- dist(cbind(x.crd, y.crd))
```



```
alpha <- 1
edis <- as.matrix(exp(-alpha * d))
diag(edis) <- 0
edis <- sweep(edis, 2, A, "**")
S <- rowSums(edis[, p > 0])
#aplicamos el modelo
mod <- glm(p ~ offset(2 * log(S)) + log(A), family =
binomial)
#revisamos el modelo
summary(mod)
#corremos la formula
glm(formula = p ~ offset(2 * log(S)) + log(A), family =
binomial)

#####número de iteraciones Fisher Scoring
#The parameters of the incidence function are:

beta <- coef(mod)
(xhat <- beta[2])
(A0 <- min(A[p > 0]))
(ey <- exp(-beta[1]))
(etilde <- A0^xhat)
(ytilde <- ey/etilde)
#####In plotting the results, it is natural to use colour to
show the predicted
#incidence
col <- heat.colors(100)[99 * (1 - fitted(mod)) + 1]
plot(x.crd, y.crd, asp = 0.5, xlab = "", ylab = "", pch =
21,col = "black", bg = col, cex = sqrt(A * 0.09))
```



####como todos los parches tenian 100% de habitabilidad en
Jerez *et al* 2000 todos
####tienen una incidencia alta.

#####Definicion de los
parametros#####
#lo primero que haremos es transformar la base de datos Jul1
en una clase de metapoblacion.
Jul1.met <- convert.graph(dframe=Jul1aho, mapsize=1500000,
dispersal=30000)
Jul1.met
summary_metapopulation(object=Jul1.met)
#Jul1.met es un tabla de datos tipo metapoblacion, por lo que
podemos crear los parametros.
param1 <- parameter.estimate (sp=Jul1.met, method="Rsnap_1")
param1



3.2 Referencias bibliográficas

- Bunn A. G., D. L. Urban & T. H. Keitt. 2000. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* (2000) 59, 265–278.
- Calabrese JM y Fagan WF. 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Front Ecol Environ* 2004; 2(10): 529–536.
- Cantwell M & R Forman. 1993. Landscape graphs: Ecological modeling with graph theory to detect configurations common to diverse landscapes. *Landscape Ecology* vol. 8 no. 4 pp 239-255.
- DHI, 2014. Mike3D, User guide and reference manual. Danish Hydraulic Institute, Denmark.
- Etienne, R. S., ter Braak, C. J., and Vos, C. C. (2004). Application of stochastic patch occupancy models to real metapopulations. In Hanski, I. and Gaggiotti, O.E. (Eds.) *Ecology, Genetics, and Evolution of Metapopulations*. Elsevier Academic Press. 696 pp.
- Fundación Chinquihue 2007. Evaluación del estado de situación del recurso juliana (*Tawera gayi*, hupe 1854) en bancos de Chiloé interior, región de los lagos.
- Galpern, P., Manseau, M., Fall, A., 2011. Patch-based graphs of landscape connectivity: a guide to construction, analysis and application for conservation. *Biol. Conserv.* 144, 44e55. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.002>.
- Hanski, I. (1994). A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology*, 63:151-162.



- Hanski, I. A., and M. E. Gilpin, editors. 1996. *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press, New York, New York, USA.
- Hanski, I., Simberloff, D., 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation. In: Hanski, I., Gilpin, M.E. (Eds.), *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution*. Academic Press, San Diego, pp. 5–26.
- Hanski, I. & Gilpin, M.E. 1997. *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution*. Academic Press, San Diego.
- Hanski, I., 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, New York.
- Ims, R.A., 2005. The role of experiments in landscape ecology. In: Wiens, J.A., Moss, M.R. (Eds.), *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 70e78.
- Jerez G., Miranda H., Romero C., Espejo V. 2000. Pesca de investigación (*Tawera gayi*) en la Décima Región. Informe Final Subpesca. 81 pp.
- McCullagh, P. and J. A. Nelder. 1989. *Generalized Linear Models*. Second ed. London: Chapman and Hall.
- Menor, E.S., and Urban, D.L. 2008. A Graph-Theory Framework for Evaluating Landscape Connectivity and Conservation Planning. *Conservation Biol*, 22: 297-307.
- Mestre, F., Canovas, F., Pita, R. Mira, A., P. Beja. 2016. (A) Package 'MetaLandSim'.
- Mestre, F. Canovas, R. Pita, A. Mira, P. Beja. 2016. (B) Landscape Occupation Simulation in Dynamic Landscapes.



- Mestre, F. Canovas, R. Pita, A. Mira, P. Beja. 2016. (C). Model Parameter Estimation.
- Mestre, F., Canovas, F., Pita, R. Mira, A., P. Beja. 2016. (D) An R package for simulating metapopulation dynamics and range expansion under environmental change. *Environmental Modelling & Software* 81 (2016) 40-44.
- Moilanen, A. 2004. SPOMSIM: software for stochastic patch occupancy models of metapopulation dynamics. *Ecological Modelling*, 179(4), 533-550.
- Oksanen, J. (2004). Incidence Function Model in R. url:<http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/openmeta/metafit.pdf>.
- Peck, S. L. 2004. Simulation as experiment: a philosophical reassessment for biological modelling. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(10), 530-534.
- Pinilla, E., M. Arriagada, G. Soto, C. Ruiz, P. Reche 2015. Informe final. Determinación de los patrones de circulación en los mares interiores de la región de Magallanes. Proyecto ASIPA – MINECOM. 183 p+Anexos.
- Ricotta, C., Stanisci, A., Avena, G.C., and Blasi, C. 2000. Quantifying the network connectivity of landscape mosaics: a graph-theoretical approach. *Community Ecology*, 1:89-94.
- Urban D & T Keitt, 2001; Landscape Connectivity: A Graph-Theoretic Perspective. *Ecology*, Vol. 82, No. 5 (May, 2001), pp. 1205-1218.
- Venables WN & BD Ripley. 2002. *Modern Applied Statistics with S*. 4° Ed. 595 pp.
- Zurell D, Jeltsch F, Dormann CF, Schröder B (2009): Static species distribution models in dynamically changing systems: how good can predictions really be? *Ecography* 32: 733-744.

A N E X O 7

Lista de citas obtenidas en ASFA mediante
proquest para *Tawera gayi*



Lista de citas obtenidas en ASFA mediante Proquest para *Tawera gay*

Año	Título	Autores	Documento	Cita	Clasificación
1975	Considerations on the reproduction of the chionid clams	Schuldt, Mlnst.A	Journal Article	Physis Riv. Soc. Argent. Cienc. Nat. , B. Aires. Vol. 34A, no. 88, pp. 13	Reproduccion y Desarrollo
1994	Borings on subfossil and modern specimens of two bival	Gordillo, SCONK	Journal Article	Ameghiniana. Buenos Aires [AMEGHINIANA]. Vol. 31, no. 2, pp. 177-18	Paleontologia
1996	Aspects of the population dynamics of six bivalve speci	Urban, H-JINVE	Journal Article	Archive of fishery and marine research/Archiv fur Fischerei- und Meer	Dinamica Poblacional
1996	Age and grow th of the clam <i>Taw era gayi</i> (Hupe) from G	IslaMinisterio de	Journal Article	Naturalia Patagonica Ciencias Biologicas [Naturalia Patagonica Cienc. B	Edad y Crecimiento
1997	Final Report. Seguimeinto Program of the status of major	Barahona Toled	Report	Instituto de Fomento Pesquero, Valparaiso. 95 p. 1997.	Pesquerias
1997	Final Report. 94-23 FIP stock assessment methods in so	Jerez Aranda, C	Report	Instituto de Fomento Pesquero, Valparaiso. v, 41 p. 1997.	Pesquerias
1998	Final Report. Situation benthic fisheries Research Projec	Barahona Toled	Report	Instituto de Fomento Pesquero, Valparaiso. 4 t. p. 1998.	Pesquerias
1999	Final Report. Research situation benthic fisheries, 1998.	Barahona Toled	Report	Instituto de Fomento Pesquero, Valparaiso. 3 t. p. 1999.	Manejo
1999	Holocene molluscan assemblages in the Magellan region	Gordillo, SCentr	Book Monogra	Magellan-Antarctic: Ecosystems that drifted apart. Vol. 63,supl 1, pp. 1	Paleontologia
2000	Final Report. Fisheries Research <i>Taw era gayi</i> Region X.	Jerez Aranda, C	Report	Instituto de Fomento Pesquero, Valparaiso. 40 p. 2000.	Manejo
2001	Final Report. Research situation benthic fisheries, 2000.	Barahona Toled	Report	Instituto de Fomento Pesquero, Valparaiso. 108 p. 2001.	Pesquerias
2002	Final Report. Analysis and validation information benthic	Barahona Toled	Report	Instituto de Fomento Pesquero, Valparaiso. 31 p. 2002.	Pesquerias
2002	Final Report. Research situation benthic fisheries, 2001,	Barahona Toled	Report	Instituto de Fomento Pesquero, Valparaiso. 140 p. 2002.	Pesquerias
2003	Final Report. Research situation benthic fisheries, 2002,	Barahona Toled	Report	Instituto de Fomento Pesquero, Valparaiso. 138 p. 2003.	Pesquerias
2005	Formless final phase the lInd. Program of follow -up of th	Barahona Toled	Report	Instituto de Fomento Pesquero, Valparaiso. 1 disco optico. 2005.	Pesquerias
2005	Population dynamics of the venerid bivalve <i>Taw era gayi</i>	Lomovasky, B J	Journal Article	Journal of Applied Ichthyology [J. Appl. Ichthyol.]. Vol. 21, no. 1, pp. 64	Dinamica Poblacional
2006	Final report. Follow -up of the condition of situation of the	Barahona Toled	Report	Instituto de Fomento Pesquero, Valparaiso. 133 p. 2006.	Pesquerias
2006	The presence of <i>Taw era gayi</i> (Hupe in Gay, 1854) (Ven	Gordillo, SA v. V	Journal Article	Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology [Palaeogeogr., Pal	Paleontologia
2007	Reproductive cycle and ENERGY content of <i>Taw era gay</i>	Morriconi, ECen	Journal Article		Reproduccion y Desarrollo
2008	Final Report. Research situation benthic fisheries, 2007.	Barahona Toled	Report	Instituto de Fomento Pesquero, Valparaiso. 127 p. 2008.	Pesquerias
2008	Final Report. Benthic fisheries research situation, 2007.	Barahona, Nlnst	Report	Instituto de Fomento Pesquero, Valparaiso. 127 p. 2008.	Pesquerias
2009	Middle-Late Holocene palynology and marine mollusks fr	CandelDepartan	Journal Article		Paleontologia
2010	Final Report. Research situation benthic fisheries, 2009.	Barahona Toled	Report	Instituto de Fomento Pesquero, Valparaiso. 125 p. 2010.	Pesquerias
2011	Final Report. Comprehensive advice for decision-making	Barahona Toled	Report	Instituto de Fomento Pesquero, Valparaiso. 34 h. p. 2011.	Pesquerias
2011	Final Report. Comprehensive advice for decision-making	Barahona Toled	Report	Instituto de Fomento Pesquero, Valparaiso. 178 p. 2011.	Dinamica Poblacional
2011	Shell variability in <i>Taw era gayi</i> (Veneridae) from souther	Gordillo, Sandra	Journal Article		Paleontologia
2011	Testing ecological and environmental changes during the	Gordillo, Sandra	Journal Article		Paleontologia
2013	Latin American Rights-based Fisheries Targeting Sedent	Orensanz, J MC	Book Monogra	Rights-based Management in Latin American Fisheries. no. 582, pp. 1-6	Pesquerias
2013	MURICID DRILLING PREDATION AT HIGH LATITUDES: INS	Martinelli, Julieta	Journal Article		Manejo

A N E X O 8

Actividades realizadas en la ejecución del
proyecto FIPA 2014-20

**Actividades realizadas en la ejecución del proyecto FIPA 2014-20**

Fecha	Actividad	Resultados	Personal en Terreno	Observaciones
27- 29/01/2015	Contactos y cotizaciones de embarcaciones (Chiloé)	3 posibles embarcaciones	C. Vega y A. González	Mejor Propuesta "Viviana VI", Sr Julián Uribe M.
08/02/2015	Reunión de coordinación con SPPA-FIP (Valparaíso.)	Objetivos logrados	L. Ariz, C. Vega y A. González	Se debe realizar presentación de proyecto a zonal de pesca X región
09-12/02/2015	Capacitación en QTC View (Valparaíso)	Objetivos logrados	L. Ariz, C. Vega y A. González	Se debe repetir capacitación en X región en mar.
05- 06/03/15	Repaso teórico uso de QTC en (Puerto Montt)	Objetivos logrados	C. Vega, A. González y A. Lebtun	Pendiente repaso en mar y calibraciones de prueba
10/03/2015	Presentación Proyecto FIP Juliana, Zonal de pesca Sr. Juan Gutiérrez (Puerto Montt)	Objetivos logrados	C. Vega y A. Lebtun	Propone realizar Presentación a Comité de manejo de Juliana y extraer muestras de sedimento en todas las campañas.
17- 19/03/2015	Prueba de QTC en R.M Putemún	Objetivos logrados	C. Vega, A. González, A. Lebtun y W. Murillo	Se calibraron 7 tipos de fondos incluyendo con Choro zapato
31/03/2015	Reunión con Julián Uribe para afinar detalles del arriendo y posterior crucero.	Objetivos logrados	C. Vega y A. Lebtun	Se llega a acuerdo y se define realizar el crucero del muestreo piloto la segunda semana de mayo.
20/04/2015	Reunión con equipo de F. Chinquihue sobre FIP Juliana	Objetivos logrados	C. Vega, A. González, A. Lebtun M. Carvajal y M. Leal	Ofrecen apoyo en realización de proyecto y envían información de proyectos anteriores
04-13/05/2015	Crucero Muestreo Piloto	Objetivos logrados	C. Vega, A. González, A. Lebtun	Se evaluaron dos bancos, Bajo Nihuel e Isla Quenac.
17/06/2015	Realización de Taller de trabajo y entrevista e expertos (Puerto Montt)	Objetivos logrados	L. Ariz, L. Figueroa, C. Vega, A. González, A. Lebtun	Asistieron un total de 21 personas entre personeros de SPPA, Zonal de pesca, SERNAPESCA, expertos nacionales, pescadores, armadores, comerciantes e IFOP.
24/06/2015	Entrega de Informe de Avance	Entregado		



Fecha	Actividad	Resultados	Personal en Terreno	Observaciones
06-15/08/2015	1° EVADIR FIP-Juliana.	Sondeo con QTC en tres sectores Talcán, Naranja y Chuit y Evadir en dos, Talcán y Naranja.	C. Vega y A. Lebtun	Por condiciones climáticas se debió aplazar para la 2° campaña el Evadir de Chuit.
18/08/2015	Mantenimiento de equipos electrónicos y mecánicos.	Se realiza mantenimiento a equipos electrónicos y motores para su correcto funcionamiento.	C. Vega y A. Lebtun	Equipos óptimos para la 2° campaña.
19/08/2015	Procesamiento de informaci3n levantada en el 1° Evadir	-Elaboraci3n de planillas Exell con datos de Evadir. -Procesamiento de datos de QTC. Ordenamiento de Videos y fotos. -Elaboraci3n de mapas.		
14 al 23/10/2015	Realizaci3n de 2° Evadir para los bancos de Alao, Apiao, Caguach y Quenac. Solamente QTC en los Bancos de Apiao y Quenac., Adem3s se tomaron 16 muestras de sedimentos (2 por bancos)	Se proyecta realizar la segunda campaña de Evadir para la fecha mencionada, observando el cambio en las condiciones climáticas y de Marea	C. Vega, A. Lebtun y A. Gonzalez	Se informará cualquier cambio en la planificaci3n antes señalada.
27/10/2015	Entrega de Muestras de Sedimento a Laboratorio Linnaeus Ltda.	Objetivo logrado	C. Vega, A. Lebtun	Se entregaron 16 muestras de sedimento para Materia Orgánica y Granulometría, dos muestras por Banco
11/11/2015	Recepci3n del informe de resultados de las muestras de sedimento			Informe escaneado y archivado se sube a Dropbox compartido.



Fecha	Actividad	Resultados	Personal en Terreno	Observaciones
09 al 18/12/2015	3° Crucero de Evaluación directa y QTC del recurso Juliana	Objetivos logrados	C. Vega, A. González, A. Lebtun	Se realizó EVADIR en los Bancos de Apiao, Bajo Nihuel, Naranjo y Tirúa. Solamente QTC en los Bancos de Bajo Nihuel, Naranjo y Tirúa, Además se sacaron 34 muestras de sedimentos.
18/12/2015	Entrega de Muestras de Sedimento a Laboratorio Linnaeus Ltda.	Objetivos logrados	C. Vega, A. Lebtun y A. Gonzalez	Se entregaron 34 muestras de sedimento para Materia Orgánica y Granulometría.
20/01/2016	Recepción del informe de resultados de las muestras de sedimento	Objetivos logrados		Informe escaneado y archivado se sube a Dropbox.
20 al 29/01/2016	4° Crucero de Evaluación directa y QTC del recurso Juliana	Objetivos logrados	C. Vega, A. González, A. Lebtun	Se realizó EVADIR en los Bancos de Alao, Caguach, Chuit y Quenac. Solamente QTC en los Bancos de Apiao, Chuit y Quenac, Se recogieron 36 muestras de sedimentos.
29/01/2016	Entrega de Muestras de Sedimento a Laboratorio Linnaeus Ltda.	Objetivos logrados	C. Vega, A. Lebtun y A. Gonzalez	Se entregaron 36 muestras de sedimento para Materia Orgánica y Granulometría.
24/02/2016	Recepción del informe de resultados de las muestras de sedimento	Objetivos logrados	C. Vega	Informe escaneado y archivado se sube a Dropbox.
12/02/2016	Participación como invitados (colaboradores) a exponer el desarrollo del proyecto Fip 2014-20 en la 1° Sesión del Comité de Manejo recurso Juliana Región de los Lagos.	Objetivos logrados	C. Vega	Se realiza una presentación en la cual se describe los objetivos generales y específicos, además de las diferentes actividades realizadas en el marco del proyecto FIP 2014-20.
Marzo, Abril - Mayo	Procesamiento de información, análisis, edición de videos, preparación de pre-informe final			Preparación de Pre Informe Final



14/07/16	Presentaci3n de resultados en Puerto Montt	Objetivos logrados	L. Ariz, L. Figueroa, C. Vega, A. Gonz1lez y A. Lebtun	Se presentan resultados a GTA Juliana, con representantes de SERNAPESCA, SPPA, empresas procesadoras, Fundaci3n Chiquihue, IFOP
15/07/16	Presentaci3n de resultados en Ancud	Objetivos logrados	L. Ariz, C. Vega y L. Figueroa	Se presentan resultados a Comit3 Manejo GTA Juliana, con representantes de SERNAPESCA, SPPA, empresas procesadoras, pescadores, IFOP
18/07/16 al 10/08/16	Respuesta a observaciones de Pre Informe Final			Preparaci3n y entrega de Informe Final al FIP

A N E X O 9

Base datos proyecto FIPA 2014-20

(Incluida en Cd presentado al comienzo de documento)

A N E X O 10

Archivos digitales de actividades de muestreos

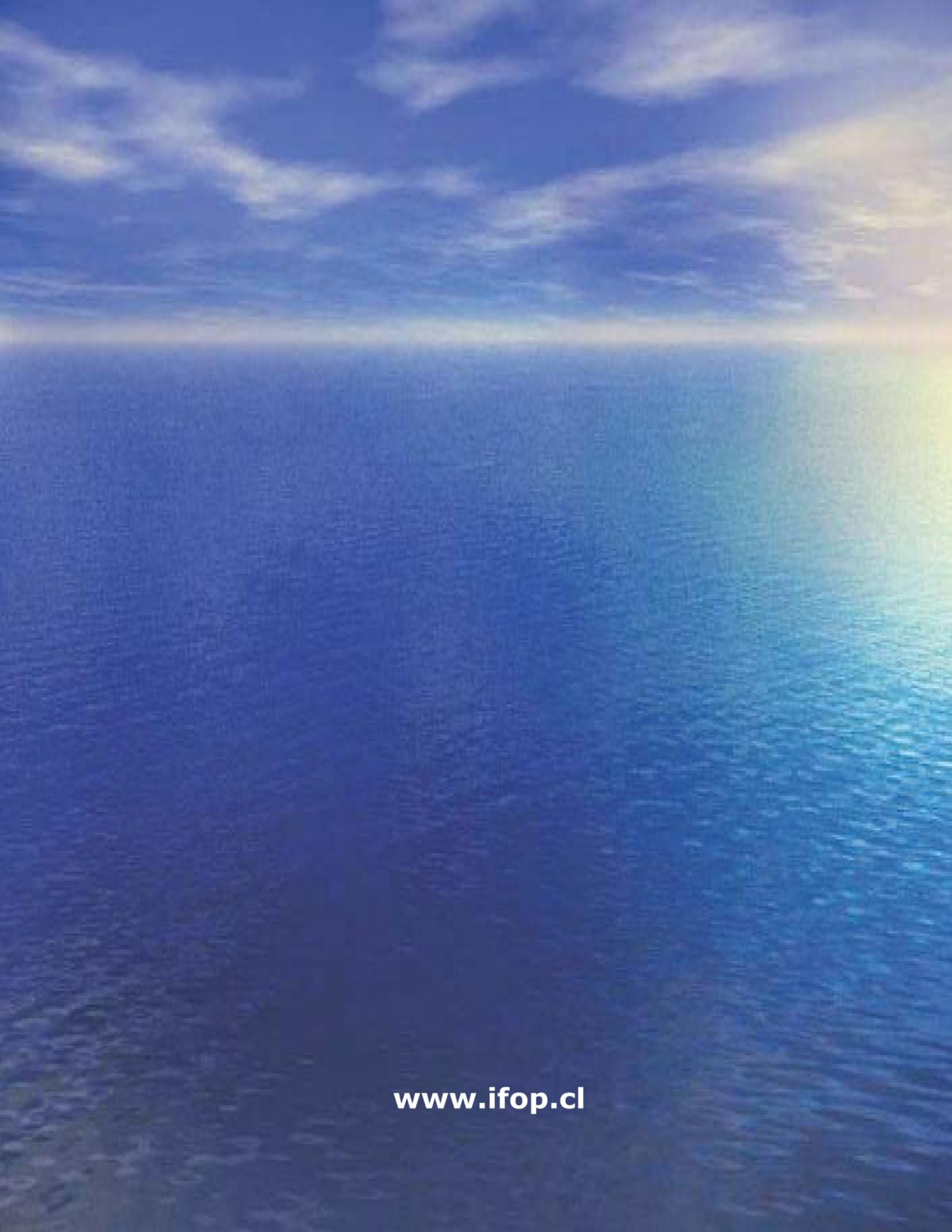
FIPA 2014-20 (Filmaciones submarinas)

(Incluida en DVD presentado al comienzo de documento)



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

Sección Ediciones y Producción
Almte. Manuel Blanco Encalada 839,
Fono 56-32-2151-500
Valparaíso, Chile
www.ifop.cl



www.ifop.cl