



**INFORME**

# ANÁLISIS DE EFECTOS AMBIENTALES

Procedimiento sancionatorio Res. Ex. N°1/ROL D-261-2024

Superintendencia del Medio Ambiente

Presentado a:

**Invermar S.A.**

Mar del Plata N°2111  
Providencia, Santiago  
Región Metropolitana

Presentado por:

**WSP Ambiental S.A.**

Av. Juan Soler Manfredini 11, Of 1701 Puerto Montt Chile

+56 65 2 773000

noviembre 2024



# LISTA DE DISTRIBUCIÓN

Invermar S.A.

ÍNDICE

1 RESUMEN EJECUTIVO .....6

2 INTRODUCCIÓN.....7

3 OBJETIVOS .....8

4 METODOLOGÍA .....8

4.1 Análisis de efecto en los niveles de oxígeno .....8

4.1.1 Análisis temporal y espacial del oxígeno en la columna de agua .....8

4.1.2 Análisis integral de la información ambiental y biomosas históricas .....9

4.1.3 Análisis oceanográfico del sector .....9

4.1.4 Índice de depleción de oxígeno (Ido) .....10

4.2 Análisis de efecto sobre el fondo marino .....12

4.3 Análisis de efecto sobre la biodiversidad .....13

5 RESULTADOS .....14

5.1 Análisis de efecto en los niveles de oxígeno .....14

5.1.1 Análisis temporal y espacial del oxígeno en la columna de agua .....14

5.1.2 Análisis integral de la información ambiental y biomosas históricas .....19

5.1.3 Análisis oceanográfico del sector .....20

5.1.3.1 Aportes de agua dulce .....20

5.1.3.2 Análisis de corrientes .....21

5.1.3.2.1 Perfil promedio de las correntometrías .....21

5.1.3.2.2 Rosas de corriente .....22

5.1.3.2.3 Análisis de espectros de densidad de potencia .....23

5.1.3.3 Perfiles de temperatura y salinidad del sector .....25

5.1.4 Índice depleción de oxígeno (IDO) .....26

5.2 Análisis de efecto sobre el fondo marino .....27

5.3 Análisis de efecto sobre la biodiversidad .....30

6 DISCUSIÓN SOBRE EL ANÁLISIS DE POTENCIALES EFECTOS .....34

7 CONCLUSIÓN .....38

8 BIBLIOGRAFÍA.....39

## TABLAS

|   |    |
|---|----|
| Tabla 1: Producción obtenida del CES Walker III durante los ciclos productivos 2018-2019 y 2020-2021, considerando una producción autorizada de 4.000 toneladas. ....   | 7  |
| Tabla 2: Información de oxígeno asociada al CES Walker III entre los años 2008 y 2024. ....   | 8  |
| Tabla 3: Coordenadas de fondeo de los ADCP utilizados para obtener las correntometrías analizadas. ....   | 9  |
| Tabla 4: Información utilizada para el cálculo del Índice de depleción de oxígeno del ciclo 2018-2019 y 2020-2021 del CES Walker III. ....  | 12 |
| Tabla 5: Información de pH y potencial redox asociada al CES Walker III. ....   | 13 |
| Tabla 6: Información de componente biótico bentónico asociada al CES Walker III. ....   | 13 |
| Tabla 7: Biomasa histórica producida en el CES Walker III desde el año 2018. ....   | 19 |
| Tabla 8: Resultados del índice de depleción de oxígeno en los módulos de cultivo para los ciclos 2018-2019 y 2020-2021, considerando 3 reducciones de oxígeno y el efecto de la alimentación en la tasa de respiración de los peces. ....                                     | 26 |
| Tabla 9 Diversidad de taxones de organismos bentónicos asociados al sustrato intermareal y submareal, analizada antes de la ocurrencia de los ciclos de sobreproducción (2017), durante el segundo evento infraccional (2020) y posterior a estos eventos (2022 y 2023). .... | 30 |

## FIGURAS

|   |    |
|---|----|
| Figura 1: Puntos de instalación de los equipos ADCP de las correntometrías analizadas. ....   | 10 |
| Figura 2: Perfiles de oxígeno disuelto registrado en las INFAs y seguimientos ambientales internos realizados entre los años 2008 y 2024 del CES Walker III. ....   | 15 |
| Figura 3: Perfiles de saturación de oxígeno disuelto registrado en las INFAs y seguimientos ambientales internos realizados entre los años 2008 y 2024 del CES Walker III. ....   | 16 |
| Figura 4: Distribución histórica de la (a) concentración y (b) saturación de oxígeno disuelto a 1 m sobre el fondo registrado en las INFAs y seguimientos ambientales internos realizados entre los años 2008 y 2024 del CES Walker III. ....   | 17 |
| Figura 5: Representación espacial de la concentración de oxígeno disuelto a 1 m sobre el fondo registrado en las INFAs y seguimientos ambientales internos realizados entre los años 2008 y 2024 del CES Walker III. De referencia se muestran los módulos de cultivo de los ciclos de infracción 2018-2019 y 2020-2021. .... | 18 |
| Figura 6: Representación espacial de la saturación de oxígeno disuelto a 1 m sobre el fondo registrado en las INFAs y seguimientos ambientales internos realizados entre los años 2008 y 2024 del CES Walker III. De referencia se muestran los módulos de cultivo de los ciclos de infracción 2018-2019 y 2020-2021. ....    | 19 |
| Figura 7: Relación entre el oxígeno disuelto a 1 m sobre el fondo y la biomasa histórica por ciclo productivo en el CES Walker III entre el año 2008 y 2024. ....   | 20 |
| Figura 8: Ubicación del CES Walker III y sus conexiones con el océano (Boca Wickham y Bahía Anna Pink). ....  | 21 |

|   |    |
|---|----|
| Figura 9: Perfil de magnitudes promedio registradas en las correntometrías de (a) 2018, (b) 2020 y (c) 2024 del CES Walker III. ....  | 22 |
| Figura 10: Rosa de corrientes de la capa superficial, intermedia y de fondo de las correntometrías de los años 2018, 2020 y 2024. ....  | 23 |
| Figura 11: Densidad espectral de potencia de las correntometría de 2018, 2020 y 2024 de las capas superficial, intermedia y de fondo. ....  | 24 |
| Figura 12: Perfiles promedio de (a) salinidad y (b) temperatura registrados en las INFAs 2018 y 2024, y el seguimiento ambiental interno de 2020. ....  | 25 |
| Figura 13: Distribución del (a) pH y (b) potencial redox registrado en el monitoreo ASC de 2020 y seguimiento ambiental interno de 2023 del CES Walker III. ....  | 27 |
| Figura 14: Diagrama $E_{h_{NHE}}$ vs pH considerando las estaciones muestreadas en el monitoreo ASC de 2020 y el seguimiento ambiental interno de 2023 del CES Walker III. ....   | 28 |
| Figura 15: Representación espacial del pH y potencial redox registrado en el monitoreo ASC de 2020 del CES Walker III. De referencia se muestran los módulos de cultivo de los ciclos de infracción 2018-2019 y 2020-2021. .... | 29 |
| Figura 16: Análisis granulométrico del seguimiento ambiental interno 2023 del CES Walker III. ....  | 29 |

## ANEXOS

Anexo 1: Resoluciones.

Anexo 2: Información Ambiental (INFAs – CPS – ASC – Monitoreos internos).

El presente informe ha sido elaborado por WSP para Invermar S.A., conforme a la propuesta y contrato de servicios profesionales vigente, incluyendo todos los antecedentes relativos a la solicitud y elaboración del presente servicio. La divulgación de cualquier información contenida en este informe es responsabilidad exclusiva de Invermar S.A.. El contenido de este material refleja el criterio más informado de WSP, basándose en la información disponible en el momento de su elaboración y conforme a la solicitud realizada por el mandante. El uso que el destinatario y/o terceros hagan de este informe, así como cualquier dependencia o decisiones basadas en él, son de la exclusiva responsabilidad del cliente y/o terceros. WSP y sus profesionales no asumen responsabilidad alguna por daños que terceros puedan sufrir como resultado de un uso incorrecto, una interpretación aplicada a contextos no especificados en el informe, o cualquier otra acción derivada de este documento. Es crucial señalar que este informe se ha preparado con un fin específico, y cualquier intento de aplicar su contenido a situaciones, contextos o decisiones no expresamente previstos en él puede conducir a interpretaciones erróneas o inadecuadas. WSP y sus profesionales no se responsabilizan por las consecuencias de tales usos o interpretaciones más allá del propósito original. La presente declaración se considera parte integral del informe.

El documento original autenticado en formato digital será conservado por nuestra empresa durante un mínimo de diez años. Debido a que el archivo transmitido está fuera del control de WSP y su integridad no puede ser garantizada, no se puede ofrecer ninguna garantía respecto a cualquier modificación realizada a este documento.

## 1 RESUMEN EJECUTIVO

En el contexto de una denuncia y posterior formulación de cargos mediante la Res. Ex. N°1/ROL D-261-2024, respecto de la superación del límite máximo de la producción autorizada en la RCA N°431/2009 y PT del “CES Walker III (110900)” durante los ciclos productivos 2018-2019 y 2020-2021, se analiza si la sobreproducción denunciada pudiera generar algún potencial efecto ambiental sobre el ecosistema marino.

Las evidencias de los monitoreos ambientales indican que la hidrodinámica del sector propicia que las concentraciones de oxígeno se mantengan siempre por sobre los límites requeridos por los instrumentos normativos pertinentes; en este caso la Res.Ex 3612/2009. Es así como los resultados evidencian que las mediciones de oxígeno a 1 metro del fondo cumplieron ampliamente con la citada normativa vigente, obteniéndose en todos estos ciclos con sobreproducción una INFA aeróbica. Esta situación es indicativa que la columna de agua y por consecuencia también el bentos se han mantenido en condiciones aeróbicas en el tiempo.

Particularmente en el sedimento, la condición aeróbica se modula y sustenta en una condición hidrodinámica de base del sector, condición que asegura y valida la condición aeróbica que siempre ha sido reportada en las INFAs del CES. Al respecto, la circulación del agua en el Estero Walker favorece la oxigenación y permite modular la acumulación de contenido orgánico en la columna de agua y sobre el sustrato, lo que contribuye al equilibrio ecológico del sector.

La ausencia de efectos ambientales sobre la calidad física y química del agua y sedimento, sumado a la evidencia observada en los ecosistemas marinos del sector, permite concluir que sobreproducción aludida no tuvo el potencial de generar efectos ambientales adversos sobre los recursos marinos en términos de flora y fauna; por el contrario, el sector se mantiene altamente diverso en biotopos; situación que por lo tanto también permite descartar la generación de un desequilibrio en las relaciones tróficas en el medio y una disrupción de funciones en el ecosistema marino, y por lo tanto los hechos aludidos en la infracción no tienen el potencial de generar efectos significativos sobre la biodiversidad del sector, y de los efectos que contempla el artículo 11 de la Ley N°19.300.

Estas características del sector, junto con los análisis efectuados, permiten descartar cualquier efecto ambiental sobre recursos marinos como la calidad física y química del agua, y sobre la biota como flora y fauna del sector, permitiendo concluir que la sobreproducción aludida no tuvo el potencial de generar efectos ambientales adversos sobre el ecosistema marino.

## 2 INTRODUCCIÓN

En el contexto de una denuncia presentada por Fundación Terram y la posterior formulación de cargos por parte de la Superintendencia del Medio Ambiente “SMA” contra INVERMAR S.A. RUT 79.797.990-2, respecto a la superación del límite máximo de la producción autorizada en la Resolución de Calificación Ambiental (RCA) N°431/2009 y Proyecto Técnico (PT) de 4.000 toneladas durante los ciclos productivos 2018-2019 y 2020-2021 en el centro de engorda de salmónidos “CES” Walker III (código de centro N°110900 según el Registro Nacional de Acuicultura; en adelante Unidad Fiscalizable “UF” CES Walker III), ubicado al Oeste de Estero Walker, Península de Taitao, comuna y provincia de Aysén, Región de Aysén. Se analiza si la sobreproducción denunciada pudiera generar algún potencial efecto ambiental sobre el ecosistema marino, en particular, de acuerdo con lo indicado en los considerandos 19, 21 y 21 del numeral III. Hechos constitutivos de infracción de la formulación de cargos Res. Ex. N°1/ROL D-261-2024.

En específico, la excedencia de producción denunciada y revisada por la SMA mediante los reportes semanales de mortalidad informados por el Titular en la plataforma del Sistema de Fiscalización Ambiental “SIFA” y en el Sistema de Trazabilidad, en el caso del ciclo 2018-2019, y por medio del IFA DSI-2023-1052-XI-RCA para el ciclo 2020-2021, da cuenta de la ocurrencia de sobreproducción en dos periodos productivos conforme al detalle que se muestra en la Tabla 1.

**Tabla 1: Producción obtenida del CES Walker III durante los ciclos productivos 2018-2019 y 2020-2021, considerando una producción autorizada de 4.000 toneladas.**

| Cargo N° | Inicio y fin del ciclo  | Biomasa cosechada (t) | Mortalidad total (t) | Producción (t) | Superación (t) | Superación (%) |
|----------|-------------------------|-----------------------|----------------------|----------------|----------------|----------------|
| 1        | 05/02/2018 – 17/11/2019 | 4.236,92              | 251,53               | 4.488,45       | 488,45         | 12,21          |
| 2        | 11/05/2020 – 07/11/2021 | 3.829,24              | 229,75               | 4.058,99       | 58,99          | 1,47           |

Fuente: Res. Ex. N°1/ROL D-261-2024.

Es esencial relevar que, en relación con el cargo N°1 asociado al periodo productivo 2018-2019, durante el verano correspondiente al año 2018 en la agrupación de concesiones 30A, donde se encuentra emplazado otro centro de cultivo del mismo Titular, ocurrió una contingencia de floración algal nociva (FAN, Resoluciones N°59, N°300 y N°538 del 2018 del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura). Debido a lo anterior, el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura “SERNAPESCA”, mediante la Res. N°923/2018, autorizó por Fuerza Mayor, a realizar de manera excepcional un traslado de peces desde dicho centro hacia el CES Walker III, correspondiente a 358.796 unidades, con un peso promedio de 611,57 gramos, con el objetivo evitar una mortalidad masiva. Asimismo, el SERNAPESCA autorizó a mantener los peces trasladados hasta la cosecha en el CES Walker III.

De lo anterior se puede inferir que la sobreproducción registrada en el ciclo en comento (12,21% de superación respecto de lo autorizado mediante RCA N°431/2009), es atribuible a la situación de Fuerza Mayor expuesta, es decir, la contingencia de FAN y posterior transferencia de unidades asociada a la contingencia, toda vez que la biomasa total producida por el centro es calculada en función de la biomasa cosechada más la biomasa de mortalidad del ciclo, la que consideró la producción de ambos centros Devia y Walker III. La documentación asociada en relación con lo expuesto se presenta en el Anexo 1.

### 3 OBJETIVOS

El objetivo de este informe es evaluar si se aprecia que existe un nivel de impacto y riesgo ambiental mayor al evaluado, en relación con la sobreproducción denunciada. Para ello, se considera de manera específica:

- ✓ Analizar si, en razón de la mayor cantidad de peces en cultivo que la autorizada, se genera una disminución de oxígeno disuelto en la columna de agua y del flujo de agua debido a la mayor biomasa.
- ✓ Analizar si, un incremento de aportes de materia orgánica debido a una sobreproducción puede modificar la condición óxido reducción del sedimento.
- ✓ Analizar si, en razón de una sobreproducción se pueden generar cambios en la biodiversidad, desequilibrio de las relaciones tróficas en el medio y disrupción de funciones.

### 4 METODOLOGÍA

Para analizar los potenciales efectos que pudiera ocasionar la sobreproducción denunciada para el CES Walker III en los periodos 2018-2019 y 2020-2021, y en concordancia con los objetivos planteados, se ha llevado a cabo un análisis de información ambiental del CES, considerando INFAs, CPS del proyecto aprobado según RCA N°431/2009, monitoreos ASC y seguimientos ambientales internos realizados en el área de estudio, junto con la revisión de literatura y bibliografía científica *ad hoc*. Lo anterior, con la finalidad de determinar si, como resultado del hecho infraccional imputado por la SMA, se produjo una afectación sobre las condiciones ambientales del ecosistema marino que se indican en la formulación de cargos Res. Ex. N°1/ROL D-261-2024.

#### 4.1 Análisis de efecto sobre los niveles de oxígeno

##### 4.1.1 Análisis temporal y espacial del oxígeno en la columna de agua

Para analizar el comportamiento de los niveles de oxígeno para el CES Walker III, se ha llevado a cabo un análisis de información considerando INFAs, CPS del proyecto aprobado según RCA N°431/2009 y seguimientos ambientales internos realizados en el área de estudio, de acuerdo con la Tabla 2.

**Tabla 2: Información de oxígeno asociada al CES Walker III entre los años 2008 y 2024.**

| Informe                       | Año   | Categoría | Fecha muestreo | Condición |
|-------------------------------|-------|-----------|----------------|-----------|
| CPS                           | 2008  | 5         | 10/02/2008     | Aeróbica  |
| Seguimiento ambiental interno | 2017  | -         | 25/10/2017     | -         |
| Seguimiento ambiental interno | 2018  | -         | 29/08/2018     | -         |
| INFA                          | 2018* | 5         | 17/11/2018     | Aeróbica  |
| Seguimiento ambiental interno | 2020  | -         | 09/07/2020     | -         |
| INFA                          | 2021* | 5         | 04/08/2021     | Aeróbica  |
| INFA                          | 2024  | 5         | 10/01/2024     | Aeróbica  |

\* Las INFAs del año 2018 y 2021 se relacionan a los ciclos de sobreproducción del CES Walker III. Como antecedente adicional, se indica que el CES Walker III operó dos módulos de cultivo al interior de la CCAA regularizada cartográficamente en ambos ciclos de infracción, de acuerdo con lo presentado en los planos del monitoreo INFA operacional de 2018 y 2021 (ver Anexo 2).

Fuente: WSP (2024) en base a información proporcionada por el titular.

Con la información recopilada, se realizó un análisis temporal y espacial del oxígeno disuelto en la columna de agua, a 1 m sobre el fondo y saturación de oxígeno disuelto. El comportamiento de esta variable puede ser utilizado como un indicador de la calidad ambiental de las aguas cuando existe un aumento de la carga de materia orgánica y de nutrientes en la columna de agua, lo que se ve reflejado en una disminución de las concentraciones de oxígeno disuelto en la columna de agua. Sin perjuicio de lo expuesto, el análisis se realizó tomando en consideración los límites establecidos en la Res Ex. N°3612/2009 y sus modificaciones, además de información bibliográfica. Adicionalmente, y con el fin de complementar la información del sector, se utilizó la información de monitoreos realizados en el área de la concesión. En el Anexo 2 se presenta la información analizada.

4.1.2      **Análisis integral de la información ambiental y biomosas históricas**

Posteriormente se realizó un análisis de la relación entre el oxígeno disuelto a 1 m sobre el fondo con las biomosas históricas mantenidas en el CES Walker III. La información de biomasa fue proporcionada por el titular, de acuerdo con los registros del CES de forma semanal desde febrero del 2018 hasta abril del 2024, de acuerdo con los ciclos productivos.

4.1.3      **Análisis oceanográfico del sector**

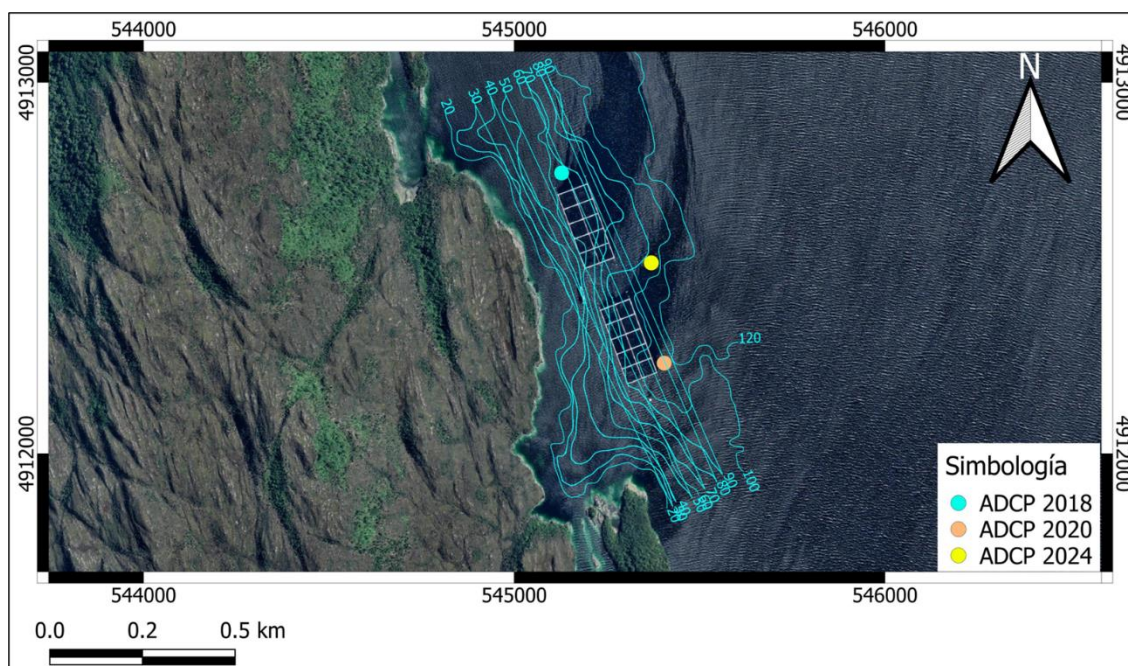
Para caracterizar la hidrodinámica del sector de estudio, se analizaron los aportes de agua dulce al sitio de estudio a través de la aplicación Flow de la plataforma Chonos (<https://chonos.ifop.cl/flow/>).

Junto con esto se analizaron datos de corrientes obtenidos en el CES, información que fue proporcionada por el titular y que corresponden a las correntometrías del año 2018, 2020 y 2024. La correntometría de 2018 fue medida en la época de invierno y considera 29 capas, desde los 4 hasta los 60 m de profundidad, medidas durante 35 días desde el 11/08/2018 hasta el 15/09/2018. En cuanto a la correntometría del año 2020, esta abarca 30 días de registros desde el 31/08/2020 al 30/09/2020 y considera la columna de agua desde los 6 hasta los 120 m de profundidad, con un total de 58 capas. Por último, la medición de 2024 fue realizada para un período de 32 días, desde el 18/01/2024 al 19/02/2024. Estos registros abarcaron desde los 3 m hasta los 99 m de profundidad; de los cuales no se consideró la primera capa producto de los valores extremos registrados, los que pueden ser causa de interferencias en la señal producto del viento. Las coordenadas de los ADCPs se presentan en la Tabla 3 y su ubicación espacial en la Figura 1.

**Tabla 3: Coordenadas de fondeo de los ADCP utilizados para obtener las correntometrías analizadas.**

| Datum WGS 84 – Huso 18 Sur |               |               |           |          |
|----------------------------|---------------|---------------|-----------|----------|
| Ubicación                  | Latitud       | Longitud      | UTM-Norte | UTM-Este |
| ADCP 2018                  | 45°56'14.22"S | 74°25'4.26"O  | 4.912.756 | 545.128  |
| ADCP 2020                  | 45°56'30.74"S | 74°24'51.23"O | 4.912.244 | 545.405  |
| ADCP 2024                  | 45°56'22.00"S | 74°24'52.94"O | 4.912.514 | 545.370  |

Fuente: WSP (2024).



Fuente: WSP (2024).

**Figura 1: Puntos de instalación de los equipos ADCP de las correntometrías analizadas.**

Además, para complementar el análisis oceanográfico se analizaron variables fisicoquímicas de la columna de agua, específicamente referido a perfiles de temperatura y salinidad, las que se obtuvieron de las INFAs del CES medidas en la misma estacionalidad que las corrientes, es decir, invierno y verano.

Como parte de la recopilación de información, se llevó a cabo una revisión de literatura especializada con el fin de conocer el comportamiento hidrodinámico del sector, consultando antecedentes presentes en libros y artículos científicos publicados en revistas de corriente principal, junto con bases de datos *ad hoc*.

#### 4.1.4 Índice de depleción de oxígeno ( $I_{DO}$ )

Para una mejor comprensión del comportamiento del oxígeno en la columna de agua, y de forma específica en los módulos de cultivo durante los ciclos de infracción analizados en el CES Walker III, se implementó un índice de depleción de oxígeno ( $I_{DO}$ ) según las consideraciones de Page *et al.* (2005). Este índice evalúa el potencial de los peces de generar depleciones de oxígeno en las jaulas o módulos de cultivo debido al proceso de respiración, y se obtiene a partir del tiempo requerido para que la biomasa de peces reduzca la concentración de oxígeno del medio a un determinado umbral crítico en ausencia de flujo ( $\tau_{thres}$ ) y el tiempo necesario para que el flujo renueve el agua en la jaula o módulo de cultivo ( $\tau_{fl}$ ), tal como se muestra en la siguiente ecuación.

$$I_{DO} = \frac{\tau_{thres}}{\tau_{fl}}$$

En la medida que el valor del índice se incrementa a valores mayores a 1 ( $I_{DO} > 1$ ), la tasa de respiración de los peces es mayor que el flujo de recambio de agua, lo que significa que a los peces le toma más tiempo reducir los

valores de oxígeno a valores críticos, que el tiempo necesario para el intercambio de agua en las jaulas. Cuando el índice se aproxima a 1 ( $I_{DO} \approx 1$ ) el tiempo de respiración se iguala al tiempo de recambio de agua, encontrándose en una zona de transición. Cuando el índice es menor a 1 ( $I_{DO} < 1$ ), la tasa de respiración de los peces es menor que el tiempo de recambio de agua, lo que significa que los peces son capaces de reducir el oxígeno a valores críticos en menos tiempo del que se necesita para intercambiar oxígeno mediante el flujo de agua en las jaulas.

El detalle de los valores utilizados para el cálculo del índice en cada ciclo productivo se presenta en la Tabla 4. El valor crítico de oxígeno disuelto se definió en base a literatura científica, donde se señala que cultivar salmones a niveles de oxígeno superiores a 6 mg/L es óptimo para su crecimiento y brindaría un alto nivel de protección ambiental (GESAMP, 2001; Page *et al.*, 2005), mientras que, a concentraciones menores, los salmones pueden comenzar a mostrar cambios en su comportamiento. Siguiendo en esta línea, Stockwell *et al.* (2021) señalan que, a 15°C, el salmón del Atlántico requiere un nivel de oxígeno disuelto superior a 6,0 mg/L antes de que se reduzca su ingesta de alimento, mientras que, por debajo de los 4,0 mg/L el salmón se ve obligado a cambiar a un metabolismo anaeróbico. Las concentraciones de oxígeno disuelto en el ambiente se definieron en base a los monitoreos históricos del CES, los que muestran concentraciones promedio de oxígeno entre 7 y 9 mg/L en superficie (hasta 15 m de profundidad). Para el caso del flujo de recambio de agua en los primeros 15 m de la columna de agua, se consideró el valor de corriente promedio en el sector para cada ciclo, el que se obtuvo de las correntometrías 2018 y 2020 (invierno) y correntometría 2024 (verano) realizadas en el CES Walker III. Finalmente, los valores promedio de temperatura del agua en las profundidades donde se ubicaron los módulos de cultivo, se obtuvieron de las INFAs asociadas a cada ciclo de infracción.

**Tabla 4: Información utilizada para el cálculo del Índice de depleción de oxígeno del ciclo 2018-2019 y 2020-2021 del CES Walker III.**

| Parámetros  | Valor           |                 | Unidad  | Fuente   |
|---|-----------------|-----------------|---|--|
|   | Ciclo 2018-2019 | Ciclo 2020-2021 |   |  |
| Características físicas CES                             |                 |                 |   |  |
| N° de módulos   | 2               |                 | Módulos   | Información productiva   |
| Longitud de cada módulo                                 | 200             |                 | m   | Información productiva   |
| Ancho de cada módulo                                    | 80              |                 | m   | Información productiva   |
| Profundidad de cada módulo                              | 15              |                 | m   | Información productiva   |
| Volumen de agua por módulo                              | 240.000         |                 | m³  | En base a Información productiva   |
| Temperatura del agua                                    | 11,8            | 9,6             | °C  | INFA noviembre 2018 / INFA agosto 2021   |
| Corriente promedio                                      | 0,12            | 0,16            | m s <sup>-1</sup>                                   | Correntometría 2024 (verano) / Correntometrías 2018 y 2020 (invierno)  |
| Oxígeno disuelto  |                 |                 |   |  |
| Oxígeno disuelto en el ambiente                         | 7 a 9           |                 | mg L <sup>-1</sup>                                  | Monitoreos históricos oxígeno disuelto   |
| Oxígeno disuelto umbral crítico                         | 6               |                 | mg L <sup>-1</sup>                                  | GESAMP, 2001; Page <i>et al.</i> , 2005; Stockwell <i>et al.</i> , 2021  |
| Reducciones oxígeno                                     | 1 a 3           |                 | mg L <sup>-1</sup>                                  | Diferencia oxígeno ambiente y valor crítico  |
| Características Salmones                                |                 |                 |   |  |
| Producción en máxima biomasa (N° peces) total           | 842.106         | 911.945         | N° peces  | Información productiva   |
| Producción por módulo                                   | 421.053         | 455.973         | N° peces  | Información productiva   |
| Peso en máxima biomasa                                  | 4,2             | 5,2             | kg  | Información productiva   |
| Velocidad de nado                                       | 1               |                 | bl s <sup>-1</sup>                                  | Page <i>et al.</i> , 2005  |
| Tasa de respiración base (F=0)                          | 408,8           | 442,0           | mg O <sub>2</sub> pez <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> | Calculada en base a peso y velocidad peces, y temperatura del agua (Grottnum & Sigholt, 1998; Forsberg, 1997). |
| Tasa de respiración considerando alimentación (F > 0,6) | 817,6           | 883,9           | mg O <sub>2</sub> pez <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> | El doble de la tasa de respiración base  |

Fuente: WSP (2024).

## 4.2 Análisis de efecto sobre el fondo marino

Para evaluar los posibles efectos sobre el fondo marino producto de los ciclos de infracción por sobreproducción del CES Walker III, se realizó un análisis de las variables químicas pH y potencial redox registradas en el sedimento durante el monitoreo ASC realizado en noviembre de 2020 y el seguimiento ambiental interno de febrero de 2023, de acuerdo con la Tabla 5. Los análisis consideran 8 estaciones y 3 controles para el monitoreo ASC de 2020, y 1 estación y 1 control para el seguimiento ambiental interno de 2023. Cabe señalar que, para este último sólo se exhiben los resultados de las estaciones que presentaron fondo blando, ya que en las estaciones restantes se observó fondo duro.

Tabla 5: Información de pH y potencial redox asociada al CES Walker III.

| Informe                       | Año  | Fecha muestreo          |
|-------------------------------|------|-------------------------|
| ASC                           | 2020 | 16/11/2020              |
| Seguimiento ambiental interno | 2023 | 09/02/2023 y 14/02/2023 |

Fuente: WSP (2024) en base a información proporcionada por el titular.

Con la información recopilada, se realizó un análisis temporal y espacial del pH y potencial redox tomando como referencia los límites establecidos en la Res Ex. N°3612/2009 y sus modificaciones, además de información bibliográfica. En el Anexo 2 se presenta la información analizada.

Para analizar la presencia o ausencia de condiciones anaeróbicas en el sedimento se realizó un diagrama  $E_{h_{NHE}}$  vs pH de acuerdo con lo propuesto por Silva & Quiroga (2010). Estos diagramas constituyen una herramienta simple e indirecta de estimar la presencia de ácido sulfhídrico y por lo tanto la ausencia de oxígeno disuelto, permitiendo obtener una apreciación cualitativa, con mediciones relativamente simples y rápidas, de las condiciones  $E_{h_{NHE}}$  v/s pH, donde se presentan las especies inocuas de azufre, como el sulfato y donde se presentan las especies tóxicas, como el ácido sulfhídrico y sulfuros.

De manera complementaria se realizó un análisis de la composición granulométrica del registrada en las estaciones de fondo blando del seguimiento ambiental interno de 2023.

### 4.3 Análisis de efecto sobre la biodiversidad

Con el objetivo de identificar los posibles efectos ecosistémicos asociados a los ciclos de infracción por sobreproducción, se centró el análisis en los cambios potenciales en la biodiversidad, el equilibrio trófico y la disrupción de funciones ecosistémicas. Se revisó información histórica del componente biótico de la UF, prestando especial atención a los monitoreos realizados antes, durante y después de los ciclos en cuestión. Los datos analizados se incluyen en la Tabla 6.

Tabla 6: Información de componente biótico bentónico asociada al CES Walker III.

| Levantamiento                 | Año  | Fecha muestreo          |
|-------------------------------|------|-------------------------|
| Seguimiento ambiental interno | 2017 | 25/10/2017              |
| Seguimiento ambiental interno | 2017 | 08/11/2017              |
| ASC                           | 2020 | 16/11/2020              |
| Reporte SNIFA                 | 2022 | 09/02/2022              |
| Macrofauna bentónica          | 2023 | 09/02/2023              |
| Banco Natural                 | 2023 | 09/02/2023 y 14/02/2023 |
| Intermareal (biotopos)        | 2023 | 06/02/2023              |

Fuente: WSP (2024) en base a información proporcionada por el titular.

El propósito de este análisis es identificar especies sensibles al enriquecimiento orgánico, así como bioindicadores de calidad ambiental, especies clave, estructurantes e ingenieros del ecosistema. Además, se contrastaron estos hallazgos con antecedentes bibliográficos para validar el funcionamiento ecosistémico.

## 5 RESULTADOS

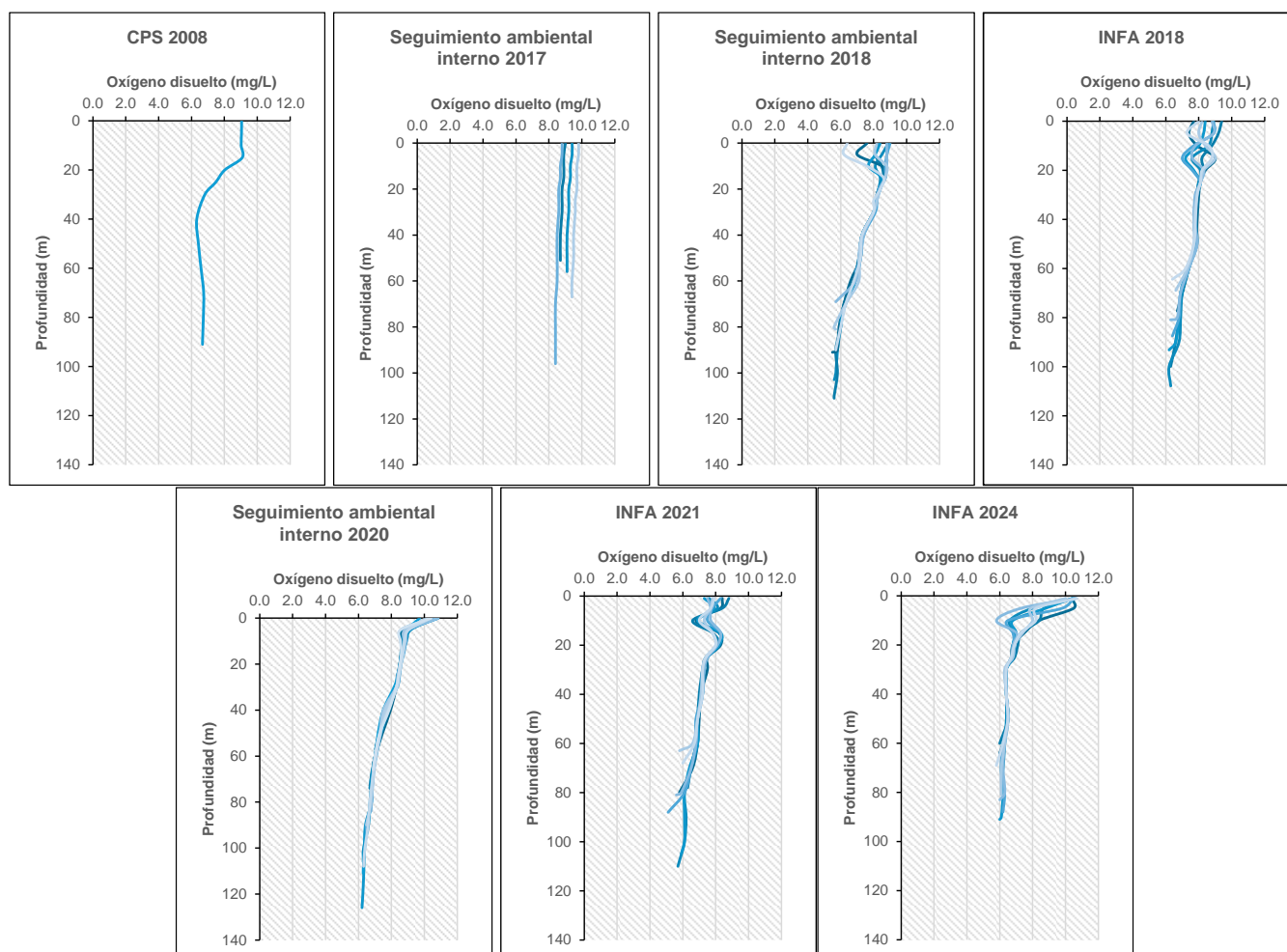
A continuación, se presenta un análisis de la información ambiental disponible del sector donde se ubicó el CES Walker III durante los ciclos de infracción 2018-2019 y 2020-2021. Este análisis considera la información de INFAs, la CPS del proyecto evaluado ambientalmente, monitoreos ASC y seguimientos ambientales internos realizados en el área de estudio. La información analizada en este apartado, se consolida en el Anexo 2.

### 5.1 Análisis de efecto sobre los niveles de oxígeno

#### 5.1.1 Análisis temporal y espacial del oxígeno en la columna de agua

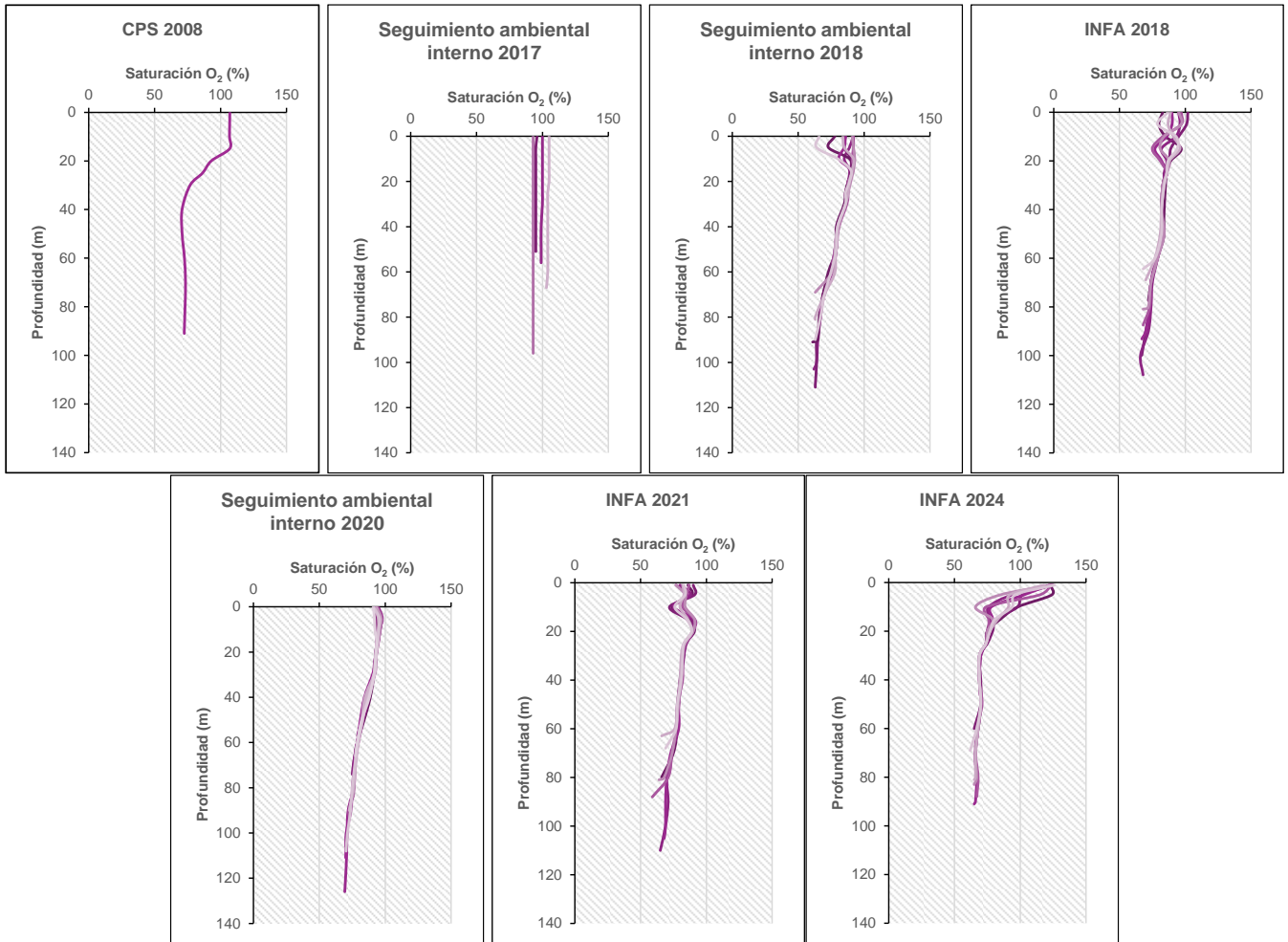
De acuerdo con el análisis de la información ambiental asociada al CES, se observa que los niveles de oxígeno disuelto en la columna de agua se han mantenido por sobre los 5,1 mg/L entre los años 2008 y 2024 (Figura 2), donde las concentraciones son mayores en la capa superficial (entre 6,4 y 10,9 mg/L) disminuyendo hacia las capas más profundas, con concentraciones que varían entre 5,1 y 9,4 mg/L a 1 m sobre el fondo, con la menor concentración registrada en la INFA 2021 y la mayor en el seguimiento ambiental interno de 2017.

Respecto a la saturación de oxígeno (Figura 3), sigue el mismo comportamiento que los niveles de oxígeno disuelto a lo largo de la columna de agua, con mayores saturaciones en las capas superficiales (entre 66 y 126%) y menores en las capas más profundas con valores que varían entre 59 y 103% a 1 m sobre el fondo. La menor saturación cercano al fondo fue registrada en la INFA 2021, mientras que, la mayor fue registrada en el seguimiento ambiental interno de 2017. Por otro lado, las mayores saturaciones en las capas superficiales fueron registradas en la INFA 2024 donde todas las estaciones registraron saturaciones por sobre el 118%.



Fuente: WSP (2024).

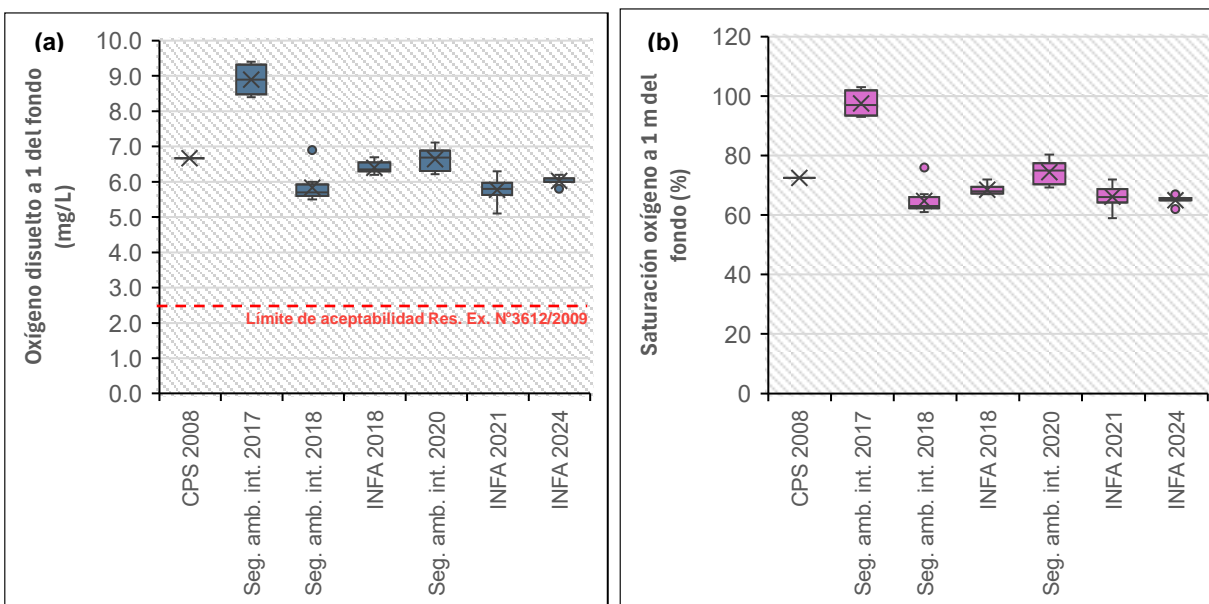
**Figura 2: Perfiles de oxígeno disuelto registrado en las INFAs y seguimientos ambientales internos realizados entre los años 2008 y 2024 del CES Walker III.**



Fuente: WSP (2024).

**Figura 3: Perfiles de saturación de oxígeno disuelto registrado en las INFAs y seguimientos ambientales internos realizados entre los años 2008 y 2024 del CES Walker III.**

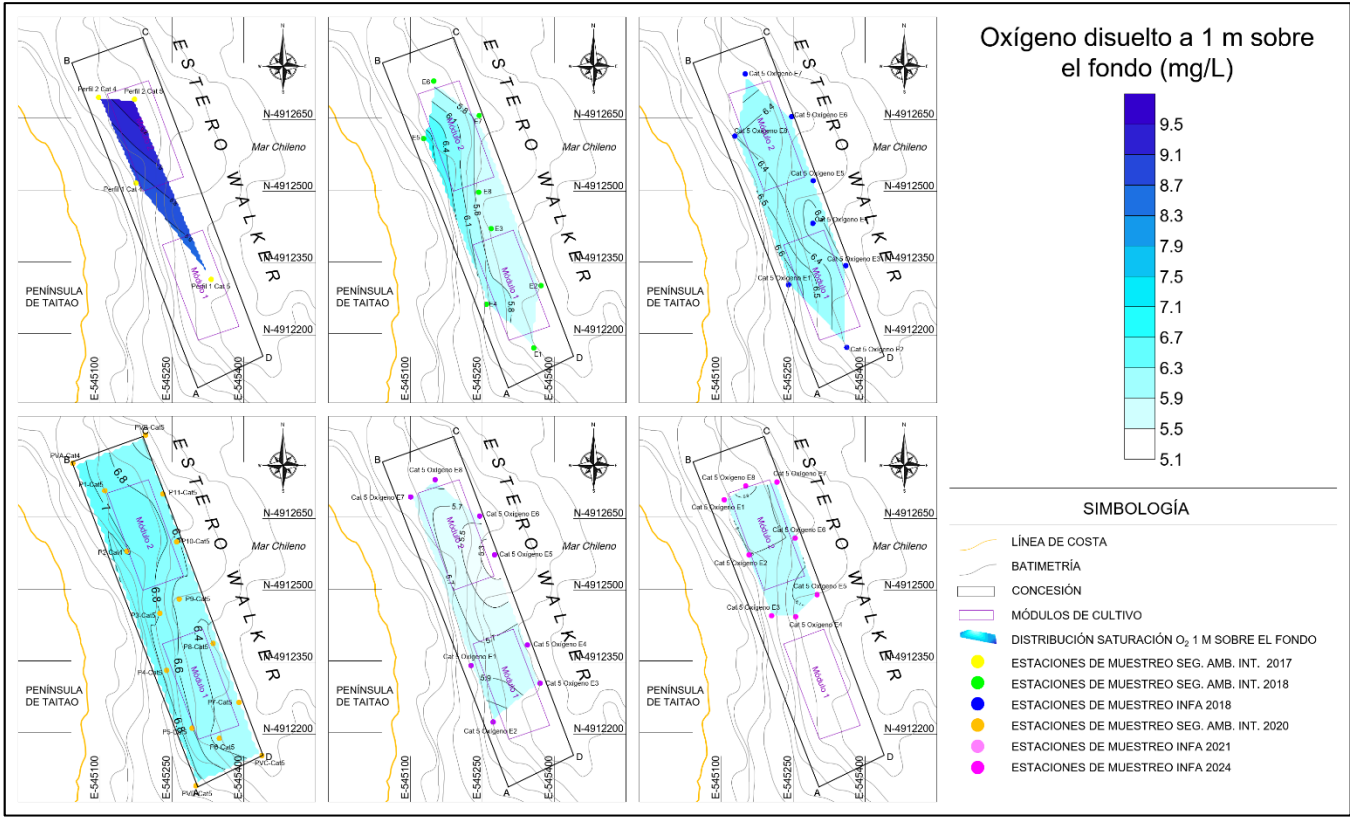
Respecto a las variables a 1 m sobre el fondo, se observa que la concentración de oxígeno se ha mantenido por sobre el límite normativo de referencia ( $\geq 2,5$  mg/L) entre los años 2008 y 2024 (Figura 4). Se observa que las menores concentraciones fueron registradas en el Seguimiento ambiental interno de 2018 (entre 5,5 y 6,9 mg/L) e INFA 2021 (entre 5,1 y 6,3 mg/L), y las mayores en el Seguimiento ambiental interno de 2017 (entre 8,4 y 9,4 mg/L). Mismas tendencias se observan para la saturación de oxígeno cercano al fondo, donde los menores valores fueron registrados en el Seguimiento ambiental interno de 2018 (entre 61 y 76%) e INFA 2021 (entre 59 y 72%), y los mayores en el Seguimiento ambiental interno de 2017 (entre 93 y 103%).



Fuente: WSP (2024).

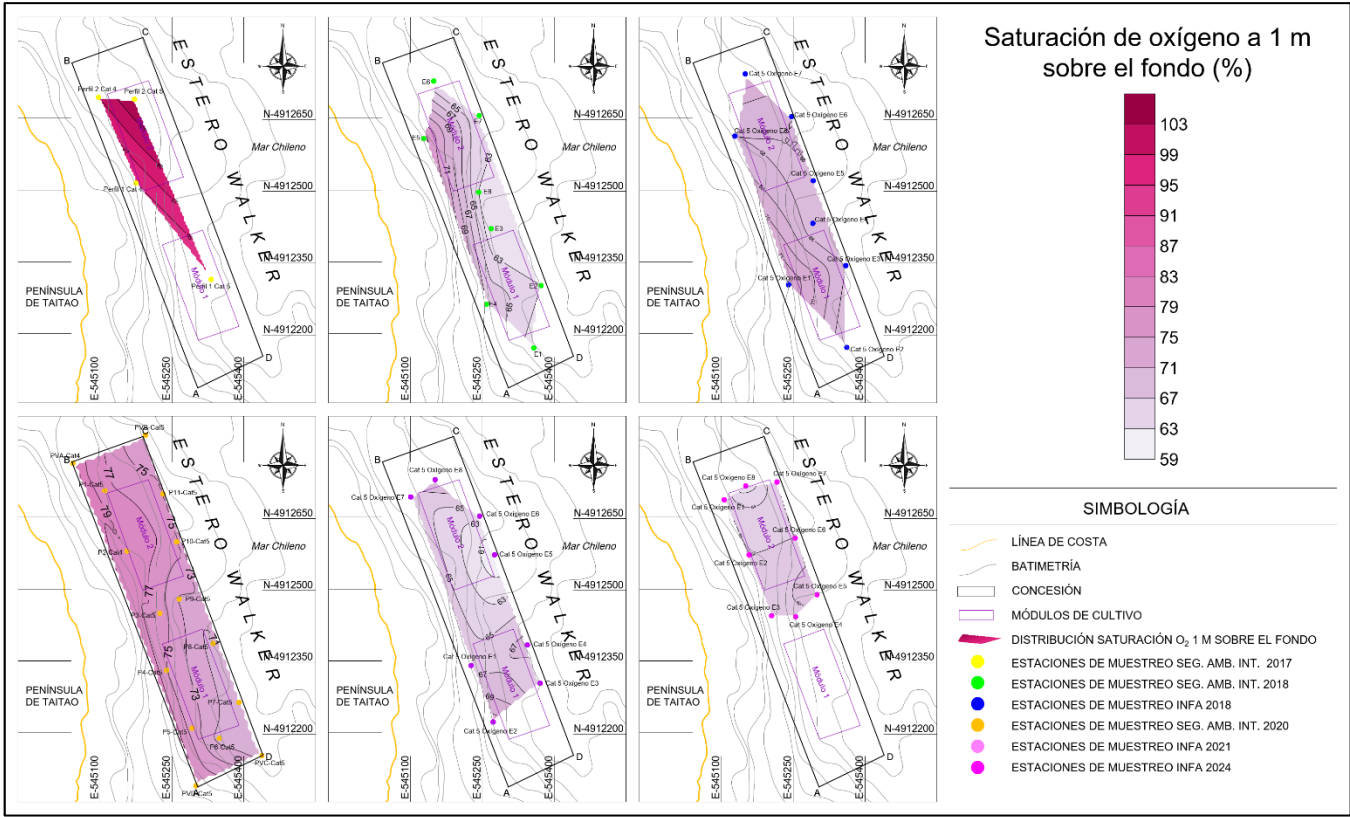
**Figura 4: Distribución histórica de la (a) concentración y (b) saturación de oxígeno disuelto a 1 m sobre el fondo registrado en las INFAs y seguimientos ambientales internos realizados entre los años 2008 y 2024 del CES Walker III.**

Al analizar la distribución espacial de las concentraciones de oxígeno disuelto (Figura 5) y saturación a 1 m sobre el fondo (Figura 6) en las diferentes INFAs y seguimientos ambientales internos del CES, se observan las mismas tendencias descritas anteriormente. Para este caso no se muestran los registros obtenidos de la CPS de 2008 ya que este muestreo consideró sólo una estación, la que registró una concentración de oxígeno a 1 m sobre el fondo de 6,7 mg/L y una saturación de 72%. Del resto de los monitoreos, se observa que las mayores concentraciones fueron registradas en el seguimiento ambiental interno de 2017 donde las menores concentraciones se localizaron en el módulo Sur (8,4 mg/L), aumentando hacia el módulo Norte (9,4 mg/L). Si bien las figuras muestran de referencia los módulos de cultivo de los ciclos de infracción 2018-2019 y 2020-2021, es importante considerar que el CES operó dos módulos de cultivo aproximadamente en el mismo sitio, con excepción de la INFA 2024 en que sólo operó un módulo (Norte). La saturación en el seguimiento ambiental interno de 2017 sigue la misma tendencia que la concentración, con los menores porcentajes en el módulo Sur (93%) aumentando hacia el módulo Norte (103%). A partir de este seguimiento ambiental interno de 2017, los niveles de oxígeno disminuyeron, pero siempre manteniéndose por sobre los 5,1 mg/L, valor que fue registrado en la INFA 2021. Particularmente en esta INFA la menor concentración de oxígeno disuelto a 1 sobre el fondo se registró en una (1) estación (Cat 5 Oxígeno E5) ubicada en el perímetro Noreste de la concesión, desde donde los niveles de oxígeno aumentaron hacia ambos módulos de cultivo, lo que se ve reflejado también en la saturación de oxígeno, variando de 61% en dicha estación hasta 69 y 72% en los módulos Norte y Sur, respectivamente.



Fuente: WSP (2024).

**Figura 5: Representación espacial de la concentración de oxígeno disuelto a 1 m sobre el fondo registrado en las INFAs y seguimientos ambientales internos realizados entre los años 2008 y 2024 del CES Walker III. De referencia se muestran los módulos de cultivo de los ciclos de infracción 2018-2019 y 2020-2021.**



Fuente: WSP (2024).

**Figura 6: Representación espacial de la saturación de oxígeno disuelto a 1 m sobre el fondo registrado en las INFAs y seguimientos ambientales internos realizados entre los años 2008 y 2024 del CES Walker III. De referencia se muestran los módulos de cultivo de los ciclos de infracción 2018-2019 y 2020-2021.**

5.1.2 Análisis integral de la información ambiental y biomاسas históricas

Los valores de las biomاسas históricas del centro de cultivo Walker III se muestran en la Tabla 7, donde se presenta la producción por ciclo productivo entre febrero de 2018 y abril de 2024, junto con la INFA asociada a cada ciclo. Se observa que el centro de cultivo ha operado durante 3 periodos.

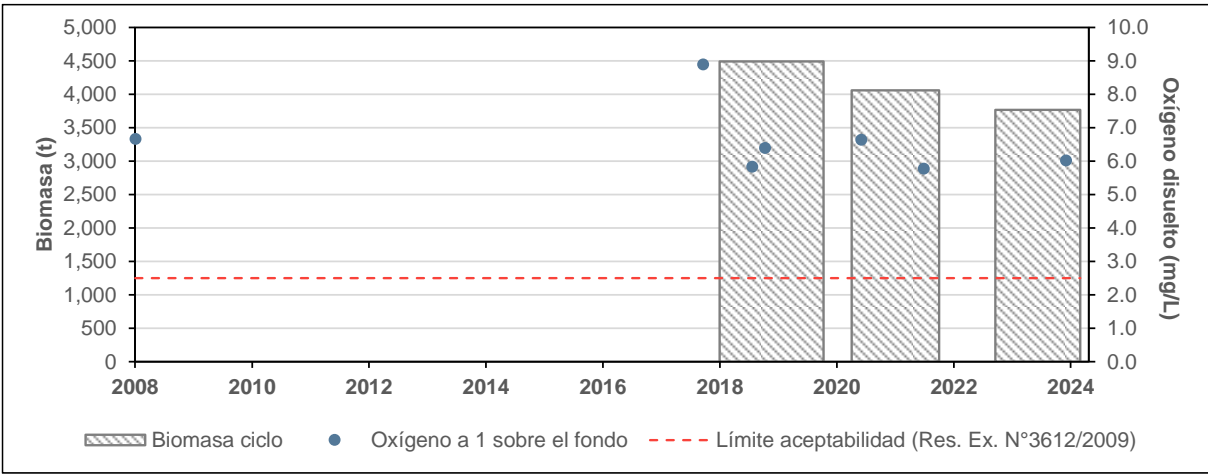
**Tabla 7: Biomasa histórica producida en el CES Walker III desde el año 2018.**

| Ciclo                   | Producción (t) | Especie              | INFA asociada |
|-------------------------|----------------|----------------------|---------------|
| 05/02/2018 – 17/11/2019 | 4.488,45       | Salmón del Atlántico | 17/11/2018    |
| 11/05/2020 – 07/11/2021 | 4.058,99       | Salmón del Atlántico | 04/08/2021    |
| 26/10/2022 – 07/04/2024 | 3.763,8        | Salmón del Atlántico | 10/01/2024    |

Fuente: WSP (2024).

Al analizar la evolución temporal del oxígeno disuelto a 1 m sobre el fondo en relación con las biomاسas mantenidas en el CES Walker III (Figura 7) se observa que las concentraciones de oxígeno se mantuvieron por sobre el límite

normativo de referencia ( $\geq 2,5$  mg/L), aun cuando se alcanzó la máxima biomasa en el ciclo 2018-2019 (de 4.488,45 t), con una concentración promedio de 6,4 mg/L en la INFA 2018 y 5,8 mg/L en el seguimiento ambiental interno de 2018. Cabe destacar que posterior a este ciclo se registraron valores promedio de oxígeno disuelto de 6,6; 5,8 y 6,0 mg/L en el seguimiento ambiental interno de 2020 e INFAs 2021 y 2024, respectivamente. Por otro lado, se observa que desde los primeros levantamientos de información asociados a la UF antes que inicie su operación (CPS del 10/02/2008) se han observado altas concentraciones de oxígeno disuelto cercano al fondo, las que se han mantenido por sobre los 5,1 mg/L.



Fuente: WSP (2024).

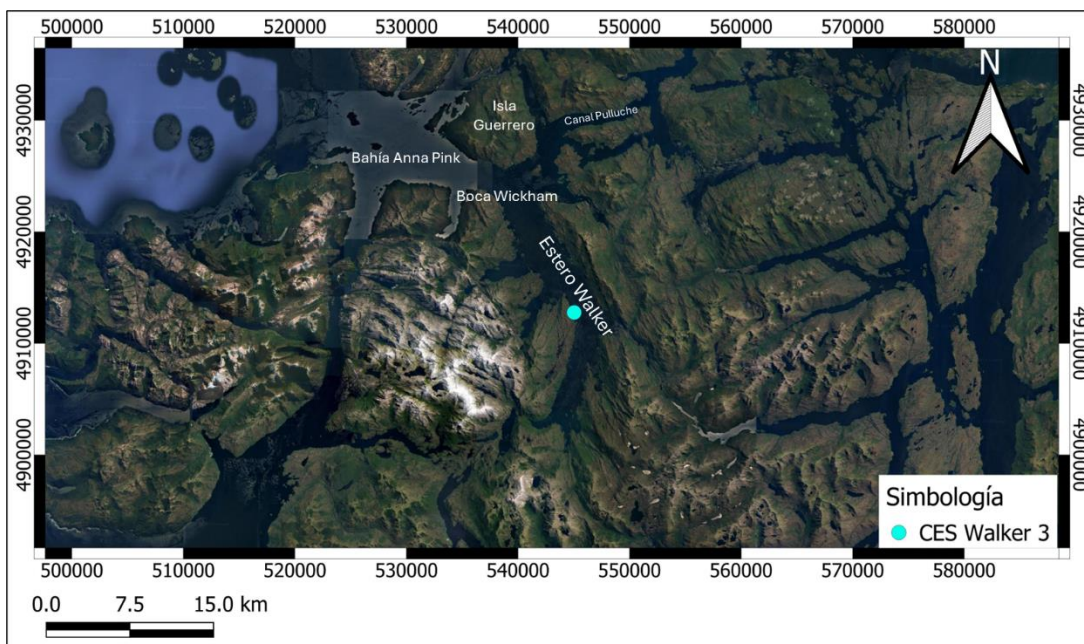
**Figura 7: Relación entre el oxígeno disuelto a 1 m sobre el fondo y la biomasa histórica por ciclo productivo en el CES Walker III entre el año 2008 y 2024.**

### 5.1.3 Análisis oceanográfico del sector

#### 5.1.3.1 Aportes de agua dulce

El CES Walker III está situado al Oeste del Estero Walker, en la Península de Taitao, en la Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo. El Estero Walker se conecta con la Boca Wickham ubicada a aproximadamente 14 km del CES, y es la principal entrada de agua desde el Océano Pacífico a través de la Bahía Anna Pink. A su vez, al Noreste se conecta con el Canal Pulluche, el cual se enlaza con el Canal Utarupa que de igual manera recibe agua del océano proveniente del Canal Darwin.

En sus alrededores existe un gran aporte de agua dulce proveniente de ríos y esteros. Utilizando como fuente de información la aplicación Flow se analizaron todos los aportes de agua dulce al Estero Walker proveniente de las cuencas adyacentes, registrándose un total de 27, que en conjunto producen un aporte de 19,8 m³/s (19.800 L/s). Esto genera un flujo saliente del estero en las capas superficiales, estrato donde permanece el agua dulce debido a su menor densidad. En la Figura 8 se presenta de manera general la ubicación del CES, el estero Walker, sus conexiones con el océano (Boca Wickham y Bahía Anna Pink) y el sector sur del estero donde se producen las descargas de los ríos al sector.



Fuente: WSP (2024).

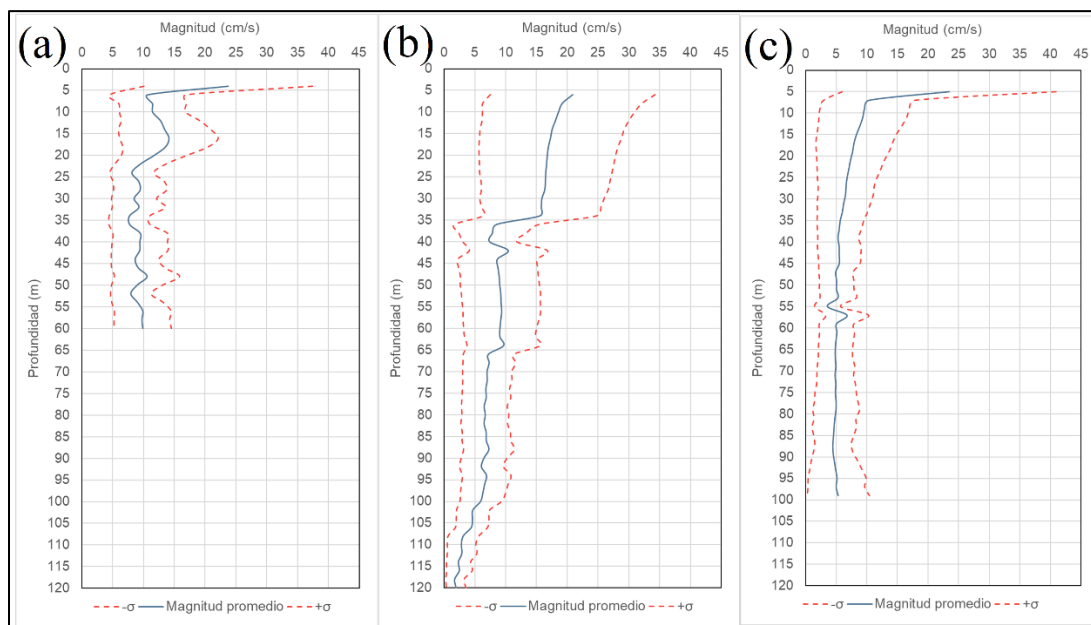
**Figura 8: Ubicación del CES Walker III y sus conexiones con el océano (Boca Wickham y Bahía Anna Pink).**

### 5.1.3.2 *Análisis de corrientes*

#### 5.1.3.2.1 *Perfil promedio de las correntometrías*

De manera de analizar la hidrodinámica local, a continuación, se presenta una comparación de tres correntometrías realizadas en el CES, entre los meses de agosto y septiembre de los años 2018 y 2020 (invierno), y entre enero y febrero de 2024 (verano). En la Figura 9 se muestra una comparación de los perfiles promedio de las magnitudes registradas en las tres correntometrías junto con sus desviaciones estándar. Cabe destacar que todas las correntometrías midieron la totalidad de la columna de agua respecto a sus puntos de fondeo, sin embargo, para fines gráficos se estandarizó la profundidad para una mejor comparación visual.

En general se observa una variabilidad de las corrientes durante los tres años analizados. Es relevante destacar que las correntometrías de los años 2018 y 2020 fueron medidas en época de invierno, mientras que, la de 2024 en verano, abarcando con esto la estacionalidad del sector. A su vez, se observa que las magnitudes en todas las correntometrías son significativas en la capa superficial, alcanzando magnitudes de 23,7; 20,9 y 23,4 cm/s en 2018, 2020 y 2024, respectivamente. De esto se desprende que las mayores magnitudes en la capa superficial no son parte de una época en particular, sino más bien sería una condición propia del sector. En las profundidades medias de cada correntometría; 30 m para la correntometría de 2018, 60 m para 2020 y 51 m para 2024; se observa que las magnitudes son de 8,5; 9,1 y 5,0 cm/s, respectivamente. En las capas de fondo se registraron magnitudes promedio de 9,9; 2,0 y 5,3 cm/s, respectivamente.

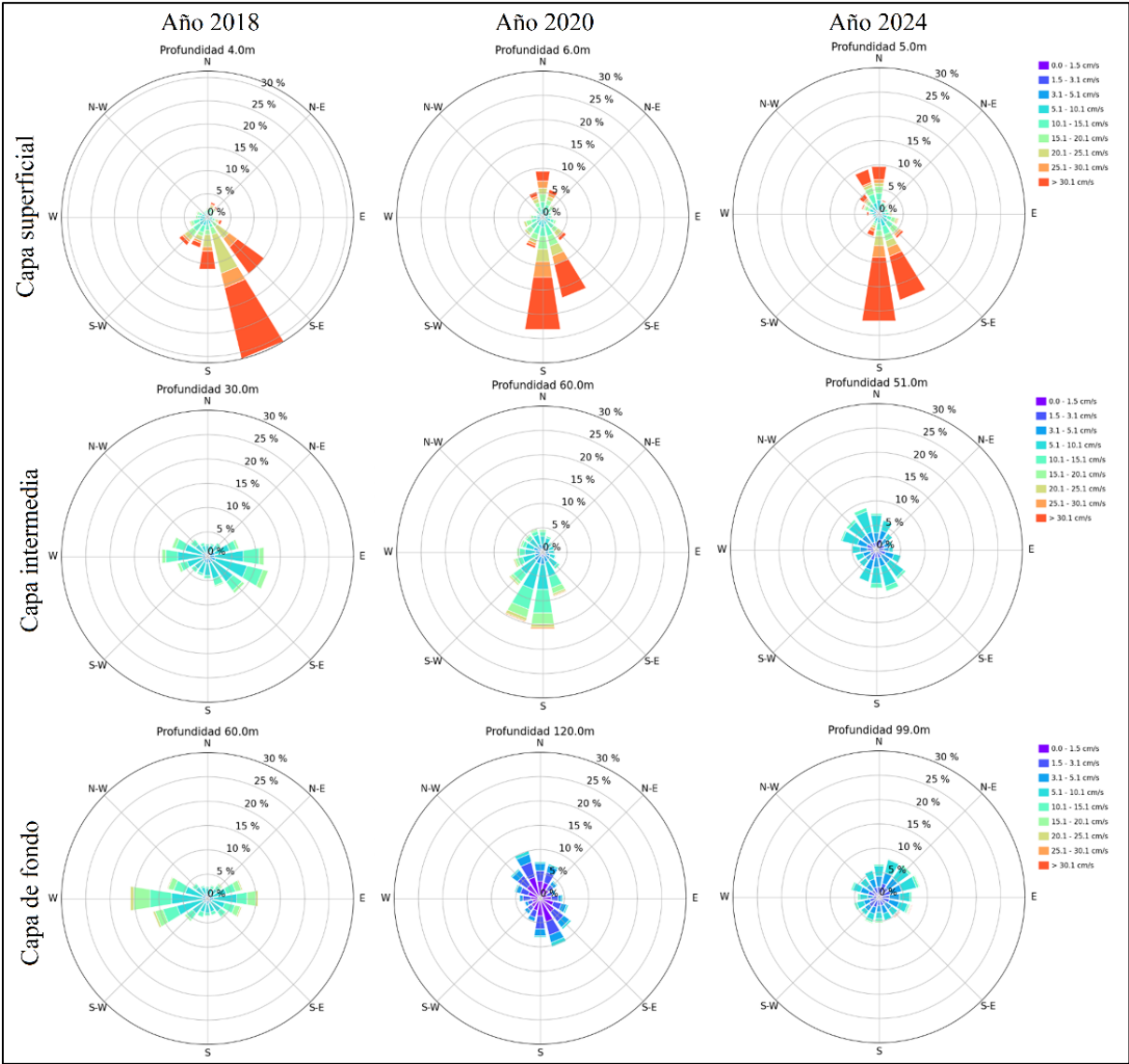


Fuente: WSP (2024).

**Figura 9: Perfil de magnitudes promedio registradas en las correntometrías de (a) 2018, (b) 2020 y (c) 2024 del CES Walker III.**

### 5.1.3.2.2 Rosas de corriente

Con el fin de analizar tanto la magnitud como la dirección de las corrientes registradas en las diferentes correntometrías y las frecuencias asociadas a cada capa, la Figura 10, a continuación, muestra las rosas de corrientes de la capa superficial, media y fondo de cada correntometría. Se observa que en el año 2018 la capa superficial presentó magnitudes mayoritariamente por sobre los  $30,1 \text{ cm s}^{-1}$  y una dirección hacia el Sur y Sureste. Para el año 2020 también se observaron magnitudes en la capa superficial por sobre los  $30,1 \text{ cm s}^{-1}$  con una dirección mayoritariamente hacia el Sur, seguida por corrientes con dirección Sureste. Además, de forma secundaria, se observaron corrientes con dirección hacia el Norte. En el año 2024 se registraron corrientes de magnitudes mayoritariamente por sobre los  $30,1 \text{ cm s}^{-1}$  con direcciones hacia el Sur y Sureste. En adición, se observaron corrientes con dirección hacia el Norte. Respecto a la capa intermedia de la columna de agua, el año 2018 presentó intensidades máximas entre  $15,1$  y  $20,1 \text{ cm s}^{-1}$  y una dirección mayoritariamente hacia el este y oeste. Para el año 2020, se observaron magnitudes máximas entre  $20,1$  y  $25,1 \text{ cm s}^{-1}$  con una dirección mayoritariamente hacia el sur, seguida por corrientes con dirección suroeste. El año 2024 ocurrieron corrientes con una intensidad bajo los  $15,1 \text{ cm s}^{-1}$  con direcciones indefinidas y aleatorias. En el año 2018, la capa de fondo presentó intensidades de hasta  $20,1$  y  $25,1 \text{ cm s}^{-1}$  y una dirección mayoritariamente hacia el oeste y este. Para el año 2020, en la capa de fondo se observaron magnitudes bajas de hasta  $5,1$ - $10,1 \text{ cm s}^{-1}$  con una dirección mayoritariamente hacia el noroeste y sureste. El año 2024 ocurrieron corrientes de intensidad máxima entre  $20,1$  y  $25,1 \text{ cm s}^{-1}$  con direcciones aleatorios e indefinidas.



Fuente: WSP (2024).

**Figura 10: Rosa de corrientes de la capa superficial, intermedia y de fondo de las correntometrías de los años 2018, 2020 y 2024.**

**5.1.3.2.3      Análisis de espectros de densidad de potencia**

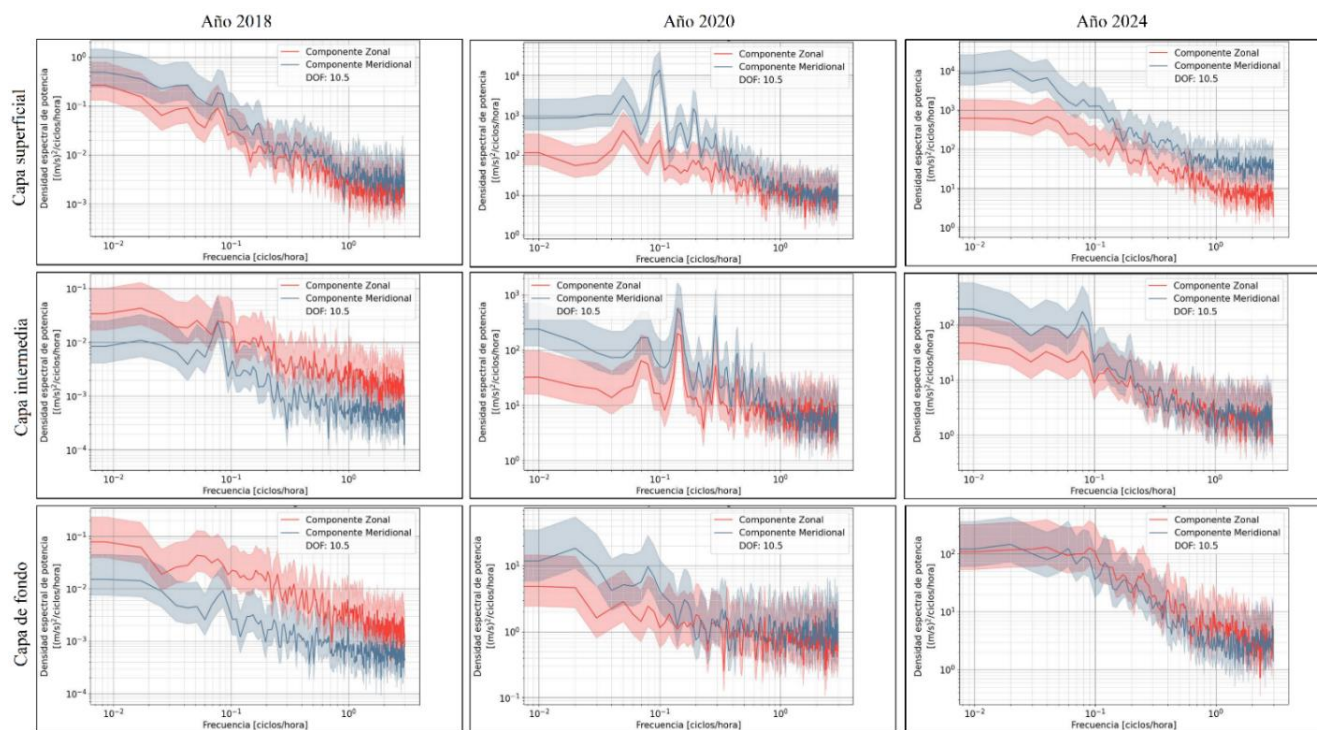
Se analiza la energía asociada a las distintas frecuencias con el fin de discretizar en qué frecuencias (ciclos/hora) ocurren los eventos que generan las corrientes más significativas. Para esto, en la Figura 11 se presentan análisis de densidad de potencia de cada correntometría asociado a las componentes zonal y meridional para las capas superficiales, media y fondo.

La diferencia en las densidades espectrales entre los años refleja cambios en las condiciones ambientales o en la dinámica de las corrientes. En 2020, la mayor energía en frecuencias bajas en la capa superficial podría indicar un evento o fenómeno a gran escala que influyó significativamente la dirección meridional. Esto podría incluir

variaciones estacionales, cambios en el régimen de vientos, o influencias de mareas que intensificaron las corrientes en esta dirección. Lo anterior podría ser originado producto de la geografía del sector, donde la única entrada y salida del agua es a través del norte del Estero Walker por la Boca Wickham. En 2024, la disminución en la energía y la convergencia entre las componentes zonal y meridional podría sugerir condiciones más estables y menos afectadas por cambios externos. Esto puede deberse a una menor influencia de eventos de baja frecuencia o a una mayor homogeneidad en la circulación superficial.

En la capa media, en general los espectros de densidad de potencia indican una predominancia de la componente meridional en frecuencias bajas, especialmente en 2020 y 2024, lo que sugiere una circulación más estable en la dirección Norte-Sur para esos años. La mayor energía en ambas componentes en 2020, particularmente en frecuencias medias y altas, apunta a condiciones más dinámicas en ese año, lo cual podría tener implicaciones importantes para la dispersión y el transporte de partículas en la capa media debido a una mayor variabilidad y mezcla en la columna de agua. Lo anterior sugiere que la capa media experimenta cambios en la dinámica de circulación interanual, influenciados por procesos de baja y alta frecuencia que varían en intensidad según el periodo.

Finalmente, los espectros de densidad de potencia en la capa de fondo muestran que las corrientes de fondo están dominadas por procesos de baja frecuencia en la dirección zonal en 2018 y 2024, mientras que, en 2020 se observa una mayor variabilidad en ambas direcciones. Esto sugiere que la capa de fondo es relativamente estable y dominada por procesos de gran escala en la dirección Este-Oeste, con excepción de la correntimetría de 2020 donde las condiciones podrían haber permitido una mayor mezcla y dispersión en la dirección meridional.



Fuente: WSP (2024).

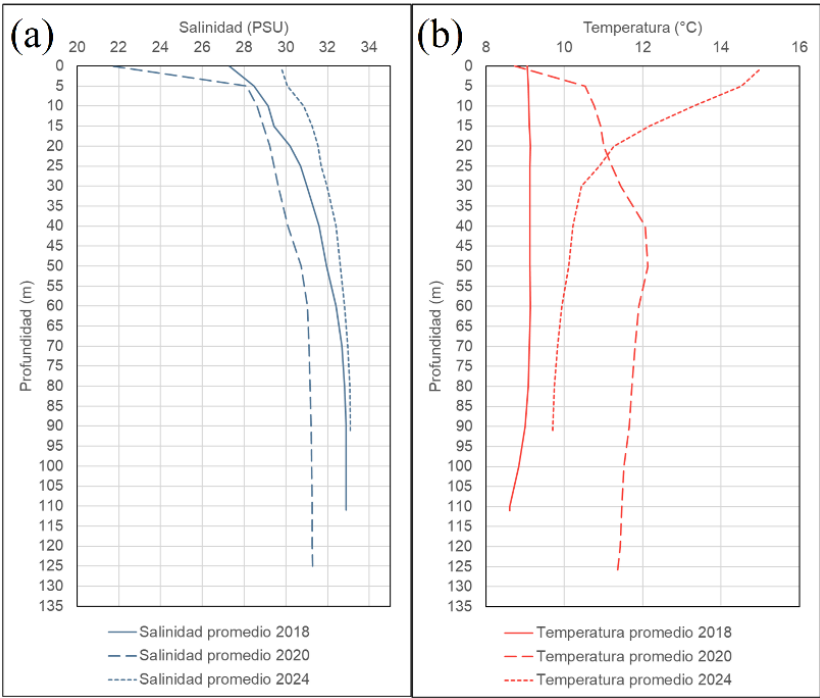
**Figura 11: Densidad espectral de potencia de las correntimetría de 2018, 2020 y 2024 de las capas superficial, intermedia y de fondo.**

**5.1.3.3 Perfiles de temperatura y salinidad del sector**

De manera de describir las variables fisicoquímicas de la columna de agua, a continuación, se presenta un análisis del comportamiento de la salinidad y temperatura registradas en las INFAs 2018 y 2024, y el seguimiento ambiental interno de 2020, relacionadas con el año y la estacionalidad en la que se midieron las corrientes para su comparación con las corrientes, es decir, invierno 2018 (29/08/2018), invierno 2020 (09/07/2020) y verano 2024 (10/01/2024). En la Figura 12 se muestran los perfiles de salinidad y temperatura de cada monitoreo.

Se observan diferencias significativas entre las estaciones del año. Durante el verano la salinidad aumenta debido a la disminución de las precipitaciones y del aporte de los ríos, además de una mayor evaporación, alcanzando una salinidad máxima de 29,8 PSU. En invierno, en cambio, el aporte de agua dulce por las lluvias y los ríos reduce la salinidad, registrándose un mínimo de 21,7 PSU en la superficie con un aumento progresivo hacia las capas más profundas. En los meses de invierno también es evidente la estratificación, destacándose en el perfil del año 2020 una marcada haloclina a una profundidad de 5 m.

En cuanto a la temperatura, en verano las temperaturas superficiales son más altas debido a las mayores temperaturas ambientales, el aporte de aguas cálidas de los ríos y una mayor radiación solar. Las temperaturas superficiales alcanzan los 15°C, disminuyendo progresivamente a 10,4°C a 30 m de profundidad hasta 9,7°C en el fondo. En invierno las temperaturas superficiales son considerablemente más bajas que en verano incrementándose con la profundidad, especialmente en el perfil del año 2020. En contraste, el perfil de 2018 muestra temperaturas casi homogéneas en todos los estratos, con una ligera disminución únicamente en las capas más profundas, lo que sugiere un fuerte episodio de mezcla vertical en toda la columna de agua posiblemente forzado por los vientos.



Fuente: WSP (2024).

**Figura 12: Perfiles promedio de (a) salinidad y (b) temperatura registrados en las INFAs 2018 y 2024, y el seguimiento ambiental interno de 2020.**

5.1.4 Índice depleción de oxígeno (IDO)

Ahora bien, con el objetivo de comprender el comportamiento del oxígeno en la columna de agua, y de forma específica en los módulos de cultivo durante los ciclos de infracción analizados en el CES Walker III, se implementó el índice de depleción de oxígeno ( $I_{DO}$ ).

Los resultados del  $I_{DO}$  para los ciclos 2018-2019 y 2020-2021 se muestran en la Tabla 8. Para el ciclo 2018-2019 se consideró el número y peso de los peces al momento de máxima biomasa (semana 45 del 2018), asociado al periodo en que se realizó la INFA de noviembre 2018. Bajo esta circunstancia, el tiempo que le toma a los peces reducir las concentraciones de oxígeno en un módulo de cultivo al valor crítico de 6 mg/L es de 83,7, 163,3 y 251,0 min para una reducción de 1, 2 y 3 mg/L respectivamente, considerando una tasa de respiración base, y de 41,8, 83,7 y 125,5 min, teniendo en cuenta el efecto de la alimentación en la tasa de respiración. Por otro lado, el tiempo de recambio de agua en un módulo de cultivo con una velocidad de corriente promedio de 0,12 m/s (correntometría de verano) es de 28,6 min. En todos los casos, los valores del índice se encuentran > 1. Por lo tanto, a los peces le toma más tiempo reducir los valores de oxígeno a valores críticos, que el tiempo necesario para el recambio de agua en el módulo de cultivo. Se necesitaría una velocidad de corrientes de 0,08 m/s, durante un periodo mayor a 41 min, para obtener un índice de 1, considerando una reducción de 1 mg/L de oxígeno (de 7 a 6 mg/L) y considerando el efecto de la alimentación.

Para el ciclo 2020-2021 se consideró el número y peso de los peces al momento de máxima biomasa (semana 31 del 2021), asociado al periodo en que se realizó la INFA de agosto 2021. Para este caso, el tiempo que le toma a los peces reducir las concentraciones de oxígeno en un módulo de cultivo al valor crítico de 6 mg/L, es de 71,5, 142,9 y 214,4 min para una reducción de 1, 2 y 3 mg/L considerando una tasa de respiración base, y de 35,7, 71,5 y 107,2 min, considerando el efecto de la alimentación en la tasa de respiración. Por otro lado, el tiempo de recambio de agua en un módulo de cultivo con una velocidad de corriente promedio de 0,16 m/s (correntometrías de invierno) es de 21,1 min. Al igual que en el ciclo anterior, en todos los casos, los valores del índice se encuentran > 1, y se necesitaría una velocidad de corrientes de 0,09 m/s, durante un periodo mayor a 35 min, para obtener un índice de 1, considerando una reducción de 1 mg/L de oxígeno (de 7 a 6 mg/L) y considerando el efecto de la alimentación.

**Tabla 8: Resultados del índice de depleción de oxígeno en los módulos de cultivo para los ciclos 2018-2019 y 2020-2021, considerando 3 reducciones de oxígeno y el efecto de la alimentación en la tasa de respiración de los peces.**

| Consideraciones  | Índice depleción de oxígeno ( $I_{DO}$ ) |     |     |                 |     |      |
|--|--|-----|-----|-----------------|-----|------|
|  | Ciclo 2018-2019                          |     |     | Ciclo 2020-2021 |     |      |
|  | 1*                                       | 2*  | 3*  | 1*              | 2*  | 3*   |
| Calculado con tasa de respiración base                       | 2,9                                      | 5,8 | 8,9 | 3,4             | 6,8 | 10,1 |
| Calculado con tasa de respiración con efecto de alimentación | 1,5                                      | 2,9 | 4,4 | 1,7             | 3,4 | 5,1  |

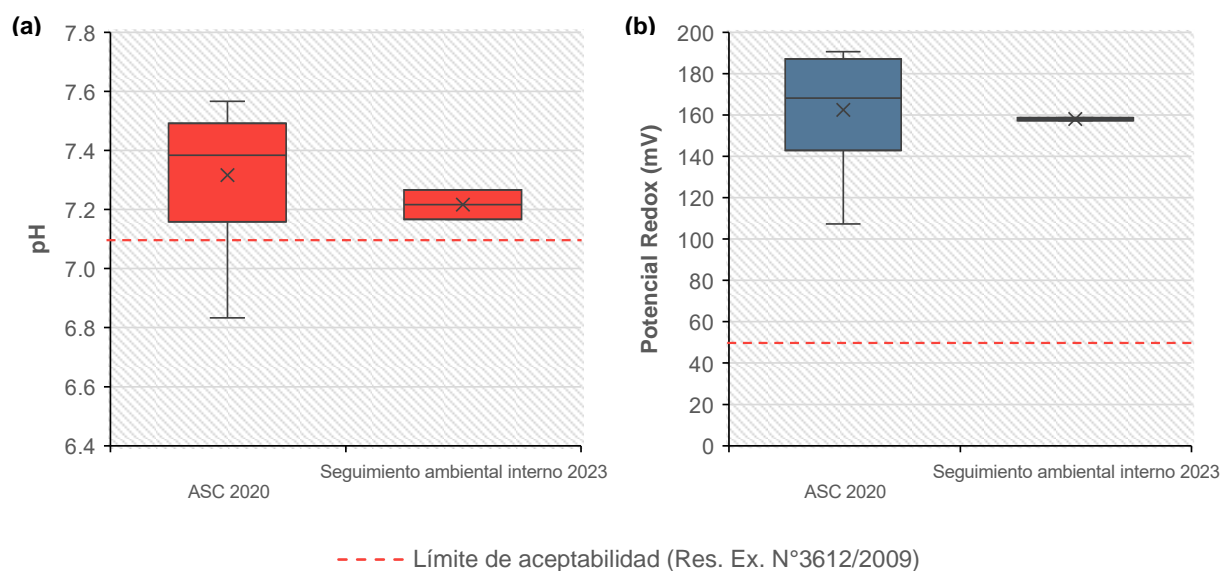
\*1 representa una disminución de 7 a 6 mg/L, 2 una disminución de 8 a 6 mg/L, y 3 una disminución de 9 a 6 mg/L.

Fuente: WSP (2024).

## 5.2 Análisis de efecto sobre el fondo marino

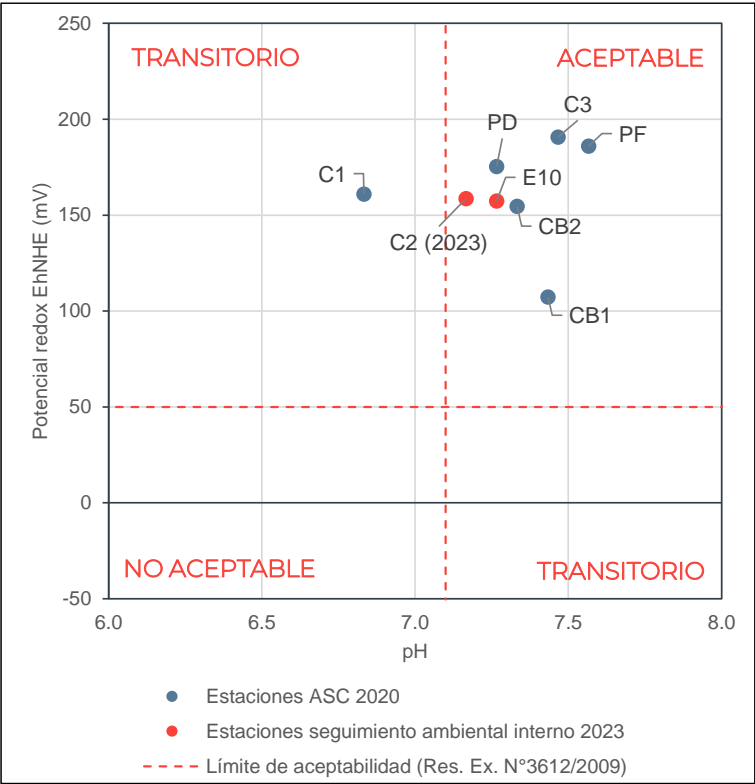
En la Figura 13 se muestra el análisis temporal y espacial del pH y redox en el sedimento, considerando los registros de pH y potencial redox obtenidos del monitoreo ASC 2020 y el seguimiento ambiental de 2023. Los resultados muestran que ambas variables se mantuvieron por sobre los límites establecidos en la Res. Ex. N°3612/2009 y sus modificaciones ( $\text{pH} \geq 7,1$  y potencial redox  $\geq 50$  mV), con excepción de una (1) estación en el monitoreo ASC 2020 y que corresponde a una estación control ubicado a más de 500 m de la concesión, generando que exista una mayor variabilidad en el monitoreo ASC 2020 en comparación con el seguimiento ambiental de 2023. Por otro lado, es importante considerar que, para el seguimiento ambiental de 2023, sólo dos estaciones registraron fondo blando, por lo cual sólo se exhiben estos resultados.

De acuerdo con el diagrama  $Eh_{\text{NHE}}$  vs pH (Silva & Quiroga, 2010), el cual indica diferentes niveles de la presencia/ausencia de condiciones oxidantes (aeróbicas) y reductoras (anaeróbicas) y, por lo tanto, de la presencia de ácido sulfhídrico, se observa que todas las estaciones analizadas, de ambos monitoreos, se encuentran en la zona aceptable o segura, es decir, en un ambiente aeróbico, con excepción de una estación que corresponde a la estación control del monitoreo ASC de 2020 (Figura 14). El pH varía entre 6,8 y 7,6 para el monitoreo ASC 2020, y entre 7,2 y 7,3 para el seguimiento ambiental de 2023, mientras que, el potencial redox varía entre 107 y 191 mV, y entre 157 y 159 mV, respectivamente.



Fuente: WSP (2024).

**Figura 13: Distribución del (a) pH y (b) potencial redox registrado en el monitoreo ASC de 2020 y seguimiento ambiental interno de 2023 del CES Walker III.**

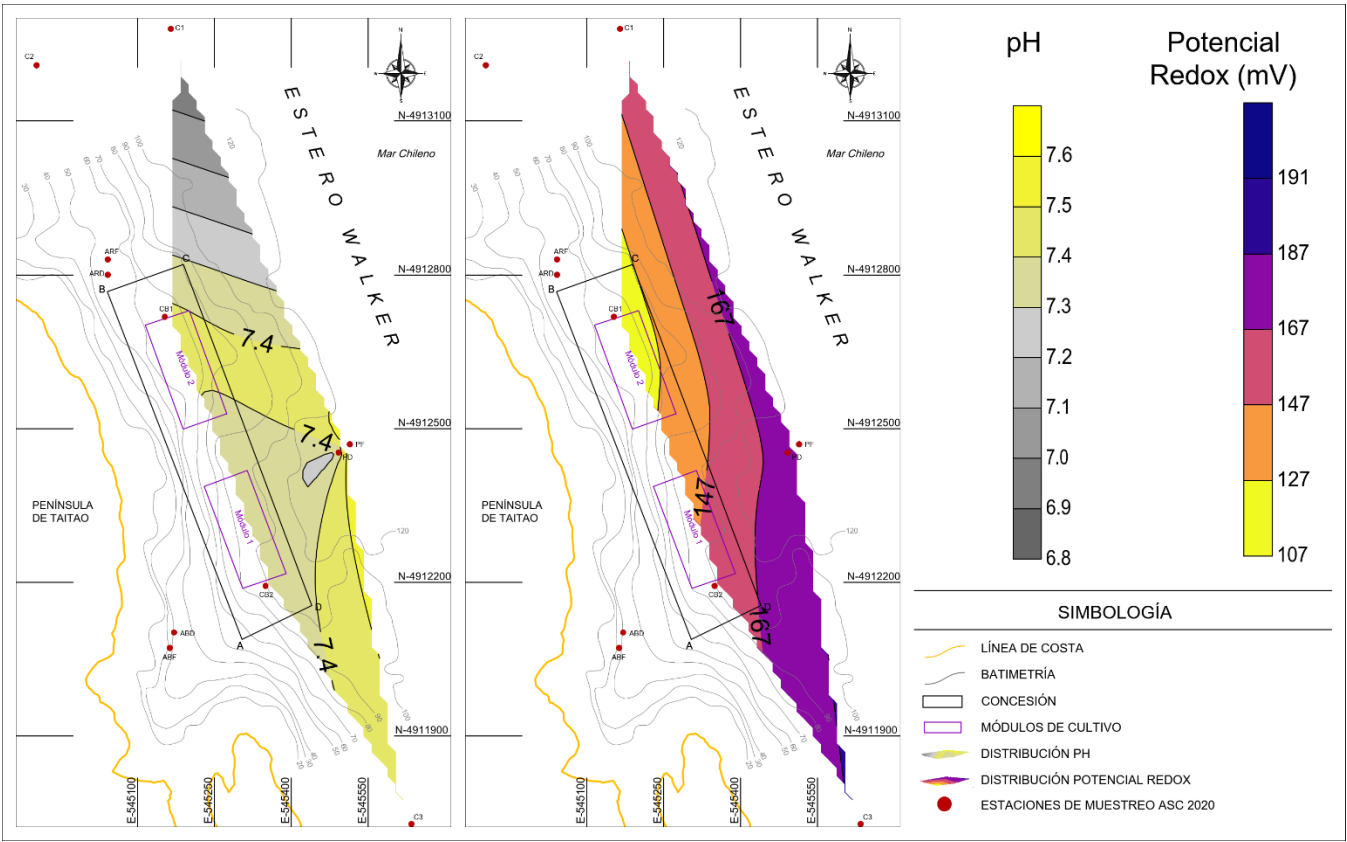


Fuente: WSP (2024).

**Figura 14: Diagrama  $Eh_{NHE}$  vs pH considerando las estaciones muestreadas en el monitoreo ASC de 2020 y el seguimiento ambiental interno de 2023 del CES Walker III.**

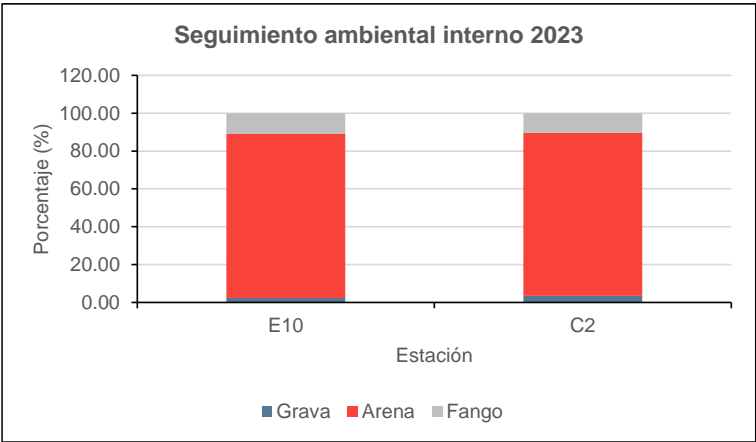
Respecto a la distribución espacial del pH y potencial redox (Figura 15), se observan altos niveles cercano al área de la concesión y módulos de cultivo, donde el menor pH se registra en la estación control ubicada al Norte de la concesión (6,8 de pH).

Para complementar los análisis, se presentan los resultados de la composición granulométrica de las estaciones de fondo blando muestreadas en el seguimiento ambiental interno 2023 (Figura 16). Los resultados revelan que el sedimento estuvo dominado por fracciones de arenas en un 87% para la estación E10, similar a la estación control (86%), mientras que, las fracciones de grava representaron un 2 y 3%, y las de fango un 11 y 10%, respectivamente.



Fuente: WSP (2024).

**Figura 15: Representación espacial del pH y potencial redox registrado en el monitoreo ASC de 2020 del CES Walker III. De referencia se muestran los módulos de cultivo de los ciclos de infracción 2018-2019 y 2020-2021.**



Fuente: WSP (2024).

**Figura 16: Análisis granulométrico del seguimiento ambiental interno 2023 del CES Walker III.**

5.3 Análisis de efecto sobre la biodiversidad

Considerando el ingreso potencial de fecas y ANC al sistema derivado de la operación de la UF, es que se realizó un análisis detallado de la diversidad de macroinvertebrados bentónicos, biotopos y bancos naturales, con especial énfasis en los organismos que habitan en o sobre el sedimento en la zona de la UF y en áreas adyacentes (ver Tabla 9). Es bien sabido que las comunidades responden de manera variable al ingreso de materia orgánica, con tiempos de respuesta que pueden ser inmediatas y prolongados en su recuperación. Para el presente análisis, se consideraron únicamente los individuos que han logrado reclutarse exitosamente en las distintas poblaciones, asumiendo que estos satisfacían todas sus necesidades fisiológicas, excluyendo sus estadios larvales planctónicos o libres nadadores, que están sujetos a diversas fuerzas que modulan la columna de agua y la hidrodinámica del sector.

Tabla 9 Diversidad de taxones de organismos bentónicos asociados al sustrato intermareal y submareal, analizada antes de la ocurrencia de los ciclos de sobreproducción (2017), durante el segundo evento infraccional (2020) y posterior a estos eventos (2022 y 2023).

| Fecha monitoreo          | Phylum        | Taxa                      | Ubicación                    | Fuente                        |
|--------------------------|---------------|---------------------------|------------------------------|-------------------------------|
| 25/10/2017<br>08/11/2017 | Cnidaria      | <i>Primnoella</i> sp.     | Al interior de la CCAA       | Seguimiento ambiental interno |
|                          |               | <i>Antholoba achates</i>  |                              |                               |
|                          |               | Parazoanthidae n.d.       |                              |                               |
|                          | Annelida      | Serpulidae n.d.           |                              |                               |
|                          | Echinodermata | Asteroidea n.d.           |                              |                               |
|                          |               | Holoturoidea n.d.         |                              |                               |
| 16/11/2020               | Annelida      | <i>Capitella</i> sp.      | Al interior/fuera de la CCAA | Monitoreo ASC                 |
|                          |               | <i>Chaetozone</i> sp.     | Al interior de la CCAA       |                               |
|                          |               | <i>Nephtys</i> sp.        |                              |                               |
|                          |               | <i>Aphelochaeta</i> sp.   |                              |                               |
|                          |               | <i>Cirriformia</i> sp.    |                              |                               |
|                          |               | <i>Eulalia</i> sp.        |                              |                               |
|                          |               | <i>Kirkegaardia</i> sp.   |                              |                               |
|                          |               | <i>Perinereis</i> sp.     |                              |                               |
|                          |               | <i>Pherusa</i> sp.        |                              |                               |
|                          |               | <i>Prionospio</i> sp.     |                              |                               |
|                          |               | <i>Glycera</i> sp.        | Fuera de la CCAA             |                               |
|                          |               | <i>Leanira</i> sp.        |                              |                               |
|                          |               | <i>Lumbrineris</i> sp.    |                              |                               |
|                          |               | <i>Maldane</i> sp.        |                              |                               |
|                          |               | <i>Ninoe</i> sp.          |                              |                               |
|                          | Mollusca      | <i>Aulacomya</i> sp.      | Al interior de la CCAA       |                               |
|                          |               | <i>Cumingia</i> sp.       | Fuera de la CCAA             |                               |
|                          |               | <i>Thyasira</i> sp.       |                              |                               |
|                          |               | <i>Macoploma inornata</i> | Al interior/fuera de la CCAA |                               |
| 09/02/2022               | Annelida      | Polychaeta n.d.           | Fuera de la CCAA             | Reporte SSA                   |
|                          | Arthropoda    | <i>Lithodes</i> sp.       |                              |                               |
|                          |               | Maxillopoda n.d.          |                              |                               |
|                          | Brachipoda    | <i>Magellania venosa</i>  |                              |                               |
|                          | Chordata      | Chordata n.d.             |                              |                               |

| Fecha monitoreo | Phylum        | Taxa                                   | Ubicación        | Fuente                                |
|-----------------|---------------|--|------------------|---------------------------------------|
|                 | Cnidaria      | Anthozoa n.d.                          |                  |                                       |
|                 |               | <i>Primnoella</i> sp.                  |                  |                                       |
|                 |               | Hydrozoa n.d.                          |                  |                                       |
|                 | Echinodermata | <i>Cosmasterias lurida</i>             |                  |                                       |
|                 |               | <i>Henricia</i> sp.                    |                  |                                       |
|                 |               | <i>Porania</i> sp.                     |                  |                                       |
|                 |               | <i>Loxechinus albus</i>                |                  |                                       |
|                 | Mollusca      | <i>Nacella</i> sp.                     |                  |                                       |
|                 |               | <i>Scurria</i> sp.                     |                  |                                       |
|                 |               | <i>Fissurella</i> sp.                  |                  |                                       |
|                 |               | <i>Acanthina monodon</i>               |                  |                                       |
|                 |               | <i>Tegula atra</i>                     |                  |                                       |
|                 |               | <i>Concholepas concholepas</i>         |                  |                                       |
|                 |               | <i>Prisogaster niger</i>               |                  |                                       |
| 16 y 17/02/2023 | Annelida      | Polychaeta n.d.                        | Fuera de la CCAA | Levantamiento de banco natural        |
|                 | Bryozoa       | Briozoo n.d.                           |                  |                                       |
|                 | Chordata      | <i>Didemnum studeri</i>                |                  |                                       |
|                 |               | <i>Pinguipes chilensis</i>             |                  |                                       |
|                 |               | <i>Patagonotothem</i> sp.              |                  |                                       |
|                 |               | <i>Sebastes oculatus</i>               |                  |                                       |
|                 |               | <i>Prolatilus jugularis</i>            |                  |                                       |
|                 | Cnidaria      | <i>Anthothoe chilensis</i>             |                  |                                       |
|                 |               | <i>Boloceropsis</i> .sp                |                  |                                       |
|                 |               | <i>Primnoella chilensis</i>            |                  |                                       |
|                 | Echinodermata | <i>Loxechinus albus</i>                |                  |                                       |
|                 |               | <i>Arbacia dufresnii</i>               |                  |                                       |
|                 |               | <i>Cosmasterias lurida</i>             |                  |                                       |
|                 |               | <i>Glabraster antarctica</i>           |                  |                                       |
|                 |               | <i>Ganeria falklandica</i>             |                  |                                       |
|                 |               | <i>Henricia studeri</i>                |                  |                                       |
|                 |               | <i>Heterocucumis godeffroyi</i>        |                  |                                       |
|                 | Mollusca      | <i>Fissurella picta</i>                |                  |                                       |
|                 |               | <i>Nacella clypeater</i>               |                  |                                       |
|                 |               | <i>Doris fontainii</i>                 |                  |                                       |
|                 | Porifera      | <i>Clionaopsis platei</i>              |                  |                                       |
|                 |               | <i>Latrunculia(latrunculia)ciruela</i> |                  |                                       |
|                 |               | Desmospongiae n.d.                     |                  |                                       |
| 09/02/2023      | Annelida      | Paraonidae n.d.                        | Fuera de la CCAA | Levantamiento de macrofauna bentónica |
|                 |               | <i>Lumbrineris</i> sp.                 |                  |                                       |
|                 |               | <i>Ninoe</i> sp.                       |                  |                                       |
|                 |               | Onuphidae n.d.                         |                  |                                       |
|                 |               | Phyllodocidae n.d.                     |                  |                                       |
|                 |               | Maldanidae n.d.                        |                  |                                       |
|                 |               | <i>Chaetozone</i> sp.                  |                  |                                       |
|                 |               | Trichobranchidae n.d.                  |                  |                                       |
|                 |               | <i>Ophelina</i> sp.                    |                  |                                       |
|                 |               | Orbiniidae n.d.                        |                  |                                       |
|                 |               | Sabellidae n.d.                        |                  |                                       |
|                 |               | <i>Spiophanes</i> sp.                  |                  |                                       |

| Fecha monitoreo | Phylum        | Taxa                             | Ubicación        | Fuente                    |
|-----------------|---------------|----------------------------------|------------------|---------------------------|
|                 |               | <i>Aphelochaeta sp.</i>          |                  |                           |
|                 |               | <i>Leanira sp.</i>               |                  |                           |
|                 |               | Pectinariidae n.d.               |                  |                           |
|                 | Arthropoda    | Cumacea n.d.                     |                  |                           |
|                 | Echinodermata | Ophiurida n.d.                   |                  |                           |
|                 | Mollusca      | <i>Thyasira sp.</i>              |                  |                           |
|                 |               | <i>Dentalium majorinum</i>       |                  |                           |
|                 |               | <i>Lucinoma sp.</i>              |                  |                           |
|                 |               | <i>Neilonella sulculata</i>      |                  |                           |
|                 |               | <i>Ennucula grayi</i>            |                  |                           |
|                 |               | <i>Chaetoderma araucanae</i>     |                  |                           |
|                 |               | <i>Rhabdus rectius</i>           |                  |                           |
|                 | Nematoda      | Nematoda n.d.                    |                  |                           |
| 09/02/2023      | Arthropoda    | <i>Notochthamalus scabrosus</i>  | Fuera de la CCAA | Levantamiento de biotopos |
|                 |               | <i>Jehlius cirratus</i>          |                  |                           |
|                 | Chlorophyta   | <i>Ulva lactuca</i>              |                  |                           |
|                 |               | <i>Ulva intestinales</i>         |                  |                           |
|                 | Echinodermata | <i>Loxechinus albus</i>          |                  |                           |
|                 | Mollusca      | <i>Nodilittorina araucana</i>    |                  |                           |
|                 |               | <i>Nacella magellanica</i>       |                  |                           |
|                 |               | <i>Tegula atra</i>               |                  |                           |
|                 |               | <i>Mytilus chilensis</i>         |                  |                           |
|                 |               | <i>Perumytilus purpuratus</i>    |                  |                           |
|                 |               | <i>Acanthina monodon</i>         |                  |                           |
|                 |               | <i>Nacella magellanica</i>       |                  |                           |
|                 |               | <i>Chiton banes</i>              |                  |                           |
|                 |               | <i>Chiton magnificus</i>         |                  |                           |
|                 |               | <i>Hildenbrandia lecanellier</i> |                  |                           |
|                 | Rhodophyta    | <i>Porphyra sp.</i>              |                  |                           |
|                 |               | <i>Mazzaella laminarioides</i>   |                  |                           |
|                 |               | <i>Nothogenia fastigata.</i>     |                  |                           |

En términos generales y de acuerdo con la información levantada en el sector de ubicación de la UF, se observa que la fauna marina es diversa, aun cuando se analice el estado de la biodiversidad antes de la ocurrencia de los ciclos productivos de sobreproducción (2017), durante el segundo hecho infraccional (2020) y posterior a dichos eventos (2022 y 2023). Del hallazgo, hay taxa que resultan claves en esta distribución temporal, por cuanto la literatura especializada les confiere la calidad de especies estructurantes del ecosistema, debido a su capacidad de otorgar refugio, alimentación, estructurar hábitat, entre otros, sustentando la vida de otros organismos, por ser especies sensibles al enriquecimiento orgánico, así como bioindicadores de calidad ambiental.

De los monitoreos históricos analizados, se observa que están representados principalmente por taxones del Phylum Annelida. Estos organismos se diferencian por sus diversas estrategias de alimentación y su posición en la columna de sedimentos, mostrando preferencias ambientales similares asociadas a distintas formas de alimentación. Entre los individuos destacados se encuentran *Capitella sp.*, *Chaetozone sp.* y *Cirriformia sp.*, presentes tanto dentro como fuera del área concesionada.

Desde el punto de vista de las especies estructurantes, se identificaron colonias del cnidario *Primnoella chilensis*, conocido como látigo de mar, que habitan en sustratos rocosos tanto dentro como fuera del polígono de la

concesión. Asimismo, entre los doce equinodermos identificados en los diferentes estudios, destaca el erizo rojo, *Loxechinus albus*, que es especialmente relevante por su presencia en las zonas intermareales y submareales del borde costero, fuera de la CCAA.

Es de especial atención el estudio efectuado en febrero del 2023, que siguió una metodología para la determinación de banco natural en el sector adyacente al emplazamiento del CES Walker III, ya que concluye que el sustrato es rocoso y presente una alta diversidad y abundancia de especies, registrándose un total de 25 taxa. De ellos, tres fueron recursos de importancia económica: Erizo (*L. albus*), Lapa (*Fissurella picta*) y Huiro (*Macrocystis pyrifera*). Si bien no es concluyente, el estudio indica que de acuerdo con el resultado del IPBAN, *L. albus* alcanzaría el valor establecido para determinar la existencia de banco natural según lo establecido en Res. Ex. N°2353/2010.

También, durante la prospección realizada en febrero de 2023 se logró identificar biotopos, considerando la combinación de especies clave, formas de vida y hábitats físicos característicos. Las descripciones de cada uno de los biotopos siguen el formato recomendado por Connors *et al.* (1997), que ha sido también usado en el sur de Chile por John *et al.* (2003), Soto *et al.* (2012) y Letelier *et al.* (2013). De este modo, se pudo determinar la presencia de 9 biotopos en la zona litoral relacionada con la concesión de acuicultura.

A continuación, se presentan las características del biotopo en el sitio de estudio:

- a. Biotopo de Líquenes: Presentes en rocas, bloques y macizos rocosos, se observó la presencia de líquenes anaranjados en la franja litoral.
- b. Biotopo de *Hildenbrandia lecanellier*: Este biotopo fue observado en los sectores en la franja del eulitoral medio e inferior. En algunos casos se registró la especie de macroalga *Hildenbrandia* y en otros rastros de la presencia de esta especie.
- c. Biotopo de *Porphyra*: Se observó parches de la especie *Porphyra* sp. sobre rocas y macizos rocosos de la zona eulitoral media e inferior en el sector vecino a la concesión.
- d. Biotopo de Balánidos: En general en las zonas del eulitoral medio a inferior, fue muy frecuente encontrar la presencia de balánidos, principalmente *Notochthamalus scabrosus* y *Jehlius cirratus*. Además, muchas veces estuvieron acompañados de la especie de gasterópodo, *Nodilittorina araucana*.
- e. Biotopo *Mazzaella-Nothogenia*: En la zona y eulitoral media se registró la presencia de las especies *Mazzaella laminarioides* y *Nothogenia fastigata*. Además, se registró la presencia de moluscos como *Nacella magellanica* y *Tegula atra*.
- f. Biotopo de *Mytilus chilensis*: Este biotopo fue registrado principalmente en la zona eulitoral inferior. En estos se registró principalmente la presencia de las especies *Perumytilus purpuratus*, *Acanthina monodon*, *Nacella magellanica* y *Mytilus chilensis*.
- g. Biotopo *Nacella-Tegula-Chiton*: Este biotopo fue observado en pozas en el eulitoral medio e inferior. Además, se observó principalmente la especie *Nacella magellanica*, *Chiton barnesi* y *Chiton magnificus*.
- h. Biotopo de Enteromorpha – Ulva: En este biotopo se registraron las especies *Ulva lactuca* y *Ulva intestinalis*, adheridas a los bolones, rocas y macizos rocosos característicos del borde costero, principalmente en el eulitoral medio e inferior.
- i. Biotopo del erizo de mar *Loxechinus albus* y del alga roja coralinácea *Lithophyllum subantarcticum*: Se registró la presencia principalmente de la especie *Loxechinus albus* en el sector de la estación B1 en la zona eulitoral inferior y sublitoral.

## 6 DISCUSIÓN SOBRE EL ANÁLISIS DE POTENCIALES EFECTOS

El análisis de la información indica que el contenido de oxígeno disuelto (OD) en la columna de agua es fundamental para la supervivencia y el desarrollo de la vida acuática, tanto en el agua como en el sedimento. Fenómenos como el cambio climático, la eutrofización y la contaminación pueden disminuir el OD. Así, concentraciones muy bajas o nulas pueden provocar la muerte de los organismos en la zona afectada, alterando el ecosistema. Por lo tanto, conocer la concentración de OD se convierte en un indicador clave de la calidad ambiental de las aguas (Silva y Quiroga, 2010).

En el ámbito de la salmonicultura, el OD también es uno de los parámetros más críticos para evaluar y monitorear en la calidad del agua, ya que niveles adecuados son esenciales para mantener a los peces en cultivo, así como a los ecosistemas acuáticos donde se desarrolla esta actividad. Los peces, al igual que otras especies acuáticas, son particularmente sensibles a la disminución de los niveles de OD (Schmidtke *et al.*, 2017; Jeong *et al.*, 2024). En particular, para el caso del salmón del Atlántico *Salmo salar*, los niveles de oxígeno por debajo de 6 mg/L se consideran hipóxicos para la especie (Davis, 1975; DFO, 2005; Mansour *et al.*, 2008), en el sentido de que provoca un ajuste fisiológico en los individuos para mantener el oxígeno en los tejidos (Farrell & Richards, 2009; Burt *et al.*, 2012). Por lo tanto, concentraciones óptimas son cruciales para su salud, productividad y supervivencia (Carter, 2005; Mallya, 2007; Jeong *et al.*, 2024).

El análisis temporal y espacial efectuado para el CES Walker III da cuenta de la mantención de niveles de OD adecuados para el ambiente, considerando que las mediciones efectuadas a 1 metro del fondo bajo los módulos de cultivo cumplieron ampliamente con la normativa vigente, situación que es indicativa de que la columna de agua y el bentos se han mantenido aeróbicos durante todos los ciclos productivos del CES, incluyendo los ciclos de sobreproducción. Adicionalmente, la estimación del índice de depleción o agotamiento de oxígeno en la columna de agua durante dichos los ciclos resultan en valores  $> 1$ , aun cuando se considera el efecto de la alimentación de los salmónidos, dando cuenta que los peces tardan más tiempo en reducir el oxígeno al valor fisiológico crítico definido de 6 mg/L, que en lo que ocurre el intercambio de agua al interior de la jaula. Esto sugiere que es poco probable que el cultivo de peces provoque problemas de oxígeno que afecten al medio circundante (Page *et al.*, 2005). En efecto, durante la ejecución de los monitoreos ambientales, incluyendo las INFAs asociadas a los ciclos de sobreproducción, los valores de saturación de oxígeno en la superficie oceánica entre 85 y 110% indican que el medio permanece en condiciones de equilibrio de gases con la atmósfera (Carrillo *et al.*, 2004). También indicaría una estabilidad desde el punto de vista biótico, sin sobresaturación debido a fuentes de oxígeno de origen biológico o competencia que disminuye el OD disponible (Gammons *et al.*, 2011).

Desde el punto de vista de la oceanografía local, el área presenta condiciones oceanográficas dinámicas caracterizadas por fuertes corrientes y un rápido recambio de agua. Específicamente, se encontraron corrientes sobre los 40 cm s<sup>-1</sup> con una fuerte influencia mareal. A su vez, los perfiles de salinidad y temperatura evidencian un notable aporte de agua dulce, la cual se caracteriza por presentar un alto contenido de oxígeno, de este modo, frente al estero Walker se ha observado la ocurrencia de agua estuarina y agua subantártica modificada (Palma *et al.*, 2007). Es así como las variables oceanográficas analizadas en el presente estudio indican la ocurrencia de una rápida ventilación de las aguas con una fuerte influencia oceánica, que asegura elevados niveles de oxígeno en la columna de agua.

Del mismo modo, en el caso de las variables ambientales asociadas al sedimento marino, el potencial redox es un indicativo del estado "oxidado o reducido" del ambiente sedimentario y de las reacciones que se ven favorecidas para la respiración de la materia orgánica, por lo que es también un indicador de la condición de oxigenación del sedimento. Se complementa con la medición de pH en el sentido de conocer las especies químicas para un grupo

conjugado, que en el caso de la matriz sedimento resulta ser el equilibrio de las especies inocuas de azufre, como el sulfato, y las especies tóxicas, como el ácido sulfhídrico y sulfuros (Silva & Quiroga, 2010).

Ahora bien, en relación con los potenciales efectos sobre el fondo marino producto de los ciclos de infracción por sobreproducción del CES Walker III, el análisis de las variables químicas pH y potencial redox registradas en el año 2020, durante la ocurrencia del segundo hecho infraccional relacionado al ciclo de producción 2020-2021, y en el año 2023, posterior a dichos eventos, resulta en que ambas variables se mantuvieron por sobre los límites de aceptabilidad establecidos en la Res. Ex. N°3612/2009 ( $\text{pH} \geq 7,1$  y potencial redox  $\geq 50$  mV). En efecto, al analizar los datos considerando el diagrama  $E_{\text{HNE}}$  vs pH propuesto por Silva & Quiroga (2010), se observa que todas las estaciones analizadas, de ambos monitoreos, se encuentran en la zona aceptable o segura, es decir, en un ambiente aeróbico, sin presencia de ácido sulfhídrico y sulfuros, dando cuenta de la oxigenación del sedimento. Algunos autores, incluso indican que la evolución de la oxigenación subsuperficial constituye una información importante para comprender la dinámica de las masas de agua (Dean, 1993), lo que en el caso del CES Walker III, sería congruente con la hidrodinámica registrada en las correntometrías entre 2018 y 2024 cuyos resultados revelan una dinámica moderada a alta, lo que también se ve reflejado en la composición granulométrica del sedimento en el del monitoreo del año 2023, posterior a los ciclos de sobreproducción, con altos porcentajes de arena. En este sentido, de acuerdo con Keeley *et al.* (2013) se estaría ante la presencia de un centro dispersivo, en los cuales las velocidades de corrientes del fondo podrían impulsar y aumentar la dispersión de partículas (Cromey *et al.*, 2002), proporcionar un mayor suministro de oxígeno y prevenir la anoxia que pudiera generarse cercano al fondo (Findlay & Watling, 1997).

Se ha descrito una gran variedad y abundancia de especies de fitoplancton, zooplancton, ictioplancton y recursos pesqueros en el estero Walker. En los fiordos chilenos, las condiciones de luz limitada y escasez de nutrientes disueltos tienden a favorecer a las fracciones de menor tamaño de fitoplancton, como componente predominante en la biomasa total (Silva *et al.*, 2006). Respecto a las concentraciones de clorofila-a superficial (trazador de fitoplancton), se han reportado valores cercanos a  $1 \text{ mg m}^{-3}$  para la zona (Silva *et al.*, 2006). La presencia del pigmento clorofila-a en la mayoría de las plantas acuáticas resulta en una mayor liberación de oxígeno a través de la fotosíntesis (Peña *et al.*, 2010; Correa-González *et al.*, 2014; Carrillo *et al.*, 2004). Respecto al zooplancton, en la entrada del estero Walker se observó una biomasa de 65-367 mL zooplancton por  $1000 \text{ m}^3$  (Silva *et al.*, 2006), siendo representado por los grupos de los sifonóforos, quetognatos, cladóceros, copépodos y eufáusidos (Rosenberg & Palma, 2003). En la zona de canales y fiordos australes, hacia el sur de Puerto Montt hasta cabo de Hornos, se ha registrado la presencia de 143 especies zooplanctónicas, correspondientes a 29 especies de hidromedusas, 2 de escifomedusas, 14 sifonóforos, 2 ctenóforos, 8 quetognatos, 3 cladóceros, 55 copépodos, 7 anfípodos, 4 misidáceos, 13 ostrácodos y 6 eufáusidos (Silva *et al.*, 2006). Por otro lado, se ha reportado una alta diversidad y abundancia de larvas de peces (ictioplancton). Las áreas estuarinas y fiordos destacan por su importancia en los procesos de transporte y retención de larvas, los que son determinantes en la ubicación de las áreas favorables para su crianza, para evitar que el flujo neto de agua los transporte hacia la zona oceánica (Hickford & Schiel, 2003). En la zona se han reportado larvas de sardina, anchoveta, merluza, congrio, pejerrey, lenguado, entre otros (Silva *et al.*, 2006).

El fitoplancton, zooplancton, ictioplancton y las diversas especies de peces que habitan los fiordos de esta región, están sometidos a condiciones oceanográficas particulares. Se ha reportado que la columna de agua frente al Estero Walker presenta valores de temperatura entre  $10,5$  y  $11$  °C a lo largo de  $200 \text{ m}$  de columna de agua. La salinidad presenta valores de 29 PSU en superficie, incrementando paulatinamente, alcanzando las 30 PSU en los  $20 \text{ m}$  de profundidad. A  $200 \text{ m}$  de profundidad se observan 35 PSU de salinidad. Por último, el oxígeno varió entre  $5,5$  y  $6,0 \text{ mL/L}$  ( $7,85$  y  $8,57 \text{ mg/L}$ ), con valores de  $6,0 \text{ mL/L}$  entre la superficie y los  $70 \text{ m}$ , disminuyendo a  $5,5 \text{ mL/L}$

hacia el fondo (Palma *et al.*, 2007). Respecto a las masas de agua frente al estero Walker, se ha reportado la ocurrencia de Agua Subantártica (SAAW) entre los 0 y 100 m de profundidad, que presenta temperaturas entre 9 y 13 °C, salinidades entre 33 y 33,9 PSU y niveles de oxígeno entre 5 y 8 mL/L (7,1 y 11,42 mg/L) (Silva *et al.*, 1998). También se ha observado la ocurrencia de la masa de Agua Subantártica Modificada (SAAMW), que se forma a partir de la mezcla entre el Agua Estuarina y Agua Subantártica. Se localiza entre los 30 y 100 m y tiene una salinidad que varía entre 31 y 33 PSU. Finalmente, el Agua Estuarina (EW) se localiza entre la superficie y los primeros 50 m, tiene una salinidad que varía entre los 2 y 31 PSU, con altos niveles de oxigenación.

Las variables fisicoquímicas de la columna de agua descritas para el estero Walker (Palma *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 1998), presentan patrones y valores similares a los reportados y proyectados para el CES Walker en los escenarios de sobreproducción. Específicamente, la variable de oxígeno presenta valores por sobre los 8 mg/L en la capa de agua superficial y valores cercanos a los 6 mg/L en la capa de fondo. Lo anterior sugiere que los niveles aeróbicos encontrados en el sector son similares o incluso levemente superiores a los niveles de oxígeno reportados para las masas de agua que caracterizan esta región de fiordos (Palma *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 1998). A su vez, la estimación del índice de depleción sugiere que es poco probable que los eventos de sobreproducción estudiados provoquen problemas de oxígeno que afecten al medio circundante (Page *et al.*, 2005). Considerando que el fitoplancton, zooplancton, ictioplancton y diversas especies de peces, están habituados a este sistema de masas de agua y sus características fisicoquímicas particulares, se infiere que los eventos de sobreproducción estudiados posiblemente no generaron efectos sobre estos grupos tróficos.

En cuanto a fauna bentónica, en la información de biota disponible en el sector, se observó la presencia de la gorgonia *Primnoella chilensis*, conocida como látigo de mar, la cual se encuentra en categoría de conservación (RCE), clasificada como especie “En Peligro”. Los “bosques de gorgonias” proveen hábitats para varios invertebrados, siendo esenciales para el ecosistema bentónico en el que habitan (Häussermann & Försterra, 2009; Försterra *et al.*, 2016). Referente a los factores que afectan las poblaciones de *P. chilensis*, y considerando algunas generalidades aplicadas a los gorgonáceos, destaca el aumento de la sedimentación (Rogers, 1990), siendo más sensibles hacia enfermedades cuando su entorno está enriquecido por nutrientes (Bruno *et al.*, 2003). Considerando que esta especie ya fue reportada el 2017 en el área de interés y aun cuando el CES operó con sobreproducción en los ciclos 2018-2019 y 2020-2021, la especie sigue presente en los monitoreos 2022 y 2023, por lo que se puede inferir que no se ha afectado significativamente el hábitat en donde viven dichos taxa, lo que queda en evidencia al verificar el cumplimiento normativo histórico de la variable oxígeno disuelto a 1 m del fondo, parámetro que condiciona el estado ambiental del sitio correspondiente a los límites de aceptabilidad indicados en la Rex. Ex. N° 3612/2009 y sus modificaciones.

En relación con el equilibrio de las comunidades costeras y las relaciones tróficas en la zona, destaca la presencia del erizo rojo (*Loxechinus albus*) en diversos períodos, especialmente después de los ciclos de infracción. Este equinodermo, considerado un recurso hidrobiológico, no solo tiene relevancia desde el punto de vista extractivo y comercial, sino que también actúa como un herbívoro bentónico clave en las aguas costeras chilenas (Vásquez *et al.* 1984, Guisado & Castilla 1987, Moreno & Vega 1988, Vásquez 2001, Kino & Agatsuma 2007, Pérez *et al.* 2010). Las poblaciones de *L. albus* se asocian principalmente a cinturones de macroalgas *Macrocystis pyrifera* que crecen sobre sustratos rocosos. A diferencia de otras especies de equinoideos que coexisten en el área, nunca se ha encontrado a *L. albus* habitando en los rizoides de *Macrocystis* (Vásquez *et al.* 1984). Tampoco existe evidencia robusta que estos controlen la densidad ni la diversidad de las algas (Castilla & Moreno 1982).

Aunque esta especie es uno de los herbívoros bentónicos más importantes en los ecosistemas intermareales y submareales poco profundos, su preferencia por hábitats someros parece estar relacionada con su dieta, que depende en gran medida de macroalgas y otras especies de algas marinas (Vásquez *et al.* 1984, Lawrence 2001,

Vásquez 2001, Villouta *et al.* 2001, Burdett-Coutts & Metaxas 2004, Senaratna *et al.* 2005, Shpiguel *et al.* 2005, Vanderklift & Kendrick 2005). Sin embargo, en aguas poco profundas, las tasas de mortalidad pueden ser mayores que en áreas más profundas debido a la depredación. Por lo tanto, los erizos en hábitats profundos (no superando los 106 m de profundidad) pueden desempeñar un papel crucial en la resiliencia de las poblaciones en hábitats someros (Molinet *et al.*, 2012; Moreno y Molinet, 2013), lo cual es coherente con los hallazgos sobre esta especie en relación con el perfil batimétrico del sector donde se desarrolla la UF.

La presencia del erizo rojo en la zona costera, específicamente en el área donde se ubica la unidad fiscalizable, se justifica por las características hidrodinámicas del estero Walker, considerando a esta población como un banco natural. Esta especie es poco común en áreas protegidas o con corrientes limitadas, en contraste con las altas densidades reportadas en hábitats expuestos (Vásquez *et al.* 1984; Dayton 1985; Vásquez 2001). Las hipótesis que explican las diferencias en densidad entre estos hábitats incluyen: a) la disponibilidad diferencial de larvas en ambos tipos de hábitats, b) la sensibilidad de las larvas a las salinidades reducidas en muchos de estos entornos, y c) los procesos de asentamiento infructuosos en áreas con alta carga de sedimentos (Dayton 1985).

En cuanto a su interacción en la red trófica, los erizos actúan como un eslabón intermedio en la cadena alimentaria, consumiendo algas y sirviendo de alimento para diversos depredadores, como indicaron Castilla & Moreno (1982) y Castilla (1985). No existe un único depredador eficiente de erizos de mar en las comunidades de algas marinas de *M. pyrifera* del sur de Chile. Los depredadores más notables de los erizos son dos asteroides: *Meyenaster gelatinosus* (Dayton 1985) y *Cosmasterias lurida*, este último siendo el principal depredador en los cinturones costeros de *Macrocystis* (Vásquez & Castilla 1984; Castilla 1985).

Considerando que los eslabones tróficos antes mencionados no fueron afectados por los eventos de sobreproducción, es posible indicar que consumidores tope como *Lontra provocax* (huillín) y *Arctophoca australis* (lobo fino) tampoco fueron afectados. En este sentido, unos de los depredadores tope de peces y crustáceos son *L. provocax* y *A. australis*, los cuales posiblemente habitan la zona. El huillín habita entre los 34°S y 52°S, en ambientes lacustres, ríos, fiordos y canales. En ecosistemas marinos, el huillín sólo habita aguas estuarinas y canales protegidos no expuestos al Océano Pacífico. Se ha reportado que *L. provocax* se alimenta mayoritariamente de crustáceos (70.1 %), peces (15.5 %), anfibios (4.4 %), insectos (3.7 %), moluscos (3 %), entre otros (cita) (Gonzalez *et al.*, 2006). Para conseguir su alimento el huillín bucea a menos de 30 m de profundidad (Medina *et al.*, 2021). Por otro lado, el *A. australis* habita a lo largo de gran parte de Sudamérica, desde la corriente de Humboldt hasta las costas cálidas de Brasil (Vales *et al.*, 2014). Se ha reportado que el *A. australis* se alimenta principalmente de peces, entre los principales son la merluza y la sardina, secundariamente se alimenta de calamares (Franco-Trecu *et al.*, 2012; Vales *et al.*, 2014). De este modo, se descarta que los episodios de sobreproducción hayan generado efectos sobre el huillín y el lobo fino.

Lo anterior permite concluir que la sobreproducción aludida no tendría el potencial de generar efectos ambientales adversos sobre la biodiversidad y el ecosistema marino. Así, en vista de los antecedentes analizados, se descarta particularmente que la sobreproducción aludida haya generado los efectos significativos que contempla el artículo 11 de la Ley N°19.300, por cuanto la condición aeróbica del CES se modula y sustenta en una condición hidrodinámica que asegura y valida la condición reportada en las INFAs aeróbicas, junto con una actividad productiva que no provocaría problemas de oxígeno en el medio circundante según el índice de depleción estimado. Estas características del sector, junto con los análisis efectuados, permiten descartar cualquier efecto ambiental sobre los recursos marinos como la calidad física y química del agua, así como sobre la abundancia y riqueza de la flora y fauna del sector de operación del CES.

## 7 CONCLUSIÓN

En relación a los efectos ambientales aludidos en la infracción del CES Walker III durante los ciclos productivos 2018-2019 y 2020-2021 en relación a la superación de biomasa permitida de 4.000 toneladas, los análisis efectuados sobre fuentes primarias de información, permiten descartar que la sobreproducción aludida haya generado un incumplimiento normativo ambiental en las INFAs o que pudiera haber generado efectos sobre el sedimento y la biota marina que contempla el artículo 11 de la Ley N°19.300.

Las evidencias de los monitoreos ambientales indican que la hidrodinámica del sector propicia que las concentraciones de oxígeno se mantengan siempre por sobre los límites requeridos por los instrumentos normativos pertinentes; en este caso la Res.Ex 3612/2009. Es así como los resultados evidencian que las mediciones de oxígeno a 1 metro del fondo cumplieron ampliamente con la citada normativa vigente, obteniéndose en todos estos ciclos con sobreproducción una INFA aeróbica. Esta situación es indicativa que la columna de agua y por consecuencia también el bentos se han mantenido en condiciones aeróbicas en el tiempo.

Particularmente en el sedimento, la condición aeróbica se modula y sustenta en una condición hidrodinámica de base del sector, condición que asegura y valida la condición aeróbica que siempre ha sido reportada en las INFAs del CES. Al respecto, la circulación del agua en el Estero Walker favorece la oxigenación y permite modular la acumulación de contenido orgánico en la columna de agua y sobre el sustrato, lo que contribuye al equilibrio ecológico del sector.

La ausencia de efectos ambientales sobre la calidad física y química del agua y sedimento, sumado a la evidencia observada en los ecosistemas marinos del sector, permite concluir que sobreproducción aludida no tuvo el potencial de generar efectos ambientales adversos sobre los recursos marinos en términos de flora y fauna; por el contrario, el sector se mantiene altamente diverso en biotopos; situación que por lo tanto también permite descartar la generación de un desequilibrio en las relaciones tróficas en el medio y una disrupción de funciones en el ecosistema marino, y por lo tanto los hechos aludidos en la infracción no tienen el potencial de generar efectos significativos sobre la biodiversidad del sector, y de los efectos que contempla el artículo 11 de la Ley N°19.300.

## 8 BIBLIOGRAFÍA

- Brett J.R. & Groves T.D.D. 1979. Physiological energetics. In: *Fish Physiology* (ed. by W.S. Hoar, D.J. Randall & J.R. Brett), pp 280–352. Academic Press, London, UK.
- Bruno, J. F., Petes, L. E., Harvell, C. D., & Hettinger, A. 2003. Nutrient enrichment can increase the severity of coral diseases. *Ecology Letters* 6: 1056-1061.
- Burdett-Coutts V & A Metaxas. 2004. El efecto de la calidad de los parches de alimento en la distribución vertical de las larvas de los erizos de mar *Lytechinus variegatus* (Lamarck) y *Strongylocentrotus droebachiensis* (Mueller). *Revista de Biología Marina Experimental y Ecología* 308: 221-236.
- Burt, K., Hamoutene, D., Mabrouk, G., Lang, C., Puestow, T., Drover, D., Losier, R. and Page, F. (2012), Environmental conditions and occurrence of hypoxia within production cages of Atlantic salmon on the south coast of Newfoundland. *Aquaculture Research*, 43: 607-620. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2011.02867.x>.
- Carrillo, C., Smith, R. & Karl, D. 2004. Processes regulating oxygen and carbon dioxide in Surface Waters west of the Antarctic Peninsula. *Marine Chemistry*, 84: 161-179.
- Carter K. 2005. The effects of dissolved oxygen on steelhead trout, coho salmon, and chinook salmon biology and function by life stage. *Calif. Reg. Water Qual. Control Board North Coast. Reg.* 10.
- Castilla JC, Moreno CA. 1982. Sea urchins and *Macrocystis pyrifera*: an experimental test of their ecological relations in southern Chile. In: Lawrence JM (ed) *Echinoderms: Proceedings of the International Echinoderm Conference*, Tampa Bay, Balkema Rotterdam, pp 257-263.
- Castilla JC. 1985. Food web and functional aspects of the kelp, *Macrocystis pyrifera*, community in the beagle Channel, Chile. In: Siegfried WR, Condy PR, Laws RM (eds) *Antarctic nutrient cycles and food webs*. Springer Verlag, Berlin, pp 407-414.
- CONNORS D, D BRAZIER, T HILL & K NORTHERN. 1997. Marine biotope classification for Britain and Ireland. V.1 Littoral biotopes. Joint Nature Conservation Committee Report 229: 1-362.
- Correa-González J. C., Chávez-Parga Ma. d. C., Cortés J. A., Pérez-Munguía R. M. (2014). Photosynthesis, respiration and reaeration in a stream with complex dissolved oxygen pattern and temperature dependence. *Ecol. Model.* 273, 220–227. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2013.11.018.
- Cox B. (2003). A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland rivers. *Sci. Total Environ.* 314–316, 303–334. doi: 10.1016/S0048-9697(03)00062-7.
- Cromeij CJ, Nickell TD, Black KD, Provost PG, Griffiths CR. 2002b. Validation of a fish farm water resuspension model by use of a particulate tracer discharged from a point source in a coastal environment. *Estuaries* 25:916–929.
- Davis J.C. 1975. Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32, 2295–2332.
- Dayton PK. 1985. The structure and regulation of some South American kelp communities. *Ecol Monogr* 55:447-468.
- Dean W, J Gardner & D Piper. 1997. Inorganic geochemical indicators of glacial-interglacial changes in productivity and anoxia on the California continental margin. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 61: 4507-4518.
- DFO (2005) *Assessment of finfish cage aquaculture in the marine environment*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis., Rep. 2005/034, 18pp.
- Farrell A.P. & Richards J.G. 2009. Defining hypoxia: an integrative synthesis of the responses of fish to hypoxia. In: *Fish Physiology*, Vol. 27 (ed. by J.G. Richards, A.P. Farrell & C.J. Brauner), pp 487–503. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands.
- Findlay RH, Watling L. .1997. Prediction of benthic impact for salmon net-pens based on the balance of benthic oxygen supply and demand. *Mar Ecol Prog Ser* 155: 147–157.
- Forsberg OI. 1997. The impact of varying feeding regimes on oxygen consumption and excretion of carbon dioxide and nitrogen in post-smolt Atlantic salmon *Salmo salar* L. *Aquacult Res* 28: 29–41

- Försterra, G., Häussermann, V. and Laudien, J. 2016: Animal Forests in the Chilean Fjords: Discoveries, Perspectives and Threats in Shallow and Deep Waters / S. Rossi, L. Bramanti, A. Gori and C. Orejas (editors), In: Marine Animal Forests, Marine Animal Forests, Switzerland, Springer, 35 p., ISBN: 978-3-319-17001-5. doi: 10.1007/978-3-319-17001-5\_3-1.
- Franco-Trecu V, Auriolles-Gamboa D, Arim M, Lima M. 2012. Prepartum and postpartum trophic segregation between sympatrically breeding female *Arctocephalus australis* and *Otaria flavescens*. *Journal of Mammalogy* 93: 514–521.
- Gammons C. H., Babcock J. N., Parker S. R., Poulson S. R. 2011. Diel cycling and stable isotopes of dissolved oxygen, dissolved inorganic carbon, and nitrogenous species in a stream receiving treated municipal sewage. *Chem. Geol.* 283 (1-2), 44–55. doi: 10.1016/j.chemgeo.2010.07.006.
- GESAMP (IMO/FAO/Unesco/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Protection) (2001) Rep Stud GESAMP No 68. FAO, Rome, p 90.
- Gonzalez, C., Medina, G., Schlatter, R., et al. 2006. Dieta del huillín (*Lontra provocax*) en el humedal de boroa IX región, Chile. Memoria de título presentada como parte de los requisitos para optar al título de médico veterinario, Universidad Austral de Chile.
- Grøttum JA, Sigholt T. 1998. A model for oxygen consumption of Atlantic salmon (*Salmo salar*) based on measurements of individual fish in a tunnel respirometer. *Aquaculture Engineering* 17: 241–251.
- Guisado C. & JA Castilla. 1987. Historia de vida, reproducción y avances en el cultivo del erizo comestible chileno *Loxechinus albus* (Molina, 1782) (Echinoidea: Echinidae). En: Arana P (ed). Manejo y desarrollo pesquero, pp. 59-68. Editorial Universitaria, Valparaíso.
- Häussermann, V. & G. Försterra. 2009. Fauna marina bentónica de la Patagonia chilena. *Nature in Focus*, Puerto Montt, 1000 pp.
- Hickford, M. J. H. & D. R. Schiel. 2003. Comparative dispersal of larvae from demersal versus pelagic spawning fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 252: 255-271.
- Jeong J., Awosile B., Thakur KK., Stryhn H., Boyce B & Vanderstichel R. (2024) Longitudinal dissolved oxygen patterns in Atlantic salmon aquaculture sites in British Columbia, Canada. *Front. Mar. Sci.*, 07 January 2024 Sec. Coastal Ocean Processes Volume 10 - 2023 | <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1289375>.
- JOHN D, G PATERSON, N EVANS, M RAMIREZ, M SPENCER-JONES, P BAEZ, T FERRERO, C VALENTINE & D REID. 2003. Manual de biotopos marinos de la Región de Aysén, Sur de Chile: Parque Nacional Laguna San Rafael, Estero Elefantes, Archipiélago de los Chonos y Katalalixar, 127 pp. Biodiversity Aysén Project, Department of Zoology, Natural History Museum, London.
- Keeley, N. B., Crome, C. J., Goodwin, E. O., Gibbs, M. T., & Macleod, C. M. (2013). Predictive depositional modelling (DEPOMOD) of the interactive effect of current flow and resuspension on ecological impacts beneath salmon farms. *Aquaculture Environment Interactions*, 3(3), 275-291.
- Kino S & Y Agatsuma. 2007. Reproducción del erizo de mar *Loxechinus albus* en la isla de Chiloé, Chile. *Ciencia Pesquera* 73: 1265-1273.
- Langseth B. J., Purcell K. M., Craig J. K., Schueller A. M., Smith J. W., Shertzer K. W., et al. (2014). Effect of changes in dissolved oxygen concentrations on the spatial dynamics of the gulf menhaden fishery in the northern gulf of Mexico. *Mar. Coast. Fish.* 6, 223–234. doi: 10.1080/19425120.2014.949017.
- Letelier, S., Báez, P., Ramírez, M. E., Rebolledo, A., Soto, E., & Naretto, J. (2013). Biotopos marinos intermareales y submareales (Crucero CIMAR 16 Fiordos) desde el Estrecho de Magallanes al Canal Beagle. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural, Chile*, 62, 147-157.
- Mallya Y. J. 2007. The effects of dissolved oxygen on fish growth in aquaculture. United Nations Univ. Fisheries Training Programme Final Project. Available at: <https://www.grocentre.is/static/gro/publication/58/document/yovita07prf.pdf>.

- Mansour A., Hamoutene D., Mabrouk G., Puestow T. & Barlow E. 2008 Evaluation of some environmental parameters for salmon aquaculture cage sites in Fortune Bay, Newfoundland: emphasis on the occurrence of hypoxic conditions. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, 2814, 21pp.
- Molinet, Carlos, Moreno, Carlos A, Niklitschek, Edwin J, Matamala, Manira, Neculman, Mónica, Arévalo, Alejandra, Codjambassis, José, Diaz, Patricio, & Diaz, Manuel. 2012. Reproduction of the sea urchin *Loxechinus albus* across a bathymetric gradient in the Chilean Inland Sea. *Revista de biología marina y oceanografía*, 47(2), 257-272. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572012000200008>
- Moreno CA y R Vega. 1988. Valor científico de las Reservas Marinas Costeras: un ejemplo de estudio ecológico en poblaciones de *Loxechinus albus* (Molina). *Informe UNESCO Ciencias del Mar* 47: 124-134.
- Moreno, C.A. & Molinet, C. 2013. The paradigm of the depth distribution of *Loxechinus albus* (Molina) in Chile. *Revista chilena de historia natural*, 86(2), 225-227. <https://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2013000200011>
- Neill W.H. & Bryan J.D. 1991. Responses of fish to temperature and oxygen, and response integration through metabolic scope. In: *Aquaculture and Water Quality* (ed. by D.E. Brune & J.R. Tomasso), pp 30–57. World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, USA.
- Page FH, Losier R, McCurdy P, Greenberg D, Chaffey J, Chang B. (2005). Dissolved oxygen and salmon cage culture in the southwestern New Brunswick portion of the Bay of Fundy. *Hdb. Env. Chem.* (5): 1–28.
- Palma S., Apablaza P., & Silva N. 2007. Hydromedusae (Cnidaria) of the Chilean southern channels (from the Corcovado gulf to the Pulluche-Chacabuca channels). *Scientia Marina* 71(1): 65-74.
- Peña M. A., Katsev S., Oguz T., Gilbert D. 2010. Modeling dissolved oxygen dynamics and hypoxia. *Biogeosciences* 7, 933–957. doi: 10.5194/bg-7-933-2010.
- Pérez A, C Boy, E Morriconi y J Calvo. 2010. Ciclo reproductivo y producción reproductiva del erizo de mar *Loxechinus albus* (Echinodermata: Echinoidea) del Canal Beagle, Tierra del Fuego, Argentina. *Biología Polar* 33(3): 271-280.
- Remen M., Aas T. S., Vågseth T., Torgersen T., Olsen R. E., Imsland A., *et al.* (2014). Production performance of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) postsmolts in cyclic hypoxia, and following compensatory growth. *Aquac. Res.* 45, 1355–1366. doi: 10.1111/are.12082.
- Rogers, C.S. 1990. Responses of Coral Reefs and Reef Organisms to Sedimentation. *Marine Ecology Progress Series*, 62, 185-202.
- Rosenberg, P. & S. Palma. 2003. Cladóceros de los fiordos y canales patagónicos localizados entre el golfo de Penas y el estrecho de Magallanes. *Invest. Mar., Valparaíso*, 30(1): 15-24.
- Schmidt S., Stramma L., Visbeck M. 2017. Decline in global oceanic oxygen content during the past five decades. *Nature* 542, 335–339. doi: 10.1038/nature21399.
- Senaratna M, LH Evans, L Southam & E Tsvetnenko. 2005. Effect of different feed formulations on feed efficiency, gonad yield and gonad quality in the purple sea urchin *Heliocidaris erythrogramma*. *Aquaculture Nutrition* 11: 199-207.
- Shimps E. L., Rice J. A., Osborne J. A. 2005. Hypoxia tolerance in two juvenile estuary-dependent fishes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 325, 146–162. doi: 10.1016/j.jembe.2005.04.026.
- Shpigel M, SC McBride, S Marciano, S Rona & A Ben-Amotzc. 2005. Improving gonad colour and somatic index in the European sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Aquaculture* 245: 101-109.
- Silva *et al.* (2006). Avances en el conocimiento oceanográfico de las aguas interiores chilenas, Puerto Montt a cabo de Hornos. *Comité oceanográfico Nacional*, Chile.
- Silva N., Calvete C., & Sievers H. 1998. Masas de agua y circulación general para algunos canales australes entre Puerto Montt y Laguna San Rafael (Crucero Cimar-Fiordo 1). *Cienc. Tecnol. Mar*, 21: 17-48.
- Soto, E. H., Báez, P., Ramírez, M. E., Letelier, S., Naretto, J., & Rebolledo, A. (2012). Biotopos marinos intermareales entre Canal Trinidad y Canal Smyth, Sur de Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 47(2), 177-191.
- Stockwell CL, Filgueira R, Grant J. 2021. Determining the Effects of Environmental Events on Cultured Atlantic Salmon Behaviour Using 3-Dimensional Acoustic Telemetry. *Front. Anim. Sci.*, 2., p. 26, 10.3389/fanim.2021.701813.

- Stramma L., Prince E. D., Schmidtko S., Luo J., Hoolihan J. P., Visbeck M., et al. 2012. Expansion of oxygen minimum zones may reduce available habitat for tropical pelagic fishes. *Nat. Clim. Change* 2, 33–37. doi: 10.1038/nclimate1304.
- Thomas P., Rahman M. 2012. Extensive reproductive disruption, ovarian masculinization and aromatase suppression in Atlantic croaker in the northern Gulf of Mexico hypoxic zone. *Proc. R. Soc B Biol. Sci.* 279, 28–38. doi: 10.1098/rspb.2011.0529.
- Vales, D., Saporiti, F., Cardona, L., et al. 2014. Intensive fishing has not forced dietary change in the South American fur seal *Arctophoca* (= *Arctocephalus*) *australis* off Río de la Plata and adjoining áreas. *Aquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems*, 24: 745-759.
- Vanderklift MA & GA Kendrick. 2005. Contrasting influence of sea urchins on attached and drift macroalgae. *Marine Ecology Progress Series* 299: 101-110.
- Vásquez J. 2001. Ecología de *Loxechinus albus*. En: Lawrence JM (ed). *Erizos de mar comestibles: Biología y ecología*, pp. 161-175. Elsevier Science B.V., Tampa.
- Vásquez JA, Castilla JC, Santelices B. 1984. Distributional patterns and diets of four species of sea urchins in giant kelp forest (*Macrocystis pyrifera*) of Puerto Toro, Navarino Island, Chile. *Mar Ecol Progr Ser* 19:55-63
- Vásquez JA, Castilla JC. 1984. Some aspects of the biology and trophic range of *Cosmasterias lurida* (Asteroidea, Astefiinae) in belts of *Macrocystis pyrifera* at Puerto Toro Chile. *Medio Ambiente (Chile)* 7:47-51.
- Villouta E, WL Chadderton, CW Pegsley & CH Hay. 2001. Effects of sea urchin (*Evechinus chloroticus*) grazing in Dusky Sound, Fiordland, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35: 1007-1024.
- Lawrence JM. 2001. *Erizos de mar comestibles: biología y ecología*, 419 pp. Elsevier, Tampa.

## ANEXOS

Anexo 1: Resoluciones.

Anexo 2: Información Ambiental (INFAs – CPS – ASC – Monitoreos internos).

## PÁGINA PARA FIRMAS

**WSP Ambiental S.A.**

Carolina Lutz  
*Jefe de Proyecto*

Patricio Pérez  
*Jefe de Proyecto*

YC/PP/yc



**wsp.com**