



UNIVERSIDAD DE CHILE - FACULTAD DE CIENCIAS - ESCUELA DE PREGRADO

**EXPOSICIÓN Y VULNERABILIDAD A MAREAS ROJAS DE COMUNIDADES
RURALES COSTERAS EN LA ISLA GRANDE DE CHILOÉ**

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile en cumplimiento parcial de los
requisitos para optar al Título de Bióloga ambiental

GABRIELA ALEJANDRA ANRIQUEZ MAURICIO

Dr. Víctor H. Marín
Director del Seminario de Título
Dr. Antonio Tironi
Codirector del Seminario de Título

Octubre, 2020

Santiago – Chile

INDICE DE CONTENIDOS

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. FLORACIONES ALGALES NOCIVAS EN LA ZONA COSTERA DE LA ISLA GRANDE DE CHILOÉ	1
1.2. MICROALGAS NOCIVAS EN CHILOÉ	3
1.3. LAS FAN COMO UN FACTOR DE RIESGO SOCIAL EN CHILOÉ	6
1.4. LA MODELIZACIÓN HIDRODINÁMICA	9
1.5. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	10
2. OBJETIVOS	12
3.1. OBJETIVO GENERAL	12
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	12
3. MÉTODOS	13
3.1. ÁREA DE ESTUDIO.....	13
3.2. <i>Modelo numérico</i>	16
3.3 EXPOSICIÓN	17
3.3.1. <i>Modelo de dispersión desde puntos clave</i>	19
3.3.2. DESCARGA DESDE CAJAS DE MONITOREO.....	21
3.4 VULNERABILIDAD ECONÓMICA DE LAS COMUNIDADES A LAS FAN.....	22
4. RESULTADOS	26
4.1. EXPOSICIÓN SOCIAL	26
4.1.1. DISPERSIÓN DE PARTÍCULAS DESDE PUNTOS CLAVE.....	26
4.1.2. <i>Dispersión de partículas desde cajas de monitoreo</i>	29
4.1.3 <i>Caracterización de la exposición: uso del espacio marino costero</i>	32
4.2 VULNERABILIDAD ECONÓMICA.....	38
4.2.1 <i>Vulnerabilidad económica basada en encuesta CASEN</i>	38
4.2.2. <i>Vulnerabilidad económica basada en encuesta socio-ecológica</i>	42
5. DISCUSIÓN	47
5.1 EXPOSICIÓN: PATRONES ENCONTRADOS EN LA MODELIZACIÓN HIDRODINÁMICA	49
5.2 DISTRIBUCIÓN DE <i>A. CANTENELLA</i> E HIDRODINÁMICA	52
5.3 USO DE ESPACIO MARINO COSTERO Y EXPOSICIÓN.....	54
5.4 VULNERABILIDAD ECONÓMICA.....	55
5.5 EXPOSICIÓN Y VULNERABILIDAD ECONÓMICA	56
6. CONCLUSIONES	60
7. BIBLIOGRAFÍA	61
8. ANEXOS	78
ANEXO 1. GRÁFICOS DE PORCENTAJE DE PARTÍCULAS EN EXPERIMENTOS DE MODELIZACIÓN SIN VIENTO. FIG. A), B) Y C) REPRESENTAN EL PORCENTAJE DE PARTÍCULAS DE CADA CAJA (COLORES) RETENIDAS DENTRO DE ELLAS A LO LARGO DE LOS DÍAS. LAS LÍNEAS DE CORTE VERTICAL REPRESENTAN EL MOMENTO PREVIO AL ALCANCE DE PORCENTAJE MÍNIMO ESTABLECIDO PARA EL PERÍODO SIMULADO DE 1 MES.....	78

ANEXO 2. GRÁFICOS DE PORCENTAJE DE PARTÍCULAS EN EXPERIMENTOS DE MODELIZACIÓN CON VIENTO. FIG. A), B) Y C) REPRESENTAN EL PORCENTAJE DE PARTÍCULAS DE CADA CAJA (COLORES) RETENIDAS DENTRO DE ELLAS A LO LARGO DE LOS DÍAS EN SIMULACIONES CON VIENTO. LAS LÍNEAS DE CORTE VERTICAL REPRESENTAN EL MOMENTO PREVIO AL ALCANCE DE PORCENTAJE MÍNIMO ESTABLECIDO PARA EL PERÍODO SIMULADO DE 1 MES.	79
ANEXO 3. RESULTADOS DE LAS ENCUESTAS SOCIO-ECOLÓGICAS REALIZADAS EN ENERO DEL 2019. LOS VALORES CORRESPONDEN A PORCENTAJE DE HOGARES, A EXCEPCIÓN DE LAS “OPINIÓN FUTURO”, DONDE LOS VALORES CORRESPONDEN LA TENDENCIA DE LOS HOGARES (VER EN METODOLOGÍA).....	80

INDICE DE TABLAS

TABLA 1. TOXINAS Y VENENOS PARALIZANTE (VPM) Y DIARREICO (VDM) DE LOS MARISCOS. FUENTES: BAND-SCHMIDT ET AL., 2019, ALVEZ-DE-SOUZA ET AL., 2019.....	4
TABLA 2. CANTIDAD DE PERSONAS (N) QUE HABITAN POR COMUNA Y PORCENTAJE DE ESTAS EN ZONAS RURALES Y URBANAS (FUENTE DE DATOS: INE, 2017).	13
TABLA 3. COSECHAS DE CENTROS DE CULTIVOS EN LA REGIÓN DE LOS LAGOS Y DE CHILE (FUENTE DE DATOS: SERNAPESCA, 2017).	14
TABLA 4. LUGARES DE DESCARGA DE PARTÍCULAS (N° = UBICACIÓN EN FIG. 4).	20
TABLA 5. VALOR ASIGNADO (VA) PARA CADA RANGO DE INGRESO EN ENCUESTA SOCIO ECOLÓGICA.	25
TABLA 6. ÁREA DESTINADA A DISTINTOS USOS EN EL ESPACIO MARINO COSTERO Y SOLICITUDES.	34
TABLA 7. RELEVANCIA ASIGNADA AL DESARROLLO Y AMPLIACIÓN DE LA MITILICULTURA Y SALMONICULTURA PARA EL FUTURO SEGÚN ENCUESTADOS, DONDE 1=POCO IMPORTANTE, 2=IMPORTANTE. Y 3=MUY IMPORTANTE.	46

INDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. SISTEMAS SOCIO-ECOLÓGICOS Y SU RELACIÓN CON EVENTOS PELIGROSOS. ELABORACIÓN PROPIA BASADA EN BERROUET ET AL., 2018 Y DELGADO & MARÍN, 2016.....	8
FIGURA 2. RIESGO SOCIO-ECOLÓGICO, ECOLÓGICO Y SOCIAL. ELABORACIÓN PROPIA, BASADO EN NATENZON ET AL., 2015 Y BERROUET ET AL., 2018.	9
FIGURA 3 REPRESENTACIÓN CARTOGRÁFICA DE LA ISLA GRANDE Y MICH, Y DE LA ACUICULTURA EN LA ZONA: ÁREAS APROPIADAS PARA LA ACUICULTURA (A.A.A) Y CONCESIONES DE ACUICULTURA (C. ACUICULTURA) (SUBPESCA, 2019). LAS COMUNAS COLOREADAS ESTÁN INCORPORADAS EN EL ESTUDIO. FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA.	14
FIGURA 4. ROSA DE LOS VIENTOS DIARIO MEDIO REGISTRADOS EN LA ESTACIÓN METEOROLÓGICA TARA, CHILOÉ, ENTRE EL 1 DE ENERO-1 DE ABRIL, 2016.....	18
FIGURA 5. GRÁFICO VECTOR DEL VIENTO DIARIO MEDIO REGISTRADOS EN LA ESTACIÓN METEOROLÓGICA TARA, CHILOÉ, ENTRE EL 1 DE ENERO-1 DE ABRIL, 2016.....	18
FIGURA 6. PUNTOS DE DESCARGA DE PARTÍCULAS EN EL MODELO DE DISPERSIÓN DE MICROALGAS DESDE PUNTOS CLAVE. 1) QUETALMAHUE, 2) CASTRO, 3) ISLA LEMUY, 4) PUNTA CHIGUAO, 5) YALDAD, 6) BAHÍA ASASAO, 7) BOCA DEL CANAL DE MORALEDA.	20
FIGURA 7. CAJAS DE DESCARGAS Y MONITOREO DE LAS COSTAS A NIVEL COMUNAL. ANCUD (1,2,3), QUEMCHI (4), DALCAHUE (5), CASTRO (6), CHONCHI (7), QUEILÉN (8), QUELLÓN (9, 10, 11).....	22

FIGURA 8. RESULTADOS DE EXPERIMENTOS DE DISPERSIÓN DE PARTÍCULAS DESDE PUNTOS CLAVE CON REGISTROS DE QUISTES DE A. CATENELLA. A) DESCARGA INICIAL DE PARTÍCULAS EL 1 DE ENERO DEL 2016. B) PARTÍCULAS EL 1 DE ABRIL DISPERSADAS POR EFECTO DE LAS CORRIENTES DE MAREA. C) PARTÍCULAS EL 1 DE ABRIL DISPERSADAS POR EFECTO DE LAS CORRIENTES DE MAREA Y VIENTO.	28
FIGURA 9. RESULTADOS DE EXPERIMENTOS DE DISPERSIÓN DE PARTÍCULAS DESDE BOCA DEL CANAL DE MORALEDA. A) DESCARGA INICIAL DE PARTÍCULAS. B) PARTÍCULAS EL 1 DE ABRIL DISPERSADAS POR EFECTO DE LAS CORRIENTES DE MAREA. C) PARTÍCULAS EL 1 DE ABRIL DISPERSADAS POR EFECTO DE LAS CORRIENTES DE MAREA Y VIENTO.	28
FIGURA 10. RESULTADOS DE SIMULACIONES DE CAJAS DE MONITOREO. A) DESCARGA INICIAL EL 1 DE ENERO DEL 2016, B) RESULTADO DE LA SIMULACIÓN EL 1 DE FEBRERO DEL 2016 QUE INCORPORA EFECTO DE CORRIENTES DE MAREA, C) RESULTADO DE LA SIMULACIÓN EL 1 DE FEBRERO DEL 2016 QUE INCORPORA EFECTO DE CORRIENTES DE MAREA Y VIENTO. ORÍGENES (CORRESPONDIENTES A CADA COLOR DE NORTE A SUR): ANCUD (1,2,3), QUEMCHI (4), DALCAHUE (5), CASTRO (6), CHONCHI (7), QUEILÉN (8), QUELLÓN (9,10,11).	30
FIGURA 11. PORCENTAJE DE PARTÍCULAS REGISTRADAS POR LAS CAJAS DE MONITOREO DE CADA ORIGEN, A LA IZQUIERDA EN A) , RESULTADOS OBTENIDOS DE SIMULACIONES SIN VIENTO, A LA DERECHA EN B) , RESULTADOS OBTENIDOS DE SIMULACIONES CON VIENTO. CAJAS DE MONITOREO ANCUD (1,2,3), QUEMCHI (4), DALCAHUE (5), CASTRO (6), CHONCHI (7), QUEILÉN (8), QUELLÓN (9,10,11). EN RECTÁNGULOS ROJOS LA SUMA DEL PORCENTAJE PARTÍCULAS POR ORIGEN PRESENTES EN EL TOTAL DE CAJAS DE MONITOREO (ÚLTIMA FILA) Y POR CAJA DE MONITOREO DE LOS DISTINTOS ORÍGENES (ÚLTIMA COLUMNA, VALOR CUALITATIVO). EN RECTÁNGULOS NEGROS PORCENTAJE DE PARTÍCULAS RETENIDAS EN CAJA DEL MISMO ORIGEN.....	31
FIGURA 12. PARTÍCULAS RETENIDAS (%) Y TIEMPO DE RESIDENCIA (DÍAS) EN CADA CAJA DE MONITOREO. A LA IZQUIERDA RESULTADOS CON EFECTOS DE CORRIENTES DE MAREA, A LA DERECHA RESULTADOS CON EFECTOS DE CORRIENTES DE MAREA Y VIENTO.	32
FIGURA 13. USOS Y SOLICITUDES DEL ESPACIO MARINO COSTERO EN ÁREA EN HA POR COMUNA A PARTIR DE SUBPESCA (2019): A) CONCESIONES DE ACUICULTURA POR TIPO, B) TRAMITACIÓN CONCESIONES DE ACUICULTURA, C) AMERB Y ECOMP DECRETADOS Y NO ESPECIFICADO (N.E), D). SOLICITUD Y TRAMITACIÓN AMERB Y ECMPO.....	35
FIGURA 14. USO DE ESPACIOS MARINO COSTERO DE ANCUD, QUEMCHI Y DALCAHUE. A.A.A: ÁREA APROPIADA PARA LA ACUICULTURA. ELABORACIÓN PROPIA A PARTIR DE SUBPESCA (2019). PROYECCIÓN UTM, ZONA 18 S DATUM WGS 84, ESCALA 1:231728. EN CÍRCULOS NEGROS CON LÍNEA DISCONTINUA SECTORES DONDE SE CONCENTRA MAYOR ÁREA DE CENTROS DE MITILICULTURA.....	36
FIGURA 15. USO DE ESPACIOS MARINO COSTERO DE CASTRO, CHONCHI Y QUEILÉN. A.A.A: ÁREA APROPIADA PARA LA ACUICULTURA. ELABORACIÓN PROPIA A PARTIR DE SUBPESCA (2019). PROYECCIÓN UTM, ZONA 18 S DATUM WGS 84, ESCALA 1:231728. EN CÍRCULOS NEGROS CON LÍNEA DISCONTINUA SECTORES DONDE SE CONCENTRA MAYOR ÁREA DE CENTROS DE MITILICULTURA.....	37
FIGURA 16. USO DE ESPACIOS MARINO COSTERO DE CASTRO. A.A.A: ÁREA APROPIADA PARA LA ACUICULTURA. ELABORACIÓN PROPIA A PARTIR DE SUBPESCA (2019). PROYECCIÓN UTM, ZONA 18 S DATUM WGS 84, ESCALA 1:231728. EN CÍRCULOS NEGROS CON LÍNEA DISCONTINUA SECTORES DONDE SE CONCENTRA MAYOR ÁREA DE CENTROS DE MITILICULTURA.	38
FIGURA 17. PORCENTAJE DE HOGARES POR COMUNA EN ZONAS RURALES QUE SE ENCUENTRAN BAJO LA LÍNEA DE POBREZA EXTREMA (LPE) Y LÍNEA DE POBREZA (LP), CALCULADAS SIN Y CON ÍNDICE DE ORSHANSKY (EL TÉRMINO “_O” INDICA QUE FUE UTILIZADO EL ÍNDICE PARA EL CÁLCULO) PARA CADA COMUNA POR SEPARADO (A). LP Y LPE ESPECÍFICO PARA CADA COMUNA (B). LP Y LPE COMÚN, CALCULADO A PARTIR	

DEL PROMEDIO ENTRE TODAS LAS COMUNAS. (C) . NÚMERO PROMEDIO DE PERSONAS POR HOGAR Y LÍNEAS DE POBREZA Y POBREZA EXTREMA CON Y SIN ÍNDICE DE ORSHANSKY POR COMUNA.	40
FIGURA 18. ÍNDICES DE VULNERABILIDAD ECONÓMICA (IVE), DE ESTADO ECONÓMICO (IEE) Y DE DEPENDENCIA ECONÓMICA (IDE) POR COMUNA EN ZONAS RURALES. EN DIAGRAMA DE TORTA VALOR DEL IEE EN AMARILLO Y DEL IDD EN VERDE. EL IVE SE ENCUENTRA EN ESCALA DE COLOR DE ROJOS POR COMUNA E INDICADO NUMÉRICAMENTE AL LADO DEL NOMBRE DE CADA COMUNA. (A) Y (B) CÁLCULO DE LOS ÍNDICES REALIZADO SIN EL COEFICIENTE DE ORSHANSKY, (C) Y (D) CON EL COEFICIENTE. (A) Y (C) EL CÁLCULO GENERADO A PARTIR DE LP Y LPE ESPECÍFICA DE CADA COMUNA, (B) Y (D) DE LA LP Y LPE PROMEDIO DE TODAS LAS COMUNAS.	41
FIGURA 19. PORCENTAJE DE HOGARES EN DISTINTO RANGO DE INGRESO MONETARIO, NÚMERO PROMEDIO DE INDIVIDUOS EN CUADROS AZULES Y LÍNEAS DE LA POBREZA DE CADA COMUNA SIN Y CON EL ÍNDICE DE ORSHANSKY (CUADROS NEGROS SIN EL ÍNDICE, CUADROS NARANJOS CON EL ÍNDICE).	43
FIGURA 20. (A) PORCENTAJE DE TRABAJOS GENERADORES DE INGRESO PRINCIPAL AL HOGAR QUE SE ENCUENTRAN RELACIONADOS A LOS ECOSISTEMAS COSTEROS Y MARINOS POR ACTIVIDAD Y COMUNAS ENCUESTADAS. (B) PORCENTAJE DE PERSONAS ENTREVISTADAS QUE DECLARA NO EXTRAER MARISCOS, Y EN CASO DE HACERLO COMO ACTIVIDAD DE INGRESO PRINCIPAL, QUÉ ESPECIES. (C) PORCENTAJE DE PERSONAS ENTREVISTADAS QUE DECLARA NO PESCAR, Y EN CASO DE HACERLO COMO ACTIVIDAD DE INGRESO PRINCIPAL, QUÉ ESPECIES POR COMUNA. (D) . PORCENTAJE DE PERSONAS ENTREVISTADAS QUE DECLARA NO REALIZAR ACUICULTURA, Y EN CASO DE HACERLO COMO ACTIVIDAD DE INGRESO PRINCIPAL, QUÉ TIPO.	44
FIGURA 21. ÍNDICES DE DEPENDENCIA Y VULNERABILIDAD ECONÓMICA (IDE Y IEE) EN DIAGRAMAS DE TORTA VERDE Y AMARILLO RESPECTIVAMENTE. ÍNDICE DE VULNERABILIDAD ECONÓMICA EN ESCALA DE ROJOS E INDICADA EN NÚMEROS AL LADO DEL NOMBRE DE CADA COMUNA. COMUNAS EN NEGRO NO INCLUIDAS EN EL ANÁLISIS. (A) CÁLCULO HECHO CON NUMERO PROMEDIO DE CADA COMUNA EN ESPECÍFICO, (B) CÁLCULO HECHO CON NÚMERO PROMEDIO DE PERSONAS POR HOGAR ENTRE LAS COMUNAS.	45
FIGURA 22. RESPUESTA DE LOS ENCUESTADOS ANTE LA PREGUNTA ¿QUIÉN CONTAMINA?	46

AGRADECIMIENTOS

Este seminario de título representa muchas cosas. Mientras trabajé en el viví una gran gama de emociones, llegué hasta llamarle “la (historia) tesis interminable”, dado el desafío y novedad que representó para mí. Hoy tengo el agrado de escribir esta sección reservada para este momento tan especial, que es el final de este proceso.

Pienso que las materias tratadas y propuestas en el trabajo son tan diversas, como los procesos que implicó trabajar en ellas y las personas que de algún modo me acompañaron, de forma constante o en momentos puntuales. Agradezco a mi familia, mis hermanos Isi y Ale, y mis papás, que me recordaron el sentido de mi tesis en momentos difíciles, y mi amiga Dani, gran compañera en todo mi proceso de estudiante. También a mis amigos de montaña-escalada, con quienes realizo estas actividades que me llenan de tanta energía; amigos del colegio, con quienes estoy conectada en mis raíces y admiro; amigos-compañeros de laboratorio, junto con los que compartí el proceso y trabajar en conjunto. Mención especial a Scarlett, Orli, Cata, a un tal anti-poeta de las montañas, Luciano, Juaco, Pame y Samy, a mis amigos de raíz, Pau, Gabiys, Cote, Fabi y Joseto, y a Rosita y mis abuelas, que me transmiten sabiduría y quiero mucho. Finalmente, muchas gracias a mis profesores Víctor Marín y Luisa Delgado, por recibirme, ser parte y enseñarme tantas cosas al conocerlos y trabajar con ellos, y por darme la oportunidad de aprender también de otros dos grandes: Antonio Tironi y Andrés Sepúlveda, a quienes también agradezco.

Este Seminario de Título fue financiado con fondos del proyecto FONDECYT
N°1170532: “Modelos conceptuales del sistema complejo sociedad-naturaleza:
abriendo caminos hacia nuevas formas de construcción del desarrollo rural en Chile”.
Investigadora responsable: Dra. Luisa E. Delgado.

LISTA DE ACRÓNIMOS

AMERB: Área de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos

CASEN: Encuesta de Caracterización Socioeconómica Nacional

IEE: Índice de Estado Económico

ECMPO: Espacio Costero Marino de los Pueblos Originarios

FAN: Floración Algal Nociva

IDE: Índice de Dependencia Económica

IVE: Índice de Vulnerabilidad Económica

MICH: Mar Interior de Chiloé

Minsal: Ministerio de Salud

MOHID: Sistema de Modelación hidrodinámica MOHID

RESUMEN

Las floraciones algales nocivas (FAN) tienen gran impacto social y económico en el MICH. La teoría social del riesgo permite identificar determinantes del grado de impacto que van más allá del evento de riesgo, siendo estos peligrosidad, exposición, vulnerabilidad e incertidumbre. En este seminario de título se analizó el riesgo de las comunidades rurales chilotas a ser impactadas por FAN, mediante la estimación de su exposición, en base al uso del espacio marino costero y los resultados de un modelo hidrodinámico. Además, se analizó su vulnerabilidad económica por medio de índices generados a partir de la encuesta Casen (2017) y una encuesta socio-ecológica (2019). Los resultados del modelo mostraron que las áreas con mayor retención coinciden con la distribución de centros de mitilicultura y mayor diversidad de usos, y que el grado de retención de cada zona se relaciona con la topografía. Quellón es la comuna con mayor riesgo, y Chonchi la segunda, mientras que Ancud es la de menor riesgo. Por otro lado, Queilén y Quemchi son las comunas con mayor vulnerabilidad, pero con baja exposición, mientras que las comunas del centro de Chiloé tienen una exposición potencial alta, debido a su área destinada a acuicultura y su capacidad de retención. Se observó una disminución en la dependencia de las comunidades rurales al comparar las encuestas Casen y socio-ecológica. Se identifican elementos de incertidumbre en el conocimiento y proyección de las FAN, en un contexto de cambios socio económicos y ambientales. Se propone que las aproximaciones holistas e integradoras, como la teoría social del riesgo y de sistemas socio-ecológicos, en forma espacial, son infraestructuras conceptuales de utilidad para la gestión ambiental y las problemáticas socio-ambientales.

ABSTRACT

Harmful algal blooms (HAB) have a great social and economic impact in the Chiloé inland sea. The social theory of risk makes it possible to identify determinants of the degree of impact that go beyond the risk events to include dangerousness, exposure, vulnerability and uncertainty. In this title seminar, the risk of rural Chiloe communities to be impacted by HAB was analyzed, estimating their exposure, based on the use of coastal marine space and the results of a hydrodynamic model. In addition, their economic vulnerability was analyzed through indices generated from the Casen survey (2017) and a social-ecological survey (2019). The results of the model showed that the areas with the highest retention coincide with the distribution of mussel farming centers, the greatest diversity of uses, and that the degree of retention of each area is related to the topography. Quellón is the commune with the highest risk, and Chonchi the second, while Ancud is the one with the lowest risk. On the other hand, Queilén and Quemchi are the communes with the greatest vulnerability, but with low exposure, while the communes of the center of Chiloé have a high potential exposure, due to their area destined for aquaculture and their retention capacity. A decrease in the dependence of rural communities was observed when comparing the CASEN and social-ecological surveys. Elements of uncertainty are identified in the knowledge and projection of HABs, in a context of socio-economic and environmental changes. It is proposed that holistic and integrative approaches, such as the social theory of risk and social-ecological systems, spatially, are useful conceptual frameworks for environmental management and socio-environmental problems.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Floraciones algales nocivas en la zona costera de la Isla Grande de Chiloé

Las floraciones algales nocivas (FAN), comúnmente denominadas “mareas rojas”, son proliferaciones de microalgas acuáticas que generan efectos en organismos acuáticos y/o en sus ecosistemas, que son percibidos como dañinos o nocivos por los seres humanos, por las consecuencias que generan en su bienestar (GEOHAB, 2001). Existen tres clases de FAN según el tipo de impacto: i) las que producen, contienen y/o liberan al medio acuático toxinas (en ocasiones tóxicas para el humano) que contaminan o generan mortandades masivas de organismos que las asimilan por ingestión directa o por traspaso en la cadena trófica, ii) las que perjudican los procesos de respiración y sobrevivencia de la biota por disminución de oxígeno disuelto en el agua, por efectos de descomposición, daño u obstrucción de las agallas de los organismos, y iii) las que afectan la estética y actividades recreacionales por cambio de color del agua y/o generación de espuma (Díaz *et al.*, 2019). La presencia de estas microalgas, a través de la afectación de organismos o ecosistemas acuáticos, representa un riesgo para el ser humano en cualquiera de las dimensiones en las que estas afecten su bienestar.

La Isla Grande de Chiloé se encuentra ubicada en el sur de Chile, país que ha sido descrito como vulnerable socioecológicamente y expuestas a las FAN por presentar alta actividad acuícola y pesquera (Díaz *et al.*, 2019), lo que representa una amenaza latente (Natenzon *et al.*, 2015). En ella, sus habitantes se relacionan con sus ecosistemas costeros en su vida cotidiana, usando sus servicios ecosistémicos, atributos, procesos o bienes que contribuyen a su bienestar (Delgado *et al.*, 2019; Haines-Young & Potschin, 2018), es decir que contribuyen al experimentar positivo de ser y hacer de las personas (Alcamo, 2003). Dentro de ellos, destacan los de

aprovisionamiento y los culturales, que otorgan recursos económicos y de subsistencia, marcando la forma de vida y de relacionarse de estos con la naturaleza, respectivamente, a través de actividades como la pesca artesanal e industrial, la recolección de mariscos y algas, y la acuicultura, entre otros (Delgado *et al.*, 2019; Mascareño *et al.*, 2018; Outeiro & Villasante, 2013; Outeiro *et al.*, 2018; Pitchon *et al.*, 2015). En consideración a ello, y al hecho que durante las últimas décadas la salmonicultura y mitilicultura han tomado especial relevancia en la Isla de Chiloé (Barton & Fløysand, 2010; Díaz *et al.*, 2019; Pitchon *et al.*, 2015; Rodríguez-Villegas *et al.*, 2020), su sistema socioeconómico se torna vulnerable a estos eventos. Esto ha sido observado cuando al momento de presentarse FAN productoras de toxinas y/o de carácter ictiotóxico la magnitud del impacto ha sido tal que la Isla de Chiloé ha sido declarada zona de catástrofe, en dos ocasiones, en los años 2002 y 2016 (Mascareño *et al.*, 2018; Sandoval *et al.*, 2018). Ellas han generado mortandades masivas de organismos acuáticos y su contaminación, con consecuentes vedas de extracción, tanto de organismos silvestres como de la industria acuícola, causando pérdida de recursos alimenticios y económicos para la industria y habitantes, además de problemas de salud pública (Guzmán *et al.* 2002; Iriarte *et al.* 2005; Lembeye 1994; Quiñones *et al.*, 2019; Sandoval *et al.*, 2018; Suárez *et al.*, 2003; Uribe & Ruiz 2001). Las FAN en la Isla de Chiloé han demostrado afectar la vida de distintos actores, y sus redes comerciales, tanto la de aquellos que se relacionan directamente con recursos afectados, es decir de los pertenecientes a la industria acuícola, extractores, pescadores y consumidores de recursos acuáticos, como de comerciantes y proveedores de servicios turísticos (Mascareño *et al.*, 2018; Rodríguez-Villegas *et al.*, 2020).

1.2. Microalgas nocivas en Chiloé

Las principales microalgas nocivas productoras de toxinas que han generado problemas en el sistema social de la zona de Chiloé, son aquellas que producen veneno paralizante de los mariscos (VPM) y diarreico (VDM), siendo estas últimas de tipo lipofílico (IFOP, 2019). Su concentración en alimentos se encuentra regulada por el Reglamento Sanitario de los Alimentos (Minsal, 2019) en Chile, y por normas internacionales para productos destinados a exportación (Contreras *et al.*, 2019). Estas toxinas, sobre cierto umbral de concentración en alimentos, generan en humanos un bloqueo del impulso nervioso, parálisis muscular y posible muerte por compromiso del sistema respiratorio, cardiaco y el nervioso central (Band-Schmidt *et al.*, 2019), y efectos gastrointestinales o “síndrome de intoxicación diarreica por mariscos” (Alvez-de-Souza *et al.*, 2019), respectivamente.

El VPM ha sido principalmente relacionado a la microalga *Alexandrium catenella*, (Lagos *et al.*, 2003; Pizarro *et al.*, 2015), que también es ictiotóxica (Mardones *et al.*, 2015) y que ha sido declarada plaga hidrobiológica (D.S. MINECON N° 345/2005), debido a que es la principal amenaza de FAN en el sector por el peligro a la salud de las personas que ingieren sus toxinas. Esta microalga es registrada desde 1998 en la Región de Los Lagos de forma regular con magnitud y abundancia variable entre finales de primavera y verano, con proliferaciones importantes en el MICH en los años 2002, 2009, 2016 y 2018 (Mascareño *et al.*, 2018; Sandoval *et al.*, 2018.).

Por otro lado, la preocupación por la presencia de VDM en el sur de Chile data desde los 70s, década en la que es reportada una intoxicación diarreica por consumo de mariscos provenientes del Seno del Reloncaví (Guzmán *et al.*, 1978, Lembeye *et al.*, 1993), habiendo registros de intoxicaciones en los años 1970, 1979, 1986 y 2005 para

el MICH (Pizarro *et al.*, 2011). Las microalgas que han sido señaladas como potenciales productores de VDM corresponden a los dinoflagelados *Dinophysis acuta*, *D. acuminata* y *Protoceratium reticulatum*, por ser las especies más abundantes y frecuentes en la zona productoras de compuestos detectables por el sistema de monitoreo de VDM chileno (Alves de Souza *et al.*, 2019; IFOP, 2018). Sin embargo, el sistema de monitoreo de VDM chileno, también detecta compuestos que no generan el síndrome diarreico en humanos y que también son lipofílicos, generando falsos positivos. De las cepas chilenas, sólo se ha logrado asociar a *D. acuta* con producción de VDM del tipo de dinofisitoxinas (Moreno-Pino *et al.*, 2018), la cual no es tan abundante para el MICH. Por otro lado, se ha registrado mayores abundancias de *D. acuminata* (que es productora de VDM en otros países) y *P. reticulatum*, pero que en Chile solo se han relacionado a la producción de pectenotoxinas y yesotoxinas, respectivamente, que no pertenecen al grupo de VDM (Tabla 1).

Tabla 1. Toxinas y venenos paralizante (VPM) y diarreico (VDM) de los mariscos. Fuentes: Band-Schmidt *et al.*, 2019, Alvez-de-Souza *et al.*, 2019.

Tipo	Compuesto	Veneno	Efecto
Saxitoxinas	Más de 50 análogos (Che <i>et al.</i> , 2020)	VPM	Bloqueo del impulso nervioso, parálisis muscular.
Compuestos Lipofílicos	Dinofisitoxinas	VDM	“Síndrome de intoxicación diarreica por mariscos”.
	Ácido okádico	VDM	“Síndrome de intoxicación diarreica por mariscos”.

	Azaspáridos	VDM	“Síndrome de intoxicación diarreica por mariscos”.
	Yesotoxinas	No es	Toxico en pruebas de ratón, potencial toxicidad en humanos
	Pectenotoxinas	No es	Producción de tumores en mamíferos.

Por otro lado, la presencia de microalgas ictiotóxicas de diversas especies ha generado mortandades masivas en el sector del MICH. Destaca por la magnitud de impacto la especie *Pseudochattonella cf. verruculosa*, que se presenta en la zona desde el 2004, con florecimientos en los años 2005, 2009, 2011 y 2016 (Eckford-Soper & Daugbjerg 2016; Mardones *et al.*, 2012; Quiñones *et al.*, 2019; Trainer *et al.*, 2020), y ocasionó en este último año la pérdida y muerte de 39,000 toneladas de salmones y trucha (Montes *et al.*, 2018). Pero también ha habido presencia de otras microalgas ictiotóxicas, como *Heterosigma akashiwo*, causante de la muerte de 5000 toneladas de salmones en 1988 y, junto a *Leptocylindrus danicus*, del 40% de los salmones en el fiordo de Reñihue en el año 2000 (Trainer *et al.*, 2020).

Las FAN han aumentado en intensidad, frecuencia y distribución durante las últimas décadas tanto a nivel mundial como en las Regiones de Magallanes, Aysén y Los Lagos en el sur de Chile (IFOP, 2019; Villanueva, 2005; Sandoval *et al.*, 2018). Tal es el caso de *A. catenella*, que durante las últimas décadas parece presentar una expansión en su rango de distribución desde el sur al norte (Sandoval *et al.*, 2018; Trainer *et al.*, 2020). Se registró en el año 1972 en la Región de Magallanes (Guzmán *et al.*, 1975), y luego en 1991, desde cuando se localiza más al norte, en 1992 en Aysén

(Muñoz *et al.*, 1992), y 1998 en la Región de Los Lagos (Avaria *et al.*, 1999; Pizarro *et al.*, 2015), apareciendo de forma regular (Sandoval *et al.*, 2018; Trainer *et al.*, 2020). Por otro lado, *P. cf. verruculosa*, también ha presentado un aumento en la magnitud de sus proliferaciones y en su rango de distribución, expandiéndose hacia el sur (Trainer *et al.*, 2020), así como los florecimientos del género *Dinophysis*, que parecen ir en aumento en frecuencia y magnitud (Alvez-de-Souza *et al.*, 2019; IFOP 2018, 2019). Esta percepción de aumento, si bien puede estar sesgada por mayores esfuerzos de monitoreo y mayor actividad acuícola, presenta una serie de posibles explicaciones sobre condiciones ambientales favorables para su sobrevivencia, reproducción y/o dispersión (Hallegraeff, 1993; Hallegraeff, 2010; Mardones & Clement, 2016). Por ejemplo, la existencia de condiciones climáticas más favorables y la eutrofización de las aguas por efecto antrópico (Díaz *et al.*, 2019; Garcés & Camp, 2012; Glibert *et al.*, 2014; Gobler *et al.*, 2017; Heisler *et al.*, 2008). También una mayor dispersión geográfica de estas por traslado, a través del agua de lastre o recursos hidrobiológicos (Anderson *et al.*, 2012; Anderson, 2014; Hallegraeff, 1993; Hallegraeff, 1998; Rodríguez-Villegas *et al.*, 2020), y la capacidad de algunas especies de microalgas de formar quistes. Ello les permite resistir de forma prolongada en estado de latencia inactivo a condiciones no favorables en los sedimentos, redes o mariscos (Díaz *et al.*, 2018; Seguel *et al.*, 2010; Rodríguez-Villegas *et al.*, 2020).

1.3. Las FAN como un factor de riesgo social en Chiloé

Las FAN, a través de la afectación de organismos acuáticos, representan un riesgo para el sistema socio-económico de la Isla de Chiloé. Su presencia ha demostrado tener impactos negativos en el sistema social, logrando alterar su orden y funcionamiento

regular, generando un estado de catástrofe en los años 2002 y 2016, junto con conflictos sociales (Mascareño *et al.*, 2018). Específicamente, como una amenaza para la salud pública, la disponibilidad de recursos y las actividades económicas (Díaz *et al.*, 2019). Las FAN se pueden conceptualizar dentro del marco de los sistemas socio-ecológicos, en el que los subsistemas sociales y ecológicos son entendidos como parte de un todo, con procesos de auto-regulación de estados y procesos (Delgado & Marín, 2016). Por ello, resulta importante la diferenciación de distintos tipos y grados de relación entre los grupos sociales y los ecosistemas, y de cómo estos responden a las perturbaciones, como las FAN.

Esta distinción entre elementos y relaciones es de utilidad para la comprensión y predicción de los impactos asociados a riesgos específicos, y por ende para la generación o mejoras de políticas públicas de planificación territorial y adaptación que permitan maximizar el bienestar y minimizar los impactos negativos (Berrouet *et al.*, 2018). Así, el riesgo de una comunidad a sufrir impactos negativos por un evento es relativo al riesgo del ecosistema de presentar impactos, y viceversa. Ello requiere entender cómo este evento afecta el estado del ecosistema y su capacidad de proveer servicios (MEA, 2005)¹. Y cómo esto afecta al subsistema social, que ejerce presión en elementos del ecosistema que podrían estar relacionados con la aparición del evento, en el estado del ecosistema y su capacidad de proveer servicios (Berrouet *et al.*, 2018; Delgado & Marín, 2016) (Fig. 1).

La teoría social del riesgo busca comprender eventos catastróficos a través de una mirada inter y transdisciplinaria, para la generación de medidas de mitigación, solución y prevención de estos. Desde esta, el riesgo social de una comunidad de ser

¹ “Beneficios que la sociedad recibe de los ecosistemas” (MEA, 2005).

impactada negativamente por algún fenómeno específico (de origen natural, antrópico o mixto) es entendido como la probabilidad de que sus impactos ocurran. El riesgo está compuesto de cuatro componentes, siendo estos i) la peligrosidad del fenómeno mismo (cualidad percibida como peligrosa o dañina), ii) la vulnerabilidad de grupos sociales afectables por el impacto (i.e., capacidad de respuesta según su configuración y/o características individuales o colectivas previas al evento; Filgueira, 2006; Herzer, 1990; Natenzon *et al.*, 2015), iii) la exposición en el territorio (i.e., distribución espacio-temporal de lo potencialmente afectable por el evento peligroso; Cardona, 2006; Natenzon *et al.*, 2015), y iii) el grado de incertidumbre (i.e., desconocimiento existente de estos elementos y de las posibles acciones a tomar en relación al evento de riesgo; Natenzon, 2003; Natenzon *et al.*, 2015). El riesgo en los sistemas socio-ecológicos puede ser entendido a partir de la interacción entre el sistema social y ecológico y sus instituciones asociadas (Fig. 2).



Figura 1. Sistemas socio-ecológicos y su relación con eventos peligrosos. Elaboración propia basada en Berrouet *et al.*, 2018 y Delgado & Marín, 2016.



Figura 2. Riesgo socio-ecológico, ecológico y social. Elaboración propia, basado en Natenzon *et al.*, 2015 y Berrouet *et al.*, 2018.

Al tratar problemas socio ecológicos complejos como las FAN, aparece la incertidumbre por incremento proporcional entre el desconocimiento científico de la problemática, los valores que se están poniendo en juego -lo que se arriesga- en la toma de decisiones y la urgencia en tomar esas decisiones (Natenzon *et al.*, 2015). Es así que el desconocimiento científico (e.g. hidrodinámico) sobre las FAN, hace que la toma de decisiones sean inciertas en relación a su efectividad sobre los riesgos y sus efectos en las zonas costeras de Chiloé, lo que pone en evidencia una falencia en la gobernanza de las zonas costeras de Chile (Delgado *et al.*, 2019d).

1.4. La modelización hidrodinámica

La modelización hidrodinámica permite simular procesos físicos, químicos y/o biológicos de un sistema acuático o de alguno de sus componentes, de forma espacio-temporal, permitiendo comprender su funcionamiento. Cuando estos son calibrados y validados, se convierten en herramientas predictivas para responder preguntas específicas (Tironi *et al.*, 2014). Un mayor conocimiento biológico, ecológico y

toxicológico de microalgas nocivas y su distribución permitiría alcanzar una mayor comprensión de estos fenómenos y del alcance de sus impactos (Alves de Souza *et al.*, 2019). Para el MICH, las corrientes, vientos y topografía han sido propuestos como los factores determinantes en la hidrodinámica de la costa chilota (Letelier *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 1998; Sobarzo *et al.*, 2018). También afectan la distribución espacial de microalgas, junto con la ubicación de bancos de quistes o de células de resistencia de aquellas microalgas que los generan, y desde donde los florecimientos comienzan (Díaz *et al.*, 2018; Molinet *et al.*, 2003). De esta forma, la modelación hidrodinámica puede ser utilizada para el estudio de la dispersión y distribución de FAN al incorporar estos factores y así identificar áreas más expuestas a estos eventos. Es decir, zonas con mayor probabilidad de encuentro de sus toxinas. El estudio de la dispersión y de los tiempos de residencia mediante modelación hidrodinámica han sido utilizados previamente para la comprensión de la distribución y permanencia de microalgas nocivas (Cerejo & Díaz, 2007; Mateus *et al.*, 2013). Así, el estudio de procesos de dispersión y retención de microalgas en las áreas costeras cercanas a la costa de la Isla de Chiloé puede ser hecho a través de modelos hidrodinámicos.

1.5. Planteamiento del problema

Si bien el sistema chileno de monitoreo de microalgas y toxinas en productos hidrobiológicos ha permitido prevenir grandes catástrofes, este presenta limitaciones y no ha generado soluciones de mitigación ni planes de contingencia basados en su predicción (Sandoval *et al.*, 2018). La gestión de eventos FAN de forma reactiva es limitada en cuanto a la comprensión y la predicción del riesgo de estos fenómenos. No

contempla otros factores que son determinantes en su efecto en los distintos grupos sociales, como la vulnerabilidad social, y la exposición de cada localidad a estos eventos.

El impacto de las FAN en los sistemas socio-ecológicos, y su creciente frecuencia y magnitud, convierten a estos fenómenos en temas de interés científico, público y político en lo relativo a comprender sus causas, dinámicas y consecuencias. En este seminario de título se hizo un análisis de los eventos FAN bajo la perspectiva de la teoría social del riesgo y de sistemas socio-ecológicos, estimando la vulnerabilidad económica y exposición de comunidades rurales costeras de la Isla Grande de Chiloé. Para ello, se identificó como “evento peligroso” a las FAN con capacidad de generar pérdida de recursos hidrobiológicos por contaminación con toxinas. La vulnerabilidad económica se analizó como una función relativa a la dependencia económica de comunidades humanas a los recursos hidrobiológicos que son afectados y su nivel de ingreso económico, entendiendo este último como indicador de calidad de vida y determinante en la capacidad de rango de acción y de obtención de recursos alternativos. La exposición, como una función de la probabilidad de llegada y permanencia de FAN en las costas de la Isla de Chiloé y áreas de extracción de recursos, estableciendo puntos clave de origen de los eventos y estimando el tiempo de residencia en estas. Finalmente, se consideró la incertidumbre como la falta de conocimiento sobre estos elementos, en la evolución de factores determinantes en la ocurrencia de estas microalgas y de las medidas de reacción por parte de las políticas públicas. El objetivo central es contribuir a una comprensión holista de las dinámicas y consecuencias de eventos FAN para los habitantes Chiloé y generar información de utilidad para la planificación territorial.

2. OBJETIVOS

3.1. Objetivo general

Estimar la exposición espacio-temporal y vulnerabilidad económica de los habitantes de zonas rurales costeras de la Isla Grande de Chiloé a ser impactados negativamente por eventos de floraciones algales nocivas mediante la integración de la teoría social del riesgo con la modelización hidrodinámica.

3.2. Objetivos específicos

- i. Implementar un modelo hidrodinámico barotrópico de dispersión de microalgas en la zona costera de la Isla de Chiloé que permita la identificación de áreas más expuestas a la llegada de FAN desde puntos clave y calcular el tiempo de residencia de las aguas en las costas interiores de la Isla Grande de Chiloé.
- ii. Estimar la exposición que presentan las distintas comunas de la Isla Grande de Chiloé en sus costas del MICH según los resultados de dispersión y tiempo de residencia del modelo, y uso del espacio marino costero.
- iii. Generar un índice de vulnerabilidad económica a las floraciones algales nocivas a nivel comunal.

3. MÉTODOS

3.1. Área de estudio

La Isla Grande de Chiloé pertenece a la Región de Los Lagos, Provincia de Chiloé, con una superficie de 8.394 Km²; limita por el oeste con el océano Pacífico y por el este con el MICH (Fig. 3). Según el Censo Poblacional del año 2017 en la Isla de Chiloé habitan 168.185 personas, repartándose en 7 comunas: 25% en Ancud, 5,5% Quemchi, 9% Dalcahue, 28,8% Castro, 9,8% Chonchi, 3,5% Queilén, y 17,9 % Quellón, de las cuales el 61% habitan en zonas urbanas y el 39% en rurales, variando según la comuna esta distribución (Tabla 2). En su sector oriental se concentra la mayor cantidad de población y en su borde costero interior las actividades económicas relacionadas a sus ecosistemas: acuicultura de mitílidos, salmones y algas, pesca industrial, pesca artesanal y recolección de algas y mariscos (Tabla 3).

Tabla 2. Cantidad de personas (N) que habitan por comuna y porcentaje de estas en zonas rurales y urbanas (Fuente de datos: INE, 2017).

Comuna	N	Zona Urbana (%)	Zona Rural (%)
Castro	43,807	78	22
Ancud	38,991	72	28
Chonchi	14,858	38	62
Dalcahue	13,762	52	48
Queilén	5,385	43	57
Quellón	27,192	66	34
Quemchi	8,352	30	70

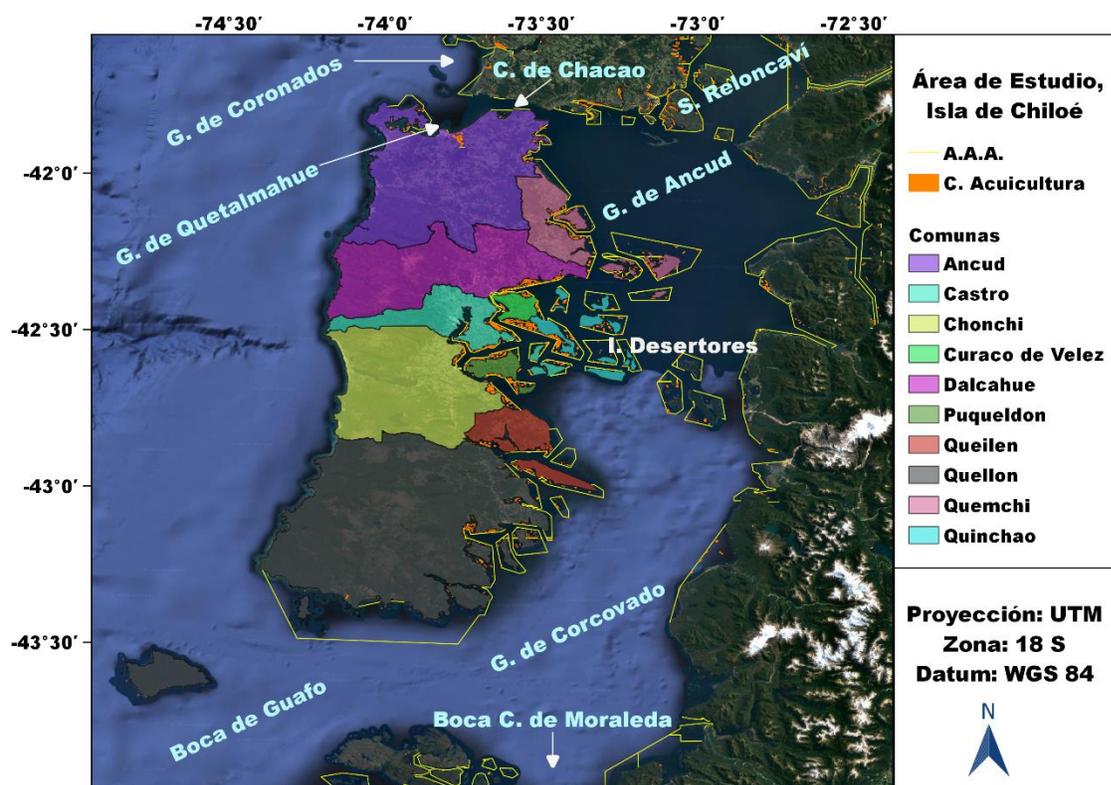


Figura 3 Representación cartográfica de la Isla Grande y MICH, y de la acuicultura en la zona: Áreas apropiadas para la acuicultura (A.A.A) y concesiones de acuicultura (C. Acuicultura) (SUBPESCA, 2019). Las comunas coloreadas están incorporadas en el estudio. Fuente: Elaboración propia.

Tabla 3. Cosechas de centros de cultivos en La región de Los Lagos y de Chile (Fuente de datos: Sernapesca, 2017).

Especie	Los Lagos (ton)	Chile (ton)	Proporción Producción Los Lagos/Chile (%)
Pelillo	12,880	16,725	77,01
Salmon del Atlántico	204,346	614,173	33,2
Salmon Plateado de Coho	115,457	164,193	70,32
Trucha Arcoiris	31,731	76,960	41,23

Turbot	5	5	100
Abalón Rojo	468	1,015	46,12
Cholga	1,501	1,501	100
Chorito	338,840	338,847	100
Choro	916	1,079	84,89
Ostra Chilena	380	380	100
Ostra del Pacífico	25	46	54,35
Total Algas	12,880	16,799	76,67
Total Peces	351,539	855,351	41,1
Total Moluscos	342,130	347,589	98,43
Total General	706,549	1219,739	57,93

El MICH tiene 4 microcuencas: Fiordo y Seno del Reloncaví y Golfo de Ancud y Corcovado (Fig. 3). Se conecta al océano Pacífico en el norte por el canal de Chacao de 3-4 km de ancho y por el sur por Boca de Guafo, de 40 km de ancho (Narvaez *et al.*, 2019). La presencia de islas genera constricciones que afectan el flujo de agua, siendo la principal la de las Islas Desertores, de 5 km de ancho, entre los golfos Ancud y Corcovado (Salgado *et al.*, 2011). La onda de marea ingresa principalmente por Boca de Guafo desde el Océano Pacífico al MICH (Marín & Campuzano, 2008), presentando modificaciones durante su propagación por el MICH y fiordos, siendo semidiurnal en el Seno del Reloncaví, el Golfo de Ancud y Corcovado y mixta semidiurnal para aguas interiores al sur de la boca del Guafo (Silva & Palma, 2006). También ingresa por el canal de Chacao, donde se presentan las mayores velocidades de la zona (Marín y Campuzano, 2008), y las mayores alturas de marea, en la zona de Puerto Montt.

3.2. Modelo numérico

El modelo de dispersión de partículas usado corresponde a un modelo hidrodinámico barotrópico desarrollado por Marín & Campuzano (2008), implementado en el software 3D Water Modeling System MOHID (sistema de modelación hidrodinámica tridimensional). Este es un sistema informático y numérico de acceso libre y de código abierto desarrollado por la Instituto Superior Técnico de Lisboa, diseñado para modelizar sistemas acuáticos de forma bi (2D) y tridimensional (3D). El software consta de distintas interfaces gráficas: MOHID GUI, MOHID GIS y MOHID post-processor, que permiten i) la implementación y configuración del modelo matemático, ii) la creación de la configuración espacial de la grilla con la topografía y batimetría, y de cajas de descarga y monitoreo de partículas, y iii) la visualización de los resultados, respectivamente.

El modelo de Marín & Campuzano (2008) abarca entre los 41° y 46°S, tiene una resolución de 2,2 km², con una batimetría obtenida de cartas náuticas provenientes del servicio de hidrográfico y oceanográfico de la Armada de Chile, de la base de datos geofísicos GEODAS (GEOphysical Data Center) de cruceros desde 1953-2006 (GEODA, 2006) y GEBCO (General Bathymetric Chart of the Oceans). Sus condiciones de borde para la frontera oceánica y los componentes de marea fueron obtenidas a partir del modelo global FES y de triangulaciones en la frontera del modelo. El modelo está validado con un ajuste r^2 de entre 0,92 y 0,99 para la altura de marea, a partir de mediciones en estaciones mareográficas (Marín & Campuzano, 2008).

Los experimentos desarrollados con el modelo tuvieron los siguientes supuestos:

- No sedimentación de las partículas:

Las partículas del modelo flotan a cero metros de profundidad y no sedimentan, con el propósito de ser comparadas con la dispersión pasiva de microalgas en estado

vegetativo y planocigoto, etapa en la que estas se ubican en la zona eufótica de la columna de agua, y donde presentarían la mayor dispersión (Brosnahan *et al.*, 2017).

- Entradas de agua dulce con valor cero:

El modelo no considera el gradiente de salinidad como forzante en la dispersión de partículas y asumió un valor cero de las entradas de agua dulce al MICH, dado que la Isla de Chiloé no posee grandes fuentes de agua dulce. Por ello se puede esperar que el viento y las mareas, moduladas por la batimetría y la topografía, sean los principales factores que determinan la hidrodinámica en la costa de su MICH (Letelier *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 1998; Sobarzo *et al.*, 2018).

- Viento constante en toda la zona por día:

Se aplicó un campo de viento espacialmente homogéneo con variaciones diarias de valores de velocidad y dirección obtenidos de los valores diarios medios registrados por la estación meteorológica Tara (Agromet, 2019) (Figs. 4 y 5).

3.3 Exposición

La exposición de las comunidades rurales costeras a eventos FAN fue estimada a través del análisis de resultados de dispersión de partículas junto con la caracterización del uso del espacio marino-costero en la zona. La caracterización del uso se hizo mediante la identificación de centros de acuicultura, espacios costeros marinos de pueblos originarios (ECMPO), áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos (AMERB), a partir de datos georreferenciados obtenidos de Subpesca (2019). Los experimentos de modelización fueron de dos tipos; uno de descarga de partículas desde ubicaciones puntuales (Fig. 6), y otro desde cajas de monitoreo que abarcaron toda la costa interna de la Isla de Chiloé (Fig. 7). Las simulaciones de ambos tipos de

experimento se implementaron en dos modalidades, una que incorporó solo el efecto de las corrientes de marea en la dispersión, y otra en que se añadió el efecto del viento (Figs. 4 y 5).

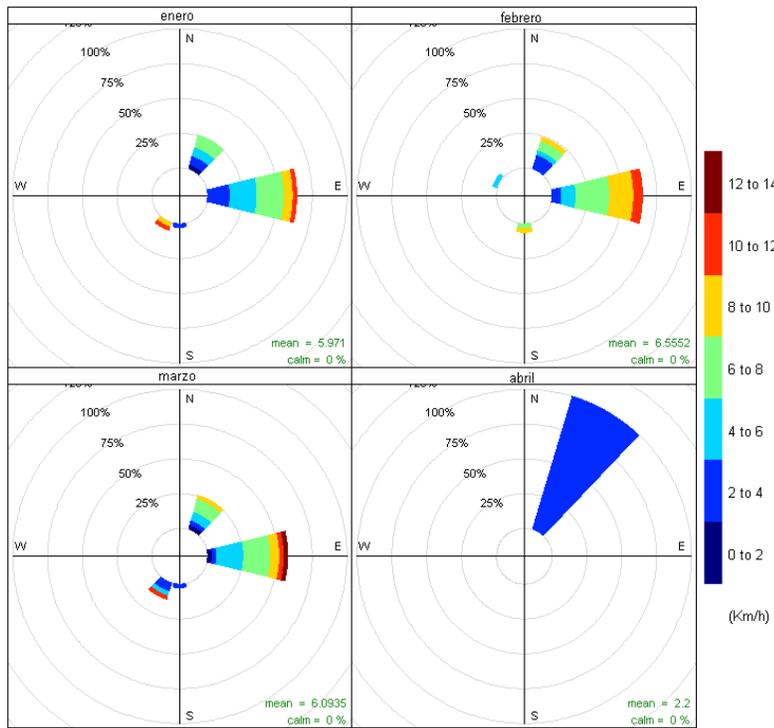


Figura 4. Rosa de los vientos diario medio registrados en la estación meteorológica Tara, Chiloé, entre el 1 de enero-1 de abril, 2016

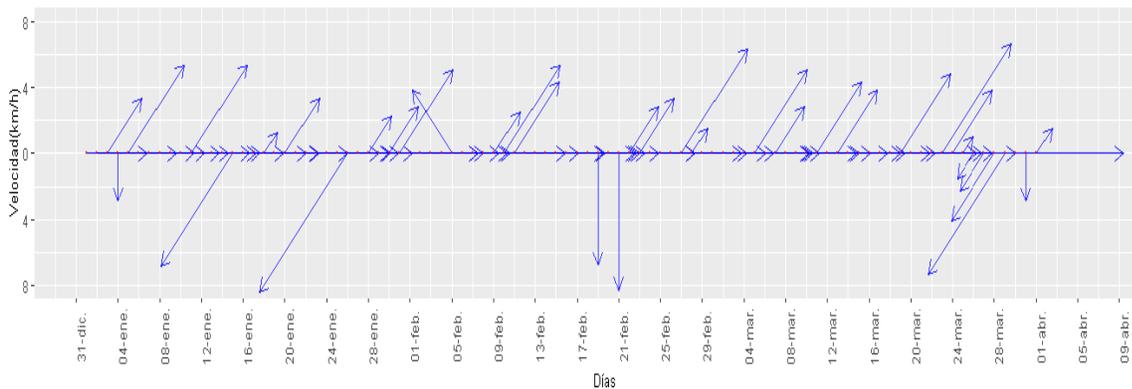


Figura 5. Gráfico vector del viento diario medio registrados en la estación meteorológica Tara, Chiloé, entre el 1 de enero-1 de abril, 2016.

3.3.1. Modelo de dispersión desde puntos clave

Se simuló la dispersión de partículas entre el 1 de enero y 1 de abril del 2016, a partir de la descarga instantánea de 100 partículas el 1 de enero. Los puntos de descarga de partículas se definieron en base a los registros de presencia de quistes en sedimentos de la especie de microalga *A. catenella* en torno a la Isla Grande de Chiloé, y desde la boca del Canal de Moraleda al MICH (Tabla 4 y Fig. 6). Este último debido a que las proliferaciones de esta especie han mostrado presentar mayor abundancia de células vegetativas y de quistes en los fiordos de la Región de Aysén y una aparición temporalmente anterior a la del MICH (Buschman *et al.*, 2016; Mardones *et al.*, 2010; Mardones *et al.*, 2012; Mascareño *et al.*, 2018; Molinet *et al.*, 2003; IFOP, 2017, 2018; Sandoval *et al.*, 2018). Por ello, existe la hipótesis de que las floraciones de esta microalga se originarían en esta zona y serían dispersadas posteriormente hacia el MICH (IFOP, 2019). Los puntos de descarga Bahía Asasao, Yaldad y Quellón (puntos 4, 5 y 6, Tabla 4 y Fig. 6), tienen especial relevancia dado que permiten poner a prueba la dispersión de FAN de *A. catenella* desde el sur de la Isla de Chiloé hacia el norte, zona del MICH donde estas se presentan con mayor frecuencia y anticipadamente (Buschman *et al.*, 2016; Mardones *et al.*, 2010; Mardones *et al.*, 2012; Mascareño *et al.*, 2018; Molinet *et al.*, 2003; IFOP, 2017; Sandoval *et al.*, 2018). El 2016 se encontró dicho patrón espacio-temporal: comenzó con altas densidades en el centro norte de Aysén a finales del 2015, y luego comenzó a presentarse en las costas chilotas a comienzos de enero al sur de la Isla (costas de Quellón con orientación a Boca de Guafo). Posteriormente se expandió hacia el norte en los meses siguientes, registrándose en Quellón norte y Queilén en febrero, en las Islas Desertoras en marzo, y al norte de estas en abril, tanto en las costas de Dalcahue, Quemchi, Ancud y en el Seno del Reloncaví. La presencia

de células de *A. catenella* disminuyó en magnitud en general para todo el MICH en mayo y retrocediendo hacia el sur. El VPM para la zona sur de Chiloé, específicamente Quellón, se mantuvo presente en productos hidrobiológicos desde marzo hasta junio, y en algunos sectores hasta agosto-septiembre (IFOP, 2017).

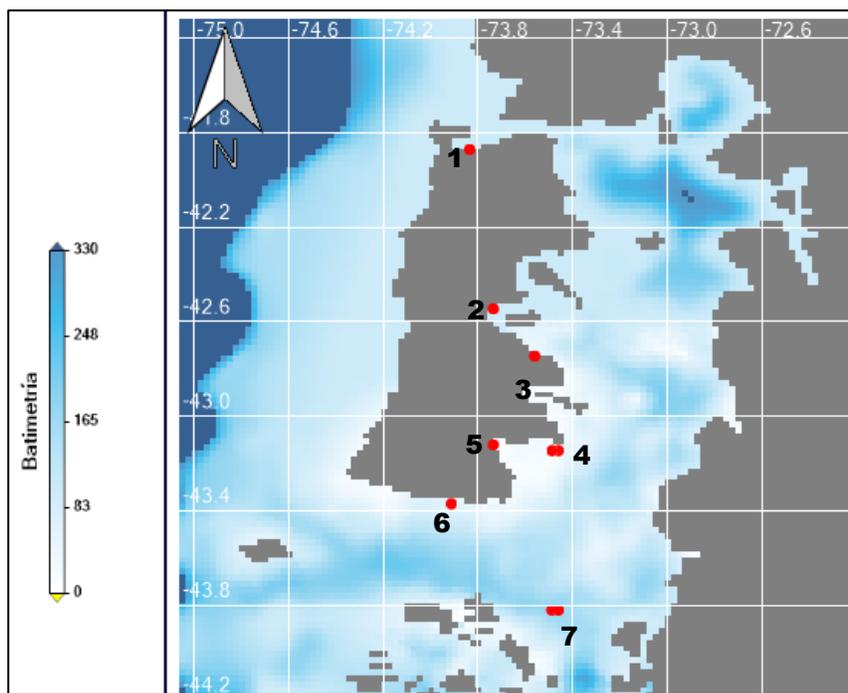


Figura 6. Puntos de descarga de partículas en el modelo de dispersión de microalgas desde puntos clave. 1) Quetalmahue, 2) Castro, 3) Isla Lemuy, 4) Punta Chiguao, 5) Yaldad, 6) Bahía Asasao, 7) Boca del Canal de Moraleda.

Tabla 4. Lugares de descarga de partículas (N° = ubicación en Fig. 4).

N°	Lugar de descarga	Bibliografía
1	Quetalmahue	IFOP, 2018
2	Castro	Seguel <i>et al.</i> , 2010
3	Isla Lemuy	Mardones <i>et al.</i> , 2016.
4	Punta Chiguao	Seguel <i>et al.</i> , 2010

5	Yaldad	Seguel <i>et al.</i> , 2010
6	Bahía Asasao	Seguel <i>et al.</i> , 2010; IFOP, 2018.
7	Boca Canal de Moraleda	IFOP, 2018; IFOP, 2019; Mardones <i>et al.</i> , 2016.

3.3.2. Descarga desde cajas de monitoreo

Se realizó seguimiento de partículas descargadas el 1 de enero del 2016 en toda la costa interna de la isla de Chiloé durante el mes completo, usando la función “monitor boxes” del módulo lagrangiano de MOHID, que permite descargar y monitorear partículas a partir de cajas, que abarcan una región espacial definida. Estas cajas dividieron la costa interna de la isla de Chiloé por comuna, y, en el caso de Ancud y Quellón, en tres subdivisiones, debido a la extensión y orientación de línea de costa distintiva que estas presentan (Fig. 7). Cada caja cuantificó de forma instantánea en el tiempo el volumen total de partículas de su origen y de otros orígenes dentro de su área. A partir de este volumen se calculó el número de partículas dentro de cada caja mediante la metodología propuesta por Braunschweig *et al.* (2003), a través de la división del volumen total de partículas por origen dentro de cada caja por el volumen de una partícula (unidad). De este cálculo se obtuvo el porcentaje de partículas retenidas en cada caja respecto del inicio, el porcentaje de llegada desde otras zonas y el tiempo de residencia de cada caja de monitoreo. Se consideró como tiempo de residencia el tiempo que tomó alcanzar el valor mínimo de partículas de su mismo origen en cada caja dentro del período simulado (1 mes) (Tironi *et al.*, 2014).

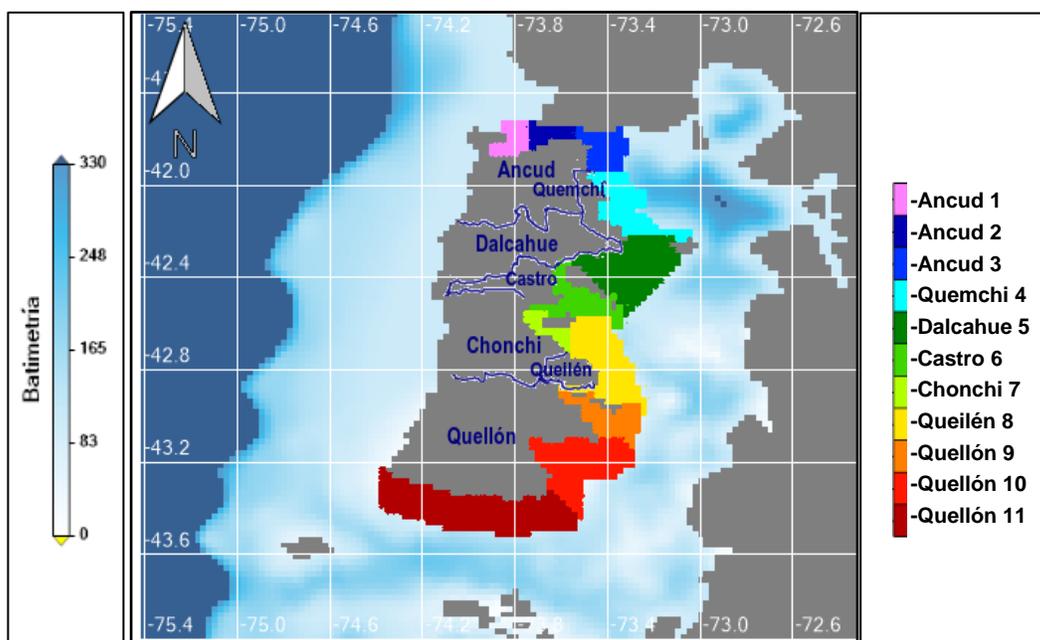


Figura 7. Cajas de descargas y monitoreo de las costas a nivel comunal. Ancud (1,2,3), Quemchi (4), Dalcahue (5), Castro (6), Chonchi (7), Queilén (8), Quellón (9, 10, 11).

3.4 Vulnerabilidad económica de las comunidades a las FAN

La vulnerabilidad económica fue analizada a nivel comunal, usando como unidad de muestreo a los hogares rurales de estas. Se realizó mediante la generación de índices de vulnerabilidad económica (IVE), a partir de dos sub-índices, uno de dependencia económica (IDE) y otro de la situación económica (IEE). Estos fueron generados a partir de datos obtenidos de la Encuesta de Caracterización Socioeconómica Nacional 2017 (Casen 2017) y de una encuesta socio-ecológica realizada el 2019 para zonas rurales (Proyecto Fondecyt N° 1170532), tratados separadamente. El IEE corresponde a la condición económica estimada de los hogares rurales de cada comuna, mientras que el IDE, al porcentaje de hogares rurales por comuna que tienen por actividad laboral de principal ingreso a aquellas relacionadas con recursos potencialmente afectables por las FAN.

La generación de índices alternativos (con datos de dos encuestas distintas), se debe a que si bien la encuesta Casen es el principal instrumento de medición socioeconómica de Chile (Ministerio del Desarrollo Social, 2018), esta es de carácter cualitativo, dado que sus datos no son representativos a nivel comunal (Ministerio del Desarrollo Social, 2018). Tampoco se les aplicó el factor de expansión o ponderación comunal (factor que asigna un peso de representación a cada unidad muestral según su probabilidad de ser seleccionado relativo a la categoría a analizar estadísticamente) (Ministerio del Desarrollo Social, 2017). Por otro lado, la encuesta socio-ecológica si bien es estadísticamente representativa (nivel de confianza = 95%; error = 12%), y más reciente, solo abarca las comunas de Ancud, Chonchi, Quellón y Quemchi, y no contiene datos discretos de ingreso por hogar, siendo cuantificados por rangos.

La encuesta socio ecológica apuntó a la obtención de información social, económica y de la relación entre los entrevistados con sus ecosistemas, ambiente y recursos naturales, en las comunas rurales de Chiloé. A partir de estos datos se obtuvo información completaria para el análisis: (1) identificación de actividades laborales generadoras del ingreso principal por hogar, (2) recursos hidrobiológicos implicados, (3) percepción existente sobre cuál importancia del desarrollo de actividades de acuicultura en su localidad para el futuro, y (4) origen de la contaminación en el ambiente marino.

4.4.1 Vulnerabilidad económica

El índice de estado económico (IEE) se generó a partir de la asignación de valores a los hogares según si se encontraban sobre o bajo las líneas de pobreza equivalente (LP) y pobreza extrema equivalente (LPE), que representan umbrales de ingreso mínimos, por persona equivalente del hogar, necesarios para satisfacer las

necesidades básicas alimentarias y no alimentarias, y necesidades básicas alimentarias, de vivienda y vestuario, respectivamente (Informe de Desarrollo Social, 2018).

Las LP y LPE son relativas al número de personas por hogar (N), al valor de la canasta básica de alimentos (CBA) (costo en alimentación estimado de hogares basada en los patrones de consumo observados en la población), y a si se contempla o no la existencia de economías de escala en el consumo del hogar (reducción de gastos por ser comunes entre los habitantes), mediante la aplicación del coeficiente de Orshansky o de elasticidad de equivalencia (Ministerio del Desarrollo Social, 2019). Se consideró un valor de la CBA de \$167.973 CLP y del índice de Orshansky de 0,7, que corresponden a los valores para diciembre del 2019 (Ministerio del Desarrollo Social, 2019).

Las LP y LPE fueron calculadas para cada comuna con y sin el índice de Orshansky, a partir del número promedio de personas por hogar (N) de cada comuna y también del promedio entre estas, a modo de evaluar el efecto de las diferencias que generan las variaciones en este parámetro, debido a que los datos no son representativos. Para el cálculo del IEE, se asignó un valor a la condición económica de estar por sobre la LP y bajo la LP y LPE, siendo de 0, 0.5 y 1 respectivamente, los cuales fueron multiplicados por el porcentaje de hogares dentro de cada categoría, por comuna:

$$\text{Ecuación 1} \quad IVE = IDE * IEE / 100$$

$$\text{Ecuación 2} \quad IEE = 0,5 * \%LP + \%LPE$$

$$\text{Ecuación 3} \quad LP = CB * N^c$$

$$\text{Ecuación 4} \quad LPE = CB * N^c * 2/3$$

Donde CB= valor de la canasta básica de alimentos, N=Número de personas por hogar promedio, c=1 cuando no se utiliza el índice de Orshansky y c= 0,7 cuando sí; con %LP equivalente al porcentaje de hogares que se encuentran bajo la línea de pobreza y %LPE al porcentaje de hogares que se encuentran bajo la línea de pobreza extrema.

4.4.2 Vulnerabilidad económica basada en encuesta socio-ecológica

El Vulnerabilidad económica basada en la encuesta socio-ecológica (IVE2) se calculó a partir de los IEE generados y el IDE2 generados de los datos de esta. El IEE se calculó a partir de la asignación de valores por rango de ingreso del hogar (Tabla 5), la ponderación de estos valores con el porcentaje de hogares de cada comuna dentro de dichos rangos. El IEE se calculó de tres formas: uno que no contempló el número promedio de personas por hogar (IEE2, Ec. 8), otro incorporó el número promedio de personas por hogar de cada comuna específica (IEE2_e, Ec. 9) y otro del promedio de personas por hogar entre las comunas (común) (IEE2_{ep}, Ec. 10).

Ecuación 5
$$IVE2 = IDE2 * IEE2 / 100$$

Ecuación 6
$$IVE2_e = IDE2 * IEE2_e / 100$$

Ecuación 7
$$IVE2_{ep} = IDE2 * IEE2_{ep} / 100$$

Ecuación 8
$$IEE2 = (1 * a + 0.75 * b + 0.5 * c)$$

Ecuación 9
$$IEE2_e = \frac{(1*a+0.75*b+0.5*c)}{N_{especifico}}$$

Ecuación 10
$$IEE2_{ep} = \frac{(1*a+0.75*b+0.5*c)}{N_{promedio}}$$

Tabla 5. Valor asignado (VA) para cada rango de ingreso en encuesta socio ecológica.

Rango	Ingreso	VA
a	<140.000	1
b	140.000-250.000	0.75
c	250.000-370.000	0.5
d	370<	0

4. RESULTADOS

4.1. Exposición social

Se encontró escaso movimiento de partículas entre localidades de la costa interior de Chiloé, siendo en mayor medida de sur a norte y de este a oeste, entre localidades cercanas. Se observaron diferencias en los patrones de dispersión entre los experimentos forzados por las corrientes de marea exclusivamente, y los que incorporaron el viento, tanto en experimentos de descarga puntual (Figs. 8 y 9) como de caja (Figs. 10 y 11). En los experimentos sin viento, el área de distribución de las partículas aumentó, en bandas con orientación noreste-suroeste de ángulo variable, a lo ancho y largo del MICH. En la mayoría de los casos en que se incorporó el efecto del viento las partículas permanecieron en alrededor del mismo punto de descarga.

4.1.1. Dispersión de partículas desde puntos clave

Las partículas se dispersaron de este a oeste desde los puntos de descarga de Castro, Punta Chiguao, y Quetalmahue, hacia los sectores de Castro - Isla Quinchao, Yaldad - Bahía Quellón (ambos durante la primera semana de simulación), y Golfo de Quetalmahue (gradualmente durante el primer mes) (Fig.8) en las simulaciones sin viento. Mientras que las de I. Lemuy hacia Chonchi (en baja cantidad) y hacia el noreste en las sin viento, y hacia el norte en las simulaciones con viento, alcanzando las costas de Isla de Quinchao a mediados de enero, Castro y Puqueldón el 21 de enero, las costas de Quemchi a finales de enero, Bahía Manao de Ancud en entre el 19 y 21 de febrero, y Canal de Chacao, Golfo del Corcovado y el Océano Pacífico a finales de marzo. Las partículas descargadas en Bahía Asasao abarcaron la mayor área de dispersión en las

simulaciones sin viento, y con dispersión a lo largo de la costa oeste de Chiloé, pero no hacia otras localidades de la Isla. Las partículas descargadas en el Canal de Moraleda no se dispersaron en ninguna simulación a las costas de Chiloé, moviéndose rápidamente al Océano Pacífico al incorporar el efecto del viento, al igual que aquellas descargadas en Bahía Asasao.

Las partículas descargadas en la localidad de Yaldad mostraron un patrón distinto, permaneciendo casi por completo en el sector de descarga, entre Yaldad-Bahía y Quellón, para experimentos con y sin viento. También Quetalmahue, en los experimentos sin viento, estando su dispersión marcada por la presencia de fuertes corrientes generadas por la constricción del Canal de Chacao. Allí la mayoría de las partículas tendió a conglomerarse en un remolino frente a la boca del Canal de Chacao en el Golfo de Coronados, derivando paulatinamente en pequeñas cantidades hacia el Océano Pacífico, y hacia el MICH. Otras excepciones al patrón general fueron las dispersiones de las partículas descargadas en Bahía Asasao, Boca del Canal de Moraleda e Isla Lemuy, que en lugar de permanecer en su localidad y alrededores en las simulaciones con viento (tendencia general), se dispersaron hacia otros sectores.

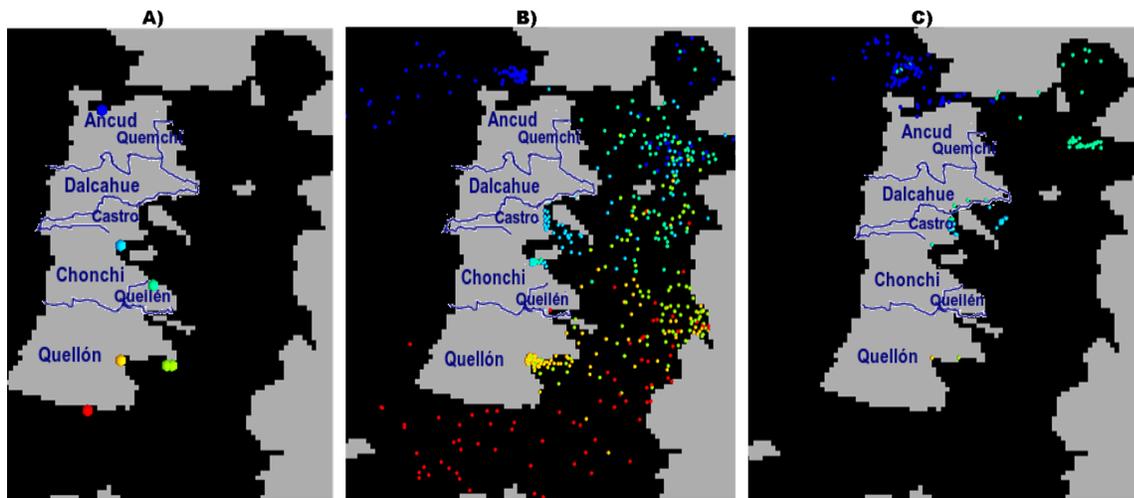


Figura 8. Resultados de experimentos de dispersión de partículas desde puntos clave con registros de quistes de *A. catenella*. **A)** Descarga inicial de partículas el 1 de enero del 2016. **B)** Partículas el 1 de abril dispersadas por efecto de las corrientes de marea. **C)** Partículas el 1 de abril dispersadas por efecto de las corrientes de marea y viento.

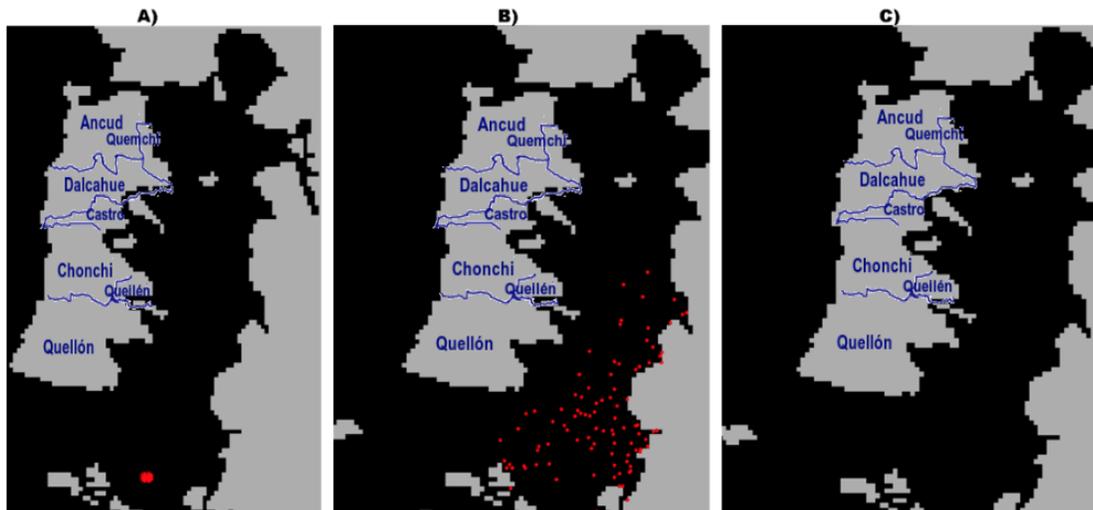


Figura 9. Resultados de experimentos de dispersión de partículas desde Boca del Canal de Moraleda. **A)** Descarga inicial de partículas. **B)** Partículas el 1 de abril dispersadas por efecto de las corrientes de marea. **C)** Partículas el 1 de abril dispersadas por efecto de las corrientes de marea y viento.

4.1.2. Dispersión de partículas desde cajas de monitoreo

Las diferencias en el patrón de dispersión de partículas (Fig. 10), quedan explícitas en los mayores porcentajes de retención en la costa interior de Chiloé (área monitoreada) obtenidos al incorporar el efecto del viento (comparación entre la última fila Fig. 11A y 11B), subiendo el porcentaje de partículas retenidas por origen en 6/11 cajas de monitoreo, aumentándolo en más de un 10% en 3 de estas (Quellón 10, Castro 6, Ancud 3), y disminuyéndolo en más de un 10% solo en 2 (Quellón 11 y Chonchi). En general, para ambos tipos de experimentos, hubo mayor cantidad de partículas pertenecientes a su mismo origen dentro de cada caja de monitoreo, y, en caso de contener de otros orígenes, fueron en mayor medida en cajas ubicadas al sur de áreas aledañas, con excepción de las partículas de Ancud 2, que estuvieron marcadas por la presencia de las fuertes corrientes de la constricción del Canal de Chacao (Fig. 11A y B).

Las zonas donde se retuvo mayor porcentaje de partículas (sobre el 50%) por efecto exclusivo de corrientes de marea fueron Chonchi, Quellón 11 y Castro (en orden decreciente), tanto de partículas de distintos orígenes como del propio (Fig. 11 A rectángulos negros y última columna). En las simulaciones con viento fueron Castro, Quellón 10 y 9, de su mismo origen (Fig. 11 B rectángulos negros), sumándosele Ancud 1 y 3, Dalcahue y Chonchi, cuando se consideró partículas de distintos orígenes (Fig. 11B, última columna). El tiempo de residencia disminuyó para 9/11 comunas con el viento, siendo superior a 10 días en 6 (Quellón 9 y 10, Queilén, Castro, Quemchi y Ancud 3) (Fig. 12). Los mayores tiempos de residencia (sobre 20 días), se registraron para las simulaciones sin viento en Castro, Dalcahue, Quellón 9 y 10 y Ancud 3 (orden decreciente), y con viento en Dalcahue (Fig. 12).

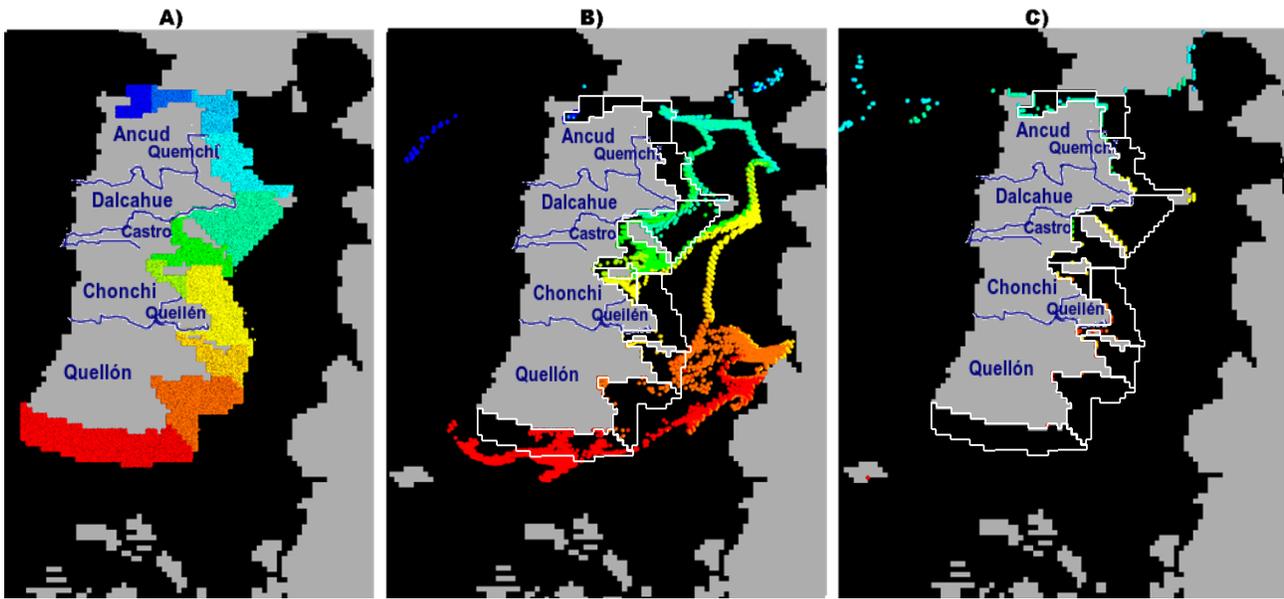


Figura 10. Resultados de simulaciones de cajas de monitoreo. **A)** Descarga inicial el 1 de enero del 2016, **B)** Resultado de la simulación el 1 de febrero del 2016 que incorpora efecto de corrientes de marea, **C)** Resultado de la simulación el 1 de febrero del 2016 que incorpora efecto de corrientes de marea y viento. Orígenes (correspondientes a cada color de Norte a Sur): Ancud (1,2,3), Quemchi (4), Dalcahue (5), Castro (6), Chonchi (7), Queilén (8), Quellón (9,10,11).

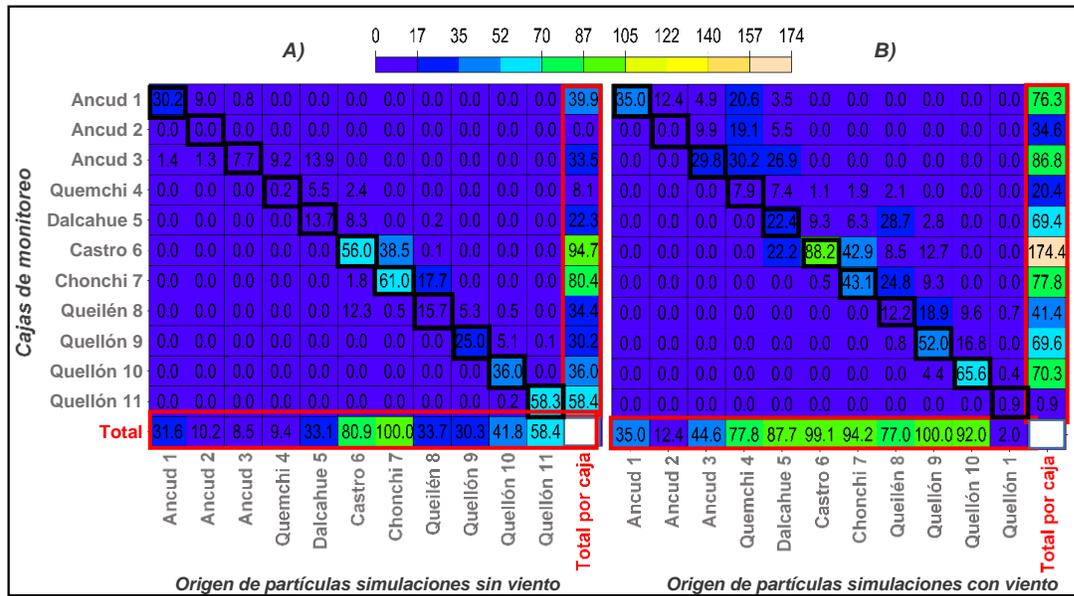


Figura 11. Porcentaje de partículas registradas por las cajas de monitoreo de cada origen, a la izquierda en **A)**, resultados obtenidos de simulaciones sin viento, a la derecha en **B)**, resultados obtenidos de simulaciones con viento. Cajas de Monitoreo Ancud (1,2,3), Quemchi (4), Dalcahue (5), Castro (6), Chonchi (7), Queilén (8), Quellón (9,10,11). En rectángulos rojos la suma del porcentaje partículas por origen presentes en el total de cajas de monitoreo (última fila) y por caja de monitoreo de los distintos orígenes (última columna, valor cualitativo). En rectángulos negros porcentaje de partículas retenidas en caja del mismo origen.

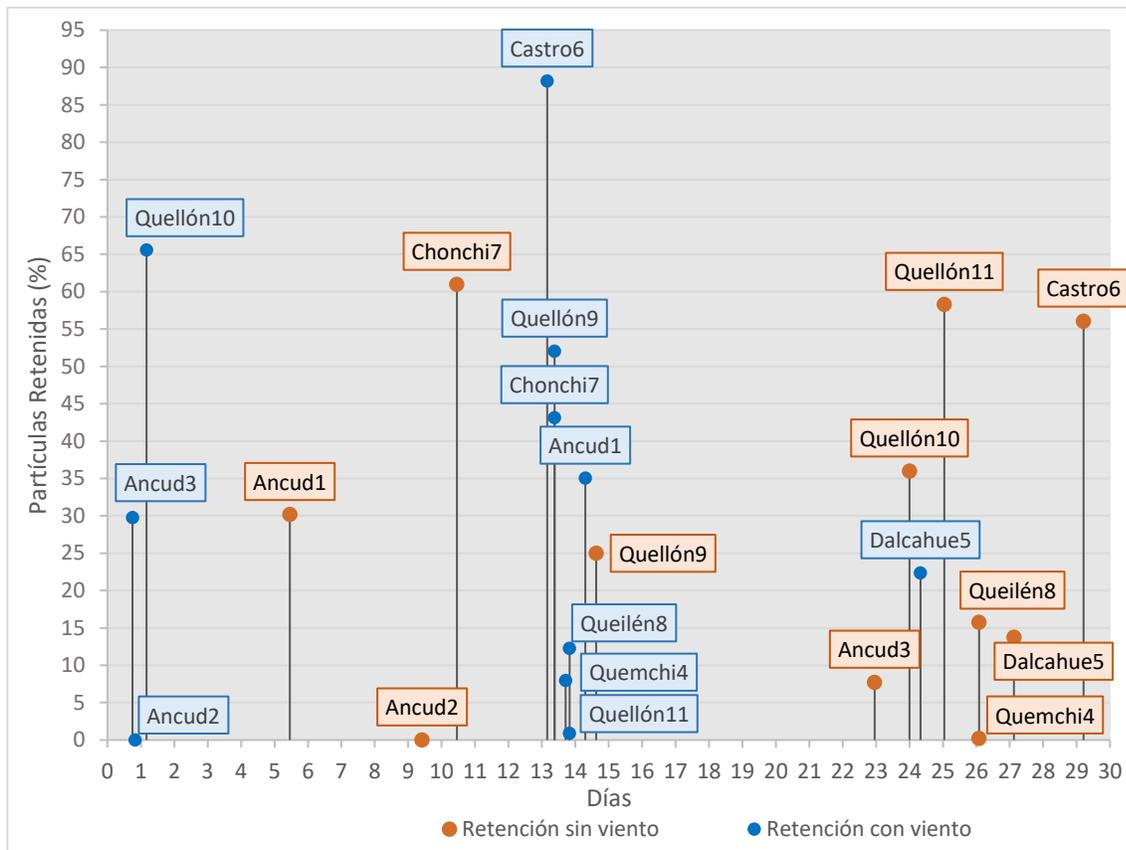


Figura 12. Partículas retenidas (%) y tiempo de residencia (días) en cada caja de monitoreo. A la izquierda resultados con efectos de corrientes de marea, a la derecha resultados con efectos de corrientes de marea y viento.

4.1.3 Caracterización de la exposición: uso del espacio marino costero

El mayor uso costero en la provincia de Chiloé corresponde a concesiones de acuicultura (mitilicultura, salmonicultura y acuicultura de algas en orden decreciente), seguido por AMERB y finalmente, con menor área, las ECMPO (Tabla 6). Las concesiones de acuicultura están en todas las comunas por sobre los 5 km², mientras que los AMERB y ECMPO se encuentran distribuidas de forma heterogénea entre las comunas. Las AMERB se concentran en Ancud y Quellón (Fig. 13c.) en zonas más abiertas del MICH (Fig. 14, 15 y 16) y en la costa exterior de Chiloé (imagen no

mostrada), y los ECMPO decretados solo en Ancud y Quellón (Fig. 13 c), en el Golfo de Quetalmahue y Caulín (Fig. 14) y entre la Bahía de Quellón y sector de Yaldad (Quellón) (Fig. 16), y en un estado no especificado y con mayor cantidad de área respecto de las decretadas, en Castro, Chonchi y Quinchao (Fig. 13 c).

Las solicitudes predominantes en área son las de AMERB, seguidas por las de acuicultura y finalmente las ECMPO (Tabla 6), heterogéneamente distribuidas, siendo mayor para acuicultura en Ancud, Quemchi y Quinchao, para AMERB en Ancud, Chonchi, Queilén y Quellón, y para ECMPO en Quemchi, Chonchi y Queilén. Las solicitudes de acuicultura están en todas las comunas con mayor solicitud en acuicultura de algas, con excepción de Chonchi y Quellón, donde priman las solicitudes para cultivos de mitílidos. En cuatro comunas no se presentan solicitudes de salmonicultura: Ancud, Dalcahue, Queilén y Puqueldón (Fig. 13 b).

En general, la mayor área de concesiones de acuicultura está destinada a la mitilicultura, seguido por la salmonicultura, y en último lugar acuicultura en algas, con excepción de la comuna de Ancud, donde esta última predomina y se concentra en la desembocadura del Río Pudeto (aguas continentales), en el Golfo de Quetalmahue y Sector de Caulín, Bahías Manao y Linao (Fig. 14). Mitilicultura y salmonicultura se distribuyen en todas las comunas, salvo en Ancud donde no hay salmonicultura (Fig. 13 a.), generalmente compartiendo la misma zona, pero encontrándose la salmonicultura más dispersa y menos concentrada, abarcando zonas más abiertas. La mitilicultura se

concentra en las zonas cerradas, entre pequeñas islas, bahías o golfos (círculos negros Fig. 14, 15 y 16).

Destacan como áreas con alta concentración de mitilicultura el Golfo de Quetalmahue y Bahía de Ancud, Manao y Linao (Ancud), los canales Caucahué. Quicaví y Dalcahue en Chiloé norte (Fig. 14), los canales entre Castro, I. Quinchao, I. Lemuy y

Chonchi en Chiloé centro (Fig. 15), y el área entre la I. Cailín, bahía Quellón y Yaldad en Chiloé sur (Fig. 16).

Tabla 6. Área destinada a distintos usos en el espacio marino costero y solicitudes.

	Decretado (km²)	Solicitud (km²)	No Especificado (km²)
AMERB	30,8	4225,0	214,7
ECMPO	0,0	0,4	0,0
ACUICULTURA	122,0	80,7	0,0

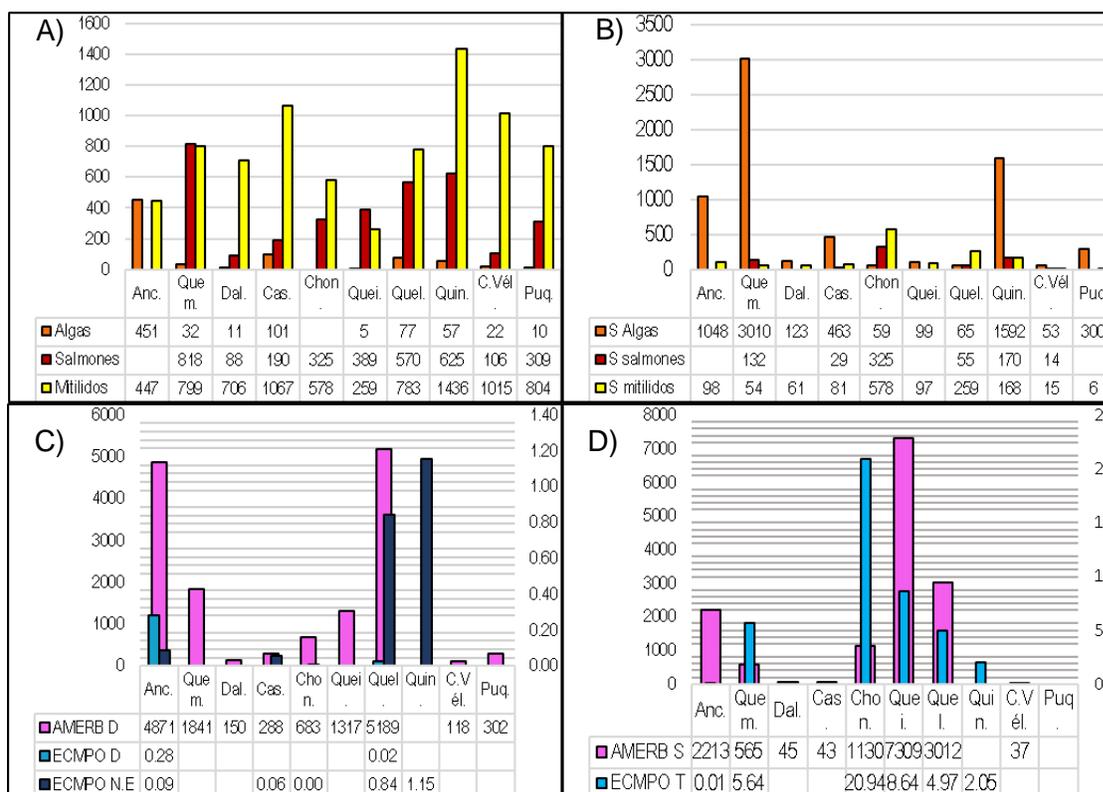


Figura 13. Usos y solicitudes del espacio marino costero en área en ha por comuna a partir de Subpesca (2019): **A)** Concesiones de Acuicultura por tipo, **B)** Tramitación concesiones de acuicultura, **C)** AMERB y ECMP decretados y no especificado (N.E), **D).** Solicitud y tramitación AMERB y ECMP.

Los usos de espacio marino costero comparten espacio, encontrándose en cercanía, y en ocasiones superponiéndose espacialmente, destacan el Golfo de Quetalmahue (Ancud), que contiene acuicultura, el área marina protegida de Pullínco, ECMP y solicitudes de AMERB, el sector entre Castro e I. Quinchao (comuna de Castro), con acuicultura, AMERB, el área marina protegida de Putemun y solicitudes ECMP, la constricción entre la comuna de Quilén con Quellón, con AMERB, salmonicultura y solicitudes ECMP, y el área entre Yaldad y Bahía Quellón (comuna de Quellón) con acuicultura, AMERB y solicitudes de las 3 actividades (en círculos blancos Fig.14, 15 y 16).

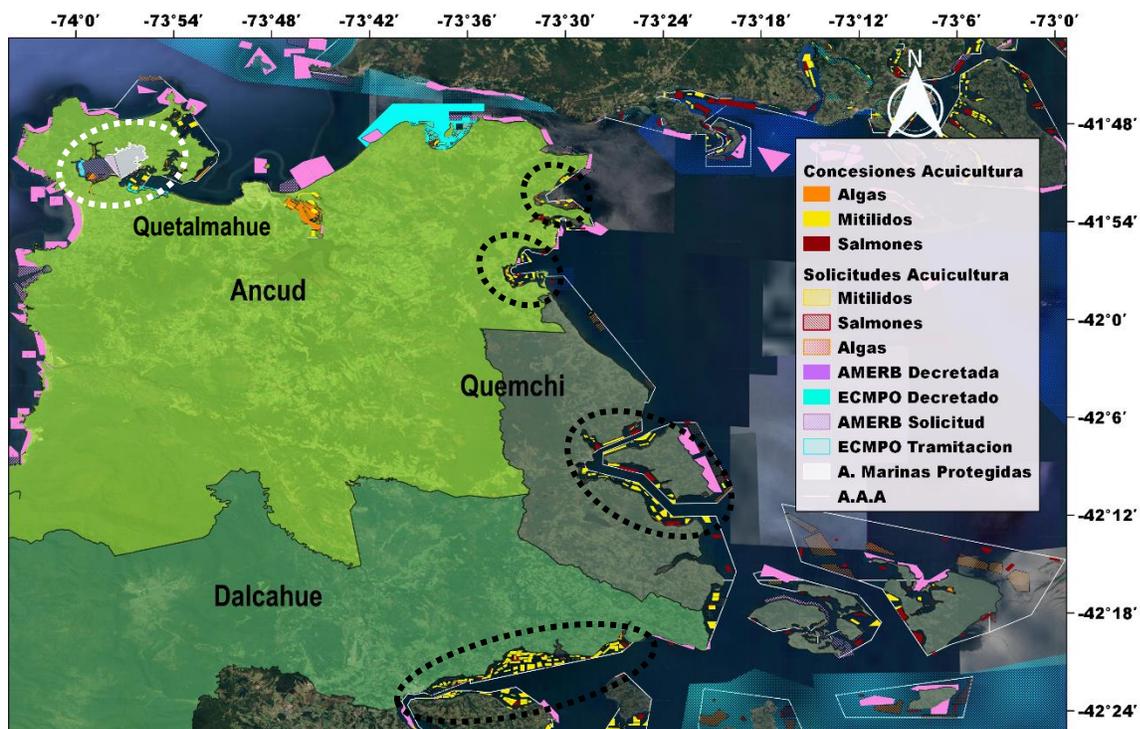


Figura 14. Uso de espacios marino costero de Ancud, Quemchi y Dalcahue. A.A.A: Área Apropiaada para la Acuicultura. Elaboración propia a partir de Subpesca (2019). Proyección UTM, Zona 18 S Datum WGS 84, Escala 1:231728. En círculos negros con línea discontinua sectores donde se concentra mayor área de centros de mitilicultura.

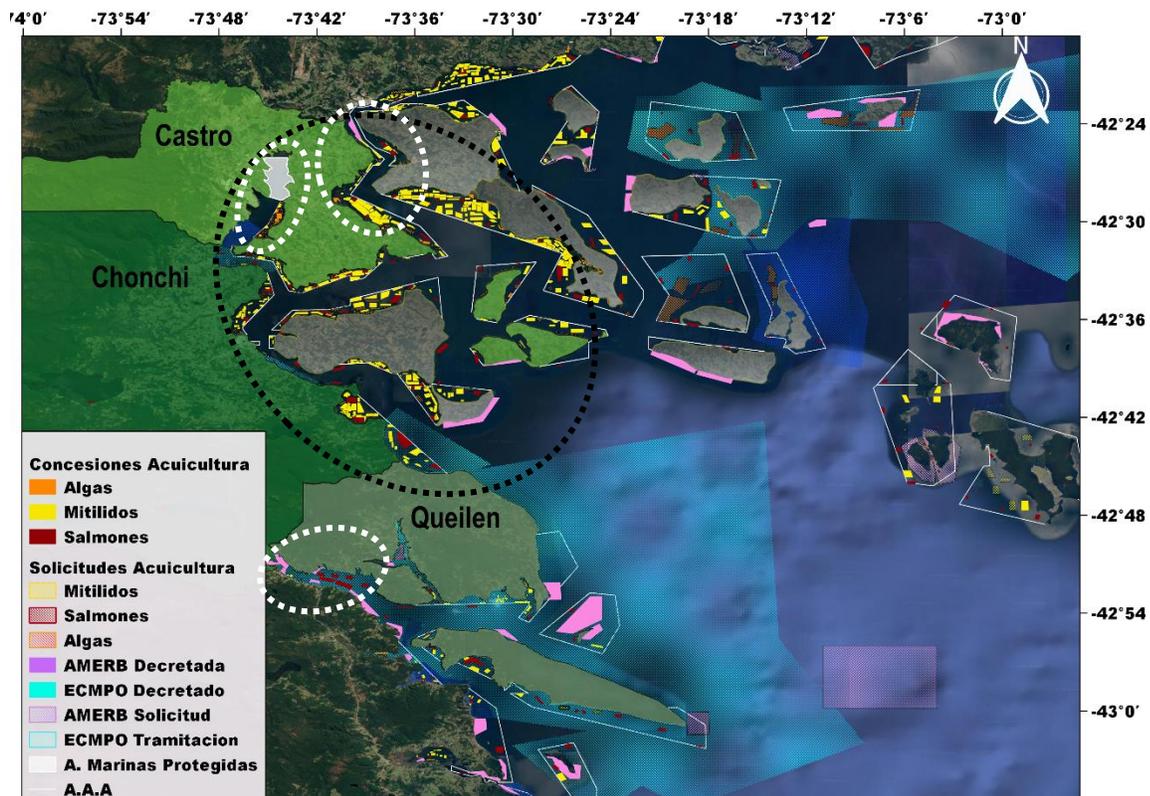


Figura 15. Uso de espacios marino costero de Castro, Chonchi y Queilén. A.A.A: Área Apropiaada para la Acuicultura. Elaboración propia a partir de Subpesca (2019). Proyección UTM, Zona 18 S Datum WGS 84, Escala 1:231728. En círculos negros con línea discontinua sectores donde se concentra mayor área de centros de mitilicultura.

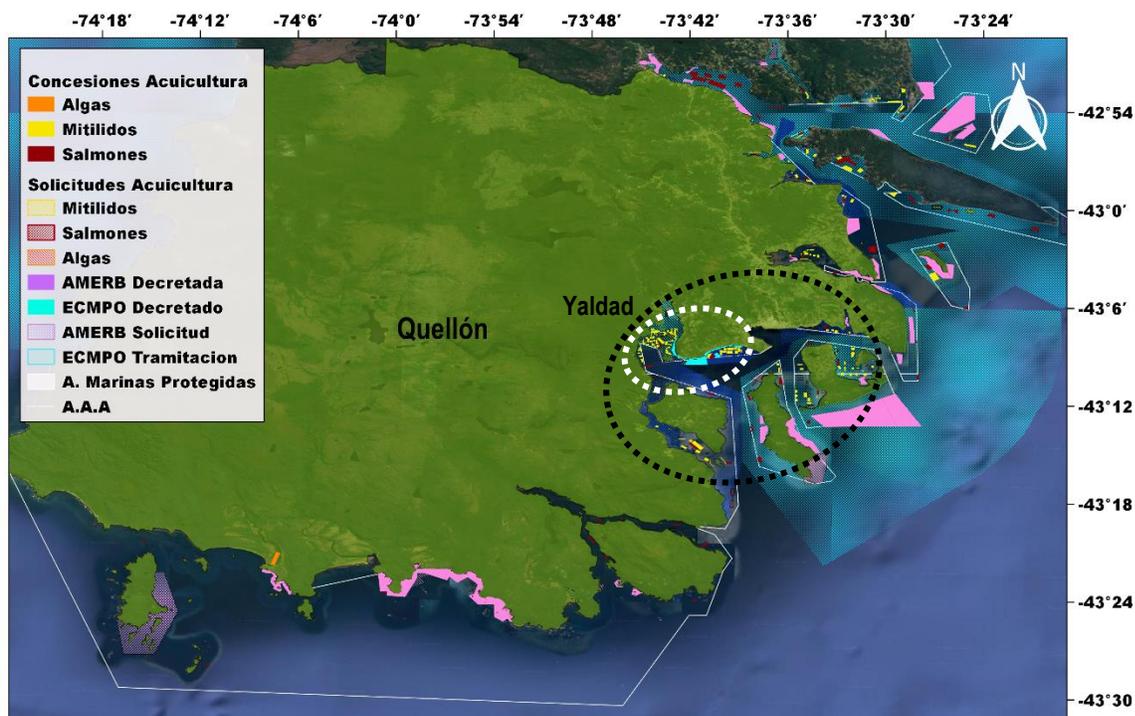


Figura 16. Uso de espacios marino costero de Castro. A.A.A: Área Apropiada para la Acuicultura. Elaboración propia a partir de Subpesca (2019). Proyección UTM, Zona 18 S Datum WGS 84, Escala 1:231728. En círculos negros con línea discontinua sectores donde se concentra mayor área de centros de mitilicultura.

4.2 Vulnerabilidad económica

4.2.1 Vulnerabilidad económica basada en encuesta CASEN

El número promedio de personas por hogar en las comunas analizadas es de 3,6 personas (Casen, 2017). Las líneas de pobreza están directamente relacionadas con el número promedio de integrantes por hogar, por lo que la comuna con menor número promedio de integrantes tuvo las líneas de pobreza de valores más bajos, correspondiendo a Chonchi, y más altas para las con mayor número de integrantes, caso de Castro (Fig. 17 C). El porcentaje de hogares bajo las líneas de pobreza fue variable

dependiendo de si se utilizaba las LP y LPE promedio o las específicas de cada comuna (relativo al uso de personas por hogar promedio o específica para su cálculo, respectivamente), y el índice de Orshansky (Fig. 17 A y B).

El porcentaje de hogares bajo las líneas de pobreza en Chiloé aumentó al considerar el valor promedio de estas líneas respecto de la específica, siendo de un 65% a un 68% bajo la LP, y de 44% a 45% de la LPE. Esto principalmente debido al aumento de hogares bajo la LP en la comuna de Chonchi (comuna con menor número de integrantes por hogar), y al aumento de hogares bajo la LPE en Quemchi, Chonchi, Queilén y Quellón (Fig. 17 A y B). Por otro lado, al emplear el índice de Orshansky bajó el porcentaje de hogares bajo las LP y LPE, dado que este índice baja el valor de estas líneas, disminuyendo los porcentajes de hogares bajo la LP específica de cada comuna y común a 44% y 45%, y bajo la LPE a 34% y 23%, respectivamente (Fig. 17 A y B). La utilización de líneas de pobreza comunes para las comunas generó resultados más homogéneos, mientras que mediante la línea de pobreza extrema específica de cada comuna permitió distinguir mayores diferencias entre estas.

Las comunas con mayor porcentaje de hogares bajo la LP fueron las mismas que presentaron los mayores valores de IEE (Fig. 18), y corresponden a Quemchi (70% o más, dependiendo del modo de cálculo de LP), Queilén (sobre el 48%) y Ancud (sobre el 46%), y la con menos Dalcahue. Bajo la LPE corresponden a Quemchi (con sobre el 31%) y Ancud (sobre el 31%), y también Queilén cuando se considera su LPE específica. El IDE mostró ser mayor para la comuna de Queilén, con un 46% de hogares que desarrollan como actividad económica principal alguna relacionada a recursos potencialmente afectables por FAN, seguida por Chonchi (43%) y Quemchi (39%). La comuna con menor dependencia correspondió a Castro (5%), seguida por Ancud (11%) y Dalcahue (15%) (Fig. 18). Finalmente, a partir del IVE (en cualquiera de sus formas de

cálculo) se identificó como comunas más vulnerables económicamente a FAN a Quellén, Quemchi y Chonchi, y a las menos vulnerables a Castro, Ancud y Dalcahue, teniendo Quellón un valor intermedio (Fig. 18).

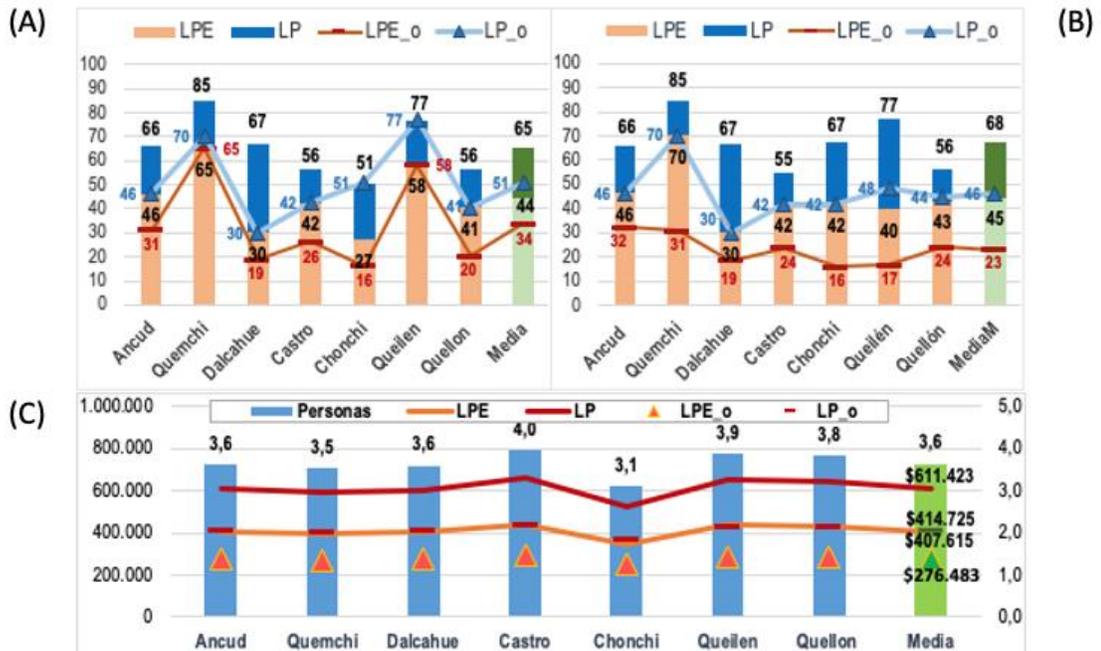


Figura 17. Porcentaje de hogares por comuna en zonas rurales que se encuentran bajo la línea de pobreza extrema (LPE) y línea de pobreza (LP), calculadas sin y con índice de Orshansky (el término “_o” indica que fue utilizado el índice para el cálculo) para cada comuna por separado **(A)**. LP Y LPE específico para cada comuna **(B)**. LP y LPE común, calculado a partir del promedio entre todas las comunas. **(C)**. Número promedio de personas por hogar y líneas de pobreza y pobreza extrema con y sin índice de Orshansky por comuna.

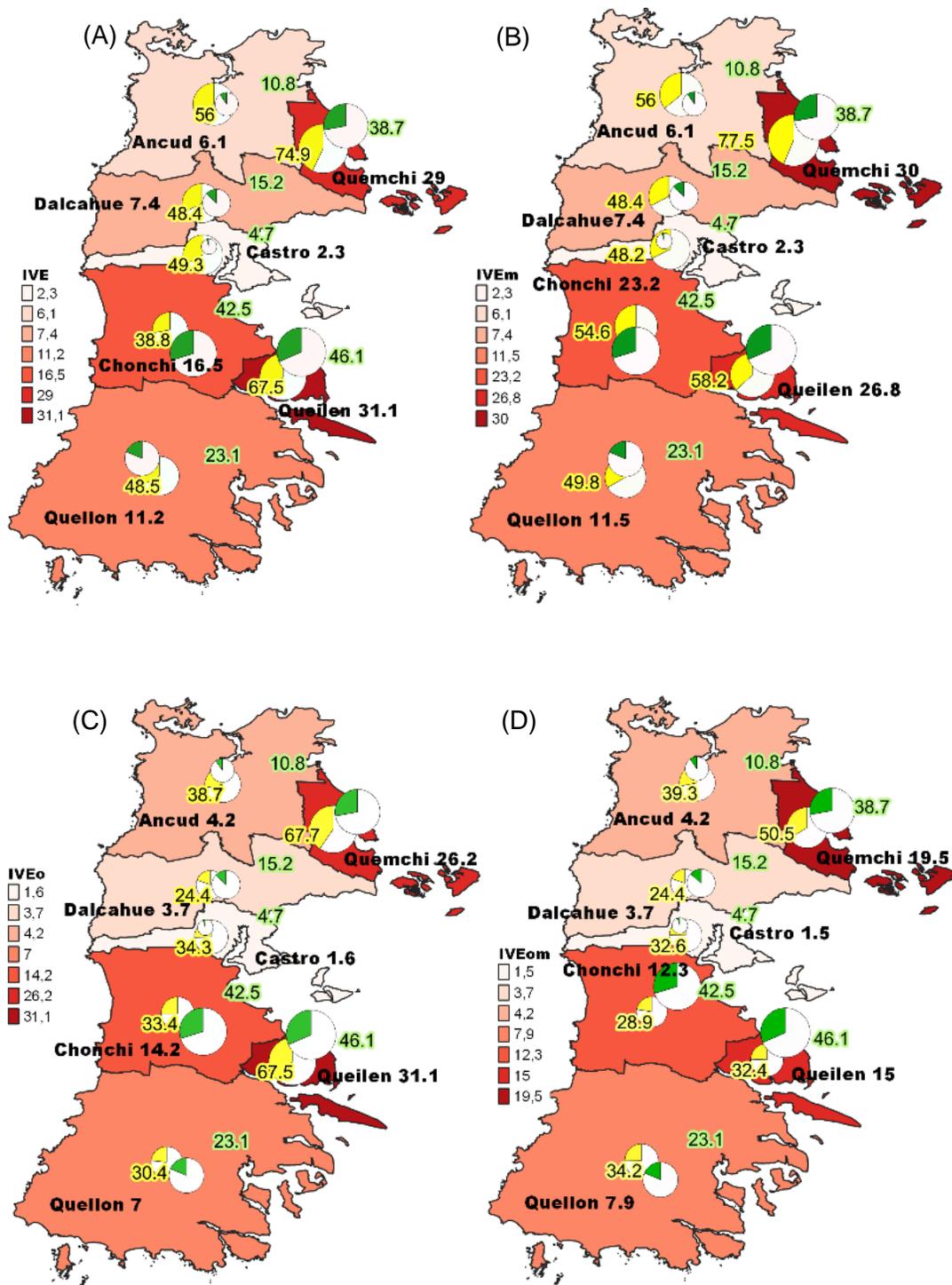


Figura 18. Índices de Vulnerabilidad Económica (IVE), de Estado Económico (IEE) y de Dependencia Económica (IDE) por comuna en zonas rurales. En diagrama de torta valor del IEE

en amarillo y del IDD en verde. El IVE se encuentra en escala de color de rojos por comuna e indicado numéricamente al lado del nombre de cada comuna. **(A)** y **(B)** cálculo de los índices realizado sin el coeficiente de Orshansky, **(C)** y **(D)** con el coeficiente. **(A)** y **(C)** el cálculo generado a partir de LP y LPE específica de cada comuna, **(B)** y **(D)** de la LP y LPE promedio de todas las comunas.

4.2.2. Vulnerabilidad económica basada en encuesta socio-ecológica

Los menores ingresos en los hogares encuestados correspondieron a Quemchi, seguida por Quellón, Ancud y finalmente Chonchi. El número promedio de personas por hogar fue entre 2,9 y 3,3 personas, siendo Quemchi la comuna con menor promedio. Los datos no permiten identificar el porcentaje de hogares por comunas que se encuentran bajo la línea de pobreza, dado que los resultados de las encuestas identifican rangos de ingresos, muchos de los cuales se encuentran por sobre o entremedio de las líneas de pobreza (Fig. 19).

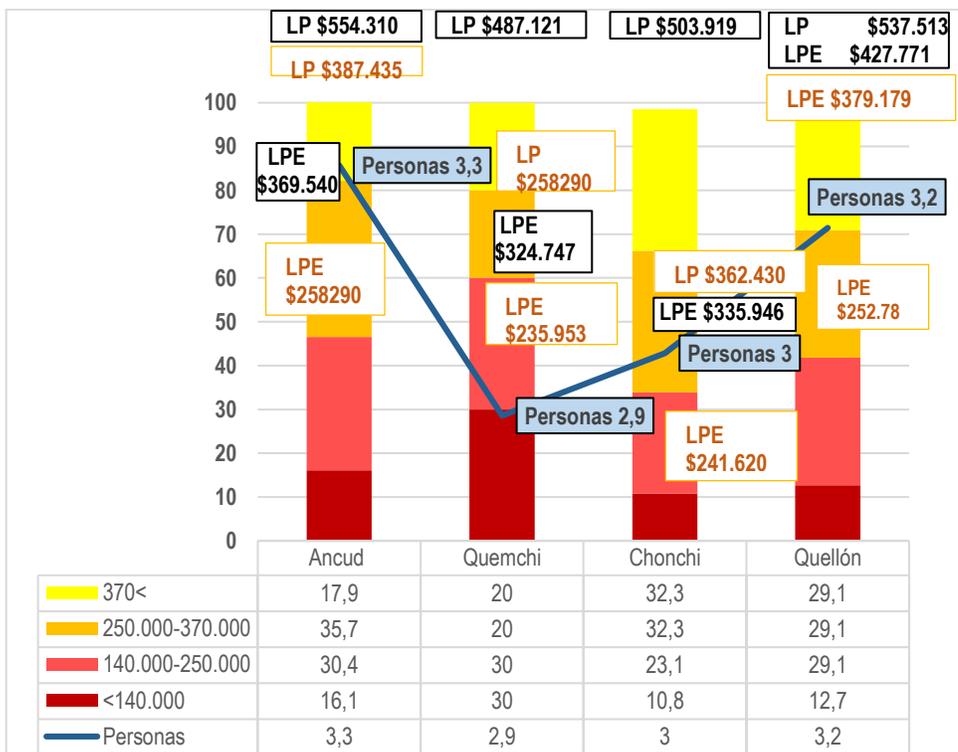


Figura 19. Porcentaje de hogares en distinto rango de ingreso monetario, número promedio de individuos en cuadros azules y líneas de la pobreza de cada comuna sin y con el índice de Orshansky (cuadros negros sin el índice, cuadros naranjos con el índice).

En Quellón se registró el mayor porcentaje de hogares (24%), que tienen como principal ingreso económico actividades o trabajos relacionados con ecosistemas costeros (Fig. 20 (A)). En general, la mayoría de las personas declara no realizar actividades de acuicultura, pesca ni recolección de mariscos, siendo Quemchi la comuna donde el porcentaje de personas que si las realizan es un poco mayor (Fig. 20 (B), (C), (D)). Los trabajos de ingreso principal relacionados a los ecosistemas costeros, fueron buzo, pesca, mitilicultura, salmonicultura o recolector de orilla. Las especies de peces y mariscos extraídas se encuentran en la Fig. 20 (B), (C), (D). La comuna que presentó un IVE mayor fue Quemchi, seguida por Quellón (Fig. 20).

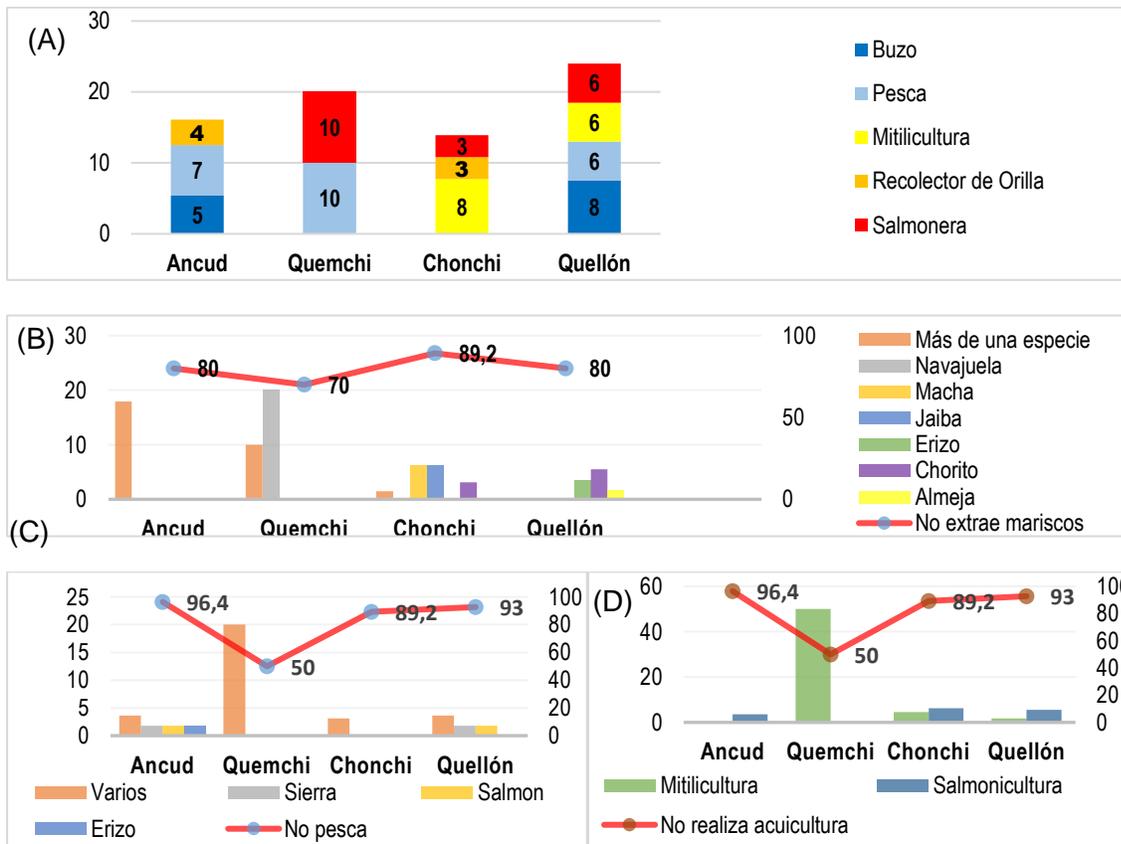


Figura 20. (A) Porcentaje de trabajos generadores de ingreso principal al hogar que se encuentran relacionados a los ecosistemas costeros y marinos por actividad y comunas encuestadas. **(B)** Porcentaje de personas entrevistadas que declara no extraer mariscos, y en caso de hacerlo como actividad de ingreso principal, qué especies. **(C)** Porcentaje de personas entrevistadas que declara no pescar, y en caso de hacerlo como actividad de ingreso principal, qué especies por comuna. **(D)**. Porcentaje de personas entrevistadas que declara no realizar acuicultura, y en caso de hacerlo como actividad de ingreso principal, qué tipo.

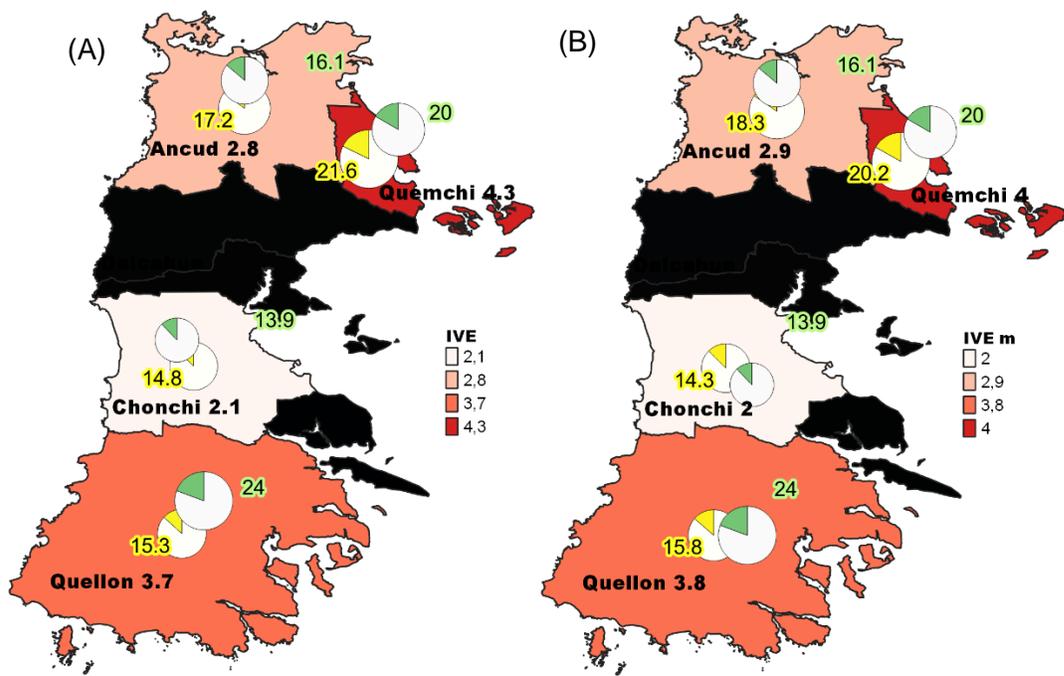


Figura 21. Índices de dependencia y vulnerabilidad económica (IDE y IEE) en diagramas de torta verde y amarillo respectivamente. Índice de vulnerabilidad económica en escala de rojos e indicada en números al lado del nombre de cada comuna. Comunas en negro no incluidas en el análisis. **(A)** Cálculo hecho con numero promedio de cada comuna en específico, **(B)** Cálculo hecho con número promedio de personas por hogar entre las comunas.

En cuanto a la evaluación de la contaminación, la mayor parte de los encuestados percibe que la contaminación se debe a la basura y seguido por las salmoneras en todas las comunas. Destacó que en todas las comunas un porcentaje de encuestados respondió que nadie contamina (Fig. 21). Por otro lado, en una escala del 1 al 3, donde 1=poco importante, 2= importante y 3= muy importante en cuanto al desarrollo de industrias de acuicultura en el futuro para el bienestar de la comuna, se encontró que el desarrollo de la mitilicultura se considera en promedio más importante que la

salmonicultura en todas las comunas. Sin embargo, la varianza de opiniones fue mayor en mitilicultura que en la salmonicultura (Tabla 7).

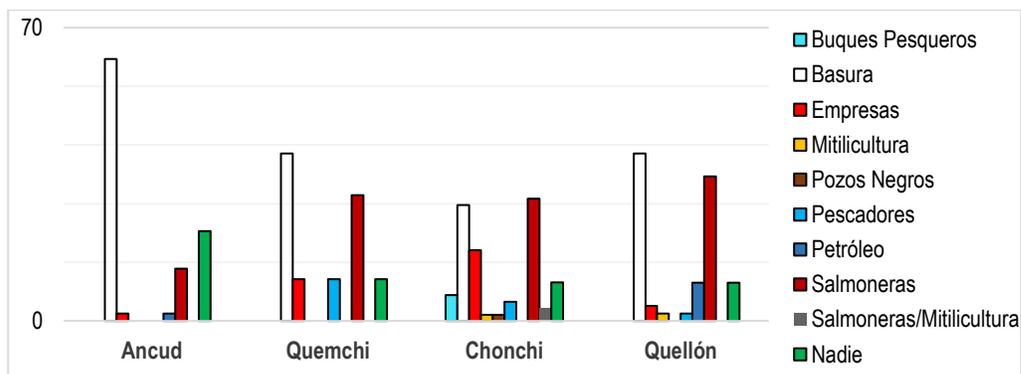


Figura 22. Respuesta de los encuestados ante la pregunta ¿Quién contamina?

Tabla 7. Relevancia asignada al desarrollo y ampliación de la mitilicultura y salmonicultura para el futuro según encuestados, donde 1=poco importante, 2=importante. Y 3=muy importante.

Opinión Futuro	Ancud	Quemchi	Chonchi	Quellón
Ampliar Mitilicultura	2.43 ± 0.759	2.3 ± 0.949	1.85±0.922	1.91 ± 0.928
Ampliar Salmonicultura	1.57 ± 0.783	1.4 ± 0.516	1.4 ± 0.657	1.44 ± 0.793

5. DISCUSIÓN

En este trabajo hemos visto el uso de diversos recursos o servicios ecosistémicos de aprovisionamiento² que utilizan las poblaciones costeras de la Isla de Chiloé para su bienestar y subsistencia (Fig. 20). Estos son considerados como un capital natural dentro de los activos de las poblaciones rurales (Delgado et al. 2013). De allí considerar los riesgos socio-ecológicos producidos por las FAN es de vital importancia. Los informes sobre el cambio climático, mencionan que la temperatura de los océanos va en aumento y estos funcionan como funciones forzantes de gran escala aumentando los eventos de marea roja en Chiloé y en otras zonas costeras de Chile (Paredes, 2020). Para desarrollar mejores formas de prevenir el riesgo local, y disminuir las incertidumbre en relación a las FAN y vedas propuestas por el gobierno como respuesta a este fenómeno, es necesario conocer la hidrodinámica de las zonas costeras, el desplazamiento de las FAN y el estado de vulnerabilidad y exposición de las poblaciones locales.

La vulnerabilidad social es el grado con el que una comunidad se encuentra potencialmente a ser impactada negativamente por algún evento específico (Cannon *et al.*, 2016; Filgueira, 2006; Herzer, 1990; Natenzon *et al.*, 2015), según sus condiciones particulares, por ejemplo, económicas, sociales, psicológicas (Li, 2017; Lupu, 2019; Golovanevsky, 2007; Represa *et al.*, 2018). Esta puede ser entendida como una característica de un grupo social relativa a su dependencia al sistema impactado y a la capacidad de adaptación que tienen respecto del cambio que genera determinado evento de riesgo (Berrouet *et al.*, 2018). Como las FAN han demostrado tener fuerte impacto en las comunidades costeras de Chiloé, es esperable encontrar una alta vulnerabilidad a las FAN en estas. La dependencia como aspecto de la vulnerabilidad se

estudió a partir de la identificación de hogares en el que su ingreso principal fuera de actividades extractivas en el MICH afectables por FAN, y la capacidad de adaptación a partir de su condición económica respecto de las líneas de pobreza (umbrales mínimos estimados en Chile para satisfacer las necesidades básicas, (Ministerio de Desarrollo Social, 2018), bajo las cuales son más vulnerables ante eventos de riesgo (Berrouet *et al.*, 2019; Filgueira, 2006; Herzer, 1990; Natenzon *et al.*, 2015). Si bien esta aproximación a la vulnerabilidad no abarca ámbitos fuera de lo económico ni la obtención de ingresos a partir de diversas actividades o de recursos de subsistencia, que ha sido descrita para personas en condiciones de pobreza en zonas rurales (Gardner *et al.*, 2015; Lebel *et al.*, 2015; Torrejón & Cisternas, 2003), da cuenta de parte de la vulnerabilidad económica que existe en estos grupos a eventos de FAN. Chiloé se encuentra en un escenario de transición tradicional a moderno, en la que modos de vida donde las personas obtienen sus recursos a través de actividades de subsistencia coexisten con la del trabajador asalariado (Barton *et al.*, 2013; Lazo & Carvajal, 2018).

En síntesis, si el hogar se ubica en una zona costera y se ve afectada por las FAN, se dirá que el ambiente influye en la vulnerabilidad del hogar (exposición). Si la actividad que realiza el jefe de hogar está relacionada con este y los recursos pesqueros (e.g. pescador, recolector de orilla, militicultor, etc.), se dirá que el riesgo proviene de la actividad económica-productiva que este desarrolla y en esas condiciones el hogar será vulnerable. Si a esto se le suma que muchos hogares aumentan su capital financiero con el uso gratuito y la venta de algunos elementos del ecosistema (e.g. peces, mariscos y algas), se podría decir que su capital financiero se ve afectado, lo que podría causar la pérdida del bienestar. Definida esta como la causa del riesgo que proviene debido a la variabilidad del ingreso en un hogar (Delgado *et al.* 2015). El análisis de las vulnerabilidades socio-ecológicas que conforman escenarios particulares de riesgo varía

según muchos factores, tales como las escalas temporales y espaciales, y la especificidad de la relación local sociedad-ecosistemas.

A continuación, se discuten los resultados del modelo hidrodinámico de la costa interior de la Isla de Chiloé y se identifican los procesos que originan la exposición y la vulnerabilidad socioecológica para las poblaciones rurales de la zona costera de Chiloé.

5.1 Exposición: Patrones encontrados en la modelización hidrodinámica

Se ha descrito que la hidrodinámica y las condiciones físico-químicas y biológicas del MICH se encuentran determinada por múltiples factores climáticos, oceanográficos y atmosféricos de distintas escalas espacio temporales, a nivel sinóptico, regional y local, tales como el ENSO, la posición del anticiclón del pacífico sur, los vientos del oeste, el frente polar, la topografía y batimetría (Narváez *et al.*, 2019; Strub *et al.*, 1998). El conocimiento de las corrientes en el MICH es limitado (Artal *et al.*, 2019; Sobarzo *et al.*, 2018; Strub *et al.*, 2019), así como la relación entre los distintos eventos señalados (Strub *et al.*, 2019). La modelización hidrodinámica barotrópica es una herramienta para una primera aproximación a la comprensión de la hidrodinámica, habiéndose demostrado su utilidad en la representación de corrientes de marea (Artal *et al.*, 2019).

En los resultados de los experimentos de modelización, la dispersión de las partículas en general fue hacia el norte, lo cual se relaciona a las condiciones topográficas de cada zona y la presencia/ausencia del viento, y también hacia el este, para el caso de las simulaciones que no incorporaron el efecto del viento. El MICH es un sistema hidrodinámico de tipo estuarino con flujo superficial hacia el océano pacífico (hacia el sur oeste a la Boca Guafo), y uno subsuperficial hacia el interior o noreste (Sievers & Silva, 2008). El transporte de partículas hacia el noreste, que es superficial, encontrado en los resultados de los experimentos no es contradictorio a esto, dado que

para la costa este de la Isla de Chiloé se ha descrito que la hidrodinámica está determinada por las mareas, vientos, batimetría y topografía, y no por factores baroclínicos relacionados con el gradiente de salinidad, debido al bajo ingreso de agua dulce en esta zona desde la Isla (Letelier *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 1998; Sobarzo *et al.*, 2018). Sumado a esto y concordante con los resultados, se ha documentado para la zona que el flujo hacia el norte es predominante (Palma *et al.*, 2011; Sievers & Silva, 2008; Strub *et al.*, 2019), y la presencia de corrientes geostróficas hacia el noreste (Strub *et al.*, 2019).

Los resultados con y sin viento presentaron un patrón de dispersión visualmente distinto y diferencias en el porcentaje de partículas retenidas en la mayoría de las localidades y cajas. Estas diferencias ilustran y dan cuenta de que el viento es un factor sensible en los experimentos, y por ello resaltan la importancia de investigar y desarrollarlo en mayor profundidad, probablemente mediante la utilización de campos de viento heterogéneos espacio-temporalmente y de parámetros calibrados que determinen la influencia de este en las partículas. Esto porque, por un lado, si bien los vientos utilizados para los experimentos (dirección hacia el oeste y suroeste) coinciden con la tendencia descrita para el MICH en época estival (dirección hacia el sur) (Letelier *et al.*, 2011; Strub *et al.*, 2019), estos al haber sido implementados como campo espacialmente homogéneo y constante por día, no incluyen la complejidad del viento, con las variaciones que responden a gradientes de temperatura, presión, topografía (Strub *et al.*, 1998), y a eventos de escala mayor (Strub *et al.*, 2019). Por otro lado, la influencia del viento sobre las partículas en MOHID está determinada principalmente por el valor de los parámetros tales como el coeficiente de arrastre, ángulo de deflexión y profundidad de las partículas, que en los experimentos tuvieron el valor que viene por defecto en el programa (3% y 0°) (Fernandes, 2018) y de 0 m, respectivamente. Estos

valores requieren ser estimados, calibrados y validados para un espacio físico y temporal específicos (Fernandes, 2018). Específicamente, definir la profundidad de partículas resulta complejo para los experimentos de modelación, dado que las microalgas, en particular *A. catenella* (representado en el modelo mediante las partículas), tienen migraciones verticales entre el día y la noche, y profundidades variables según la etapa de ciclo de vida (Brosnahan *et al.*, 2017).

Los experimentos que contemplaron solo el efecto de las mareas, aunque no explican en totalidad las corrientes, son representativas del sector, dado que las mareas son un componente cíclico y relativamente constante con alto grado de influencia en la región debido a la compleja línea de costa y fiordos (Strub *et al.*, 1998), siendo en algunas zonas el forzante que explica en mayor medida las corrientes (Letelier *et al.*, 2011; Sobarzo *et al.*, 2018). La resolución de la topografía es un aspecto del modelo que puede ser desarrollado en mayor profundidad para resultados más precisos, dado que ha sido descrito como un elemento sensible para modelos hidrodinámicos del MICH, en particular la del Canal de Chacao, Islas Desertores y entrada del Fiordo del Reloncaví, y, para los modelos que incluyen los fiordos al sur del Canal de Moraleda, como el modelo utilizado, al Archipiélago de Chonos (Aiken *et al.*, 2008).

La topografía es determinante en el patrón de corrientes y vientos (Letelier *et al.*, 2011). En los resultados de los experimentos el grado de retención de partículas estuvo determinado por la orientación de la línea de costa de cada sector y la presencia de Islas, que fueron limitantes al movimiento y dispersión de partículas. Las limitaciones topográficas más significativas para el desplazamiento de las partículas fueron la I. de Chiloé al oeste de la mayor parte de cajas y partículas, y de líneas de costa o islas al noreste, para el desplazamiento en bandas hacia el suroeste y noreste en las simulaciones sin viento, y hacia el oeste en las con viento.

5.2 Distribución de *A. catenella* e hidrodinámica

El éxito de las especies de *Alexandrium* se ha atribuido a su capacidad de generar quistes de resistencia, dado que les permiten sobrevivir a condiciones desfavorables en estado inactivo y ser transportados a otras zonas (Mardones *et al.*, 2016; Sandoval *et al.*, 2018), siendo su distribución espacio temporal determinante en la ubicación de las proliferaciones, pues es desde donde comenzarían y serían dispersadas a otros sectores (Molinet *et al.*, 2003; IFOP, 2018, 2019). El objetivo de los experimentos de modelización de descarga puntual de partículas fue analizar la dispersión de microalgas a partir de sectores donde se han registrado presencia de quistes a otros de la Isla, con excepción de la descarga en la Boca del Canal de Moraleda. Allí se tomó como punto representativo de Aysén norte (-43.77655 a -45.30344 S), donde también se han encontrado quistes y las FAN de *A. catenella* son de mayor intensidad, duración, frecuencia, y temporalmente anteriores a la aparición de eventos en el MICH (Mardones *et al.*, 2016; IFOP, 2019).

En los resultados se encontró que las dispersiones de partículas presentaron una baja conexión a otros sectores de la costa de la I. de Chiloé, tendiendo ir hacia el continente en el caso de las simulaciones por corrientes de marea, y a mantenerse en la misma localidad de descarga para las que incluyeron el viento. Tanto las partículas descargadas en el sur de Chiloé como aquellas descargadas en el C. de Moraleda no dispersaron hacia costas más al norte de Chiloé y Chiloé sur, respectivamente, lo cual no respalda la hipótesis de que las FAN de *A. catenella* originadas en Aysén serían advectadas al sur de Chiloé y posteriormente a sus costas más al norte (IFOP, 2018, 2019). Sin embargo, es posible que, ajustando, mediante calibración y validación, los parámetros que determinan el efecto del viento en las partículas, junto con la aplicación de campos de vientos espacio-temporal heterogéneos para el área, los resultados sean diferentes, dado que es probable que el efecto del viento en las partículas este sobre

estimado debido a que la profundidad de las partículas utilizada es menor que la de las microalgas (Brosnahan *et al.*, 2017; Molinet *et al.*, 2003), por lo que están más expuestas al viento en las simulaciones que lo que se encuentran en la realidad. Además, al existir grandes diferencias entre los resultados con y sin viento, queda en evidencia que la influencia del viento en la circulación horizontal en el modelo es superior a las de las corrientes de marea (al aplicarlo), cuando en la literatura lo que se ha descrito es que en el MICH las mareas tienen mayor incidencia en la circulación horizontal que el viento (Letelier *et al.*, 2011). Pese a las diferencias entre los experimentos con y sin vientos, se encontró similitud en que se identifica a Castro, Chonchi, Yaldad y Golfo de Quetalmahue como sectores donde se retienen partículas, y a donde tienden a dirigirse partículas de localidades cercanas al este de estas. Yaldad, Bahía Quellón y sus alrededores, han sido sugeridos previamente como zona de retención de quistes (Salgado *et al.*, 2011).

Pese a que la abundancia celular de *A. catenella* en el sur de la Región de los Lagos y Aysén norte llegan a valores altos, la densidad de quistes registrados en sus sedimentos es baja en comparación a las registradas en otras partes (Mardones *et al.*, 2016; Seguel & Sfeir, 2003). Por ello se ha postulado la posible existencia de bancos de quistes que no han sido localizados, pudiendo encontrarse en la costa expuesta del Océano Pacífico (IFOP, 2019). Sin embargo, recientemente se encontró para la zona que redes de pesca y mariscos son reservorios importantes de quistes (Rodríguez-Villegas *et al.*, 2020), y por tanto podrían explicar la distribución espacio temporal de estas FAN. Otra posible explicación de esta baja densidad de quistes registrada en la zona podría deberse al momento en el que estos son muestreados, dado que en Chile la permanencia de quistes en los sedimentos registrada es de aproximadamente 3 meses después del peak de una FAN, renovándose constantemente (Díaz *et al.*, 2014;

Mardones *et al.*, 2016), y con variaciones de densidades en su distribución entre localidades según la temporada del año (Seguel *et al.*, 2010).

5.3 Uso de espacio marino costero y exposición

Las áreas con mayor retención de partículas en los experimentos corresponden al Golfo de Quetalmahue, la costa de Castro, el área comprendida entre Queilén y Quellón y el sector Yaldad - Bahía Quellón, y, a nivel comunal, las de Chonchi, Quellón norte, Castro y Quellón centro. Estas zonas coinciden con los sectores que presentaron mayor presencia de centros de mitilicultura y diversidad de usos de espacio marino costero, y se caracterizan por ser zonas más cerradas, con presencia de bahías o islas. Resulta interesante entender si esto responde a que son condiciones más favorables para la mitilicultura, a si se debe a la distribución de larvas de mitílidos o si es por alguna otra razón que pueda ser prescindible. Ello podría favorecer la llegada de FAN a estos cultivos y la permanencia de estas, quistes y toxinas, así como de otros contaminantes, habiéndose descrito que las toxinas presentan una estabilidad variable en el agua, relativa a variables como lo son la temperatura o el pH (Che *et al.*, 2020), y que los quistes pueden ser acumulados en los mariscos (Rodríguez-Villegas *et al.*, 2020). Se le suma a esto que se ha descrito largos tiempos de detoxificación de los mariscos en el área, permaneciendo en estos varios meses, o hasta 80 días después de las proliferaciones (Mardones & Clement, 2016; Sandoval *et al.*, 2018), y que las áreas donde ocurren las proliferaciones de *A. catenella* coinciden geográficamente con las áreas con mayor concentración de *M. chilensis* y de centros de cultivos (Velasquez & Navarro, 2014).

5.4 Vulnerabilidad económica

El análisis de vulnerabilidad se realizó a partir de datos de la encuesta Casen 2017 y socio-ecológica 2019, debido a las ventajas/desventajas que poseía cada una. Las diferencias en las metodologías de cálculo de índices IVE e IEE, la falta de representatividad en la encuesta Casen y de la ausencia de parte de las comunas en la socio-ecológica, hace que los índices generados en base de ambas encuestas, y su comparación, no permitan llegar a conclusiones cuantitativas. Además, se encontró que el IEE y el IVE generados de la encuesta Casen presentaron diferencias según si fueron calculados con la LP y LPE específica de cada comuna o promedio (LP y LPE calculadas del número de personas por hogar específico o promedio entre las comunas), siendo estos últimos resultados de índices más homogéneos (valores de IEE e IVE más cercanos entre las comunas), lo cual es síntoma de la sensibilidad de estos cálculos al número de personas por hogar, y que podría representar un problema en cuanto a la veracidad de los datos, que no son representativos. Mientras que, en los resultados de IEE e IVE generados de la encuesta socio-ecológica, no presentaron diferencias importantes al aplicar el número promedio de personas por hogar específica o común entre las comunas.

Los resultados entre ambas encuestas son similares en cuanto a que identifican a Quemchi como una de las comunas más vulnerables y con condiciones económicas más bajas (mayor IEE). Quemchi es seguida en vulnerabilidad por Quellón (mayor dependencia) en el caso de la encuesta socio ecológica, y en el caso de la encuesta Casen, superada por Queilén (mayor dependencia) y seguida por Chonchi y Quellón. Por otro lado, a partir de los resultados de la encuesta Casen se sugiere que las comunas menos vulnerables a FAN de Chiloé corresponden a Castro, Dalcahue y Ancud por presentar baja dependencia, mientras que según la socio-ecológica Chonchi y Ancud.

Se encontró menor dependencia en los resultados provenientes de la encuesta socio-ecológica que en la Casen, donde Chonchi presenta una baja dependencia económica, mientras que en la encuesta Casen es de las más altas. Estas diferencias si bien podrían deberse a un problema de representatividad de los datos de la encuesta Casen, también podrían dar cuenta de cambios en las actividades de generación de ingreso de las comunidades chilotas rurales entre los años 2017 y 2019. Pese a que se ha descrito una transición a modos de vida modernos, con mayor dependencia a factores externos y salarios de empresas acuícolas, también ha existido un aumento del turismo y de diversificación de actividades económicas (Lazo & Carvajal, 2018). Estas, en un contexto de mayor frecuencia de FAN posterior a la crisis socio-económica del 2016 gatillada por FAN, generó desempleo (Mascareño *et al.*, 2018). Ello podría influir en que las personas escojan actividades de ingreso principal económico distintas a aquellas que son impactadas por estos eventos.

5.5 Exposición y vulnerabilidad económica

Integrando los resultados de exposición y de vulnerabilidad es posible identificar como comuna con mayor proporción de habitantes rurales con riesgo de ser impactados por FAN a la comuna de Quellón. Esto por ser la comuna con la exposición más alta, al encontrarse en un sector donde las FAN son más frecuentes (Molinet *et al.*, 2003; Mardones *et al.*, 2010, Buschman *et al.*, 2016; IFOP, 2017), con mayor retención de partículas, concentrar un área alta de actividades acuícolas y tener diversidad de usos de espacio marino costero, especialmente en el sector entre Yaldad y Bahía Quellón. Esto, teniendo una vulnerabilidad económica intermedia para la encuesta Casen y de las más altas para la encuesta socio-ecológica, con una dependencia de 23-24%,

respectivamente. Por otro lado, Ancud fue identificada como la comuna en la que sus habitantes rurales poseen el menor riesgo, dado que pese a presentar un IEE alto, registró una baja dependencia y una capacidad de retención muy variable según su área, siendo más bien baja con excepción del Golfo de Quetalmahue. Además, en esta comuna también se observa una predominancia de acuicultura en algas, actividad que no ha mostrado ser impactada por FAN.

Por su parte, Chonchi es una comuna que dependiendo de la utilización de datos de la encuesta socio-ecológica o Casen (2017) presenta mayor o menor riesgo a FAN. Esta es de las comunas más expuestas después de Quellón, con áreas destinadas a la mitilicultura, por tener de las mayores retenciones de partículas y ser receptora de la comuna de Queilén (transporte de partículas). Sin embargo, respecto a su vulnerabilidad, según la encuesta Casen tiene alta dependencia, pero según la socio-ecológica, es la de menor dependencia, aunque con valores cercanos al resto. La encuesta socio-ecológica, al ser representativa y más reciente, sugiere que la vulnerabilidad de Chonchi no es tanta como la estimada a partir de datos de la encuesta Casen. Pese a esto, debido a su exposición, se considera que es la segunda comuna de mayor riesgo, para el caso de las FAN de *A. catenella*, al considerar su distribución espacio temporal más frecuente en la zona más austral del MICH (Buschman *et al.*, 2016; Mardones *et al.*, 2010; Mardones *et al.*, 2012; Mascareño *et al.*, 2018; Molinet *et al.*, 2003; IFOP, 2017, 2018; Sandoval *et al.*, 2018).

Por otro lado, las comunas de la zona central de la Isla (Castro, Dalcahue, Quinchao, Puqueldón y C. de Velez), presentaron las mayores áreas destinadas a mitilicultura. De estas comunas, las analizadas fueron Castro y Dalcahue, que tienen de las mayores retenciones de partículas (particularmente Castro), por lo que presentan una exposición potencial alta. Sin embargo, en esta zona las FAN son menos frecuentes

que las comunas más al sur, y son además comunas donde la vulnerabilidad económica encontrada fue baja debido a su poca dependencia, en ambas encuestas. Por esto, los habitantes rurales de Castro y Dalcahue no se identifican como de alto riesgo a FAN, pero potencialmente sí lo son las personas que trabajan en actividades extractivas dentro de esta zona, probablemente provenientes de otras comunas o de las no evaluadas en este seminario (Quincaho, C. de Velez, Puqueldón), dependiendo de su condición económica.

Además, se encontró comunas en las que la vulnerabilidad económica fue alta con una exposición baja. Tal es el caso de Queilén, que siendo una de las comunas con población más vulnerable a mareas rojas (según encuesta Casen), no tiene una exposición alta, al no tener una cantidad importante de área destinada a actividades acuícolas y presentar baja retención de partículas, por lo que el riesgo de su población es en menor medida en caso de trabajar en su misma comuna y en mayor medida si trabajan en otras. Se sugiere que la no concordancia de alta dependencia con la baja de áreas destinadas a mitilicultura puede deberse al posible traslado de habitantes por trabajo a localidades de otras comunas, descrito para la zona (Lazo & Carvajal, 2018). Por otro lado, Quemchi, pese a presentar la población más vulnerable, tanto por condición económica como de dependencia (según la encuesta Casen), además de contener una cantidad importante de áreas destinada a salmonicultura y mitilicultura, no presenta una exposición muy alta a las FAN, por su baja retención de partículas y, para el caso de FAN de *A. catenella*, al encontrarse al norte de las I. Desertores, donde las FAN de esta especie son menos frecuentes. No obstante, esta baja retención podría ser mayor al aumentar la resolución del modelo, mediante un mayor detalle en la línea de costa, por ejemplo, del Canal de Caucahué, que concentra alta actividad acuícola en Quemchi.

Existe incertidumbre en cuanto al futuro de las FAN y el riesgo de impacto asociado a estas, dada la falta de conocimiento y ser campos de investigación actuales, en cuanto a la diversidad de especies de microalgas nocivas, su biología (como su toxicidad y ciclo de vida), las condiciones que determinan su abundancia, distribución, y el impacto que generan las actividades antrópicas en estas (Band-Schmidt *et al.*, 2019; Díaz *et al.*, 2018; Quiñones *et al.*, 2019; Sandoval *et al.*, 2018). En el presente las FAN de *A. catenella* son más frecuentes en la zona sur de Chiloé y en el norte de Aysén (Buschman *et al.*, 2016; Mardones *et al.*, 2010; Mardones *et al.*, 2012; Mascareño *et al.*, 2018; Molinet *et al.*, 2003; IFOP, 2017, 2018; Sandoval *et al.*, 2018), haciendo que la probabilidad de presencia, y por ende exposición, de dicha área sea mayor que más al norte del MICH, especialmente en donde la renovación de aguas es menor. Esta distribución de *A. catenella* podría cambiar en el futuro, especialmente en el contexto actual de uso antrópico intensivo del MICH, con superposición de actividades y actores (Outeiro *et al.*, 2015), de cambios de mayor escala, como atmosféricos, oceanográficos y/o climáticos (Trainer *et al.*, 2020) y mayor frecuencia de FAN durante las últimas décadas (Alves de Souza *et al.*, 2019; Quiñones *et al.*, 2019; Sandoval *et al.*, 2018). Además de la incertidumbre asociada a la ocurrencia de las FAN, también está la relacionada al efecto metabólico y bioacumulativo que estas tienen en las distintas poblaciones de recursos hidrobiológicos (Velásquez & Navarro, 2014), y, en el ámbito socio-económico, al futuro de las actividades económicas industriales y de los habitantes de la Isla, encontrándose en un estado de transición entre lo tradicional y lo moderno (Barton *et al.*, 2013; Lazo & Carvajal, 2018).

6. CONCLUSIONES

- Las zonas con islas y de orientación noreste de línea de costa presentaron mayor grado de retención en la costa interior de la Isla de Chiloé.
- Se encontró un bajo transporte general de partículas entre las localidades de la costa de Chiloé. De esto, el transporte desde el sur de la Isla de Chiloé y de Aysén hacia costas más al norte de la Isla de Chiloé no explicaría la distribución de FAN de *A. catenella*. Sin embargo, el viento mostró ser un elemento sensible en el modelo.
- Las áreas con mayor retención de partículas coinciden con aquellas que presentan más centros de acuicultura, siendo la comuna más expuesta Quellón, especialmente entre Yaldad y Bahía Quellón, seguida por Chonchi. Las comunas del centro de Chiloé tienen mayor exposición potencial, por encontrarse en un área con alta retención y centros acuícolas, pero donde la frecuencia de *A. catenella* es menor en el presente.
- Quellón es la comuna con mayor riesgo, Ancud la de menor riesgo, Quemchi y Queilén con mayor vulnerabilidad económica rural; y la zona central con un alto potencial de exposición, debido a que es una zona con alta retención y actividad acuícola.
- Existe incertidumbre en torno a las FAN y el futuro de las actividades predominantes en la Isla de Chiloé, que, en un contexto de cambios ambientales y de transición de modo de vida y aspectos socio-económicos, se acentúa.
- Se propone que la aproximación empleada de teoría social del riesgo y sistemas socio-ecológicos, espacialmente explícita, es de utilidad para la toma de decisiones y la gestión ambiental, dado que integra conocimiento

interdisciplinario, identificando elementos que permiten comprender eventos de riesgo y las relaciones existentes entre estos dentro de los del sistemas socio ecológicos, que pueden ser empleados para la prevención o disminución de riesgos y establecer las próximas líneas de investigación para la comprensión de elementos de incertidumbre.

7. BIBLIOGRAFÍA

Aguilera-Belmonte, A., Inostroza, I., Carrillo, K. S., Franco, J. M., Riobó, P., & Gómez, P. I. 2013. The combined effect of salinity and temperature on the growth and toxin content of four Chilean strains of *Alexandrium catenella* (Whedon and Kofoid) Balech 1985 (Dinophyceae) isolated from an outbreak occurring in southern Chile in 2009. *Harmful Algae*, 23, 55-59.

Aiken, C. M. 2008. Barotropic tides of the Chilean Inland Sea and their sensitivity to basin geometry. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 113(C8).

Alcamo, J. (2003). Ecosystems and human well-being: a framework for assessment.

Alves-de-Souza, C., Iriarte, J. L., & Mardones, J. I. 2019. Interannual Variability of *Dinophysis acuminata* and *Protoceratium reticulatum* in a Chilean Fjord: Insights from the Realized Niche Analysis. *Toxins*, 11(1), 19.

Anderson, D.M., Alpermann, T.J., Cembella, A., Collos, Y., Masseret, E. & Montresor, M. 2012. The globally distributed genus *Alexandrium*: Multifaceted roles in marine ecosystems and impacts on human health. – *Harmful Algae* 14: 10–35.

Anderson, D. 2014. HABs in a changing world: a perspective on harmful algal blooms, their impacts, and research and management in a dynamic era of climactic and

environmental change. In *Harmful algae 2012: proceedings of the 15th International Conference on Harmful Algae: October 29-November 2, 2012, CECO, Changwon, Gyeongnam, Korea/editors, Hak Gyoon Kim, Beatriz Reguera, Gustaaf M. Hallegraeff, Chang Kyu Lee, M.* (Vol. 2012, p. 3). NIH Public Access.

Artal, O., Pizarro, O., & Sepúlveda, H. H. 2019. The impact of spring-neap tidal-stream cycles in tidal energy assessments in the Chilean Inland Sea. *Renewable Energy*, 139, 496-506.

Avaria, S., Jorquera, L., Muñoz, P., & Vera, P. 1999. Distribución del microfitoplancton marino en la zona de aguas interiores comprendidas entre el golfo de Penas y el estrecho de Magallanes, Chile, en la primavera de 1996 (Crucero Cimar-Fiordo 2). *Cienc. Tecnol. Mar*, 22, 81-110.

Band-Schmidt, C. J., Durán-Riveroll, L. M., Bustillos-Guzmán, J. J., Leyva-Valencia, I., López-Cortés, D. J., Núñez-Vázquez, E. J., & Ramírez-Rodríguez, D. V. 2019. Paralytic toxin producing dinoflagellates in Latin America: Ecology and physiology. *Frontiers in Marine Science*, 6, 42.

Barton, J., Román, A., Salazar, A., & McPhee, B. 2013. ¿Son nuevas las ruralidades de Chiloé? Transformaciones territoriales y la “modernización” de los modos de vida rurales. In *Anales de la Sociedad Chilena de Ciencias Geográficas* (pp. 197-203). Santiago de Chile: Sociedad Chilena de Ciencias Geográficas.

Barton, J. R., & Fløysand, A. 2010. The political ecology of Chilean salmon aquaculture, 1982–2010: A trajectory from economic development to global sustainability. *Global Environmental Change*, 20(4), 739-752.

Berrouet, L. M., Machado, J., & Villegas-Palacio, C. 2018. Vulnerability of socio-ecological systems: A conceptual Framework. *Ecological indicators*, 84, 632-647.

Berrouet, L., Villegas-Palacio, C., & Botero, V. 2019. A social vulnerability index to changes in ecosystem services provision at local scale: A methodological approach. *Environmental Science & Policy*, 93, 158-171.

Braunschweig, F., Martins, F., Chambel, P., & Neves, R. 2003. A methodology to estimate renewal time scales in estuaries: the Tagus Estuary case. *Ocean Dynamics*, 53(3), 137-145.

Brosnahan, M. L., Ralston, D. K., Fischer, A. D., Solow, A. R., & Anderson, D. M. 2017. Bloom termination of the toxic dinoflagellate *Alexandrium catenella*: Vertical migration behavior, sediment infiltration, and benthic cyst yield. *Limnology and oceanography*, 62(6), 2829-2849.

Buschmann, A., Farías, L., Tapia, F., Varela, D., & Vásquez, M. 2016. Informe Final Comisión Marea Roja. *Academia Chilena de Ciencias*.

Cannon, T. 2016. Social Vulnerability and Environmental Hazards. *International Encyclopedia of Geography: People, the Earth, Environment and Technology: People, the Earth, Environment and Technology*, 1-8.

Cardona, O. D. 2006. "Midiendo lo Inmedible" Indicadores de Vulnerabilidad y Riesgo. *Instituto de Estudios Ambientales (IDEA)*.

Cerejo, M., & Dias, J. M. (2007). Tidal transport and dispersal of marine toxic microalgae in a shallow, temperate coastal lagoon. *Marine environmental research*, 63(4), 313-340.

Che, Y., Ding, L., Qiu, J., Ji, Y., & Li, A. 2020. Conversion and Stability of New Metabolites of Paralytic Shellfish Toxins under Different Temperature and pH Conditions. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 68(5), 1427-1435.

Contreras, H. R., & García, C. 2019. Inter-species variability of okadaic acid group toxicity in relation to the content of fatty acids detected in different marine vectors. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 36(3), 464-482.

Delgado L. E., Marín V. H., Asún R., Zúñiga C., Natenzon C., Castro-Díaz R., Paredes L. D., Caprioli F. 2019d. Environmental governance for coastal marine ecosystems services of Chiloé Island (Southern Chile). In: Delgado L. E. and Marín V. H. (eds) *Social-ecological systems of Latin America: complexities and challenges*. Springer Nature Switzerland AG. pp. 389-405

Delgado, L.E., & Marín, V.H. 2016. Well-being and the use of ecosystem services by rural households of the Río Cruces watershed, southern Chile. *Ecosystem services*, 21, pp. 81-91.

Delgado, L.E., Torres-Gomez, M., Tironi, A. & V. Marín, (2015). Estrategia de Adaptación Local al cambio Climático para el acceso equitativo al agua en zonas rurales de Chile. *Revista América Latina Hoy*, Vol (69) 113-137.

Diaz, P. A., Molinet, C., Seguel, M., Diaz, M., Labra, G., & Figueroa, R. I. 2014. Coupling planktonic and benthic shifts during a bloom of *Alexandrium catenella* in southern Chile: Implications for bloom dynamics and recurrence. *Harmful Algae*, 40, 9-22.

Díaz, P. A., Molinet, C., Seguel, M., Díaz, M., Labra, G., & Figueroa, R. I. 2018. Species diversity and abundance of dinoflagellate resting cysts seven months after a bloom of *Alexandrium catenella* in two contrasting coastal systems of the Chilean Inland Sea. *European Journal of Phycology*, 53(3), 410-421.

Díaz, P. A., Álvarez, A., Varela, D., Pérez-Santos, I., Díaz, M., Molinet, C., & Rengel, J. 2019. Impacts of harmful algal blooms on the aquaculture industry: Chile as a case study. *Perspectives in Phycology* 39-50.

Eckford-Soper L, Daugbjerg N. 2016. The ichthyotoxic genus *Pseudochattonella* (Dictyochophyceae): distribution, toxicity, enumeration, ecological impact, succession and life history –a review. *Harmful Algae* 58: 51 – 58.

Fernandes, R. 2018. Risk Management of Coastal Pollution from Oil Spills Supported by Operational Numerical Modelling (Doctoral dissertation, Ph. D. Thesis, Universidade de Lisboa, Lisbon, Portugal).

Filgueira, C. 2006. Estructura de Oportunidades y Vulnerabilidad Social. Aproximaciones conceptuales recientes. *Política y Gestión*, nº 9 (pp. XV,XVI, 10)

Garcés, E. & Camp, J. 2012. Habitat changes in the Mediterranean Sea and the consequences for Harmful Algal Blooms. *Life in the Mediterranean Sea: A Look at Habitat Changes*. pp. 519-541.

Gardner, R.C., Barchiesi, S., Beltrame, C., Finlayson, C.M., Galewski, T., Harrison, I., Paganini, M., Perennou, C., Pritchard, D.E., Rosenqvist, A., & Walpole, M. 2015. State

of the World's Wetlands and their Services to People: A Compilation of Recent Analyses. *Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland. Ramsar Briefing Note, 7*, 21 pp.

GEOHAB. 2001. Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms: Science Plan. P. Glibert and G. Pitcher, eds, SCOR and IOC, Baltimore and Paris, 86 pp.

Glibert, P.M., Allen, J.I., Artioli, Y., Beusen, A., Bouwman, L., Harle, J., Holmes, R. & Holt, J. 2014. Vulnerability of coastal ecosystems to changes in harmful algal blooms distribution in response to climate change: projections based on model analysis. *Global Change Biology*. 20: 3845–3858.

Gobler, C. J., Doherty, O. M., Hattenrath-Lehmann, T. K., Griffith, A. W., Kang, Y., & Litaker, R. W. 2017. Ocean warming since 1982 has expanded the niche of toxic algal blooms in the North Atlantic and North Pacific oceans. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(19), 4975-4980.

Golovanevsky, L. 2007. Vulnerabilidad social: una propuesta para su medición en Argentina. *Revista de economía y estadística*, 45(2), 53-94.

Griffin, J. E., Park, G., & Dam, H. G. 2019. Relative importance of nitrogen sources, algal alarm cues and grazer exposure to toxin production of the marine dinoflagellate *Alexandrium catenella*. *Harmful algae*, 84, 181-187.

Guzmán, L., Campodónico, I., & Antunovic, M. (1975). Estudios sobre un florecimiento tóxico causado por *Gonyaulax catenella* en Magallanes. IV. Distribución y niveles de toxicidad del Veneno Paralítico de los Mariscos (noviembre de 1972-noviembre de 1973). In *Anales del Instituto de la Patagonia*.

Guzmán, L., & Campodónico, I. (1978). Mareas rojas en Chile [plancton]. Red tides in Chile [plankton]. *Interciencia (Venezuela)*. 3(3), 144-151.

Guzmán, L., Pacheco, H., Pizarro, G., & Alarcón, C. (2002). Alexandrium catenella y veneno paralizante de los mariscos en Chile. *Floraciones algales nocivas en el cono sur americano*, 235-255.

Haines-Young, R., & Potschin-Young, M. 2018. Revision of the common international classification for ecosystem services (CICES V5. 1): a policy brief. *One Ecosystem*, 145.

Hallegraeff, G.M. 1993: A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*. 32: 79–99.

Hallegraeff, G. M., Marshall, J. A., Valentine, J., & Hardiman, S. 1998. Short cyst-dormancy period of an Australian isolate of the toxic dinoflagellate *Alexandrium catenella*. *Marine and Freshwater Research*, 49(5), 415-420.

Hallegraeff, G. M. 2010. Ocean climate change, phytoplankton community responses, and harmful algal blooms: a formidable predictive challenge 1. *Journal of phycology*, 46(2), 220-235.

Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., ... & Fujita, R. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *science*, 319(5865), 948-952.

Heisler, J., Glibert, P.M., Burkholder, J.M., Anderson, D.M., Cochlan, W., Dennison, W.C., Dortch, Q., Gobler, C.J., Heil, C.A., Humphries, E., Lewitus, A., Magnien, R.,

Marshall, H.G., Sellner, K., Stockwell, D.A., Soecker, D.K. & Suddleson, M. 2008. Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. *Harmful Algae*. 8: 3–13.

Herzer, H. M. 1990. Los desastres no son tan naturales como parecen. *Medio Ambiente y Urbanización: Desastres y Vulnerabilidad en América Latina*. Vol. 8, pp. 3-10. Instituto Internacional de Medio Ambiente y Desarrollo (IIED).

Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). 2017. Programa de manejo y monitoreo de las mareas rojas en las regiones de Los Lagos, Aysén y Magallanes, etapa X 2016-1.

Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). 2018. Informe Final. Programa de manejo y monitoreo de las mareas rojas en las regiones de Los Lagos, Aysén y Magallanes, etapa XI 2017-18.

Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). 2019. Programa de manejo y monitoreo de las mareas rojas en las regiones de Los Lagos, Aysén y Magallanes, etapa XII 2018-19.

Instituto Nacional de Estadísticas (INE). 2017. Estadísticas de la Región de Los Lagos. [Base de datos en línea] https://regiones.ine.cl/los-lagos/estadisticas#Estad%C3%ADsticas_de_Poblaci%C3%B3n. [Última fecha de consulta: 3 de diciembre del 2019].

Iriarte J., Quiñones R., González R. 2005. Relationship between biomass and enzymatic activity of a bloom-forming dinoflagellate (Dinophyceae) in southern Chile 41(S): a field approach. *Journal of Plankton Research* 27, 159-166.

Lagos, N. 2003. Paralytic shellfish poisoning phycotoxins: occurrence in South America. *Comments on Toxicology*, 9(2), 175-193.

Lazo, A., & Carvajal, D. 2018. La movilidad y el habitar chilote. Cambios, rupturas y continuidades en las prácticas de movilidad cotidiana de los habitantes del archipiélago de Chiloé, en el sur austral de Chile. *Chungará (Arica)*, 50(1), 145-154.

Lebel, L., Wattana, S., & Talerngsri, P. 2015. Assessments of ecosystem services and human well-being in Thailand build and created demand for coproductive capacity. *Ecology and Society*, 20:1, 12 pp.

Lee, Y. J. 2014. Social vulnerability indicators as a sustainable planning tool. *Environmental Impact Assessment Review*, 44, 31-42.

Lembeye G. 1994. Dinophysis acuta y brotes de intoxicaciones diarreicas en Chile. *IOC Workshop Report*. 101, pp. 30-33.

Lembeye, G., Yasumoto, T., Zhao, J. & Fernández, R. 1993. DSP outbreak in Chilean fiords. – In: Smayda, T.J. & Shimizu, Y (eds.), *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*. Elsevier, Amsterdam, pp. 525–529.

Letelier, J., Soto-Mardones, L., Salinas, S., Osuna, P., López, D., Sepúlveda, H. H., ... & Rodrigo, C. 2011. Variabilidad del viento, oleaje y corrientes en la región norte de los fiordos Patagónicos de Chile. *Revista de biología marina y oceanografía*, 46(3), 363-377.

Li, H., Zhang, H., Wang, F., & Wang, Z. 2017. Social risk assessment index system by composite catastrophe models: A case study in contemporary China. In *Proceedings of the Tenth International Conference on Management Science and Engineering Management*. pp. 1643-1652. Springer, Singapore.

Lupu, L. 2019. The concept of social risk: A geographical approach. *Quaestiones Geographicae*, 38(4), 5-13.

MEA, (Millenium Ecosystem Assessment, USA.). 2005. Ecosystems and human wellbeing: synthesis. Island, Washington, DC.

Mardones, J., Clément, A., Rojas, X., & Aparicio, C. 2010. *Alexandrium catenella* during 2009 in Chilean waters, and recent expansion to coastal ocean. *Harmful Algae News*, 41, 8-9.

Mardones, J., Clement, A., & Rojas, X. 2012. Monitoring potentially ichthyotoxic phytoplankton in southern fjords of Chile. *Harmful Algae News*, 45, 6-7.

Mardones, J. I., Dorantes-Aranda, J. J., Nichols, P. D., & Hallegraeff, G. M. 2015. Fish gill damage by the dinoflagellate *Alexandrium catenella* from Chilean fjords: synergistic action of ROS and PUFA. *Harmful Algae*, 49, 40-49.

Mardones, J. I., & Clement, A. 2016. Manual de Microalgas del Sur de Chile.

Mardones, J. I., Bolch, C., Guzmán, L., Paredes, J., Varela, D., & Hallegraeff, G. M. 2016. Role of resting cysts in Chilean *Alexandrium catenella* dinoflagellate blooms revisited. *Harmful Algae*, 55, 238-249.

Marín, V. H., & Campuzano, F. J. 2008. un modelo hidrodinámico-barotrópico para los fiordos australes de Chile entre los 41° S y los 46° S. *Ciencia y Tecnología del Mar*, 31(2), 125-136.

Mascareño, A., Cordero, R., Azócar, G., Billi, M., Henríquez, P. A., & Ruz, G. A. 2018. Controversies in social-ecological systems: lessons from a major red tide crisis on Chiloe Island, Chile. *Ecology and Society*, 23(4), 15.

Martins, V. N., e Silva, D. S., & Cabral, P. 2012. Social vulnerability assessment to seismic risk using multicriteria analysis: the case study of Vila Franca do Campo (São Miguel Island, Azores, Portugal). *Natural hazards*, 62(2), 385-404.

Mateus, M., Silva, A., de Pablo, H., Moita, M. T., Quental, T., & Pinto, L. 2013. Using Lagrangian elements to simulate alongshore transport of harmful algal blooms. *Ocean modelling for coastal management—case studies MOHID*. IST Press, Lisbon, 235-247.

Ministerio de Salud (Minsal). 2019. Reglamento Sanitario de los Alimentos. Diario Oficial.

Ministerio del Desarrollo Social y Familia. 2019. Valor de la Canasta Básica de Alimentos y Líneas de Pobreza. Informe Mensual. Obtenido de http://observatorio.ministeriodesarrollosocial.gob.cl/ipc_pob_informe3.php?ano=2019

Ministerio del Desarrollo Social y Familia. 2018. Informe del Desarrollo Social 2018. Obtenido de <http://www.desarrollosocialyfamilia.gob.cl/informacion-social/informes-de-desarrollo-social>.

Ministerio del Desarrollo Social y Familia. 2017. Manual del Investigador Casen 2017. Obtenido de <http://observatorio.ministeriodesarrollosocial.gob.cl/casen-multidimensional/casen/metodologia.php>.

Molinet, C., Lafon, A., Lembeye, G., & Moreno, C. A. 2003. Patrones de distribución espacial y temporal de floraciones de *Alexandrium catenella* (Whedon & Kofoid) Balech 1985, en aguas interiores de la Patagonia noroccidental de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 76(4), 681-698.

Montes R.M., Rojas X., Artacho P., Tello A., Quiñones R.A. 2018. Quantifying harmful algal bloom thresholds for farmed salmon in southern Chile. *Harmful Algae*, 77: 55 – 65.

Moreno-Pino, M., Krock, B., De la Iglesia, R., Echenique-Subiabre, I., Pizarro, G., Vásquez, M., & Trefault, N. 2018. Next Generation Sequencing and mass spectrometry reveal high taxonomic diversity and complex phytoplankton-phycotoxins patterns in Southeastern Pacific fjords. *Toxicon*, 151, 5-14.

Muñoz, P. 1992. Presencia de dinoflagelados tóxicos del genero *Dinophysis* en el seno de Aysén. *Chile. Rev. Biología Marina, Valparaiso*, 27, 187-212.

Narváez, D. A., Vargas, C. A., Cuevas, L. A., García-Loyola, S. A., Lara, C., Segura, C., & Broitman, B. R. 2019. Dominant scales of subtidal variability in coastal hydrography of the Northern Chilean Patagonia. *Journal of Marine Systems*, 193, 59-73.

Natenzon, C., Marlenko, N., González, S., Ríos, D., Murgida, A., Meconi, G., & Calvo, A. 2003. Las dimensiones del riesgo en ámbitos urbanos. Catástrofes en el Área Metropolitana de Buenos Aires. ALESSANDRI CARLOS, Ana Fani; Roberto Bertoncello. *Procesos territoriales en Argentina y Brasil. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires/Universidad de San Pablo*, 255-276.

Natenzon, C. E., & Ríos, D. (Eds.). 2015. *Riesgos, catástrofes y vulnerabilidades: aportes desde la geografía y otras ciencias sociales para casos argentinos*. Imago Mundi.

Outeiro, L., & Villasante, S. 2013. Linking salmon aquaculture synergies and trade-offs on ecosystem services to human wellbeing constituents. *Ambio*, 42(8), 1022-1036.

Outeiro, L., Häussermann, V., Viddi, F., Hucke-Gaete, R., Försterra, G., Oyarzo, H., & Villasante, S. .2015. Using ecosystem services mapping for marine spatial planning in southern Chile under scenario assessment. *Ecosystem services*, 16, 341-353.

Outeiro, L., Villasante, S., & Oyarzo, H. 2018. The interplay between fish farming and nature based recreation-tourism in Southern Chile: A perception approach. *Ecosystem services*, 32, 90-100.

Paredes, L. 2019. Desarrollo De Un Modelo Conceptual Para El Manejo De Servicios Ecosistémicos Costeros: Isla Grande De Chiloé. Magíster en Gestión y Planificación Ambiental, Universidad de Chile. 2019.

Palma, S., Silva, N., Retamal, M. C., & Castro, L. 2011. Seasonal and vertical distributional patterns of siphonophores and medusae in the Chiloé Interior Sea, Chile. *Continental Shelf Research*, 31(3-4), 260-271.

Pitchon, A. 2015. Large-Scale Aquaculture and Coastal Resource-Dependent Communities: Tradition in Transition on Chiloe Island, Chile. *The Journal of Latin American and Caribbean Anthropology*, 20(2), 343-358.

Pizarro, G., Alarcón, C., Franco, J. M., Palma, M., Escalera, L., Reguera, B., ... & Guzmán, L. 2011. Distribución espacial de *Dinophysis spp.* y detección de toxinas DSP en el agua mediante resinas DIAION (verano 2006, región de Los Lagos, Chile). *Ciencia y Tecnología del Mar*, 34(1-2), 31-48.

Pizarro, G., Garrido, C., Zamora, C. Alarcón, C., Raimapo, R., Salgado, P., & Faure, M. T. 2015. Distribución de *Alexandrium catenella* y de toxinas paralizantes en el

fitoplancton y mariscos entre el Estrecho de Magallanes y Tierra del Fuego (primavera 2010). *Ciencia Tecnología y Mar*, 36, 2013-2015.

Quiñones, R. A., Fuentes, M., Montes, R. M., Soto, D., & León-Muñoz, J. 2019. Environmental issues in Chilean salmon farming: a review. *Reviews in Aquaculture*, 11(2), 375-402.

Red Agrometeorológica de INIA (Agromet). 2019. Estaciones Meteorológicas. Consulta. [Base de datos en línea] <http://agromet.inia.cl/estaciones.php>. [Última fecha de consulta 11 de diciembre del 2019].

Represa, N. S., Sanchez, E. Y., & Porta, A. A. 2018. Estudio de la vulnerabilidad social en Argentina mediante el uso de SIG: Construcción de un índice de aplicación local. *Anuário do Instituto de Geociências-UFRG*, 41.

Rodríguez-Villegas, C., Díaz, P. A., Pizarro, G., Salgado, P., Pérez-Santos, I., Díaz, M., & Figueroa, R. I. 2020. Alexandrium catenella cyst accumulation by passive and active dispersal agents: Implications for the potential spreading risk in Chilean Patagonian fjords. *Harmful Algae*, 96, 101832.

Roshti, A. M. 2010. Social vulnerability assessment to earthquakes in cities. Case study: Zanzan city. *Munic. Reg. Res. Stud*, 7(2010), 71-90.

Salgado, P., Troncoso, V. A., Montesor, M., Salamanca, M., & Lange, C. B. 2011. First record of *Lingulodinium polyedrum* (Dinophyceae) resting cysts in coastal sediments from the Inner Sea of Chiloé, Los Lagos Region, southern Chile (~ 41°-43° S)/Primer registro de quistes de resistencia de *Lingulodinium polyedrum* (Dinophyceae) en sedimentos

costeros del MICH de Chiloé, Región de Los Lagos, sur de Chile (~ 41°-43° S). *Gayana. Botanica*, 68(1), 1

Sandoval, M., Parada, C., & Torres, R. 2018. Proposal of an integrated system for forecasting Harmful Algal Blooms (HAB) in Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 46(2), 424-451

Seguel, M., & Sfeir, A. 2003. Floraciones algales nocivas en el área sur de la X Región y los canales occidentales de la XI Región. *Informes Preliminares, Crucero CIMAR*, 8, 173-180.

Seguel, M., A. Sfeir & V. Albornoz. 2010. Distribución de quistes de *Alexandrium catenella* y *Protoceratium reticulatum* en la zona comprendida entre Puerto Montt y la Boca del Guafo. *Ciencia y Tecnología del Mar*, 33: 59-70.

Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (Sernapesca). 2017. Estadísticas Acuicultura. [Base de datos en línea] http://www.sernapesca.cl/informes/estadisticas?qt-quicktabs_area_trabajo=7. [Última fecha de consulta 3 de diciembre del 2019].

Sievers, H. A. & Silva N. 2008. Water masses and circulation in austral Chilean channels and fjords. *Progress in the oceanographic knowledge of Chilean interior waters, from Puerto Montt to Cape Horn*, 53-58.

Silva, N., Calvete, C., Sievers, H., 1998. Masas de agua y circulación general para algunos canales australes entre Puerto Montt y laguna San Rafael (Crucero CIMAR 1 Fiordos). *Ciencia y Tecnología del Mar* 21, 17-48.

Silva, N., & Palma, S. 2006. Avances en el conocimiento oceanográfico de las aguas interiores chilenas. *Puerto Montt a Cabo de Hornos. Comité Oceanográfico Nacional. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso*, 162.

Sobarzo, M., Bravo, L., Iturra, C., Troncoso, A., Riquelme, R., Campos, P., & Agurto, C. 2018. Hydrodynamics of a channel occupied by the aquaculture industry in southern Chile: implications for connectivity between farms. *Aquaculture Environment Interactions*, 10, 291-307.

Strub, P. T. 1998. Coastal ocean circulation off western South America. *The global coastal ocean. Regional studies and syntheses*, 273-315.

Strub, P. T., James, C., Montecino, V., Rutllant, J. A., & Blanco, J. L. 2019. Ocean circulation along the southern Chile transition region (38°–46° S): Mean, seasonal and interannual variability, with a focus on 2014–2016. *Progress in oceanography*, 172, 159-198.

Suárez-Isla BA, López A, Hernández C, Clement A, Guzmán L. 2003 Impacto económico de las floraciones de microalgas nocivas en Chile y datos recientes sobre la ocurrencia de veneno amnésico de los mariscos. In: Sar E, Ferrario M, Reguera B (eds). *Floraciones Algales Nocivas en el Cono Sur Americano*, pp. 257-268. *Instituto Español de Oceanografía, Madrid, Spain*.

Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (Subpesca). 2019. Visual Maps. [Base de datos en línea] <http://mapas.subpesca.cl/ideviewer/> [última fecha de consulta 5 de enero del 2020]

Tironi, A., Delgado, L. E., & Marin, V. H. 2014. Un modelo hidrodinámico 3D del humedal del Río Cruces: cálculo del tiempo de residencia utilizando MOHID. *Revista Aqua-LAC*.

Torrejón, F., & M. Cisternas. 2003. Impacto ambiental temprano en la Araucanía deducido de crónicas españolas y estudios historiográficos. *Bosque (Valdivia)*, 24:3, pp. 45-55.

Trainer, V. L., Moore, S. K., Hallegraeff, G., Kudela, R. M., Clement, A., Mardones, J. I., & Cochlan, W. P. 2020. Pelagic harmful algal blooms and climate change: lessons from nature's experiments with extremes. *Harmful algae*, 91, 101591.

Uribe JC., Ruiz M. 2001. Gymnodinium brown tide in the Magellanic fjords, southern Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 36, 155 – 164.

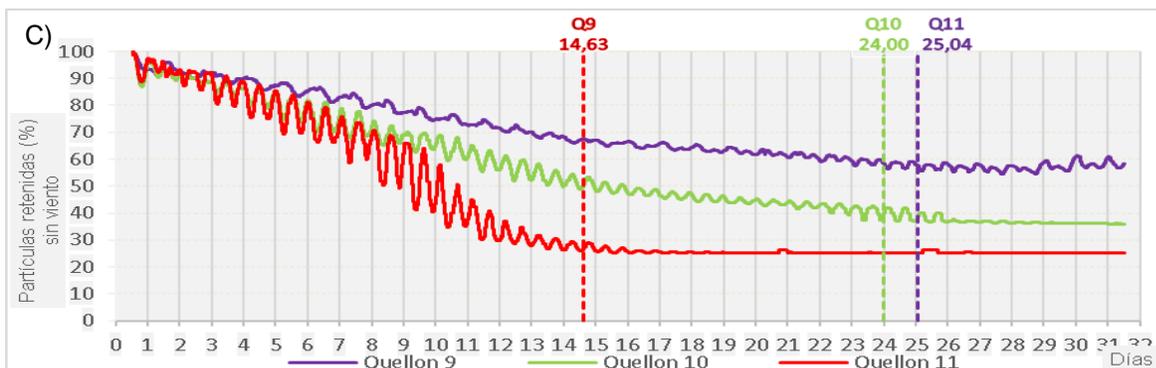
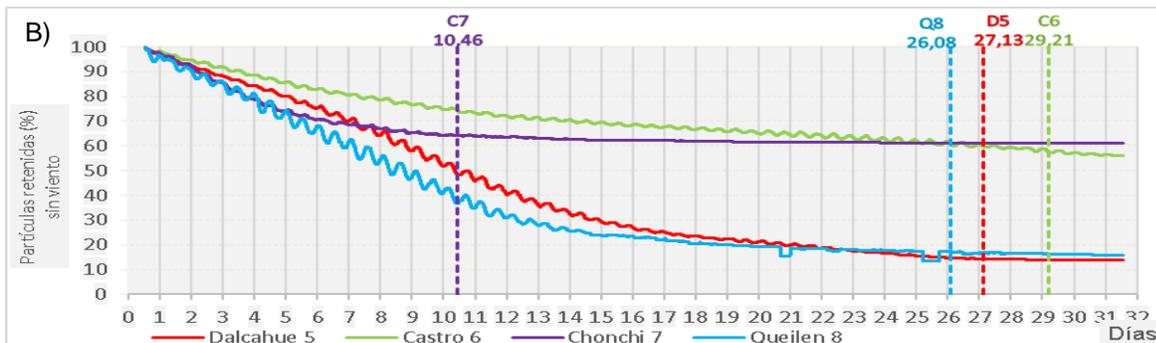
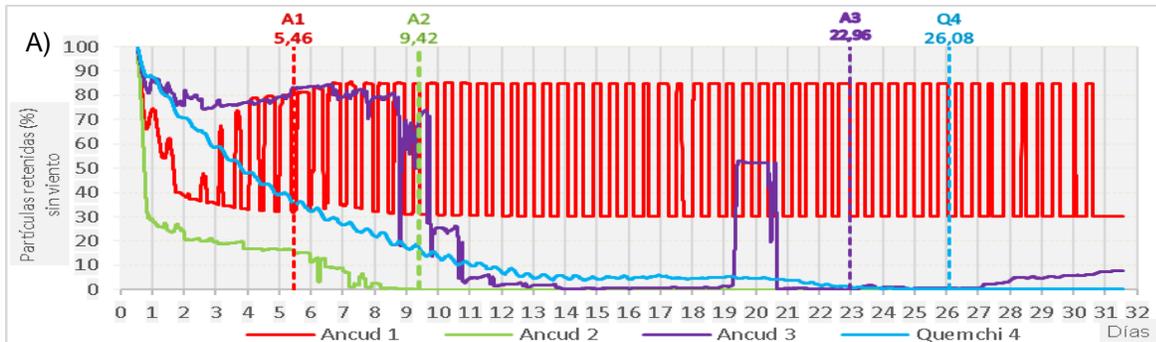
Varela, D., Paredes, J., Alves-de-Souza, C., Seguel, M., Sfeir, A., & Frangópulos, M. 2012. Intraregional variation among *Alexandrium catenella* (Dinophyceae) strains from southern Chile: Morphological, toxicological and genetic diversity. *Harmful Algae*, 15, 8-18.

Velásquez, C., & Navarro, J. M. 2014. Feeding and intoxication–detoxification dynamics in two populations of the mussel *Mytilus chilensis* (Hupé, 1854) with different histories of exposure to paralytic shellfish poisoning (PSP). *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 47(3), 185-195.

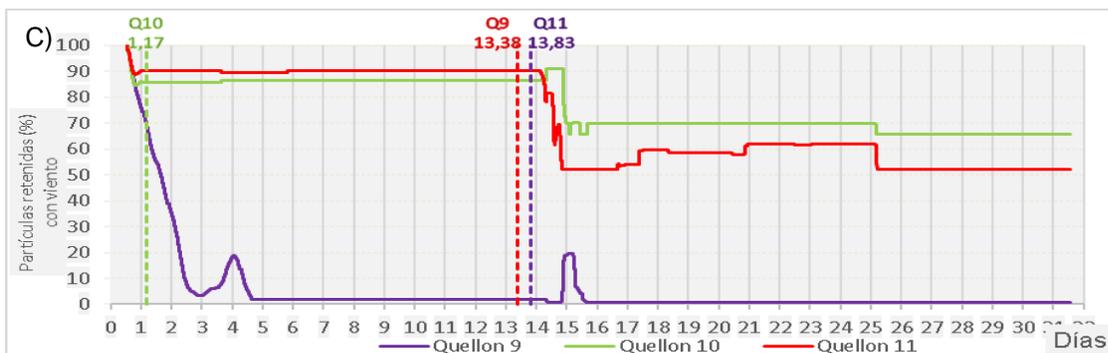
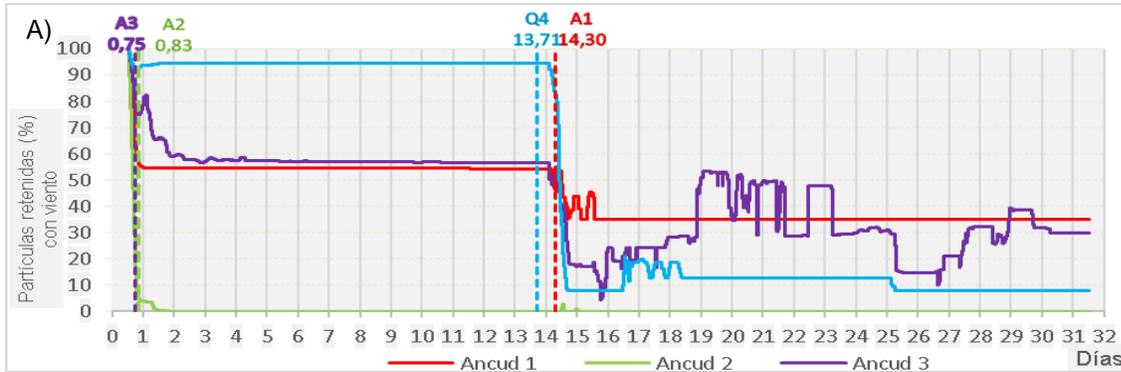
Villanueva Sanhueza, F. A. 2005. Biogeografía y análisis retrospectivo de *Alexandrium catenella* (Dinoflagellata) en la zona austral de Chile. Tesis de Licenciatura.

8. ANEXOS

ANEXO 1. Gráficos de porcentaje de partículas en experimentos de modelización sin viento. Fig. A), B) y C) representan el porcentaje de partículas de cada caja (colores) retenidas dentro de ellas a lo largo de los días. Las líneas de corte vertical representan el momento previo al alcance de porcentaje mínimo establecido para el período simulado de 1 mes.



ANEXO 2. Gráficos de porcentaje de partículas en experimentos de modelización con viento. Fig. A), B) y C) representan el porcentaje de partículas de cada caja (colores) retenidas dentro de ellas a lo largo de los días en simulaciones con viento. Las líneas de corte vertical representan el momento previo al alcance de porcentaje mínimo establecido para el período simulado de 1 mes.



ANEXO 3. Resultados de las encuestas socio-ecológicas realizadas en enero del 2019. Los valores corresponden a porcentaje de hogares, a excepción de las “Opinión Futuro”, donde los valores corresponden la tendencia de los hogares (ver en metodología).

	Ancud	Quemchi	Chonchi	Quellón
Trabajo	16,1	20	13,9	24
Buzo	5,4			7,5
Pesca	7,1	10		5,5
Mitilicultura			7,7	5,5
Recolector de Orilla	3,6		3,1	
Salmonera		10	3,1	5,5
Especie Pescada				
Erizo	1,8			
Salmon	1,8			1,8
Siena	1,8			
Sierra	0			1,8
Varios	3,6	20	3,1	3,6
No pesca	91,1	80	96,9	92,7
Tipo Acuicultura				
Mitilicultura		50	4,6	1,8
Salmonicultura	3,6		6,2	5,5
No realiza acuicultura	96,4	50	89,2	92,7
Especie de Marisco (Extracción)				
Almeja				1,8
Chorito			3,1	5,5
Erizo				3,6
Jaiba	1,8			

Macha			6,2	
Navajuela		20		
Más de una especie	17,9	10	1,5	9,1
No extrae mariscos	80	70	89,2	80
Fuente Contaminante Mar				
Basura	62,5	40	27,7	40
Buques Pesqueros			6,2	
Empresas	1,8	10	16,9	3,6
Mitilicultura			1,5	1,8
Pozos Negros			1,5	
Pescadores		10	4,6	1,8
Petróleo	1,8			9,1
Salmoneras	12,5	30	29,2	34,5
Salmoneras/Mitilicultura			3,1	
Nadie	21,4	10	9,2	9,1
Sindicato				
Pescadores	17,9		6,2	5,5
Profesionales Educación	7,1			3,6
Salud			1,5	
Otros	5,4	20		
No responde	69,6	80	92,3	90,9
Opinión Futuro				
Ampliar Mitilicultura	2,43 ± 0,759	2,3 ± 0,949	1,85±0,922	1,91 ± 0,928
Ampliar Salmonicultura	1,57 ± 0,783	1,4 ± 0,516	1,4 ± 0,657	1,44 ± 0,793