



**INFORME FINAL**

Convenio de Desempeño 2019-2020

Estudio del desempeño ambiental de la acuicultura en Chile  
y su efecto en los ecosistemas de emplazamiento.

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / Julio 2020



## **INFORME FINAL**

Convenio de Desempeño 2019-2020

Estudio del desempeño ambiental de la acuicultura en Chile  
y su efecto en los ecosistemas de emplazamiento.

**SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / Julio 2020**

### **REQUIRENTE**

**SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y  
EMPRESAS DE MENOR TAMAÑO**

Subsecretaria de Economía y  
Empresas de Menor Tamaño  
**Esteban Carrasco Zambrano**

### **EJECUTOR**

**INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP**

Director Ejecutivo  
**Luis Parot Donoso**

Jefe División Investigación en Acuicultura  
**Leonardo Guzmán Méndez**

### **JEFE DE PROYECTO**

**Gastón Vidal Santana**



**SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / Julio 2020**

**AUTORES**

Gastón Vidal  
Vladimir Murillo  
Heraldo Contreras  
Elías Pinilla  
Johana Ojeda  
Angélica Alarcón  
Daniela Gutierrez  
Sandra Silva  
Carolina Aguirre  
Oliver Venegas  
Lilian Diaz

**COLABORADORES**

Christian Espinoza  
Carolina Sotomayor  
Denice Meyer  
Paola Hinojosa  
Alejandra Montaner



## RESUMEN EJECUTIVO

El presente documento corresponde al informe final del estudio vinculado al Convenio de Desempeño 2019-2020 denominado “Estudio de seguimiento del desempeño ambiental de la acuicultura en Chile y su efecto en los ecosistemas de emplazamiento”, cuya fecha de inicio corresponde a enero de 2019 y término para el 12 de julio de 2020.

Durante la ejecución del estudio, con el propósito de abordar el primer objetivo del proyecto “Determinar el efecto de las actividades de acuicultura, a través de la integración de la información generada desde el 2011 a la fecha, considerando aspectos ambientales, de oceanografía y producción, en las zonas geográficas de emplazamiento” se recopilaron datos del periodo 2012-2018 de las variables ambientales EhNHE, MOT y pH, tanto de los muestreos IFOP como INFA, los cuales muestran que, en general, la condición ambiental predominante a nivel de zonas geográficas no se ha modificado mayormente respecto del estudio previo (Vidal et al. 2019). De las tres variables ambientales analizadas el potencial redox y el pH son las que presentaron mayor variabilidad y peor desempeño en la condición de fondos, siendo principalmente reflejadas en los datos INFA. Las zonas como Estuario, Calbuco, Quellón, Chaitén, Guaitecas, Moraleda, Puyuhuapi y Aysén fueron las que registraron el mayor deterioro acumulado de las variables ambientales señaladas, lo que podría ser reflejo de una sensibilidad ambiental diferencial.

El EhNHE, tanto para los datos IFOP como INFA, presentó mayoritariamente la condición “aceptable” (i.e. valores  $> 100$  mV) en las distintas zonas estudiadas de la Región de Los Lagos (13 zonas) y la Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo (4 zonas). Sin embargo, en el caso de los datos INFA las zonas con predominio de condiciones “no aceptable” ( $>30\%$ ) fueron Estuario y Puyuhuapi, registrando, además, una contribución relevante ( $>20\%$ ) en las zonas de Quellón, Chaitén, Guaitecas, Moraleda y Aysén. En tanto que, la MOT en la Región de Los Lagos y Región de Aysén, tanto para los datos IFOP como INFA, presentó mayoritariamente una condición “aceptable” (i.e. valores  $<7,0\%$ ) en todas las zonas (sobre 75% de los casos). No obstante, en el caso de los datos INFA, las zonas que presentaron sobre un 10% de los casos circunscritos a la categoría “Transición” (i.e. valores 7,0 a 12 %) fueron Hornopirén, Puyuhuapi y Aysén. Por otra parte, cabe consignar que, en muy pocas zonas de ambas regiones, los valores individuales registrados se aproximaron al 5 % de MOT. Finalmente, para el pH, tanto para los muestreos IFOP como INFA, fue la variable que presentó la mayor parte de sus registros por zona (sobre el 49%) circunscritos en la categoría “Transición” (i.e. valores 7,0 a 7,5). Por otra parte, principalmente en el caso de los datos INFA, las zonas que presentaron sobre un 10% de estaciones en condiciones “No Aceptable” (i.e. valores  $<7,0$ ) fueron Quellón, Chaitén, Guaitecas y Aysén.



Respecto a lo anterior, se debe precisar que los sitios de muestreo asociado a la base de datos INFA para las variables EhNHE, MOT y pH se ubican en el perímetro del o los módulos de cultivo de salmónidos y de las líneas de cultivo de mitilidos. Se exceptúan de este análisis las estaciones de referencia, que se localizan a distancias variables de las concesiones de acuicultura. En relación a lo anterior, el valor registrado para estas variables debe estar dentro de los límites de aceptabilidad definidos por el Reglamento Ambiental para la Acuicultura (RAMA). Por el contrario (i.e. condición anaeróbica), los centros de cultivo no pueden operar hasta que un nuevo muestreo indique su cumplimiento. Por otro lado, la información recolectada por IFOP corresponde a sitios de muestreo ubicados fuera de las concesiones de acuicultura, pero dentro del área geográfica de emplazamiento de la actividad. Por tanto, esto implica que los valores de asignación a una categoría: “aceptable”, “transición” y “no aceptable”, han sido definidos utilizando criterios ambientales y no productivos, pero para efectos del proyecto se han utilizado las mismas variables que ha definido el RAMA para centros de cultivo.

Los resultados obtenidos de las 31 estaciones de muestreo de la columna de agua, que abarca desde Estuario de Reloncaví hasta la Laguna San Rafael son coincidentes con varias investigaciones oceanográficas previas, las que sugieren una delimitación espacial de cuatro secciones oceanográficas dentro de esta extensa área. Esto es, una sección norte que comprende el Estuario, Seno de Reloncaví, Golfo de Ancud hasta el lado norte de las Islas Desertores. Una segunda sección comprendida desde el sur de las Islas Desertores, Golfo de Corcovado y la boca del Canal Moraleda. Una tercera sección entre el Canal Jacaf y Canal Puyuhuapi. Y por último una sección sur, desde el lado norte de la Constricción de Meninea hasta la Laguna San Rafael.

La matriz productiva para la Región de Los Lagos en el periodo 2017-2018 presentó producción en 19 ACS, con mayores producciones respecto a años anteriores. Las mayores producciones de salmones para el periodo fueron de la ACS 1, 2, 9a, 10a, 10b, 11 y 17a (20.000- 59000 t). Para la matriz productiva de Bivalvos las ACS con mayores producciones en el periodo 2017-2018 fueron la 3a, 9a, 10a, 10b, y 12a (17000 – 63000 t). Destaca el significativo aumento en la producción de salmones de la ACS 2 y la ACS 9a tanto de salmones como bivalvos, con respecto a sus producciones históricas. En tanto que, la matriz productiva para la Región de Aysén, para el periodo 2017-2018 presentó producción en 36 ACS., donde las ACS 18c, 19a, 21c, 28b, 32, 33 y 34 fueron las más productivas (20000-38000 t). Por otra parte, para la Región de Los Lagos se revisaron 198 INFA que consideran las variables ambientales potencial redox y pH. Esta última presenta mayormente una condición de “transición” mientras que el potencial redox registra mayormente una condición “aceptable”. La variable materia orgánica total, analizada a partir de 218 INFA, se presenta en general en condiciones “aceptable”. Para la región de Aysén del General Carlos Ibáñez del



Campo se analizaron 39 INFA presentando resultados de condición ambiental similares a la Región de Los Lagos.

El segundo objetivo del proyecto “Desarrollar herramientas para el diagnóstico de la evaluación ambiental del efecto de la acuicultura en las zonas de emplazamiento” estuvo en gran parte enfocado con la taxonomía del grupo poliquetos, tanto en lo que se refiere a su identificación como a la asignación de los taxones registrados durante los monitoreos de IFOP a los posibles grupos ecológicos en los cuales se basa el índice AMBI (AZTI's Marine Biotic Index; Borja et al., 2000), el mismo procedimiento se realizó con el índice ITI (Infaunal Trophic Index) (Word 1979). La información taxonómica de la familia de poliquetos Ampharetidae, Cirratulidae, Goniadidae, Glyceridae, Paraonidae y Terebellidae fue resumida en fichas descriptivas y depositadas en la página [www.macrofauna.cl](http://www.macrofauna.cl) con la finalidad de actualizar esta guía on-line para la identificación del macrobentos. De todas maneras, pese al esfuerzo realizado en esta etapa del proyecto, se hace necesario seguir actualizando las fichas de la página, como una forma de mejora continua.

Durante la ejecución del proyecto, se mejoró la certidumbre taxonómica y se avanzó en el conocimiento ecológico de los organismos de fondos blandos en el 70% de los organismos encontrados durante monitoreos realizados por IFOP. Por otro lado, muestreos realizados en el fiordo Compu nos permite deducir que las comunidades de la macroinfauna tienen una clara relación con las variables ambientales del sector, de tal manera que el gradiente ambiental encontrado en este fiordo nos permitió establecer diferencias significativas en las comunidades bentónicas presentes en la cabeza respecto de las encontradas en el estuario. En este sentido, variables como la materia orgánica, el redox y la profundidad son en general estructuradores de estas comunidades con lo que el análisis de esas comunidades debe darse a la luz de las condiciones imperantes en cada sector. Finalmente, es relevante mencionar que en la mayoría de los índices utilizados se encontraron relaciones significativas con variables de la columna de agua provenientes de modelación numérica. Esto es relevante porque en el futuro será posible modelar el devenir de esos indicadores con el objetivo de predecir de alguna manera el comportamiento de la macroinfauna en relación a los impactos de la acuicultura.

El tercer objetivo del estudio “Determinar la capacidad asimilativa de los ecosistemas de fiordos y canales a través de modelación numérica” se abordó con observaciones como con modelos generados en el fiordo Compu, distintas variables o índices que permitan cuantificar la capacidad de este sistema marino para absorber los desechos de la acuicultura. En general, cada uno de estos modelos nos lleva a un criterio diferente pero complementario para determinar la capacidad de asimilación de un sistema. En cada caso, los modelos fueron enfocados hacia la solución de problemas científicos que son más críticos para la evaluación del impacto ambiental como lo son los



tiempos de renovación de agua, la dinámica del oxígeno disuelto y la acumulación de material orgánico en los fondos, sin duda que existen otros criterios, pero en la actualidad existen avances importantes que permiten progresar con los indicados. Ninguno de estos modelos o productos derivados de estos, es completamente exacto y sin duda existen aun brechas de conocimiento importante que resolver, aun así, son útiles e identifican preguntas científicas claves para proporcionar una base adecuada que permitan establecer criterios de regulación. Estos modelos operan en diferentes escalas de espacio y tiempo, ilustrando la importancia de estas escalas en la identificación de eventuales impactos generados por la acuicultura.

Durante el desarrollo del documento se describe la circulación y las tasas de renovación de aguas en el fiordo Compu a través del uso de un modelo hidrodinámico, el cual indica que hacia la cabeza de este fiordo se encuentran zonas de menor renovación y corrientes débiles. A este mismo modelo hidrodinámico se le acopló un módulo biogeoquímico simple, con el fin de estudiar la dinámica del oxígeno disuelto, resultados derivados tanto de las observaciones como del modelo muestran un descenso importante en la concentración del oxígeno disuelto hacia el verano, sin embargo, el modelo carece de la habilidad para capturar algunos procesos locales importantes, lo que hace necesario mejorar la comprensión de estos procesos que estarían influenciando altas fluctuaciones en concentración de oxígeno disuelto.

En lo referido a uso de modelos para cuantificar áreas de acumulación natural de materia orgánica, se estudió la relación que tiene la hidrodinámica en los procesos de acumulación de material orgánico en los sedimentos, considerando una escala más amplia que un centro de cultivo y se establecieron relaciones entre la edad del agua, las tasas de depositación y la materia orgánica muestreada *in situ*. Finalmente, en el curso de este proyecto se dio inicio a las mediciones en el fiordo Comau, el cual presenta características de mayor profundidad (~500 m) y cantidad de agua dulce que lo distingue del fiordo Compu.

Por último, el cuarto objetivo específico del estudio “Evaluar las condiciones ambientales de origen antrópico o naturales que puedan afectar las condiciones de cultivo en áreas selectas” enfocado a las algas epífitas de los cultivos de *Agarophyton chilense* con énfasis en las algas verdes filamentosas *Rhizoclonium spp* y *Cladophora spp* en el río Maullín, el cual ha sido declarado área de plaga para *Rhizoclonium* (Res. Ex. N°1346, Subpesca, 2015). Durante los muestreos solo se observó la presencia de *Rhizoclonium spp*. en un sector reducido denominado “Zona semillero”, pero en muy baja densidad, tal como ha sido descrito anteriormente (Vidal et al., 2019; UNAP, 2019). Sin embargo, durante marzo 2020 proliferó un alga verde filamentosa del género *Chaetomorpha*, posiblemente *Chaetomorpha linum*, cuya distribución está entre Iquique y Chiloé (Santelices, 1989).



Durante marzo de 2020 la presencia del alga verde se observó coexistiendo con *A. chilense* en 2 de las 5 estaciones biológicas muestreadas por IFOP, la estación 3 y 4 con coberturas de 38 y 91% respectivamente en relación al pelillo, mientras que en abril apareció en las estaciones 2, 3 y 4 con coberturas de 3, 100 y 67% respectivamente y en mayo, donde se realizó el último muestreo, estuvo presente en la E4 con una cobertura de 53%.

El taller de difusión del estudio se realizó vía telemática el día 9 de julio a las 10 AM, con la participación de 71 asistentes.



## ÍNDICE GENERAL

|                                           | Página     |
|-------------------------------------------|------------|
| <b>RESUMEN EJECUTIVO.....</b>             | <b>I</b>   |
| <b>INDICE GENERAL.....</b>                | <b>VI</b>  |
| <b>INDICE FIGURAS.....</b>                | <b>VII</b> |
| <b>INDICE TABLAS.....</b>                 | <b>XIV</b> |
| <b>INDICE ANEXOS.....</b>                 | <b>XX</b>  |
| <br>                                      |            |
| <b>1. ANTECEDENTES.....</b>               | <b>1</b>   |
| <b>2. OBJETIVOS .....</b>                 | <b>4</b>   |
| 2.1 OBJETIVO GENERAL .....                | 4          |
| 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....           | 4          |
| <b>3. METODOLOGÍA DE TRABAJO.....</b>     | <b>5</b>   |
| 3.1 METODOLOGÍA OBJETIVO 1.....           | 5          |
| 3.2 METODOLOGÍA OBJETIVO 2.....           | 11         |
| 3.3 METODOLOGÍA OBJETIVO 3.....           | 14         |
| 3.4 METODOLOGÍA OBJETIVO 4.....           | 18         |
| <b>4. RESULTADOS DEL PROYECTO.....</b>    | <b>24</b>  |
| 4.1 RESULTADOS OBJETIVO 1.....            | 24         |
| 4.2 RESULTADOS OBJETIVO 2.....            | 37         |
| 4.3 RESULTADOS OBJETIVO 3.....            | 42         |
| 4.4 RESULTADOS OBJETIVO 4.....            | 46         |
| <b>5. DISCUSIÓN.....</b>                  | <b>54</b>  |
| <b>6. CONCLUSIONES.....</b>               | <b>62</b>  |
| <b>7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b> | <b>64</b>  |



## ÍNDICE DE FIGURAS

### Figuras Objetivo 1.

- Figura 1.1.** Recuento de estaciones IFOP e INFA (*i.e.* centros de cultivo) para el período 2012-2018, desglosados por zona de la Región de Los Lagos y según categorías de potencial redox (“no aceptable”, “transición” y “aceptable”).
- Figura 1.2.** Recuento de estaciones IFOP e INFA (*i.e.* centros de cultivo) para el período 2012-2018, desglosados por zona de la Región de Los Lagos y según categorías de materia orgánica total (“no aceptable”, “transición” y “aceptable”).
- Figura 1.3.** Recuento de estaciones IFOP e INFA (*i.e.* centros de cultivo) para el período 2012-2018, desglosados por zona de la Región de Los Lagos y según categorías de pH (“no aceptable”, “transición” y “aceptable”).
- Figura 1.4.** Recuento de estaciones IFOP e INFA (*i.e.* centros de cultivo) para el período 2012-2018, desglosados por zona de la Región de Aysén y según categorías de potencial redox (“no aceptable”, “transición” y “aceptable”).
- Figura 1.5.** Recuento de estaciones IFOP e INFA (*i.e.* centros de cultivo) para el período 2012-2018, desglosados por zona de la Región de Aysén y según categorías de materia orgánica total (“no aceptable”, “transición” y “aceptable”).
- Figura 1.6.** Recuento de estaciones IFOP e INFA (*i.e.* centros de cultivo) para el período 2012-2018, desglosados por zona de la Región de Aysén y según categorías de pH (“no aceptable”, “transición” y “aceptable”).
- Figura 1.7.** Zonas de muestreo distribuidas de norte a sur en las siguientes regiones del país: (A) Región de Atacama; (B) Región de Coquimbo; (C) Región del Biobío; (D) Región de Los Ríos; (E) Regiones de Los Lagos y de Aysén; (F) Región de Magallanes.
- Figura 1.8.** Estaciones de muestreo en la zona de Atacama.
- Figura 1.9.** Estaciones de muestreo en la zona de Coquimbo.
- Figura 1.10.** Estaciones de muestreo en la zona de Bío-Bío (Golfo Arauco).
- Figura 1.11.** Estaciones de muestreo en la zona de Valdivia.
- Figura 1.12.** Estaciones de muestreo en la zona de Estuario de Reloncaví.
- Figura 1.13.** Estaciones de muestreo en la zona de Seno de Reloncaví.
- Figura 1.14.** Estaciones de muestreo en la zona de Calbuco.
- Figura 1.15.** Estaciones de muestreo en la zona de Chacao.
- Figura 1.16.** Estaciones de muestreo en la zona de Butachauques.
- Figura 1.17.** Estaciones de muestreo en la zona de Chaulinec.
- Figura 1.18.** Estaciones de muestreo en la zona de Tenaún.
- Figura 1.19.** Estaciones de muestreo en la zona de Chiloé central.
- Figura 1.20.** Estaciones de muestreo en la zona de Desertores.
- Figura 1.21.** Estaciones de muestreo en la zona de Quellón.
- Figura 1.22.** Estaciones de muestreo en la zona de Hornopirén.
- Figura 1.23.** Estaciones de muestreo en la zona de Estuario de Ayacara.
- Figura 1.24.** Estaciones de muestreo en la zona de Estuario de Chaitén.
- Figura 1.25.** Estaciones de muestreo en la zona de Guaitecas.
- Figura 1.26.** Estaciones de muestreo en la zona de Moraleda.
- Figura 1.27.** Estaciones de muestreo en la zona de Puyuhuapi.
- Figura 1.28.** Estaciones de muestreo en la zona de Aysén.



- Figura 1.29.** Estaciones de muestreo en la zona de Puerto Natales.
- Figura 1.30.** Variabilidad espacial y estacional (invierno/verano) de los parámetros comunitarios y de los índices de diversidad de Shannon y uniformidad de Pielou para la macrofauna bentónica desglosados por zona geográfica (ver Figuras 1.5 a 1.27). Índice de diversidad de Shannon estimado como  $H' = - \sum p_i \log p_i$ . Línea discontinua indican valor de referencia en texto. Zonas de muestreo distribuidas de norte a sur: 1 ATA, 2 COQ, 3 BIO, 4 VAL, 5 EST, 6 REL, 7 CAL, 8 MAU, 9 ANC, 10 CHAC, 11 BUT, 12 CHAU, 13 TEN, 14 CHIC, 15 DES, 16 QUEL, 17 HORN, 18 AYAC, 19 CHAI, 20 GUAI, 21 MOR, 22 PUY, 23 AYS, 24 NAT.
- Figura 1.31** Variabilidad espacial y estacional del índice ecológico AMBI, desglosados por zona geográfica (ver Figuras 1.5 a 1.27). Las franjas en color para representar los distintos niveles de perturbación ambiental presentes en los sedimentos (*sensu* Borja *et al.* 2000). Zonas de muestreo distribuidas de norte a sur: 1 ATA, 2 COQ, 3 BIO, 4 VAL, 5 EST, 6 REL, 7 CAL, 8 MAU, 9 ANC, 10 CHAC, 11 BUT, 12 CHAU, 13 TEN, 14 CHIC, 15 DES, 16 QUEL, 17 HORN, 18 AYAC, 19 CHAI, 20 GUAI, 21 MOR, 22 PUY, 23 AYS, 24 NAT.
- Figura 1.32.** Variabilidad espacial de materia orgánica total (MOT, %), potencial de hidrógeno (pH, unidades), potencial redox ( $E_{h_{NHE}}$ , mV) y contenido de sulfuro ( $S^{2-}$ ,  $\mu M$ ) en sedimentos, desglosados por zona geográfica (ver Figuras 1.5 a 1.27). La línea discontinua corresponde al límite de aceptabilidad de la normativa nacional y las franjas horizontales coloreadas representan tres categorías de condición ambiental de los sedimentos (aceptable: verde; transición: amarillo y no aceptable: rojo - adaptado de Demaison & Moore (1980) y Hargrave *et al.* (2008)). Zonas de muestreo distribuidas de norte a sur: 1 ATA, 2 COQ, 3 BIO, 4 VAL, 5 EST, 6 REL, 7 CAL, 8 MAU, 9 ANC, 10 CHAC, 11 BUT, 12 CHAU, 13 TEN, 14 CHIC, 15 DES, 16 QUEL, 17 HORN, 18 AYAC, 19 CHAI, 20 GUAI, 21 MOR, 22 PUY, 23 AYS, 24 NAT.
- Figura 1.33.** Productividad en toneladas de a) Salmones y b) Bivalvos, representados por zonas durante el periodo 2013-2018, para la Región de Los Lagos.
- Figura 1.34.** Distribución espacial de los centros de cultivos que presentaron INFA durante el 2017-2018 en la Región de Los Lagos, se presentan en los mapas los centros de cultivo en cada una de las ACS, con valores de pH representado en colores las condiciones “aceptable” (verde) “transición” (amarillo) “no aceptable” (rojo), (ver metodologías).
- Figura 1.35.** Distribución espacial de los centros de cultivos que presentaron INFA durante el 2017-2018 en la Región de Los Lagos, se presentan en los mapas los centros de cultivo en cada una de las ACS, con valores de Redox representado en colores las condiciones “aceptable” (verde) “transición” (amarillo) “no aceptable” (rojo), (ver metodologías).
- Figura 1.36.** Distribución espacial de los centros de cultivos que presentaron INFA durante el 2017-2018 en la Región de Los Lagos, se presentan en los mapas los centros de cultivo en cada una de las ACS, con valores de Materia Orgánica total representado en colores las condiciones “aceptable” (verde) “transición” (amarillo) (ver metodologías).
- Figura 1.37.** Resultados de los análisis de agrupamiento (clúster y MDS) en base a la estructura productiva de las ACS ubicadas en la Región de los Lagos. Las líneas continuas de color negro en clúster reflejan clados significativamente diferentes, líneas punteadas de color rojo indican similitudes significativas entre zonas. En MDS cada color indica los clados significativamente similares.
- Figura 1.38.** Mapa de la ubicación espacial de las ACS y los respectivos grupos formados por los análisis de agrupamiento (clúster y MDS) en base a la estructura productiva de las ACS ubicadas en la Región de los Lagos. En MDS cada color indica los clados significativamente similares.
- Figura 1.39.** Productividad en toneladas de Salmones, representados por zonas durante el periodo 2013-2018, para la Región de Aysén.



- Figura 1.40.** Distribución espacial de los centros de cultivos que presentaron INFA durante el 2017-2018 en la Región de Aysén, se presentan en los mapas los centros de cultivo en cada una de las ACS, con valores de pH representado en colores las condiciones “aceptable” (verde) “transición” (amarillo) “no aceptable” (rojo), (ver metodologías).
- Figura 1.41.** Distribución espacial de los centros de cultivos que presentaron INFA durante el 2017-2018 en la Región de Aysén, se presentan en los mapas los centros de cultivo en cada una de las ACS, con valores de Redox representado en colores las condiciones “aceptable” (verde) “transición” (amarillo) “no aceptable” (rojo), (ver metodologías).
- Figura 1.42.** Distribución espacial de los centros de cultivos que presentaron INFA durante el 2017-2018 en la Región de Aysén, se presentan en los mapas los centros de cultivo en cada una de las ACS, con valores de Materia Orgánica representado en colores las condiciones “aceptable” (verde) “transición” (amarillo) “no aceptable” (rojo), (ver metodologías).
- Figura 1.43.** Resultados de los análisis de agrupamiento (clúster y MDS) en base a la estructura productiva de las ACS ubicadas en la Región de Aysén. Las líneas continuas de color negro en clúster reflejan clados significativamente diferentes, líneas punteadas de color rojo indican similitudes significativas entre zonas. En MDS cada color indica los clados significativamente similares.
- Figura 1.44.** Mapa de la ubicación espacial de las ACS y los respectivos grupos formados por los análisis de agrupamiento (clúster y MDS) en base a la estructura productiva de las ACS ubicadas en la Región de Aysén. En MDS cada color indica los clados significativamente similares.

## **Figuras Objetivo 2.**

- Figura 2.1.** Resultados de primera aproximación a clasificar los organismos de la base de datos IFOP a alguno de los 5 grupos taxonómicos de AMBI.
- Figura 2.2.** Asignación de los organismos en la base de datos IFOP a alguno de los grupos tróficos usados en ITI.
- Figura 2.3.** Resumen de 1 año de visitas a la página web macrofauna.cl
- Figura 2.4.** Nacionalidad de visitantes de macrofauna.cl durante el mes de Junio de 2020.
- Figura 2.5.** Página de inicio de [www.macrofauna.cl](http://www.macrofauna.cl)
- Figura 2.6.** Página Poliquetos con parte del dendrograma.
- Figura 2.7.** Ficha de familia Cirratulidae, presente en el dendrograma de poliquetos.
- Figura 2.8.** Ficha de género Apelochea perteneciente a la familia Cirratulidae.
- Figura 2.9.** Ficha de especie Apelochea longisetosa de la familia Cirratulidae.
- Figura 2.10.** Glosario de Poliquetos.
- Figura 2.11.** Bibliografía de Poliquetos.
- Figura 2.12.** Distribución geográfica de las estaciones de muestreo en el Fiordo de Compu.
- Figura 2.13.** Resultados de los análisis de Cluster sobre la estructura de la comunidad macrofaunística
- Figura 2.14.** Resultados de los análisis de NDMDS sobre la comunidad de la macroinfauna.
- Figura 2.15.** Relación entre la estructura de la comunidad macrofaunística y las variables ambientales que mejor explican dicha variabilidad.
- Figura 2.16.** Resultados de CCA usando todos los taxa registrados.
- Figura 2.17.** Resultados de CCA usando por separado taxa abundantes de aquellos con abundancias medias o bajas.
- Figura 2.18.** Resultados de análisis de regresión entre la edad del agua e índices bioecológicos



**Figura 2.19.** Resultados de análisis de regresión entre la tasa de depositación de carbono e índices bioecológicos

### **Figuras Objetivo 3.**

- Figura 3.1** Ubicación del fiordo Compu y su batimetría.
- Figura 3.2.** Posiciones de las estaciones de muestreo de sedimentos y columna de agua en fiordo Compu.
- Figura 3.3.** Malla del modelo hidrodinámico de alta resolución.
- Figura 3.4.** Esquema de los procesos involucrados en el modelo desarrollado en ECOLab para la evaluación del impacto en centros de Peces, en rojo aparece el proceso de consumo de Carbono por otros peces silvestre que no está incluido en este desarrollo, al igual que el consumo por fauna bentónica.
- Figura 3.5.** Ubicación de las áreas donde se realizará la simulación para modelo de Mitílidos y Salmónidos. La tabla presenta las ubicaciones y profundidades de cada sector.
- Figura 3.6** Detalle de la metodología de extracción de resultados realizada en cada área de emisión, para obtener las concentraciones de Carbono en fondo, para la evaluación de sedimentación.
- Figura 3.7** Área de estudio de los cuatro cruceros oceanográficos. Puntos azules indican la ubicación geográfica de las estaciones oceanográficas.
- Figura 3.8** a) Nivel del mar, b) Componente E-W de la corriente residual modelada, c) Componente E-W de la corriente residual del ADCP.
- Figura 3.9.** a) Componente Este de la corriente residual observada y b) modelada en un transecto a lo ancho de una sección en el fiordo Compu.
- Figura 3.10.** a) Series de magnitud de la corriente observada (negro) y modelada (rojo), a 30 cm del fondo, b) distribución de frecuencia de velocidad observada y c) distribución de frecuencia de velocidad modelada.
- Figura 3.11.** a) Series de magnitud de la corriente observada (negro) y modelada (rojo), a 100 cm del fondo, b) distribución de frecuencia de velocidad observada y c) distribución de frecuencia de velocidad modelada.
- Figura 3.12.** Patrón de circulación medio, integrado verticalmente.
- Figura 3.13.** Edad promedio de agua, integrada verticalmente.
- Figura 3.14.** Series de tiempo observada y modelada de oxígeno disuelto en la cabeza del fiordo Compu a los 13 y 30 m de profundidad.
- Figura 3.15.** Contornos superficiales (2 m) y secciones verticales de oxígeno disuelto para periodos de invierno y verano.
- Figura 3.16.** Materia orgánica (%) ordenada espacialmente desde la cabeza del fiordo hasta los canales de entrada.
- Figura 3.17.** a) Relación entre Materia orgánica (%) y edad del agua, b) Relación entre Potencial Redox y la edad del agua.
- Figura 3.18.** Distribución espacial de la tasa de depositación de Carbono en la primera capa de sedimento.
- Figura 3.19.** Relación entre la tasa de depositación de carbono y a) Materia orgánica, b) Potencial redox, c) Edad del agua y d) Esfuerzo medio en el fondo.
- Figura 3.20.** Acumulación de carbono debido a cultivo de salmón luego de 14 días de simulación para los 4 sitios.
- Figura 3.21.** Acumulación de carbono debido a cultivo de mitílidos luego de 14 días de simulación para los 4 sitios.



- Figura 3.22.** Acumulación de Carbono en fondo en cultivo de Salmones y mitílicos en las 4 áreas modeladas.
- Figura 3.23.** Relación entre tasa de acumulación de Carbono y la profundidad.
- Figura 3.24.** Distribución vertical de salinidad, oxígeno disuelto y temperatura, desde el sector de la boca hasta la cabecera del Fiordo Comau para el periodo junio de 2019.
- Figura 3.25.** Distribución vertical de salinidad, oxígeno disuelto y temperatura, desde el sector de la boca hasta la cabecera del Fiordo Comau para el periodo agosto de 2019.
- Figura 3.26.** Distribución vertical de salinidad, oxígeno disuelto y temperatura, desde el sector de la boca hasta la cabecera del Fiordo Comau para el periodo diciembre de 2019.
- Figura 3.27.** Distribución vertical de salinidad, oxígeno disuelto y temperatura, desde el sector de la boca hasta la cabecera del Fiordo Comau para el periodo febrero de 2019.
- Figura 3.28.** Distribución vertical de nitrato, fosfato, silicato y clorofila total. Panel superior mediciones de junio de 2019, panel inferior mediciones de agosto de 2019.

#### **Figuras Objetivo 4.**

- Figura 4.1.** Ubicación de las estaciones de muestreo biológico (E), estaciones de control (C) y anclaje de registradores de temperatura (T) en el área de cultivo de *Agarophyton chilense* en el estuario del río Maullín.
- Figura 4.2.** Imágenes del área de estudio ubicado el estuario del río Maullín. (A) playa de Changué; (B y F) Zona de concesiones; (C, D y E) Zona denominada “semillero”, lugar de obtención de las muestras del alga tipo *Rhizoclonium* sp mediante buceo autónomo.
- Figura 4.3.** Imágenes de un “muestreo tipo” en el estuario del río Maullín. (A) Mediciones de parámetros ambientales; (B) Buzo tomando muestras de algas con cuadrante; (C) Preparando el disco secchi con los sensores de oxígeno y radiación; (D) Filtración de las muestras de agua para análisis de nutrientes; (E) Buzo anclando un registrador de temperatura; (F) zona de Changué en época de cosecha; (G, H e I) muestra de algas tipo *Rhizoclonium* tomadas del área del semillero.
- Figura 4.4.** Imágenes de las muestras biológicas colectadas desde diciembre de 2019 a mayo del año 2020 en las estaciones de muestreo biológico del río Maullín, usando cuadrantes de 0.25 m<sup>2</sup> para la determinación de la biomasa y cobertura algal (S/A: sin presencia de algas).
- Figura 4.5.** Imágenes de la presencia del alga verde filamentosa que proliferó en el estuario del río Maullín desde marzo de 2020. (A) Imágenes capturadas durante el muestreo de enero en la playa de Changué. (B) Imágenes capturadas en febrero por los alqueros en la zona de La Caleta, durante la cosecha de pelillo. (C) Imagen de la muestra obtenida durante el muestreo de febrero en la zona de La Caleta. (D) Imágenes de las estacas ubicadas en la zona de cultivo, rodeadas del alga verde. (E) Imágenes de la playa de Changué captadas por los alqueros a finales de marzo.
- Figura 4.6.** Imágenes de la presencia del alga verde filamentosa que proliferó en el estuario del río Maullín desde marzo de 2020. (A) Imágenes capturadas durante el muestreo de abril en la playa de Changué. (B) Imágenes captadas por los alqueros días previos al muestreo de mayo. (C) Imágenes capturadas durante el muestreo de mayo.
- Figura 4.7.** Profundidad (m) y transparencia (m) medidas en las 8 estaciones de monitoreo ubicadas en el estuario del río Maullín durante los muestreos mensuales correspondientes al período comprendido entre diciembre de 2019 y mayo de 2020.



- Figura 4.8.** Biomasa algal (Kg/m<sup>2</sup>) obtenida a partir de las muestras colectadas en las 5 estaciones biológicas monitoreadas en el estuario del río Maullín durante los muestreos mensuales correspondientes al período comprendido entre diciembre de 2019 y mayo de 2020.
- Figura 4.9.** Cobertura (%) del alga verde filamentosa en relación al pelillo, obtenida a partir de las muestras colectadas en las 5 estaciones de monitoreo biológicas ubicadas en el estuario del río Maullín durante los muestreos mensuales correspondientes al período comprendido entre diciembre de 2019 y mayo de 2020.
- Figura 4.10.** Imagen que muestra las coberturas (%) del alga verde filamentosa en relación al alga cultivada *Agarophyton chilense* durante el muestreo realizado en el mes de marzo de 2020.
- Figura 4.11.** Imagen que muestra las coberturas (%) del alga verde filamentosa en relación al alga cultivada *Agarophyton chilense* durante el muestreo realizado en el mes de abril de 2020.
- Figura 4.12.** Imagen que muestra las coberturas (%) del alga verde filamentosa en relación al alga cultivada *Agarophyton chilense* durante el muestreo realizado en el mes de mayo de 2020.
- Figura 4.13.** Gráficos de los registros continuos de temperatura en °C obtenidos con los termistores anclados en el estuario del río Maullín durante el período comprendido entre diciembre de 2019 a mayo del año 2020.
- Figura 4.14.** Valores de la salinidad (psu) registrada en cada estación de monitoreo en el estuario del río Maullín durante los muestreos realizados entre diciembre de 2019 a mayo del año 2020.
- Figura 4.15.** Valores de pH registrados en cada estación de monitoreo en el estuario del río Maullín durante los muestreos realizados entre diciembre de 2019 a mayo del año 2020.
- Figura 4.16.** Valores de Oxígeno disuelto (mg/L) registrados en cada estación de monitoreo en el estuario del río Maullín durante los muestreos realizados entre diciembre de 2019 a mayo del año 2020.
- Figura 4.17.** Radiación ( $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ) medida en cada estación de monitoreo en el estuario del río Maullín durante los muestreos realizados entre diciembre de 2019 a mayo del año 2020.
- Figura 4.18.** Concentración de clorofila a ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) y seston (g/L) en cada una de las 6 estaciones en donde se colectó una muestra de agua en el río Maullín durante los muestreos realizados entre diciembre de 2019 a mayo del año 2020.
- Figura 4.19.** Concentración de nitratos ( $\mu\text{g/L}$ ), fosfatos ( $\mu\text{g/L}$ ) y silicatos (mg/L) en cada una de las 6 estaciones en donde se tomó una muestra de agua en el río Maullín durante los muestreos realizados entre diciembre de 2019 a mayo del año 2020.
- Figura 4.20.** Imágenes del alga tipo *Rhizoclonium* colectada en la zona del semillero, en el muestreo realizado el 19 de marzo reciente. (D, E y F) imágenes obtenidas mediante lupa estereoscópica. Las imágenes fueron capturadas mediante el uso de la cámara digital Lumenera modelo Infinity 1 y las mediciones celulares con el software Infinity Analyze.
- Figura 4.21.** Imágenes del alga tipo *Rhizoclonium* colectada la zona del semillero, en el muestreo realizado el 19 de marzo reciente. (A) Imágenes fotografiadas a 10X; (B); 2X; (C) 40X; (D) 63X (Observaciones realizadas con el Microscopio Zeiss, Axio vert. A1; Cámara Canon, EOS Rebel T3).
- Figura 4.22.** Imágenes de filamentos del alga verde filamentosa tipo *Chaetomorpha* encontrada en los cultivos de pelillo en el muestreo realizado el 19 de marzo de 2020. (D-H) Imágenes obtenidas mediante lupa estereoscópica. Las imágenes fueron capturadas mediante el uso de la cámara digital Lumenera modelo Infinity 1 y las mediciones celulares con el software Infinity Analyze.
- Figura 4.23.** Imágenes de filamentos del alga verde tipo *Chaetomorpha* encontrada en los cultivos de pelillo. (A) Imagen fotografiada a 10X; (B) 20X; (C) 40X; (D) 63x (Observaciones realizadas con el Microscopio Zeiss, Axio vert. A1; Cámara Canon, EOS Rebel T3).



- Figura 4.24.** A. Kit de extracción de ADN “DNeasy Plant Mini Kit” Qiagen y sus mini-columnas características (“QIAshredder”, color lila y “DNeasy mini spin”, color blanco). B. Kit de extracción de ADN “E.Z.N.A® Plant DNA DS” de la marca Omega, con sus mini-columnas de membranas de sílice. C. Termoblock para incubación de las lisis térmicas, requeridas por ambos kits.
- Figura 4.25.** A. Kit de extracción de ADN “NucleoSpin® Soil” de la marca Macherey-Nagel (M-N). Tubos con micro-perlas de cerámica NucleoSpin® característicos, para la lisis mecánica mediante un vórtex. Dos tipos de columnas para remoción de contaminantes y de unión/purificación del ADN. B. Resumen esquemático de su proceso de extracción.
- Figura 4.26.** Algas verdes filamentosas obtenidas durante los muestreos del alga plaga (2019-2020). A. Mini acuario usado para mantener las muestras previo a su proceso de limpieza, selección y preservación de tejidos para los análisis moleculares. B. Alga tipo *Rizhoclodium* señalada como el alga plaga (alga objetivo). C. Algas filamentosas acompañantes del alga objetivo. D. Algas recogidas a orilla de playa del Estuario Río Maullín. E. Alga verde seleccionada por ser la única del tipo filamentosa, para los análisis moleculares.
- Figura 4.27.** Amplificación de los partidores SSU897F - 18SC2R (tamaño esperado del producto 1700 pb). 17 muestras de ADN de algas verdes filamentosas, ordenados en 7 grupos. Donde G1 corresponde al alga objetivo, verde filamentosa tipo *Rizhoclodium* (alga plaga); G2 alga filamentosa colectada a orilla de playa; G3 alga verde zona geográfica distinta (Hornopirén); G4, G5 y G6 algas verdes filamentosas acompañantes del alga objetivo; G7 alga objetivo de muestreos año 2018. Se visualizan bandas en los grupos G1, G2 y G3. Las bandas aparecen por debajo de los 1000 pares de bases. Control + (900pb).  
\*Gel de agarosa al 2% en buffer TAE (1X), con tinción de nucleótidos Sybr® Safe (Invitrogen). Patrón de estándar de 100bp
- Figura 4.28.** Segunda amplificación de los partidores SSU897F - 18SC2R (tamaño esperado del producto 1700 pb). 24 muestras de ADN de algas verdes filamentosas. Donde, G1 corresponde al alga objetivo, verde filamentosa tipo *Rizhoclodium* (alga plaga); G2 alga filamentosa colectada a orilla de playa; G3 alga verde zona geográfica distinta (Hornopirén); G4 algas verdes filamentosas acompañantes del alga objetivo; G7 alga objetivo de muestreos año 2018. Se visualizan bandas en los grupos G1, G3 y G4. Las bandas aparecen por debajo de los 1000 pares de bases.  
\*Gel de agarosa al 2% en buffer TAE (1X), con tinción de nucleótidos Sybr® Safe (Invitrogen). Patrón de estándar de 100 pares de bases.
- Figura 4.29.** Amplificación de los partidores 18S 653F - 18S 1,074R diseñados en este estudio (tamaño esperado del producto 421 pb). 17 muestras de ADN de algas verdes filamentosas, ordenados en 7 grupos. Donde G1 corresponde al alga objetivo, verde filamentosa tipo *Rizhoclodium* (alga plaga); G2 alga filamentosa colectada a orilla de playa; G3 alga verde zona geográfica distinta (Hornopirén); G4, G5 y G6 algas verdes filamentosas acompañantes del alga objetivo; G7 alga objetivo de muestreos año 2018. Se visualizan bandas en los grupos G1, G2, G3, G5 y G7. Las bandas aparecen alrededor de los 400-600 pares de bases. Control + (600pb).  
\*Gel de agarosa al 2% en buffer TAE (1X), con tinción de nucleótidos Sybr® Safe (Invitrogen). Patrón de estándar de 100bp
- Figura 4.30.** Amplificación de los partidores 18S 524F - 18S 672R diseñados en este estudio (tamaño esperado del producto 148 pb). 17 muestras de ADN de algas verdes filamentosas, ordenados en 7 grupos. Donde G1 corresponde al alga objetivo, verde filamentosa tipo *Rizhoclodium* (alga plaga); G2 alga filamentosa colectada a orilla de playa; G3 alga verde zona geográfica distinta (Hornopirén); G4, G5 y G6 algas verdes filamentosas acompañantes del alga objetivo; G7 alga



objetivo de muestreos año 2018. Se visualizan bandas en los grupos G1, G2, G3, G5 y G7. Las bandas aparecen entre los 100-200 pares de bases. Control + (200pb).

\*Gel de agarosa al 2% en buffer TAE (1X), con tinción de nucleótidos Sybr® Safe (Invitrogen). Patrón de estándar de 100bp.

## ÍNDICE DE TABLAS

### TABLAS OBJETIVO 1:

|                  |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |
|------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Tabla 1.1</b> | Frecuencia de registros obtenidos de estaciones de monitoreo IFOP e INFA ( <i>i.e.</i> centros de cultivo) para el período 2012-2018, desglosados por zona operativa de la Región de los Lagos. Se incluyen valores promedio, rango y las tres categorías definidas para la variable potencial redox como descriptores de la condición ambiental de los fondos sedimentarios.        |
| <b>Tabla 1.2</b> | Frecuencia de registros obtenidos de estaciones de monitoreo IFOP e INFA ( <i>i.e.</i> centros de cultivo) para el período 2012-2018, desglosados por zona operativa de la Región de los Lagos. Se incluyen valores promedio, rango y las tres categorías definidas para la variable materia orgánica como descriptores de la condición ambiental de los fondos sedimentarios        |
| <b>Tabla 1.3</b> | Frecuencia de registros obtenidos de estaciones de monitoreo IFOP e INFA ( <i>i.e.</i> centros de cultivo) para el período 2012-2018, desglosados por zona operativa de la Región de los Lagos. Se incluyen valores promedio, rango y las tres categorías definidas para la variable pH como descriptores de la condición ambiental de los fondos sedimentarios.                     |
| <b>Tabla 1.4</b> | Frecuencia de registros obtenidos de estaciones de monitoreo IFOP e INFA ( <i>i.e.</i> centros de cultivo) para el período 2012-2018, desglosados por zona operativa de la Región de Aysén. Se incluyen valores promedio, rango y las tres categorías definidas para la variable redox, materia orgánica, pH como descriptores de la condición ambiental de los fondos sedimentarios |
| <b>Tabla 1.5</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox y concentración de sulfuros en los sedimentos de la Región de Atacama para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis.                                                                                             |
| <b>Tabla 1.6</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox y concentración de sulfuros en los sedimentos de la Región de Coquimbo para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis.                                                                                            |
| <b>Tabla 1.7</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo, variabilidad del pH, temperatura, potencial redox y concentración de sulfuros en los sedimentos de la Región del Bío-Bío, para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis                                                                                             |
| <b>Tabla 1.8</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo Variabilidad del pH, temperatura, potencial redox y concentración de sulfuros en los sedimentos de la Región de Los Ríos, zona Valdivia, para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis.                                                                              |
| <b>Tabla 1.9</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox, concentración de sulfuros en los sedimentos, indicando el número correspondiente de Agrupación de Concesión Salmonera (ACS) de las estaciones en la Región de Los Lagos,                                                                                                                |



|                   |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |
|-------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|                   | zona Estuario de Reloncaví para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis.                                                                                                                                                                                                                                                                     |
| <b>Tabla 1.10</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox, concentración de sulfuros en los sedimentos, indicando el número correspondiente de Agrupación de Concesión Salmonera (ACS) de las estaciones en la Región de Los Lagos, zona Seno del Reloncaví, para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis. |
| <b>Tabla 1.11</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox, concentración de sulfuros en los sedimentos, indicando el número correspondiente de Agrupación de Concesión Salmonera (ACS) de las estaciones en la Región de Los Lagos, zona Calbuco, para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis.            |
| <b>Tabla 1.12</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox, concentración de sulfuros en los sedimentos, indicando el número correspondiente de Agrupación de Concesión Salmonera (ACS) de las estaciones en la Región de Los Lagos, zona Chacao, para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis.             |
| <b>Tabla 1.13</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox, concentración de sulfuros en los sedimentos, indicando el número correspondiente de Agrupación de Concesión Salmonera (ACS) de las estaciones en la Región de Los Lagos, zona Butachauques, para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis.       |
| <b>Tabla 1.14</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox, concentración de sulfuros en los sedimentos, indicando el número correspondiente de Agrupación de Concesión Salmonera (ACS) de las estaciones en la Región de Los Lagos, zona Chaulinec, para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis.          |
| <b>Tabla 1.15</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox, concentración de sulfuros en los sedimentos, indicando el número correspondiente de Agrupación de Concesión Salmonera (ACS) de las estaciones en la Región de Los Lagos, zona Tenaún, para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis.             |
| <b>Tabla 1.16</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox, concentración de sulfuros en los sedimentos, indicando el número correspondiente de Agrupación de Concesión Salmonera (ACS) de las estaciones en la Región de Los Lagos, zona Chiloé Central, para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis.     |
| <b>Tabla 1.17</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox, concentración de sulfuros en los sedimentos, indicando el número correspondiente de Agrupación de Concesión Salmonera (ACS) de las estaciones en la Región de Los Lagos, zona Desertores, para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis.         |
| <b>Tabla 1.18</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox, concentración de sulfuros en los sedimentos, indicando el número correspondiente de Agrupación de Concesión Salmonera (ACS) de las estaciones en la Región de Los Lagos,                                                                                                                                                 |



|                   |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                    |
|-------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|                   | zona Quellón, para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis.                                                                                                                                                                                                                                                                               |
| <b>Tabla 1.19</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox, concentración de sulfuros en los sedimentos, indicando el número correspondiente de Agrupación de Concesión Salmonera (ACS) de las estaciones en la Región de Los Lagos, zona Hornopirén, para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis.      |
| <b>Tabla 1.20</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox, concentración de sulfuros en los sedimentos, indicando el número correspondiente de Agrupación de Concesión Salmonera (ACS) de las estaciones en la Región de Los Lagos, zona Ayacara, para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis.         |
| <b>Tabla 1.21</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox, concentración de sulfuros en los sedimentos, indicando el número correspondiente de Agrupación de Concesión Salmonera (ACS) de las estaciones en la Región de Los Lagos, zona Chaitén, para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis.         |
| <b>Tabla 1.22</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox, concentración de sulfuros en los sedimentos, indicando el número correspondiente de Agrupación de Concesión Salmonera (ACS) de las estaciones en la Región de Aysén, zona Guaitecas, para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis.           |
| <b>Tabla 1.23</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox, concentración de sulfuros en los sedimentos, indicando el número correspondiente de Agrupación de Concesión Salmonera (ACS) de las estaciones en la Región de Aysén, zona Moraleda, para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis.            |
| <b>Tabla 1.24</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox, concentración de sulfuros en los sedimentos, indicando el número correspondiente de Agrupación de Concesión Salmonera (ACS) de las estaciones en la Región de Aysén, zona Puyuhuapi, para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis.           |
| <b>Tabla 1.25</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox, concentración de sulfuros en los sedimentos, indicando el número correspondiente de Agrupación de Concesión Salmonera (ACS) de las estaciones en la Región de Aysén, zona Aysén, para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis.               |
| <b>Tabla 1.26</b> | Ubicación de las estaciones de muestreo y variabilidad del pH, temperatura, potencial redox, concentración de sulfuros en los sedimentos, indicando el número correspondiente de Agrupación de Concesión Salmonera (ACS) de las estaciones en la Región de Magallanes, zona Puerto Natales, para la campaña de muestreo 2019. Los valores son promedios de tres réplicas con la desviación estándar en paréntesis. |
| <b>Tabla 1.27</b> | Variabilidad de la concentración materia orgánica total (MOT), en 11 zonas, en la Región de Atacama, Coquimbo, Bío-Bío, Los Ríos y la Región de Los Lagos, para la campaña de muestreo 2019.                                                                                                                                                                                                                       |



|                   |                                                                                                                                                                                                                                                             |
|-------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Tabla 1.28</b> | Variabilidad de la concentración materia orgánica total (MOT), en 11 zonas, en la Region de Los Lagos, Aysén y Magallanes, para la campaña de muestreo 2019.                                                                                                |
| <b>Tabla 1.29</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Atacama para la campaña de muestreo 2019.                               |
| <b>Tabla 1.30</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Coquimbo para la campaña de muestreo 2019.                              |
| <b>Tabla 1.31</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región del Bío-Bío para la campaña de muestreo 2019.                              |
| <b>Tabla 1.32</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Los Ríos, zona Valdivia para la campaña de muestreo 2019.               |
| <b>Tabla 1.33</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Los Lagos, zona Estuario de Reloncaví para la campaña de muestreo 2019. |
| <b>Tabla 1.34</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Los Lagos, zona Seno de Reloncaví para la campaña de muestreo 2019.     |
| <b>Tabla 1.35</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Los Lagos, zona Calbuco para la campaña de muestreo 2019.               |
| <b>Tabla 1.36</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Los Lagos, zona Chacao para la campaña de muestreo 2019.                |
| <b>Tabla 1.37</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Los Lagos, zona Butachauques para la campaña de muestreo 2019.          |
| <b>Tabla 1.38</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Los Lagos, zona Chaulinec para la campaña de muestreo 2019.             |
| <b>Tabla 1.39</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Los Lagos, zona Tenaún para la campaña de muestreo 2019.                |
| <b>Tabla 1.40</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Region de Los Lagos, zona Chiloé Central para la campaña de muestreo 2019.        |
| <b>Tabla 1.41</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Los Lagos, zona Desertores para la campaña de muestreo 2019.            |
| <b>Tabla 1.42</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Los Lagos, zona Quellón para la campaña de muestreo 2019.               |



|                   |                                                                                                                                                                                                                                                       |
|-------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Tabla 1.43</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Los Lagos, zona Hornopirén para la campaña de muestreo 2019.      |
| <b>Tabla 1.44</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Los Lagos, zona Ayacara para la campaña de muestreo 2019.         |
| <b>Tabla 1.45</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Los Lagos, zona Chaitén para la campaña de muestreo 2019.         |
| <b>Tabla 1.46</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Aysén, zona Guaitecas para la campaña de muestreo 2019.           |
| <b>Tabla 1.47</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Aysén, zona Moraleda para la campaña de muestreo 2019.            |
| <b>Tabla 1.48</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Aysén, zona Puyuhuapi para la campaña de muestreo 2019.           |
| <b>Tabla 1.49</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Aysén, zona Aysén para la campaña de muestreo 2019.               |
| <b>Tabla 1.50</b> | Abundancia total, N° de taxa, biomasa total, índice de diversidad de Shannon, uniformidad y el índice ecológico AMBI para la macrofauna bentónica en los sedimentos de la Región de Magallanes, zona Puerto Natales para la campaña de muestreo 2019. |
| <b>Tabla 1.51</b> | Resume de información de las estaciones de CTD y muestras de agua de la campaña seguimiento ambiental 2019.                                                                                                                                           |
| <b>Tabla 1.52</b> | Agrupación de Concesión de Salmones (ACS) de la Región de Los Lagos y Región de Aysén con su equivalente a zonas de muestreo señaladas en informes anteriores 2011-2018.                                                                              |
| <b>Tabla 1.53</b> | Matriz productiva de salmónidos y bivalvos por Agrupación de Concesión de Salmones (ACS) y zona de muestreo homóloga para la Región de Los Lagos, años 2017-2018.                                                                                     |
| <b>Tabla 1.54</b> | Matriz productiva de salmónidos y bivalvos por zona de muestreo y Agrupación de Concesión de Salmones (ACS) homóloga para la Región de Los Lagos, años 2013-2018.                                                                                     |
| <b>Tabla 1.55</b> | Matriz productiva de salmónidos por Agrupación de Concesión de Salmones (ACS) y zona de muestreo homóloga para la Región de Aysén, años 2017-2018.                                                                                                    |
| <b>Tabla 1.56</b> | Matriz productiva de salmónidos por zona de muestreo y Agrupación de Concesión de Salmones (ACS) homóloga para la Región de Aysén, años 2013-2018.                                                                                                    |

---

### TABLAS OBJETIVO 3:

|                   |                                                                                                         |
|-------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Tabla 3.1.</b> | Configuración Productiva de la unidad de Salmones incorporada en los centros dentro de Compu.           |
| <b>Tabla 3.2</b>  | Configuración Productiva que se incorporará en los centros de cultivo de mitílicos en el área de Compu. |
| <b>Tabla 3.3.</b> | Materia orgánica (%) y Potencial Redox para los 3 muestreos realizados.                                 |



#### TABLAS OBJETIVO 4:

- Tabla 4.1.** Ubicación de las estaciones de muestreo en el estuario del río Maullín (E: estaciones de muestreo biológico, C: estaciones control, T: lugar de anclaje de los registradores de temperatura, S: semillero, LC: La Caleta).
- Tabla 4.2.** Horario de muestreo, profundidad y transparencia de cada estación monitoreada el 05 de diciembre de 2019. Además se registran los pesos de las algas obtenidas en cada una de las tres réplicas (3 cuadrantes de 0,25 m<sup>2</sup>) por cada estación biológica (E: Estación de muestreo biológico; C: Estación de control; /: sin muestreo biológico; R: réplica).
- Tabla 4.3.** Horario de muestreo, profundidad y transparencia de cada estación monitoreada el 13 de enero de 2020. Además se registran los pesos de las algas obtenidas en cada una de las tres réplicas (3 cuadrantes de 0,25 m<sup>2</sup>) por cada estación biológica (E: Estación de muestreo biológico; C: Estación de control; /: sin muestreo biológico; R: réplica).
- Tabla 4.4.** Horario de muestreo, profundidad y transparencia de cada estación de monitoreada el 12 de febrero de 2020. Además se registran los pesos de las algas obtenidas en cada una de las tres réplicas (3 cuadrantes de 0,25 m<sup>2</sup>) por cada estación biológica (E: Estación de muestreo biológico; C: Estación de control; /: sin muestreo biológico; R: réplica).
- Tabla 4.5.** Horario de muestreo, profundidad y transparencia de cada estación monitoreada el 19 de marzo de 2020. Además se registran los pesos de las algas obtenidas en cada una de las tres réplicas (3 cuadrantes de 0,25 m<sup>2</sup>) por cada estación biológica (E: Estación de muestreo biológico; C: Estación de control; /: sin muestreo biológico; R: réplica).
- Tabla 4.6.** Horario de muestreo, profundidad y transparencia de cada estación monitoreada el 14 de abril de 2020. Además se registran los pesos de las algas obtenidas en cada una de las tres réplicas (3 cuadrantes de 0,25 m<sup>2</sup>) por cada estación biológica (E: Estación de muestreo biológico; C: Estación de control; /: sin muestreo biológico; R: réplica).
- Tabla 4.7.** Horario de muestreo, profundidad y transparencia de cada estación monitoreada el 13 de mayo de 2020. Además se registran los pesos de las algas obtenidas en cada una de las tres réplicas (3 cuadrantes de 0,25 m<sup>2</sup>) por cada estación biológica (E: Estación de muestreo biológico; C: Estación de control; /: sin muestreo biológico; R: réplica).
- Tabla 4.8.** Se registran las biomásas (Kg/m<sup>3</sup>) de *Agarophyton chilense* y del alga verde filamentosa cuando estuvo presente, en cada una de las tres réplicas por cada estación biológica (E: Estación de muestreo biológico; C: Estación de control; /: sin presencia de algas; R: réplica).
- Tabla 4.9.** Se registran las coberturas (%) de *Agarophyton chilense* y del alga verde filamentosa, en cada una de las tres réplicas por cada estación biológica (E: Estación de muestreo biológico; C: Estación de control; /: sin presencia de algas; R: réplica).
- Tabla 4.10.** Temperatura de la columna de agua promedio, máxima y mínima mensual obtenida con el uso de registradores de temperatura anclados cercanos al fondo en dos puntos georreferenciados (T1 y T2) durante el período comprendido entre diciembre de 2019 a mayo de 2020 (Sd: desviación estándar; n: número de medidas).
- Tabla 4.11.** Parámetros físicos y químicos registrados en los 6 muestreos mensuales realizados entre diciembre de 2019 y mayo de 2020. Se muestran los parámetros de salinidad, pH y temperatura superficial del agua, oxígeno disuelto e Intensidad luminica de cada una de las estaciones de muestreo.
- Tabla 4.12.** Valores de la concentración de clorofila a (mg/m<sup>3</sup>) y seston (g/L) en la columna de agua durante los 6 muestreos mensuales realizados entre diciembre de 2019 y mayo de 2020.



- Tabla 4.13.** Valores de la concentración de nutrientes (nitratos, fosfatos y silicatos) de la columna de agua durante los 6 muestreos mensuales realizados entre diciembre de 2019 y mayo de 2020.
- Tabla 4.14.** Valores promedios ( $\pm$  sd), máximos, mínimos, datos totales considerados (n) y la relación longitud:ancho celular, para las mediciones celulares realizadas en filamentos de ejemplares del alga tipo *Rhizoclonium* (A) y tipo *Chaetomorpha* (B) recolectados en diferentes meses del estudio.
- Tabla 4.15.** Especies pertenecientes al género *Rhizoclonium* y su número de ubicación de secuencia en la base de datos NCBI (National Center for Biotechnology Information), usadas para el diseño de partidores.
- Tabla 4.16.** Resumen de los partidores, con sus nombres y sus secuencias, probados en las amplificaciones por PCR de las muestras de alga verde filamentosa tipo *Rhizoclonium*.
- Tabla 4.17.** Programas de amplificación de los partidores utilizados, con sus respectivos nombres y referencias bibliográficas.
- Tabla 4.18.** Rendimiento promedio de ADN producido según el tipo de conservación de las muestras de alga verde filamentosa tipo *Rhizoclonium*, cuantificado mediante un fluorímetro en ng/ $\mu$ l.
- Tabla 4.19.** Rendimiento promedio de ADN producido por los diferentes kits de extracción utilizados, con las diferentes muestras de tejido de alga verde filamentos tipo *Rhizoclonium* colectadas.

## ÍNDICE DE ANEXOS

|            |                                                                                      |
|------------|--------------------------------------------------------------------------------------|
| ANEXO I    | DATOS MACROFAUNA                                                                     |
| ANEXO II   | DATOS DE CTD                                                                         |
| ANEXO III  | FICHAS POLIQUETOS DE PÁGINA <a href="http://WWW.MACROFAUNA.CL">WWW.MACROFAUNA.CL</a> |
| ANEXO IV   | DATOS MODELOS NUMÉRICOS                                                              |
| ANEXO V    | PUBLICACIÓN CO-CULTIVO RHIZOCLONIUM – AGAROPHYTON                                    |
| ANEXO VI   | PLANILLA DATOS MUESTREO MAULLÍN                                                      |
| ANEXO VII  | PROGRAMA TALLER DIFUSIÓN                                                             |
| ANEXO VIII | INVITACIÓN TALLER DIFUSIÓN                                                           |
| ANEXO IX   | BASE DE DATOS PROYECTO                                                               |



## 1. ANTECEDENTES

En el marco de Ley General de Pesca y Acuicultura, artículo 74° inciso 3°, sobre la mantención de la limpieza y del equilibrio ecológico de la zona concedida, y el artículo 87°, sobre reglamentar las medidas de protección del medio ambiente para que los establecimientos de acuicultura operen en niveles compatibles con las capacidades de los cuerpos de agua lacustres, fluviales y marítimos, el Reglamento Ambiental para la Acuicultura (RAMA) D.S N°320/2001 y su Resolución Acompañante N°3.612/2009 junto con las posteriores modificaciones constituyen los instrumentos ambientales que permiten regular las actividades de acuicultura. Sin embargo, se requiere además determinar, a través del tiempo, las condiciones ambientales del entorno a las áreas donde se desarrolla la acuicultura. Respecto de lo anterior, el presente proyecto, considera la continuidad de los estudios de seguimiento ambiental de las actividades de acuicultura que se realizan desde el año 2011 a la fecha, incorporando nuevas regiones, análisis y antecedentes, con la finalidad de realizar un diagnóstico del desempeño ambiental de la acuicultura y sus efectos en las áreas de emplazamiento.

Sobre el particular, se requiere con urgencia aumentar el conocimiento científico sobre la dispersión de efluentes orgánicos y/o contaminantes procedentes de los centros de cultivo de salmón y sus posteriores impactos en el ecosistema marino, de manera que este conocimiento pueda facilitar el desarrollo de herramientas de gestión eficaces que conduzcan a un manejo sustentable de la acuicultura, debido a los impactos potenciales en el ecosistema resultantes de la crianza de peces en jaulas de cultivo. Existe un número importante de publicaciones científicas que describen y cuantifican los cambios del bentos en el campo cercano de la Jaulas de cultivo (Ackefors&Enell, 1990; Bergheim et al., 1991; Braaten, 1991; Silvert, 1992; Folke et al., 1994; Gowen et al., 1994; Hansen, 1994; Findlay et al. , 1995; Rosenthal et al. , 1995; Bergheim y Åsgård, 1996; GESAMP, 1996; Burd, 1997; Findlay y Watling, 1997; Dudley et al. , 2000; Mazzola et al. , 2000; Morrissey et al. , 2000; Nash, 2001; Pearson y Black, 2001; Pohle et al. , 2001; Buschmann, 2002; SECRU, 2002; Brooks y Mahnken, 2003; Carroll et al. , 2003; Wildish et al. , 2004).

La capacidad asimilativa es la habilidad natural del ecosistema para usar y descomponer contaminantes potenciales sin efectos perjudiciales para el ambiente, esto quiere decir que el interés se centra en la capacidad del ambiente para absorber y asimilar el exceso de carga de compuestos y nutrientes orgánicos. Si el entorno que la recibe no puede asimilar eficazmente la carga de nutrientes y de materia orgánica, se observan efectos negativos, como, por ejemplo, el deterioro del agua o de la calidad de los sedimentos que pueden poner en peligro la integridad y la salud del ecosistema. Gowen et al. (1990) describe cuatro tipos específicos de impacto ambiental están asociados con la acuicultura intensiva, estos son, la hipernutrición, el enriquecimiento bentónico, la demanda bioquímica de oxígeno y los cambios bacterianos (esta lista excluye otros impactos más generales como los asociados con el uso de productos químicos y la pregunta general de interacción con poblaciones naturales).



La reducción del impacto bentónico es uno de los elementos centrales que busca la regulación ambiental, centrándose en la vigilancia de las zonas donde se producen las operaciones acuícolas en muchos países. Generalmente, esto se implementa a través de indicadores contruidos a partir de monitoreos que son capaces de diagnosticar la salud bentónica en las inmediaciones de un centro de acuicultura. Los datos de monitoreo son utilizados para determinar la escala y el alcance del efecto bentónico de las operaciones, sin embargo, la recolección de los datos y el tiempo que se requiere para llegar a una buena caracterización del bentos implica un gran esfuerzo en tiempo y costos económicos. Por tanto, en la última década ha existido un creciente interés por parte de los reguladores y operadores de la industria acuicultora por tener una capacidad de evaluación remota de la asimilación del bentos en diferentes escenarios. En este sentido se han venido desarrollando y particularmente durante la ejecución de este estudio, diferentes herramientas de modelación numérica capaces de predecir el potencial impacto bentónico de las operaciones de acuicultura lo cual es posible utilizar en la fase de planificación del desarrollo de la industria para evaluar el tamaño adecuado de los cultivos de peces y por tanto incidir a partir de estas decisiones en la viabilidad económica de las áreas de cultivo y en la sustentabilidad del medio ambiente. Por tanto, los modelos predictores de la dispersión de residuos, son cada vez más reconocido como componentes importantes del proceso de gestión en la acuicultura (Ervik *et al.*, 1997; Henderson *et al.*, 2001; Cromey *et al.*, 2002a; Pérez *et al.*, 2002; SEPA, 2003). Un considerable número de modelos para la predicción de impactos ambientales en cultivo de peces han sido publicados en el pasado aplicando métodos de modelación tanto Lagrangianos como Eulerianos (Cromey *et al.*, 2002; Tironi *et al.*, 2008; Jusup *et al.* 2009). Generalmente este tipo de modelación suele usarse para simular el impacto ambiental que pudieran tener las actividades productivas sobre los parámetros bentónicos (carbono orgánico, producción de sulfuro y cambios en las comunidades bentónicas) y la calidad del agua (oxígeno disuelto, materia orgánica disuelta y suspendida, eutroficación). La base hidrodinámica para evaluar el transporte, sedimentación, erosión/resuspensión y re-deposición de material y desechos orgánicos, varía significativamente si se utilizan datos puntuales para la simulación de estos procesos, versus la utilización de un modelo hidrodinámico 3D con alta resolución temporal y espacial. No obstante, es recurrente la atribución de los defectos de los modelos a las limitaciones espaciales que presenta la información hidrodinámica o la limitación en la parametrización matemática utilizada en los módulos de procesos (químicos o biológicos), incluyendo la limitación que presenta el uso de parámetros codificados de forma rígida. Por tanto, queda de manifiesto la necesidad de incorporar en un modelo variables ambientales flexibles y abiertas para ser calibradas, que enriquezcan los procesos a los que se ve sometido el material orgánico y desechos que son emitidos por un centro de cultivo (Chamberlain *et al.*, 2005).

La experiencia comparada en los principales países productores de salmón, como el caso de Escocia, Noruega y Canadá indica que se han desarrollado herramientas con distintos grados de validación para la selección de sitios y posterior monitoreo ambiental. La selección de sitio para las instalaciones de acuicultura en Noruega se basa en información detallada de producción, junto con las mediciones de corrientes, topografía y mediciones en sedimentos (Hansen y Kryvi, 2009). De preferencia se eligen sitios con altas velocidades de corriente para garantizar la máxima dispersión de los efluentes del centro de cultivo. Sin embargo, poco valor se ha colocado en la dispersión de



los efluentes de la acuicultura y cómo estos efluentes interactúan con el ecosistema regional más amplio (Bannister, 2016). Para mejorar la selección del emplazamiento de centros de cultivos de acuicultura, es esencial el establecimiento de un sistema integrado de gestión de las zonas costeras para predecir la dispersión de residuos, los posibles impactos bentónicos y las interacciones con otros usuarios de la zona costera. En Noruega, se ha iniciado el desarrollo del sistema AKVAVIS para proporcionar un instrumento que permita evaluar los sitios de cultivo de salmón (Erviket al., 2008). Un componente crítico de este sistema debería contener la predicción de la dispersión, deposición y acumulación de residuos orgánicos en hábitat bentónicos del centro de cultivo, tanto en el campo cercano (local) como del campo lejano (regional) que permitan predecir impactos en el ecosistema bentónico (Bannister, 2016).

Tanto en Escocia como en Canadá se ha sido utilizado para la dispersión de residuos orgánicos el modelo Depomod (Cromey, 2002), este modelo utiliza una aproximación local, solo en la escala de centro de cultivo careciendo de la capacidad para predecir con exactitud los efectos de campo lejano (regionales) (Symonds, 2011), para esto asume que la hidrodinámica es homogénea en el espacio. La capacidad predictiva de los modelos de deposición es dependiente de los datos de entrada en base a la naturaleza de los materiales de desecho, por ejemplo, las velocidades de sedimentación y los umbrales de re-suspensión, además de información del ambiente como las corrientes y la batimetría, por tanto, estos modelos son fuertemente dependientes de una buena fuente de información de ese tipo.

El impacto del enriquecimiento orgánico sobre las comunidades bentónicas ha sido descrito basándose en diferentes metodologías, las más recientes tienen relación con la utilización de índices asociados a las especies bentónicas evaluando su composición comunitaria respecto al impacto del bentos, en este sentido se pueden encontrar los índices: "Infaunal trophic Index (ITI) propuesto por Scottish Environment Protection Agency (SEPA) (Codling & Ashley 1992) y el índice AZTI Marine Biological Index (AMBI) (Borja et al. 2000; Borja & Muxika 2005). El potencial de ambos índices se incrementa al incluir ambos en una parametrización donde se incluyan los procesos biogeoquímicos de los sedimentos mediante el acople de modelos oceanográficos que resuelvan las forzantes asociadas a dispersión y sedimentación junto con modelos numéricos determinísticos que resuelvan procesos biogeoquímicos.



## **2. OBJETIVOS**

---

### **2.1 Objetivo general**

Establecer un diagnóstico del desempeño ambiental de la acuicultura en Chile al 2019, integrando la información disponible en los Informes Ambientales (INFA), con la información obtenida en las zonas geográficas de emplazamiento de los centros de cultivo.

### **2.2 Objetivos específicos**

1. Determinar el efecto de las actividades de acuicultura, a través de la integración de la información generada desde el 2011 a la fecha, considerando aspectos ambientales, de oceanografía y producción, en las zonas geográficas de emplazamiento.
2. Desarrollar herramientas para el diagnóstico de la evaluación ambiental del efecto de la acuicultura en las zonas de emplazamiento.
3. Determinar la capacidad asimilativa de los ecosistemas de fiordos y canales a través de modelación numérica.
4. Evaluar las condiciones ambientales de origen antrópico o naturales que puedan afectar las condiciones de cultivo en áreas selectas.



### 3. METODOLOGÍA DE TRABAJO

---

A continuación, se describe la metodología de desarrollo del estudio y los conceptos e ideas que la fundamentan. La presentación de este informe está organizada por objetivo específico.

**3.1 Metodología objetivo 1.** *Determinar el efecto de las actividades de acuicultura, a través de la integración de la información generada desde el 2011 a la fecha, considerando aspectos ambientales, de oceanografía y producción, en las zonas geográficas de emplazamiento.*

El desarrollo de este objetivo se basó en la integración de la información proveniente de los muestreos de terreno generada durante la ejecución del proyecto con aquella información proveniente de los centros de cultivo (*i.e.*, informes ambientales o INFA y datos de producción), la que fue proporcionada por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (Subpesca).

#### Actividad 1. Recopilación de información

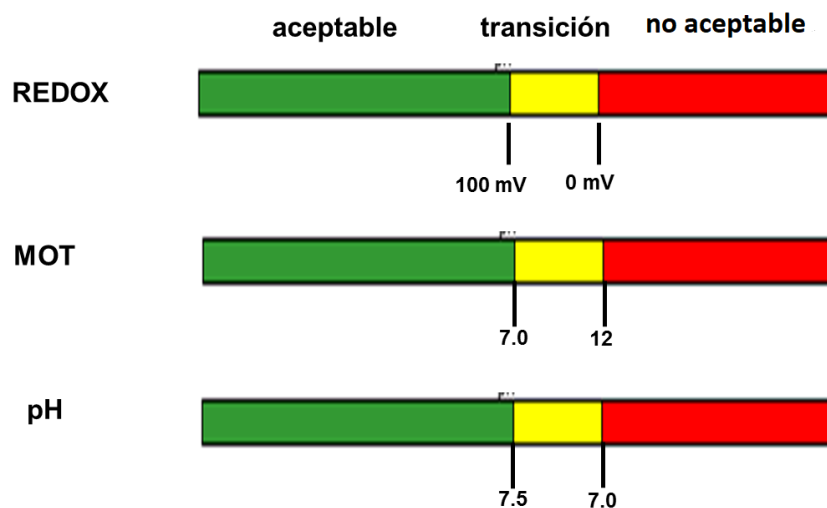
Durante la ejecución del proyecto se recopiló y contrastó la información ambiental generada por IFOP proveniente de monitoreos previos dentro de las zonas geográficas donde se realizan actualmente los muestreos vinculados a este proyecto, sobre aquello se debe tener presente que este estudio se viene realizando en etapas anuales desde el año 2011 y que las estaciones y zonas de muestreo fueron definidas durante los primeros años de ejecución. En este sentido la información recopilada comprende desde el año 2012 hasta el año 2018, excluyendo el año 2011 debido a que fue el año de exploración y ajustes en las estaciones de muestreo. La información recopilada comprende las zonas geográficas definidas en el proyecto, que son las mismas estudiadas en la etapa previa del estudio (periodo 2017-2018), esto abarca la Región de Los Lagos que circunscribe 15 zonas operativas (estas zonas se han denominado Estuario, Seno Reloncaví, Calbuco, Chacao, Ancud, Maullín, Butachauques, Chaulinec, Tenaún, Chiloé Central, Desertoires, Quellón, Hornopirén, Ayacara y Chaitén) y cuatro zonas de la Región de Aysén (Guaitecas, Moraleda, Puyuhuapi y Aysén). Complementariamente, durante la ejecución de este programa de investigación se han ido incorporando nuevas zonas al estudio: una zona en la Región de Atacama, una zona en la Región de Coquimbo, una zona en la Región del Bío-Bío, una zona en la Región de Los Ríos y una zona en la Región de Magallanes y Antártica chilena.



La información relacionada con los informes ambientales de los centros de cultivo de salmones (*INFA*, *Pre-INFA* e *INFA Post-Anaeróbica*) y los datos de biomasa cultivada (producción) en cada centro fueron solicitados a la Subpesca. El 6 de agosto 2019 fue recibido un archivo digital con información denominada “Operación 2017-2018” de los centros de cultivo y aquella contenida en los informes ambientales (*INFA*).

Con el fin de establecer si la condición ambiental de los fondos sedimentarios se ha modificado en un sector en particular en el transcurso del tiempo, cada una de las zonas operativas localizadas en las regiones de Los Lagos y Aysén (regiones donde se concentra la mayor actividad acuícola) son evaluadas en función de los valores de potencial redox ( $E_{h_{NHE}}$ , mV), potencial de hidrógeno (pH, unidades), y porcentaje de materia orgánica total (MOT, %). Para ello, se utilizaron los datos obtenidos desde los muestreos realizados por IFOP durante el periodo 2012-2018, considerándose los valores promedio de las réplicas de cada estación de muestreo, obtenidas tanto en el periodo invierno como de verano de cada año. En tanto, para cada centro de cultivo los datos procedentes de los Informes Ambientales (i.e. *INFA*, *Pre INFA* y *Post INFA anaeróbica*), correspondientes al periodo 2012-2018 y que están agrupados por zona operativa (IFOP), consideran los valores promedio para  $E_{h_{NHE}}$ , MOT y pH de las estaciones ubicadas bajo los módulos productivos de cada centro, excluyéndose del análisis los valores de las estaciones de referencia.

En este contexto se utilizaron los siguientes rangos de clasificación como descriptores de la condición ambiental de los fondos sedimentarios:



Se ha optado por utilizar esta clasificación con el fin de facilitar el análisis de las variables. Así, en el caso de los valores de potencial redox y pH, la escala utilizada fue modificada de Hargrave *et al.* 2008. En tanto que, en el caso de la materia orgánica total la escala está basada en el trabajo de



Demaison & Moore 1980. En este contexto se han considerado valores de potencial redox menores a 0 mV como “no aceptables”, dado que en general, sedimentos con valores dentro de este rango presentan condiciones de hipoxia extrema o anoxia, registrándose comunidades bentónicas con altos niveles perturbación. Asimismo, valores de potencial redox 0 a 100 mV han sido considerados como niveles de transición. En general, corresponderían a sedimentos con hipoxia leve u sedimentos óxicos, con comunidades ligeramente perturbadas. Finalmente, valores sobre los 100 mV los sedimentos presentarían condiciones óxicas y comunidades no perturbadas con alta riqueza de especies y gran variabilidad trófica.

En relación a la concentración de materia orgánica (%) se ha considerado que valores superiores a 12% presentan condiciones ambientales “no aceptables”. En general, sedimentos con niveles sobre este umbral estarían asociados con un enriquecimiento orgánico de moderado a alto. Mientras que niveles bajo el 7 % corresponderían a sedimentos sin enriquecimiento orgánico y con comunidades bentónicas menos perturbadas. Sin embargo, estas interpretaciones deben considerarse como patrones generales (de referencia), ya que condiciones locales y geográficas pueden presentar características diferenciales. En relación al pH, valores menores a 7 en general son característicos de ambientes perturbados, de manera similar a lo señalado para el  $Eh_{NHE}$  y la MOT. En consecuencia, los datos obtenidos para las mencionadas variables, provenientes de los monitoreos de IFOP e INFA (i.e. centros de cultivo) para el periodo 2012-2018, fueron agrupados en base a dichas escalas.

## Actividad 2: Muestreos y análisis

La campaña anual de muestreo 2019 consideró un total de 170 estaciones de muestreo de sedimentos, que se distribuyen en 22 zonas operativas y 31 estaciones en la columna de agua. La cobertura espacial de este estudio incluye las regiones de Atacama, Coquimbo, Biobío, Los Ríos, Los Lagos, Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo y Magallanes y la Antártica Chilena. En las **Figuras 1.5 a 1.27** pueden ser espacialmente visualizadas, siendo la ubicación geográfica de las estaciones proporcionadas entre las **Tablas 1.5 a 1.26**. La campaña de muestreo de invierno se inició el 11 de abril y finalizó el 11 de agosto de 2019.

En detalle, las fechas de muestreo por regiones fueron las siguientes:

|                                           |                         |
|-------------------------------------------|-------------------------|
| Región de Atacama y Coquimbo:             | 11-15 de abril          |
| Región del Bío Bío y Los Ríos:            | 24-26 de julio          |
| Región de Los Lagos:                      | 09 de mayo – 9 de junio |
| Región de Aysén:                          | 12-30 de junio          |
| Región de Magallanes y Antártica chilena: | 10-11 de agosto         |



La localización de los puntos de muestreo se realizó desde una embarcación equipada con un sistema GPS/Ecosonda Garmin, o bien, con apoyo de un navegador portátil marca GARMIN GPSMAP 78S (con una precisión de  $\pm 5,0$  m). Operativamente las muestras de sedimento se obtuvieron con una draga de  $0,1 \text{ m}^2$  de área de cobertura, que contenía una cantidad apropiada de sedimento, de la que se separaron diversas submuestras, ya sea para análisis de contenido de sulfuros ( $\text{S}^{2-}$ ,  $\mu\text{M}$ ), de materia orgánica (MOT, %) y/o de macroinfauna ( $\text{ind}/\text{m}^2$  o  $\text{g}/\text{m}^2$ ). Para ello, se procedió a introducir en el muestreador tres corer cilíndricos transparentes, confeccionados de acrílico (longitud 25 cm y diámetro 7 cm), con perforaciones circulares (diámetro 15 mm) distribuidos en forma de espiral cada 2 cm (i.e. distribuidos lateralmente y en forma descendente), previamente selladas con cinta de tela adhesiva multiuso. De cada uno de estos corer se extrajo, horizontalmente con un contenedor cilíndrico de polietileno de 1 cm de diámetro, una submuestra de sustrato (ca. 5 cc) a nivel del estrato superficial para el análisis del contenido de sulfuros. Paralelamente, se registró desde el estrato superficial de la draga (i.e. en los primeros 3 cm de profundidad) los valores de potencial de hidrógeno (pH, unidades), temperatura (T,  $^{\circ}\text{C}$ ) y potencial redox ( $\text{Eh}_{\text{NHE}}$ , mV). Las mediciones se llevaron a cabo por medio de equipos multiparamétricos marca Thermo Scientific Orion Star A324, con sondas específicas para cada medición (Orion 8107UWMMD pH/ATC electrod, Orion ORP Standards for Redox/ORP Electrodes y Orion  $\text{ag}^2/\text{S}^2$  combination ion plus Electrodes). Adicionalmente, del material contenido en la draga, se recolectaron submuestras que fueron depositadas en frascos plásticos con cierre hermético, previamente rotulados, para análisis de MOT (125 cc). Finalmente, en estaciones de muestreo selectas, el excedente de la draga (incluidos los corer cilíndricos transparentes) fue lavado con agua de mar, filtrándolo a través de un tamiz con  $500 \mu\text{m}$  de abertura de luz de malla. Posteriormente, el material retenido (macroinfauna) se depositó en frascos plásticos rotulados y con cierre hermético (1000 cc), conteniendo una solución de formalina al 10% para su posterior análisis (i.e. identificación y cuantificación hasta el nivel taxonómico más bajo posible).

El análisis de las muestras en el laboratorio se realizó conforme a las metodologías señaladas en la Resolución (Subpesca) N° 3.612 de 2009 y sus modificaciones, acompañante del Reglamento Ambiental para la Acuicultura (RAMA), mientras que la determinación de sulfuros en la muestra de sedimento se realizó de acuerdo a Hargrave *et al.* (1997, 2008) y Wildish *et al.* (1999, 2001, 2003, 2004). Adicionalmente, la estructura de las comunidades de macroinfauna fue analizada a través de parámetros comunitarios (i.e. abundancia total, número de *taxa*, biomasa total) e índices de Shannon y Uniformidad (i.e. Equidad de Pielou). Cabe consignarse, que para uniformar las comparaciones y facilitar el proceso de interpretación de los resultados se utilizaron como descriptores de la condición ambiental de los fondos sedimentarios el  $\text{Eh}_{\text{NHE}}$ , pH, MOT y  $\text{S}^{2-}$ . Por consiguiente, sus registros se contextualizaron y relacionaron con los valores referenciales



propuestos en la Resolución (Subpesca) N° 3.612 de 2009 (*i.e.*, límite de aceptabilidad para MOT < 9%; pH > 7,1; Eh<sub>NHE</sub> > 50 mV) y por Demaison & Moore (1980) (*i.e.* MOT). y Hargrave *et al.* (2008). (*i.e.* Eh<sub>NHE</sub>, pH y S<sup>-2</sup>). Por tanto, estas variables fueron agrupadas, según la condición ambiental del sedimento, en tres categorías: aceptable (representada por color verde en figuras correspondientes), transición (*i.e.* color amarillo) y no aceptable (*i.e.* color rojo) (ver valores referenciales en Actividad 1). Adicionalmente esta aproximación se complementa con la utilización del índice bioecológico AMBI (AZTI Marine Biotic Index) (*cf.* Borja *et al.*, 2000). La base teórica de este índice es la sucesión ecológica de la comunidad macrofaunística en un gradiente de enriquecimiento orgánico, propuesto por Pearson & Rosenberg (1978).

En este índice cada organismo es asociado a uno de cinco posibles grupos ecológicos:

- Grupo I. Especies muy sensibles a enriquecimiento orgánico y presentes bajo condiciones prístinas. Incluye carnívoros especialistas, filtradores de gran tamaño y algunos poliquetos tubícolas.
- Grupo II. Especies indiferentes a enriquecimiento orgánico, presentes en bajas densidades y sin mayores variaciones en el tiempo. Incluye a: suspensívoros, carnívoros menos selectivos y excavadores ("scavengers").
- Grupo III. Especies tolerantes al enriquecimiento orgánico. Pueden ocurrir en condiciones normales, pero sus poblaciones son estimuladas por enriquecimiento orgánico. Incluye a: depositívoros de superficie como algunos espiónidos.
- Grupo IV. Especies oportunistas de segundo orden. Principalmente poliquetos de pequeño tamaño. Incluye a depositívoros sub-superficiales como cirratúlidos.
- Grupo V. Especies oportunistas de primer orden. Incluye a: depositívoros que proliferan en sedimentos reducidos y poliquetos de pequeño tamaño.

Complementariamente al muestreo de sedimentos se realizó, mediante lances de CTDO con sensor de fluorescencia, un muestreo latitudinal (-42°58' S a -47°67' S) en columna de agua. Este incluyó 31 estaciones para caracterizar la columna en términos de salinidad (psu), temperatura (°C) y concentración de oxígeno disuelto (ml/L). Adicionalmente, se obtuvieron muestras para análisis de clorofila, las que se colectaron con botella Niskin de 1L de agua de mar, para cada una de las profundidades requeridas (0, 5, 10, 25, 50, 100, 200, 300, 400). Posteriormente se filtró a través de filtros de 0,7 µm (GF/F Whatman) utilizando una bomba de vacío. Los filtros se mantuvieron congelados en sobres de aluminio hasta su análisis en laboratorio de IFOP Puerto Montt. Paralelamente, en las mismas estaciones y profundidades, se recolectaron con botella Niskin muestras de agua (450 mL) para análisis de nutrientes (fosfato, nitrato y silicato). Estas muestras de agua se mantuvieron congeladas hasta su análisis en laboratorio de IFOP Puerto Montt.



Toda la información generada durante el proyecto que comprende las bases de datos generadas en los muestreos de cada uno de los objetivos, se presenta según lo establecido en las Resoluciones exenta (SUBPESCA) N°932-18 y N°934-18. Esta información se presenta en formato digital (texto plano) incluyendo en cada archivo la metadata necesaria, junto a la información georreferenciada utilizada en la elaboración de mapas, la que se entregará en archivo shape, compatible con el Sistema de Información Geográfica (SIG) de la Subsecretaría.

### **Actividad 3. Análisis de la información**

La información recopilada, referida a los informes ambientales (INFA), los registros de producción de los centros de cultivo y los resultados de los muestreos realizados durante dicho período 2012-2018, fue analizada con metodologías multivariadas con la finalidad de identificar, de manera general, las áreas de mayor vulnerabilidad ambiental y que requieran de estudios específicos para desarrollarse en las siguientes etapas del proyecto. En este sentido los análisis se enfocaron en establecer relaciones entre los niveles de producción de las zonas de estudio y la respuesta de los parámetros ambientales provenientes de los INFA y monitoreos.

Para evaluar las eventuales similitudes en la matriz productiva de cada una de las zonas de estudio se utilizó la información proporcionada por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura referente a los registros de producción (existencias) de los centros de cultivo. En función de analizar con más detalle se utilizó la matriz de datos de los años 2017 y 2018 de la Región de Los Lagos y Región de Aysén, dicha información se presenta por Agrupación de Concesiones de Salmones (ACS), tal como ha sido solicitado por la Subsecretaría de Pesca. Esta estructuración permite visualizar cómo se comporta cada ACS durante este periodo, en función de los datos ambientales obtenidos desde los INFA y los datos productivos. Por otra parte, con el propósito de comparar directamente con los datos analizados en informes anteriores se homologan las ACS con las denominadas zonas, presentándose en forma paralela las equivalencias. Como identificador de estas zonas de muestreo se utiliza el nombre de la zona geográfica más cercana (ver actividades 1 y 2 de este objetivo).

Se utilizaron como descriptores; para evaluar las eventuales similitudes, al número de centros y la biomasa (kg) en cada uno de los centros de salmones o mitilidos que hayan informado existencias. Estas similitudes fueron evaluadas mediante un análisis de clasificación o clúster y análisis de escalamiento multidimensional no métrico (EMDNM). Estos análisis se basaron en una matriz de similitud calculada mediante la distancia Euclidiana, previa transformación de los datos mediante raíz cuadrada. Dentro de los dendrogramas (cluster), los grupos significativamente diferentes entre sí fueron identificados mediante el análisis SIMPROF ("SIMilarityPROFile" o



perfiles de similitud) (cf. Clarke et al. 2008, Clarke & Gorley 2006). Este análisis calcula rangos de los “perfiles de similitud” entre muestras y determina la significancia estadística de cada clado individual del dendrograma usando técnicas de permutaciones.

### **3.2 Metodología objetivo 2.** *Desarrollar herramientas para el diagnóstico de la evaluación ambiental del efecto de la acuicultura en las zonas de emplazamiento.*

El desarrollo de este objetivo está orientado a la implementación de índices basados en la macroinfauna bentónica para ser propuestos como herramientas de evaluación ambiental de los centros de cultivo.

#### **Actividad 1. Recopilación información existente**

El desarrollo de esta actividad se basó en la revisión bibliográfica relacionada a la taxonomía principalmente del grupo poliquetos, con la finalidad de consignar eventuales cambios en el estado taxonómico de los distintos representantes de este grupo y en especial a los organismos presentes en la colección de referencia perteneciente a IFOP.

Asimismo se analizó la base de datos generada por IFOP durante los monitoreos ambientales del periodo 2012-2018 (alrededor de 3000 plots). Se procedió a asignar a cada uno de los taxones registrados a uno de los posibles grupos ecológicos en los cuales se basa el índice AMBI (AZTI's Marine Biotic Index; Borja et al., 2000).

- Grupo I. Especies muy sensibles a enriquecimiento orgánico y presentes bajo condiciones prístinas. Incluye carnívoros especialistas, filtradores de gran tamaño y algunos poliquetos tubícolas.
- Grupo II. Especies indiferentes a enriquecimiento, presentes en bajas densidades y sin mayores variaciones en el tiempo. Incluye, suspensívoros, carnívoros menos selectivos y “scavengers”.
- Grupo III. Especies tolerantes al enriquecimiento orgánico. Pueden ocurrir en condiciones normales pero sus poblaciones son estimuladas por enriquecimiento orgánico. Incluye a depositívoros de superficie como algunos Spionidos.
- Grupo IV. Especies oportunistas de segundo orden. Principalmente poliquetos de pequeño tamaño, depositívoros sub-superficiales como Cirratulidos.
- Grupo V. Especies oportunistas de primer orden. Incluye depositívoros que proliferan en sedimentos reducidos y poliquetos de pequeño tamaño.



Similar procedimiento se realizó con el índice ITI (Infaunal Trophic Index) (Word 1979). Se asignaron las taxas registradas en la base de datos IFOP a cada uno de los grupos tróficos en los cuales se basa ITI. El propósito de este Índice es describir el comportamiento alimentario de las comunidades bentónicas de fondos blandos en términos de un solo parámetro comprensible. Estos organismos son clasificados en cuatro grupos basados en qué tipo de alimento es comido, dónde se obtiene y cómo se obtiene. Así,

- Grupo 1 son alimentadores de suspensión (Filtradores).
- Grupo 2 son los alimentadores de detritus de superficie;
- Grupo 3 son alimentadores de depósito de superficie
- Grupo 4 son alimentadores de depósitos subsuperficial.

Luego de la asignación de cada taxa a un grupo ecológico o trófico se procedió a evaluar aquellos organismos de los cuales no se tenía información y diseñar la mejor estrategia a fin de disminuir las brechas de información disponible.

### **Actividad 2. Actualización de página *macrofauna.cl*, guía para la identificación de la macroinfauna bentónica.**

El desarrollo de esta actividad se focalizó en la actualización de la página [www.macrofauna.cl](http://www.macrofauna.cl) desarrollada durante el 2009 por IFOP, la que cuenta con fichas descriptivas de 200 taxa que incluyen imágenes de ejemplares, estado taxonómico, descripción, distribución y hábitat. Se realizaron cambios relacionados a nomenclatura y categoría de especies, además de incorporar nuevos organismos que se han ido sumando a nuestra colección. En esta etapa los esfuerzos se centraron en los organismos pertenecientes a las familias de poliquetos: *Ampharetidae*, *Cirratulidae*, *Goniadidae*, *Glyceridae*, *Paraonidae* y *Terebellidae*, especies habituales en todas las zonas de estudio.

### **Actividad 3. Respuesta de la macroinfauna a condiciones de enriquecimiento orgánico.**

La actividad fue desarrollada con información proveniente del fiordo de Compu, ubicado en el mar interior de Chiloé, tomando como base la información de macroinfauna recopilada durante la ejecución de la etapa previa del proyecto (periodo 2018-19) en el área geográfica señalada. Para esto se realizaron muestreos de sedimentos y fondos de forma similar a los descritos en el desarrollo del Objetivo Específico 1. Se analizó la estructura comunitaria de los fondos sedimentarios de 14



estaciones de muestreo distribuidas al interior del fiordo de Compu y muestreadas en tres campañas durante los meses de abril de 2018, noviembre de 2018 y febrero de 2019.

Para evaluar la estructura comunitaria de la macroinfauna bentónica se realizaron análisis de clasificación o clúster y análisis de escalamiento multidimensional no métrico (EMDNM). Estos análisis se basaron en una matriz de similitud calculada mediante el índice de Bray-Curtiss, previa transformación de los datos mediante raíz cuadrada. Dentro de los dendrogramas (cluster) los grupos significativamente diferentes entre sí, fueron identificados mediante el análisis SIMPROF ("SIMilarityPROFile" o perfiles de similaridad) (cf. Clarke et al. 2008, Clarke & Gorley 2006). Este análisis calcula rangos de los "perfiles de similaridad" entre muestras y determina la significancia estadística de cada clado individual del dendrograma usando técnicas de permutaciones. Para evaluar eventuales diferencias entre grupos de estaciones estas se agruparon de forma arbitraria en tres grupos; aquellas agrupadas en la cabeza, parte media y boca de estuario Compu. Con esta agrupación se realizó un análisis de Anosim (ANálisis Of SIMilarities).

Para evaluar la relación del ensamble faunístico encontrado en el fiordo de Compu con las variables ambientales, se realizó un análisis de BioEnv, el cual corresponde a un análisis de correlación no paramétrica entre matrices. Para esto realiza un análisis de correlación no paramétrica de Spearman entre la matriz de similitud biológica y la matriz de similitud abiótica, seleccionando las variables ambientales que "mejor explican" el patrón comunitario observado.

Además, se realizó un Análisis Canónico de Correspondencias (Canonical Correspondence Analysis, CCA) el cual fue utilizado para relacionar la abundancia de especies con variables ambientales (Ter Braak, 1986). Todo ello, con el propósito de construir un mapa donde estén representados los objetos (taxa), los sitios (estaciones) y las variables (ambientales). En consecuencia, nuestro objetivo pretendía evaluar si las variables ambientales utilizadas pueden ayudarnos a explicar las frecuencias de las taxa encontradas. Finalmente se calcularon los índices bioecológicos AMBI, M-AMBI e ITI y se evaluó las eventuales relaciones de estos índices con la variabilidad ambiental mediante análisis de regresión simple.

#### ***Actividad 4. Evaluar la precisión en el cálculo de indicadores (AMBI, M-AMBI ITI) basados en información aportada por los INFAS.***

En base a la información presentada en las INFAS correspondientes a los años 2016-2017 en la zona de Quellón, en específico del fiordo de Compu se realizó una caracterización de la estructura comunitaria y se estimaron los índices AMBI, M-AMBI e ITI y estos resultados se compararon con estimaciones realizadas en las comunidades de la macroinfauna presentes en las estaciones IFOP. Con el propósito de comparar ambos grupos de datos (INFAS vs estaciones IFOP), se homologaron ambos grupos de datos (i.e. mismo nivel taxonómico de identificación, por ejemplo, familias) y las



eventuales diferencias entre ambos grupos de datos fueron evaluadas con técnicas uni y multivariadas de análisis estadístico. Además, se realizaron análisis de regresión entre los índices ecológicos y otras variables comunitarias con variables ambientales disponibles (i.e. MOT, Redox pH, etc). Estos análisis fueron realizados en ambos grupos de datos y se compararon en base a análisis de covarianza. Por otro lado, se realizaron estimaciones de los índices ecológicos de la macroinfauna en las estaciones de monitoreo IFOP utilizando la identificación al nivel más bajo posible y agrupando a los distintos taxa en grupos taxonómicos superiores (i.e. familias). Se realizaron estimaciones de la relación entre los valores de estos índices (calculados de estas dos maneras) y variables ambientales de los sedimentos (e.g. MOT redox, etc) y se compararon mediante análisis de covarianza.

### **3.3 Metodología objetivo 3.** *Determinar la capacidad asimilativa de los ecosistemas de fiordos y canales a través de modelación numérica.*

La metodología describe tanto el conjunto de observaciones como de modelos numéricos empleados para la comprensión de procesos físicos, químicos y biológicos al interior del fiordo Compu, en la zona sur de la isla de Chiloé (Figura 3.1).

#### **Actividad 1. Campañas de medición en columna de agua y sedimentos en fiordo Compu.**

Se realizaron campañas de medición de parámetros ambientales, tanto en la columna de agua como en los sedimentos marinos en el fiordo Compu, de acuerdo a la Figura 3.2. Los muestreos fueron realizados durante el mes de abril 2018 (Etapa previa del proyecto), noviembre de 2018 (Etapa previa del proyecto), febrero de 2019, septiembre de 2019 y noviembre de 2019, estas dos últimas campañas incluyeron mayor cantidad de estaciones hacia la parte externa del fiordo (E22 a E27). Para los sedimentos marinos se realizaron muestreos con draga para la cuales se realizaron análisis de: Materia orgánica %, Potencial Redox, Macrofauna, temperatura, textura y granulometría (Figura 3.3) (Tabla 3.1). Los resultados de estos análisis fueron presentados en el objetivo N°2 de este informe. Para el caso de la columna de agua, se realizaron estaciones de CTD-O y muestras de agua para análisis de nutrientes (Nitrato, Fosfato).

Para estudios de correntometría se realizaron distintos tipos de medición, por una parte, se utilizó información proveniente del proyecto FIPA 4728-88-LP13, el cual contenía una medición de corrientes mediante la técnica de ADCP remolcado, este transecto se encuentra aproximadamente entre las estaciones E11 y E13 (Figura 3.2). Las mediciones de ADCP remolcado fueron utilizadas para extraer la corriente residual o flujo neto, definida como aquella parte de la corriente que queda después de eliminar las señales de frecuencia cuartidiurna, semidiurna y diurna durante uno o más ciclos de marea (Tee, 1977).



Con el fin de observar la estructura de la corriente en el borde externo del sistema se realizó un anclaje de un ADCP Rowe de 300 kHz a una profundidad aproximada de 90 m, en la misma posición de la estación E26 (Figura 3.2), este anclaje incluyó un sensor de oxígeno disuelto y temperatura a una profundidad de 20m. Los datos extraídos del ADCP ROWE fueron procesados con el fin de obtener la corriente total y residual, para el caso de esta última fue utilizado un filtro paso-bajos Coseno Lanczos con periodo de corte de 40 horas, esto con el fin de quitar la señal de marea de frecuencias mayores a la diurna. Para evaluar la capacidad del modelo hidrodinámico en reproducir las corrientes cercana al fondo marino en zonas de relativa poca energía, se anclaron 2 correntómetros hacia la boca del fiordo Compu (E2 y E10), estos equipos realizaron las mediciones a una distancia inferior a 1 m del fondo. Los datos fueron comparados con el modelo hidrodinámico para establecer si son coincidentes en cuanto a los rangos de la velocidad. Finalmente, un anclaje con sensores de oxígeno disuelto fue instalado en la cabeza del fiordo (E5) a los 10 y 30 m de profundidad con el fin de establecer la variabilidad temporal de esta variable.

## **Actividad 2. Modelo hidrodinámico fiordo Compu.**

Se implementó un modelo hidrodinámico (MIKE 3 FM) de malla flexible, el modelo consiste en las soluciones a ecuaciones de continuidad, momentum, transporte de temperatura y sal. La superficie libre se tiene en cuenta el uso de coordenadas sigma. La discretización espacial de las ecuaciones primitivas se realiza utilizando un método de volúmenes finitos centrados en la celda. Las ecuaciones y detalles de cómo se resuelve desde el punto de vista matemático el sistema pueden verse en el documento científico del sistema de modelación (DHI, 2017). Este modelo utilizó una malla no estructurada, que permitió un óptimo grado de flexibilidad en la representación de topografías complejas, como la línea de costa del sistema de canales y fiordos del sur de Chile. Elementos pequeños pueden ser utilizados en áreas donde se desea más detalle y elementos más grandes utiliza cuando se necesita menos detalle, optimizando la información para un adecuado tiempo de cómputo.

El dominio del modelo estuvo circunscrito al fiordo Compu, parte sur de la isla de Chiloé (Figura 3.1), la batimetría utilizada se basó en sondas de cartas náuticas SHOA, con esta información se construyó un modelo digital de elevación mediante el método del vecino natural (Sibson, 1981). Este dominio se discretizó con elementos triangulares de distinto tamaño (Figura 3.3), la mayor resolución se encuentra hacia el interior del fiordo, con un tamaño promedio por elementos de alrededor de 30 m, mientras que, en zona exterior, los elementos tienen una resolución aproximada de 500 m.

Para las condiciones de borde de temperatura, salinidad, corrientes y nivel del mar, fueron utilizadas secciones temporales de estas variables, que fueron extraídas del modelo hidrodinámico regional implementado por IFOP. Tanto la fricción provocada por el viento, como los flujos de calor sobre la



superficie marina son ingresada mediante campos variables en el espacio y el tiempo mediante información proveniente del modelo atmosférico WRF e ingresadas dentro de la configuración del modelo hidrodinámico. Tanto el modelo hidrodinámico regional como el modelo atmosférico WRF, son parte del desarrollo llevado a cabo por IFOP en otros estudios (Pinilla et al, 2018).

Las escalas temporales de transporte, en general, proporcionan una visión de los procesos de transporte advectivo y difusivo pudiendo ser usado para estimar la variabilidad en la distribución de muchas de las propiedades que son críticas para los ecosistemas marinos, tales como: temperatura, salinidad, clorofila, nutrientes, oxígeno disuelto, etc. Para este estudio se utilizó el método de edad del agua, el cual básicamente se define como el tiempo requerido para que una parcela viaje desde un límite o borde del sistema a un lugar determinado dentro del cuerpo de agua. (Bolin and Rodhe, 1973; Delhez et al., 1999; Monsen et al., 2002), este método ya ha sido utilizado en otros fiordos de la Patagonia (Pinilla et al., 2020). En este estudio, la edad del agua está implementada en el módulo Ecolab de MIKE 3 FM. Los ríos en el fiordo Compu contiene una descarga muy pequeña, por lo tanto, se consideró que el agua se renueva solo por los bordes abiertos del dominio.

En el ANEXO IV se presentan las ecuaciones que son necesarias resolver para calcular este parámetro.

### **Actividad 3. Implementar modelos biogeoquímicos para caracterizar la dinámica del oxígeno disuelto y los nutrientes en la columna de agua y el carbono orgánico en los sedimentos marinos.**

Se implementó un modelo biogeoquímico de diagnóstico simplificado, enfocado principalmente a reproducir la dinámica del oxígeno disuelto. Este modelo forma parte de uno de los módulos de calidad de agua dentro Ecolab y está acoplado al modelo hidrodinámico MIKE 3 FM. Este modelo incluye como variables de estado el oxígeno disuelto, la demanda biológica de oxígeno, la clorofila y nutrientes (amonio, nitrato, nitrito, fosfato). Los procesos y parametrizaciones que resuelve este modelo se encuentran en la descripción científica de Ecolab (DHI, 2019).

La implementación de este modelo se realizó acoplado al modelo hidrodinámico MIKE 3, por tanto, utiliza el mismo dominio espacial. Las condiciones de borde de oxígeno disuelto, nitrato y fosfato fueron obtenidas de las mediciones descritas en objetivo 3, actividad 1 e interpoladas temporalmente para generar las condiciones variables en el tiempo. Las condiciones iniciales utilizadas fueron valores constantes para cada variable de estado. Luego, se generó una simulación de 1 mes hasta que estas alcanzaron su estado de equilibrio, este periodo (spin up) no se utilizó en los análisis. Las parametrizaciones y constantes utilizadas se encuentran en el ANEXO IV. Para evaluar el desempeño del modelo se utilizaron las mediciones de oxígeno disuelto al interior del fiordo. La finalidad en el uso de este modelo no es pronosticar alguna de



sus variables de estado, sino más bien, entender los procesos involucrados en la variabilidad espacial y temporal de oxígeno disuelto y extender la información de las mediciones puntuales.

El modelo de sedimentación, es un modelo con énfasis en la interfaz columna de agua – sedimentos (Figura 3.4). Ha sido desarrollado en etapas anteriores a este proyecto (ver en Vidal et al, 2019). Este modelo permite incluir procesos como la liberación de carbono de un centro de cultivo de salmón, debido a descarga de alimento y fecas, y que son transportadas por las corrientes y depositadas en el fondo marino, en donde nuevos procesos químicos y físicos, degradan o transportan esta materia orgánica (Vidal et al, 2017; 2018). Para verificar el funcionamiento de este modelo se relacionó la tasa de depositación de materia orgánica en todo el dominio y se contrastó con las mediciones de materia orgánica obtenidas en el objetivo 3, actividad 1.

#### **Actividad 4. Simulación del enriqueciendo orgánico en los sedimentos marinos derivado de actividades antrópicas.**

##### **Sedimentación de carbono derivado de la acuicultura de salmónidos y mitílicos**

Basado en el modelo descrito en el objetivo 3, actividad 3, se parametrizaron los procesos productivos derivados de la acuicultura en términos de carbono orgánico liberado a través de fecas y alimento no consumido por salmones y fecas de mitílicos, con esto se realizó un experimento que permitió evaluar las diferencias entre la acumulación de carbono orgánico debido a producción de salmónidos o mitílicos bajo mismo forzamiento ambiental.

La representación de los procesos productivos es una aproximación del funcionamiento real de un centro de cultivo y puede no ser completamente fidedigno, debido a la complejidad de su representación, aun así, puede ser de utilidad para relacionar respuestas en los sedimentos debido actividades de acuicultura. Uno de los factores no incluido en este experimento es la variación de la carga orgánica dentro del ciclo productivo debido al crecimiento de las especies en cultivo, esto será abordado debido a la necesidad de tiempos de simulación más prolongados que los 14 días definidos en este experimento.

##### **Configuración unidad productiva de salmones.**

Para los efectos de la unidad productiva de salmones se consideró un número inicial por cada Jaula de 40.000 peces, además las dimensiones de las Jaulas consideradas serán de 30x30 m y 15 m de profundidad lo que entregó un volumen de cultivo 13.500 m<sup>3</sup>. Se consideró una mortalidad acumulada del 0% en el ciclo. Teniendo en consideración un ciclo de Salmon Atlántico, cuyo peso final será de 5 kg, con 13 meses de duración del ciclo. Por tanto, se estima una densidad al final del ciclo cultivo de 14,8 Kg/m<sup>3</sup>. La Tabla 3.2 presenta la tabulación de la configuración productiva de la unidad de Salmones.

##### **Configuración unidad productiva de Mitílicos.**



La configuración de la unidad productiva de Mitílidos para el presente proyecto se llevó a cabo considerando líneas dobles de 200 metros de largo, con una biomasa a fin de ciclo de 40.000 kg (Tabla 3.3).

El período de simulación para todos los ejercicios de modelación de sedimentación fue de 14 días, se seleccionó este periodo con el fin de cubrir la mayor parte de variabilidad de las corrientes, esto es, los periodos de sicigias y cuadraturas.

Para la extracción de resultados desde los diferentes escenarios productivos se definió en cada uno de los 4 sectores modelados un área de 100 hectáreas, desde donde se extrajeron los resultados (Figura 3.5). Para definir esta área, desde el punto medio de cada polígono se trazaron líneas de 500 m en dirección a cada punto Cardinal (N, S, E, W) y se encerró un polígono de 1 Km por cada lado, desde donde se extrajeron los resultados del Fondo (Figura 3.6).

#### **Actividad 5: Medición de parámetros físicos, químicos y biológicos en la columna de agua en fiordo Comau, Chiloé continental.**

Para caracterizar la columna de agua, se realizaron 4 cruceros oceanográficos durante los periodos de otoño, invierno, primavera y verano, en el Fiordo Comau (Figura 3.7) durante los meses de junio, agosto, diciembre de 2019 y febrero de 2020 respectivamente. En cada crucero oceanográfico se realizaron estaciones de CTDO (salinidad, temperatura, densidad y oxígeno disuelto) para caracterizar la hidrografía de la zona de estudio en un ciclo anual. Para complementar la caracterización en la columna de agua fueron tomadas muestras de aguas a profundidades oceanográficas estándar, considerando nutrientes y biomasa fitoplanctónica (Figura 3.7). Los análisis de nutrientes y clorofila total fueron realizados por un laboratorio externo a IFOP. En el presente informe solo se presentan los resultados del periodo de junio y agosto, debido a la contingencia sanitaria las muestras para análisis químicos no han podido ser analizados por el laboratorio externo. Con la información de nutrientes y CTD-O, mediante el software ODV (Schlitzer 2017) disponible en: <https://odv.awi.de/software/download/>, se construyeron secciones verticales y perfiles de distribución vertical a modo de una caracterización de base para las etapas siguientes de este proyecto.

### **3.4 Metodología objetivo 4. *Evaluar las condiciones ambientales de origen antrópico o naturales que puedan afectar las condiciones de cultivo en áreas selectas.***

Durante el desarrollo de este objetivo se profundizó en la problemática generada por las algas epífitas en los cultivos de *Gracilaria*, poniendo énfasis en las algas verdes filamentosas



*Rhizoclonium* spp y *Cladophora* spp en el río Maullín, el cual ha sido declarado área de plaga para *Rhizoclonium* (Res. Ex. N°1346, Subpesca, 2015).

**Actividad 1.** Cuantificación de la abundancia y cobertura del género *Rhizoclonium* en las áreas de cultivo de pelillo en el río Maullín.

Esta actividad contempla la estimación de la presencia de *Rhizoclonium* sp. en las zonas de cultivo de *Agarophyton chilense* (Figuras 4.1 y 4.2) ubicadas en el estuario del río Maullín mediante la cuantificación de la biomasa y la cobertura del alga verde filamentosa respecto del pelillo, además de la medición de las variables físicas y químicas que pueden estar afectando el crecimiento algal.

La zona de cultivo de *A. chilense* reúne a varios sindicatos de pescadores y personas naturales que se han concentrado en un área que abarca 4,2 km<sup>2</sup> aproximadamente, en la cual se han dispuesto cinco estaciones de muestreo biológico y tres estaciones de control (Tabla 4.1).

#### Cobertura temporal

Se realizaron 6 muestreo mensuales, desde diciembre de 2019 hasta mayo de 2020, considerando la época de mayor cosecha del pelillo en la zona (Tablas 4.2 a 4.7).

#### Cobertura espacial

Se han distribuido 5 estaciones con muestreo biológico (E) de manera tal, que abarcaron la totalidad del área de cultivo. En cada estación se ubicaron al azar 3 cuadrantes de 0.25 m<sup>2</sup> (50 cm de lado), en cada cuadrante se hizo remoción de algas para la determinación de biomasa (Kg/m<sup>2</sup>) y cobertura (%) de la epífita sobre el pelillo. La remoción se realizó cortando los filamentos del alga que están fuera del cuadrante. Además, se ubicaron 3 estaciones control (C) afuera del área de concesiones (Figura 4.1 y Tabla 4.1). En cada estación control y biológica, se registraron las variables ambientales en la columna de agua (Figura 4.3): transparencia mediante uso del disco Secchi, la intensidad lumínica medida con el sensor HOBO Onset Pendant Temp/light 64k, la concentración de oxígeno disuelto usando el miniDO2T Logger (PME), pH y temperatura con el multiparamétrico Orion A324 y la salinidad con un refractómetro. En tres puntos (T1-T3) se anclaron datalogger de alta resolución cerca del fondo (Thermochron DS1921H) programados para registrar la temperatura cada 60 minutos en forma continua (Figura 4.1 y Tabla 4.1).

Para determinar la concentración de nutrientes en la columna de agua, se recolectaron muestras a nivel del fondo mediante buceo autónomo, usando frascos de plástico de 1L en 6 puntos georreferenciados (E3, E4, E5, C1, C2 y C3) (Figuras 4.1 y 4.3), es decir, se tomaron seis muestras de agua en cada muestreo. Las muestras de agua para la estimación de nutrientes se recolectaron en duplicado (contramuestra) y corresponden a 200 ml de agua de mar filtrada con un filtro de 0,45 µm. Los análisis se realizaron con el espectrofotómetro Orion AquaMate 8000,



ubicado en las dependencias de IFOP en Puerto Montt. Además, se tomaron dos frascos de agua de 1L cada uno para el análisis de clorofila y seston respectivamente, dichas muestras de agua fueron derivadas laboratorio (IFOP) donde fueron filtradas mediante una bomba de vacío, donde los filtros usados para seston fueron GFC 1,2 micras Whatman y los usados para clorofila fueron GFF 0,7 micras Whatman. La estimación del seston fue hecha por gravimetría, es decir, por diferencia de pesos del filtro al inicio y una vez secado (conteniendo la muestra de agua) y calcinado en una mufla modelo Vulcan A 550, obteniendo así las estimaciones tanto para la fracción orgánica como la inorgánica. Para la determinación de la clorofila se utilizó la metodología descrita por Parson et. al (1984).

**Actividad 2.** Identificar y caracterizar a nivel molecular la(s) especie(s) de algas verdes filamentosas epífitas presentes en el área de estudio (con énfasis en el género *Rhizoclonium*).

En relación a la toma de muestras para el análisis molecular, es necesario señalar que debido a que en los muestreos realizados durante la actual etapa de estudio (2019-2020) no se ha registrado la presencia del alga tipo *Rhizoclonium* epifitando los cultivos de pelillo, las muestras para dicho análisis han sido obtenidas desde el área denominada “semillero” (Figura 4.1 y tabla 4.1) lugar fuera de la zona de cultivo, que presenta presencia del alga tipo *Rhizoclonium* en forma permanente pero en baja cantidad. Por otro lado, se observó la proliferación de un alga verde filamentosa diferente a *Rhizoclonium* sp. epifitando parte de los cultivos de pelillo desde marzo en adelante, por lo cual se tomaron muestras para su identificación y se realizaron observaciones de filamentos frescos bajo lupa estereoscópica (Olimpus, modelo SZX7), se capturaron imágenes mediante la cámara digital Lumenera (modelo Infinity 1) y el software Infinity Analyze para registrar algunas medidas morfológicas. Además, se realizaron observaciones con el microscopio Zeiss Axio vert. A1 y las imágenes fueron capturadas con una cámara Canon, EOS Rebel T3.

Análisis moleculares del alga plaga: alga verde filamentosa tipo *Rhizoclonium*:

#### Extracción de ADN genómico

Para la identificación del alga plaga mediante técnicas moleculares, se realizaron extracciones de ADN genómico de las muestras obtenidas y guardadas durante cada muestreo del programa de monitoreo ambiental en el Estuario del Río Maullín 2019-2020.

Se recolectaron y conservaron varios tipos de alga verde filamentosa de características morfológicas similares al alga señalada como plaga. Todas estas algas fueron preservadas en tres formatos: guardadas secas; preservadas en etanol al 100% y refrigeradas a 4°C y en formato fresco, donde fueron mantenidas vivas en un pequeño acuario, con aireación constante en una sala de frío con temperatura promedio de 12°C, hasta el momento de uso.



Para la extracción propiamente tal, aquellas muestras de algas preservadas en seco, fueron reducidas a polvo con la ayuda de un mortero y un pistilo de cerámica. Mientras que aquellas muestras de alga preservadas en etanol al 100%, así como las muestras de alga fresca, fueron cortadas en finos trozos con la ayuda de material quirúrgico como tijeras y bisturí.

Como es conocida la dificultad que implica lograr ADN desde muestras de macroalgas, se utilizó 3 kits de extracción de ADN distintos. Dos de ellos que sirven para obtener ADN genómico desde plantas y uno que está diseñado para obtener material genómico desde muestras de suelo. Todos estos Kits son de uso comercial y en cada kit se utilizaron las muestras de algas preservadas en los distintos formatos, con el fin de obtener, desde alguna de ellas, ADN de calidad óptima para su amplificación por PCR.

El primer kit utilizado fue “DNeasy Plant Mini kit” de la marca Qiagen

La cantidad de muestra de alga que se utilizó fue de  $\leq 100$  mg de tejido triturado, de alga preservada en etanol al 100%, y para el caso del alga seca no más de 20 mg del alga reducida a polvo. Las características principales de este kit fueron tener una lisis inicial del tejido del tipo térmica, es decir que necesitó de una incubación a  $65^{\circ}\text{C}$  por 10 minutos, previo a la extracción propiamente tal, y del uso de columnas de membrana de sílice que son específicas de esta marca de kit (Ver Figura 4.24.A).

El segundo kit utilizado fue “E.Z.N.A® Plant DNA DS” de la marca Omega

La cantidad y formato del alga utilizada fue, alga preservada en etanol al 100%, alga seca molida y alga fresca. Las cantidades usadas fueron entre 10 y 50 mg de alga triturada y entre 2 y 10 mg de alga seca en polvo.

Este kit también requirió de una lisis inicial térmica, con una incubación a  $65^{\circ}\text{C}$  por 30 minutos. El principio de extracción de este kit combina propiedades del detergente catiónico bromuro de cetil-trimetil amonio (CTBA), en conjunto con sus columnas de purificación, que permiten remover sales, proteínas y otros contaminantes (Ver Fig. 4.24.B).

El tercer kit utilizado fue “NucleoSpin® Soil” de la marca Macherey-Nagel (M-N)

Este kit está diseñado para extraer ADN de muestras de suelo, es decir desde microorganismo como bacterias gram negativas y gram positivas, archaeas, hongos, algas en sedimentos, en lodos, muestras de pantano, de sedimentos de bosques, de tierras de cultivos, praderas etc. Este Kit ofrece dos tipos de buffer de lisis, además de un potenciador, lo que permite hacer varias combinaciones de los mismos de modo de garantizar la extracción del ADN, tanto en rendimiento como en calidad. Además, el proceso de lisis celular es del tipo mecánico, mediante la agitación de la muestra en tubos con micro-perlas de cerámica. Este kit de extracción se trabaja completamente a temperatura ambiente.

El formato del alga utilizada fue alga seca molida y alga fresca triturada. En cuanto a la cantidad utilizada, debido a que las muestras trabajadas no eran muestras de suelo, se consideró la sugerencia del protocolo de no sobrepasar con muestras la marca de 1 ml, incluyendo las micro-perlas contenidas en los tubos (Ver Fig. 4.25.A).



La visualización de la presencia e integridad del ADN producido por todos los kits de extracción, se realizó mediante electroforesis en geles de agarosa, de densidades de 1 y 2 %, usando buffer TAE (1X) y con tinción de nucleótidos GelRed. Además, en cada gel se incluyó un patrón estándar (Ladder de 1Kb). Las bandas en los geles fueron visualizadas en un transiluminador de UV. La cuantificación del ADN extraído se realizó mediante el uso de un fluorímetro, Qubit. Se determinó el rendimiento de cada uno de los kits utilizados, y se eligieron las mejores extracciones de ADN para la realización de amplificaciones.

#### Amplificación por PCR

Con el fin de amplificar el ADN para sus posteriores análisis de secuenciación y entendiendo la dificultad que tienen particularmente las algas verdes, se eligieron y se probó un grupo de partidores de uso frecuente en estudios filogenéticos e identificación taxonómica en especies del orden Cladophorales, que incluye los géneros *Cladophora*, *Chaetomorpha* y *Rhizoclonium*, género al cual pertenecería el alga señalada como alga plaga (Hassouna et al. 1984, Leliaert et al. 2003, Leliaert et al. 2007, Boedeker et al. 2016, Zhao et al. 2018).

Estos partidores fueron diseñados a partir de secuencias parciales del gen ribosomal de la subunidad pequeña 18S (SSU897 F - 18SC2 R) (Leliaert et al. 2007 & Boedeker et al. 2016), de la subunidad grande 28S (T16N F - T24 R) (Harper & Saunders 2001, Saunders & Kucera 2010) y de la región ITS del ribosoma (ITS-9 F - ITS-7 R) (Hayakawa et al. 2012, Zhao et al. 2018).

Además de estos partidores conocidos, se diseñaron para este estudio, un grupo de partidores utilizando las secuencias de varias especies de *Rhizoclonium* disponibles en las bases de datos de secuencias on line, con el fin de probarlos con las muestras de algas y poder determinar tanto su capacidad de lograr una amplificación, así como su especificidad en la identificación de la especie a nivel de género.

Se seleccionaron las secuencias parciales del gen ribosomal 18S de 10 diferentes especies pertenecientes al género *Rhizoclonium* disponibles en la base de datos NCBI (National Center for Biotechnology Information) (Ver lista en tabla 4.15). Estas secuencias fueron alineadas y obtenidos dos pares de partidores mediante el software Geneious Prime, los cuales fueron sometidos a un BLAST (Basic Local Alignment Search Tool) en la base de datos del NCBI, para corroborar la especificidad hacia la especie de estudio (Ver partidores en tabla 4.16).

#### Mezclas de reacción y programas de amplificación

Las amplificaciones se realizaron utilizando las mezclas de reacción convencionales, con los componentes por separado y según las concentraciones y especificaciones para cada par de partidores, entregadas por cada autor (Ver en tabla 4.17 los programas de amplificación). De esta forma:

Para los partidores SSU897F - 18SC2R (gen 18S): el volumen de la mezcla de reacción fue de 25 µl. Conteniendo 1,25 nmol de cada dNTP; 2,5 mM de MgCl<sub>2</sub>; Buffer de PCR 1X, 6 pmol de cada partidor; 1 U de Taq ADN polimerasa y ADN genómico del alga (0,1-0,4 µg).



Para los partidores T16NF - T24R (gen 28S): el volumen de la mezcla de reacción fue de 25  $\mu$ l y consistió en: 2,5 mM de cada dNTP (0,48  $\mu$ l); 25 mM de MgCl<sub>2</sub> (2,5  $\mu$ l); Buffer de PCR 5X (2,5  $\mu$ l), 10  $\mu$ M de cada partidor (0,25  $\mu$ l); 1 U de Taq ADN polimerasa y ADN genómico del alga (2  $\mu$ l).

Para la región ITS, ITS-9F - ITS-7R: el volumen de la mezcla de reacción fue de 25  $\mu$ l. Conteniendo 0,2 mM de cada dNTP; 1 mM de MgCl<sub>2</sub>; Buffer de PCR 1X, 0,3  $\mu$ M de cada partidor; 0,25 U de Taq ADN polimerasa y ADN genómico (6-40 ng).

Además, debido a la dificultad en lograr las amplificaciones, se utilizaron dos tipos de Mastermix comerciales. “5x Hot FirePol® Multiplex Mix Ready to Load” de la marca Solis BioDyne y “Dream Taq Green PCR Master Mix (2X)” de la marca ThermoFisher Scientific. Las mezclas de reacción, así como sus programas de amplificación, se siguieron según los protocolos entregados para cada Mastermix.

Para la visualización de todos los productos de PCR obtenidos (amplicones), se realizaron electroforesis en gel de agarosa al 2% en buffer TAE (1X), con tinción de nucleótidos Sybr® Safe (Invitrogen). El tiempo de corrida fue de 50 minutos a 100 volts. Además, en cada gel se incluyó un patrón de estándar de 100 pares de bases. Las bandas de los geles fueron visualizadas en un transiluminador de UV y se registró las imágenes con una cámara digital. Además, en el caso de los geles de interés, las bandas fueron recortadas y guardadas para su posterior purificación y envío a secuenciación.

**Actividad 3.** Bioensayos usando talos frescos de *Rhizoclonium* para la observación de su desarrollo y crecimiento en condiciones controladas.

En la presente etapa, específicamente durante los meses de marzo y abril se llevarían a cabo nuevos experimentos en co-cultivos de *Rhizoclonium sp.* y *Agarophyton chilense* para determinar el efecto de otras variables que podrían estar afectando el crecimiento y la interacción de la especie basófita y la epífita, como la concentración de nutrientes y/o la temperatura. Sin embargo, dada la contingencia sanitaria producto de la pandemia presente en nuestro país ha sido imposible realizarlos. Finalmente, se espera poder retomar el estudio en la medida que sea posible.

Producto del experimento realizado en la etapa previa (2018-2019), se anexa la publicación científica denominada “Physiological stress modulates epiphyte (*Rhizoclonium sp.*) - basiphyte (*Agarophyton chilense*) interaction in co-culture under different light regimes” (Ver en Anexo V).



## 4. RESULTADOS DEL PROYECTO

### 4.1 Resultados objetivo 1. *Determinar el efecto de las actividades de acuicultura, a través de la integración de la información generada el 2011 a la fecha, considerando aspectos ambientales, de oceanografía y producción, en las zonas geográficas de emplazamiento.*

#### Actividad 1. Recopilación de información

En las Tablas 1.1 a 1.3 se presentan los valores promedios y rango de valores para  $Eh_{NHE}$ , MOT y pH de las estaciones de monitoreo de IFOP y las procedentes de los centros de cultivo de salmones (*i.e.* estaciones INFA), para cada una de las zonas estudiadas en la Región de los Lagos (*i.e.* 13 zonas operativas). Asimismo, se incluye la frecuencia de estaciones IFOP e INFA para el período 2012-2018, desglosada por zona operativa de la Región de los Lagos y por condición ambiental de los fondos sedimentarios (Tablas 1.1 a 1.3, Figuras 1.1 a 1.3).

En relación a los valores de potencial redox de las estaciones IFOP en la Región de los Lagos, estos variaron en promedio entre 169,1 mV (zona de Estuario) y 340,9 mV (zona de Ayacara), con valores que oscilaron entre un rango de -328,5 mV (zona de Hornopirén) y 609,5 mV (zona de Chaitén) (Tabla 1.1). De igual modo, en el caso de los datos INFA (*i.e.* por centro de cultivo) el potencial redox varió por zona en promedio en un rango más estrecho (*i.e.* 55,3 mV en zona Estuario a 205,9 mV en zona Desertores) que los registrados por IFOP, con valores mínimos y máximos entre -240,1 (zona de Quellón) y 586,3 mV (zona de Chiloé Central) (Tabla 1.1). En el monitoreo de IFOP todas las zonas en la Región de los Lagos (13/13) presentan sobre el 68% de sus estaciones en niveles “aceptables” (*i.e.* valores > 100 mV), siendo la zona de Ayacara la que alcanzó el valor más alto (ca. 95%). En tanto que, en el caso de los datos INFA fueron 11 las zonas que presentaron mayoritariamente estaciones con condición “aceptable” (*i.e.* desde 55% zona de Quellón a ca. 91% en zona de Desertores), excluyéndose de este grupo las zonas de Estuario (> 34%) y Chaitén (> 37%) que registraron porcentualmente el menor número de estaciones en esta categoría (Tabla 1.1, Figura 1.1). En relación a la categoría “transición” (*i.e.* valores 0 a 100 mV), en el caso de las estaciones IFOP, se registra solo cinco zonas (Estuario, Calbuco, Tenaún, Quellón y Hornopirén) en las cuales sus estaciones superan el 9% de representación, siendo la zona de Estuario la que presenta el porcentaje más alto (ca. 24%). Sin embargo, este último caso contrasta con el 70% de las restantes estaciones que mayoritariamente presentan un nivel “aceptable”. En tanto que, para el caso de los datos INFA, todas las zonas (13/13) registran > 9% de sus estaciones en la categoría



“transición, siendo la zona de Calbuco la que presenta el porcentaje más alto ( $> 31\%$ ) (Tabla 1.1, Figura 1.1). Por otra parte, en relación a la condición ambiental “no aceptable” de potencial redox (*i.e.* valores  $< 0$  mV), en el caso del monitoreo de IFOP, se registra solo dos zonas (Quellón y Desertores) en las cuales sus estaciones superan el 10% de representación, siendo la zona de Quellón la que presenta el porcentaje más alto ( $> 15\%$ ). En tanto que, para el caso de los datos INFA, siete zonas (Estuario, Reloncaví, Calbuco, Chacao, Quellón, Ayacara y Chaitén) registran  $> 10\%$  de sus estaciones en la categoría “no aceptable”, siendo las zonas de Estuario ( $> 36\%$ ) y Chaitén ( $> 33\%$ ) las que registraron porcentualmente el mayor número de estaciones en dicha condición (Tabla 1.1, Figura 1.1).

En relación a los valores de la materia orgánica total, en el caso de las estaciones de IFOP en la Región de los Lagos, estos variaron en promedio por zona entre 1,0% (zonas de Chacao, Chaulinec, Desertores y Ayacara) y 3,4% (zona de Estuario), valores mínimos y máximos entre 0,2% (zonas de Hornopirén y Chaitén) y 32,4% (zona de Estuario) (Tabla 1.2). De igual modo, en el monitoreo INFA, la materia orgánica total fluctuó en promedio por zona entre un 1,4% (zona de Ayacara) y 4,4% (zona de Estuario), fluctuando los valores mínimos y máximos entre 0% (zona de Chiloé Central) y 26,1% (zona de Hornopirén) (Tabla 1.2). En la Región de los Lagos todas las zonas estudiadas (13/13), tanto en el monitoreo de IFOP ( $> 94\%$ ) como en los datos INFA ( $> 81\%$ ), presentaron un amplio predominio de estaciones con condiciones de materia orgánica “aceptable” (*i.e.* valores  $< 7,0\%$ ), alcanzando el 100% de las estaciones IFOP en cinco zonas (Reloncaví, Chacao, Chiloé Central, Desertores y Ayacara) y en nueve zonas en el caso de los datos INFA (Reloncaví, Calbuco, Chacao, Butachauques, Chaulinec, Tenaún, Desertores, Ayacara y Chaitén) (Tabla 1.2, Figura 1.2). Respecto de la condición ambiental de “transición” (*i.e.* valores 7% a 12%), en el caso del monitoreo IFOP, las ocho zonas que registran esta condición (Estuario, Calbuco, Butachauques, Chaulinec, Tenaún, Quellón, Hornopirén y Chaitén) presentan un bajo número de estaciones ( $< 5\%$ ). En tanto que, para los datos INFA se registran sólo cuatro zonas (Estuario, Chiloé Central, Quellón y Hornopirén) que presentan esta condición con  $< 20\%$  de las estaciones, siendo la zona de Hornopirén la que alcanza la mayor representación (ca. 19%), la que contrasta en este caso, con el 81% de las restantes estaciones que mayoritariamente presentan un nivel “aceptable” (Tabla 1.2, Figura 1.2). Por otra parte, la condición ambiental “no aceptable” de materia orgánica (*i.e.* valores  $> 12\%$ ), tanto para el monitoreo de IFOP como para los datos INFA, no alcanza por zona al 2% de las estaciones. En el caso de las estaciones IFOP incluye cuatro zonas (Estuario, Calbuco, Quellón y Hornopirén) mientras que para los datos INFA sólo una (Estuario) (Tabla 1.2, Figura 1.2).

En relación a los valores de pH, las estaciones IFOP en la Región de los Lagos variaron en promedio entre 7,4 (10 zonas) y 7,6 (zona de Desertores), con valores que oscilaron entre un rango de 5,7 (zona de Estuario) y 8,3 (zona de Hornopirén) (Tabla 1.3). De igual modo, el pH en caso de



los INFA varió por zona en promedio entre 7,2 (zonas de Estuario, Calbuco, Quellón y Chaitén) y 7,4 (zonas Desertoires y Hornopirén), fluctuando los valores mínimos y máximos entre 5,8 (zona de Quellón) y 8,4 (zona de Calbuco) (Tabla 1.3). Si bien es cierto, que en la Región de los Lagos se registran en todas las zonas estudiadas niveles “aceptable” de pH (*i.e.* valores  $> 7,5$ ), tanto en el monitoreo de IFOP (*i.e.* desde  $> 23\%$  zona de Quellón a algo más del  $64\%$  en zona de Desertoires) como para los INFA (*i.e.* desde  $> 4\%$  en zona de Chaitén hasta un poco más del  $36\%$  en zona de Desertoires), esta no fue la condición ambiental predominante en las distintas zonas, exceptuando, en el caso del monitoreo de IFOP, la zona de Desertoires con  $> 64\%$  de las estaciones con niveles “aceptables”. Respecto de la condición ambiental de “transición” (*i.e.* valores entre 7,0 y 7,5) prácticamente todas las zonas estudiadas de la Región de los Lagos, tanto en el monitoreo de IFOP (*i.e.* desde ca.  $36\%$  zona Desertoires a algo más del  $74\%$  en zona de Quellón) como para el caso de los INFA (*i.e.* desde ca. un  $64\%$  en zona de Desertoires hasta un poco más del  $89\%$  en zona de Ayacara), presentaron un predominio de estaciones con valores de pH que indican esta condición. En el caso del monitoreo de IFOP sólo se exceptúa de este patrón general la zona de Desertoires (Tabla 1.3, Figura 1.3). Por otra parte, la condición ambiental “no aceptable” de pH (*i.e.* valores  $< 7,0$ ) se registra en la mayor parte de las zonas estudiadas en la Región de los Lagos, excluyéndose, tanto para el monitoreo de IFOP como para el caso de los INFA, las zonas de Chacao y Desertoires. A estas últimas se agrega la zona de Hornopirén, exclusivamente para el caso de los INFA. No obstante, en el caso de las estaciones IFOP, en ninguna zona (11/13) se supera el  $9\%$  de representación, siendo la zona de Chaitén la que presenta el porcentaje más alto ( $> 8\%$ ). Respecto del caso de los INFA, cuatro zonas de un total diez (Estuario, Calbuco, Chaitén y Quellón) son las que registran  $> 8\%$  de sus estaciones en la categoría “no aceptable”, siendo las zonas de Quellón ( $> 10\%$ ) y Chaitén (ca.  $13\%$ ) las que registraron porcentualmente el mayor número de estaciones en dicha condición (Tabla 1.3, Figura 1.3).

En la Tabla 1.4 se presenta los valores promedios y rango de valores para  $Eh_{NHE}$ , MOT y pH de las estaciones de monitoreo de IFOP y las procedentes de los centros de cultivo de salmones (*i.e.* estaciones INFA), para cada una de las zonas estudiadas en la Región de Aysén (*i.e.* 4 zonas operativas). Asimismo, se incluye la frecuencia de estaciones IFOP e INFA para el período 2012-2018, desglosada por zona operativa de la Región de Aysén y por condición ambiental de los fondos sedimentarios (Tabla 1.4, Figura 1.4).

En relación a los valores de potencial redox, en el caso de las estaciones de IFOP en la Región de Aysén, estos variaron en promedio por zona entre 219,6 mV (zona de Puyuhuapi) y 249,8 mV (zona de Moraleda), con valores mínimos y máximos entre -328,8 mV (zona Moraleda) y 660,5 mV (zona Aysén) (Tabla 1.4). De igual modo, en el caso de los datos INFA, el potencial redox varió en promedio por zona en un rango mucho más estrecho (*i.e.* 32,0 mV en zona de Puyuhuapi a 125,5



mV en zona Guaitecas) que los registrados por IFOP, con valores mínimos y máximos entre -385,4 (zona de Aysén) a 616,6 (zona de Guaitecas) (Tabla 1.4). En general en el monitoreo de IFOP todas las zonas en la Región de Aysén (4/4) presentaron predominantemente sobre el 77% de sus estaciones en nivel “aceptable” (*i.e.* valores  $> 100$  mV), siendo la zona de Guaitecas la que alcanzó el valor más alto (ca. 80%). En tanto que, los datos INFA presentaron una condición “aceptable” entre un rango de 30% (zona de Puyuhuapi) a 54% (zona de Guaitecas) de las estaciones (Tabla 1.4, Figura 1.4). En relación a la categoría “transición” (*i.e.* valores 0 a 100 mV), en el caso del monitoreo de IFOP, se registra una fluctuación de estaciones por zona entre un 8% (zona de Moraleda) y un 16% (zona de Puyuhuapi) del total. En tanto que, para el caso de los datos INFA, todas las zonas (4/4) registran  $> 15\%$  de sus estaciones en la categoría “transición”, siendo la zona de Puyuhuapi la que presenta el porcentaje más alto ( $> 30\%$ ) (Tabla 1.4, Figura 1.4). Por otra parte, la condición ambiental “no aceptable” de potencial redox (*i.e.* valores  $< 0$  mV), en el caso del monitoreo de IFOP, registra una fluctuación de estaciones por zona entre un 8% (zona de Aysén) y 12% (zona de Moraleda) del total. En tanto que, para el caso de los INFA, todas las zonas (4/4) registran  $> 21\%$  de sus estaciones en la categoría “no aceptable”, siendo la zona de Puyuhuapi la que presenta el porcentaje más alto ( $> 39\%$ ) (Tabla 1.4, Figura 1.4).

En relación a los valores de materia orgánica total, en el caso de las estaciones de IFOP, estos variaron en promedio por zona entre 1,1% (zona de Guaitecas) y 3,7% (zona de Puyuhuapi), con valores mínimos y máximos entre 0,0% (zona de Guaitecas) y 34,1% (zona de Aysén). De igual modo, en el caso de los datos INFA el promedio por zona varió entre un 2,8% (zona de Guaitecas) y 5,4% (zona de Puyuhuapi), con valores mínimos y máximos de materia orgánica total entre 0% (zona de Moraleda) y 59,5% (zona de Puyuhuapi) (Tabla 1.4). En el caso del monitoreo de IFOP todas las zonas en la Región de Aysén (4/4) presentaron predominantemente sobre el 85% de sus estaciones con un nivel “aceptable” de materia orgánica (*i.e.* valores  $< 7,0\%$ ), siendo la zona de Guaitecas la que alcanzó el valor más alto (ca. 100%). En tanto que, los datos INFA presentaron una condición “aceptable” entre un rango  $> 75\%$  (zona de Aysén) y ca. 92% (zona de Guaitecas) de las estaciones (Tabla 1.4, Figura 1.4). Respecto de la categoría “transición” (*i.e.* valores 7% a 12%), en el caso del monitoreo de IFOP, si bien se registra en todas las zonas de la Región de Aysén (4/4) solo en la zona de Puyuhuapi supera el 10% del total de estaciones. En tanto que, para el caso de los datos INFA, todas las zonas (4/4) registran  $> 8\%$  de sus estaciones en esta categoría, siendo la zona de Aysén la que presenta el porcentaje más alto ( $> 22\%$ ) (Tabla 1.4, Figura 1.4). Por otra parte, la condición ambiental “no aceptable” de materia orgánica (*i.e.* valores  $> 12\%$ ), tanto para el monitoreo de IFOP como para los datos INFA, se presentó en un bajo porcentaje ( $\leq 6\%$ ).

Para el pH la variación del promedio en los datos IFOP estuvo entre un 7,4 (zona de Aysén) y 7,5 (zonas de Guaitecas, Puyuhuapi y Moraleda), con valores que oscilaron entre 6,4 y 8,4, ambos de la



zona de Moraleda. En cambio, para los datos INFA el valor promedio para todas las zonas fue de 7,3, con valores mínimos y máximos de pH entre 5,5 (zona de Guaitecas) y 10,0 (zona de Aysén). En el caso del monitoreo de IFOP todas las zonas en la Región de Aysén (4/4) presentaron bajo el 50% de sus estaciones con un nivel “aceptable” de pH (*i.e.* valores  $> 7,5$ ), siendo la zona de Guaitecas la que alcanzó el valor más alto (ca. 47%). En tanto que, los datos INFA presentaron una condición “aceptable” en  $< 20\%$  de las estaciones), siendo la zona de Guaitecas la que alcanzó el valor más alto (ca. 19%) (Tabla 1.4, Figura 1.4). Respecto de la categoría “transición” (*i.e.* valores entre 7,0 y 7,5), tanto en el caso del monitoreo de IFOP como para los datos INFA, se presenta predominantemente en todas las zonas estudiadas de la Región de Aysén (4/4), fluctuando entre  $> 49\%$  (zona de Moraleda) y ca. 65% (zona de Aysén) en los datos IFOP y desde  $> 70\%$  (zona de Guaitecas) a ca. 81% (zona de Puyuhuapi) en los datos INFA (Tabla 1.4, Figura 1.4). Por otra parte, la condición ambiental “no aceptable” de pH (*i.e.* valores  $< 7,0$ ) para el caso del monitoreo de IFOP, se presentó en un bajo porcentaje ( $\leq 5\%$ ). En tanto que, para el caso de los datos INFA, todas las zonas (4/4) registran  $> 5\%$  de sus estaciones en esta categoría, siendo la zona de Aysén la que presenta el porcentaje más alto (ca. 12%) de estaciones (Tabla 1.4, Figura 1.4).

## Actividad 2: Muestreos y análisis

En las Tablas 1.5 a la 1.26 se muestra para las 22 zonas de muestreo consideradas en el estudio 2019 la siguiente información: ubicación de las estaciones de muestreo, valores de potencial de hidrógeno (pH, unidades) temperatura (T, °C), potencial redox ( $E_{h_{NHE}}$ , mV) y concentración de sulfuros ( $S^{2-}$ ,  $\mu M$ ). En tanto el contenido de materia orgánica (MOT, %) se observa en la Tabla 1.27 y 1.28. Adicionalmente, a modo referencial se incorpora el número correspondiente de Agrupación de Concesiones Salmonera (NRO\_ACS). A partir de la Tabla 1.29 y hasta la Tabla 1.50 se incluye información de las características comunitarias de la macroinfauna por zona geográfica (*i.e.* abundancia total, N° de taxa y biomasa total; índices de diversidad de Shannon y de Uniformidad de Pielou; e índice AMBI y clasificación de perturbación de los sedimentos) mientras que en ANEXO I se presentan los taxa componentes de esas comunidades. En la Tabla 1.51 se muestra para las 31 estaciones hidrográficas de muestreo consideradas en el estudio (distribuidas latitudinalmente entre los 42°58'S a 47°67'S) la siguiente información: ubicación geográfica, fecha, hora, profundidad de lances de CTDO y profundidades de obtención de muestras de agua para análisis de clorofila y nutrientes. En tanto que, en ANEXO II se presenta a modo de reporte de los procedimientos, análisis realizados y resultados obtenidos.

Respecto de la estructura de la macrofauna, en invierno el número de taxa fluctuó entre 0 [estación 5, zona de Natales] y 51 [estación 13, zona de Coquimbo] (Figura 1.28a). Por otra parte, en la Figura 1.28a se destaca el relativamente alto número de taxa ( $> 20$ ) presentes en la mayor parte de las



estaciones (81/155), destacándose las zonas de Coquimbo (6/6), Reloncaví (10/10) y Chacao (4/4) porque todas las estaciones muestreadas superaron dicho valor. Caso diametralmente opuesto a lo que se observa en las zonas de Valdivia (8/8), Chaitén (4/4) y Natales (7/7). En tanto que, la biomasa total varió entre 0,00 g/m<sup>2</sup> [estación 5, zona de Natales] y 124,81 g/m<sup>2</sup> [estación 9, zona de Valdivia] (Figura 1.28b). Además, se visualiza en la Figura 1.28b que la mayor parte de los registros se encuentran bajo los 25 g/m<sup>2</sup> (141/155), exceptuándose algunas estaciones de las zonas de muestreo correspondientes a Atacama (1/6), (3/8), Valdivia (3/8), Chacao (1/5) y Aysén (1/13) (Figura 1.28b). La abundancia total de la macrofauna (Figura 1.28c) varió entre 0 ind/m<sup>2</sup> [estación 5, zona de Natales] y 39760 ind/m<sup>2</sup> [estación 4, zona de Coquimbo]. Por otra parte, se visualiza en la Figura 1.28c que la mayor parte de los registros se encuentran bajo los 5000 ind/m<sup>2</sup> (132/155), exceptuándose algunas estaciones de las zonas de muestreo correspondientes a Coquimbo (4/6) y Desertoires (2/3) (Figura 1.28c). El valor del índice de diversidad de Shannon (Figura 1.28d) varió entre 0,06 decits/ind. [estación 3, zona de Natales] y 1,41 decits/ind. [estación 7, zona de Guaitecas]. Además, se visualiza en la Figura 1.28d que la mayor parte de los registros (95/154) se encuentran bajo un valor de 1 (decits/ind.), destacándose las zonas de Biobío (8/8), Valdivia (8/8), Chaitén (4/4) y Natales (6/6) porque todas las estaciones muestreadas superaron dicho valor. Por el contrario, las zonas donde la mayor parte de sus registros superan el valor de 1 decits/ind. son Atacama (5/6), Estuario (6/10), Reloncaví (7/11), Butachauques (4/6), Desertoires (0/3) y Hornopirén (3/5) (Figura 1.28d). La Uniformidad de Pielou (Figura 1.28e) varió entre 0,12 decits/ind. [estación 32, zona Moraleda] y 1,00 decits/ind. [estación 3, zona Ayacara]. Además, se visualiza en la Figura 1.28e que una gran parte de los registros se encuentran sobre un valor de 0,6 decits/ind. (120/154), destacándose las zonas de Atacama (6/6), Calbuco (8/8), Chacao (3/4), Ayacara (5/6) y Puyuhuapi (4/4) (Figura 1.28e). Estos resultados permiten inferir que en muchas estaciones no hay dominancias de especies (i.e. abundancias poblacionales uniformemente distribuidas dentro de las muestras). Por el contrario, Biobío (5/8) es la única zona donde la mayor parte de sus registros se encuentran bajo 0,6 decits/ind. (Figura 1.28e) (Tabla 1.31).

Complementariamente, y con el propósito de evaluar la condición ambiental general de los fondos sedimentarios de las zonas de muestreo (i.e., MOT, Eh<sub>NHE</sub>, pH, S-2 y AMBI), se incorporan, para hacer más autoexplicativas las gráficas del presente informe (Figuras 1.29 y 1.30a,b,c,d), los niveles de perturbación establecido por Borja et al. (2000) para AMBI y tanto el límite de aceptabilidad aplicado en la normativa nacional para el ejercicio de la acuicultura (i.e. líneas punteadas) como valores referenciales obtenidos de Demaison & Moore (1980) y Hargrave et al. (2008) para los parámetros geoquímicos, agrupados estos últimos en tres categorías (i.e. franjas horizontales coloreadas tipo semáforo).

Los resultados del análisis AMBI realizados a las comunidades de la macroinfauna recolectadas en todas las zonas de estudio se presentan en la Figura 1.29. El índice AMBI varió entre 0,438 [No



perturbado: estación 7, zona Chaulinec] y 7 [Extremadamente perturbado: estación 5, zona Natales] (Figura 1.29). Desde una perspectiva global podemos señalar que un 7,1% (11/155) de los puntos de muestreo correspondieron a comunidades no perturbadas. En tanto que, un 80,0% (124/155) correspondieron a comunidades ligeramente perturbadas y un 11,6% (18/155) a moderadamente perturbadas, alcanzando tanto las comunidades fuertemente perturbadas como las extremadamente perturbada un 0,7% (1/155) del total de estaciones (Figura 1.29).

Por otra parte, se observa que la MOT varió entre 0,88% (estación 4) a los 25,99% (estación 15), ambas localizadas en la zona de Biobío (Figura 1.30a). Por otra parte, se observa en la Figura 1.29a que la mayor parte de los registros de MOT [158/169] se encuentran bajo el límite establecido como aceptable en la normativa vigente aplicada a centros de cultivo (*i.e.*  $\leq 9\%$ ). Las excepciones corresponden a 11 estaciones lo que representa a 6,51% del global [estaciones 5 y 15, zona Biobío; estaciones 9, 11 y 15, zona de Valdivia; estación 5, zona Estuario; estaciones 5 y 12, zona Puyuhuapi; estación 1, zona Aysén y estaciones 3 y 14, zona Natales] (Figura 1.30a). Por otra parte, tan solo dos estaciones alcanzan una condición ambiental categorizada como no aceptable, al superar el 12% (*sensu* Demaison & Moore 1980), y que se localizan en las zonas de Biobío [estación 15 y MOT =25,99%] y Aysén [estación 1 y MOT =18,19%] (Figura 1.30a). Los registros más extremos intrazona se presentan en la zona de Biobío, los que van desde los 0,88% (estación 4) a los 25,99% (estación 15) (*i.e.* una diferencia de casi 30 veces) (Figura 1.30a).

El pH varió entre 6,82 (estación 2, zona Hornopirén) y 8,03 (estación 7, zona Hornopirén) (Figura 1.30b). Por otra parte, la mayor parte de los registros de pH [160/169 estaciones] se encuentran sobre el valor mínimo de aceptabilidad (*i.e.*  $\text{pH} \geq 7,1$ ) establecido en la normativa que regula el ejercicio de la acuicultura (Figura 1.30b). Por otra parte, este parámetro registra 9 estaciones y 8 zonas con valores bajo el límite de aceptabilidad para el pH (*i.e.*  $\geq 7,1$ ) (Figura 1.30b), no detectándose estaciones con un  $\text{pH} < 6,8$ , límite inferior del rango considerado pH neutro. Casi el 60% del total de registros de pH [99/169], repartidos en todas las zonas de muestreo (22), presentan una condición ambiental de transición (*i.e.* franja horizontal de color amarillo;  $\text{pH} 7-7,5$ ) (Figura 1.30b). Además, es destacable que solo 2 estaciones (27, zona Calbuco y 3 zona, Hornopirén) registran una condición ambiental no aceptable, al estar por debajo del pH 7 (*i.e.* franja horizontal de color rojo) (Figura 1.30b). Finalmente, para la campaña de muestreo se visualiza que los valores más extremos por zona se presentan en la zona de Hornopirén, los que van desde los 6,82 (estación 3) a los 8,03 (estación 7) (*i.e.* una diferencia  $> 1$  unidad de pH)

El  $\text{Eh}_{\text{NHE}}$ , varió entre -10,30 mV (estación 27, Calbuco) y 647,13 mV (estación 4, zona Biobío) o (Figura 1.30c). En la Figura 1.30c se visualiza que la mayor parte de los registros de  $\text{Eh}_{\text{NHE}}$ , [165/169] se encuentran sobre el límite mínimo de aceptabilidad (*i.e.*  $\geq 50$  mV) establecido en la normativa vigente



para el ejercicio de la acuicultura. En invierno se registran tres zonas y 4 estaciones con valores bajo el límite de aceptabilidad para el  $E_{NHE}$  (Figura 1.30c). Por otra parte, un bajo número de registros de  $E_{NHE}$  [8/169], presentan una condición ambiental de transición (*i.e.* franja horizontal de color amarillo;  $E_{NHE}$  0-100 mV), concentrándose el 50 % de estos casos en las zonas de Aysén y Natales (2 casos cada uno). Solo 2 estaciones [estación 27, zona Calbuco y estación 14, zona Atacama] registran una condición ambiental no aceptable (*i.e.*, franja horizontal de color rojo;  $E_{NHE}$  0 mV (Figura 1.30c). Finalmente, se visualiza que los valores más extremos intrazona se registran en la zona de Natales, los que van desde 21,60 (estación 3) a los 538,17 (estación 14) (*i.e.* una diferencia > a 500 mV) (Tabla 1.26).

El S-2 varió entre  $<10 \mu\text{M}$  (*i.e.* límite de detección de la técnica analítica) y  $221,64 \mu\text{M}$  [estación 5, zona Estuario (Figura 1.30d). Por otra parte, la totalidad de los registros de S-2 [158] no superan el límite de aceptabilidad (*i.e.*  $< 1500 \mu\text{M}$  sensu Hargrave et al. 2008) (Figura 1.30d). Concentraciones de S-2 bajo el límite de detección de la técnica se registraron en 143 estaciones en todas las zonas de muestreo (*i.e.* 22) (Figura 1.30d), concentrándose la totalidad de los casos para las zonas de: Reloncaví, Chacao, Butachauques, Chaulinec, Tenaún, Chiloe Central, Desertores, Quellón, Ayacara, Guaitecas, Moraleda y Aysén. (Figura 1.30d). Por otra parte, no se registran estaciones que presenten una condición ambiental de transición o no aceptable (*i.e.*  $>> 1500 \mu\text{M}$  sensu Hargrave et al. 2008) (Figura 1.30d). Respecto de los valores más extremos registrado en una misma zona se visualiza que se presentan en la zona Estuario, los que van desde  $<10 \mu\text{M}$  (*i.e.* límite de detección de la técnica analítica) a los  $221,64$  (estación 5) (*i.e.* una diferencia > a  $200 \mu\text{M}$  (Figura 1.30d) (Tabla 1.9).

#### *Caracterización de la columna de agua mediante lances de CTDO y muestras de agua.*

La caracterización de la columna en términos de salinidad, temperatura, concentración de oxígeno, contenido de clorofila y nutrientes, mediante lances de CTD para la zona de estudio comprendida entre el Estuario de Reloncaví y la Laguna San Rafael, se encuentra detallada en el **Anexo II**.

A modo de resumen, se observó que en la mayoría de las variables oceanográficas analizadas presentó una estructura vertical de dos capas, con una capa superficial más variable y una capa profunda más estable. La salinidad presentó cierta estratificación con presencia de aguas estuarinas ( $<31 \text{ psu}$ ) en los primeros metros de la columna de agua, principalmente en la zona de Estuario y Seno de Reloncaví, y a partir del Canal Jacaf hacia el sur, con mayor salinidad en zonas profundas. La temperatura fue cuasi homogénea desde el Estuario hasta el Canal Moraleda, a partir del Canal Jacaf presentó inversión térmica en los primeros metros, con aporte de aguas más frías desde la Laguna San Rafael. La concentración de oxígeno disuelto fue mayor



en la superficie que en capas más profundas, las más bajas concentraciones se observaron entre el Canal Jacaf y Canal Puyuhuapi ( $<2$  mL/L). La clorofila presentó altos valores superficiales entre el Seno de Reloncaví y Golfo de Ancud ( $8,7$  mg/m<sup>3</sup>). Los nutrientes como el nitrato y fosfato presentaron bajas concentraciones en superficie y altas concentraciones en zonas más profundas, principalmente en el área del Canal Jacaf y Puyuhuapi. El silicato presentó las más altas concentraciones en la capa superficial ( $<5$  m) entre el Estuario y Seno de Reloncaví ( $195,4$   $\mu$ M) y en el resto del área presentó bajas concentraciones.

### Actividad 3. Análisis de la información

Las Agrupaciones de Concesiones de Salmones agrupadas tanto en la Región de Los Lagos como en la Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo fueron homologadas con las zonas de muestreo del proyecto (Tabla 1.52), ídem a las que son informadas en las actividades 1 y 2 de este objetivo e informes anteriores (2011-2018).

La matriz productiva con las existencias para salmónidos y bivalvos de la Región de Los Lagos para el periodo 2017-2018 se presenta en la Tabla 1.53, mientras que para los años anteriores (2013-2016) se estructura en la Tabla 1.54,

La matriz productiva en la Región de Los Lagos fue generada por 19 agrupaciones de concesiones de salmones (ACS) entre el periodo 2017-2018. El rango de producción de salmones alcanzó el año 2017 entre 2355 t (ACS 9c) y 27667 t (ACS 11), para un total de 182 centros de cultivo. En tanto que, para el año 2018 alcanzó un rango entre 4309 t (ACS 12b) y 59229 t (ACS 2), para un total de 190 centros de cultivos de salmones (Tabla 1.53). Las agrupaciones que presentaron una producción importante fueron en el 2017 las ACS 2, 10a, 10b y 17a, mientras que para el 2018 fueron las ACS 1, 9a y 10a (sobre 20000 t).

Matrices productivas de años anteriores (2013-2016), las que fueron analizadas en base a zonas de muestreo IFOP, mostraron áreas de mayor producción como la zona de Quellón (correspondiente a la ACS 11, 12a y 12b). Esta zona presentó altos niveles de producción (sobre 30000 t) el año 2013, volviendo a alcanzar máximos nuevamente en 2017 (ACS 11) (Tabla 1.54). Otra zona de alta producción es la correspondiente a Chiloé Central (ACS 10a y 10b) que presenta un alto volumen productivo (sobre 15000 t) el 2013 y 2014, y que alcanzó un máximo el 2017 (sobre 40000 t). Y, por último, las zonas de Seno Reloncaví (ACS 2) y Tenaún (ACS 9a), las cuales han presentado bajas producciones ( $<6000$  t) en años anteriores (excepto 2014 para la ACS2), ambas en los últimos dos años han presentado un significativo aumento en su producción, la ACS2 llegando a su máximo de



producción el año 2018 (sobre 59000 t) y la ACS 9a (alrededor de 20000 t) (Tabla 1.54, Figura 1.33a).

Por otra parte, la matriz productiva de bivalvos fue generada en 15 agrupaciones, para el año 2017 el rango de producción fluctuó entre 21 t (ACS 8) y 62928 t (ACS 10a), de un total de 882 centros de cultivo. Para el año 2018 el rango de producción fluctuó entre 93 t (ACS 8) y 55533 t (ACS 10a), con un total de 900 centros de cultivo informados (Tabla 1.53) Agrupaciones como 3a, 9a y 10 b presentaron producciones entre 30000 t y 40000 t en 2017 y entre 20000 t y 35000 t en 2018. En contraste con ACS como la 8, 9b y 17a, que presentaron producciones menores a 1000 t para ambos periodos.

Los registros de producción de bivalvos en años anteriores (2013-2016), agrupados en base a zonas de muestreo IFOP, mostraron áreas de alta producción como la zona Chiloé central (ACS 10a y 10b). Esta zona desde el año 2013 ha presentado altos niveles de producción (sobre las 20000 t), siendo la ACS 10a la que mayormente aportó biomasa en el periodo 2017-2018. Otra importante zona fue Calbuco (ACS 3a y 3b) con producciones sobre 15000 t desde el 2013 y altos volúmenes productivos (sobre 30000 t) de la ACS 3a para los años 2017 y 2018. Otra zona que desde 2013 presenta importantes niveles de producción (sobre 15000 t) es Quellón (ACS 11, 12a), siendo la ACS 12a la de mayor contribución, tanto para el 2017 como para el 2018. Por último, destaca el significativo aumento de producción de la zona de Tenaún (ACS 9a), la cual hasta el 2016 presentaba producciones menores a 11000 t, produciéndose un notorio aumento en el último periodo (sobre 30000 t). El resto de las zonas mayoritariamente presentan producciones bajo las 10000 t (Tabla 1.54, Figura 1.33b).

Junto con los datos de producción de los centros de cultivos se analizaron los datos ambientales entregados a través de los INFA (variables como potencial redox, pH y materia orgánica). Estas variables fueron agrupadas en los rangos de clasificación “aceptable”, “transición” y “no aceptable”, siendo utilizados como descriptores de la condición ambiental de los fondos sedimentarios. Para el periodo 2017-2018 en la Región de Los Lagos, las variables pH (Figura 1.34) y potencial redox (Figura 1.35) fueron recuperados desde 198 INFA presentados (66 en 2017 y 132 en 2018). La variable potencial redox presentó la mayor variabilidad en los rangos de clasificación y el pH se presentó mayoritariamente en niveles de “transición”. En tanto, para la variable materia orgánica (Figura 1.36) se presentaron un total de 218 INFA (66 en 2017 y 152 en 2018). La región en general presentó niveles de materia orgánica en condición “aceptable”.

Considerando los datos recopilados de las agrupaciones de concesiones de Salmonídeos entre el 2017-2018 (*i.e.* producción y número de centros de salmones y bivalvos) se puede representar una estructura productiva de las agrupaciones analizadas. En este contexto, como una primera



aproximación a considerar la variable productiva como esencial en el entendimiento del desempeño de la acuicultura, se realizaron análisis de agrupamiento tomando como variables a esas características productivas. Los resultados de esta aproximación se presentan en la Figura 1.37. En estos análisis es posible visualizar seis grupos:

- i. **Grupo a:** Compuesto por las ACS 3a - 9a - 10b y 12a anteriormente nombradas como zonas de Calbuco, Tenaún, Chiloé Central y Quellón. Figura 1.38.
- ii. **Grupo b:** ACS 1 y 11 anteriormente nombradas como Estuario de Reloncaví y Quellón. Figura 1.38.
- iii. **Grupo c:** 15 - 9c - 12b anteriormente nombradas como Desertoires, Chaulinec y Quellón. Figura 1.38.
- iv. **Grupo d:** ACS 7 - 14 - 17b anteriormente nombradas como zona Butachauques, Ayacara-Chaitén y Hornopirén. Figura 1.38.
- v. **Grupo e:** ACS 3b - 8 - 9b - 16 - 17a anteriormente nombradas como zona Calbuco, Butachauques, Chaulinec, Ayacara y Hornopirén. Figura 1.38.
- vi. **Grupo f:** ACS 2 - 10a anteriormente nombradas como zona Seno de Reloncaví y Chiloé Central. Figura 1.38.

El **grupo a**, está compuesto por las ACS que en general presentaron mayor número de centros y volúmenes productivos (ACS 3a - 9a - 10b y 12a) para bivalvos, hasta 108 centros con producciones entre 17000 t y 40000 t. Las agrupaciones con salmones presentaron un máximo de 13 centros y producciones cercanas a las 24000 t. En estas agrupaciones las variables ambientales analizadas de los INFA 2017-2018 presentaron algunos valores que corresponden a niveles “no aceptables” principalmente en potencial redox y mayoritariamente en condiciones de “transición” en la variable correspondiente a pH, de la calidad ambiental de los sedimentos (Figuras 1.35 y 1.34).

El **grupo b**, está compuesto por ACS 1 y 11, que en general presentaron niveles productivos medios al igual que el número de centros. Salmones con volúmenes productivos de 15000 t a 27000 t y entre 15-20 centros. Los Bivalvos presentan una producción más baja entre 2000 t y 11000 t y entre 48 a 84 centros. Estas agrupaciones presentaron centros mayormente en “transición” para la variable pH (Figura 1.34) y algunos centros con INFA correspondiente a niveles “no aceptables” en potencial redox (Figura 1.35).

El **grupo c**, compuesto por las ACS 15 - 9c - 12b, solo presento niveles productivos de salmones, con un bajo número de centros 2 a 4, y volúmenes productivos menores (entre 2000 t y 7000 t). Las INFAs en estas agrupaciones presentaron mayormente niveles “aceptables” y “transición”, sin centros en condiciones “no aceptables.”



El **grupo d**, está compuesto por las ACS 7 - 14 – 17b, que en general presentaron niveles productivos entre 4000 t y 19000 t en salmones y entre 6 a 10 centros. Para bivalvos los niveles de producción fueron entre 4000 t y 7000 t y entre 25-30 centros. En este grupo los INFA reportados presentaron un importante número en niveles “no aceptables” y “transición” para la variable potencial redox, especialmente en la ACS 14 y 17b que no presentaron para esta variable niveles “aceptable”.

El **grupo e**, compuesto por las ACS 3b - 8 - 9b - 16 – 17a, con un rango más amplio en el número de centros (1-44), en bivalvos, al igual que en los niveles de producción entre 21 t y 7500 t. Los salmones presentaron un máximo de 16 centros y entre 4000 t a 23000 t. Estas agrupaciones presentaron un nivel de calidad ambiental mayormente en “transición” para pH (Figura 1.34), y condiciones “aceptable” y de “transición” para potencial redox (Figura 1.35).

El **grupo f**, compuesto por la ACS 2 – 10a presentó niveles productivos altos y variables. Presento los máximos niveles productivos en salmones (60000 t) y el máximo número de centros y producción en bivalvos (166 centros, 62000 t). Las INFAs presentaron un nivel de calidad ambiental para pH mayoritariamente en “transición” con dos centros en condiciones “no aceptables” (ACS 10a) Figura 1.34. Para la variable potencial redox, mayormente los centros presentaron condiciones “aceptables” con algunos centros en condición “no aceptables” principalmente la ACS 10a (Figura 1.35).

La matriz productiva con la producción de la Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo se presenta en la Tabla 1.55.

La Región de Aysén presentó una matriz productiva solo de cultivo de salmonídeos distribuida en 36 ACS. Para el año 2017 el rango de producción fue de 118 t y 29058 t, en un total de 212 centros de cultivo. La ACS con mayor producción fue la 32 y la de menor producción la 23b. El año 2018 el rango de producción fue entre 948 t y 38131 t, en un total de 236 centros de cultivo. La ACS con mayor producción fue la 21c y la más baja la 18e.

Los registros de producción de años anteriores (2014-2015), que en informes preliminares fueron agrupados por 4 zonas (Guaitecas, Moreda, Puyuhuapi y Aysén), presentaron zonas de alta producción principalmente en lo denominado como Moreda y Aysén, ambas entre 40000 t y 110000 t (Tabla 1.56, Figura 1.39).

Los INFA presentados para el periodo 2017-2018 para la variable potencial redox, pH y materia orgánica fueron de 39 para la Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo, 20 centros (2017) y 19 centros (2018), la mayoría de los centros presentó la condición de “transición” para pH



(Figura 1.40). Para el potencial redox en cambio se presentaron un importante número de centros en condición “no aceptable” (Figura 1.41). Y para la variable materia orgánica se presentó mayormente en condiciones “aceptable” con solo 2 centros en condiciones “no aceptable” (Figura 1.42).

En relación a lo registrado para los centros de la Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo, la estructura productiva se presenta en la Tabla 1.55 y los resultados de los análisis de agrupamiento en la Figura 1.43. En estos análisis es posible visualizar cinco grupos:

- i. **Grupo a:** Compuesto únicamente por la ACS 32. (Figura 1.44)
- ii. **Grupo b:** Compuesto por las ACS 18e, 23b, 28c, 22c, 31a, 26a, 29. (Figura 1.44)
- iii. **Grupo c:** Compuesto por las ACS 19b, 31b, 23a, 18b, 18a, 22b, 27. (Figura 1.44)
- iv. **Grupo d:** Compuesto por las ACS 23c, 21d, 24, 25a, 28a, 22d, 20, 21a, 26b, 30a, 22a, 30b, 18d, 25b. (Figura 1.44)
- v. **Grupo e:** Compuesto por las ACS 28b, 34, 21c, 19a, 18c, 21b, 33. (Figura 1.44)

El grupo a, está compuesto solo por la ACS 32 que presentó el segundo mayor valor en producción (entre 13500 t y 29000 t) y el mayor número de centros (18-24) del periodo 2017-2018. Anteriormente esta zona era definida completamente como Puyuhuapi. Los INFA presentados en esta agrupación, muestra condiciones ambientales mayormente en “transición” para la variable pH (Figura 1.40). En tanto, para la variable potencial redox se presentaron más centros en condición “no aceptable” que para las otras condiciones (Figura 1.41). La materia orgánica no presentó centros en condiciones “no aceptables” (Figura 1.42).

El grupo b, este compuesto por 7 ACS que presentaron los menores niveles de producción, entre 118 t y 3800 t y un bajo número de centros (entre 1 y 3). La condición ambiental para este grupo no es representativa, debido al bajo número de centros que presentó. La variable pH se presentó mayormente en condiciones de “transición” (Figura 1.40).

En tanto el grupo c, está compuesto también por 7 ACS, que presentaron un número entre 1 y 4 centros, con una producción que varió entre 1000 t y 8000 t. Esta agrupación al presentar pocos centros, no es representativa la condición ambiental. Destaca la ACS 22b que presentó un centro con condiciones “no aceptables” para potencial redox y materia orgánica (Figura 1.41 y 1.42).

El grupo d, es el que presentó el mayor número de ACS (14 agrupaciones), las cuales presentaron un número de centros que fluctuó entre 4 y 11. Este grupo presentó producciones importantes, entre 1800 t y 14500 t. La ACS 30a presentó un centro con condiciones “no aceptables” para potencial redox y materia orgánica (Figura 1.41 y 1.42).



El grupo e, con 7 ACS, es el segundo grupo con mayor número de centros, entre 9 y 15. Y donde se presentaron las mayores producciones, entre 3200 t y 38000 t. Son pocos los INFA presentados en esta agrupación, en general presentaron niveles variables, destacó la ACS 28b que presentó centros con pH y potencial redox en condiciones “no aceptable” (Figura 1.40 y 1.41).

#### **4.2 Resultados objetivo 2.** *Desarrollar herramientas para el diagnóstico de la evaluación ambiental del efecto de la acuicultura en las zonas de emplazamiento.*

##### **Actividad 1. Recopilación información existente.**

Se consultaron revistas científicas en relación a los grupos taxonómicos recopilando 267 trabajos, 103 relacionados a taxonomía del grupo Poliquetos, 77 Moluscos y 87 de Crustáceos. Con los cuales se realizó la actualización de fichas de especies (**Anexo III**). Adicionalmente, entre el 14 y 18 de octubre 2019 nuestra profesional a cargo de la identificación de macrofauna Sra. Sandra Silva se reunió con Dr. Nicolás Rozbaczylo y Dr. Oscar Diaz-Diaz, ambos expertos en taxonomía de poliquetos con el propósito de revisar algunos ejemplares de poliquetos que forman parte de nuestra colección y avanzar en su identificación.

A continuación, se presentan resultados preliminares en la clasificación ecológica y trófica de los organismos presentes en la base de datos de IFOP.

En primera instancia la base de datos de IFOP registra un total de 406 taxa identificados a distintos niveles taxonómicos. Sin embargo, muchas de estas taxa corresponden a especies raras que aparecen en muy pocos muestreos, corresponden a estadios larvarios de algunas especies o fueron identificados a un muy alto nivel taxonómico. Así, con el objetivo de facilitar la asignación de los grupos ecológicos y tróficos se procedió a depurar la base de datos IFOP. Para esto fueron eliminados de este análisis los organismos que cumplían uno de los siguientes criterios;

- Organismos que corresponden a estadios larvarios
- Organismos que fueron identificados a un alto nivel taxonómico (e.g. a nivel de orden o superior).
- Aquellos organismos que aparecieron en menos del 1% de las muestras analizadas (i.e. alrededor de 3000)



En este sentido se corroboraron alrededor de 223 taxa recurrentes en la base de datos IFOP. En relación a AMBI los organismos registrados en la base de datos de IFOP fueron comparados con la última versión del listado de AMBI actualizado a junio de 2017. El cruce entre ambos listados de organismos mostró que del total de 222 taxa registrados 152 de ellos (69%) se encuentran presentes en el listado de AMBI mientras que 70 (31%) no se encuentra en este registro. Luego se procedió a analizar cuáles de aquellos organismos que no se encuentran en el listado de AMBI pueden ser homologados (reemplazos). Para esto se consideró el conocimiento que tenemos de aquellos organismos y que al menos fueran del mismo género que aquellos del listado de AMBI. En este sentido se pudo corroborar que al menos 38 taxa (17%) de los organismos presentes en la base de datos IFOP y ausentes en el listado de AMBI pueden ser reemplazados asignándoles algún grupo ecológico de dicho listado (Figura 2.1). Así, al considerar aquellos organismos presentes en el listado AMBI más aquellos que pueden ser asignados mediante reemplazos se llega a un total de 85 % de asignación. Del resto de taxa que no se encuentran presentes en el listado AMBI (i.e. 32 taxa; 14%), en su mayoría corresponden a taxa que están identificados solo al nivel de Familias.

Las actividades futuras en esta actividad serán aumentar el nivel de identificación taxonómico de esos taxa (i.e. hasta nivel de género o especie) y asignarles un grupo ecológico. Para esto se analizarán las abundancias de estos organismos y su relación con otras variables de enriquecimiento orgánico, realizar la consulta y validación de esto con una consulta a expertos y proponer estos cambios para que sean incluidos en el listado de ambi en futuras versiones del software.

En relación a la asignación de los organismos presentes en la base de datos IFOP a algún trófico utilizados en el Infaunal Trophic Index (ITI) se han realizado una serie de búsquedas en la literatura especializada y en bases de datos on-line. Los resultados preliminares se presentan en Figura 2.2.

Esta primera aproximación mostró que el 63% de los taxa pueden ser adscritos a alguno de los 4 grupos tróficos, el 14% de los taxa evaluados mostraron que correspondían a herbívoros o carnívoros (grupo otros) y el 23% de los taxa evaluados no presentan información o la información que se encontró no es concluyente. En la actualidad se está realizando una búsqueda más profunda y exhaustiva en relación a estos taxa revisando material no publicado y consultando a expertos. Con el propósito de disminuir estas brechas se procederá de manera similar a lo mencionado con respecto a AMBI.



## **Actividad 2. Actualización de página *macrofauna.cl*, guía para la identificación de la macroinfauna bentónica**

La página web *macrofauna.cl* creada por IFOP el año 2007, y subida a la web el año 2009, desde ese año se ha trabajado arduamente en la identificación de cientos de especies anualmente, incrementamos de 340 a 401 taxa distribuidos en tres categorías. El taxón con mayor representatividad son los poliquetos (131 taxa; 49 reconocidos a nivel de especie) seguido por los moluscos (127 taxa, 84 a nivel de especie) y crustáceos (122 taxa, 52 a nivel de especie). Esto nos ha llevado a tener una mayor prolijidad en la revisión y descripción, porque las clasificaciones a nivel mundial han cambiado en el tiempo, existen publicaciones de especies nuevas, especies que se les ha cambiado de categoría o descripción y/o re descripción de otras. Por ello hemos revisado los ejemplares de la colección biológica de IFOP y actualizado la información de las fichas de poliquetos de la página WEB. En primera instancia se incorporaron fichas de las especies que están registradas para Chile pertenecientes a las familias *Ampharetidae*, *Cirratulidae*, *Glyceridae*, *Goniadidae*, *Paraonidae* y *Terebellidae*, posteriormente etapas siguientes de este programa se continuará con las familias restantes, dando siempre prioridad a aquellas que presentan una mayor abundancia y mayor representatividad a nivel nacional.

Revisando los ejemplares obtenidos de estas familias en monitoreos y muestreos a lo largo de nuestro territorio, creemos que el número de géneros y especies registradas para estas familias, así como en otras, es mayor, y muchas de ellas pueden ser considerados nuevos registros para Chile. Sin embargo, como se mencionó anteriormente Chile no es la excepción la identidad de muchas de las especies encontradas en el mundo, están siendo reexaminadas, esto gracias a esfuerzos colaborativos y que integran técnicas moleculares.

Como resultado de la actualización y revisión de las familias anteriormente mencionadas se logró aumentar el número de 12 a 31 especies descritas. Sin embargo, quedaron aproximadamente 10 especies pertenecientes en su mayoría a la familia *Cirratulidae* y *Paraonidae* cuya identificación requerirá más tiempo ya que las características descritas no coinciden con los ejemplares que se han encontrado en los monitoreos o porque su manipulación por el tamaño pequeño de los especímenes requiere invertir mucho más tiempo de lo programado.

La página [www.macrofauna.cl](http://www.macrofauna.cl) se ha constituido como un sistema de información taxonómica on-line, cuya información pretende guiar al usuario en la identificación del macrobentos de fondos blandos, en las Figuras 2.3 y 2.4 se muestra el número de visitas registradas en el último año.



La página [www.macrofauna.cl](http://www.macrofauna.cl) (Figura 2.5) tiene un diseño con líneas simples y de fácil navegación. Cada grupo de interés (Poliquetos, Moluscos y Crustáceos) se presentan en una pestaña independiente, lugar que muestra la colección de especies en un dendrograma (Figura 2.6), lugar desde el que se accede a la descripción de familias (Figura 2.7), géneros (Figura 2.8) y especies (Figura 2.9), también se incluye un glosario (Figura 2.10) y la bibliografía (Figura 2.11) para cada grupo. Además, existen tres pestañas más, una de información general, otra de difusión y otra de contacto.

### **Actividad 3. Respuesta de la macroinfauna a condiciones de enriquecimiento orgánico.**

La distribución de las estaciones de muestreo utilizadas en los análisis de la respuesta de la macroinfauna a condiciones de enriquecimiento orgánico se presenta en la Figura 2.12. Esta distribución de las estaciones de muestreo nos permitió abarcar toda la eventual variabilidad ambiental presente en el fiordo de Compu, considerando la gradiente natural que sucede desde la boca a la cabeza de este fiordo.

La primera aproximación al análisis de la estructura comunitaria de la macroinfauna fue realizar los análisis de agrupamientos mencionados en la sección de metodologías.

En la Figura 2.13 se muestran los resultados de los análisis de cluster. En general se observaron dos principales grupos de estaciones uno de ellos conformado por las estaciones 1 a 7 (exceptuando la estación 6) que corresponden a las estaciones ubicadas en la cabeza del estuario y otro desde la estación 8 a 17 (exceptuando las estaciones 13 y 15), las cuales en su mayoría corresponden a la boca y parte media del estuario. A su vez las estaciones 6, 13 y 15 presentaron las mayores disimilitudes con el resto de las estaciones analizadas.

Similar a lo mostrado en el análisis anterior es posible observarlo en el análisis de MDS (Figura 2.14). Como se observa en la Figura 2.14, en general las estaciones de la boca y la cabeza presentan altos niveles de disimilaridad en la estructura comunitaria. El análisis de Anosim realizado agrupando las estaciones en función de su ubicación dentro del fiordo mostro diferencias significativas entre aquellas estaciones de la boca y la cabeza, en tanto que ambos grupos no presentaron diferencias significativas con las estaciones de la parte media del fiordo. Asimismo la disimilaridad entre las estaciones de la boca y de la cabeza estuvo dada principalmente por 10 taxa los que representan alrededor del 40% de disimilaridad. Estos taxa se resumen en el siguiente cuadro



| Porcentaje acumulado   |       |
|------------------------|-------|
| Macoploma inornata     | 7.46  |
| Ampharete kerguelensis | 12.97 |
| PHOXOCEPHALIDAE        | 17.64 |
| Nuculana cuneata       | 21.38 |
| Pinnixa sp.            | 24.97 |
| Asychis sp.            | 28.43 |
| GLYCERIDAE             | 31.87 |
| Cossura sp.            | 35.10 |
| Caecum chilense        | 38.13 |
| MALDANIDAE             | 41.12 |

Para evaluar las relaciones entre la estructura comunitaria y variables ambientales se realizó un análisis e BioEnv. Para esto se utilizaron los valores de Materia orgánica total, redox, porcentaje de fango temperatura y pH de los sedimentos, además se incluyeron los valores modelados de edad del agua y tasa de depositación de carbono, se incluyó además la profundidad en la cual fueron obtenidas las muestras. Los resultados del BioEnv mostraron que las variables que mejor explican la estructura comunitaria son es la combinación de las variables de materia orgánica total, redox, edad del agua y profundidad. En la Figura 2.15 se muestra el ordenamiento de las estaciones de muestreo basados en la composición faunística (Figura 2.14) y los valores de las cuatro variables que se relacionan con dicha estructura.

En general podemos observar en la Figura 2.15 que las estaciones de la cabeza del fiordo presentan valores de materia orgánica y edad del de agua más altos que los que se encuentran en la boca. Asimismo, las estaciones de la cabeza presentan valores de redox más bajos. Por otro lado, se observa que las estaciones 13 y 15 las cuales no presentaron similitudes significativas con el resto de las estaciones corresponde a las mayores profundidades encontradas, lo que podría estar explicando dichas diferencias. De esta manera, la interpretación de los análisis de CCA realizados se ve dificultada por el alto numero de taxa encontrados y por el nombre de estos. Esto puede ser ejemplificado en la Figura 2.16. Debido a esto se realizó un filtrado de las taxa encontradas. Se eliminaron de los análisis aquellos taxa que aparecieron en menos de dos estaciones analizadas (especies raras) y se analizaron por separado las especies que son recurrentes, pero de poca abundancia de aquellas taxa recurrentes y abundantes. Esto no repercute en los resultados y solo ayuda en la interpretación. Estos resultados se presentan en la Figura 2.17.

Como se mencionó en la metodología se calcularon los valores de AMBI, M-AMBI e ITI para las muestras analizadas. Estos valores en conjunto con el número de taxa fueron utilizados para realizar



análisis de regresión con los datos de las variables ambientales de la columna de agua, continuación se presentan aquellos que presentaron los niveles de correlación más altos (Figuras 2.18 y 2.19).

En general se observan niveles de relación significativos entre las variables de la columna de agua y los índices ecológicos ( $R^2$  superior a 0.42) y todas ellas significativas.

#### **Actividad 4. Evaluar la precisión en el cálculo de indicadores (AMBI, M-AMBI ITI) basados en información aportada por los INFAS.**

Si bien se pretendía evaluar la precisión de los indicadores bioecológicos, durante la ejecución de la actividad surgieron varios inconvenientes que limitaron el trabajo y hacen poco recomendable presentar algunos de los resultados. En primera instancia se hizo un recalcu de estos indicadores utilizando la base de datos IFOP para el fiordo de Compu agrupando las taxa encontradas en familias. Sin embargo, en la mayoría de los casos las familias encontradas están representadas por un solo género o especie por lo que la incidencia de este agrupamiento fue casi nula en el recalcu de esos indicadores. Es decir, los valores de AMBI o ITI son los mismos al agrupar por familias. Pero aun en algunos casos este agrupamiento significó que la familia no estaba en los listados AMBI o ITI o los representantes de dichas familias no tenían un status ecológico o trófico claro (es decir géneros de la misma familia correspondía a distintos grupos ecológicos o tróficos) esto mismo aconteció en la mayoría de los casos analizados en los INFAS. Se debe señalar que en primera instancia solo se analizaron las INFAS del periodo 2017-2018 en Compu. En este caso resultaron en pocos INFAS utilizables y en muchos casos el número de taxa identificados en algún grupo ecológico o Trófico no superaba el 20% de asignación con lo que no es recomendable su utilización. Sin embargo, en la próxima etapa del proyecto, etapa 2020-2021 se pretende ampliar la cobertura de estos análisis en otras zonas o periodos de tiempo.

#### **4.3 Resultado objetivo 3. Determinar la capacidad asimilativa de los ecosistemas de fiordos y canales a través de modelación numérica.**

##### **Modelo hidrodinámico Fiordo Compu**

La serie temporal registrada en el ADCP (Figura 3.8c) muestra un flujo residual hacia el interior del fiordo (colores azules) en periodos en que la marea se encuentra en periodo de sicigias (Figura 3.8a), mientras que, durante el periodo de cuadraturas, el flujo tiende a salir del fiordo Compu, el modelo replica de buena forma esta estructura, tanto en las magnitudes como en los cambios de dirección en cada periodo de marea (Figura 3.8b).



La Figura 3.9 muestra la comparación entre la corriente residual observada y modelada en una sección al interior del fiordo Compu. La estructura en el patrón de circulación es similar, tanto en la medición como en el modelo. Flujo intenso ingresando al fiordo por el sector sur de la sección ( $\sim 30 \text{ cm s}^{-1}$ ), que se debilita en la parte central y gira en sentido contrario al lado norte, generando un flujo hacia afuera del fiordo, con magnitudes similares al otro extremo de la sección. A pesar de que el modelo reproduce la dinámica general de la circulación residual, este subestima las magnitudes observadas, tanto la sección sur, como la norte, muestran velocidades máximas en torno a  $20 \text{ cm s}^{-1}$ .

La evaluación del modelo cercano fondo (Figura 3.10 y 3.11) muestra que, en ambos sitios, la magnitud de la corriente se encuentra bien representada, con magnitudes muy bajas respecto de los lugares anteriormente analizados ( $\sim 30$  veces menor), la magnitud de la corriente se distribuye mayoritariamente entre  $1$  a  $3 \text{ cm s}^{-1}$  y es escasamente superior a los  $6 \text{ cm s}^{-1}$ .

#### Patrón de Circulación

El patrón de circulación medio, integrado verticalmente y obtenido a lo largo de todo el periodo de simulación, muestra una alta variabilidad espacial, tanto en la magnitud, como en la dirección neta de la corriente (Figura 3.12). Los canales de entrada, sobre todo en la parte sur, revelan corrientes de gran magnitud, con valores mayores a  $100 [\text{cm s}^{-1}]$ , mientras que, hacia la cabeza del fiordo, se observan corrientes débiles menores a  $5 [\text{cm s}^{-1}]$ . Además, se observa en algunos sectores, la generación de remolinos, que son relevantes para este estudio ya que constituyen zonas propicias para acumular el material que se encuentra en la columna de agua.

#### **Renovación de aguas**

El resultado del experimento de edad del agua logró cuantificar el tiempo que tomaría cada lugar al interior del dominio en tomar contacto con aguas provenientes del exterior del sistema, como una métrica de la capacidad del sistema para renovarse. La Figura 3.13 muestra la distribución de estos tiempos. La estructura espacial de la edad del agua reveló que los mayores tiempos de renovación se producen hacia la cabeza del fiordo y los brazos de esteros de menor tamaño ( $\sim 10$  días), en contraste con valores de alrededor de 6 días para la parte central del fiordo.

#### **Modelo biogeoquímico columna de agua**

La evaluación de variabilidad temporal del oxígeno disuelto observada en 2 sensores ( $13$  y  $30 \text{ m}$ ) en la cabeza del fiordo Compu (Figura 3.14) mostró una clara variabilidad estacional, con los mayores valores durante el invierno ( $\sim 5.5 \text{ mL L}^{-1}$ ) y menores hacia verano ( $\sim 4 \text{ mL L}^{-1}$ ). El modelo reproduce la variabilidad temporal de forma adecuada mostrando el mismo patrón de descenso hacia el verano y valores dentro de los rangos de variabilidad de la observación, sin embargo, aquellos pulsos de más alta frecuencia registrados sobre todo en el sensor de  $13 \text{ m}$  no fueron posible de ser reproducidos de forma correcta.



La variabilidad espacial durante las estaciones de invierno y verano (Figura 3.15) muestran diferencias en superficie entre estos periodos de modo similar a lo observado en las series de tiempo, mayores valores en invierno y menores en verano, las variaciones espaciales fueron relativamente homogéneas en cada estación del año, con la salvedad de mayores valores de OD hacia el lado norte de isla Tranqui.

### **Modelo de sedimentación**

Las observaciones en sedimentos durante las 3 primeras campañas para variables como materia orgánica y Redox (Tabla 3.3), mostraron una importante variabilidad temporal, siendo en general, los porcentajes de materia orgánica menores en noviembre de 2018 y más altos en febrero de 2019, sin embargo, la distribución espacial fue similar en todas las campañas (Figura 3.16). Para establecer la relación entre la estructura hidrodinámica de este sistema con variables en los sedimentos, se asoció cada punto del muestreo con información sobre la renovación de agua en ese mismo punto. De esta forma, se estableció que la edad del agua explica más del 70% de la variabilidad espacial de la materia orgánica y alrededor del 60% la del potencial redox (Figura 3.17).

Los resultados del experimento para estimar la tasa de depositación de carbono en los sedimentos muestran que la estructura espacial es similar a la edad del agua (Figura 3.18), esto genera un gradiente, en donde, la acumulación mayor se produce hacia la cabeza del fiordo para ir disminuyendo casi a la mitad hacia la zona exterior.

Finalmente, las relaciones entre la tasa de depositación de carbono y las variables medidas y modeladas mostraron ajustes adecuados, tanto la materia orgánica, como el redox ( $r^2$  de 0.61 y 0.56 respectivamente) muestran un patrón espacial consistente (Figura 3.19a y 3.19b). En tanto, la edad del agua mostró el mayor grado de acuerdo ( $r^2 = 0.86$ ), es evidente que están dos variables que provienen de una misma modelación hidrodinámica debiesen estar muy relacionadas, sin embargo, el esfuerzo de fondo, que también proviene de la simulación base, tiene un menor grado de concordancia ( $r^2 = 0.23$ ) (Figura 3.19c y 3.19d).

### **Sedimentación de carbono desde centros acuícolas**

Los experimentos llevados a cabo en los 4 sitios seleccionados para cultivo de salmones (Figura 3.20) y mitílicos (Figura 3.21) presentaron grandes diferencias entre estos tipos de cultivo, si bien, la cobertura espacial es similar entre ambos tipos de cultivo, la magnitud de acumulación de carbono excede en alrededor 40 veces lo acumulado por cultivo de mitílicos (Figura 3.22). Respecto de la variabilidad espacial, el sitio 3 y 4 acumulan una cantidad aproximada de 5 veces lo que presentan los sitios 1 y 2 (Figura 3.22), esto podría explicarse por la profundidad de cada sector, ya que estos últimos presentan aproximadamente dos veces la profundidad de los sitios 3 y 4, la relación entre la tasa de acumulación y la profundidad alcanza un  $r^2$  de 0.86 (Figura 3.23).

### **Caracterización hidrográfica del fiordo Comau**

Durante junio 2019 (Figura 3.24) se observó una columna de agua levente estratificada en salinidad, temperatura y oxígeno disuelto. Para la salinidad, se presentó una capa superficial (0-25 m) con valores mínimos que fluctuaron alrededor de ~32 psu. Bajo la capa superficial, la columna de agua



se presentó bien mezclada con valores cercanos a ~33 psu. Para el oxígeno disuelto, se registró un máximo superficial de 5 ml/L hacia el sector de la boca del fiordo (estación 8). Bajo la capa superficial, la columna de agua se mostró bien mezclada con valores cercanos a ~4 ml/L a lo largo de toda la transecta, exceptuando el sector de la cabecera de Fiordo (estación 1) donde se presentaron mínimos cercanos a ~3 ml/L en el estrato intermedio (25- 200 m). Se observó una columna de agua homogénea con valores de temperatura del orden de 11°C a lo largo de toda la transecta. No se exhibieron variaciones verticales-horizontales significativas en temperatura durante este periodo.

En agosto 2019 (Figura 3.25) se presentó una columna de agua con un mayor grado de estratificación comparándola con junio, en términos de salinidad y oxígeno disuelto durante este periodo. En la capa superficial, la salinidad fluctuó entre 30 y 32 psu, con excepción de la estación 2 la cual registró un mínimo salino de 26 psu en los primeros 5 m de la columna de agua. Bajo la capa superficial, la salinidad se presentó mayormente homogénea con valores cercanos a ~33 psu. Cabe destacar, la aparición de la isohalina de 31 psu en los primeros metros de la columna de agua durante este periodo, la profundización de la isohalina de 32 psu a 35 m y a 300m la profundización de la isohalina de 33 psu respecto al periodo anterior (~150 m). El oxígeno disuelto presentó sus valores máximos cercanos a ~6 ml/L en superficie. Bajo la capa superficial, se observó una disminución paulatina en el contenido de oxígeno disuelto, alcanzando un mínimo de 4 ml/L que se mantuvo hasta el final del registro. Particularmente, hacia la boca del fiordo (estaciones 8 y 7) se observó la presencia de valores de oxígeno disuelto 5 ml/L en el estrato intermedio (100- 200 m). Para la temperatura, se observó una columna de agua homogénea a lo largo de toda la transecta con valores alrededor de ~11°C.

En diciembre 2019 (Figura 3.26) se observó una columna de agua estratificada, donde se denotó una marcada estructura termo-halina de dos capas, una capa superficial (0-25 m) con mayor variabilidad ambiental y una capa profunda (bajo 50 m) con baja variabilidad y tendencia a la uniformidad. La salinidad exhibió sus valores más bajos en la capa superficial, donde se registró una fluctuación entre 27 y 32 psu. Bajo la capa superficial, se observó una columna de agua con valores de salinidad homogéneos cercanos a ~33 psu. Cabe destacar, la leve profundización de la isohalina de 31 psu a 18 m y de la isohalina de 33 psu a 350 m durante este periodo respecto al periodo anterior (agosto). En superficie, se registraron valores máximos de oxígeno disuelto del orden de 8 ml/L. Bajo la capa superficial, la columna de agua se presentó levemente homogénea, donde el contenido de oxígeno disuelto fluctuó en el rango de 5 - 6 ml/L y hacia la cabecera del fiordo, se presentó un mínimo profundo de 4 ml/L a 300 m. Para la temperatura, se presentó una capa superficial con valores máximos que fluctuaron entre 15 y 12°C respectivamente. Conforme aumentó la profundidad, se observó una disminución gradual en la temperatura alcanzando un mínimo de 11°C que se mantuvo en profundidad a lo largo de toda la transecta.

En febrero 2020 (Figura 3.27) la salinidad, oxígeno disuelto y temperatura, presentaron su mayor variabilidad en la capa superficial (0-25 m), en contraste a la capa profunda donde las distintas variables, denotan una columna de agua más uniformes. La salinidad, registró sus valores mínimos



en los primeros metros de la columna de agua fluctuando entre 24 y 32 psu. Bajo la capa superficial, la salinidad se presentó más homogénea con valores que fluctuaron entre 32 y 32,8 psu. Cabe destacar, la ausencia de la isohalina de 33 psu y el leve desplazamiento de la isohalina de 32 psu a 25 m durante este periodo, en comparación a los periodos anteriores. Para el oxígeno disuelto, se registró máximos superficiales de 6 ml/L en los primeros metros de la columna de agua. Bajo la capa superficial, se presentó una columna de agua mezclada con valores homogéneos de oxígeno disuelto cercanos a ~4 ml/L. La temperatura exhibió sus valores máximos en la capa superficial fluctuando entre 16 y 12°C respectivamente. Bajo la capa superficial, se observó una columna de agua bien mezclada con valores alrededor de ~11°C que se mantuvieron a lo largo de toda la transecta.

### Condiciones químico-biológicas del sistema Comau

En junio 2019 (Figura 3.28 – panel superior) los nutrientes registraron concentraciones menores entre 0 y 10 m, debajo de los 20 m la concentración de estos tiende a aumentar paulatinamente con la profundidad para alcanzar las concentraciones máximas. El nitrato para la capa superficial exhibe en todas las estaciones una concentración media de 6.98  $\mu\text{M}$ , mientras que para el estrato más profundo fue de 11.12  $\mu\text{M}$ , para el caso del fosfato la concentración media superficial fue de 1.58  $\mu\text{M}$  y del estrato más profundo fue de 2.11  $\mu\text{M}$ , el silicato superficial exhibió valores medios de 28.67  $\mu\text{M}$  y valores para el estrato más profundo concentración media de 30.53  $\mu\text{M}$ , respectivamente. Los registros de clorofila total, indican bajas concentración en general ( $<0.3 \mu\text{g/L}$ ) con máximos subsuperficiales a los 5m aprox. Debajo de los 20m la concentración de clorofila en inferior a 0.1  $\mu\text{g/L}$ .

En agosto 2019 (Figura 3.28 – panel inferior) los patrones de nutrientes para su distribución vertical, presentaron similitudes con lo registrado en junio, se exhiben los menores registros en la capa superficial sobre los 10-20m, y debajo de esta capa la concentración aumenta significativamente para alcanzar los máximos valores. La concentración superficial media de nitrato fue de 4.17  $\mu\text{M}$ , en la capa más profunda la concentración media fue de 10.37  $\mu\text{M}$ . el fosfato registró una concentración superficial en torno a los 0.90  $\mu\text{M}$ , en la capa más profunda los valores fueron de 1.60  $\mu\text{M}$ . la concentración media superficial de silicato fue de 9.32  $\mu\text{M}$ , debajo de este estrato la concentración media fue de 19.76  $\mu\text{M}$ , la clorofila en este periodo presentó valores mayores a los registrado en junio, también con máximos subsuperficiales a 5 m con concentración medias de 0.7  $\mu\text{g/L}$ .

### 3.4 Resultados objetivo 4. *Evaluar las condiciones ambientales de origen antrópico o naturales que puedan afectar las condiciones de cultivo en áreas selectas.*

**Actividad 1.** Cuantificación de la abundancia y cobertura del género *Rhizoclonium* en las áreas de cultivo de pelillo en el río Maullín.



El área de muestreo se caracterizó por presentar variabilidad en la profundidad debido a los ciclos mareales, como en cualquier zona estuarina. Durante los 6 muestreos realizados nos encontramos con aguas someras, alcanzando profundidades mínimas de 0.5 m en marea vaciante a máximas de 2,3 metros en marea llenante, con una penetración de la luz que alcanzó el 100% en 4 de los 6 muestreos realizados (Figura 4.7 y Tablas 4.2 a 4.7).

El primer muestreo fue realizado el 5 de diciembre del 2019, en marea vaciante y con un día soleado. En las cinco estaciones con muestreo biológico, en donde de acuerdo a la metodología fueron puestos al azar 3 cuadrantes de 0,25 m<sup>2</sup> en cada estación, se pudo observar en terreno que no hubo presencia del alga verde tipo *Rhizoclonium* sobre los cultivos de pelillo (Figura 4.4), solo registrándose el peso húmedo de *Agarophyton chilense* recolectado en las tres réplicas por estación (Tabla 4.2).

El segundo muestreo se realizó el 13 de enero del 2020, en condiciones de marea llenante y nubosidad total. En relación al muestreo biológico, nos encontramos con un panorama similar a diciembre, en donde no hubo presencia del alga verde tipo *Rhizoclonium* sobre los cultivos de pelillo (Figura 4.4), registrándose nuevamente solo el peso de *A. chilense* que fue recolectado en las tres réplicas por estación (Tabla 4.3). Por último, cabe señalar que en la localidad de Changué, frente al área de concesiones, una vez finalizado el muestreo se observó sobre la playa restos de un alga verde filamentosa gruesa, diferente a *Rhizoclonium* sp. que pareciera haber sido arrastrada por la marea (Figura 4.5.A).

El 12 de febrero se realizó el tercer muestreo, en condiciones de marea llenante, nubosidad parcial y con presencia de aguas muy turbias, en donde la penetración de la luz no alcanzó el fondo en 5 de las 8 estaciones de monitoreo (Figura 4.7, Tabla 4.4). En las cinco estaciones con muestreo biológico, no se observó la presencia del alga verde tipo *Rhizoclonium* (Figura 4.4) por lo que fue registrado solo el peso del pelillo colectado en las tres réplicas por estación (Tabla 4.4). Por otro lado, de acuerdo a información aportada por los algueros de la localidad de Changué, días previos al muestreo realizado durante las faenas de cosecha de pelillo, encontraron un alga verde filamentosa coexistiendo con *A. chilense* en una zona denominada La Caleta (Figura 4.1 y 4.5.B), por lo cual antes finalizar el muestreo nos dirigimos al lugar para obtener una muestra, la cual fue llevada al laboratorio de IFOP en Puerto Montt para su observación (Figura 4.5.C).

El cuarto muestreo se realizó el 19 de marzo, en condiciones de marea vaciante, con un día soleado y nubes dispersas. En relación a las estaciones de muestreo biológico, en la E1 no hubo presencia de algas, debido a que el pelillo ya ha sido cosechado y no se vuelve a sembrar. En la estación E2 y E5 hubo presencia solo de pelillo y en la E3 y E4 se encontró junto al pelillo coexistiendo la misma alga verde filamentosa encontrada en febrero en la zona de La Caleta (Figura 4.4). Se registró el peso de algas totales, de pelillo y del alga verde cuando estuvo presente en las tres réplicas por cada estación (Tabla 4.5). Además, cabe señalar que durante el muestreo que fue realizado en marea vaciante, por lo tanto, con profundidades menores, fue posible observar a simple vista que las estacas ubicadas en las concesiones de pelillo estaban rodeadas del alga verde filamentosa (Figura



4.5.D). Finalmente, en la Figura 4.5 (E), se muestran fotografías tomadas por los algueros a finales de marzo, en donde se observa gran presencia de la clorófito sobre la playa de Changué.

El muestreo del 14 de abril, se realizó con marea llenante en un día parcialmente nublado. En la E1 no hubo presencia de algas, en la E5 solo pelillo y en las estaciones 2, 3 y 4 se encontró pelillo mezclado con el alga verde filamentosa (Figura 4.4). Se registró el peso de las algas totales, de pelillo y del alga verde cuando estuvo presente, en las tres réplicas por cada estación (Tabla 4.6). Al finalizar el muestreo se pudo observar presencia del alga verde filamentosa sobre la playa frente a Changué (Figura 4.6 A).

Finalmente, debido a la presencia de esta alga verde en los cultivos de pelillo observados desde el mes de febrero, se programó un nuevo terreno para el mes de mayo, el que se realizó el día 13, en marea llenante con un día lluvioso y fuertes vientos. En las estaciones 1 y 4 no hubo presencia de algas, en las estaciones 3 y 5 solo de pelillo y en la E4 se encontró pelillo mezclado con el alga verde filamentosa (Figura 4.4). Se registró el peso de las algas totales, de pelillo y del alga verde cuando estuvo presente, en las tres réplicas por cada estación (Tabla 4.7). En la Figura 4.6.B, se observa gran cantidad de alga verde cubriendo la playa de Changué previo al muestreo, en imágenes captadas por los algueros el día 9 de mayo, la cual posiblemente fue transportada por las mareas vivas ocurridas ese día sumado al mal tiempo reinante en el lugar. Finalmente, en la Figura 4.6.C, se muestran imágenes de la playa durante el día del muestreo.

A partir de las muestras biológicas colectadas en las estaciones de muestreo durante el período de monitoreo desde diciembre de 2019 a mayo de 2020 (Tablas 4.2 a 4.7), fueron calculadas las biomásas algales ( $\text{Kg/m}^2$ ) para el pelillo y el alga verde filamentosa cuando estuvo presente (Tabla 4.8) para los puntos de muestreo. En la Figura 4.8 se muestra la biomasa promedio algal ( $n=3$ ) en cada uno de los 6 muestreos realizados en cada estación biológica. Se observa una mayor biomasa de pelillo durante el muestreo del mes de diciembre, con un valor promedio máximo en la E1 de  $40,07 \pm 7,4 \text{ Kg/m}^2$  y uno mínimo de  $3,84 \pm 0,7 \text{ Kg/m}^2$  en la E4. En el muestreo de enero se observa una evidente disminución de la biomasa del alga cultivada posiblemente debido a las faenas de cosecha de la época, con valores promedios que no sobrepasan los  $5 \text{ Kg/m}^2$ . En febrero se observa una situación similar a enero con un valor promedio máximo de  $5,87 \pm 3,7 \text{ Kg/m}^2$  en la E4 y un valor mínimo de  $0,80 \pm 1,4 \text{ Kg/m}^2$  en la E1. En los muestreos de marzo y abril, los valores de biomasa para el pelillo permanecen bajos y se evidencia la presencia del alga verde filamentosa epifitando los cultivos en la E3 y E4 con un valor promedio máximo de  $7,80 \pm 2,5 \text{ Kg/m}^2$  en la E4 y no hubo presencia de algas en la E1 lo que se mantuvo hasta el final del monitoreo. Finalmente, durante mayo en las estaciones 1 y 4 no se encuentra presencia de algas. En las estaciones 2, 3 y 5 las biomásas de pelillo se mantienen bajas y solo en la E3 encontramos alga verde filamentosa coexistiendo con el pelillo, con un valor promedio de  $1,72 \pm 0,4 \text{ Kg/m}^2$ .

Para complementar los resultados de biomasa algal, en la Tabla 4.9, se presentan las coberturas algales para cada estación. La Figura 4.9, muestra las coberturas promedio ( $n=3$ ) por cada estación, en donde se observa que, durante los meses de diciembre de 2019, enero y febrero de 2020 el



100% de alga encontrada en las estaciones de monitoreo fue pelillo. En marzo, abril y mayo hubo presencia del alga verde filamentosa coexistiendo con *A. chilense* (Figuras 4.10, 4.11 y 4.12). En marzo se observa su presencia en las estaciones 3 y 4, con un valor máximo de 91% versus un 9% de pelillo en la estación 4. En abril se observa en las estaciones 2, 3 y 4, con una presencia del 100% en la estación 3, un 66,7% versus un 33,3 % de presencia de pelillo en la estación 4 y aparece discretamente en la estación 2 alcanzando un 3,3% versus un 96,7 % de pelillo. Finalmente, en el mes de mayo la clorófito se observa en la E3 con una cobertura del 53,3% versus un 46,7% de pelillo.

A continuación, se detallan los resultados relacionados a las variables físicas y químicas obtenidos en los 6 muestreos mensuales realizados. En la Figura 4.13 se grafican los datos continuos de temperatura registrados en dos de los tres puntos de anclajes de los registradores de temperatura (termistor 1 y 2) fijados en el área de muestreo. Es necesario aclarar que los registradores de temperatura o datalogger son cambiados en cada punto de anclaje cada dos meses y ha habido situaciones de pérdida de los sensores, con la subsecuente pérdida de datos, como ocurrió con el termistor 2 y parte de los datos del termistor 3. El período registrado incluye desde el 5 de diciembre de 2019 al 13 de mayo de 2020, es decir un período de tiempo que incluye el verano y gran parte del otoño de 2020. En las gráficas se observa una tendencia diaria y mensual de la temperatura que fue muy similar entre ambos lugares de anclaje de termistores, con una temperatura que como es esperable tiende a disminuir hacia el otoño. Durante los meses de verano, el valor promedio máximo se registró en el mes de diciembre con un valor de 15,87°C ( $\pm 1,4$ ) y un valor promedio mínimo 14,55°C ( $\pm 1,2$ ) en febrero, además con valores máximo y mínimo de 20,38°C (enero) y 11,38°C en febrero. Durante los meses de otoño el valor promedio máximo se registró en el mes de marzo con un valor de 14,56°C ( $\pm 1,2$ ) y un valor promedio mínimo 13,48°C ( $\pm 1,1$ ) en abril, con un valor máximo de 18,88°C en el mes de marzo y un valor mínimo de 11,0°C en el mes de abril (Tabla 4.10).

La salinidad fue medida en la superficie del agua y los valores fluctuaron durante el período de estudio entre 1,6 psu en el mes de mayo a 4,0 psu en el muestreo de febrero. Cabe señalar que se observa poca variabilidad en los registros entre estaciones y muestreos, excepto una baja en los valores de mayo, en donde el monitoreo se realizó en un día muy lluvioso (Figura 4.14 y tabla 4.11).

Los valores de pH del agua superficial se mantuvieron estables durante el período de monitoreo, con un valor máximo de 8,40 en diciembre y un valor mínimo de 7,76 en el mes de mayo (Figura 4.15 y Tabla 4.11).

En relación al oxígeno disuelto, éste varió entre 11,9 mg/L en diciembre de 2019 a 8,4 mg/L en febrero de 2020 (Figura 4.16 y Tabla 4.11). Valores claramente mayores a 7,5 mg/L y que corresponden a un agua de buena calidad de acuerdo a las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para Aguas Continentales Superficiales y Marinas (CONAMA, 2008).

En la Figura 4.17 y Tabla 4.11 se muestran los registros de la radiación (Luz PAR) medida en la columna de agua en cada estación de monitoreo por los 6 muestreos realizados. Se observaron



radiaciones más elevadas durante los meses de diciembre de 2019 y enero de 2020 con valores máximos de 792,28 y 531,55  $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$  respectivamente, disminuyendo en el mes de febrero con un valor máximo de 320,52  $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ . El resto de los meses monitoreados los valores máximos estuvieron alrededor de los 450  $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ .

Los valores determinados para la concentración de clorofila *a* y seston son presentados en la Tabla 4.12 y Figura 4.18. Las concentraciones de clorofila fueron mayores en los meses estivales con valores que en general fluctuaron entre 2 y 5  $\text{mg}/\text{m}^3$ , presentándose 2 valores picos en diciembre de 9,5  $\text{mg}/\text{m}^3$  (C3) y en marzo de 16,3  $\text{mg}/\text{m}^3$  (E5). Durante el otoño, los valores decrecen, con un valor máximo en abril de 3,5  $\text{mg}/\text{m}^3$  (C1) y en mayo de 2,2  $\text{mg}/\text{m}^3$  (E5). En relación al seston, se observa que la fracción orgánica se mantuvo más bien estable durante el período de estudio con valores que fluctuaron entre 1.9  $\text{mg}/\text{L}$  en mayo (C3) a 16.3  $\text{mg}/\text{L}$  en marzo (E5). La fracción inorgánica presentó mayores valores en los meses estivales, con valores que en general estuvieron alrededor de los 20  $\text{mg}/\text{L}$ , con picos de 64.2 en febrero (E3) y 83.9  $\text{mg}/\text{L}$  en marzo (E5), en otoño el valor máximo estimado fue de 15.8  $\text{mg}/\text{L}$  en el mes de abril.

En la Tabla 4.13 y la Figura 4.19 se muestran las concentraciones de nitratos, fosfatos y silicatos para cada estación de monitoreo durante el período de estudio. En la gráfica se observa una tendencia al aumento de los nutrientes a través del tiempo. Los nitratos presentan valores máximos en diciembre de 2019 y enero de 2020 de 9,8  $\mu\text{g}/\text{L}$  y 10,76  $\mu\text{g}/\text{L}$  respectivamente. En febrero hay un considerable aumento con un máximo de 47,78  $\mu\text{g}/\text{L}$  (E4). En marzo se registra una disminución con un valor máximo de 15,65  $\mu\text{g}/\text{L}$ . En los muestreos realizados en los meses de abril y marzo los valores de nitratos presentan un marcado aumento, con valores máximos de 69,25  $\mu\text{g}/\text{L}$  y 29,95  $\mu\text{g}/\text{L}$  respectivamente. Los fosfatos presentaron valores máximos cercanos a 30  $\mu\text{g}/\text{L}$  durante los muestreos de enero, febrero, marzo y mayo, con un aumento en el mes de abril llegando a un máximo de 41,23  $\mu\text{g}/\text{L}$ . Valores más bajos fueron encontrados durante diciembre con una máxima de 9,66  $\mu\text{g}/\text{L}$ . Finalmente, no se observa una notable variación en los silicatos durante los muestreos realizados, excepto en el mes de abril en donde el valor máximo registrado es de 3,47  $\text{mg}/\text{L}$  (E4). El resto de los meses los máximos varían entre 1,23  $\text{mg}/\text{L}$  en enero a 2, 6  $\text{mg}/\text{L}$  en diciembre de 2019. Finalmente cabe mencionar que las planillas de los datos biológicos y las variables físicas y químicas correspondientes a los 6 muestreos realizados en el estuario del río Maullín, se presentan en un archivo excel (Ver Anexo VI).

**Actividad 2.** Identificar y caracterizar a nivel molecular la(s) especie(s) de algas verdes filamentosas epífitas presentes en el área de estudio (con énfasis en el género *Rhizoclonium*).

### Observaciones morfológicas

Antes que nada, es necesario señalar que esta actividad contempla principalmente la identificación a nivel molecular del alga tipo *Rhizoclonium*, la cual es considerada plaga para el área de cultivo de pelillo en el estuario del río Maullín. Sin embargo, durante los muestreos realizados desde marzo hasta mayo del 2020, proliferó otra clorófitas verde filamentosas en la zona, encontrándose mezclada con las frondas de *Agarophyton chilense* y también sobre las playas aledañas (Figuras 4.5 y 4.6).



Dado lo anterior, se tomaron muestras frescas de los filamentos para su observación morfológica en el laboratorio.

Como una manera de comparar las morfologías de ambas algas verdes filamentosas, se puede señalar que el alga tipo *Rhizoclonium* colectada desde la zona del “semillero” (Figura 4.1) se caracteriza por ser oportunista, la cual se enreda con otras algas formando masas entremezcladas como con *Agarophyton chilense*, cuyos filamentos son de textura blanda pero que forman entramados resistentes y enortijados (Figura 4.20 A, B, C y D). Los filamentos observados bajo lupa y microscopio (Figuras 4.20 E y F y 4.21 A-D) se observan uniseriados, sin ramificaciones, formados por células cilíndricas, las cuales pueden medir longitudes promedios que van desde  $151,02 \pm 38,9 \mu\text{m}$  a  $201,28 \pm 51,6 \mu\text{m}$  y anchos celulares que van desde  $58,08 \pm 7,3 \mu\text{m}$  a  $68,26 \pm 12,3 \mu\text{m}$ , con una relación entre la longitud y ancho celular (L:A) de 2,60 a 2,93 (Tabla 4.14 A).

Por otro lado, el alga verde filamentosa encontrada en los cultivos de pelillo, tiene una textura rígida al tacto formando manojos con filamentos de gran longitud y que a simple vista son de mayor tamaño que *Rhizoclonium sp.* (Figura 4.22 A-C). Bajo la lupa y microscopio se observan filamentos uniseriados sin ramificaciones al igual que alga tipo *Rhizoclonium*, pero con células con forma de barril, más cuadradas y de mayor tamaño (Figura 4.22 D-H y 4.23 A-D). Los filamentos están formados por células cuyas longitudes pueden llegar a medir valores promedios de hasta  $258,53 \pm 54,8 \mu\text{m}$  y anchos de hasta  $332,18 \pm 54,8 \mu\text{m}$ , con una L:A que puede ir desde 0,78 a 1,0.

Las características morfológicas anteriormente descritas para el alga encontrada coexistiendo con *A. chilense* durante este año, concuerdan ampliamente con las descritas en los resultados del Proyecto FIPA N° 2017-10 (UNAP, 2019) para la especie *Chaetomorpha linum*, la que fue encontrada en los cultivos de *A. chilense* en el Río Pudeto y además en el Río Maullín en infraestructuras de acopio del cultivo de pelillo durante el período 2017-18. Dado lo anterior, al menos se puede sugerir que el alga verde que ha proliferado durante este período en los cultivos de pelillo en el río Maullín podría corresponder a una especie del género *Chaetomorpha*.

### Análisis moleculares

Evaluando los diferentes formatos en que fueron preservadas las muestras de alga verde tipo filamentosas, se determinó mediante la calidad del ADN logrado, así como por el rendimiento del kit, que aquellas muestras de ADN, en que se usó alga fresca entregaron más ADN y de mejor calidad, que aquellas muestras donde se usó algas secas molidas y de aquellas preservadas en etanol al 100% (Ver tabla 4.18).

En cuanto al rendimiento de los kits de extracción, se determinó que el kit que presenta una lisis de tipo mecánica, kit M-N, entrega una mayor cantidad de ADN cuando se utiliza alga fresca. Mientras que los kits diseñados para la obtención de ADN desde plantas y que presentan una lisis del tipo térmica, funcionarían mejor con muestras frescas y secas, para el caso del kit EZNA Plant; y muestras conservadas en etanol para el caso del kit Qiagen (Ver tabla 4.19).



Con respecto a las amplificaciones, se realizaron PCRs con una variedad de ADNs obtenidos de las distintas muestras de algas verde tipo filamentosa colectadas en los muestreos. Hay que señalar que, a modo de obtener y poder visualizar alguna diferencia entre especies, se trabajó con ADN de varias muestras de alga, todas con un morfotipo similar, es decir todas fueron algas verdes filamentosas de características morfológicas similares a las especies del género *Rizhoclodium* (Ver Fig. 4.26).

Para efectos de distinguir los ADNs, estos fueron ordenados en 7 grupos (G1, G2, G3, G4, G5, G6, G7) siendo G1 el grupo de ADN objetivo, obtenido de las algas tipo *Rizhoclodium* señaladas como el alga plaga. G2, ADN obtenido de algas verde filamentosas colectadas a orilla de playa del Estuario del Río Maullín. G3, ADN de un alga verde filamentosa proveniente de una zona geográfica diferente y alejada (Hornopirén). G4, G5 y G6, fueron ADNs de algas filamentosas acompañantes del alga tipo *Rizhoclodium*, que por su característica de ser filamentos salen entrelazadas con varias especies similares. Y finalmente G7, correspondieron a ADNs de muestras de alga tipo *Rizhoclodium* mantenidas de los muestreos del año 2018.

Se realizó una primera ronda de amplificaciones, con cada uno de los partidores elegidos (SSU897F - 18SC2R; T16NF - T24R; ITS-9F - ITS-7R; 18S524F - 18S672R y 18S653F - 18S1,074R) y siguiendo las especificaciones de las mezclas de reacción convencionales, según cada autor. No se obtuvo ningún resultado, de ningún ADN usado, aun cuando se optimizaron concentraciones y temperaturas de alineamiento. Por lo que se procedió a realizar una siguiente ronda de amplificaciones, esta vez utilizando las Mastermix comerciales.

La amplificación de los partidores SSU897F - 18SC2R, que son los partidores que han amplificado con éxito ADN de algas verdes filamentosas, razón por la que se han usado reiterativamente para análisis de secuenciación (estudios filogenéticos), mediante el uso de una Mastermix finalmente lograron resultados, permitiendo la amplificación de 4 de los 7 grupos de ADNs usados. El tamaño del producto de amplificación de estos partidores se señala en 1700 pares de bases, pero en estos análisis, aquellos grupos de ADN que amplificaron, lo hicieron por debajo de este valor, apareciendo alrededor de los 900-1000 pares de bases.

Los grupos de ADNs que amplificaron fueron: G1, G2, G3 y G4 (Ver Fig. 4.27). Para corroborar y asegurar un mayor número de muestras amplificadas, se realizó una segunda amplificación. Los resultados obtenidos repitieron las visualizaciones de las bandas a los 900-1000pb, de los grupos G1, G3 y G4 (Ver Fig. 4.28). Donde G1 correspondió a nuestro grupo objetivo (alga tipo *Rizhoclodium* señalada como alga plaga), G3 a algas verdes filamentosas de una zona geográfica distinta (Hornopirén) y G4, que fueron aquellas algas denominadas “acompañantes” porque salieron entrelazadas al alga objetivo y que por lo tanto era importante incluirlas en los análisis. Quedando sin haber podido amplificarse los grupos G5, G6, que fueron algas verdes filamentosas denominadas “acompañantes” del alga objetivo y G7, que fueron muestras de ADN de muestreos anteriores (año 2018).



Todas estas amplificaciones logradas, además de las bandas visualizadas, fueron guardadas para ser purificadas y posteriormente enviadas para sus análisis de secuenciación. Es este grupo de muestras las que finalmente nos permitirán determinar su filogenia y el grado de parentesco que pudiera existir entre ellas.

En cuanto a los partidores diseñados en este estudio, a partir de diez secuencias de distintas especies del género *Rizhoclodium* (18S 524F - 18S 672R y 18S 653F - 18S 1,074R) y cuyo objetivo era determinar su capacidad de amplificación, así como su facultad de ser específicos del género *Rizhoclodium*, hay que señalar que ambos pares de partidores lograron amplificaciones exitosas. Las bandas fueron visualizadas entre los 100-200 pares de bases para los partidores 18S 524F - 18S 672R y por debajo de los 500 pares de bases para los partidores 18S 653F - 18S 1,074R, estando dentro de los tamaños esperados para ambos (148 pb y 421 pb respectivamente) (Ver Fig. 4.29 y 4.30).

Los grupos que amplificaron ambos pares de partidores fueron los siguientes: G1 (alga objetivo), G2, G3, G5 y G7. Es decir, amplificaron los ADNs objetivos G1 y G7, que corresponden a las algas señaladas como tipo *Rizhoclodium*, por lo que era un resultado que se esperaba obtener, pero además amplificaron otros 3 grupos, que no tienen relación entre sí y que morfológicamente no están descritos como pertenecientes al género *Rizhoclodium*, por lo podemos concluir que ambos pares de partidores son muy poco específicos, aunque sí bastante exitosos en su capacidad de lograr una amplificación, porque son secuencias cortas de 20 nucleótidos. Sería interesante e importante utilizar ADN de otras algas (pardas o rojas) para evaluar su especificidad frente a algas verdes.

Finalmente, de los partidores T16NF - T24R, que se consideran partidores universales de algas verdes (Leliaert et al. 2003), así como los partidores de la región, ITS-9F - ITS-7R, que permiten ver diferencias entre especies, ninguno logró amplificar ninguna muestra, de ningún grupo, por lo que están pendientes a ser trabajados con muestras nuevas, con ADN fresco, con otros tipos de Mastermix, con el fin de lograr un resultado o descartarlos para este tipo de algas.

**Actividad 3.** Bioensayos usando talos frescos de *Agarophyton chilense* y *Rhizoclodium spp.* para la observación de su desarrollo y crecimiento en condiciones controladas.

En la etapa previa, se ejecutó un co-cultivo de *Agarophyton chilensis* y *Rhizoclodium sp* con diferentes proporciones, para determinar el efecto de la intensidad lumínica sobre la interacción entre ambas especies, obteniendo como resultados, mayor crecimiento y eficiencia fotosintética en *Rhizoclodium sp.* lo cual no afectó al pelillo. Los resultados además indicaron, que la intensidad de luz no afectó la interacción entre ambas especies, lo que sugiere que otros factores podrían ser más importantes para explicar lo observado en cultivos en terreno. En el presente informe se incluye la publicación científica relacionada al estudio antes mencionado, denominada "Physiological stress modulates epiphyte (*Rhizoclodium sp.*)-basiphyte (*Agarophyton chilense*) interaction in co-culture under different light regimes" (Ver Anexo V).



## 5. DISCUSIÓN

Para propender al desarrollo sustentable de la acuicultura es necesario el mantenimiento de las condiciones ambientales de los cuerpos de agua donde se desarrolla la actividad, al menos, dentro de los límites de aceptabilidad de las diversas variables ambientales monitoreadas por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura a través del Reglamento Ambiental para la Acuicultura (RAMA), con la finalidad de que cada centro tienda a operar de acuerdo a las capacidades de los cuerpos de agua donde están emplazados, tratando de mantener así una condición ambiental semejante al estado previo de la instalación de la acuicultura.

Los datos recopilados de las variables ambientales potencial redox, materia orgánica total y potencial de hidrógeno para el periodo analizado 2012-2018, tanto de los muestreos IFOP como INFA, muestran que, en general, la condición ambiental predominante a nivel de zona geográfica no se ha modificado mayormente respecto del estudio previo (Vidal *et al.* 2019).

En las zonas de la Región de Los Lagos y la Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo la variable redox se presentó mayormente en condiciones “aceptables” para ambos monitoreos (IFOP zonas sobre un 69% e INFA sobre un 55%), a excepción de la zona de Estuario y Chaitén que en los datos INFA presentaron solo un 34% y 38% respectivamente en esta condición. Si bien la cantidad de datos acumulados es mucho menor en INFA, se observa una mayor variabilidad de las condiciones ambientales que los datos muestreados por IFOP. Al igual que en informes anteriores (Vidal *et al.* 2019), las zonas de Estuario, Chaitén, Quellón, Puyuhuapi y Aysén presentan los mayores porcentajes (entre un 21% y 40%) en condiciones “no aceptable” principalmente en los INFA. Destaca la zona de Puyuhuapi (n=73) con un 40% de datos en condiciones “no aceptables”, a diferencia del 30% en condiciones “aceptables” en los INFA.

En tanto la materia orgánica total para las zonas localizadas en la Región de Los Lagos y Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo, tanto para los datos IFOP como INFA, presentaron mayoritariamente condiciones “aceptables” (sobre 75%), con valores promedio por zona para IFOP entre 1,0% a 3,4% para la Región de Los Lagos y entre un 1,1% a 3,7%, para la Región de Aysén, En cuanto a los INFA los valores promedio fueron entre 1,4% a 4,4% para la Región de Los Lagos y para la Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo fue de un 2,8% a 5,4%, estos valores no excedieron el límite de aceptabilidad de  $\leq 9,0\%$ . (Res. (Subpesca) N° 3612 de 2009), sin embargo se debe tener presente que el valor de comparación 9% proviene de un valor de consenso para un área de producción y no para áreas alejadas de los centros de acuicultura como lo son las



estaciones de muestreo consideradas en este proyecto. El número de estaciones en condiciones “no aceptables” fue bajo en ambos casos ( $\leq 5\%$ ).

Por último, la variable pH para las zonas de la Región de Los Lagos presento zonas con estaciones en su mayoría en la condición “transición” (sobre 49%) para el caso de los datos IFOP, a excepción de Desertores (34%). Los valores promedio oscilaron entre un 5,5 y 8,3 de pH y en el caso de los datos INFA, también en su mayoría en condiciones de “transición” (sobre un 64%) los valores promedio oscilaron entre 5,8 y 8,4 de pH. Sin embargo, estos valores promedio presentaron, tanto para el monitoreo IFOP como INFA, un valor promedio menor que el límite de aceptabilidad de pH ( $\geq 7,1$ . Res. (Subpesca) N° 3612 de 2009). Por otra parte, para el caso de IFOP, las estaciones en condiciones “no aceptable” no superaron el 10% (Chaitén) mientras que para los INFA las zonas de Estuario, Calbuco, Quellón y Chaitén presentaron centros entre un 10% y 13% en condición “no aceptable”. En la Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo la variación del promedio fue más discreta, en los datos IFOP entre un 7,4 a 7,5 de pH, en cambio en los INFA, el valor promedio de pH fue de 7,3. La mayor parte de las estaciones presentó una condición de “transición”, sobre un 49% en IFOP y sobre un 70% en INFA. Las zonas con estaciones en condiciones “no aceptable” para el monitoreo IFOP no supero el 5%, en tanto que, para el caso de los INFA las zonas de Guaitecas y Aysén superaron el 10% (11% y 12%, respectivamente).

De las tres variables ambientales analizadas el potencial redox y el pH son las que presentaron mayor variabilidad y peor desempeño en la condición de fondos, siendo principalmente reflejadas en los datos INFA. Las zonas como Estuario, Calbuco, Quellón, Chaitén, Guaitecas, Moraleda, Puyuhuapi y Aysén fueron las que registraron el mayor deterioro acumulado de las variables ambientales señaladas, lo que podría ser reflejo de una sensibilidad ambiental diferencial.

Se debe señalar que para un mejor entendimiento de los impactos derivados de la acuicultura se deben realizar análisis sitio-específico que nos permitan relacionar de mejor manera toda la data recopilada. Para esto es necesario además incluir las condiciones hidrodinámicas imperantes en cada uno de los sectores. Así en base a los modelos de corrientes que ha estado generando IFOP será posible relacionar las condiciones ambientales de un área específica con las características hidrodinámicas de la misma. Alguno de estos análisis sitio-específico ya se iniciaron en los fiordos Compu y los resultados fueron entregados durante el desarrollo del Objetivo Específico 3.

El área comprendida entre los canales y fiordos de la Región de los Lagos y Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo presentan, entre otros múltiples atributos, un gran interés económico por las variadas especies de interés comercial que se cultivan en el sur de Chile. En este contexto se distribuyeron 31 estaciones de muestreo de la columna de agua entre ambas regiones,



las que abarcan desde Estuario de Reloncaví hasta la Laguna San Rafael. Los resultados obtenidos en este estudio específico son coincidentes con diversas investigaciones oceanográfica en el área (e.g. Silva et al. 1995, 1997, 1998; Sievers & Silva (2006); Guzmán & Silva (2002)) que sugieren una delimitación espacial de cuatro secciones oceanográficas dentro de esta extensa área. Esto es, una sección norte que comprende el Estuario, Seno de Reloncaví, Golfo de Ancud hasta el lado norte de las Islas Desertores. Una segunda sección comprendida desde el sur de las Islas Desertores, Golfo de Corcovado y la boca del Canal Moraleda. Una tercera sección entre el Canal Jacaf y Canal Puyuhuapi. Y por último una sección sur, desde el lado norte de la Constricción de Meninea hasta la Laguna San Rafael.

El área comprendida entre los canales y fiordos de la Región de Los Lagos y Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo, presentan una acuicultura compuesta principalmente por salmónidos y moluscos, los que en su conjunto abarcan en total sobre el 99% de la biomasa producida en el país, tal como lo reporta el Informe ambiental de la acuicultura del 2017-2018 (Subpesca 2019).

La información analizada para el periodo 2017-2018 en función de Agrupaciones de Concesiones de Salmones (ACS) presentó una matriz productiva total para la Región de Los Lagos mucho mayor que en años anteriores (Vidal *et al.* 2019), lo que incluye a 19 ACS. Las mayores producciones en salmones para el año 2017 se observaron en la ACS 11, 2, 10b, 17a y 10a (20000 t a 27000 t). En tanto que, para el 2018 fueron las ACS 2, 1, 10a y 9a (20000 t a 59000 t). Estos resultados son similares a los encontrados en informes anteriores, ya que históricamente las altas producciones se observaban en la zona de Quellón (ACS 11, 12a) y Chiloé Central (10a y 10b) (Vidal *et al.* 2019), coincidiendo con algunas de las ACS que se observan en el periodo 2017-2018. Destaca el significativo aumento en la producción de la ACS 2 y 9a, respecto a sus producciones históricas (Vidal *et al.* 2019), las que aumentaron a 59000 t y 20000 t respectivamente para el 2018.

Para la matriz productiva de Bivalvos en la Región de Los Lagos, las ACS con mayores producciones fueron la 10a, 9a, 10b, 3a y 12a, para 2017 y 2018, producciones que fluctuaron entre 22000 t y 63000 t para el 2017 y entre 17000 t y 56000 t. Resultados similares a los obtenidos en años anteriores, donde históricamente las altas producciones se observaron en la zona de Chiloé central (10a y 10b), Calbuco (3a y 3b) y Quellón (ACS 11, 12a), observándose en algunas de las ACS en el periodo 2017-2018. Destaca el significativo aumento (a ca. 40000 t) de la ACS 9a para el 2017 y 2018, al igual que lo ocurrido en el caso de los salmónidos respecto a lo que producía históricamente (<10000 t) (Vidal *et al.* 2019).



Las condiciones ambientales para La Región de los Lagos, establecidas a partir de los INFA, muestran que las variables ambientales (i.e. potencial redox y materia orgánica total), en general, se presentan en condiciones “aceptable”, con algunos centros en condición “no aceptable” para la variable redox. Para el caso del pH, las ACS de la región, mayormente se presentan en condición de “transición”. Cabe señalar, que muchos de los INFA no se ven reflejados en este análisis, debido a que dependiendo de la categoría de cada centro de cultivo estos no presentan reportes de las variables pH, potencial redox y materia orgánica total. Además, para el año 2017 el grupo mitílicos no presentaron INFA, producto de la prórroga que les otorgo la Resolución Exenta N° 4.199 de 2016, por el plazo de un año, para efectuar los muestreos de las INFA en aquellos sectores declarados como zona de catástrofe (Subpesca 2019).

La matriz productiva para La Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo, en el periodo 2017-2018 ha aumentado con respecto a años anteriores. Esta región presentó producción en 36 ACS. Para el año 2017 las ACS 32, 28b y 34 fueron las más productivas (20000 t a 29000 t). Y para el año 2018, con un aumento en las producciones con respecto al año anterior, las mayores producciones fueron en las ACS 21c, 18c, 19a y 33 (22000 t a 38000 t).

Los datos para este periodo 2017-2018 obtenidos a partir de las INFA muestran que las variables ambientales tales pH se presentan mayormente en condición de “transición” con pocos centros en condiciones “no aceptable” (1 centro ACS 23a, 24, 27 y 28b). El potencial redox es más variable y presenta un importante número de centros en condición “no aceptable”, destacando la ACS 32 mayoritariamente en esta condición (4 centros). La variable materia orgánica, en general mucho más estable, se presentó mayormente en condiciones “aceptable” con pocos centros en condiciones “no aceptable” (1 centro ACS 22b y 30a).

Durante la ejecución del proyecto se ha avanzado en la identificación taxonómica de las especies de fondos blandos, especialmente en la identificación y clasificación de especies de nuestra colección biológica pertenecientes a diferentes familias de poliquetos, todo ello con el propósito de avanzar en la aplicación de índices bioecológicos que permitan calificar adecuadamente la condición ambiental de áreas aledañas sin influencia directa de los centros de acuiculturas, pero localizadas dentro del mismo ecosistema. En relación al índice bioecológico AMBI los organismos registrados en la base de datos de IFOP fueron comparados con la última versión del listado AMBI (junio 2017), de este cruce pudimos corroborar que de las 222 taxa recurrentes en base datos IFOP, 152 de ellos (69%) se encuentran presentes en el listado, mientras que 70 especies (31%) no se encuentra en el listado. Luego 38 taxa fueron homologados a grupos ecológicos que estaban presentes en dicho listado y quedó un número de organismos que deben ser incluidos en una nueva versión del listado de AMBI. De igual manera se trabajó en el índice bioecológico ITI, sin embargo a nivel país existen



deficiencias para la identificación de las distintas especies del bentos, para ello el progreso que se ha realizado en la actualización de la página [www.macrofauna.cl](http://www.macrofauna.cl), guía on line para la identificación de la macroinfauna será de gran ayuda en la identificación de las diferentes especies que conforman la macroinfauna de fondos blandos y naturalmente para la aplicación de los índices bioecológicos.

En otro aspecto, la interacción de la acuicultura con el medio ambiente ocurre en multiplicidad de escalas espaciales y temporales que involucran una serie de procesos físicos, químicos y biológicos, y las alteraciones de los ecosistemas dependen de la capacidad que tienen estos para asimilar la carga orgánica que proviene de la acuicultura. Un factor crucial que determina la intensidad de los impactos ecológicos de estos ingresos a nivel local es la capacidad del cuerpo de agua para asimilar los nutrientes, lo que está fuertemente relacionado con el tiempo de renovación de agua y la hidrodinámica que la determina (Yokoyama et al. 2004; Mayor y Solan 2011; Urbina 2016, Quiñones et al., 2019). En este sentido, el uso de modelos en zonas estuarinas y costeras se ha incrementado en los últimos años como una forma de dilucidar los mecanismos presentes en su dinámica (Gustafsson 2007, Shen 2007, Zhang 2010, Liu et al. 2012, De Brye 2012, Bendtsen 2014, Karna 2016, Viero 2016).

El fiordo Compu, es un estuario con influencia mareal y fuertes corrientes en sus canales de entrada, sobre todo el lado sur, con velocidades máximas sobre 100 [cm s<sup>-1</sup>], mientras que, hacia la cabeza del fiordo, se observan corrientes débiles menores a 5 [cm s<sup>-1</sup>]. El modelo hidrodinámico implementado en este sector, responde adecuadamente a las observaciones con que se cuentan, la alta variabilidad de las corrientes en su interior, es en gran parte producto del ingreso de la onda de marea desde el exterior y la perturbación que genera la topografía en esta, mientras que en transporte neto (submareal), se observa en zona externa del fiordo, un patrón de corrientes hacia el interior con pulsos de cada 15 días asociados a los periodos de sicigias y cuadraturas, lo cual, permite que sus aguas se renueven en escalas quincenales.

Los resultados de edad media en fiordo Compu deben interpretarse como el tiempo transcurrido desde que una parcela de agua entró al dominio del modelo donde la edad es igual cero, y es transportada hacia algún lugar del dominio de interés. Un primer punto que revelaron los resultados de la edad del agua, es que los mayores valores se encuentran hacia la cabeza del fiordo con fluctuaciones que van desde los 8 a 14 días, siendo aproximadamente dos veces el tiempo que muestra la zona central de este sector. Estos resultados contrastan con valores de edad del agua obtenidos en el fiordo Puyuhuapi, cuyas fluctuaciones pueden alcanzar de 400 a 600 días, con la diferencia que en este fiordo se produce durante una sola vez al año un proceso de renovación de aguas (Pinilla et al., 2020).



El oxígeno disuelto (OD) ha sido considerado como un importante indicador de la calidad de agua en ecosistemas, sobre todo aquellos que albergan actividades productivas, sin embargo, hasta hace poco permanecía con un escaso conocimiento respecto de su variabilidad temporal, monitoreos realizados a través de programa CIMAR del Comité Oceanográfico Nacional, permitió la extensión de la cobertura de observaciones puntuales en los fiordos de la Patagonia, pero aún persistían brechas de información respecto de la estacionalidad de esta variable y en qué periodo del año se registrarían. Sensores de OD con tecnología a costos más accesibles ha permitido un importante incremento tanto de lugares como de periodo más prolongados de medición. Estudios recientes de IFOP (Soto et al., 2018; Soto et al., 2019) en la región de Los Lagos y Aysén han permitido extender lugares con mayor información acerca de dinámica de OD. Para conocer la variabilidad del OD en fiordo Compu se instalaron sensores en la zona interior y además se implementó un modelo biogeoquímico simple, con el fin de diagnosticar brechas de información y conocimiento claves en el funcionamiento de modelos de este tipo en lugares.

El OD simulado por el modelo biogeoquímico expresó un buen acuerdo con lo observado instrumentalmente respecto del descenso de los niveles de OD hacia el verano, en parte importante forzado por el ingreso de aguas desde el golfo Corcovado con menores concentraciones OD durante esa estación del año. Sin embargo, fluctuaciones importantes registradas instrumentalmente no fueron adecuadamente capturadas por el modelo, esto reveló la importancia de procesos locales que generan incrementos y descensos de esta variable, uno de ellos está probablemente asociado a la dinámica del fitoplancton no resuelta por este modelo, además de entender el rol de procesos como la nitrificación y desnitrificación que requieren de experimentos de campos orientados a entender estos procesos, cuestión que debe ser abordada en futuros estudios.

La calidad de los sedimentos marinos también es una medida fundamental como un índice de la salud de los ecosistemas, poder entender los procesos que modulan la depositación de material orgánico de origen natural o por actividades acuícolas es un elemento fundamental para la regulación de la actividad acuícola e información sensible para los tomadores de decisión. Los estudios realizados en este ámbito, tanto observacional como de modelación, revelan importantes relaciones entre la dinámica de la columna de agua, ya previamente discutidas en este documento, con la distribución espacial de la materia orgánica. En efecto, las campañas de muestreo en los sedimentos revelaron un patrón de distribución espacial que muestra porcentajes de materia orgánica mayores hacia la cabeza del fiordo, lo cual concuerda, tanto con el campo de velocidad de las corrientes y de la edad del agua.

La tasa de depositación de carbono evaluada mediante un estudio simple de sensibilidad, permitió establecer un vínculo importante con las características del tipo de circulación que domina en cada



sector, la circulación en la columna de agua, caracterizada por la edad del agua es un mucho mejor indicador para establecer zona de mayor depositación. Si bien es cierto, que la materia orgánica no es el mejor ni el único indicativo para evaluar la capacidad de un sistema para degradarse, es un punto de inicio fundamental, ya que es posible establecer relaciones con otro tipo de variables o índices, por ejemplo, índices bióticos como ITI o AMBI. La relación establecida entre las características hidrodinámicas y el porcentaje de materia orgánica en los sedimentos, revela que modelos de circulación capaces de resolver la compleja circulación que se da en los canales de la Patagonia, son de gran utilidad para generar información útil en la gestión de áreas costeras asociadas a la acuicultura. La gran variabilidad en el campo de corrientes en un espacio relativamente acotado, deja en evidencia que la homologación de amplias zonas para establecer monitoreo, puede dificultar la búsqueda de patrones de desempeño ambiental. La comparación de sitios con similares características hidrodinámicas pudiera dar más luces de aquellos lugares en donde es necesario poner más atención.

Cuando se evalúan explícitamente las actividades de acuicultura (salmones y mitílidos) dentro de los modelos numéricos, para lo cual, es necesario en primer lugar parametrizar estas actividades en términos de carbono liberado por centro de salmones (fecas y alimento no consumido) y mitílidos (fecas), es posible tener una primera aproximación de las diferencias en el impacto en el fondo que podrían tener estas dos actividades productivas, los resultados de estos experimentos mostraron diferencias significativas en cuanto a la cantidad de carbono acumulado por cultivo de salmones en el fondo que es de aproximadamente 40 veces lo acumulado por cultivo de mitílidos y que la profundidad de estos cultivos, es un factor muy relevante en la acumulación de materia orgánica. Sin duda, esto es una primera aproximación basada en un funcionamiento estándar de estos tipos de cultivo y que pueden ser mejorados en futuras etapas.

El fiordo Compu representa un ecosistema regulado por la geometría irregular de su batimetría y la modificación que genera esta en el ingreso de la onda de marea, estructurando patrones de circulación y renovación de aguas que determinan características locales en su interior, sin embargo, la acuicultura se encuentra distribuida en rango mayor de ecosistemas, esto hace necesario llevar este tipo de estudios a otro tipo de ambientes, como es un fiordo profundo y estratificado como el fiordo Comau, en la provincia de Palena, región de los Lagos. Durante esta etapa del proyecto se realizaron las primeras campañas de mediciones, que posteriormente alimentarían estudios más profundos sobre los procesos que lo regulan incluyendo la modelación numérica.

El fiordo Comau, presenta esquema característico de una zona estuarina (Silva & Guzmán, 2006), donde el agua superficial de mayor variabilidad, se ve fuertemente influenciada anualmente por descargas intensas de agua dulce, a través de la alta precipitación, escorrentía y el derretimiento del



hielo, ocasionando una disminución de la salinidad asociada a una abrupta estratificación vertical y que a su vez, origina la circulación gravitacional causada por acción conjunta entre la capa superficial y la capa profunda (Valle-Levinson et al., 2006; Silva & Calvete, 2002; Schneider et al., 2014). Lo anterior, coincide con lo observado en los presentes resultados que se hace más marcado hacia el periodo estival (diciembre- febrero) con bajos valores de salinidad encontrados en superficie y hacia la cabecera del fiordo, a causa de la descarga de agua dulce proveniente de los diferentes afluentes, como el río Vodudahue, en la cabeza del fiordo, este presenta régimen nival con un caudal medio de 120 m<sup>3</sup>/s y un caudal máximo de 170 m<sup>3</sup>/s durante el periodo de verano. Considerando este ciclo anual para los aportes de agua dulce, se aprecia que los diferentes grados de estratificación registrados en el fiordo Comau, son coincidentes con las descargas de agua dulce.

Finalmente, en relación a las algas verdes filamentosas que crecen junto con *A. chilense* en la desembocadura del río Maullín, las características morfológicas sugieren que puede tratarse de cualquiera de las siguientes especies *Rhizoclonium*, *Cladophora* y *Chaetomorpha*, las tres se han presentado con anterioridad, todas ellas presentan crecimiento extremadamente rápido y al crecer entrelazadas con *A. chilense* producen perjuicios económicos a los productores. La difícil identificación hace necesario la implementación de métodos diagnósticos mas precisos y específicos para su identificación, como análisis de ADN y para conocer las condiciones ambientales que desencadenan su explosivo crecimiento es necesario realizar cultivos de co-existencia con *Agarophyton* bajo diferentes condiciones ambientales, de nutrientes, radiación, etc. Ambos representan desafíos inmensos y deben ser abordados de manera gradual, primero definiendo las técnicas de evaluación y los diseños experimentales, luego es necesario contar con los organismos en abundancia para iniciar los experimentos y bastante tiempo para probar todas aquellas variables que puedan indicir con el crecimiento de estas algas. Durante la ejecución de este proyecto se han abordado algunos aspectos relacionados con la identificación, basado en análisis de su ADN de algunas de las especies de algas verde filamentosas encontradas en el río Maullín y también se escribió un manuscrito de experimentos de co-existencia con *Agarophyton* realizado en la etapa previa del proyecto.



## 6. CONCLUSIONES

- Los datos recopilados desde campañas de muestreo de IFOP (estaciones ubicadas en lugares alejados de las concesiones de acuicultura) e Informes Ambientales (INFAS) para el periodo 2012-2018 de las variables ambientales EhNHE, MOT y pH muestran que, en general, la condición ambiental predominante a nivel de zonas geográficas no se ha modificado mayormente respecto del estudio previo (Vidal et al. 2019). De las tres variables ambientales analizadas el potencial redox y el pH son las que presentaron mayor variabilidad y peor desempeño en la condición de fondos, siendo principalmente reflejadas en los datos INFA. Las zonas como Estuario, Calbuco, Quellón, Chaitén, Guaitecas, Moraleda, Puyuhuapi y Aysén fueron las que registraron el mayor deterioro acumulado de las variables ambientales señaladas, lo que podría ser reflejo de una sensibilidad ambiental diferencial.
- El potencial redox (EhNHE), tanto para los datos IFOP como INFA, presentó mayoritariamente valores mayores a +100 mV en las distintas zonas estudiadas de la Región de Los Lagos (13 zonas) y la Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo (4 zonas). Sin embargo, en el caso de los datos INFA las zonas que predominaron valor < 0 mV (>30%) fueron Estuario, Chaitén, Puyuhuapi, Aysén, Moraleda, registrando, además, una contribución relevante (>20%) en las zonas de Quellón, Guaitecas.
- La MOT en la Región de Los Lagos y Región de Aysén, tanto para los datos IFOP como INFA, presentó mayoritariamente valores menores al 7% en todas las zonas (sobre 75% de los casos). Por otra parte, cabe consignar que, en muy pocas zonas de ambas regiones, los valores individuales registrados se aproximaron al 5% de MOT.
- El pH, tanto para los muestreos IFOP como INFA, fue la variable que presentó la mayor parte de sus registros por zona (sobre el 49%) circunscritos entre valores 7,0 a 7,5.
- Tanto las observaciones como el modelo de circulación en el fiordo Compu dan cuenta de pulsos quincenales asociado a periodos de marea de sicigias y cuadraturas que estarían generando una renovación de las aguas hacia su interior.



- La circulación al interior del fiordo Compu presenta alta variabilidad en el campo de corrientes, con velocidades promedio máximas sobre 100 [cm s<sup>-1</sup>] en canales estrechos, mientras que, hacia la cabeza del fiordo, se observan corrientes débiles menores a 5 [cm s<sup>-1</sup>], modulada principalmente por la geometría irregular de su batimetría y la modificación que genera esta en el ingreso de la onda de marea,
- La edad del agua, métrica para estimar la renovación del sistema muestra una menor renovación (8 a 14 días) hacia la cabeza del fiordo Compu.
- Tanto observaciones como el modelo biogeoquímico en el fiordo Compu muestran un descenso en la concentración del oxígeno disuelto hacia el verano, sin embargo, es necesario mejorar la comprensión de otros procesos locales que influyen la concentración de OD.
- La distribución espacial de materia orgánica presenta un gradiente con valores mayores hacia la cabeza del fiordo Compu, resultados de experimentos numéricos con un modelo de sedimentación relacionan esta distribución con la hidrodinámica y específicamente con la edad del agua.
- Se parametrizó la liberación de carbono desde centro de cultivo de salmón y mitílicos, normalizado a unidad de superficie, encontrando que la acumulación de carbono debido a cultivos de salmones es superior en 40 veces a lo generado por cultivos de mitílicos y que a menores profundidades la acumulación es mayor.



## 7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ackefors**, H. & M. Enell. 1990. Discharge of nutrients from Swedish fish farming adjacent to sea areas. *Ambio*. 19(1), 28-35.
- Austen** I, Andersen Tj, Eelvang K. 1999. The influence of benthic diatoms and invertebrates on the erodibility of an intertidal mudflat, the Danish Wadden Sea, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 49:99-111.
- Bergheim**, A., J.P. Aabel And E.A. Seymour. 1991. Past and present approaches to aquaculture waste management in Norwegian net pen culture operations, pp. 117-136. In: *Nutritional Strategies and Aquaculture Waste* (ed. by C.B. Cowey and C.Y. Cho). Guelph University, Guelph, Canada.
- Bergheim**, A., J.P. Aabel And E.A. Seymour. 1991. Past and present approaches to aquaculture waste management in Norwegian net pen culture operations, pp. 117-136. In: *Nutritional Strategies and Aquaculture Waste* (ed. by C.B. Cowey and C.Y. Cho). Guelph University, Guelph, Canada.
- Boedeker**, C., Leliaert, F. & Zuccarello, G.C. (2016). Molecular phylogeny of the Cladophoraceae (Cladophorales, Ulvophyceae) with the resurrection of *Acrocladus* Nägeli and *Willeella* Børgesen, and the description of *Lurbica* gen. nov. and *Pseudorhizoclonium* gen. nov. *Journal of Phycology* 52(6): 905-928.
- Bolin**, B., Rodhe, H., 1973. A note on the concepts of age distribution and transit time in natural reservoirs. *Tellus* 25, 58-62
- Borja**, A., Franco, J., & Pérez, V. (2000). A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos With in European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin*, (40):1100-1114.
- Braaten**, B. 1991. Impact of pollution from aquaculture in six Nordic countries. Release of nutrients effects, and waste water treatment, pp.79-101. In: *Aquaculture and the Environment* (ed. by N. De Pauw and J. Joyce). EAS SpecialPublication 16. Gent, Belgium.
- Brooks**, K.M. And C.V.W. Mahnken. 2003. Interactions of the Atlantic salmon in the Pacific northwest environment II. Organic wastes. *Fisheries Research*, 62: 255 - 293.
- Burd**, B. 1997. B.C. Salmon Aquaculture Review Interim Draft Report. Key Issue C: Waste Discharges. B.C. Environmental Assessment Office. 157 pp.
- Buschmann**, A. 2002. Environmental impact of Chilean salmon farming: The situation in the Tenth region of the lakes. *Terram*.
- Carrasco**, C. & N. Silva (2005) Distribución de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y nutrientes entre Puerto Montt y Boca del Guafo. *Informes Preliminares crucero Cimar 10 Fjordos*, p. 35-45.
- Carroll**, M.L., S. Cochrane, R. Fieler, R. Velvin And P. White. 2003. Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: Environmental factors, management practices and monitoring techniques. *Aquaculture* 226: 165-180.
- Chamberlain**, J., Stucchi D, Lu L, Levings C. 2005. The suitability of DEPOMOD for use in the management of finfish aquaculture sites, with particular reference to Pacific Region, Research document 2005/35, CSAS Canadian Science Advisory Secretariat, Fisheries of Oceans, Canada.
- Chen**, Y-S., M.C.M. Beveridge And T.C. Telfer. 1999. Settling rate characteristics and nutrient content of the faeces of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and the implications for modelling of solid waste dispersion. *Aquaculture Research* 30, p. 395-398.



- Clarke**, KR, Warwick RM. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth.
- Clarke**, K.R., Somerfield, P.J., Gorley, R.N. 2008. Exploratory null hypothesis testing for community data: similarity profiles and biota-environment linkage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366: 56-69.
- CONAMA**. 2008. Establecimiento de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para Aguas Continentales Superficiales y Marinas. 18 pp.
- Cromey**, C. J., T. D. Nickell And K. D. Black. 2002a. Depomod- Modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. *Aquaculture*. 214, 211-239.
- Cromey**, C. J., T. D. Nickell, K. D. Black, P. G. Provost And C. R. Griffiths. 2002b. Validation of Fish Farm Waste Resuspension Model by Use of a Particulate Tracer Discharge from a Point Source in a Coastal Environment. *Estuaries* Vol. 25, No. 5, 916- 929.
- Delhez**, E.J.M., Campin, J.M., Hirst, A.C., Deleersnijder, E., 1999. Toward a general theory of the age in ocean modelling. *Ocean Model.* 1, 17–27.
- DHI** 2019, ECO LAB- Short Scientific description, MIKE by DHI 2011.
- DHI**, 2019. Mike 3, User guide and reference manual. Danish Hydraulic Institute, Denmark
- Dudley**, R.W., V.G. Panchang And C.R. Newell. 2000. Application of a comprehensive modeling strategy for the management of net-pen aquaculture waste transport. *Aquaculture*. 187, 319-349.
- Ervik**, A., P.K. Hansen, J. Aure, A. Stigebrandt, P. Johannessen And T. Jahnsen. 1997. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming. I. The concept of the MOM system (Modelling - Ongrowing fish farms - Monitoring). *Aquaculture* 158:85-94.
- Findlay**, R.H. And L. Watling. 1994. Toward a process level model to predict the effects of salmon net-pen aquaculture on the benthos. In: *Modelling Benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture*. Hargrave, B.T.[ed.]. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1949:xi+125p.
- Findlay**, R.H., L. Watling And L.M. Mayer. 1995. Environmental impact of salmon net-pen culture on marine benthic communities in Maine - A case study. *Estuaries*, 18 (1A): 145-179.
- Findlay**, R.H. And L. Watling. 1997. Prediction of benthic impact for salmon net-pens based on the balance of benthic oxygen supply and demand. *Marine Ecology Progress Series*, 155, 147–157.
- Folke**, C., N. Kautsky And M. Troell. 1994. The costs of eutrophication from salmon farming: Implications for Policy. *Journal of Environmental Management*. 40: 173-182.
- Fredsoe** J, 1981. Mean Current Velocity Distribution in Combined Waves and Current. Progress Report No. 53, ISVA, Technical University of Denmark.
- GESAMP** (IMO, FAO, UNESCO-IOC, WMO, WHO, IAEA, UN, UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). 1996. Monitoring the ecological effects of coastal aquaculture wastes. Rep. Stud. GESAMP (57): 38 p.
- Gowen**, R.J., N.B. Bradbury And J.R. Brown. 1989. The use of simple models in assessing two interactions between fish farming and the marine environment. In: *Aquaculture – a biotechnology in progress* (ed E.J. & N.W.N. de Paux), Bredene, Belgium. European Aquaculture Society. Pp 1071-1080.



- Gowen**, R.J., Rosenthal, H., Makinen. T. and Ezzi. I., 1990. Environmental impact of aquaculture activities. In: N. de Paw and R. Billard (Editors), *Aquaculture Europe'89 - Business Joins Science*. European Aquaculture Society, Spec. Publ. No. 12, Bredene, Belgium. pp. 257-283.
- Gowen**, R.J., D. Smyth And W. Silvert. 1994. Modelling the spatial distribution and loading of organic fish farm waste to the seabed, pp. 19-30. In: *Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture*. (ed. by B.T. Hargrave). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1949.
- Guzmán**, D., Silva N. 2002. Caracterización física y química y masas de agua en los canales australes de Chile Boca del Guafo y el Golfo Elefantes (Crucero CIMAR Fiordo 4). *Ciencia y Tecnología del Mar* 25(2), 45-76.
- Hansen**, P.K. 1994. Benthic impact of marine fish farming, pp. 77-81. In: *Proceeding of the Canada-Norway Workshop on Environmental Impacts of Aquaculture* (ed. by A. Ervik, P.K. Hansen and V. Wennevik). Havforskningssinstituttet, Bergen (Norway). *FiskenogHavet*, no 13.
- Hassouna** N., Michot B. & J.P. Bachelierie. 1984. The complete nucleotide sequence of mouse 28S rRNA gene. Implications for the process of size increase of the large subunit rRNA in higher eukaryotes. *Nucleic Acids Research*. 12: 3563 – 3583. DOI: 10.1093/nar/12.8.3563.
- Hargrave**, G.A. Phillips, L.I. Doucette, M.J. White, T.G. Milligan, D.J. Wildish & Cranston, R.E. (1997). Assessing benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture. *Water, Air and Soil Pollution*. (99): 641-650.
- Harper** J. & G. Saunders. 2001. The application of sequences of the ribosomal cistron to the systematics and classification of the florideophyte red algae (Florideophyceae, Rhodophyta). *Cah. Biol. Mar.* 42: 25-38.
- Hayakawa** Y-i., Ogawa T., Yoshikawa Sh., Ohki K. & M. Kamiya. 2012. Genetic and ecophysiological diversity of *Cladophora* (Cladophorales, Ulvophyceae) in various salinity regimes. *Phycological Research*. 60: 86–97.
- Henderson**, A., S. Gamito, I. Karkassis, P. Pederson And A. Smaal. 2001. Use of hydrodynamic and benthic models for managing the environmental impacts of marine aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology*. 17 163-172.
- Hermansen**, B., Jensen, J.B., 2000. Digital sea bottom map around Denmark 1:500000. GEUS, Copenhagen.
- Jusup** M, Klanjsceka J, Petricoli D, Logovica T, 2009. Predicting aquaculture-derived benthic organic enrichment: Model validation, *Ecological Modelling* 220 (2009) 2407-2414.
- Leliaert** F., Rousseau F., De Reviers B. & E. Coppenjans. 2003. Phylogeny of the Cladophorophyceae (Chlorophyta) inferred from partial LSU rRNA gene sequences: is the recognition of a separate order Siphonocladales justified?. *Eur. J. Phycology*, 38: 233-246.
- Leliaert** F., De Clerck O., Verbruggen H., Boedekaer Ch. & E. Coppenjans. 2007. Molecular phylogeny of the Siphonocladales (Chlorophyta: Cladophorophyceae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 44: 1237-1256.
- Llansó**, R.J., Scott, D.B., Hyland, J.L., Dauer, D.M., Russell, D.E., Kutz, F.W., 2002. An Estuarine Benthic Index Of Biotic Integrity For The Mid-Atlantic Region Of The United States.



- Lumborg** U, 2005. Modelling the deposition, erosion and flux of cohesive sediment through Oresund, *Journal of Marine Systems* 56 (2005) 179-193.
- Mayor** DJ, Solan M (2011) Complex interactions mediate the effects of fish farming on benthic chemistry within a region of Scotland. *Environmental Research* 111: 635–642.
- Mazzola**, A., S. Mirto, T. La Rosa, M. Fabiano And R. Danovaro. 2000. Fish-farming effects on benthic community structure in coastal sediments; analysis of meiofaunal recovery. *ICES Journal of Marine Science*. 57. 1454-1461.
- Mcghie**, T. K., C. M. Crawford, I. M. Mitchell And D. O'brien. 2000. The degradation of fish-cage waste in sediments during fallowing. *Aquaculture* 187, 351-366.
- Morrisey**, D.J., M.M. Gibbs, S.E. Pickmere And R.G. Cole. 2000. Predicting impacts and recovery of marine-farm sites in Stewart Island, New Zealand, from the Findlay-Watling model. *Aquaculture* 185 (3-4): 257-271.
- Murillo**, V. 2006. Actualización de criterios sobre limitación de áreas. Proyecto FIP N° 2004-31. IFOP. 348 pp.
- Nash**, C.E.(Editor). 2001. The net-pen salmon farming industry in the Pacific Northwest. U.S. Dept. of Commerce, NOAA Tech. Memo. NMFS-NWFSC-46.
- Navarro**, J. 2002. El cultivo de mitílidos y su efecto sobre la biodiversidad de las comunidades bentónicas. "Taller: Optimización de la Acuicultura de Invertebrados Marinos". Universidad Austral de Chile. Puerto Montt. 50 pp.
- Pearson**, T.H. And K.D. Black. 2001. The environmental impacts of marine fish cage culture. In: *Environmental Impacts of Aquaculture* (ed. Black, K.D.), Sheffield Academic Press, Sheffield, UK. ISBN 0-8493-0501-2. pp. 1-31
- Pearson**, T., & Rosenberg, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* (16): 229-311.
- Pérez**, O.M., T.C. Telfer, M.C.M. Beveridge And L.G. Ross. 2002. Geographical Information Systems (GIS) as a simple tool to aid modelling of particulate waste distribution at marine fish cage sites. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 54. 761- 768.
- Pinilla**, E., M. Arriagada, G. Soto, C. Ruiz, P. Reche 2015. Informe final. Determinación de los patrones de circulación en los mares interiores de la región de Magallanes. Proyecto ASIPA – MINECOM. 183 p+Anexos.
- Pinilla**, E., 2018. Determinación de las escalas de intercambio de agua en fiordos y canales de la Patagonia, Etapa I. (Informe final). Valparaíso: Instituto de Fomento Pesquero.
- Pinilla**, Elías, Manuel I. Castillo, Iván Pérez-Santos, Oliver Venegas, and Arnoldo Valle-Levinson. 2020. "Water Age Variability in a Patagonian Fjord." *Journal of Marine Systems* 103376.
- Pohle**, G., B. Frost And R. Findlay. 2001. Assessment of regional benthic impact of salmon mariculture within the Letang Inlet, Bay of Fundy. *ICES Journal of Marine Science*. 58: 00-00.
- Rasmussen** Ek, Petersen Os, Thompson Jr, Flower Rj, Ayache F, Kraiem M, Chouba L, 2009. Model analyses of the future water quality of the eutrophicated Ghar el Melh lagoon (Norhen Tunisia), *Hydrobiologia* 622:173-193.



- Rosenthal**, H., D.J. Scarratt And M. Mcinerney-Northcott. 1995. Aquaculture and the Environment, pp. 451-500. In: Cold-Water Aquaculture in Atlantic Canada (ed. by A. Boghen). The Canadian Institute for Research on Regional Development. Université de Moncton. TribunePress, Sackville.
- Santelices**, B. 1989. Algas marinas de Chile. Distribución, ecología, utilización y diversidad. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago de Chile, 399 pp.
- Saunders** G. & H. Kucera. 2010. An evaluation of rbcL, tufA, UPA, LSU and ITS as DNA barcode markers for the marine green macroalgae. *Cryptogamie, Algologie*. 31 (4): 487-528.
- Schneider**, W., I. Pérez, L. Ross, L. Bravo, R. Seguel & F. Hernández., 2014. On the hydrography of Puyuhuapi Channel, Chilean Patagonia. *Prog. Oceanogr.*
- Schlitzer** R. 2007. Ocean Data View.
- Scottish Environmental Protection Agency (Sepa)**. 2003. Regulation and monitoring of marine cage fish farmin in Scotland: a procedures manual. SEPA, Stirling, Scotland. [www.sepa.org.uk/aquaculture](http://www.sepa.org.uk/aquaculture).
- Scottish Environmental Protection Agency (Sepa)**. 2005. Detailed description of SEPA's revised methodology to assess soft sediment sea bed impacts and derive consent limits for maximum biomass- Consultation document. 20 December 2004. SEPA, Stirling, Scotland. [www.sepa.org.uk/aquaculture](http://www.sepa.org.uk/aquaculture).
- Secru**, 2002. Review and synthesis of the environmental impacts of aquaculture. Scottish Executive Central Research Unit, Edinburgh, Scotland.
- Sibson**, R. (1981). A brief description of natural neighbor interpolation Interpreting Multivariate Data (pp. 21-36). Chichester: John Wiley.
- Sievers**, H. A., C. Calvete y N. Silva., 2002. Distribución de características físicas, masas de agua y circulación general para algunos canales australes entre el golfo de Penas y el estrecho de Magallanes (Crucero CIMAR Fiordo 2), Chile. *Cienc. Tecnol. Mar*, 25(2): 17-43.
- Sievers** H. & Silva N., 2006. Masas de agua y circulación en los canales y fiordos australes. Avances en el conocimiento oceanográfico de las aguas interiores chilenas, Puerto Montt a cabo de Hornos, cap. 4.1. Comité Oceanográfico Nacional – Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, 53-58.
- Silva**, N., H. A. Sievers & R. Prado. 1995. Características oceanográficas y una proposición de circulación para algunos canales australes de Chile entre 41° 20' S y 46° 40' S. *Rev. Biol. Mar*, Valparaíso, 30 (2): 207-254.
- Silva**, N., Calvete C., Sievers H. 1997. Características oceanográficas físicas y químicas de canales australes chilenos entre puerto Montt y Laguna San Rafael. *Ciencia y Tecnología del Mar* 20, 23-106.
- Silva**, N., Calvete C., Sievers H. 1998. Masas de agua y circulación general para algunos canales australes entre Puerto Montt y Laguna San Rafael, Chile (Crucero CIMAR-Fiordo 1). *Ciencia y Tecnología del Mar* 21, 17-48.
- Silva**, N., C. Calvete M. & H. A. Sievers., 1998. Masas de agua y circulación general para algunos canales australes entre Puerto Montt y laguna San Rafael, Chile (Crucero CIMAR Fiordo 1). *Cienc. Tecnol. Mar*, 21: 17-48.



- Silva, N., Guzmán D. & Valdenegro A.** 2000. Aysén Sound, Chile. En: Estuarine systems of the South American region: carbon, nitrogen and phosphorus fluxes. Smith, S.V., V. Dupra, J.I. Marshall Crossland and C.J. Crossland Eds. LOICZ Reports and Studies N° 15. Texel. The Netherlands: pp 55-64.
- Silva N & D Guzmán.** 2006. Condiciones oceanográficas físicas y químicas, entre boca del Guafo y fiordo Aysén (Crucero Cimar 7 Fiordos). Ciencia y Tecnología del Mar 29(1): 25-44.
- Silvert, W. And C.J. Cromey.** 2000. Modelling Impacts. In: Environmental Impacts of Aquaculture (ed. K.D. Black), Sheffield Academic Press, pp 154-181. ISBN 0-8493-0501-2.
- Simbora, N., Zenetos, A.,** 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. Med. Mar. Sci. 3/2, 77-111.
- Soto, G., Pinilla, E., Soto-Riquelme, C., Reche, P., Arriagada, M.,** 2018. Modelación de Alta Resolución Aplicada al Transporte Hidrodinámico, al interior del Mar Interior de Chiloé, X Región de Los Lagos. (Informe final). Valparaíso: Instituto de Fomento Pesquero.
- Soto, G., Pinilla, E., Soto-Riquelme, C., Reche, P., Arriagada, M.,** 2019. Modelación de Alta Resolución Aplicada al Transporte Hidrodinámico, al interior del Mar Interior de Aysén, XI Región de Aysén. (Informe final). Valparaíso: Instituto de Fomento Pesquero.
- Sutherland, T.F., A.J. Martin, And C.D. Levings.** 2001. The characterization of suspended particulate matter surrounding a salmonid net-pen in the Broughton Archipelago, British Columbia. ICES Journal of Marine Science 58:404-410.
- Subsecretaría de Pesca y Acuicultura** (2015). Resolución Exenta N° 1346-2015. Declara Área de Plaga Cuerpos de Agua Río Maullín, X Región. (F.D.O. 26-05-2015).
- Subsecretaría de Pesca y Acuicultura** (2015). Informe Técnico D.AC. N°273/2015. Propuesta de declaración de área plaga para la macroalga *Rhizoclonium* spp en el sector de la ribera norte del río Maullín, región de los Lagos. Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. 29 pp.
- Subsecretaría de Pesca y Acuicultura.** 2018. Resolución Exenta N° 1704-2018. Renueva Declaración de Área de Plaga de Especies Pertenecientes al Género *Rhizoclonium* spp. X Región. (F.D.O. 11-05-2018).
- Subsecretaría de Pesca y Acuicultura** (2019). Informe ambiental de la acuicultura, período 2017 a 2018. Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. 80 pp.
- Tironi A, Marin Vh, Campuzano F,** 2008. A management tool for salmon aquaculture: integrating MOHID, in : Neves R, Baretta J, Mateus M (eds.), 2008. Perspectives o integrated coastal zone management in South America, 1st press.
- UNAP.** 2019. Proyecto FIPA N° 2017-10: "Determinación de factores ecosistémicos que favorecen el aumento de *Rhizoclonium* spp., y desarrollo de un programa de monitoreo y control de esta especie plaga en el región de Los Lagos". Informe final. 648 pp.
- Urbina MA** (2016) Temporal variation on environmental variables and pollution indicators in marine sediments under sea Salmon farming cages in protected and exposed zones in the Chilean inland Southern Sea. Science of the Total Environment 573: 841-853.
- Valle-Levinson, A., Blanco, J., Frangópulos, L.M.,** 2006. Hydrography and frontogenesis in a glacial fjord off the Strait of Magellan. Ocean Dynamics 56, 217-227.
- Vidal, G., H. Contreras, E. Pinilla, V. Murillo, P. Rojas, J. Ojeda, C. Aguirre, L. Diaz,** 2017. Informe final. Estudio de seguimiento del desempeño ambiental de la acuicultura en Chile y su efecto en los ecosistemas de emplazamiento. Proyecto ASIPA – MINECOM. 113 p+Anexos.



- Vidal**, G., H. Contreras, P. Rojas, E. Pinilla, V. Murillo, J. Ojeda, C. Aguirre, V. Besoain, 2018. Informe final. Estudio de seguimiento del desempeño ambiental de la acuicultura en Chile y su efecto en los ecosistemas de emplazamiento. Proyecto ASIPA – MINECOM. 113 p+Anexos
- Vidal**, G., H. Contreras, P. Rojas, V. Murillo, J. Ojeda, E. Pinilla, 2019. Informe final. Estudio de seguimiento del desempeño ambiental de la acuicultura en Chile y su efecto en los ecosistemas de emplazamiento. Proyecto ASIPA – MINECOM. 113 p+Anexos.
- Warwick**, R.M., Clarke, K.R., 1998. Taxonomic distinctness and environmental assessment. *J. Appl. Ecol.* 35, 532–543.
- Weisberg**, S.B., Ranasinghe, J.A., Schaffner, L.C., Diaz, R.J., Dauer, D.M., Frithsen, J.B., 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for the Chesapeake Bay. *Estuaries* 20, 149–158.
- Wildish**, D., Akagi, H., Hargrave, B., Strain, P. (2004). Inter-laboratory calibration of redox potential and total sulfide measurements in interfacial marine sediments and the implications for organic enrichment assessment. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 2546: 1-24.
- Word**, J.Q., 1979. The infaunal trophic index. Annual report 1978 Southern California Coastal WoRMS Editorial Board (2019). World Register of Marine Species. Available from <http://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed 2019-08-26. doi:10.14284/170
- Yokoyama** H, Inoue M, Abo K (2004) Estimation of the assimilative capacity of fish-farm environments based on the current velocity measured by plaster balls. *Aquaculture* 240: 233– 247.
- Ytresoyl** T., Aas T., Aasgard T. 2015- Utilization of feed resources in production of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture* 448, 365-374.
- Zhao** Z-J., Zhu H., Liu G-X & Zheng-Yu H. 2018. Phylogenetic analysis of *Rhizoclonium* (Cladophoraceae, Cladophorales), and the description of *Rhizoclonium subtile* sp. nov. from China. *Phytotaxa* 383 (2): 147–164.



---

**INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO**

**Sección Ediciones y Producción**

Blanco 839, Fono 56-32-2151500

Valparaíso, Chile

[www.ifop.cl](http://www.ifop.cl)

---



[www.ifop.cl](http://www.ifop.cl)