

**IMPACTO DE LA VARIABILIDAD AMBIENTAL EN EL
BYCATCH DE LA PESQUERÍA DEL KRILL (*Euphausia superba*)
EN LA PENINSULA ANTARTICA PERIODO 2014-2022**

Tesis

Entregada a la
Universidad de Valparaíso
en cumplimiento parcial de los requisitos
para optar al grado de

Magister en Ciencias Biológicas Mención Biodiversidad y Conservación

Instituto de Biología
Facultad De Ciencias

Por

Cynthia Lorena Burgos Sánchez

Marzo, año 2025

INSTITUTO DE BIOLOGIA
FACULTAD DE CIENCIAS
UNIVERSIDAD DE VALPARAISO

INFORME DE APROBACION
TESIS DE MAGISTER

Se informa a la Escuela de Postgrado de la Facultad de Ciencias que la Tesis de Magister
presentada por el candidato.

CYNTHIA LORENA ALEJANDRA BURGOS SANCHEZ

Ha sido aprobada por la comisión de Evaluación de la tesis como requisito para optar al grado de
Magister en Ciencias Biológicas mención Biodiversidad y Conservación, en el examen de
Defensa de Tesis rendido el día 14 de abril de 2025.

Directores de Tesis:

Prof. Mauricio Landaeta
Prof. Deniz Bozkurt

Comisión de Evaluación de la Tesis:

Prof. Mauricio Landaeta
Prof. Deniz Bozkurt
Prof. Claudio Quezada

Dedico este trabajo a quien fue el pilar de mi vida, y cuyo ejemplo silencioso despertó en mí la admiración por el conocimiento y el amor a todas las formas de vida:

A mi papá

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a la Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCAMLR) por facilitar su base de datos, lo que hizo posible el desarrollo de esta tesis.

A mis profesores, Dr. Mauricio Landaeta, Dr. Deniz Bozkurt y al evaluador Dr. Claudio Quezada, por su guía constante y compartir generosamente sus conocimientos durante este proceso.

Al Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura, y en especial a su Directora Nacional, Sra. Soledad Tapia Almonacid, por su respaldo al desarrollo profesional de quienes integramos la institución, y por otorgarme las facilidades necesarias para compatibilizar las funciones laborales con las exigencias y actividades del programa de magister.

Al biólogo marino Lucas Bravo por su valiosa colaboración en el manejo de los datos; su apoyo fue fundamental para alcanzar este objetivo.

A mis hijas y a mi madre, por estar siempre presentes con su apoyo silencioso, comprensión y generosidad, especialmente en los momentos más exigentes de este camino. Su compañía fue un sostén que me permitió avanzar con firmeza.

A todas y todos los docentes del magister, y a mis compañeros y compañeras, por convertir este trayecto en un espacio de aprendizaje, crecimiento y compañerismo.

Gracias a cada una y cada uno de ustedes por ser parte de este logro tan significativo en mi vida académica.

INDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUCCION	9
1.2. HIPÓTESIS.....	14
1.3. OBJETIVO GENERAL.....	14
1.3.1. Objetivos específicos.....	14
2. METODOLOGIA	15
2.1. Área de Estudio.....	15
2.2. Datos Pesqueros	15
2.2.1. Análisis de datos	16
2.2.2. Índices ecológicos alfa.....	17
2.3. Grupos funcionales	19
2.4. Datos ambientales	19
3. RESULTADOS	20
3.1. CAPTURA DE KRILL POR AÑO.....	20
3.2. El Bycatch	22
3.2.1. Estructura y diversidad de las comunidades de peces del <i>bycatch</i> en la pesquería del Krill antártico (<i>E. superba</i>).....	22
3.2.1.1. Biomasa estandarizada por subáreas	22
3.2.2. Análisis de los índices ecológicos alfa.	31
3.2.2.1. Riqueza de especies (<i>S</i>).....	31
3.2.2.2. Diversidad de especies	35
3.2.2.3. Equidad de especies	36
3.2.3. Análisis de la variabilidad de las comunidades del <i>bycatch</i> de peces en el tiempo.....	37
3.2.4. GRUPOS FUNCIONALES	45
3.3. CONDICIONES AMBIENTALES EN EL PERIODO DE ESTUDIO.....	46
3.3.1. Temperatura superficial del mar (TSM).....	46
Tendencias de la TSM (°C) en cada subárea 2014-2022.....	48
3.3.2. Cobertura de hielo (%)	50
Tendencias de la Cobertura de hielo marino (%) durante el período.	52
3.3.3. Concentración de Clorofila-a (mg/m ³).....	54
Tendencia de la concentración de clorofila-a (mg/m ³).....	56
3.4. CORRELACION ENTRE VARIABLES AMBIENTALES E ÍNDICES ECOLÓGICOS ALFA.....	58
3.5. REGRESIONES ENTRE LAS VARIABLES AMBIENTALES Y LOS INDICES ALFA.....	59
3.5.1. TSM y riqueza de especies (<i>S'</i>)	59
3.5.2. TSM y diversidad de especies (<i>H'</i>).....	60
3.5.3. TSM y abundancia	61
3.5.4. Cobertura de hielo (SIF) y riqueza de especies (<i>S'</i>).....	62
3.5.5. Cobertura de hielo (SIF) y diversidad de especies (<i>H'</i>)	62
3.5.6. Cobertura de hielo (SIF) y abundancia de organismos.....	63

4. DISCUSION	64
5. CONCLUSIONES	71
6. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	72
7. ANEXO.....	77

RESUMEN

La Antártica constituye un ecosistema único, frágil y con alto porcentaje de especies endémicas adaptadas a condiciones de temperaturas extremadamente frías. Este ecosistema enfrenta actualmente dos grandes desafíos: la creciente presión de la actividad pesquera y el impacto del cambio climático. En este contexto, el krill antártico (*Euphausia superba*), especie clave en la trama trófica, sustenta a numerosas especies y es el objetivo de una importante pesquería industrial. La técnica de arrastre de media agua, utilizada para su extracción, genera capturas incidentales de peces, el denominado *bycatch*, cuya composición, abundancia y vulnerabilidad se conocen escasamente.

La explotación del krill se ha intensificado la última década duplicando las capturas desde el 2010. A la vez, se ha documentado un incremento sostenido de la temperatura superficial del mar y una disminución de la cobertura de hielo marino, alterando el hábitat y a las comunidades asociadas. Este estudio tuvo por objetivo caracterizar la diversidad, abundancia y composición de peces que componen el *bycatch* de la pesquería del krill, y evaluar su relación con las principales variables ambientales como la temperatura superficial de le mar, la cobertura de hielo y concentración de clorofila-a. Se analizaron datos provenientes de las subáreas pesqueras 48.1, 48.2 y 48.3 administrados por la CCAMLR, entre 2014 y 2022. Para describir las comunidades de peces se estimaron índices ecológicos de abundancia, riqueza, diversidad y equidad de especies, y se aplicaron análisis multivariados (PERMANOVA, SIMPER, PCoA).

Los resultados indicaron que las comunidades de peces del *bycatch* presentaron variaciones significativas a lo largo del periodo analizado y las condiciones ambientales también mostraron variabilidad, especialmente desde 2017 se observó un aumento en la temperatura superficial del mar y una reducción de la cobertura de hielo marino. Sin embargo, solo en la subárea 48.2 se estimó una relación moderada y estadísticamente significativa entre estas variables y las comunidades de peces. En las subáreas 48.1 y 48.3 no se detectó dicha influencia, lo que sugiere la acción de otros factores no considerados en este estudio. Se destaca la necesidad de incluir el análisis del *bycatch* en investigaciones futuras que evalúen de manera holística los efectos de la actividad pesquera y del cambio climático sobre la biodiversidad de los ecosistemas antárticos.

ABSTRACT

Antarctica is a unique and fragile ecosystem, home to a high proportion of endemic species adapted to extremely cold temperatures. This ecosystem currently faces two major challenges: increasing pressure from fishing activities and the impact of climate change. In this context, Antarctic krill (*Euphausia superba*), a keystone species in the food web, supports numerous predators and is the target of an important industrial fishery. The midwater trawl method used for its extraction generates incidental captures of fish, known as bycatch, whose composition, abundance, and vulnerability remain poorly understood.

Krill exploitation has intensified over the past decade, with catches doubling since 2010. At the same time, a sustained increase in sea surface temperature and a reduction in sea ice cover have been documented, altering both habitat conditions and associated communities. This study aimed to characterize the diversity, abundance, and composition of the fish species comprising the krill fishery bycatch and to assess their relationship with key environmental variables, including sea surface temperature, sea ice cover, and chlorophyll-a concentration. Data from CCAMLR-managed fishing subareas 48.1, 48.2, and 48.3 were analyzed for the period 2014–2022. Ecological indices of species abundance, richness, diversity, and evenness were estimated to describe the fish communities, and multivariate analyses (PERMANOVA, SIMPER, PCoA) were applied.

The results showed that fish bycatch communities varied significantly over the study period, while environmental conditions also fluctuated—particularly after 2017, with rising sea surface temperatures and declining sea ice cover. However, a moderate and statistically significant relationship between environmental variables and fish communities was only observed in subarea 48.2. In subareas 48.1 and 48.3, no such influence was detected, suggesting the potential involvement of other factors not considered in this study. These findings highlight the need to include bycatch analysis in future research to holistically assess the combined effects of fishing activities and climate change on Antarctic ecosystem biodiversity.

1. INTRODUCCION

La Antártica es el continente más austral del planeta y alberga un ecosistema único debido a sus condiciones ambientales extremas. Durante el invierno, las temperaturas pueden descender por debajo de -60°C (Turner *et al.*, 2009), con presencia de vientos catabáticos característicos de esta región que alcanzan velocidades superiores a 200 Km h^{-1} (King & Turner, 1997). La variabilidad en la disponibilidad de luz divide el año con dos estaciones marcadamente contrastadas: durante el verano austral la luz solar es constante durante varios meses, mientras que en invierno las horas luz se reducen a un resplandor en el horizonte (Stonehouse, 2002). Este contraste extremo de luz y oscuridad impacta en la biología y ecología de las especies, especialmente en los organismos marinos que dependen del hielo estacional y a la productividad primaria asociada a la luz (Clark *et al.*, 2007).

Por otra parte, el Océano Austral, que rodea al continente antártico, está delimitado por la Corriente Circumpolar Antártica (CCA), una barrera oceánica que lo aísla de los demás océanos y lo convierte en un laboratorio natural único (López Martínez, 2011). En esta región se ha desarrollado una biodiversidad altamente adaptada y única, caracterizada por un alto endemismo de especies (Arana & Rolleri, 2020; Friedlander *et al.*, 2020). Esta condición significa que cualquier cambio en las condiciones ambientales, ya sea por causas naturales o por actividades antropogénicas, podría tener consecuencias ecológicas con efectos irreversibles en la estructura de las comunidades biológicas (Krafft *et al.*, 2023).

Desde mediados de la década de los años 1970 se realiza en el océano Austral una intensa actividad pesquera industrial, centrada principalmente en la especie *Euphausia superba*, el krill antártico, motivada por el valor comercial que reviste este pequeño crustáceo eufáusido, utilizado como materia prima para la elaboración de harina de krill, alimento cada día más demandado por la industria de acuicultura y por la industria farmacéutica para la extracción de aceite omega 3, como suplemento alimentario para el consumo humano (Krafft *et al.*, 2021).

La extracción del krill antártico (*E. superba*) ha aumentado considerablemente los últimos años, y ha pasado de 200 mil toneladas de captura el año 2010, a más 400 mil toneladas el año 2022 (Fig. 1). Esta pesquería es administrada por la Convención para la Conservación de los Recursos

Vivos Marinos Antárticos (CCAMLR), que para efectos de administración y control de las pesquerías que se desarrollan en el océano Austral, divide las zonas de pesca en subáreas pesqueras. La extracción del krill (*E. superba*) se focaliza principalmente en 3 subáreas, que se encuentran cercanas a la Península Antártica por el océano Atlántico, las subáreas 48.1, 48.2 y 48.3 (Fig. 2), porque en estas subáreas se concentra la mayor abundancia de Krill (Atkinson *et al.*, 2009).

El método de captura utilizado es el sistema de arrastre de media agua, con alto desarrollo en la tecnología desde el año 2006 con la implementación de un sistema de arrastre tipo continuo. Este, a diferencia del arrastre tradicional, permite que la red permanezca sumergida en el agua durante períodos de tiempo prolongados, incluso semanas, mientras la captura es transportada a bordo mediante un sistema de bombeo ininterrumpido. Esta innovación hace que sea un sistema más eficiente desde el punto de vista comercial, porque optimiza el tiempo eliminando las horas de izado y lanzamiento de la red (Kamaguchi & Nicol, 2007).

Como en toda arte de pesca de arrastre, durante la actividad se extrae además de la especie objetivo, otras especies capturadas de manera incidental, conocido como el *bycatch*.

Actualmente, la flota pesquera la componen alrededor de 12 barcos fábrica. La temporada de pesca comienza el 1 de diciembre de cada año y finaliza el 30 de noviembre del año siguiente. La operación y distribución espacial de los barcos depende de varios factores, como la cobertura de hielo existente en la zona, la disponibilidad de la especie objetivo, factores logísticos y administrativos. Al inicio de la temporada las operaciones extractivas se concentran en la subárea 48.2, alrededor de las islas Orcadas del Sur, desde marzo se amplía a la subárea 48.1, alrededor de la Península Antártica, y en invierno, desde junio a septiembre, las operaciones se desplazan hacia la subárea 48.3, correspondiente a las Islas Georgia del Sur (Krafft, 2023).

Sumado a la presión ejercida por la actividad extractiva, la Antártica ha experimentado durante los últimos años cambios importantes asociados al cambio climático. Varios estudios han descrito el aumento de la temperatura de manera significativa en la Península Antártica. Este calentamiento ha estado relacionado estrechamente con la disminución de la cobertura de hielo,

lo que a su vez afecta la estabilidad del ecosistema antártico. Por otra parte, la reducción de la cobertura de hielo modifica la cantidad de luz solar que ingresa a la columna de agua, impactando en la concentración de clorofila-a (Turner *et al.*, 2014). El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) también ha documentado el calentamiento en la Antártica en varios de sus informes, donde destacan el efecto del aumento de la temperatura del océano Austral, reducción de la cobertura de hielo marino y alteraciones en la estacionalidad de éste, acidificación del mar, retrocesos de glaciares, y aumento del nivel del mar (IPCC, 2019).

Estas transformaciones han generado modificaciones del hábitat con implicancias fisiológicas y ecológicas documentadas para las poblaciones de *E. superba* (McBride *et al.*, 2021), sin embargo, los efectos de estas variaciones ambientales sobre las especies que componen el *bycatch* son aún desconocidos.

La relación entre las condiciones ambientales y su variabilidad, con las comunidades biológicas en la Antártica es un tema de creciente interés, especialmente en el contexto del cambio climático. Los peces que habitan el Océano Austral agrupados principalmente de las familias Channichthyidae, Notothenidae, Myctophidae, tienen características biológicas y ecológicas particulares, producto de su evolución en este ecosistema aislado, para lo que han desarrollado una alta especialización al frío extremo con adaptaciones fisiológicas, como pérdida de hemoglobina en los Channichthyidae (Sidell & O'Brien, 2006). Otra característica de estos peces es su ciclo de vida lento, alcanzan la madurez después de varios años y tienen baja fecundidad (Kock, 2005). Muchas de las especies dependen de hábitats que son sensibles frente cambios ambientales, como zonas asociadas al hielo marino, cuya extensión y estabilidad están siendo alteradas por el cambio climático (Mintenbeck *et al.*, 2012).

Las variables ambientales son un factor determinante en las estructuras comunitarias marinas, por lo que, cambios en factores clave como la temperatura superficial del mar (TSM), la cobertura de hielo y la concentración de clorofila-a podría ser beneficioso para ciertas especies, mientras que para otras podrían ser un impacto negativo que afecte su supervivencia. Particularmente, las especies adaptadas a aguas muy frías y bien oxigenadas son más sensibles a estos cambios (Corso *et al.*, 2022); por otra parte la cobertura de hielo otorga el hábitat para su alimentación y refugio frente a depredadores, a la vez que una disminución de ésta permite el

crecimiento del fitoplancton en otoño y primavera (Ferreira *et al.*, 2024), por lo que una modificación en la concentración de clorofila-a causaría un efecto en cadena en la distribución y abundancia de las especies, porque constituye la base de la red alimentaria en el mar, consecuentemente cualquier alteración en estas variables tendría un impacto en las comunidades y su estructuración. Por lo tanto, conocer el impacto presente y futuro que significa el cambio climático en la biodiversidad del Océano Austral resulta prioritario para analizar y discutir estrategias de conservación en este ecosistema.

La presente investigación busca responder esta interrogante, conociendo primero como se componen las comunidades de peces asociados a la pesquería del krill, y estimar el efecto de la variabilidad ambiental en éstas.

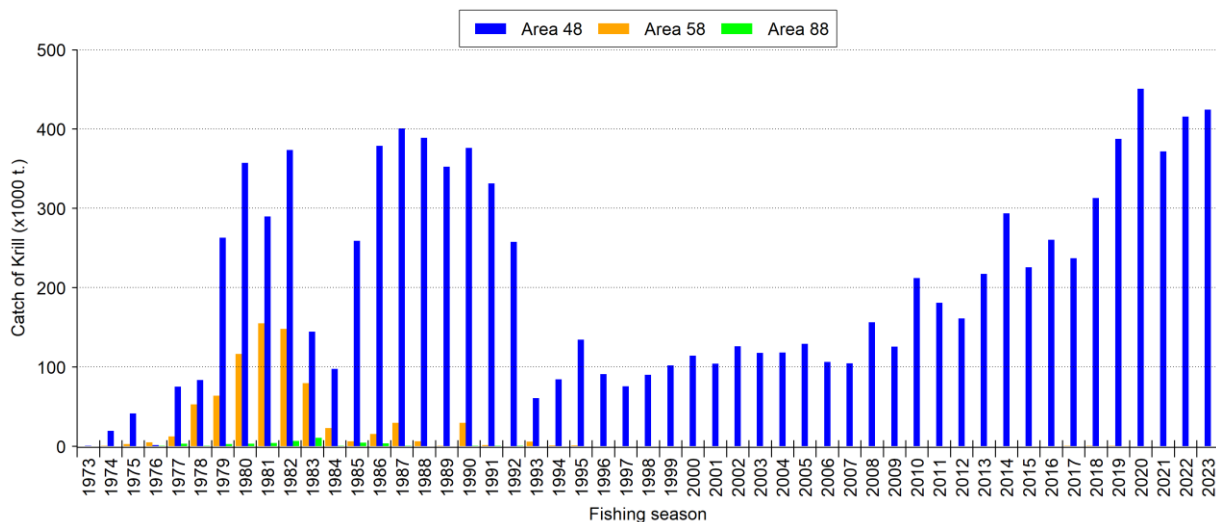


Fig. 1 Capturas anuales de Krill antártico (*Euphausia superba*) en el Área de Convención de la CCAMLR, desde el año 1973 al 2023. Se observa que el 48 es la que ha reportado históricamente los mayores volúmenes de extracción de la especie.

Fuente: https://fishdocs.ccamlr.org/FishRep_48_KRI_2023.pdf

**Convention Area
Statistical Areas**

0 500 1000 1500 2000 km

1:45 000 000

South Pole Lambert Azimuthal Equal
Area projection



<http://gis.ccamlr.org>

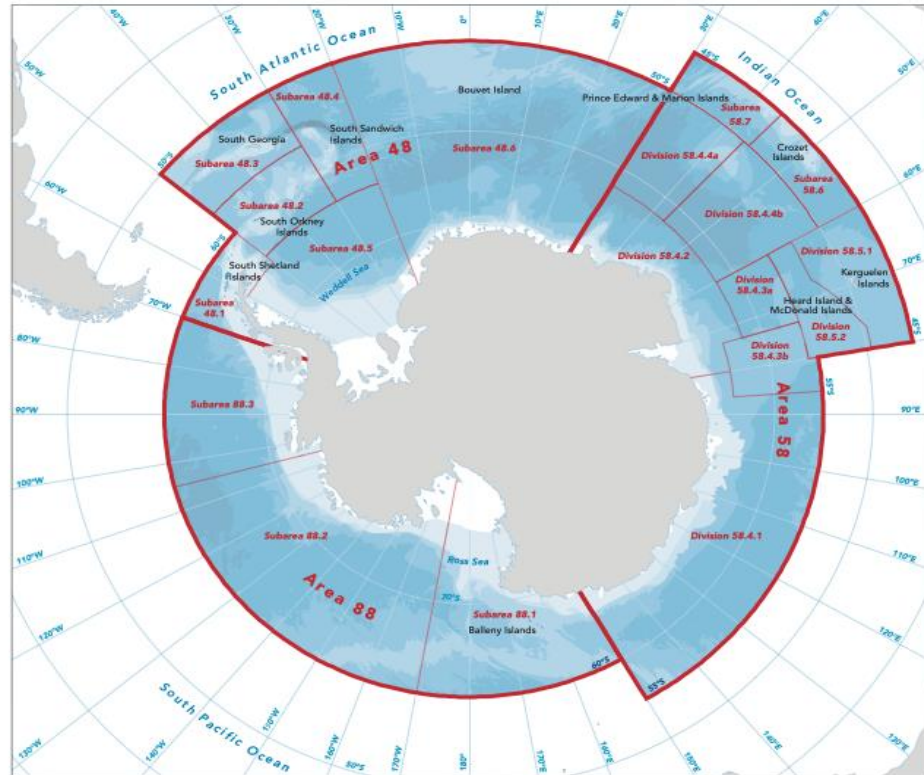


Fig.2 Mapa de la Antártica y las subáreas de pesca definidas por la FAO y adoptadas por la CCAMLR para la gestión y conservación de los recursos marinos en el Océano Austral. Las subáreas 48.1, 48.2 y 48.3 son el área de estudio.

Fuente: Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCAMLR).
<https://www.ccamlr.org/en/system/files/CCAMLR-Convention-Area-Map.pdf>

1.2. HIPÓTESIS

La variabilidad de las condiciones ambientales, temperatura superficial del mar (TSM), cobertura de hielo y concentración de clorofila-a, están relacionadas con la composición y diversidad de las comunidades de peces del *bycatch* de la pesquería del krill (*E. superba*), en términos de abundancia, riqueza, diversidad y equidad de especies.

Diversos estudios han señalado que el aumento de la temperatura en el Océano Austral podría afectar a las especies, especialmente aquellas de limitada tolerancia fisiológica y aquellas especialistas en su dieta o hábitat (Murphy *et al.*, 2024), las que se verían forzadas a desplazarse a zonas más aptas para su sobrevivencia. En este escenario, las redes tróficas se verán alteradas, porque impactaría tanto a comunidades de productores primarios y a los hábitats asociados al hielo (Trebilco *et al.*, 2020). Conocer cómo responden las comunidades de peces frente a este cambio en el ambiente, constituye un paso clave para diseñar estrategias de conservación adaptativas.

1.3. OBJETIVO GENERAL

Evaluar el impacto de la variabilidad ambiental en la abundancia y composición de las comunidades de peces en que conforman el *bycatch* de la pesquería de krill antártico (*E. superba*) en las principales subáreas pesqueras de la Antártica durante el período 2014 al 2022.

1.3.1. Objetivos específicos

Caracterizar las comunidades de peces en términos de abundancia, riqueza, diversidad y equidad de especies en cada año del período estudiado.

Evaluar la variación de las comunidades durante dicho período.

Analizar la relación entre las variables ambientales (temperatura superficial del mar, cobertura de hielo, concentración de clorofila-a), con la variación de las comunidades del *bycatch*.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de Estudio

Se definió como área de estudio las subáreas pesqueras 48.1, 48.2 y 48.3, (fig.2), porque en éstas se registran los mayores niveles de extracción de krill, de acuerdo con los reportes pesqueros de la CCAMLR (CCAMLR, 2023) (Fig.1), y los contenidos explicados en el Informe del Comité de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, 2021), identifica a la Península Antártica como la región donde se han registrado las mayores anomalías térmicas.

El período del estudio se definió desde el año 2014 al 2022, porque desde el año 2014 en adelante la cantidad de observadores científicos de la CCAMLR cubre un mayor porcentaje de barcos, alrededor de un 25% (Krafft *et al.*, 2023). Anterior a este año, el número de embarcaciones pesqueras con observadores científicos a bordo era muy baja por lo que el registro de *bycatch* era insuficiente para dar validez estadística a los análisis.

2.2. Datos Pesqueros

Los análisis se realizaron con información registrada en la Base de Datos que fue proporcionada por la CCAMLR (Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos). Esta Base de datos contiene registros desde el año 1973 en adelante sobre la pesquería de Krill antártico como especie objetivo. Los registros de las capturas incidentales se inician posteriormente, en la década de 1990 con el programa de Observadores científicos internacionales, que fue ampliando la cobertura en los barcos a medida que la pesquería de Krill se intensificaba. Solo en 2020, la CCAMLR estableció la exigencia de un 100% de cobertura en los barcos que operan en la zona de la convención (CCAMLR, 2021).

Para el control de la extracción, la CCAMLR implementó un sistema donde cada barco registra cada lance realizado en la temporada de pesca, la cual se inicia el 1 de diciembre de cada año y finaliza el 30 de noviembre del año siguiente. En el registro se identifica cada lance con un número único que lo vincula con información de variables asociadas, como: la temporada de

pesca, subárea donde se realizó la captura, duración y fecha del lance, hora de inicio y término, coordenadas de ubicación geográfica, profundidad del lance y el peso total de la captura.

La pesquería de krill se realiza mediante el sistema de arrastre de media agua, y desde el 2006 algunos barcos utilizan un sistema de arrastre más moderno, con tecnología más eficiente desde el punto de vista comercial, el denominado arrastre continuo. Este es un sistema en el cual la pesca contenida en copo de la red, se vacía mediante bombeo continuo, directamente a las bodegas del barco, actividad que puede durar varios días. En este procedimiento no se ocupan horas para el izado de la red, vaciarla en el barco y lanzarla de nuevo, como ocurre como en el arrastre "tradicional".

El arrastre de tipo continuo permite que la red permanezca sumergida en el agua durante períodos prolongados, incluso semanas, mientras la captura se bombea de manera ininterrumpida hacia las bodegas del barco mediante un sistema de succión, (Kawaguchi *et al.*, 2006). Las capturas de krill se realizan a profundidades entre 20-250 m, dependiendo de la concentración de krill, que se desplaza en grandes enjambres. La presencia de los enjambres varía según las condiciones oceanográficas y de la cobertura de hielo marino (Watkins & Murray, 1998).

Tanto las capturas de la especie objetivo, el krill antártico, como del *bycatch*, son registradas por lance, en una bitácora de pesca. Para identificar el *bycatch* se realiza un muestreo aleatorio por lance, en el cual se extrae una muestra de 25 kilos. Los peces capturados en esta muestra se identifican y clasifican hasta el nivel taxonómico de familia, género y especie, con datos de número de individuos y peso (Krafft *et al.*, 2022).

2.2.1. Análisis de datos

Los datos registrados en la Base de Datos se filtraron, hasta obtener solo los datos de las capturas efectuadas en las 3 subáreas de este estudio (48.1, 48.2, y 48.3), y para el periodo 2014-2022.

Para estimar la captura total de *bycatch* se consideró solo los lances que registraron captura de peces. El cálculo se realizó en base a un procedimiento de extrapolación, donde el peso del

bycatch identificado en la muestra estándar de 25 kilogramos se proyectó de manera proporcional al peso de la captura total del lance. Este cálculo se realizó utilizando la fórmula:

$$P_{bycatch} = (P_{muestra} / P_{total}) \times P_{lance}$$

Donde:

$P_{bycatch}$ = Peso estimado del *bycatch* en el lance (kg).

$P_{muestra}$ = Peso (Kg) del *bycatch* en la muestra de 25 kg.

P_{total} = Peso total de la muestra (25 kg).

P_{lance} = Peso total del lance reportado en la base de datos (kg).

Los pesos estimados de *bycatch* por lance se sumaron mensualmente y las capturas se estandarizaron a captura por unidad de esfuerzo (CPUE), expresada en kilogramos extraídos por hora de arrastre, tanto para la especie objetivo (*E. superba*), como para el *bycatch* de peces.

2.2.2. Índices ecológicos alfa

Para analizar la composición y diversidad de las comunidades del *bycatch*, se calcularon los siguientes índices ecológicos alfa:

Riqueza de especies (S), corresponde al número total de especies de peces registrados, calculada mensualmente para los años del estudio.

Diversidad de especies (H'), se estimó utilizando el índice de Shannon-Weaver (Ludwig y Reynolds 1988), calculado como:

$$H' = -\sum (p_i \ln p_i)$$

Donde:

p_i es la proporción de todos los individuos de la especie i , en relación con el número total de individuos.

Este índice combina riqueza y equidad, lo que permite identificar los cambios en la composición de las comunidades.

Equidad (J'), se calculó mediante el índice de Pielou, definido como:

$$J' = H' / \ln S$$

Donde:

H' es el índice de Shannon-Weaver y S representa la riqueza de especies. Este índice indica la uniformidad en la distribución de abundancias entre las especies presentes en la comunidad.

2.2.3. Índices ecológicos beta

Para estimar las variaciones en las comunidades de peces entre años, los datos de *CPUE* se transformaron mediante $\ln(x+1)$, para reducir la influencia de las especies más dominantes. Los análisis realizados fueron:

- Matriz de similitud: Se construyó utilizando el índice de Bray-Curtis, que mide las diferencias en la composición de especies entre los años analizados.
- Análisis PERMANOVA: Se utilizó una Permutational Multivariate Analysis of Variance con 9,999 permutaciones y un nivel de significancia de 0,05 para determinar si las diferencias observadas entre años eran estadísticamente significativas.
- Análisis de Coordenadas Principales (PCoA): Este análisis, basado en la matriz de Bray-Curtis, permitió visualizar gráficamente las diferencias en la composición de especies entre años.
- Análisis SIMPER (Similarity Percentage Analysis): Se identificaron las especies que contribuyeron a la disimilitud en la composición observadas entre años.

Todos los análisis se realizaron con el paquete `vegan` del software R.

2.3. Grupos funcionales

Las especies de peces del *bycatch* de la pesquería de Krill registradas se clasificaron en grupos funcionales, para esto se consideró el tipo de dieta, su distribución batimétrica y la época de desove. El objetivo de esta clasificación fue analizar los resultados obtenidos, en relación con el rol ecológico de las especies principales de las comunidades estudiadas. Los antecedentes se recopilaron de la página Fishbase (www.fishbase.org, versión (10/2024)).

2.4. Datos ambientales

Los datos de las variables ambientales: temperatura superficial del mar (TSM), se obtuvieron de ERA5, la concentración de clorofila-a y porcentaje de cobertura de hielo se obtuvieron de Nasa Earthdata. Los valores diarios de cada variable se promediaron para obtener datos mensuales, con estos valores se realizaron series de tiempo para cada variable, considerando los meses en los cuales se realiza actividad pesquera, de enero a junio para las subáreas 48.1 y 48.2, y de junio a septiembre en la subáreas 48.3.

Se realizó análisis de regresión lineal simple por mínimos cuadrados, para evaluar la tendencia temporal de las variables ambientales: temperatura superficial del mar (°C), cobertura de hielo (%) y de la concentración de clorofila-a (mg/m³). En este análisis se consideraron todos los meses del período del estudio.

Para evaluar la correlación entre las variables ambientales, con los índices ecológicos alfa: abundancia, riqueza, diversidad y equidad de especies en las comunidades de peces del *bycatch*, se realizó el análisis de correlación. Previamente, se aplicó el test de Shapiro-Wilk para determinar si los datos seguían una distribución normal. Dado que las variables no presentaban una distribución normal, se empleó la prueba de correlación de Spearman. Como se explicó anteriormente, para este análisis se consideraron solo los meses en que se realizó actividad extractiva, porque el objetivo era evaluar la correlación existente entre las variables ambientales y las comunidades de peces del *bycatch*.

Los gráficos y análisis estadísticos se realizaron en R (R Core Team, 2024), utilizando los paquetes ggplot2 (Wickham, 2016) y vegan (Oksanen et al., 2022).

3. RESULTADOS

Se analizaron 174.283 lances en total. De éstos, el 48% se realizó en la subárea 48.1; el 31% en la subárea 48.2 y el 21% se realizó en la subárea 48.3.

3.1. CAPTURA DE KRILL POR AÑO.

Los resultados de los análisis de captura de Krill se realizaron en base a tres variables: capturas totales anuales para cada subárea (Ton); horas de arrastre por año en cada subárea; y captura por hora de arrastre (*CPUE*) (Fig. 3).

Los datos mostraron en la subárea 48.1 que los niveles de captura fueron relativamente constantes durante los años analizados, con volúmenes alrededor de 150 mil toneladas anuales. La subárea 48.2 fue la que experimentó mayor variación en los niveles de extracción, el año 2014 se registró 70 mil toneladas de captura y los años siguientes, 2015 y 2016 hubo un descenso en las capturas de aproximadamente un 50%. Posteriormente, se recuperó el año 2017. Desde el año 2018 en adelante las capturas aumentaron a más del doble, alcanzando el año 2021 más de 200 mil toneladas. La subárea 48.3 también registró fluctuaciones en las capturas, pero de menor intensidad con respecto a la zona 48.2. En la subárea 48.3, el año 2021 no hay registro de captura (Fig. 3).

Respecto de la intensidad de pesca (*CPUE*), los datos mostraron que en la subárea 48.1, las horas de arrastre se mantuvieron relativamente constantes durante todo el período, lo que refleja un esfuerzo pesquero estable. La cantidad de horas de arrastre oscilaron entre un máximo de 17 mil horas en 2015 y un mínimo de 13 mil horas en 2022. Al contrario, la subárea 48.2 presentó una dinámica diferente, con una intensidad de arrastre considerablemente menor en comparación con la subárea 48.1 entre los años 2014 al 2017, mientras que los años siguientes la intensidad pesquera fue siendo similar a la realizada en la subárea 48.1. En el año 2014 en la subárea 48.2, se registraron 5 mil horas de arrastre, cifra que disminuyó a la mitad durante 2015 y 2016.

Posteriormente, en 2017, el esfuerzo pesquero aumentó a 7 mil horas y a partir de 2018 duplicó su intensidad, con un máximo de más de 20 mil horas en 2021. Por su parte, la subárea 48.3 registró menor cantidad de horas de arrastre, entre 2014 y 2016, registró un valor cercano a 10 mil horas. En 2017 y 2018, el esfuerzo pesquero disminuyó abruptamente a 2 mil 500 horas, recuperándose en 2019 con un incremento a 15 mil horas. En 2021 no se registraron capturas, mientras que en 2022 las horas de arrastre se redujeron nuevamente a los niveles de 2019, alcanzando 7 mil horas (Fig. 3).

Los niveles de capturas por hora (*CPUE*) muestran que en la subárea 48.1 fluctuaron entre un máximo de 12 mil Ton/h el año 2018, y la mínima los años 2015 y 2016, con alrededor de 9 mil T/h. La subárea 48.2, mostró mayores capturas por hora, con respecto a las otras dos áreas. El año 2014 fue su máximo para el período analizado, alcanzando niveles de 15 mil Ton/h, el mínimo fue de 7 mil Ton/h el año 2015, pero mantiene niveles de sobre 10 mil Ton/h durante todos los años. La subárea 48.3 mantuvo siempre niveles de *CPUE* inferiores en comparación a las otras dos zonas. El nivel máximo en esta subárea se registró el año 2019 con aproximadamente 12 mil Ton/h, y el mínimo durante el año 2015 con poco más de 5 mil Ton/h, esto sin considerar el año 2021 que no hubo captura en esta zona.

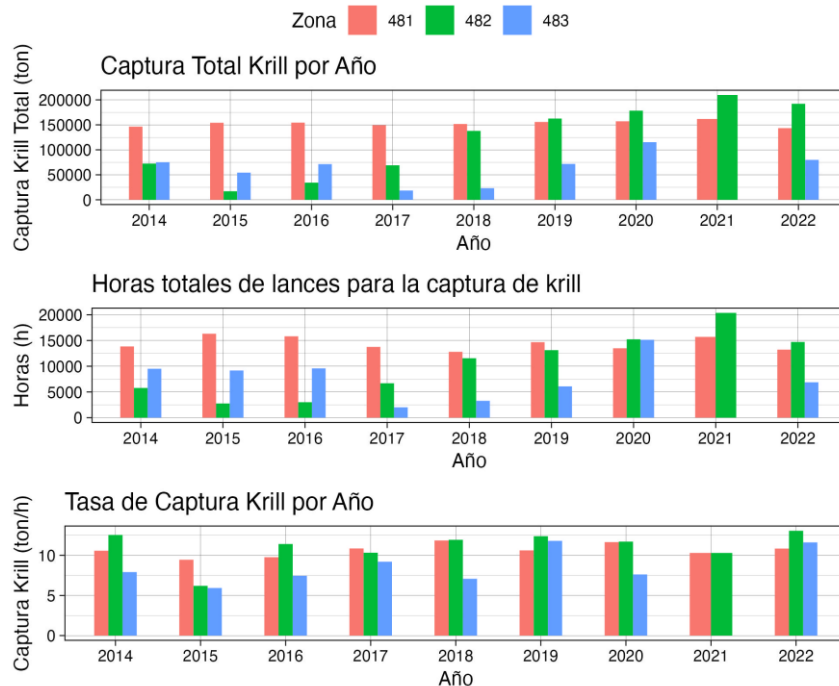


Fig. 3. Captura de Krill (*Euphausia superba*) expresada en toneladas por año; número de horas de arrastre por año y capturas por hora de arrastre, expresadas en toneladas extraídas por hora (CPUE), para cada una de las subáreas.

3.2. El Bycatch

3.2.1. Estructura y diversidad de las comunidades de peces del *bycatch* en la pesquería del Krill antártico (*E. superba*).

3.2.1.1. Biomasa estandarizada por subáreas

En la subárea 48.1 se registró capturas de 12 familias de peces: Anoptopteridae, Artedraconidae, Bathydraconidae, Channichthyidae, Cyclopteridae, Gempylidae, Moridae, Muraenolepidae, Liparidae, Myctophidae, Nototheniidae, Paralepididae; correspondiendo a 60 especies en total.

Las familias con mayor número de especies la familia fueron Channichthyidae con 17 especies, y Nototheniidae con 16 especies. Las especies con mayor biomasa estandarizada acumulada durante el período fueron de la familia Channichthyidae, las especies *Champscephalus gunnari* con 84.453 kilos y *Chionodraco rastrospinosus* con 54.744 kilos. Con menor representatividad fueron las familias Myctophidae con 8 especies, de las cuales la de mayor biomasa acumulada fue *Myctophidae* spp. con 2.733 kilos, y Bathydraconidae con 7 especies, de las cuales *Parachaenichthyidae charcoti* fue la con mayor biomasa estandarizada acumulada para el período analizado, con 652 kilos. Las demás familias presentaron 1 a 3 especies, y las capturas fueron esporádicas y bajas en relación a las de mayor abundancia (Tabla 1).

Al analizar los resultados de la captura por hora (CPUE) del *bycatch* (Tabla 2), se estimó que las especies con mayor biomasa estandarizada acumulada desde el 2014 al 2022, en la subárea 48.1 fue *Notothenia rosii* con 4.572 Kg/h, seguida de *Gobionotothen gibberifrons* con 2.695 Kg/h, *Notothenia coriiceps* con 1.181 Kg/h, *Champscephalus gunnari* 561 Kg/h. Sin embargo, se destaca que *Notothenia rosii* entre el 2014 al 2017 registraba capturas mucho más bajas, con niveles entre 0 a 2,33 Kg/h, y el año 2018 se eleva a 4.126,96 Kg/h. Posteriormente, el año 2019 baja nuevamente el nivel de captura a 438,23 Kg/h, los años siguientes no vuelve a registrar capturas de esta especie. Situación similar se observa con la especie *Gobionotothen gibberifrons*, que, aunque se registraron capturas durante todo el período, el año 2018 la abundancia se elevó a niveles muy superiores a los registrados antes y después de ese año. Otra especie que registró un aumento importante ese mismo año 2018, fue *Notothenia coriiceps*. Esta especie aparece en los

registros solo desde el año 2016 con 460,65 Kg/h, el año siguiente baja a 1,85 Kg/h, para aparecer el 2018 con 711,36 Kg/h (Fig. 4).

Tabla 1. Composición de las especies de peces en el *bycatch* de la pesquería de Krill (*Euphausia superba*), en kilos por año y la captura total de cada especie acumulada durante el período, subárea 48.1

FAMILIA	ESPECIES	CODIGO ESPECIE	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	Captura total por especie (Kg)	
Anotopteridae	Anotopterus pharao	ANP						1028,89			4,82	1033,71	
Artedidraconidae	Artedidracro spp	ART			0,97							0,97	
	Pogonophryne marmorata	PGM								0,48	0,26	0,74	
	Artedidraconidae	PLF					5,4					5,4	
Bathydraconidae	Gymnodracro acuticeps	GDR	0,53	0,86	0,27	2,46	230,93	53,37	0,62	668,91	5,89	963,84	
	Gerlachea australis	GEA								1,87		1,87	
	Racovitza glacialis	RGG	4,16									4,16	
	Bathydraconidae	BQY			12,98			304,15			0,08	317,21	
	Bathydraco antarcticus	BDN				0,09						0,09	
	Parachaenichthys charcoti	PCH			3,62		165,95	94,68	109,88	1,82	276,74	652,69	
	Parachaenichthys georgianus	PGE					0,53					0,53	
Channichthyidae	Champscephalus gunnari	ANI	401,06	8408,81	13,43	850,07	442,71	73232,8	6,2	126,63	971,16	84452,87	
	Chionobathyscus dewitti	CHW			1,59	222,84	0,24					224,67	
	Dacodraco hunteri	DAH						10,6		0,49	0,42	11,51	
	Cryodraco antarcticus	FIC	98,29	144,84	247,6	136,71	809,59	215,08	421,33	238,94	165,16	2477,54	
	Channichthyidae	ICX	114,44	446,66	567,61	56,36	4,2	1,27	28,01	3,1	18,11	1239,76	
	Neopagetopsis ionah	JIC	2,96	92,56	134,2	6,09	1135,86	2230,8	23,96	92,16	3,53	3722,12	
	Chionodraco rastrospinosus	KIF	99,41	125,74	688,41	482,54	30894,35	15557,53	2168,1	2120,04	6608,39	58744,51	
	Channichthys rhinoceros	LIC		0,8				899,11				899,91	
	Chionodraco myersi	MIC		3,6	0,05		1,78		1,92	17,48		24,83	
	Pagetopsis macropterus	PMA		6,89	0,36	3,08	201,48	45,54	22,77	38,27	102,06	420,45	
	Pagetopsis maculata	PZS								0,4		0,4	
	Pagetopsis spp	PZK								1,6		1,6	
	Pseudochaenichthys georgianus	SGI	15,06	117,74	4,32	112,94	2679,72	1733,98	62,94	5,07	34,86	4766,63	
	Chaenocephalus aceratus	SSI	905,61	95,46	41,45	21,76	2022,51	681,49	96,96	75,27	133,39	4073,9	
	Chionodraco hamatus	TIC	350,12	219,23	551,63	565,86	433,36	24,09	38,1	3,62		2186,01	
	Chaenodraco wilsoni	WIC	999,62	339,5	692,77	348,93	3104,22	3151,22	214,73	1877,69	953,07	11681,75	
	Cryodraco spp	YDB	48,72	14,06	0,65								63,43
	Cyclopteridae	Cyclopteridae	ZDS					13,21					13,21
	Gempylidae	Paradiplopinus gracilis	PDG						26,71				26,71
Moridae	Halargyreus johnsonii	MHJ		103,61								103,61	
Muraenolepididae	Muraenolepis spp	MRL									0,1	0,1	
Liparidae	Liparidae	LPX				0,63					0,84	1,47	
	Paraliparis spp	PVZ				10,88						10,88	
Myctophidae	Electrona antarctica	ELN	280,36	4,02		9,97			1,16		8,58	304,09	
	Electrona carlsbergi	ELC			134,89	8,91	104,89	62,44	30,39	84,33	6,26	432,11	
	Electrona spp	ELT					0,99	1,23				2,22	
	Gymnoscopelus nicholsi	GYN				6	45,06		1,65			52,71	
	Myctophidae	LXX	244,12	10,49	23,9		23,78	2410,34		11,48	8,56	2732,67	
	Krefflichthys anderssoni	KRA						0,04				0,04	
	Protomyctophum spp	PVP								0,47		0,47	
Protomyctophum tenisoni	PRE	8,9	0,25		16,64						25,79		
Nototheniidae	Pleuragramma antarctica	ANS	370,6	132,82	334,7	719,83	3154,99	3381,63	208,82	414,8	3910,4	12628,59	
	Pagothenia borchgrevinki	GTO								1,46		1,46	
	Gobionotothen gibberifrons	NOG	335,51	612,58	86,85	1,78	20497,31	4701,43	35,95	29,51	1346,83	27647,75	
	Notothenia coriiceps	NOC			921,3	1,85	1244,88	74,5	0,97	17,75	0,63	2261,88	
	Lindbergichthys nudifrons	NOD					21,33					21,33	
	Nototheniopsis larseni	NOL	55,23	1329,41	121,37	194,96	409,36	459,69	0,78	239,58	1683,05	4493,43	
	Notothenia rossii	NOR		18,57	1,08	3,11	9492,01	511,27		2,11	33,57	10061,72	
	Lepidonotothen squamifrons	NOS	0,49	5,19	1,13					1,14		7,95	
	Patagonotothen brevicauda	NOT				60,8	74,87	36,82				172,49	
	Nototheniidae	NOX	962,59	124,44	2,17	13,6	57,65	3,24	1,03	3,33	49,53	1217,58	
	Pagothenia brachysoma	PAB								4,96		4,96	
	Dissostichus mawsoni	TOA		5,92	10,41	24,05	19,66			0,77		60,81	
	Trematomus lepidorhinus	TRD				3,98					132,08	136,06	
	Trematomus newnesi	TRW					54,05	64,47		1,19		119,71	
	Trematomus eulepidotus	TRL					442,03	45,38	81,63	39,15	72,71	680,9	
Trematomus pennellii	PTC		2,98								2,98		
Paralepididae	Notolepis coatsi	NTO	0,63	2,84	0,67	11,69	13,15	51,85	103,47	1,43	82,07	267,8	
	Notolepis spp	NOE		3,71	3,87		10,03	101,29				118,9	
CAPTURAS TOTALES ANUALES EN KILOS			5298,41	12373,58	4604,25	3898,41	77812,08	111196,93	3661,37	6127,3	16613,15	241585,48	

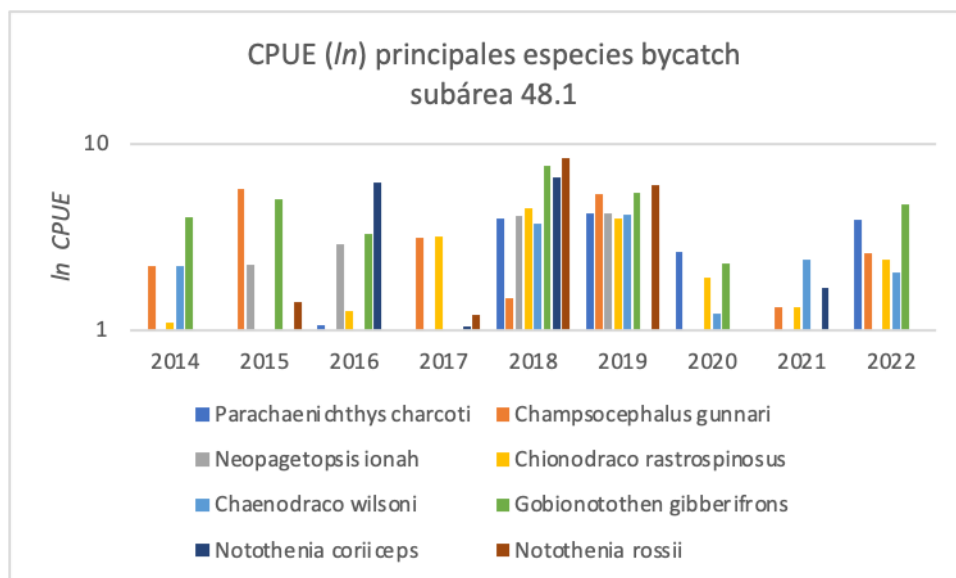


Fig. 4 CPUE subárea 48.1 expresada en \ln del peso en kilos de las especies de mayor abundancia en el bycatch de la pesquería del krill (*Euphausia superba*). Se observa un aumento importante de tres especies, *Notothenia rossii*, *Gobionotothen gibberifrons* y *Notothenia coriiceps* el año 2018.

En la subárea 48.2 se registraron 14 familias de peces: Artedidraconidae, Anotopteridae, Bathydraconidae, Channichthyidae, Cyclopteridae, Gempylidae, Harpagiferidae, Liparidae, Macrouridae, Muraenolepidae, Myctophidae, Nototheniidae, Paralepididae, Zoarcidae, y 61 especies en total. La familia con mayor representación de especies fue Nototheniidae con 13 especies, seguido de las familias Channichthyidae y Myctophidae, ambas con 12 especies.

La mayor abundancia acumulada durante todo el período la registraron las especies: *Champsocephalus gunnari* con 123.269 kilos, *Pseudochaenichthys georgianus* con 93.119 kilos, *Chaenocephalus aceratus* con 18.073 kilos, *Gobionotothen gibberifrons* con 17.010 kilos, y *Notolepis coatsi* con 4.288 kilos. Las demás especies registraron capturas acumuladas mucho menor (Tabla 3).

Tabla 2. CPUE en Kg/h anual y acumulada de las especies del *byacatch* de peces de la pesquería de Krill (*Euphausia superba*) en la subárea 48.1, desde el 2014 al 20122

FAMILIA	ESPECIES	CODIGO ESPECIE	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	Captura total por especie (Kg)	
Anotopteridae	Anotopterus pharao	ANP						87,57			2,41	89,98	
Artedidraconidae	Artedidracono spp	ART			0,24							0,24	
	Pogonophryne marmorata	PGM								0,08	0,13	0,21	
Bathydraconidae	Artedidraconidae	PLF					2					2	
	Gymnodraco acuticeps	GDR	1,27	0,22	0,17	1,23	15,13	17,31	0,46	81,91	0,58	118,28	
	Gerlachea australis	GEA									0,47	0,47	
	Racovitzia glacialis	RGG	1,66									1,66	
	Bathydraconidae	BQY			1,3				53,83			0,04	55,17
	Bathydraco antarcticus	BDN				0,05							0,05
	Parachaenichthys charcoti	PCH			1,89		51,06	66,83	12,88	0,37	48,13		181,16
Channichthyidae	Parachaenichthys georgianus	PGE					0,27					0,27	
	Champocephalus gunnari	ANI	7,9	306,33	1,29	22,23	3,43	203,91	0,94	2,81	12,04	560,88	
	Chionobathyscus dewitti	CHW			0,79	15,92	0,32					17,03	
	Dacodraco hunteri	DAH					2,28	5,3		0,24	0,16	5,7	
	Cryodraco antarcticus	FIC		1,34	1,23	1,87	9,87	1,97	3,23	1,83	2,86	24,2	
	Channichthyidae	ICX	1	4,97	2,15	1	0,26	0,45	0,83	0,27	0,66	11,59	
	Neopagetopsis ionah	JIC	0,55	8,23	16,95	0,54	60,26	67,5	1,23	1	0,09	156,35	
	Chionodraco rastrospinosus	KIF	2,03	1,44	2,55	22,98	89,54	50,87	5,73	2,78	9,8	187,72	
	Channichthys rhinoceratus	LIC		0,4				71,45				71,85	
	Chionodraco myersi	MIC		1,03	0,03		0,89		0,32	0,81		3,08	
	Pagetopsis macropterus	PMA		0,43	0,19	1,5	14,65	1,45	2,98	3,19	2,09	26,48	
	Pagetopsis maculata	PZS									0,1	0,1	
	Pagetopsis spp	PZK									0,27	0,27	
	Pseudochaenichthys georgianus	SGI	1,08	1,43	0,27	3,48	22,83	59,05	1,99	0,17	0,87	91,17	
	Chaenoccephalus aceratus	SSI	15,12	0,8	0,7	8,16	29,15	18,67	0,93	0,86	1,02	75,41	
	Chionodraco hamatus	TIC	2,65	0,78	2,4	2,83	1,94	0,86	1,36	1,09		13,91	
	Chaenodraco wilsoni	WIC	7,9	1,53	1,58	1,68	41,15	61,99	2,42	9,83	6,67	134,75	
	Cryodraco spp	YDB	2,02	1,19	0,33								3,54
	Cyclopteridae	Cyclopteridae	ZLS					15,54					15,54
Gempylidae	Paradiplousinus gracilis	PDG						29,14				29,14	
Moridae	Halarargyreus johnsonii	MHJ		51,8								51,8	
Muraenolepididae	Muraenolepis spp	MRL									0,05	0,05	
Liparidae	Liparidae	LPX				0,31						0,42	0,73
	Paraliparis spp	PVZ				13,06						13,06	
Myctophidae	Electrona antarctica	ELN	16,48	1,21		2,66			0,29		0,82	21,46	
	Electrona carlsbergi	ELC			10,76	7,64	13,17	6,43	4,98	6,79	2,5	52,27	
	Electrona spp	ELT					0,49	0,45				0,94	
	Gymnoscopelus nicholsi	GYN				7,2	33,38		1,65			42,23	
	Myctophidae	LXX	21,7	2,47	1,87		1,43	47,67		3,52	4,28	82,94	
	Krefflichthys anderssoni	KRA						0,47				0,47	
	Protomyctophum spp	PVP								0,23		0,23	
	Protomyctophum tenisoni	PRE	3,68	0,33		3,33						7,34	
	Pleuragramma antarctica	ANS	2,59	1,63	3,26	2,95	4,74	6,12	1,84	1,74	6,4	31,27	
	Pagothenia borchgrevinki	GTO									0,73	0,73	
Nototheniidae	Gobionotothen gibberifrons	NOG	55,61	153,14	25,05	0,89	2120,41	221,94	8,81	1,04	108,32	2695,21	
	Notothenia coriiceps	NOC			460,65	1,85	711,36	1,73	0,58	4,44	0,84	1181,45	
	Lindbergichthys nudifrons	NOD					19,1					19,1	
	Nototheniopsis larseni	NOL	2,86	7,54	1,01	1,89	1,29	4,09	0,13	0,95	2,14	21,9	
	Notothenia rossii	NOR		3,1	0,27	2,33	4126,96	438,23		0,54	0,96	4572,39	
	Lepidonotothen squamifrons	NOS	0,25	2,59	0,13						1,96	4,93	
	Patagonotothen brevicauda	NOT				60,8	12,58	25,39				98,77	
	Nototheniidae	NOX	20,96	7,78	0,16	0,35	0,75	0,41	0,17	0,28	1,46	32,32	
	Pagothenia brachysoma	PAB								0,28		0,28	
	Disostichus mawsoni	TOA		0,66	12,5	20,62	14,21			0,19		48,18	
	Trematomus lepidorhinus	TRD				4,34						48,62	52,96
	Trematomus newnesi	TRW					2,26	17,66		0,6		20,52	
	Trematomus eulepidotus	TRL					17,38	3,81	15,75	5,59	23,58	66,11	
	Trematomus pennelli	PTC		3,57								3,57	
	Paralepididae	Notolepis coatsi	NTO	0,16	0,47	1,61	20,04	8,8	8,64	22,01	0,9	41,03	103,66
Notolepis spp		NOE		0,34	0,61		6,62	6,21				13,78	
CAPTURAS TOTALES ANUALES EN KILOS			167,47	566,75	551,94	233,73	7455,5	1587,4	91,51	137,86	328,97	11118,85	

Tabla 3. Composición de las especies de peces en el *bycatch* de la pesquería de Krill (*Euphausia superba*), en kilos totales anuales y acumulado durante el período 2014-2022, subárea 48.2

FAMILIA	ESPECIES	CODIGO ESPECIE	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	Captura total por especie (Kg)
Artedidraconidae	Artedidraco spp	ART					1,03					1,03
	Artedidraco skottsbergi	ADK								15,38		15,38
	Pogonophryne marmorata	PGM					0,2				3,01	3,21
Anotopteridae	Anotopterus pharao	ANP						1127,47	90,77			1218,24
	Bathydraco marri	BDJ				0,09						0,09
Bathydraconidae	Bathydraconidae	BQY									0,32	0,32
	Parachaenichthys charcoti	PCH								0,25		0,25
	Parachaenichthys georgianus	PGE									3,51	3,51
	Racovitzia glacialis	RGG									0,25	0,25
Channichthyidae	Champsoccephalus gunnari	ANI	28,64	527,26	6172,11	646,75	2141,66	68304,77	18719,31	6625,85	20103,06	123269,41
	Chionobathyscus dewitti	CHW								315,93		315,93
	Cryodraco antarcticus	FIC	1,49	0,42	0,24	2,43	34,28	0,87	0,82	102,03	25,86	168,44
	Channichthyidae	ICX	0,44	0,37	2,87	24,62	0,63			1,13	0,97	32,59
	Neopagetopsis ionah	JIC	20,91			85,23	1128,63	260,14	1065,05	575,48	50,85	3186,29
	Chionodraco rastrorpinosus	KIF	0,65		0,89		4,4	1559,91	217,81	118,16	33,76	1935,58
	Pagetopsis macropterus	PMA					70,17			0,25	2,61	73,03
	Pagetopsis maculata	PZS								1,41		1,41
	Pseudochanaenichthys georgianus	SGI			1635,34		1459,81	80079,14	2029,97	5579,17	2335,7	93119,13
	Chaenocephalus aceratus	SSI	25,54	6,12			22,04	16568,83	528,41	857,13	65,11	18073,18
	Chionodraco hamatus	TIC	0,57			0,78	237,22			2,65		241,22
	Chaenodraco wilsoni	WIC			0,44		48,62	0,55	0,45	85,46	82,58	218,1
Cyclopteridae	Cyclopteridae	ZLS								0,64		0,64
Gempylidae	Paradiplipinus gracilis	PDG						17,3			5,28	22,58
Harpagiferidae	Harpagifer georgianus	HBG					0,06					0,06
	Harpagifer antarcticus	HGW								1,82		1,82
Liparidae	Liparidae	LPX							0,29			0,29
Macrouridae	Coryphaenoides spp	CVY					1,04					1,04
	Cynomacurus piriei	MNI								0,02		0,02
Muraenolepididae	Muraenolepis spp	MRL						40,4				40,4
	Muraenolepis microps	MOY								0,24		0,24
	Krefflichthys anderssoni	KRA	6,69						29,7	18,89	3,1	58,38
Myctophidae	Electrona carlsbergi	ELC			0,02	1,15		14,08	169,76	796,98	176,99	1158,98
	Electrona antarctica	ELN			113	202,68	0,52	2,95	45,46	1414,94	590,94	2370,49
	Electrona spp	ELT				54,76				139,19	15,48	209,43
	Gymnoscopelus nicholsi	GYN				50,86			13,07	25,55	19,28	108,76
	Gymnoscopelus braueri	GYR							7,14	5,56		12,7
	Gymnoscopelus spp	GYX								11,59		11,59
	Myctophidae	LXX	60,94	17,32	133,94	2,96	28,06	1151,04		259,08	23,9	1677,24
	Protomyctophum tenisoni	PRE				33,05			7,17			40,22
	Protomyctophum bolini	PRM							3,43		1,6	5,03
	Protomyctophum choriodon	PRY								7,78	38,79	46,57
	Protomyctophum spp	PVP				0,98						0,98
	Nototheniidae	Pleuragramma antarctica	ANS	2,87			0,76	1,56	0,08		32,34	
Pagothenia borchgrevinki		GTO								0,41		0,41
Notothenia coriiceps		NOC							200,36		3,76	204,12
Gobionotothen gibberifrons		NOG					2,24	14747,76	2240,33	20,15		17010,48
Nototheniopsis larseni		NOL	13,38		0,97		9,75	3,26	22,04	53,32	3,9	106,62
Notothenia rossii		NOR					4,88	2,72		13,4		21
Lepidonotothen squamifrons		NOS		3,38		0,4	0,91			0,56	22,94	28,19
Nototheniidae		NOX		0,03	0,26	0,19	9,07			1,18	4,51	15,24
Pagothenia brachysoma		PAB								0,36		0,36
Dissostichus mawsoni		TOA							0,4			0,4
Trematomus loennbergi		TLO					1,75		0,21	0,16		2,12
Trematomus hansonii		TRH					10,24					10,24
Trematomus eulepidotus	TRL								0,93		0,93	
Paralepididae	Magnisudis prionosa	MAP								67,52		67,52
	Notolepis coatsi	NTO	66,45		97,86	120,96	96,74	2496,41	700,79		709,19	4288,4
	Notolepis spp	NOE			23,32		8,47	168,18				199,97
Zoarcidae	Zoarcidae	LVD								7,9		7,9
	Lycodapus pachysoma	LVP								13,31		13,31
	Actinopterygii	MZZ								0,08		0,08
CAPTURAS TOTALES ANUALES			228,57	554,9	8181,26	1228,56	5322,75	185418,39	26003,24	17174,47	24327,25	269658,95

Al analizar las biomásas estandarizadas en captura por hora (CPUE) de las especies del *bycatch* en la subárea 48.2 (Tabla 4), se observó la misma tendencia, es decir las mismas especies con mayores capturas acumuladas, registraron los mayores niveles de CPUE, aunque con una diferencia, la especie *Pseudochanaenichthys georgianus* tuvo el mayor nivel de CPUE con 81.002 Kg/h. Las siguientes especies de mayor biomasa estandarizada, en términos de capturas por hora fueron: *Champsoccephalus gunnari* con 69.571 Kg/h, *Chaenocephalus aceratus* con 16.635 Kg/h, *Gobionotothen gibberifrons* con 14.948 Kg/h, y *Notolepis coatsi* con 2.590 Kg/h.

La variabilidad de las principales especies durante el período muestra que el año 2019 el nivel de capturas fue muy superior a los años anteriores y posteriores (Fig. 5).

Tabla 4. CPUE en Kg/h anual y acumulada de las especies del *byacatch* de peces de la pesquería de Krill (*Euphausia superba*) en la subárea 48.2, desde el 2014 al 20122

FAMILIA	ESPECIES	CODIGO ESPECIE	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	Captura total por especie (Kg/h)
Artedraconidae	Artedidraco spp	ART					0,09					0,09
	Artedidraco skottsbergi	ADK								7,69		7,69
	Pogonophryne marmorata	PGM						0,1			0,5	0,6
Anopteridae	Anopterus pharao	ANP						1127,47	99,02			1226,49
	Bathyraco marri	BDJ				0,02						0,02
Bathyracoconidae	Bathyracoconidae	BQY									0,16	0,16
	Parachaenichthys charcoti	PCH								0,13		0,13
	Parachaenichthys georgianus	PGE									0,12	0,12
	Racovitzi glacialis	RGG									0,12	0,12
Channichthyidae	Champscephalus gunnari	ANI	1,51	65,91	552,73	29,51	41,8	68304,77	211,32	81,43	282,48	69571,46
	Chionobathyscus dewitti	CHW								78,98		78,98
	Cryodraco antarcticus	FIC	0,33	0,11	0,07	0,2	0,54	0,87	0,07	0,96	0,86	4,01
	Channichthyidae	ICX	0,06	0,05	0,36	0,62	0,32		0,11	0,11	0,13	1,76
	Neopagetopsis ionah	JIC	2,44			14,21	20,93	260,14	42,95	3,28	0,8	344,75
	Chionodraco rastrospinosus	KIF	0,16		0,17		0,56	1559,91	100,53	8,59	0,98	1670,9
	Pagetopsis macropterus	PMA				56,13				0,06	0,26	0,32
	Pagetopsis maculata	PZS								0,24		0,24
	Pseudochaenichthys georgianus	SGI			817,67	12,89		80079,14	65,34	7,19	20,28	81002,51
	Chaenocephalus aceratus	SSI	2,64	3,06		0,31		16568,83	58,6	1,76	0,52	16635,72
	Chionodraco hamatus	TIC	0,19			0,1	94,89			1,33		96,51
	Chaenodraco wilsoni	WIC			0,12	2,37		0,55	0,06	2,03	1,65	6,78
	Cyclopteridae	Cyclopteridae	ZLS							0,32		0,32
Gempylidae	Paradiplospinus gracilis	PDG						17,3			2,64	19,94
Harpagiferidae	Harpagifer georgianus	HBG					0,02					0,02
	Harpagifer antarcticus	HGW								0,38		0,38
Liparidae	Liparidae	LPX							0,19			0,19
Macrouridae	Coryphaenoides spp	CVY					0,52					0,52
	Cynomacrus pirieli	MNI								0,01		0,01
Muraenolepididae	Muraenolepis spp	MRL						40,4				40,4
	Muraenolepis microps	MOY								0,06		0,06
Myctophidae	Kreftlichthys anderssoni	KRA	1,67						1,65	0,91	1,55	5,78
	Electrona carlsbergi	ELC			0,05	0,57		14,08	4,75	2,91	6,02	28,38
	Electrona antarctica	ELN			4,35	8,45	0,26	2,95	2,78	9,26	6,49	34,54
	Electrona spp	ELT				2,75				9,94	3,87	16,56
	Gymnoscopelus nicholsi	GYN				25,43			7,54	8,07	3,21	44,25
	Gymnoscopelus braueri	GYR							3,57	3,18		6,75
	Gymnoscopelus spp	GYU								1,01		1,01
	Myctophidae	LXX	26,12	2,89	6,69	1,48	2,28	1151,04		1,45	0,81	1192,76
	Protomyctophum tenisoni	PRE				8,26			1,79			10,05
	Protomyctophum bolini	PRM							1,71			2,51
	Protomyctophum chorioidon	PRY								1,94	3,23	5,17
	Protomyctophum spp	PVP				0,49						0,49
	Pleuragramma antarctica	ANS	1,91			0,38	0,16	0,08		1,08		3,61
Pagothenia borchgrevinki	GTO								0,21		0,21	
Notothenia coriiceps	NOC							70,72		0,71	71,43	
Gobionotothen gibberifrons	NOG					0,09	14747,76	197,68	2,77		14948,3	
Nototheniops larseni	NOL	1,08		0,24		0,38	3,26	0,44	1,58	1,95	8,93	
Notothenia rossii	NOR					0,96	2,72		3,35		7,03	
Lepidonotothen squamifrons	NOS	1,69		0,2		0,23			0,09	0,55	1,07	
Nototheniidae	NOX	0,01		0,13	0,05	0,25		0,03	0,2	1,18	1,84	
Pagothenia brachysoma	PAB								0,18		0,18	
Dissostichus mawsoni	TOA							0,2			0,2	
Trematomus loennbergii	TLO					0,22			0,08		0,3	
Trematomus hansonii	TRH					5,12					5,12	
Trematomus eulepidotus	TRL									0,12	0,12	
Paralepididae	Magnisudis prionosa	MAP								33,76		33,76
	Notolepis coatsi	NTO	23,45			4,66	12,9	2496,41	32,44	7,38	13,47	2590,71
	Notolepis spp	NOE			7		1,06	168,18				176,24
Zoarciidae	Zoarciidae	LVD								6,32		6,32
	Lycodapus pachysoma	LVP								12,28		12,28
	Actinopterygii	MZZ								0,01		0,01
CAPTURAS TOTALES ANUALES			63,26	72,02	1389,78	168,86	183,49	185418,39	804,28	302,82	355,34	189927,11

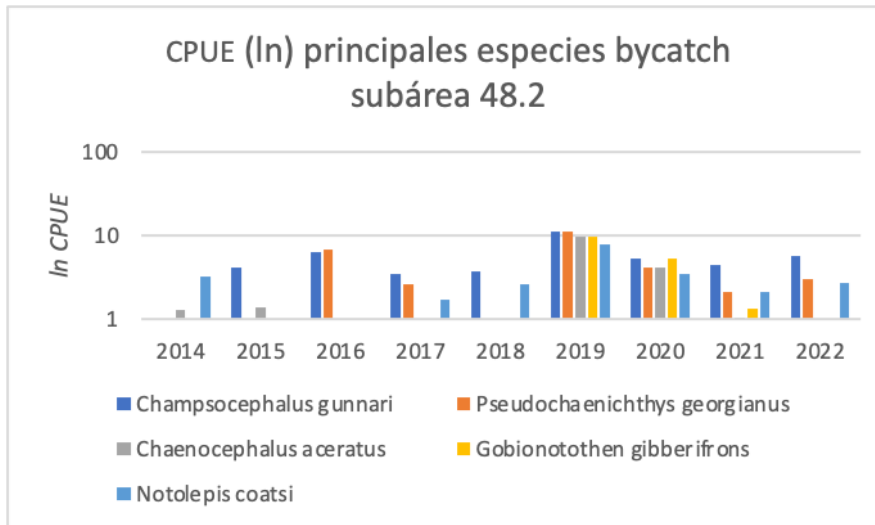


Fig. 5 CPUE de la subárea 48.2 expresada en \ln del peso en kilos de las principales especies del bycatch de la pesquería del Krill (*Euphausia superba*). Las especies de peces con mayores niveles de captura por hora fueron: *Pseudochaenichthys georgianus*, *Champsocephalus gunnari*, *Chaenocephalus aceratus*, *Gobionotothen gibberifrons* y *Notolepis coatsi*. La abundancia fue superior el año 2019.

La subárea 48.3 registró 10 familias de peces: Bathydraconidae, Channichthyidae, Harpagiferidae, Liparidae, Muraenolepididae, Myctophidae, Nototheniidae, Paralepididae, Sparidae, Zoarcidae, y en total 48 especies.

La mayor representación está agrupadas en la familia Myctophidae con 12 especies, seguida de la familia Channichthyidae con 11 especies. La mayor abundancia acumulada durante el período del estudio fue en la especie *Nototheniops larseni* de la familia Nototheniidae con 33.298 kilos, le sigue las especies: *Champsocephalus gunnari* con 11.940 kilos, *Chaenocephalus acetartus* con 3.879 kilos, *Pseudochaenichthys georgianus* con 2.123 kilos, y *Notothenia rossi* con 1.580 kilos. Las demas especies registraron abundancias esporádicas y considerablemente mas bajas (Tabla 5).

Tabla 5. Composición de las especies de peces en el *bycatch* de la pesquería de Krill (*Euphausia superba*), en kilos por año, captura total de cada especie acumulada durante el período, captura total por año, subárea 48.3

FAMILIA	ESPECIE	CODIGO ESPECIE	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	Captura total por especie (Kg)
Bathyracidae	<i>Parachaenichthys charcoti</i>	PCH			0,45							0,45
	<i>Champscephalus gunnari</i>	ANI	4649,61	1612,58	263,43	1,73	1597,61		3751,24		63,69	11939,89
	<i>Chionobathyscus dewitti</i>	CHW			4,72							4,72
	<i>Cryodraco antarcticus</i>	FIC	70,15	1,45							0,38	71,98
	Channichthyidae	ICX			37,9	0,11		1,72			4,3	44,03
	<i>Chionodraco myersi</i>	MIC		10,14								10,14
	<i>Pseudochaenichthys georgianus</i>	SGI	1666,45	3,34			453,35				0,08	2123,22
	<i>Neopagetopsis ionah</i>	JIC					25,26					25,26
	<i>Chionodraco rastrispinosus</i>	KIF			728,79				12,34		15,97	757,1
	<i>Chaenocephalus aceratus</i>	SSI	412,45		1,5		712,66	2678,69	74		0,49	3879,79
	<i>Chionodraco hamatus</i>	TIC			6,25							6,25
	<i>Chaenodraco wilsoni</i>	WIC					89,2					89,2
Harpagiferidae	<i>Harpagifer georgianus</i>	HBG			0,06							0,06
Liparidae	Liparidae	LPX					9,92					9,92
Muraenolepididae	<i>Muraenolepis microps</i>	MDY	235,1	7,02	38,86		0,97	1,04	0,34			283,33
	<i>Muraenolepis spp</i>	MRL	1,88	2,45	3,19		2,05	0,72	2,86			13,15
	<i>Muraenolepis marmorata</i>	MVC			3,2							3,2
	<i>Electrona carlsbergi</i>	ELC			5,28		1,11		34,43		2,18	43
	<i>Electrona antarctica</i>	ELN		1,46	4,51				1,74			7,71
	<i>Electrona spp</i>	ELT	0,5	0,08	0,97			0,48	16,21		0,09	18,33
	<i>Krefflichthys anderssoni</i>	KRA		0,04			0,03	0,79	35,16			36,02
	<i>Gymnoscopelus nicholsi</i>	GYN			1,56		14,58		2,5			18,64
	<i>Gymnoscopelus braueri</i>	GYR					4,08					4,18
	<i>Gymnoscopelus spp</i>	GYV										0,1
	Myctophidae	LXX	25,22	14,93	4,55	0,08	2,93	0,57	65,15			0,34
	<i>Protomyctophum tenisoni</i>	PRE	8,76	0,93					14,84			0,59
	<i>Protomyctophum bolini</i>	PRM							0,15			0,15
	<i>Protomyctophum choriodon</i>	PRY							16,95		2,57	19,52
	<i>Protomyctophum spp</i>	PVP							6,9			6,9
	<i>Pleuragramma antarctica</i>	ANS			4,41							4,41
	<i>Notothenia coriiceps</i>	NOC	30,82				74,7		1,26			106,78
	<i>Gobionotothen gibberifrons</i>	NOG	71,06				6,64		6,94			84,64
	<i>Nototheniops larseni</i>	NOL	9016,78	2175,83	16470,51	851,44	861,02	530,47	2320,94		1071,09	33298,08
	<i>Lepidonotothen squamifrons</i>	NOS					0,34					0,34
	<i>Notothenia rossii</i>	NOR							1579,36		0,8	1580,16
	Nototheniidae	NOX			0,06	1,42	10,02	2,58				14,08
	<i>Magnisudis prionosa</i>	MAP							20,8			20,8
	<i>Notolepis coatsi</i>	NTO							3,2			3,2
	<i>Calamus spp</i>	PRG					5,69					5,69
	<i>Melanostigma gelatinosum</i>	MWG	48,27						14,22			62,49
	<i>Actinopterygii</i>	MZZ							0,05			0,05
	<i>Pachycara brachycephalum</i>	PHB	8,08									8,08
CAPTURAS TOTALES ANUALES			16245,13	3830,25	17579,75	854,78	3872,16	3217,06	7981,58	0	1162,68	54743,39

Los resultados de las capturas por hora de cada especie (CPUE) mostraron que la especie *Chaenocephalus aceratus* registró el valor más alto con 829 Kg/h, le siguen en niveles de captura por hora las especies: *Pseudochaenichthys georgianus* con 756 Kg/h, *Notothenia rossii* con 575 Kg/h, *Chionodraco rastrispinosus* con 271 Kg/h, y *Champscephalus gunnari* con 209 Kg/h. Las demás especies registraron valores menores y su presencia fue esporádica. Se destaca que el año 2018 presenta el nivel más alto de captura por hora en relación a los años anteriores y posteriores; así también es destacable que el año 2021 no registró captura en esta subárea (Tabla 6).

La variabilidad de las capturas por hora de las principales especies muestra que algunas de estas especies aumentaron sus niveles de manera puntual, como *Chionodraco rastrispinosus* en el 2016 y *Notothenia rossii* el año 2020 (Fig. 6).

Tabla 6. CPUE en Kg/h anual y acumulada de las especies del *bycatch* de peces de la pesquería de Krill (*Euphausia superba*) en la subárea 48.3, desde el 2014 al 2022

FAMILIA	ESPECIE	CODIGO ESPECIE	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	CPUE Total por especies (Kg/h)	
Bathyracidae	Parachaenichthys charcoti	PCH			0,3							0,3	
Channichthyidae	Champscephalus gunnari	ANI	90,25	18,97	3,9	0,99	13,66		79,98		2,12	209,87	
	Chionobathyscus dewitti	CHW			2,18							2,18	
	Cryodraco antarcticus	FIC	19,13	0,6							0,19	19,92	
	Channichthyidae	ICX			4,37	0,03		1,22			0,31	5,93	
	Chionodraco myersi	MIC		5,29								5,29	
	Pseudochaenichthys georgianus	SGI	526,25	3,09			226,67				0,04	756,05	
	Neopagetopsis ionah	JIC					151,53					151,53	
	Chionodraco rastrispinosus	KIF			257,22				6,22		7,98	271,42	
	Chaenocephalus aceratus	SSI	44,19		0,41		109,92	669,67	5,14			0,25	829,58
	Chionodraco hamatus	TIC			1,79							1,79	
Harpagiferidae	Chaenodraco wilsoni	WIC					107,04					107,04	
	Harpagifer georgianus	HBG			0,03							0,03	
Liparidae	Liparidae	LPX					0,62					0,62	
	Muraenolepis microps	MOY	1,74	0,49	0,36		0,49	0,52	0,24			3,84	
Muraenolepididae	Muraenolepis spp	MRL	0,16	0,26	0,4		0,73	0,28	0,17			2	
	Muraenolepis marmorata	MVC			0,32							0,32	
Myctophidae	Electrona carlsbergi	ELC			0,54		0,3		1,45		0,36	2,65	
	Electrona antarctica	ELN		0,73	0,56						0,1	1,39	
	Electrona spp	ELT	0,21	0,01	0,26			0,06	8,1		0,04	8,68	
	Krefflichthys anderssoni	KRA		0,02			0,01	0,21	0,7			0,94	
	Gymnoscopelus nicholsi	GYN			0,42				0,21			0,63	
	Gymnoscopelus braueri	GYR					13,46				0,05	13,51	
	Gymnoscopelus spp	GY					2,78					2,78	
	Myctophidae	LXX	0,6	0,24	0,12	0,12	0,09	0,33	0,72		0,08	2,3	
	Protomyctophum tenisoni	PRE	1,09	0,12					0,67		0,15	2,03	
	Protomyctophum bolini	PRM							0,08			0,08	
	Protomyctophum choriodon	PRY							1,21		0,64	1,85	
	Protomyctophum spp	PVP							0,7			0,7	
	Nototheniidae	Pleuragramma antarctica	ANS			2,04							2,04
Notothenia coriiceps		NOC	9,48				448,18		0,34			458	
Gobionotothen gibberifrons		NOG	0,69				1,66		1,3			3,65	
Nototheniops larseni		NOL	12,98	1,97	8,16	3,8	3,47	2,99	1,89		2,88	38,14	
Lepidonotothen squamifrons		NOS					0,17					0,17	
Notothenia rossii		NOR							574,31		0,96	575,27	
Paralepididae	Nototheniidae	NOX			0,04	0,61	7,61	0,89				9,15	
	Magnisudis prionosa	MMP							10,4			10,4	
Sparidae	Notolepis coatsi	NTO							1,67			1,67	
	Calamus spp	PRG					1,9					1,9	
Zoaridae	Melanostigma gelatinosum	MWG	0,94						28,45			29,39	
	Actinopterygii	MZZ							0,02			0,02	
	Pachycara brachycephalum	PHB	9,69									9,69	
CAPTURAS TOTALES ANUALES			717,4	31,79	283,12	5,55	1090,29	676,38	723,86	0	16,05	3539,62	

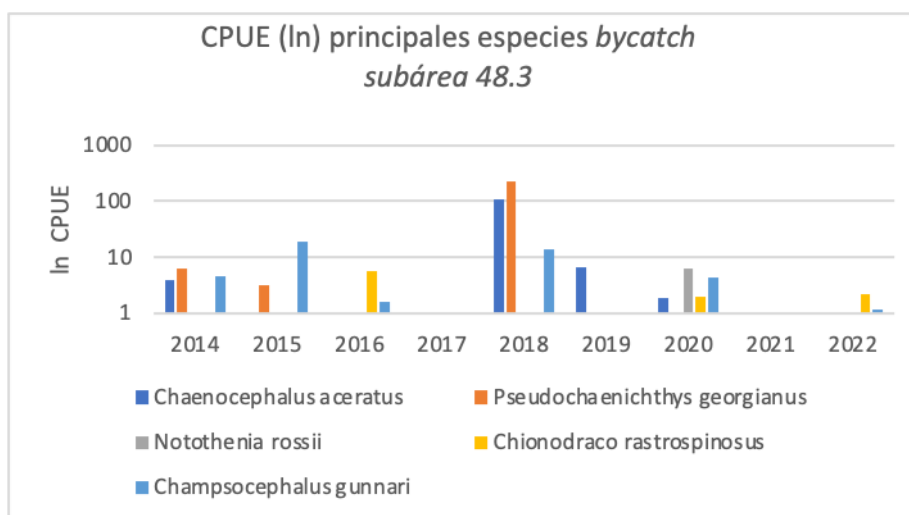


Fig. 6 CPUE subárea 48.3 expresada en \ln del peso en kilos de las principales especies del *bycatch* de la pesquería del Krill (*Euphausia superba*).

Al analizar los resultados globales de biomasa estandarizada, considerando las tres subáreas y todo el período, las extracciones de *bycatch* aumentaron considerablemente en el período 2018 y 2019 en las subáreas 48.1 y 48.2; la máxima captura registrada fue de 186.545 kilos en el año 2019 en la subárea 48.2.

La subárea 48.1 tuvo dos máximos durante el período: 77.812 kilos el año 2018, y 111.196 kilos el año 2019. Los otros años, las capturas anuales de peces de *bycatch* mantuvo niveles entre cero y 26.000 kilos al año, considerando las tres subáreas. De las tres subáreas, las 48.3 registró los niveles más bajos de capturas (Fig. 7).

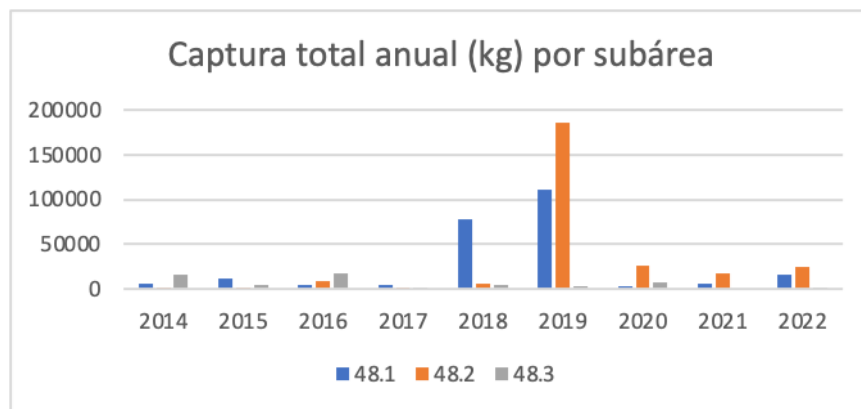


Fig. 7. Capturas anuales totales de peces (Kg) del *bycatch* de la pesquería del krill (*Euphausia superba*), por subárea. La subárea 48.2 es la que registró los cambios más importantes durante el período. La subárea 48.2 tuvo dos años con capturas mayores a las registradas habitualmente. La subárea 48.3 mantuvo niveles de captura más bajos respecto de las otras dos subáreas.

3.2.2. Análisis de los índices ecológicos alfa.

3.2.2.1. Riqueza de especies (S)

La riqueza varió a nivel mensual e interanual en las tres subáreas. Para entender si esta variabilidad respondió a un efecto natural, o estaría influenciado por la intensidad de pesca, fue necesario realizar una regresión lineal entre las horas de arrastre mensual de cada subárea, con la riqueza registrada. Los resultados obtenidos indicaron que hubo una correlación positiva, significativa estadísticamente, con valores de p menor a 0,001(Fig.8), lo que indicaría que el

número de especies extraídas mensualmente, estuvo influenciado con las horas de arrastre efectuado, así los meses de baja riqueza se explicarían por las pocas horas de arrastre.

Hasta el año 2018 la actividad extractiva se realizó con mayor intensidad durante los primeros meses del año en la subárea 48.1, desde el año 2019 el esfuerzo pesquero opera con similar intensidad en las subáreas 48.1 y 48.2. La subárea 48.3 tiene registro de actividad extractiva solo durante 4 meses al año, desde julio a octubre (Fig. 9).

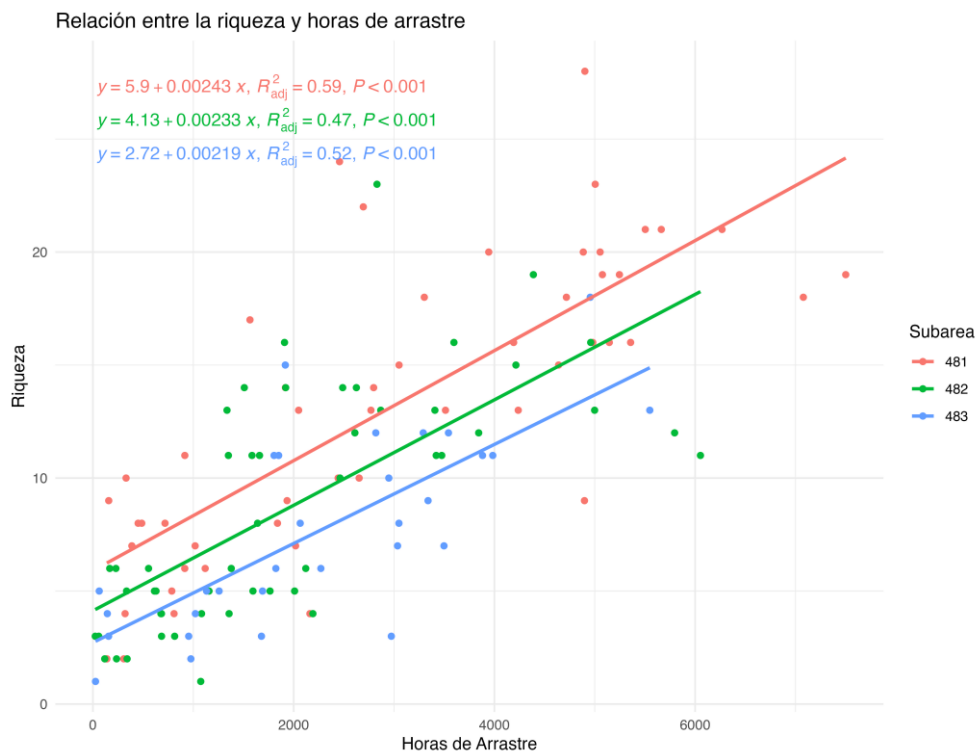


Fig. 8. Regresión lineal simple entre las horas de arrastre y riqueza mensual de especies, para cada subárea.

En la subárea 48.1 se registraron valores de riqueza superior a las otras dos subáreas, en total desde 2014-2022 registró en promedio 29 especies, mientras que en la 48.2 fue de 21, y en la 48.3 fue de 15 especies. El número máximo de especies en la subárea 48.1 se registró en mayo de 2018, con 26 especies.

Por su parte, la subárea 48.2 registró un aumento en los valores de riqueza el año 2021 con 43 especies, sin embargo, antes de ese año, entre el 2014 al 2017 la actividad extractiva fue menor, por lo que los niveles de riqueza también fueron bajos, y en los años 2015 y 2016 se registró captura de *bycatch* solo en enero y febrero.

En la subárea 48.3, la estacionalidad de pesca estuvo concentrada en los meses de invierno, entre junio y septiembre, lo cual explicaría que la riqueza en esta subárea fue menor, en comparación a las otras dos; los valores alcanzaron el máximo el año 2020 con 23 especies en el mes de agosto, y los años 2017, con solo 9 especies, y el año 2019 con 7 especies (Fig. 9)

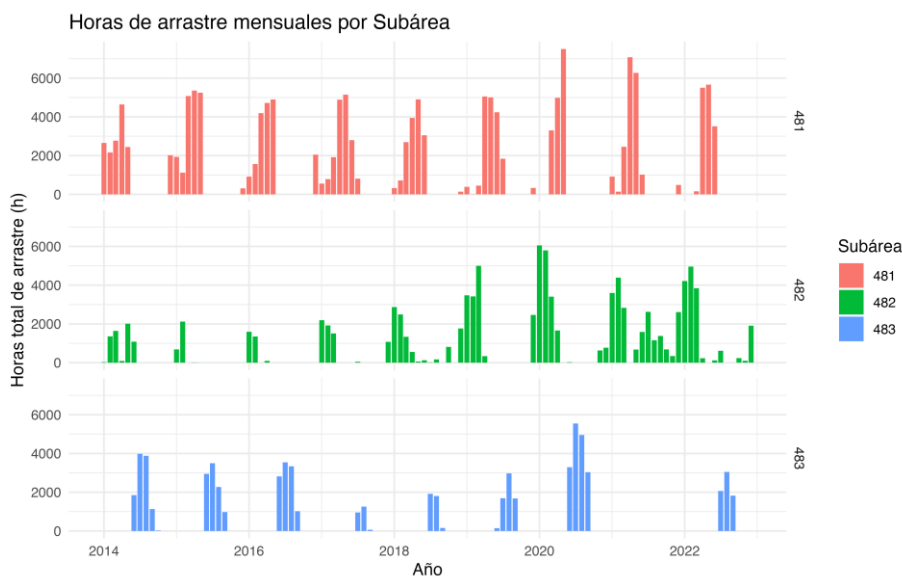


Fig. 9 Se muestran las horas de arrastre por mes para cada subárea. Los primeros meses del año la flota pesquera focaliza la actividad extractiva preferentemente en la subárea 48.1, situación que se mantiene hasta el año 2018. Desde el año 2019 la actividad opera con similar intensidad en las subáreas 48.1 y 48.2. La subárea 48.3 tiene actividad extractiva centrada en los meses de invierno solamente.

Para describir la riqueza de especies y su variabilidad anual e interanual, se elaboró un boxplot (Fig.10). En este se observó que, en la subárea 48.1 la riqueza de especies se mantiene por sobre 10 especies durante todo el período analizado, con incrementos notables en los años 2018, 2020, 2021 y 2022. La mayor dispersión de los datos se registró en 2015, 2018 y 2021, lo que indica una mayor variabilidad en la composición de especies en estos años. En contraste, 2020 presenta mayor valor en la riqueza y con una dispersión mínima.

En la subárea 48.2, la riqueza de especies es menor en comparación con la subárea 48.1, y el rango de dispersión de los datos también es más reducido, lo que explica menor variabilidad en la composición comunitaria. Los valores máximos de riqueza se registran en 2017, y desde 2019 en adelante. El año 2019 presentó datos atípicos, lo que indica una variabilidad excepcional en la composición de especies.

La subárea 48.3 registró valores más bajos de riqueza en todo el período, en comparación con las otras dos subáreas. El año 2020 fue el año con mayor riqueza, mientras que en 2017 y 2019 se registraron menos especies. El año 2021 no hubo actividad extractiva. En general, la dispersión de los datos es menor que en las otras subáreas, por lo que la estructura comunitaria sería más estable en términos de riqueza.

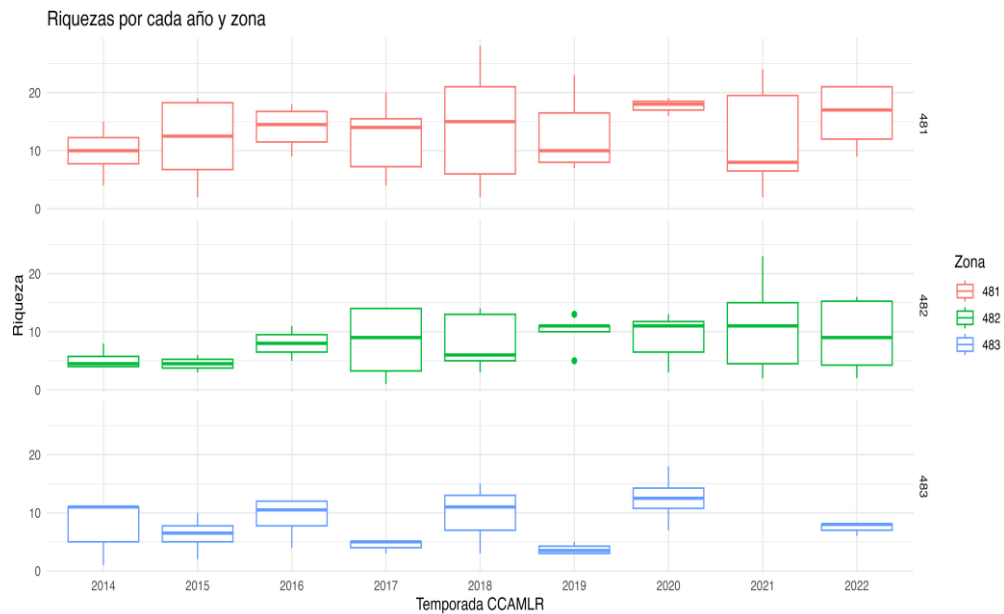


Fig. 10. Gráficos de caja y bigote, en que cada caja representa la distribución de los valores de riqueza para cada subárea, por año. La línea horizontal dentro de cada caja indica la mediana, el valor central de los datos. Los límites superior e inferior de las cajas corresponden al primer y tercer cuartil, refleja la dispersión del 50% de los datos centrales. Los puntos fuera de los bigotes corresponden a datos atípicos. Se observa que la subárea 48.1 presenta una riqueza de especies mayor en comparación con las otras subáreas; la subárea 48.3 muestra valores más bajos a lo largo de todo el período.

3.2.2.2. Diversidad de especies

Índice de Shannon-Weaver (H')

Los valores de diversidad estimados en cada área mostraron variaciones mensuales e interanuales (Fig.11). Para la subárea 48.1 la diversidad fluctuó entre ~ 0 a 3. La menor diversidad se estimó durante los meses de verano en los años 2021 y 2022, y la mayor diversidad se registró entre marzo y mayo de 2015. Como patrón general, la mayor diversidad se estimó durante el período verano – otoño, que se explica porque en esos meses se presentó la mayor riqueza. La subárea 48.2 registró mayor variación mensual en el índice de diversidad, con respecto al subárea 48.1, como también presentó variación interanual. La mayor diversidad se registró en los meses de verano, con índices más altos en los años 2018, 2021 y 2022, con un H' sobre 2, mientras que los valores cercanos a cero se registraron en invierno, siendo el año 2017 el que presentó el menor índice de diversidad. Para la subárea 48.3, la diversidad presentó valores comparativamente más bajos respecto de las otras dos subáreas, el rango fluctuó entre valores $\sim 0 - 1,5$ en la mayoría de los años, el valor más alto se registró el año 2020 con un $H'=1,5$. La mayor diversidad se estimó en los años 2014, 2018, 2019 y 2020. Hay que recordar que en esta zona las actividades pesqueras se concentraron en el periodo de invierno, por lo que los índices de diversidad podrían ser mayores en otra estación del año.

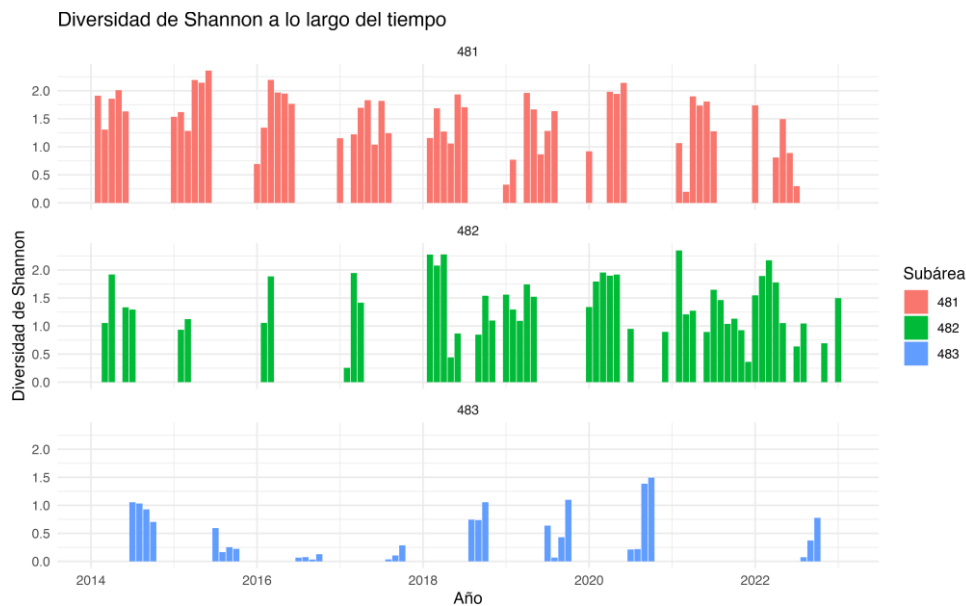


Fig.11 Diversidad de Shannon-Weaver estimada para cada subárea, 2014-2022.

3.2.2.3. Equidad de especies

Índice de equidad de Pielou (J')

En la subárea 48.1, la equidad presentó fluctuaciones a lo largo del período, con una tendencia decreciente a partir de 2018. Los valores más altos se registraron durante los primeros meses de cada año, coincidiendo con los períodos de mayor actividad extractiva en esta subárea.

En la subárea 48.2, los valores más altos de equidad se observaron en 2018 y 2022. A diferencia de la subárea 48.1, los períodos de captura en esta zona fueron más variables a lo largo de los años, lo que impide identificar un patrón mensual definido en la distribución de equidad.

En la subárea 48.3, los valores de equidad más elevados se registraron en 2018 y 2019, sugiriendo una mayor uniformidad en la distribución de especies durante esos años.

Los resultados del índice de equidad de Pielou (J') mostraron variaciones interanuales en las tres subáreas analizadas (Fig. 12).

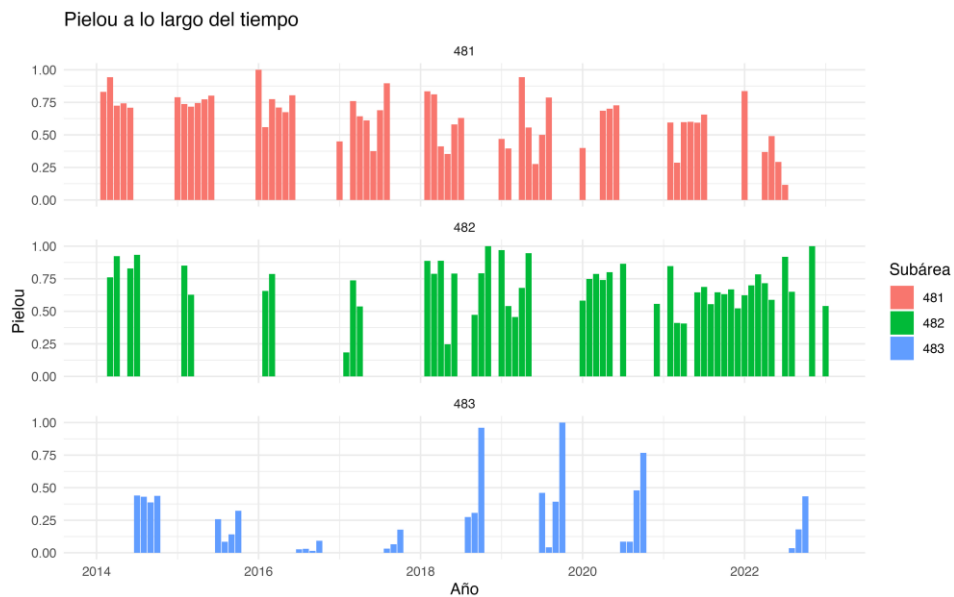


Fig. 12 Índice de equidad de Pielou por subárea, 2014-2022.

3.2.3. Análisis de la variabilidad de las comunidades del *bycatch* de peces en el tiempo.

Análisis Índices Beta

Los resultados obtenidos del permanova, basado en la matriz de disimilitud de Bray-Curtis, demostraron que, en las tres subáreas las diferencias mensuales e interanuales de la composición de las comunidades de peces fueron estadísticamente significativas.

En la subárea 48.1, el análisis PERMANOVA indicó una variabilidad temporal significativa en la composición de las comunidades de peces del *bycatch*, la variabilidad estuvo explicada en un 34% en los meses ($R^2 = 0.34$), y la variabilidad entre los años representó un 24% ($R^2 = 0.24$), lo que sugiere una mayor fluctuación mensual que interanual. Para ambos casos el valor de p fue estadísticamente significativo, $p < 0.005$ (Tabla 7).

Tabla 7 Resultado análisis Permanova considera el período 2014-2022 y meses enero a julio.

Subárea 48.1	DF	SSC	R2	F	p
AÑOS	8	2.7	0.24	2.6	0.0001
MESES	7	3.7	0.34	4.1	0.0001
RESIDUOS	34	4.4	0.40		
TOTAL	49	10.8	1.00		

Para la subárea 48.2, el análisis PERMANOVA también mostró variabilidad temporal significativa en la composición de las comunidades de peces del *bycatch*; la variabilidad estuvo explicada en un 29% en los meses ($R^2 = 0.29$), y la variabilidad entre los años representó un 26% de la variabilidad ($R^2 = 0.26$), para ambos factores el valor de p fue estadísticamente significativo (Tabla 8).

Tabla 8 Resultado análisis Permanova considera el período 2014-2022 y meses enero a diciembre.

Subárea 48.2	DF	SSC	R2	F	p
AÑOS	8	4.2	0.26	1.2	0.0002
MESES	11	4.7	0.29	1.6	0.001
RESIDUOS	27	7	0.44		
TOTAL	46	15.9	1.00		

La subárea 48.3, los resultados del análisis PERMANOVA también mostraron variabilidad temporal significativa en la composición de las comunidades de peces del bycatch; la variabilidad estuvo explicada en un 30% en los meses ($R^2 = 0.30$), y la variabilidad entre los años representó un 39% de la variabilidad ($R^2 = 0.39$), para ambos factores el valor de p fue estadísticamente significativo. En esta subárea la temporada de pesca fueron menos meses, con respecto a las subáreas 48.1 y 48.2 (Tabla 9).

Tabla 9. Resultado análisis Permanova considera el período 2014-2022 y meses junio a septiembre.

Subárea 48.3	DF	SSC	R2	F	p
AÑOS	7	1.5	0.39	3.2	0.0001
MESES	4	1.2	0.30	4.4	0.0001
RESIDUOS	18	1.2	0.30		
TOTAL	29	3.9	1.00		

3.2.3.1. PCoA por subáreas

Al complementar los resultados del permanova con Análisis de Coordenadas Principales (PCoA), se visualizaron patrones de similitud y también importantes diferencias entre las comunidades para algunos años durante el período, con el aporte de las principales especies a las disimilitudes entre las comunidades (Fig. 13, 14, 15).

Subárea 48.1

En esta subárea, un total de 51 coordenadas que explicaron el 100% de la varianza entre la composición de las comunidades del bycatch, de éstas, las primeras 25 coordenadas concentran el 90 % de dicha varianza. Las coordenadas PCoA1 y PCoA2 explican el 19.2% y el 10.8% respectivamente, explicando entre ambas el 30% de la varianza.

Los años 2017 y 2019 fueron los que presentaron mayor proximidad entre sí, por lo que sus comunidades fueron similares. En contraste, los años 2019 y 2021 mostraron mayor distancia del grupo principal, lo que indicaría eventos de mayor variabilidad, es decir, los cambios importantes en la estructura de la comunidad de peces (Fig. 13).

Las flechas rojas indican las especies que más contribuyeron a la diferenciación entre comunidades. Especies como ANI (*Champocephalus gunnari*), LXX (*Myctophidae*), KIF (*Chionodraco rastrispinosus*), ANS (*Pleurogramma antarctica*), SGI (*Pseudochaenichthys georgianus*), SSI (*Chaenocephalus aceratus*), WIC (*Chaenodraco wilsoni*), FIC (*Cryodraco antarcticus*), mostraron los vectores más largos, lo que indicaría que han tenido un mayor impacto en la disimilitud del período.

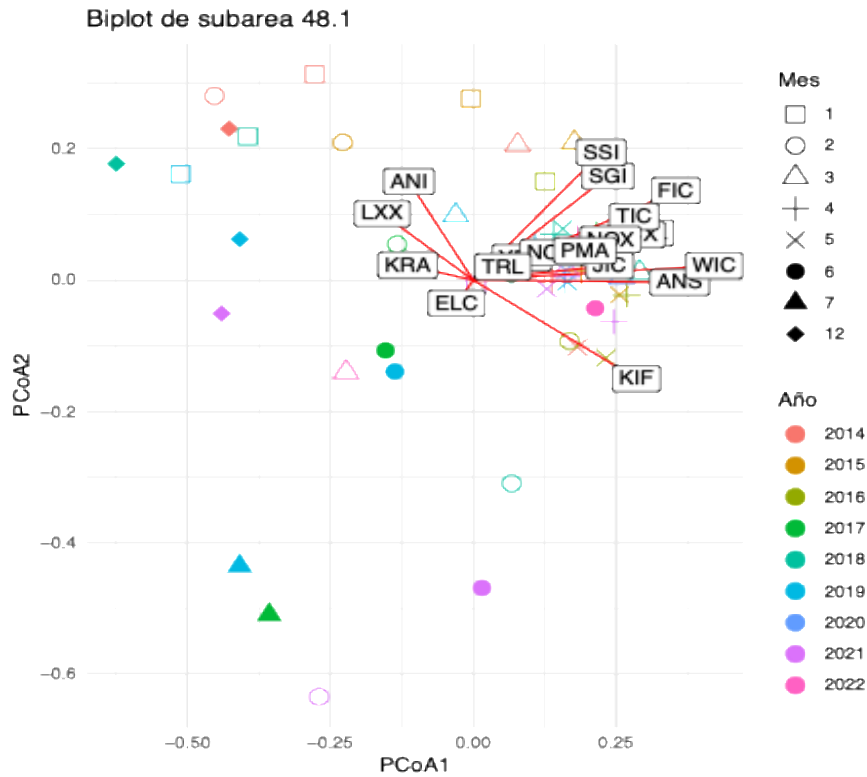


Fig. 13 Análisis de Coordenadas Principales (PCoA) basado en la matriz de Bray-Curtis para la subárea 48.1 periodo 2014-2022. Los años están representados en colores diferentes. Cada punto representa la composición de la comunidad de peces en un año determinado. Las distancias entre los puntos reflejan la similitud o diferencia en la estructura comunitaria entre años: puntos cercanos indican comunidades similares, mientras que puntos alejados sugieren cambios significativos en la composición de especies. Las flechas rojas representan las especies que contribuyen en mayor medida a la diferenciación entre comunidades.

Subárea 48.2

En esta subárea el análisis presentó 48 coordenadas que explicaron el 100% de la varianza en las comunidades del bycatch. El 90% de la varianza lo explicaron 28 coordenada, el PCoA1 y el PCoA2 explicaron un 12.9% y 10.9% respectivamente, sumando ambas un 23.8% de la varianza.

Se identificaron períodos de estabilidad en la composición comunitaria, y también se identificaron algunos años con cambios significativos. Los años 2018 y 2021 se ubicaron más alejados del grupo central, indicando períodos de mayor disimilitud en la estructura comunitaria (Fig.14).

Las flechas rojas indican las especies que más contribuyeron a la diferenciación entre años. Se observó que especies como ANI (*Champscephalus gunnari*), ELN (*Electrona antarctica*), FIC (*Cryodraco antarcticus*), JIC (*Neopagetopsis ionah*), SGI (*Pseudochaenichthys georgianus*), SSI (*Chaenocephalus aceratus*) fueron las que más influenciaron los cambios en la estructura de la comunidad, lo que se evidenció por la mayor longitud de sus vectores. En particular, ANI mostró una contribución significativa a la variación en la comunidad en esta subárea.

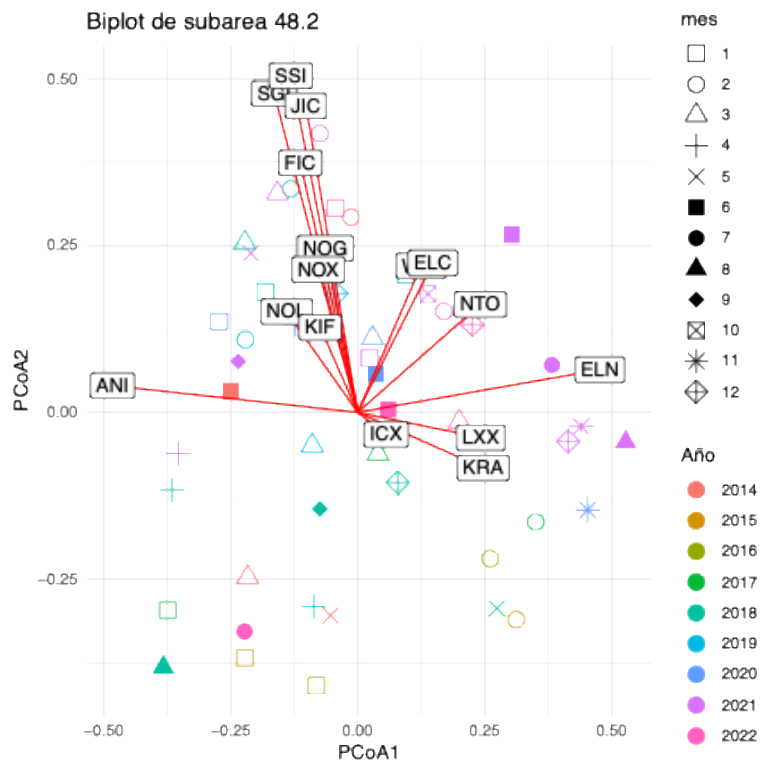


Fig.14 Análisis de Coordenadas Principales (PCoA) subárea 48.2 periodo 2014-2022 basado en la matriz de disimilitud de Bray-Curtis. Cada año se ha representado por un color distinto. Cada punto representa la composición de la comunidad de peces en un año determinado. Las distancias entre los puntos reflejan la diferencia en la estructura comunitaria entre años, puntos cercanos indican comunidades similares, mientras que puntos alejados sugieren cambios significativos en la composición de especies. Las flechas rojas representan las especies que contribuyeron en mayor medida a la diferenciación entre comunidades en distintos años.

Subárea 48.3

En la subárea 48.3 el análisis generó 29 coordenadas que explicaron el 100% de la varianza entre las comunidades del *bycatch*; el 90 % de la varianza lo explicaron 14 coordenadas. El PCoA1 y el PCoA2 explicaron un 29.9 % y 13.1 %, respectivamente, sumando entre ambas el 43% de la varianza. Esto indica que en esta subárea hubo menor disimilitud en la composición de las comunidades, con respecto a las otras dos subáreas.

Los resultados mostraron que el año 2019 presentó la ubicación más alejada del grupo central, lo que indica una mayor variación en la estructura de la comunidad de peces. También se observó una marcada diferenciación intra-estacional, con una composición distinta en la taxocenosis de peces entre julio (cargas negativas en el PCoA1) y septiembre de cada año (cargas positivas en el PCoA1 (Fig. 15).

Las flechas rojas representan las especies que más contribuyeron a la diferenciación entre años, en éstas se destacan NOL (*Nototheniops larseni*), ANI (*Champocephalus gunnari*), LXX (Myctophidae), MOY (*Muraenolepis orangiensis*), MWG (*Muraenolepis marmorata*) con la mayor influencia en la variabilidad interanual. La especie NOL (*Nototheniops larseni*) en particular, mostró una fuerte contribución a la diferenciación de ciertos años, y específicamente durante agosto 2016, 2018 y 2020.

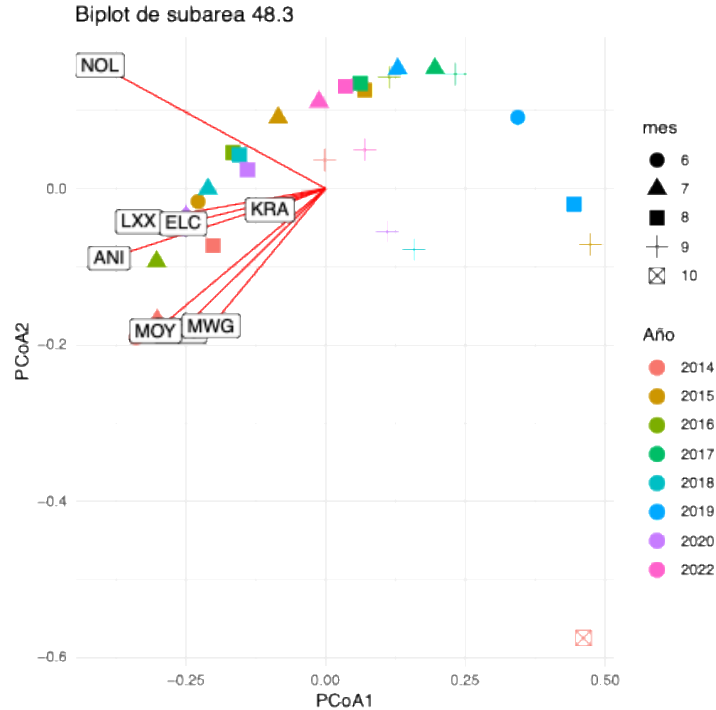


Fig. 15 Análisis de Coordenadas Principales (PCoA) subárea 48.3 periodo 2014-2022 basado en la matriz de disimilitud de Bray-Curtis. Cada año se ha representado con un color diferente. Cada punto representa la composición de la comunidad de peces en un año determinado. Las distancias entre los puntos reflejan la diferencia en la estructura comunitaria entre años: puntos cercanos indican comunidades similares, mientras que puntos alejados sugieren cambios significativos en la composición de especies. Las flechas rojas representan las especies que contribuyeron en mayor medida a la diferenciación entre comunidades en distintos años.

3.2.3.2. Análisis SIMPER

De los resultados obtenidos con el análisis Simper realizado en cada subárea, se seleccionaron las tres especies que presentaron los mayores porcentajes de contribución, a las diferencias en las estructuras comunitarias, para períodos anuales consecutivos.

En la subárea 48.1 (Tabla 10), para el período 2014-2015 las principales especies que contribuyeron a la disimilitud de las comunidades del *bycatch* fueron *Chionodraco hamatus*, *Cryodraco antarcticus*, y *Chaenodraco wilsoni*. Para el período 2015-2016, las especies de mayor contribución a la disimilitud fueron miembros de la familia Channichthyidae en mayor porcentaje, seguida de *C. wilsoni*, y *C. hamatus*. El período 2016-2017 las tres especies principales fueron Channichthyidae, *C. wilsoni* y *Pleurogramma antarctica*. El siguiente período 2017-2018 las especies *P. antarctica*, *Champscephalus gunnari* y *Chionodraco rastrispinosus*

presentaron los mayores porcentajes. Durante los años 2018-2019 se repiten las mismas especies que el período anterior. El período 2019 al 2020 las tres especies de mayor porcentaje fueron *Chaenocephalus aceratus*, *C. rastrospinosus* y Channichthyidae. El período 2020-2021 las especies *C.aceratus*, Channichthyidae y *Pseudochaenichthys georgianus* presentaron los mayores porcentajes; finalmente, el período 2021-2022 la especie *C.gunnari* presentó el mayor porcentaje, seguido de *P. antarctica*, y *Nototheniops larseni*.

Tabla 10 Resultados análisis Simper subárea 48.1 mostró las tres primeras especies con mayor aporte a la disimilitud entre años consecutivos.

PERIODO DE COMPARACIÓN	CODIGO ESPECIE	ESPECIE	ava	avb	CUSUM %	P
2014-2015	TIC	Chionodraco hamatus	1,6343492	3,13710604	10,3347499	0,35
	FIC	Cryodraco antarcticus	0,57762265	2,74599053	20,5272876	0,01
	WIC	Chaenodraco wilsoni	2,17675367	2,47076055	29,6758415	1
2015-2016	ICX	Channichthyidae	1,9249134	4,33297789	12,0972215	0,01
	WIC	Chaenodraco wilsoni	2,47076055	4,36989572	23,8041416	0,06
	TIC	Chionodraco hamatus	3,13710604	2,24837913	34,0345701	0,48
2016-2017	ICX	Channichthyidae	4,33297789	1,8212653	13,7844456	0,01
	WIC	Chaenodraco wilsoni	4,36989572	2,44652662	26,0940295	0,03
	ANS	Pleurogramma antarctica	2,56719075	3,2118711	37,4454363	0,71
2017-2018	ANS	Pleurogramma antarctica	3,2118711	4,15473649	12,0188952	0,84
	ANI	Champocephalus gunnari	1,53638476	2,16437835	22,9658398	0,2
	KIF	Chionodraco rastrospinosus	1,29383688	3,14267867	33,2914084	0,23
2018-2019	ANS	Pleurogramma antarctica	4,15473649	2,85024992	12,1664744	0,82
	ANI	Champocephalus gunnari	2,16437835	3,25483745	22,6912764	0,44
	KIF	Chionodraco rastrospinosus	3,14267867	2,31063511	32,6074764	0,49
2019-2020	SSI	Chaenocephalus aceratus	0,55302872	3,42166692	9,50846132	0,01
	KIF	Chionodraco rastrospinosus	2,31063511	4,82118177	18,8183316	0,49
	ICX	Channichthyidae	0	2,83571429	28,0763677	0,01
2020-2021	SSI	Chaenocephalus aceratus	3,42166692	1,42953799	10,4474285	0,09
	ICX	Channichthyidae	2,83571429	0,31388923	20,7234472	0,01
	SGL	Pseudochaenichthys georgianus	2,84904676	0,42796175	30,6558819	0,01
2021-2022	ANI	Champocephalus gunnari	0,81482607	4,90752183	15,4884629	0,03
	ANS	Pleurogramma antarctica	2,65263012	6,51538956	30,7059725	0,22
	NOL	Nototheniops larseni	1,90026155	5,09527467	43,9276348	0,13

En la subárea 48.2 (Tabla 11) para el período 2014-2015, las especies Myctophidae, *C. aceratus* y *C. gunnari*, presentaron los mayores porcentajes en la disimilitud de las comunidades. Para el período 2015-2016 las especies Myctophidae, Channichthyidae y *C. gunnari* tuvieron los mayores porcentajes. Durante el 2016-2017 las especies fueron Myctophidae, *C. gunnari* y Channichthyidae presentaron las mayores disimilitudes. El período siguiente 2017-2018 *C. gunnari*, Channichthyidae y *Electrona antarctica* representaron los mayores porcentajes de disimilitud. El período 2018-2019 fueron las especies *C. gunnari*, *P. georgianus* y *Notolepis coatsi* las de mayor porcentaje. El período 2019-2020 *P. georgianus*, *C. gunnari* y Myctophidae presentaron las mayores contribuciones a la disimilitud. Para el período 2020-2021 fueron las especies *C. gunnari*, *E. antarctica* y *P. georgianus*. Finalmente, para el período 2021-2022 el

mayor porcentaje en disimilitud lo representaron las especies *E. antarctica*, *C. aceratus*, y *C. gunnari*.

Tabla N° 11. Resultados del análisis SIMPER para la subárea 48.2 muestra las tres especies con mayor aporte a la disimilitud entre años consecutivos.

PERIODO DE COMPARACIÓN	CODIGO ESPECIE	ESPECIE	ava	avb	CUSUM %	P
2014-2015	LXX	Myctophidae	0,72259294	1,19894764	19,8302858	0,43
	SSI	Chaenocephalus aceratus	1,00633792	0	36,4241747	0,09
	ANI	Champocephalus gunnari	1,48372355	0,80471896	51,9623393	0,32
2015-2016	LXX	Myctophidae	1,19894764	2,79174815	22,8991206	0,7
	ICX	Channichthyidae	0,80471896	1,66610226	42,3479766	0,7
	ANI	Champocephalus gunnari	0,80471896	1,99449202	60,8466221	0,7
2016-2017	LXX	Myctophidae	2,79174815	0	23,7187295	0,01
	ANI	Champocephalus gunnari	1,99449202	3,1898507	41,0110776	0,33
	ICX	Channichthyidae	1,66610226	2,53892527	57,449137	0,9
2017-2018	ANI	Champocephalus gunnari	3,1898507	2,06342054	21,3848587	0,64
	ICX	Channichthyidae	2,53892527	0	37,9167079	0,06
	ELN	Electrona antarctica	2,06751184	0	52,4176721	0,06
2018-2019	ANI	Champocephalus gunnari	2,06342054	2,669704	15,5553401	0,93
	SGI	Pseudochaenichthys georgianus	1,44082396	2,84005007	30,9745849	0,47
	NTO	Notolepis coatsi	0,20117974	2,32018727	44,8788083	0,01
2019-2020	SGI	Pseudochaenichthys georgianus	2,84005007	1,42861356	13,9611662	0,21
	ANI	Champocephalus gunnari	2,669704	2,30495155	26,8569459	0,33
	LXX	Myctophidae	2,39743402	0,11552453	37,5076871	0,04
2020-2021	ANI	Champocephalus gunnari	2,30495155	1,26104111	11,2932546	0,14
	ELN	Electrona antarctica	0,69827579	1,59467361	22,1884915	0,69
	SGI	Pseudochaenichthys georgianus	1,42861356	2,01002748	32,7152388	0,67
2021-2022	ELN	Electrona antarctica	1,59467361	1,75352363	12,2774148	0,47
	SSI	Chaenocephalus aceratus	1,84211341	2,00706791	23,5743261	0,82
	ANI	Champocephalus gunnari	1,26104111	1,83780405	34,3874942	0,21

En la subárea 48.3 (Tabla 12) para el período 2014-2016, las especies que mostraron mayor porcentaje de disimilitud fueron *Nototheniops larseni*, *C. gunnari*, y *Muraenolepis microps*. El siguiente período, 2016-2026 fueron las especies *Notothenia larseni*, *Champocephalus gunnari* y *Muraenolepis microps*. Para el período 2016-2017, nuevamente la especie *N. larseni* presentó el mayor porcentaje, seguido de las especies *M. microps* y *C. gunnari*. En el 2017-2018 los mayores porcentajes los representaron las especies *C. gunnari*, *N. larseni* y Myctophidae que se repiten durante el período 2018-2019. El siguiente período, 2019-2020 las especies de mayor contribución fueron Myctophidae, *Krefflichthys andersonni*, y *N.larseni*. *Krefflichthys andersonni* y *Nototheniops larseni*. El período siguiente y último se comparó el año 2020 con el 2022 porque el año 2021 no hubo actividad extractiva en la zona. Para este período las especies que mostraron mayor porcentaje de disimilitud fueron *K.andersonni*, Myctophidae y *N. larseni*.

Tabla 12. Resultados análisis SIMPER subárea 48.3 período 2014-2022 muestra las tres especies con mayor aporte a la disimilitud entre años consecutivos.

PERIODO DE COMPARACIÓN	CODIGO ESPECIE	ESPECIE	ava	avb	CUSUM %	P
2014-2015	NOL	<i>Notototheniops larseni</i>	5,05821638	5,71035443	27,5286061	0,3
	ANI	<i>Champocephalus gunnari</i>	2,06128991	2,16743565	44,4998112	0,53
	MOY	<i>Muraenolepis microps</i>	2,81054738	0,57564627	59,7518872	0,19
2015-2016	NOL	<i>Notototheniops larseni</i>	5,71035443	8,53218919	36,6919261	0,07
	ANI	<i>Champocephalus gunnari</i>	2,16743565	2,3992406	62,0898732	0,93
	MOY	<i>Muraenolepis microps</i>	0,57564627	2,3324749	81,8505151	0,2
2016-2017	NOL	<i>Notototheniops larseni</i>	8,53218919	5,90204004	27,4806122	0,08
	MOY	<i>Muraenolepis microps</i>	2,3324749	0	50,0443568	0,08
	ANI	<i>Champocephalus gunnari</i>	2,3992406	0,59725316	72,3344596	0,29
2017-2018	ANI	<i>Champocephalus gunnari</i>	0,59725316	4,35555346	48,4058428	0,01
	NOL	<i>Notototheniops larseni</i>	5,90204004	5,2356134	72,7109679	0,01
	LXX	Myctophidae	0	1,41616508	87,8659273	0,27
2018-2019	ANI	<i>Champocephalus gunnari</i>	4,35555346	0	50,3878953	0,01
	NOL	<i>Notototheniops larseni</i>	5,2356134	4,69367457	73,6670586	0,89
	LXX	Myctophidae	1,41616508	0	86,95758	0,09
2019-2020	LXX	Myctophidae	0	2,85386123	24,4301731	0,01
	KRA	<i>Krefflichthys anderssoni</i>	0,23104906	2,65721497	45,5407488	0,01
	NOL	<i>Notototheniops larseni</i>	4,69367457	6,12360557	64,4989829	0,86
2020-2022	KRA	<i>Krefflichthys anderssoni</i>	2,65721497	0	24,346559	0,01
	LXX	Myctophidae	2,85386123	0,23104906	48,2495912	0,01
	NOL	<i>Notototheniops larseni</i>	6,12360557	5,81403445	67,4499052	0,71

3.2.4. GRUPOS FUNCIONALES

Los antecedentes recopilados sobre el grupo funcional de cada especie del *bycatch* (Anexo 1), al ser contrastados con la abundancia estimada en CPUE (Captura por hora de arrastre), se observó que dominaron los grupos demersales y bentopelágicos, en las tres subáreas. Dominan las familias Channichthyidae y Nototheniidae, ambas presentan diferencias ecológicas importantes en su nivel trófico. Los nototénidos se caracterizan por alimentarse de invertebrados bentónicos, como poliquetos, anfípodos y otras especies asociadas al fondo, cumpliendo un rol como depredadores especializados en el bento, mientras que la familia Channichthyidae, conocida como peces de hielo, tiene hábitos tróficos superiores, porque depreda sobre peces y otros organismos pelágicos, lo que indica que tiene un tipo de alimentación más amplia.

Los resultados de los análisis SIMPER en cada subárea, mostraron que en la 48.1, las especies que contribuyeron en mayor medida a la disimilitud interanual del *bycatch*, entre el período 2014-2022, son grupos de peces demersales, bentopelágicos y mesopelágicos. La mayoría de las especies recurrentes, como *Chionodraco hamatus*, *Chaenocephalus aceratus* y *Cryodraco antarcticus*, corresponden a peces demersales, asociados al fondo marino. Por otra parte, también aparece *Champocephalus gunnari*, bentopelágico. Finalmente, *Pleurogramma antarctica*, mesopelágica, puede habitar entre los 200 a 1000 metros de profundidad.

En la subárea 48.2 los grupos funcionales que explicaron las disimilitudes fue nuevamente *C. gunnari*, bentopelágica, una de las especies de mayor aporte interanual; se observó también especies demersales y mesopelágicas, particularmente importante durante los años posteriores al 2017; también se registraron especies bentónicas entre el 2018 y 2021, lo que sugiere una composición funcional más diversa que la subárea 48.1.

En la subárea 48.3, el análisis SIMPER explicó que el mayor aporte a la disimilitud interanual de las comunidades, fueron especies bentopelágicas y bentónicas en los primeros años del período de estudio, *Notothenia larseni*, seguida de *C. gunnari*, también *Muraenolepis microps* de distribución demersal. A partir de 2017 se registró un cambio progresivo con el aumento de especies mesopelágicas, como Myctophidae y *Krefflichthys andersoni*, ambas son especies del grupo de peces llamados “linterna”, característicos de zonas mesopelágicas. Su contribución creciente sugiere un desplazamiento en la composición funcional del *bycatch*, desde especies bentopelágicas hacia especies de propias de la zona media de la columna de agua.

3.3. CONDICIONES AMBIENTALES EN EL PERIODO DE ESTUDIO

3.3.1. Temperatura superficial del mar (TSM)

Los gráficos para las series de tiempo de la temperatura superficial del mar (TSM) en promedio mensual (°C) de cada área, se realizó solo con los meses en los que hubo actividad extractiva en cada una, siendo para la subárea 48.1 y 48.2, el período comprendido desde enero a junio (verano-otoño) de cada año; para el subárea 48.3 la serie de tiempo va desde junio a septiembre (invierno). Los resultados obtenidos (Fig.16) mostraron que las subáreas 48.1 y 48.2 presentaron rangos de temperatura similares durante el período enero – junio, con promedios mensuales que oscilaron entre -1,5°C y 1,5°C; la subárea 48.3 la temperatura estuvo en un rango de 0°C la más baja en septiembre de 2016, y la más alta alcanzó 2°C en junio de 2018.

Para las tres subáreas se observaron variaciones interanuales, en la subárea 48.1, desde el año 2017 en adelante, las temperaturas máximas fueron más altas en comparación con el período 2014- 2016, con un notable aumento en el mes de febrero de 2017 y febrero del año 2020. Por otra parte, las temperaturas mínimas también aumentaron desde el 2017 en adelante. En

particular, en el mes de junio de 2017, la temperatura más baja se registró cerca de los 0°C, mientras que los años anteriores las temperaturas mínimas se registraban alrededor de -1,5°C.

En la subárea 48.2, los resultados mostraron un patrón similar. Las temperaturas más altas del periodo enero-junio fueron superiores desde el 2017 en adelante, con los puntos máximos en febrero de 2017 y 2020, alcanzando en promedio mensual con valores sobre 1,5°C. Esto contrasta con el período 2014-2016, en los cual las temperaturas máximas alcanzaban como máximo 0,3°C aproximadamente. Al igual que en la subárea 48.1, las temperaturas mínimas registradas durante los períodos enero-junio, se elevaron desde el año 2017 en adelante. Durante los años 2014-2016 las temperaturas mínimas promedio eran -1,5°C aproximadamente, y desde el año 2017 fueron siempre sobre -1°C.

La subárea 48.3 también registró variación interanual en la TSM. Entre 2014 al 2016 la temperatura máxima promedio osciló entre 1,5°C y 1°C. A partir de 2017, las temperaturas máximas superaron los 1,5°C, con el punto máximo registrado en el mes de junio de los años 2017, 2018, 2020 y 2021, aproximadamente de 2°C. Por otra parte, las temperaturas mínimas en el período junio-septiembre fueron más bajas entre 2014 y 2016, con valores entre 0,0°C y 0,5°C. Desde 2017 en adelante, se observa un incremento en las temperaturas mínimas, alcanzando valores cercanos a 1,0°C.

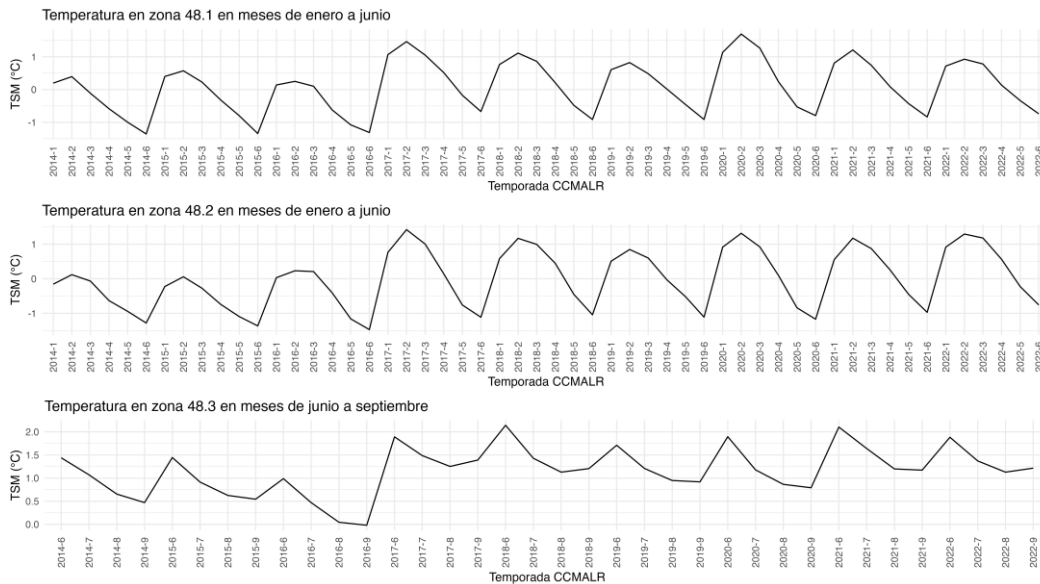


Fig. 16. Series de tiempo de la Temperatura Superficial del Mar (TSM). Muestra la variabilidad interanual del promedio mensual en las subáreas 48.1, 48.2 y 48.3 de la CCAMLR durante el período 2014-2022. Las series de tiempo representan la TSM en los meses de actividad extractiva: enero a junio para las subáreas 48.1 y 48.2, y junio a septiembre para la subárea 48.3. Se observa un aumento en las temperaturas máximas a partir de 2017, con valores más elevados en febrero para las subáreas 48.1 y 48.2, y en junio para la subárea 48.3, donde las temperaturas mínimas también se incrementaron desde ese año.

Tendencias de la TSM (°C) en cada subárea 2014-2022

La tendencia de la temperatura superficial del mar (TSM) de cada subárea, realizada mediante un análisis de regresión lineal, evidenció un aumento sostenido de la TSM, sin embargo, es un aumento leve y no significativo estadísticamente.

Los resultados mostraron para la subárea 48.1 (Fig.17) una oscilación marcada, con un patrón que se repite anualmente, donde se observó una tendencia levemente ascendente durante 2014-2022. La regresión lineal mostró una pendiente positiva muy leve, $y = -2,92 + 0,000139x$, con un valor de $R^2 = 0.02$ sugiere que la variabilidad capturada por el modelo es nula, con un valor de $p = 0.14$, por lo que la tendencia no sería significativa estadísticamente.

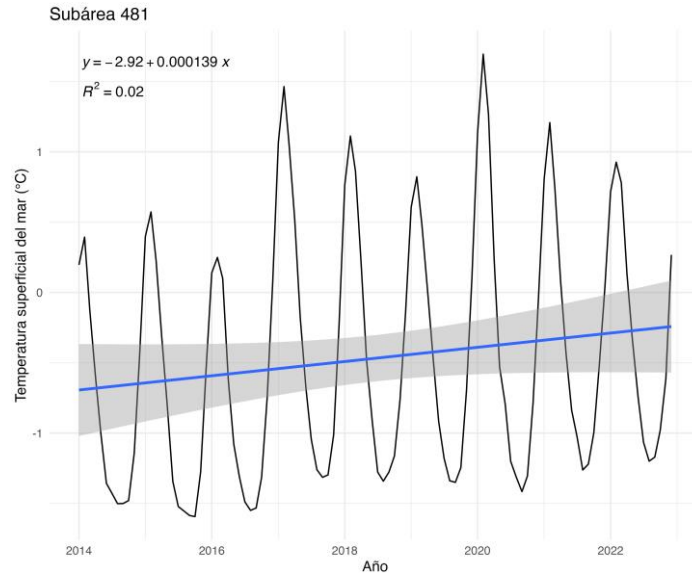


Fig. 17. Tendencia en el tiempo de la TSM promedio en la subárea 48.1 durante 2014-2022. Se estimó variabilidad interanual con fluctuaciones estacionales marcadas. La regresión lineal muestra una tendencia levemente creciente, con una pendiente de 0,000139°C por año, considerando las temperaturas promedio mensuales.

En la subárea 48.2 en el período 2014-2022, mostró al igual en la subárea 48.1, una tendencia creciente levemente (Fig. 18). La ecuación de la regresión dio un valor de $y = -3,59 + 0,00017x$, con el coeficiente de determinación $R^2 = 0,03$, lo que indica que la variabilidad capturada por el modelo fue nula, para el período, y valor de $p = 0,07$, lo que indica que no es significativa estadísticamente.

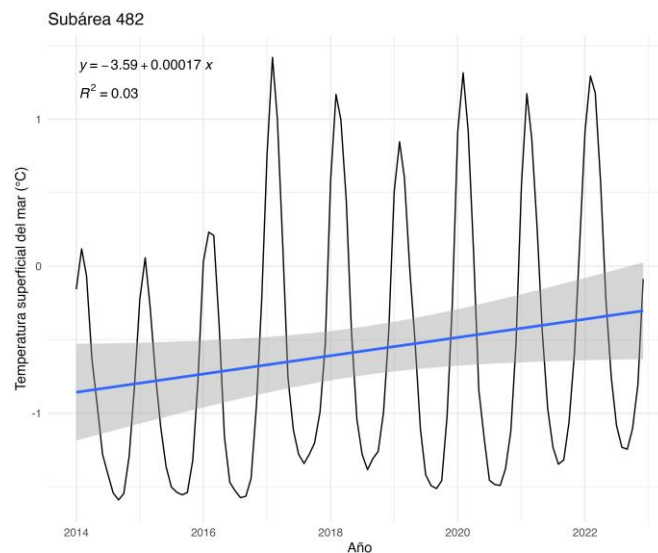


Fig.18 Tendencia en el tiempo de la TSM en la subárea 48.2 período 2014-2022. Se observó una variabilidad interanual con fluctuaciones estacionales. La regresión lineal indica una tendencia creciente, aunque leve, con una pendiente de 0,00017 °C por año, en base a las temperaturas mensuales promedio.

Para la subárea 48.3 la tendencia de la TSM en el período 2014-2022, mostró una tendencia levemente ascendente (Fig. 19). La ecuación de la regresión dio valor $y = -1,26 + 0,0002x$, con un coeficiente de determinación $R^2 = 0,02$ indica que la variabilidad capturada por el modelo es nula, con un valor de $p = 0.14$, lo que indica que la tendencia no es estadísticamente significativa.

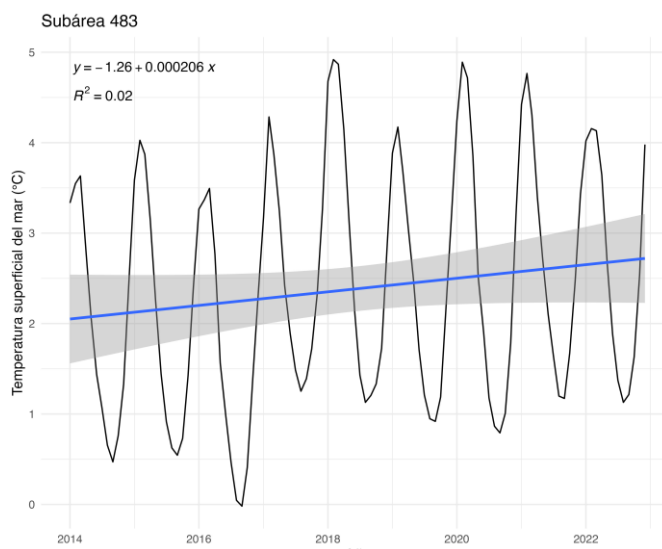


Fig.19 Tendencia de la TSM en la subárea 48.3 período 2014-2022. Se muestra variabilidad interanual con fluctuaciones estacionales. La regresión lineal muestra una tendencia creciente levemente con una pendiente de $0,0002^{\circ}\text{C}$ por año

3.3.2. Cobertura de hielo (%)

Las series de tiempo graficadas con los meses de actividad extractiva de cada subárea se muestran evidenciaron variaciones interanuales en el porcentaje de cobertura de hielo (Fig. 20). La subárea 48.1 se registró una disminución progresiva y constante de la cobertura de hielo, siendo en el verano del año 2021 y 2022 que alcanza valores cercanos a cero. En la subárea 48.2 se observa un ciclo interanual en el porcentaje de cobertura anual, sin embargo, entre 2014 y 2016 la cobertura máxima de hielo alcanzaba 60 %, posteriormente desde el año 2017 al 2022 la cobertura máxima de hielo es cercano al 40%.

Por su parte, la subárea 48.3 presentó una cobertura de hielo significativamente inferior en comparación con las subáreas 48.1 y 48.2. Los valores máximos registrados durante el período analizado fueron cercanos al 3% en agosto del año 2018, con incrementos menores en 2014 y 2018. Sin embargo, este porcentaje de hielo no corresponde a la cobertura de hielo marino que se extiende desde el continente, ya que como se explicó anteriormente, esta subárea se encuentra en mar abierto. Por este motivo, la mayor parte del tiempo permanece libre de hielo. Los valores registrados por satélite podrían corresponder a la presencia de témpanos o fragmentos de hielo a la deriva.

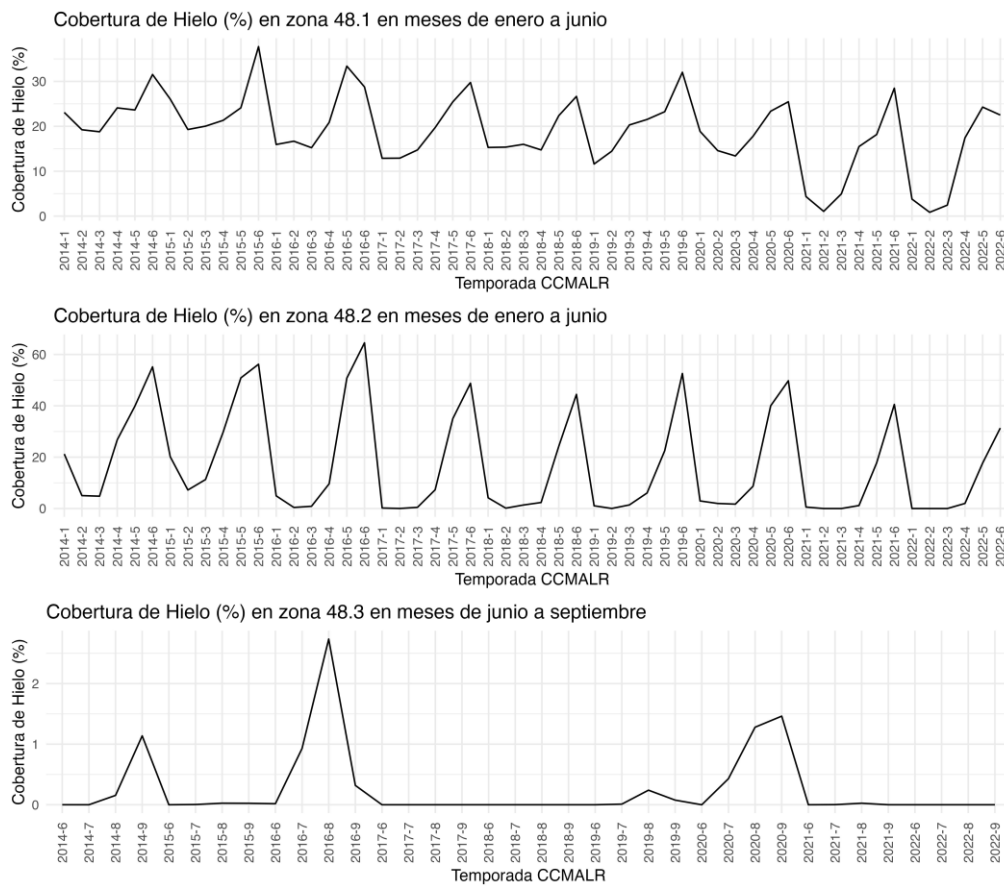


Fig.20 Cobertura de hielo (%) para cada subárea. Se muestra la variabilidad interanual en las subáreas durante el período 2014-2022. Las series de tiempo representan el porcentaje de la cobertura de hielo en los meses de actividad extractiva: enero a junio para las subáreas 48.1 y 48.2, y junio a septiembre para la subárea 48.3. Se observan fluctuaciones anuales e interanuales en la cobertura de hielo, con una tendencia decreciente en las subáreas 48.1 y 48.2, destacando mínimos históricos en 2021 y 2022. En la subárea 48.3, los valores de cobertura fueron significativamente inferiores y se mantuvieron cercanos a 0% en la mayor parte del período analizado.

Tendencias de la Cobertura de hielo marino (%) durante el período.

Para evaluar la tendencia temporal en la cobertura de hielo marino (%), se realizó regresión lineal sobre los valores promedio mensuales de porcentaje de cobertura de hielo, considerando todos los meses de el período 2014-2022.

Los resultados obtenidos para la subárea 48.1 mostraron una tendencia decreciente (Fig. 21). La ecuación de la regresión dio un valor $y = 3,32 \times 10^{-3} - 1,63x$, la pendiente negativa de -1,63 % por año indica una reducción progresiva de la cobertura de hielo a lo largo del período. El coeficiente de determinación $R^2 = 0,64$ señala que el modelo captura de forma moderada la variabilidad, con un valor de $p < 0,0001$, lo señala que hay una disminución de la cobertura de hielo en esta subárea, con los valores más bajos registrados hacia el final de los años del estudio.

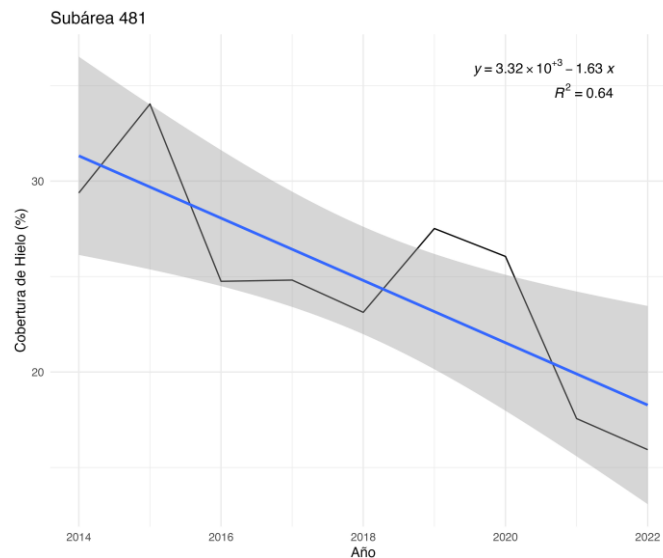


Fig.21 Tendencia de la cobertura de hielo marino (%) en la subárea 48.1, período 2014-2022. Se observó una tendencia decreciente con pendiente de -1,63% por año.

En la subárea 48.2, los resultados obtenidos del análisis de regresión lineal mostraron, al igual que en la subárea 48.1, existe una tendencia de disminución de la cobertura de hielo (Fig. 22). La ecuación de la regresión dio un valor de $y = 4,07 \times 10^{-3} - 2x$, la pendiente negativa de -2% por año. El coeficiente de determinación $R^2 = 0,54$ y el valor de $p < 0,0001$, lo que indica que existe una tendencia moderada, significativa estadísticamente hacia la disminución del hielo marino durante el periodo.

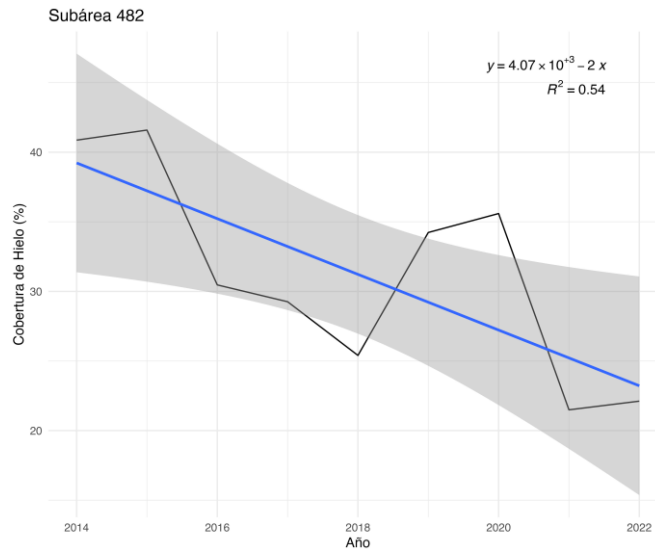


Fig.22 Tendencia de la cobertura de hielo marino (%) en la subárea 48.2 durante el período 2014-2022. Los resultados mostraron una tendencia moderada a la disminución de la cobertura de hielo.

Los resultados para la subárea 48.3 mostraron, al igual que en las otras subáreas, una tendencia de disminución del hielo marino (Figura 23). La ecuación de regresión dio como valor $y = 16,7 - 0,0082x$, con una pendiente negativa de $-0,0082\%$ por año, lo que indica una ligera reducción de hielo a lo largo del período, con un $R^2 = 0,03$ y un valor de $p < 0,07$, lo que sugiere que esta tendencia decreciente no es significativa estadísticamente.

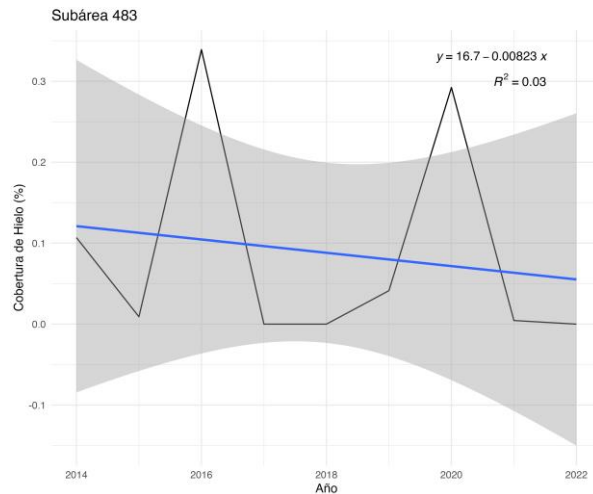


Fig. 23 Tendencia de la cobertura de hielo marino (%) en la subárea 48.3 período 2014-2022. La regresión lineal mostró que hubo una tendencia leve de disminución del hielo marino.

3.3.3. Concentración de Clorofila-a (mg/m^3)

Los datos de concentración de clorofila-a no estuvieron disponibles para todos los meses del período, posiblemente debido a las limitaciones en la adquisición de imágenes satelitales, las cuales son afectadas por la nubosidad, lo que dificulta la obtención de datos en determinadas condiciones atmosféricas. Como resultado, la serie de tiempo no está completa porque hubo meses sin registros. Sin embargo, con los datos disponibles fue posible realizar los análisis de la variabilidad de la concentración de clorofila.

Para la subárea 48.1 no fue posible obtener suficientes datos para el análisis, por esta razón, los análisis solo se realizaron en las subáreas 48.2 y 48.3.

En la subárea 48.2, los resultados obtenidos de las series de tiempo evidenciaron variabilidad interanual. En todos los años analizados, los valores más altos se registraron en enero, seguidos de un declive abrupto entre febrero y marzo. Los años 2014, 2015, 2019 y 2022 presentaron las concentraciones más bajas de clorofila-a en enero, con variaciones entre $0,37$ y $0,5 \text{ mg}/\text{m}^3$. En contraste, el año 2021 registró la mayor concentración con $1,06 \text{ mg}/\text{m}^3$, seguido de 2026 con $0,81 \text{ mg}/\text{m}^3$, y 2018 con $0,75 \text{ mg}/\text{m}^3$.

En términos generales, se observa una alta variabilidad en los valores máximos anuales de clorofila-a, con fluctuaciones marcadas entre años consecutivos y con períodos de disminución abrupta después del verano austral.

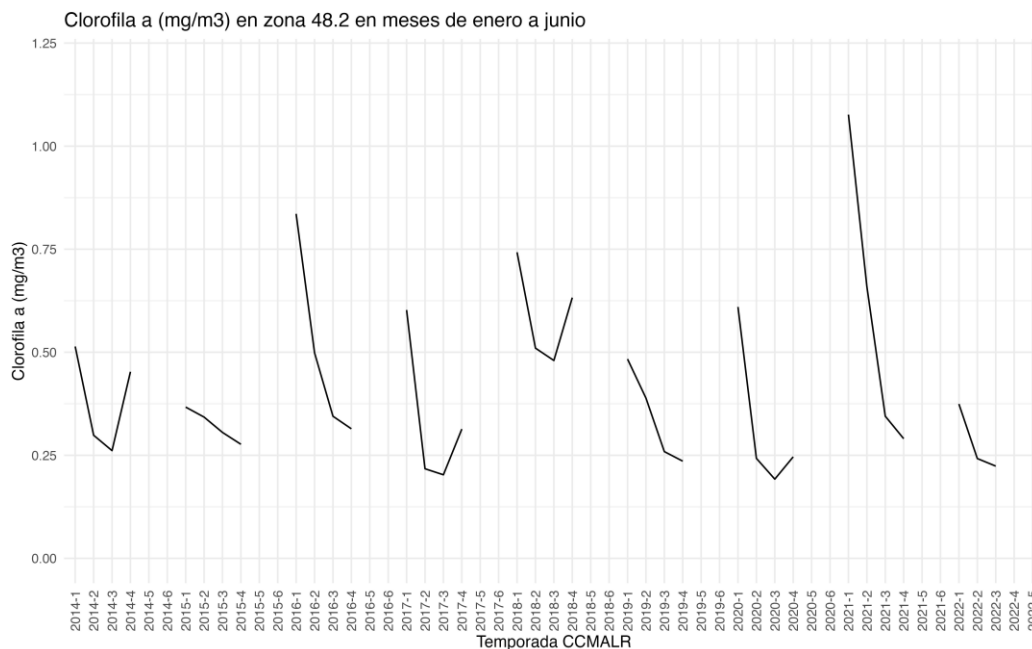


Fig. 24 Serie de tiempo de la concentración mensual promedio de Clorofila-a subárea 48.2 período 2014-2022, para los meses de enero a junio de cada año. Los máximos valores se registraron en enero para todos los años con una disminución a finales del verano austral. Se observó una variabilidad interanual en los valores máximos (enero), con concentraciones que oscilan entre 0,37 mg/m³ y 1,06 mg/m³.

En la subárea 48.3, solo se obtuvieron datos para los meses agosto y septiembre, con excepción del año 2016, en el que se registró información también en julio. Para año 2022, no hubo registros disponibles. No obstante, fue posible analizar la variabilidad de la concentración de clorofila-a en los meses de agosto y septiembre durante el período 2014 - 2021.

Los valores de concentración de clorofila-a en esta subárea para los meses de agosto y septiembre oscilaron entre aproximadamente 0,20 mg/m³ y 0,32 mg/m³. De manera excepcional, en julio de 2016 se registró una concentración de 0,32 mg/m³, la más alta del período analizado; sin embargo, no es posible establecer comparaciones con otros años, dado que este fue el único registro disponible de la serie de tiempo para dicho mes. Los años 2018 y 2021 presentaron las menores concentraciones de los meses analizados (Fig. 25).

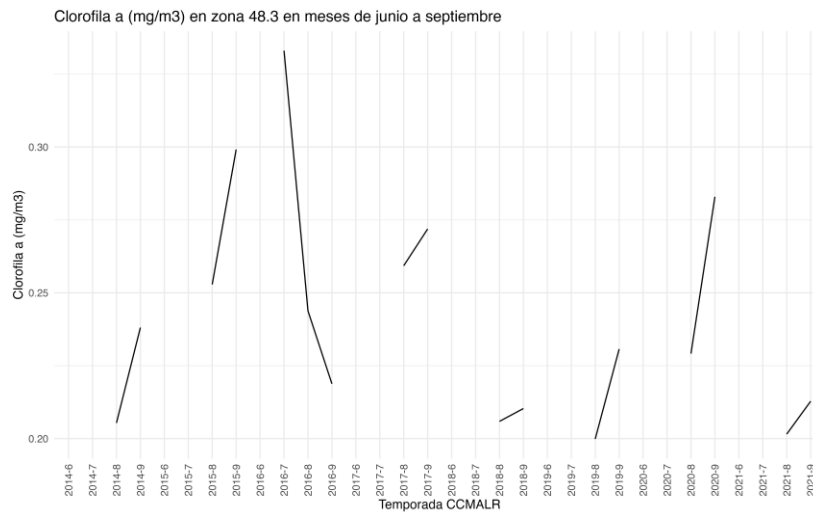


Fig.25 Concentración de Clorofila-a promedio mensual en mg/m^3 en la subárea 48.3 periodo 2014-2022. Se observa variabilidad interanual en serie de tiempo con registros solo para los meses de agosto y septiembre, con excepción de 2016 que registró datos en julio. Los valores de concentración de clorofila-a oscilaron entre $0,20 \text{ mg}/\text{m}^3$ y $0,32 \text{ mg}/\text{m}^3$, con el mayor valor registrado en julio de 2016. Los años 2018 y 2021 presentaron las menores concentraciones dentro del período analizado.

Tendencia de la concentración de clorofila-a (mg/m^3)

Para la subárea 48.2 los resultados de la regresión lineal mostraron una tendencia levemente creciente en la concentración de clorofila-a para el período 2014-2002. La ecuación de la regresión dio un valor $y = -15,3 + 0,0078x$, con una pendiente positiva de $0.00782 \text{ mg}/\text{m}^3$ por año, lo que indica un ligero aumento a lo largo del periodo, el coeficiente de determinación $R^2 = 0,03$ y valor de $p < 0.07$, lo cual indica que la tendencia no es significativa estadísticamente (Fig. 26).

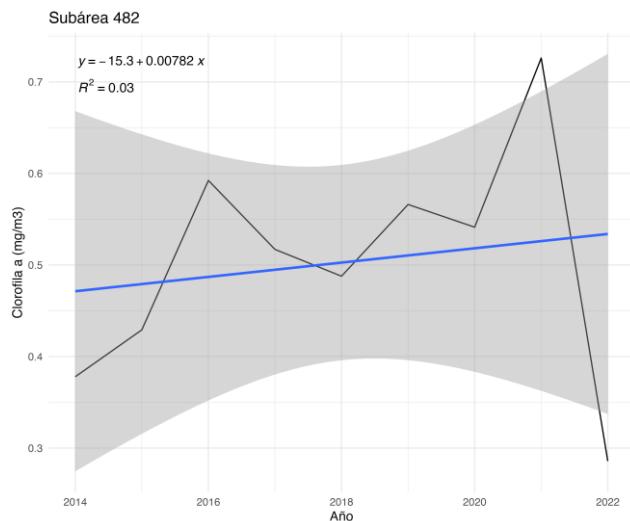


Fig. 26 Tendencia de la concentración de clorofila-a (mg/m^3) en la subárea 48.2 durante el período 2014-2022. La regresión lineal mostró una tendencia levemente creciente, con una pendiente de $0.00782 \text{ mg}/\text{m}^3$ por año. Sin embargo, el coeficiente de determinación $R^2 = 0.03$ indica que esta tendencia no es significativa.

En la subárea 48.3 se observó una tendencia significativa al aumento en la concentración de clorofila-a en el período 2014-2022. El resultado de la regresión lineal dio un valor $y = -33,6 + 0,0169x$, con una pendiente positiva de $0.0169 \text{ mg}/\text{m}^3$ por año. El coeficiente de determinación $R^2 = 0,23$ y valor de $p < 0.0001$, lo que indica que es significativa estadísticamente (Fig. 27).

Es importante señalar que, en esta subárea no se registraron datos para todos los meses, lo que podría afectar la interpretación de este resultado. La disponibilidad de datos satelitales de clorofila-a depende de la cobertura de nubes y la presencia de hielo, lo que limita la continuidad de las series temporales en esta zona de mar abierto.

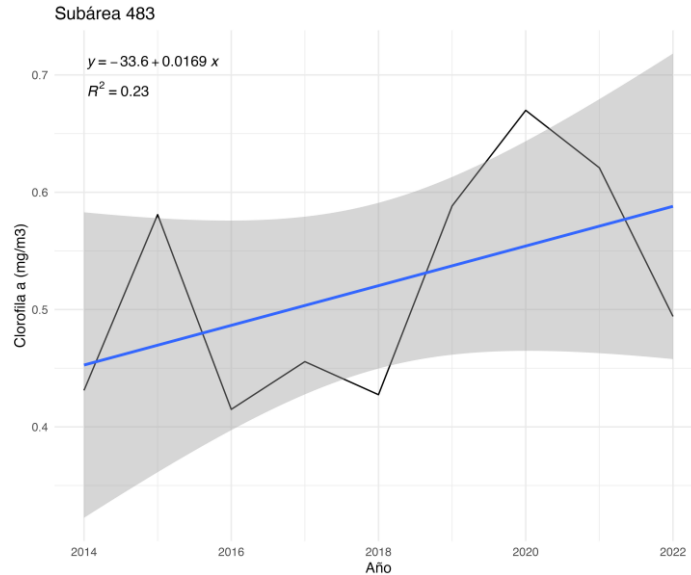


Fig. 27 Tendencia de la concentración de clorofila-a (mg/m^3) en la subárea 48.3 durante el período 2014-2022. Se observó una tendencia creciente, con una pendiente de $0.0169 \text{ mg}/\text{m}^3$ por año. El coeficiente de determinación $R^2=0.23$ y $p < 0.0001$.

3.4. CORRELACION ENTRE VARIABLES AMBIENTALES E ÍNDICES ECOLÓGICOS ALFA

Los análisis de correlación demostraron que, solo en la subárea 48.2 hubo valores de r moderados y estadísticamente significativos ($p < 0.05$), entre la temperatura superficial del mar (TSM) y el porcentaje de cobertura de hielo, con los índices alfa, riqueza (S'), diversidad (H') y la abundancia (Tabla 13).

La correlación entre la temperatura superficial del mar (TSM) y la riqueza de especies dio un valor de $r = 0,65$ y $p = 0,0000001$, lo que indica que el mayor número de especies está relacionado positivamente con la temperatura superficial del mar.

De manera similar, la TSM y la diversidad de Shannon-Weaver presentaron una correlación positiva con valor de $r = 0,54$ y $p = 0,000048$, es decir, las mayores diversidades en esta subárea se registraron con las mayores temperaturas.

Finalmente, la TSM también mostró una correlación positiva moderada con la abundancia de especies, con valores de $r = 0,52$ y $p = 0,000019$, lo que indica que las temperaturas más altas favorecieron una mayor abundancia de peces en la subárea 48.2.

La cobertura de hielo marino (SIF) en cambio, presentó correlaciones negativas con la riqueza de especies, con valores $r = -0,65$ y $p = 0,00000019$, con la diversidad de Shannon-Weaver con $r = -0,46$ y $p = 0,0005$, y con la abundancia con valores $r = -0,53$ y $p = 0,000056$.

Estos resultados indican que, a mayor cobertura de hielo marino, la riqueza, la diversidad y la abundancia de especies disminuyeron en esta subárea.

En las subáreas 48.1 y 48.3, los valores obtenidos de las correlaciones no fueron significativas,

Tabla N°13 Resultados de correlaciones significativas con valores $p < 0,05$ identificadas entre las variables ambientales TSM y cobertura de hielo (SIF) con los índices ecológicos riqueza, diversidad de Shannon-Weaver y abundancia, en la subárea 48.2.

VARIABLE AMBIENTAL	INDICE ECOLOGICO	Correlación	Valor de p
TSM	Riqueza	0,65487593	0.000000185314
	Diversidad_shannon	0,544162896	0.00004880624
	Abundancia	0,521599432	0.00008671533
SIF	Riqueza	-0,653933647	0.000000195629
	Diversidad_shannon	-0,469834816	0.0005042348
	Abundancia	-0,532808221	0.00005698431

3.5. REGRESIONES ENTRE LAS VARIABLES AMBIENTALES Y LOS INDICES ALFA

Los resultados de las correlaciones con valor de $p < 0,005$ obtenidos entre las variables ambientales y los índices alfa de la subárea 48.2 fueron complementaron con análisis de regresión simple.

3.5.1. TSM y riqueza de especies (S')

El análisis de regresión lineal aplicado a la relación entre la temperatura superficial del mar (TSM) y la riqueza de especies en la subárea 48.2 mostró una relación positiva y significativa. La

ecuación de la regresión fue $y = 6,67 + 2,46x$, lo que indica que un aumento en un grado de TSM está asociado con un incremento en dos especies presentes en el *bycatch* de peces en la subárea (Fig. 28).

El coeficiente de determinación $R^2=0.43$ indica que el 43% de la variabilidad en la riqueza de especies puede ser explicada por el aumento de la TSM, con un valor de $p < 0.001$, estadísticamente significativo.

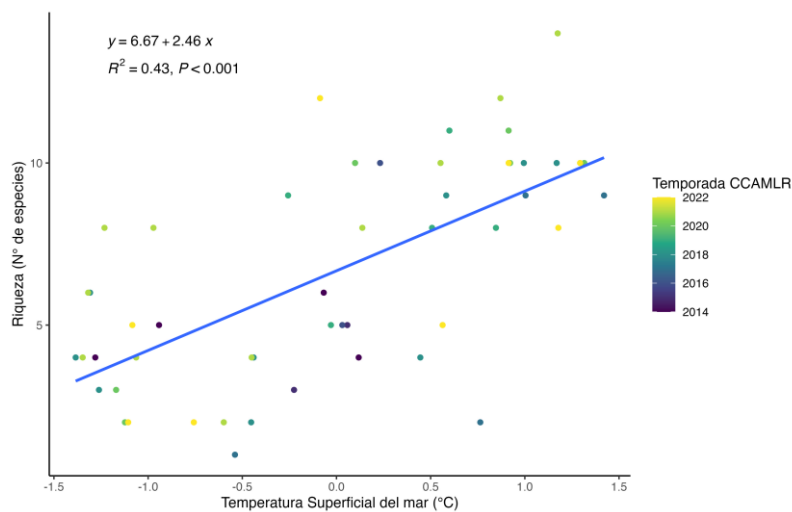


Fig. 28 Relación entre la temperatura superficial del mar (TSM) y la riqueza de especies en la subárea 48.2 durante el período 2014-2022. La regresión lineal muestra una relación positiva significativa, con una pendiente de 2.46, indicando que un aumento en la TSM está asociado con un incremento en la riqueza de especies. El coeficiente de determinación $R^2=0.43$ y $p < 0.001$.

3.5.2. TSM y diversidad de especies (H')

El análisis de regresión lineal aplicado a la temperatura superficial del mar (TSM) y la diversidad de Shannon (H') en la subárea 48.2, mostró una relación positiva moderada (Fig.29). La ecuación de la regresión dio $y = 1,22 + 0,264x$. Esto indica que la diversidad aumentó en relación al aumento de la temperatura superficial del mar, con un coeficiente de determinación $R^2 = 0.21$ y un valor de $p < 0.001$.

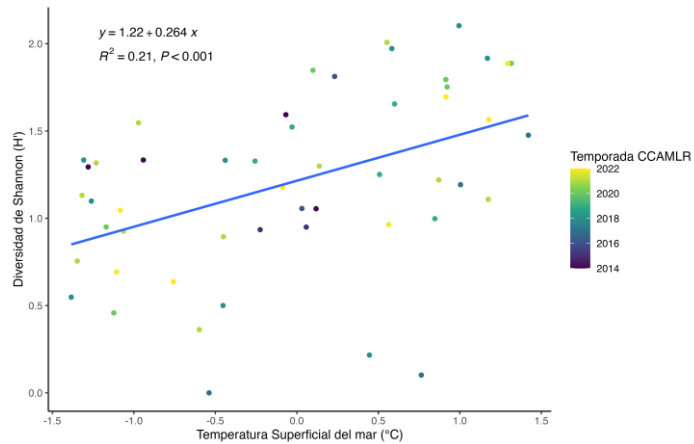


Fig. 29 Regresión lineal entre temperatura superficial del mar (TSM) y diversidad de Shannon (H'). Se observa una relación positiva moderada, con pendiente de 0,264 y $p < 0.001$.

3.5.3. TSM y abundancia

Para el análisis de regresión lineal entre la temperatura superficial del mar (TSM) y la abundancia de organismos, primero fue necesario transformar la abundancia mediante una función logarítmica. El resultado obtenido dio $y=3.95+0.934x$, con un coeficiente de determinación $R^2= 0.025$ y un valor de $p < 0.001$ (Fig. 30).

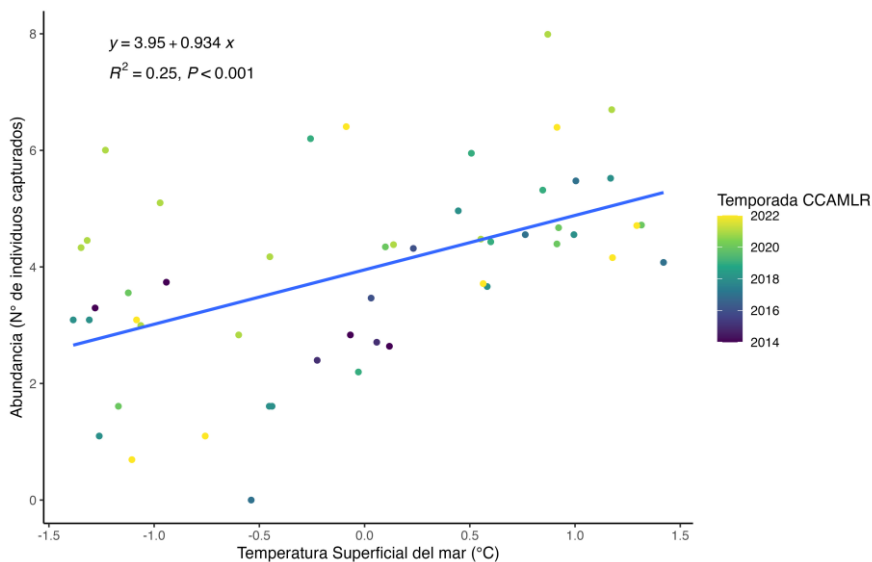


Fig. 30 Regresión lineal entre temperatura superficial del mar (TSM) y abundancia de organismos en la subárea 48.2 período 2014-2022.

3.5.4. Cobertura de hielo (SIF) y riqueza de especies (S')

El análisis de regresión lineal aplicado a la cobertura de hielo marino (SIF) y la riqueza de especies en la subárea 48.2, mostró una relación negativa moderada. La ecuación de la regresión dio un valor $y = 8,14 - 0,093x$, lo que indica que a medida que aumentó la cobertura de hielo marino, la riqueza de especies disminuyó en esta subárea (Fig.31).

El coeficiente de determinación $R^2=0.29$ y un valor de $p < 0.001$ indica que esta relación estadísticamente significativa.

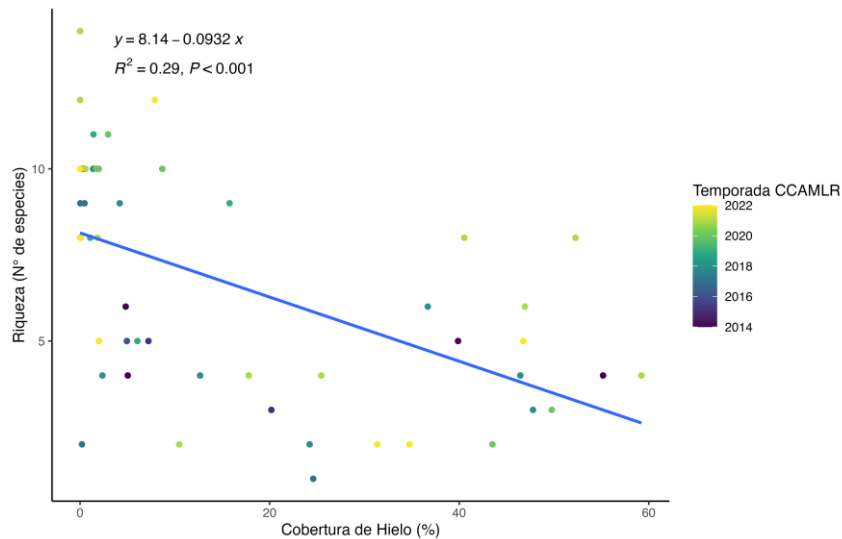


Fig. 31 Regresión simple entre cobertura de hielo marino (SIF) y riqueza de especies en la subárea 48.2 durante el período 2014-2022. La regresión lineal mostró una relación negativa moderada, con coeficiente de determinación $R^2=0.29$ indica y valor de $p < 0.001$.

3.5.5. Cobertura de hielo (SIF) y diversidad de especies (H')

El análisis de regresión lineal aplicado a la cobertura de hielo marino (SIF) y la diversidad de Shannon (H'), mostró una relación negativa débil entre las variables. La ecuación de la regresión dio $y = 1,37 - 0,0095x$. Esto indica que, a mayor porcentaje de cobertura de hielo marino, la diversidad de especies tiende a disminuir levemente, el coeficiente de determinación $R^2 = 0.13$ y con valor de $p < 0.010$ indica que es estadísticamente significativo (Fig.32).

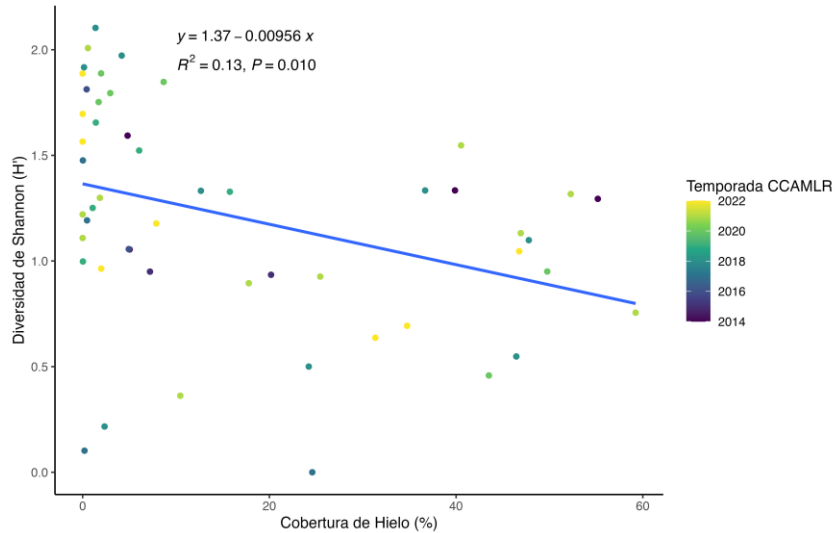


Fig. 32 Regresión lineal entre cobertura de hielo y diversidad de Shannon (H') en la subárea 48.2 período 2014-2022. Los resultados mostraron una relación negativa débil, $R^2 = 0.13$ y $p < 0.010$.

3.5.6. Cobertura de hielo (SIF) y abundancia de organismos

Antes de realizar el análisis de regresión lineal, la abundancia fue transformada mediante función logarítmica. El resultado de la regresión mostró una relación negativa débil. La ecuación de la regresión dio valor $y = 4.47 - 0.0331x$, lo que indica que, a mayor cobertura de hielo, la abundancia de individuos tiende a disminuir. El coeficiente de determinación $R^2 = 0,15$ y valor de $p = 0.005$, indica que es estadísticamente significativa (Fig.33).

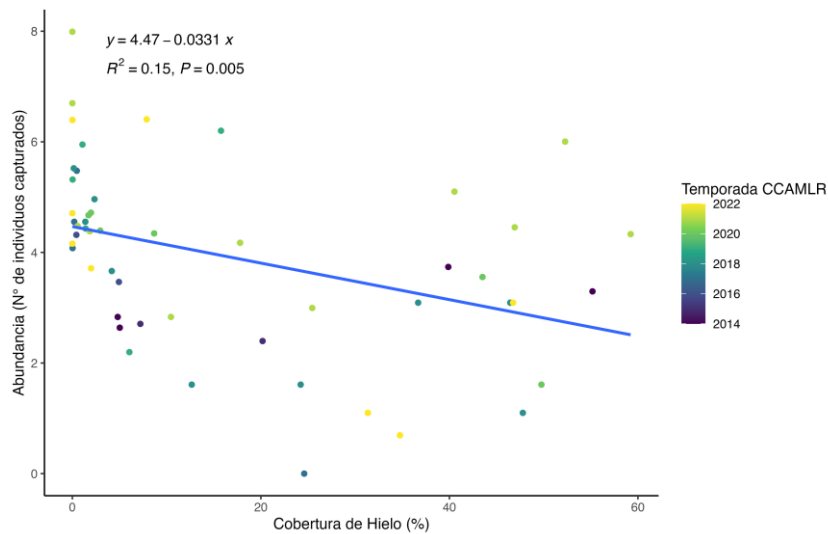


Fig. 33 Regresión lineal muestra la relación entre la Cobertura de hielo (%) y la abundancia en la subárea 48.2 durante el período 2014-2022. Se observó una relación negativa débil, con $R^2 = 0.14$ y $p = 0.005$.

4. DISCUSION

Conocer los cambios que están experimentando las comunidades de peces asociadas a la pesquería del Kril (*E. superba*), en un ambiente fuertemente impactado por el aumento de temperatura como resultado del cambio climático (Mintenbeck, K. *et al* 2012; Turner, J., *et al* 2014), resulta cada vez más urgente y necesario. Comprender cómo estas comunidades responden, se adaptan o reestructuran frente a condiciones ambientales distintas de aquellas a las que están evolutivamente adaptadas, es fundamental para poder implementar medidas de conservación en este ecosistema tan particular que es la Antártica (Moreira *et al.*, 2023).

Este estudio tuvo como motivo contribuir al conocimiento de estas comunidades, y se logró describir su composición, diversidad y variación temporal en las tres subáreas pesqueras donde se desarrolla la actividad (48.1, 48.2 y 48.3). Los resultados mostraron cambios ocurridos en estas comunidades y su variación en un período de tiempo de 9 años, 2014-2022. Se demostró también, que la temperatura superficial del mar, la disminución de la cobertura de hielo, y la concentración de clorofila, se correlacionaron de manera estadísticamente significativa solo a las comunidades de una subárea (48.2).

Los análisis realizados para estimar la abundancia (biomasa estandarizada), mostraron que en la subárea 48.1, las especies que dominaron en términos de biomasa, fueron mayoritariamente de las familias Channichthyidae (*Neopagetopsis ionah*, *Chaenodraco wilsoni*, *Champscephalus gunnari*, *Chionodraco rastrospinosus*), y Nototheniidae (*Notothenia coriiceps*, *N. rosii*, *Gobionotothen gibberifrons*) y solo una especie de la familia Bathydraconidae (*Parachaenichthys charcoti*). Los peces de la familia Channichthyidae, conocida como “icefish”, o “peces de hielo” se caracterizan por la ausencia de hemoglobina, una adaptación fisiológica que les permite vivir en aguas muy frías (Di Prisco *et.*, 2002), son endémicos del Océano Austral y presentan adaptaciones fisiológicas únicas con mecanismos especializados de transporte de oxígeno (Kock, 2005). Su alimentación es básicamente peces y krill. En contraste, la familia Nototheniidae tiene una alimentación más amplia, que incluye copépodos, poliquetos, quetognatos, anfípodos. En particular, los Channichthyidae, desarrollaron adaptaciones únicas,

un metabolismo reducido y ciclos de vida largos, características que los hacen altamente especializados, pero también altamente vulnerables frente a cambios en las condiciones ambientales (Kock, 2005). Por su parte, los Nototheniidae presentan una gran plasticidad ecológica, ocupan distintos tipos de hábitats, se les encuentra a en un amplio rango de profundidad, y su alimentación también es variada, facultades que favorecieron la diversificación. La alta representación de Notothenioidei en esta zona (48.1) puede explicarse por su larga historia evolutiva aislada, resultado del aislamiento geográfico de la Antártica tras la formación de la Corriente Circumpolar Antártica (CCA). Este aislamiento, sumado a las condiciones ambientales frías, estables y altamente oxigenadas, favoreció la radiación adaptativa de este suborden, lo que permitió la diversificación ocupando múltiples nichos ecológicos (Kock, 2005; Eastman & McCune, 2000).

Complementando lo anterior, en la subárea (48.1) el índice de riqueza varió cada año en número de especies y en las especies, es decir, ninguna especie estuvo presente todos los años, la más frecuente fue *Gobionotothen gibberifrons* de la familia Notothenidae, se registró en 7 años, y le sigue *Chamsocephalus gunnari* de la familia Channichthyidae, que se registró en 5 años; por otra parte, también se evidenció que durante 2018 y 2019 se registró la mayor abundancia y riqueza de especies, en contraste con el período 2020-2021, que fue el de menor riqueza y menor abundancia. Los valores de los índices de diversidad de Shannon y de equidad de Pielou también expresaron variación anual e interanual, la menor diversidad de especies se estimó para el año 2022. Lo que nos dicen estos resultados es que las comunidades de esta subárea variaron en el transcurso del período analizado y los análisis multivariados indicaron que estas variaciones fueron estadísticamente significativas. Las especies que explicaron las variaciones fueron principalmente especies de la familia Channichthyidae (*Chionodraco rastrospinosus*, *Chaenodraco wilsoni*, *Chaenocephalus aceratus*, *C. gunnari*, *Cryodraco antarcticus*, *Pseudochaenichthys georgianus*), una especie de la familia Nototheniidae (*Pleurogramma antarctica*) y aparece una especie de la familia Myctophidae. Al revisar la literatura, estas especies ocupan principalmente hábitats de plataforma y talud continental, entre los 100 y 600 metros de profundidad, aunque los mictófididos presentan hábitos mesopelágicos con migraciones verticales (Kock, 2005; Eastman & McCune, 2000). Estas especies han sido descritas como depredadoras de krill y otros organismos pelágicos (Kock et al. 2007), por lo que el rol trófico

que desempeñan en el ecosistema antártico implica una estrecha relación con la disponibilidad de krill. El análisis SIMPER identificó otra especie que contribuyó a la disimilitud de la comunidad, *Pleurogramma antarctica*, de la familia Nototheniidae, conocido como pez plateado antártico, considerado una especie clave del ecosistema pelágico debido a su abundancia y a su rol como intermediario trófico entre el zooplancton y depredadores superiores como peces, aves y mamíferos marinos (Eastman, 2005; Vacchi et al., 2004; La Mesa et al., 2021). Su ciclo de vida completamente pelágico y la primera etapa de su ciclo de vida es altamente sensible a las condiciones oceanográficas, especialmente a la temperatura del agua, el hielo marino (Vacchi et al., 2004; La Mesa et al., 2021).

Los resultados para la subárea 48.2 mostraron que la abundancia de especies, en términos de biomasa estandarizada tuvo 5 especies que dominaron en biomasa, algunos años con 2 especies solamente, solo los años 2019 y 2020 se observó un aumento a 5 especies que dominaron, sin embargo aparece de manera frecuente la especie *Notolepis coatsi*, de la familia Paralepididae, y una especie de la familia Nototheniidae, *Gobionotothen gibberifrons*. Las demás especies importantes en biomasa fueron de la familia Channichthyidae (*C. gunnari*, *C. aceratus*, *P. georgianus*). La especie *N. coatsi*, conocida como Antarctic jonasfish es batipelágica y se distribuye circumpolarmente entre los 50°S y los 73°S, habitando profundidades que van desde la superficie hasta los 2.000 metros. Su dieta parece estar compuesta exclusivamente por krill (*E. superba*) (FishBase, 2024). La especie *G. gibberifrons* se registró en los años 2019 y 2020 con las mayores capturas y en el año 2021 mucho más reducida, su presencia no fue frecuente, pero los años en que se registró fue abundante. Es una especie bentopelágica, autores la describen como ampliamente distribuida en el Océano Austral, particularmente en la región del Arco de Scotia, incluyendo las islas Georgias del Sur, Orcadas del Sur y Shetland del Sur, (Barrera-Oro, 2002). Su dieta es variada, desde consumidor bentónico, alimentándose principalmente de poliquetos, bivalvos, anfípodos, isópodos y ocasionalmente de krill (Casaux et al., 2003; Barrera-Oro et al., 2005), a su vez, es presa habitual de pinnípedos, aves marinas y peces piscívoros, lo que lo posiciona como un eslabón importante en la transferencia de energía desde el bentos hacia niveles tróficos superiores del ecosistema antártico (Kock, 1992; Kock et al., 2012). Su biomasa es relativamente alta en algunas regiones de la subárea 48.2, como lo evidencian campañas de investigación pesquera (Kock et al., 2007).

La variación en los índices de riqueza, diversidad y equidad en esta subárea (48.2), señalan que las comunidades cambiaron, en términos de cantidad de especies y tipo de especies, así como la abundancia de éstas, con años de dominancia de unas pocas. Los resultados entregados por los análisis multivariados confirman la variabilidad expresada son significativas estadísticamente, y en los años donde más diferencias o disimilitudes entre las comunidades, fueron los años 2014 expresada por la especie de la familia Channichthyidae, *C.gunnari* . El año 2021 también presentó disimilitudes significativas, y estas diferencias se explican con las especies también Channichthyidae, *Chaenocephalus aceratus*, *Pseudochaenichthys georgianus*, *Neopagetopsis ionah* y *Cryodraco antarcticus*. Y aparece una especie de la familia Myctophidae, *Electrona antártica*. De acuerdo a lo discutido anteriormente, la presencia de la familia Channichthyidae se presenta mayoritariamente en estas zonas, son el grupo de peces más importante, junto a la familia Nototheniidae. Sin embargo, llama la atención la presencia de la especie *E. antarctica*. Los peces de la familia Myctophidae son peces llamados “linterna”, porque poseen fotóforos (órganos que emiten luz), son mesopelágicos, habitan entre 200 y 1000 metros de profundidad, realizan migraciones verticales diarias, en la noche ascienden para alimentarse de krill y copépodos, y en la noche descienden (Catul et al., 2011). Son peces relativamente pequeños, 3-15 centímetros y desempeñan un papel crucial en la transferencia de energía dentro de la red trófica, actuando como un eslabón entre el zooplancton y los depredadores superiores. Estudios recientes han resaltado la diversidad en su estrategia alimentaria, indicando que su dieta incluye una variedad de zooplancton gelatinoso, lo que subraya su importancia en las dinámicas tróficas del ecosistema antártico (Ruiz et al., 2024). Los resultados del análisis SIMPER indicaron que las disimilitudes en las comunidades de la subárea 48.2 lo explicaron especies de las familias los Myctophidae y Channichthyidae. De estos últimos, la especie *Champtocephalus gunnari* fue la que más apareció, aumentando y disminuyendo los porcentajes de disimilitud. Esta especie, conocida como pez hielo o draco rayado, fue durante las décadas de 1970 y 1980 intensamente explotado por pesquerías industriales, con capturas que superaron las 100.000 toneladas anuales en algunas temporadas (Kock et al., 2007). Esta sobreexplotación provocó un colapso poblacional que motivó la implementación de estrictas medidas de conservación por parte de la Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCAMLR), incluyendo el cierre temporal de algunas pesquerías. En años recientes, se han registrado señales de recuperación poblacional en regiones como Georgias del Sur, observándose la reaparición de

clases juveniles en los muestreos estacionales, lo cual sugiere una posible recuperación demográfica (Maschette & Welsford, 2019). Los resultados obtenidos por esta investigación estarían confirmando esta posible recuperación de la especie, lo que resulta significativo, porque podría evidenciar la efectividad de las medidas de manejo implementadas y la resiliencia ecológica de la especie. Sin embargo, su alta dependencia del kril como recurso trófico y la presión por parte de depredadores superiores obliga a mantener un monitoreo continuo y la aplicación de un enfoque precautorio en la gestión pesquera.

En la subárea 48.3 los resultados sobre abundancia, expresada como biomasa estandarizada, mostraron que esta subárea es de menor riqueza y las abundancias son menores a las otras dos subáreas analizadas, sin embargo, es necesario considerar que las épocas de pesca son distintas, en esta subárea la actividad extractiva se realiza en invierno, algunos años con solo 2 meses de captura, y el año 2021 no hubo actividad extractiva, por lo que no es posible generalizar los resultados. Las especies más importantes en términos de biomasa fueron 5 de los cuales 4 fueron de la familia Channichthyidae (*Chaenocephalus aceratus*, *C. gunnari*, *Pseudochaenichthys georgianus* y *Chionodraco rastrospinosus*), y una especie de la familia Nototheniidae (*Notothenia rosii*). La especie más frecuente fue *C. gunnari* que se registró en 5 años. El año 2018 fue el de mayor biomasa, representada por dos especies *C. aceratus* y *P. georgianus*. Los índices de riqueza, como de diversidad y equidad evidenciaron que las comunidades varían interanualmente. Los análisis multivariados confirman que la variación fue significativa estadísticamente, y que el período de mayor disimilitud fue el año 2017 y 2019, y las especies que explicaron en mayor proporción estas disimilitudes fueron de las familias Muraenolepididae (*Muraenolepis orangiensis* y *Muraenolepididae marmorata*), una especie Myctophidae, un Nototheniidae (*Notothenia larseni*) y el Channichthyidae *C. gunnari*.

La familia Muraenolepididae solo apareció en esta subárea más abierta, son peces bentopelágicos que habitan la plataforma y el talud continental del Océano Austral, entre los 200 y 1.000 m de profundidad (Fitzcharles *et al.*, 2021). Estas especies se alimentan de zooplancton, pero también son bentófagas, en el bento se alimentan principalmente de invertebrados como gasterópodos, bivalvos, poliplacóforos, ofiuroides y erizos de mar (Gordeev & Sokolov, 2017). El análisis SIMPER complementó estos resultados con las principales especies que explicaron en mayor

porcentaje la disimilitud. Estas fueron las familias Nototheniidae (*N. larseni*), Channichthyidae (*C. gunnari*), Muraenolepididae (*M. microps*) y aparecen Myctophidae y *Krefftichthys andersoni*. Esta especie, *K. andersoni*, de la familia Myctophidae, corresponde a un pez linterna, se les llama así porque es bioluminiscente, como se explicó anteriormente, habita la zona batipelágica, hasta los 2700 metros de profundidad. Su dieta se basa en zooplancton, como copépodos y eufásidos y la especie *Muraenolepis microps*, de la familia Muraenolepididae, es un pez bentopelágico, habita entre los 10- 1600 metros, se alimenta de zooplancton, poliquetos y peces bentónicos. Estos hallazgos demostraron que aquí la comunidad estuvo compuesta por especies de hábitos diferentes, lo que podría explicarse por las condiciones geográficas de la subárea 48.3 ubicada en océano abierto, no tiene relación con la costa, menos influencia de la cobertura de hielo, mayores profundidades.

Respecto al análisis para estimar la relación entre las variables ambientales (temperatura superficial del mar, cobertura de hielo, concentración de clorofila-a), con la variación de las comunidades del *bycatch*, los resultados demostraron que, de las variables ambientales analizadas, solo la temperatura superficial del mar (TSM) y la cobertura de hielo tuvieron una correlación positiva, estadísticamente significativa con las comunidades de peces en la subárea 48.2. La TSM aumentó en los intervalos de tiempo analizados y este aumento estuvo correlacionado a un aumento en la abundancia, en la riqueza y diversidad de especies. De manera contraria a la TSM, la disminución de cobertura de hielo estuvo relacionado a una mayor abundancia, riqueza y diversidad de especies.

Por qué si, las comunidades en las tres subáreas presentaron variabilidad interanual y mensual, al igual que las variables ambientales analizadas, solo en la subárea se estimó una correlación con significancia estadística. Los resultados podrían explicarse por varios factores, por una parte, las variables ambientales analizadas en esta investigación no son las únicas que están manifestando modificaciones a causa del cambio climático, también hay variabilidad en la salinidad producto de los deshielos, la acidificación por el CO₂ que decanta y baja el pH, lo que afecta también a las especies que tiene caparzones o conchas de carbonato de calcio, también la circulación oceánica. Es claro, por lo tanto, que hay más factores ambientales que están impactando a las especies y a las comunidades (Mintenbeck *et al.*, 2012). También se debe considerar que los

datos utilizados en los análisis se tomaron de la actividad pesquera, por lo que este factor no puede ser aislado del análisis, por una parte la actividad extractiva se realiza en meses diferentes en cada subárea, las condiciones meteorológicas varían mensualmente y las temperaturas, vientos, luminosidad, etc. son diferentes (Bracegirdle *et al.*, 2024), lo que incide en las especies que se capturan, por lo tanto, para perfeccionar el análisis, los muestreos deberían ser realizados durante períodos anuales iguales y de mayor continuidad. También la influencia de las características batimétricas, geográficas y topográficas de las áreas estudiadas son distintas, mientras la subárea 48.1 está casi en su totalidad influenciada por las plataformas de hielo, las especies que habitan allí utilizan estas placas de hielo marino como refugio, que les permite mayor protección frente a depredadores, condiciones que son diferentes en las otras dos subáreas. Esta misma singularidad de la subárea 48.1 con respecto a la cobertura de hielo marino, determina diferencias en la cantidad de luz que puede ingresar a la columna de agua, todos estos factores inciden en la biodiversidad (Rossi *et al.*, 2019). También es importante señalar que, los datos analizados provienen de un muestreo que representa una fracción no representativa de toda la actividad extractiva realizada sobre la pesquería del krill, porque el muestreo es realizado por un observador científico certificado, y solo un porcentaje de alrededor de un 25% de los barcos llevan un observador científico a bordo, más aún, el muestreo es realizado a un lance por día de pesca, a veces 2 lances por día, cantidad muy reducida con respecto al número de lances diarios que realiza un barco, y a la cantidad de barcos que operan sobre esta pesquería.

Estos resultados resaltan la necesidad urgente de ampliar las investigaciones sobre los efectos de la pesca industrial y el cambio climático en la biodiversidad del ecosistema antártico. Pero no solamente enfocadas en las especies de interés comercial; es imprescindible adoptar una perspectiva ecosistémica, en la que cada especie, incluidas aquellas que conforman el *bycatch*, sea consideradas por su rol en el equilibrio ecológico. Frente a un escenario de crisis climática y a los procesos de transformación que se evidencian en la Península Antártica, las estrategias de monitoreo, análisis y gestión deben responder a esta nueva realidad. La ciencia tiene el desafío de generar el conocimiento que sustente medidas de conservación que consideren la variabilidad ambiental y su interdependencia con la biodiversidad (Tittensor *et al.*, 2019). El futuro de la biodiversidad antártica dependerá, en gran medida, de nuestra capacidad para observarla y comprenderla de forma integral.

5. CONCLUSIONES

Los análisis realizados permitieron responder parcialmente la hipótesis de la investigación, que buscaba comprender si la variabilidad de la temperatura superficial del mar, el porcentaje de cobertura de hielo y la concentración de clorofila-a, están relacionadas con los cambios en las comunidades de peces asociados a la pesquería del Krill antártico (*Euphausia superba*).

Los resultados demostraron que, en las tres subáreas estudiadas las comunidades de peces experimentaron cambios en su composición, abundancia, riqueza, diversidad y equidad de especies, mensual e interanualmente. Respecto de las variables ambientales, también se observó variabilidad, la temperatura superficial del mar presentó un aumento sostenido en todo el período, en tanto que el porcentaje de cobertura de hielo mostró disminución progresiva, y la concentración de clorofila-a también presentó una tendencia a aumentar. Sin embargo, solo en la subárea 48.2 se estimó una correlación entre algunas de las variables ambientales analizadas (TSM y cobertura de hielo) y la abundancia, riqueza y diversidad de especies.

Se determinó que la variabilidad de la temperatura superficial del mar y el porcentaje de la cobertura de hielo, impactaron significativamente en las comunidades de peces, pero solo en la subárea 48.2. En las otras dos subáreas, aun cuando se determinó que hubo cambios en las estructuras comunitarias y variabilidad en la temperatura superficial del mar, como en el porcentaje de la cobertura de hielo, las relaciones no fueron estadísticamente significativas.

Los resultados obtenidos demostraron que, en la subárea 48.2, el aumento de la temperatura superficial del mar se asoció con una mayor riqueza de especies, mayor diversidad y un incremento en la abundancia. De manera similar, la disminución la cobertura de hielo (%), se relacionó con un aumento en la riqueza de especies, mayor diversidad y abundancia de organismos.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Arana, P. M., Rolleri, R., & De Caso, Á. (2020). Chilean Antarctic krill fishery (2011-2016). *Latin american journal of aquatic research*, 48(2), 179-196.

Atkinson, A., Siegel, V., Pakhomov, E. A., & Jessopp, M. J. (2009). *A re-appraisal of the total biomass and annual production of Antarctic krill. Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 56(5), 727-740.

Barrera-Oro, E. (2002). The role of fish in the Antarctic marine food web: differences between inshore and offshore waters in the southern Scotia Arc and west Antarctic Peninsula. *Antarctic Science*, 14(4), 293-309.

Bracegirdle, T. J., Caton Harrison, T., Holmes, C. R., Lu, H., Martineau, P., & Phillips, T. (2024). Antarctic extreme seasons under 20th and 21st century climate change. *npj Climate and Atmospheric Science*, 7(1), 276.

Casaux, R., Barrera-Oro, E., Baroni, A., & Ramón, A. (2003). Ecology of inshore notothenioid fish from the Danco Coast, Antarctic Peninsula. *Polar Biology*, 26, 157-165.

Catul, V., Gauns, M., & Karuppasamy, P. K. (2011). A review on mesopelagic fishes belonging to family Myctophidae. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 21, 339-354.

CCAMLR.(2021).<https://40years.ccamlr.org/es/el-sistema-de-observacion-cientifica-internacional-una-fuente-de-datos-de-gran-valor-para-el-manejo-de-las-pesquerias/>

CCAMLR. (2023). *Fishery Report: Krill (Euphausia superba) in Subareas 48.1, 48.2, 48.3, and 48.4* (Fishery Report No. 48_KRI_2023). Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos. https://fishdocs.ccamlr.org/FishRep_48_KRI_2023.pdf

CCAMLR. (2023). *Mapa del Área de la Convención de la CCAMLR*. Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos. <https://www.ccamlr.org/en/system/files/CCAMLR-Convention-Area-map.pdf>

Clarke, A., Murphy, E. J., Meredith, M. P., King, J. C., Peck, L. S., Barnes, D. K. A., & Smith, R. C. (2007). *Climate change and the marine ecosystem of the western Antarctic Peninsula. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 362(1477), 149-166.

Corso, A. D., Steinberg, D. K., Stammerjohn, S. E., & Hilton, E. J. (2022). Climate drives long-term change in Antarctic Silverfish along the western Antarctic Peninsula. *Communications Biology*, 5(1), 104.

- di Prisco, G., Cocca, E., Parker, S. K., & Detrich III, H. W. (2002). Tracking the evolutionary loss of hemoglobin expression by the white-blooded Antarctic icefishes. *Gene*, 295(2), 185-191.
- Eastman, J. T., & McCune, A. R. (2000). Fishes on the Antarctic continental shelf: evolution of a marine species flock?. *Journal of Fish Biology*, 57, 84-102.
- Eastman, J. T. (2005). The nature of the diversity of Antarctic fishes. *Polar Biology*, 28, 93-107.
- Ferreira, A., Mendes, C. R., Costa, R. R., Brotas, V., Tavano, V. M., Guerreiro, C. V., ... & Brito, A. C. (2024). Climate change is associated with higher phytoplankton biomass and longer blooms in the West Antarctic Peninsula. *Nature Communications*, 15(1), 6536.
- Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2024. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (10/2024).
- Fitzcharles, E., Hollyman, P. R., Goodall-Copestake, W. P., Maclaine, J. S., & Collins, M. A. (2021). The taxonomic identity and distribution of the eel cod *Muraenolepis* (Gadiformes: Muraenolepididae) around South Georgia and the South Sandwich Islands. *Polar Biology*, 44(4), 637-651.
- Friedlander, A. M., Goodell, W., Salinas-de-León, P., Ballesteros, E., Berkenpas, E., Capurro, A. P., ... & Sala, E. (2020). Spatial patterns of continental shelf faunal community structure along the Western Antarctic Peninsula. *PLoS One*, 15(10), e0239895.
- Gordeev, I. I., & Sokolov, S. G. (2017). Helminths and the feeding habits of the marbled moray cod *Muraenolepis marmorata* Günther, 1880 (Gadiformes, Muraenolepididae) in the Ross Sea (Southern Ocean). *Polar Biology*, 40(6), 1311-1318.
- Pörtner, H. O., Roberts, D. C., Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Tignor, M., Poloczanska, E., & Weyer, N. M. (2019). The ocean and cryosphere in a changing climate. *IPCC special report on the ocean and cryosphere in a changing climate*, 1155, 10-1017.
- Maschette, D., & Welsford, D. (2019). Population dynamics and life-history plasticity of mackerel icefish (*Champscephalus gunnari*) within the vicinity of Heard Island and the McDonald Islands.
- Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S. L., Péan, C., Berger, S., ... & Zhou, B. (2021). Climate change 2021: the physical science basis. *Contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*, 2(1), 2391.

- Mintenbeck, K., Jacob, U., Knust, R., Arntz, W. E., & Brey, T. (2012). Ecosystem functioning under climate change: The Antarctic fish fauna as a model. *Ecological Indicators*, **15**, 88–97.
- Mintenbeck, K., Barrera-Oro, E. R., Brey, T., Jacob, U., Knust, R., Mark, F. C., ... & Arntz, W. E. (2012). Impact of climate change on fishes in complex Antarctic ecosystems. In *Advances in ecological research* (Vol. 46, pp. 351-426). Academic Press.
- Moreira, M. E., Novillo, M. J., & Barrera Oro, E. (2023). PECES ANTÁRTICOS: La importancia de los programas de investigación en aguas costeras.
- Kawaguchi, S., Nicol, S., Taki, K., & Naganobu, M. (2006). Fishing ground selection in the Antarctic krill fishery: trends in patterns across years, seasons and nations. *CCAMLR Science*, *13*, 117-141.
- Kawaguchi, S., & Nicol, S. (2007). Learning about Antarctic krill from the fishery. *Antarctic Science*, *19*(2), 219-230.
- King, J. C., & Turner, J. (1997). *Antarctic meteorology and climatology* (p. 425).
- Kock, K. H. (1992). *Antarctic fish and fisheries*. Cambridge University Press.
- Kock, K. H., Jones, C. D., & Wilhelms, S. (2000). Biological characteristics of Antarctic fish stocks in the southern Scotia Arc region. *CCAMLR Science*, *7*, 1-41.
- Kock, K.-H., Barrera-Oro, E., Belchier, M., Collins, M. A., Duhamel, G., Hanchet, S., Pshenichnov, L., & Welsford, D. (2012). The role of fish as predators of krill (*Euphausia superba*) and other pelagic resources in the Southern Ocean. *CCAMLR Science*, *19*, 115–169.
- Kock, K. H. (2005). Antarctic icefishes (Channichthyidae): a unique family of fishes. A review, Part I. *Polar biology*, *28*, 862-895.
- Krafft, B. A., Macaulay, G. J., Skaret, G., Knutsen, T., Bergstad, O. A., Lowther, A., ... & Hoem, N. (2021). Standing stock of Antarctic krill (*Euphausia superba* Dana, 1850) (Euphausiacea) in the Southwest Atlantic sector of the Southern Ocean, 2018–19. *Journal of Crustacean Biology*, *41*(3), ruab046.
- Krafft, B. A., Lowther, A., & Krag, L. A. (2023). Bycatch in the Antarctic krill (*Euphausia superba*) trawl fishery. *Fisheries Management and Ecology*, *30*(2), 154-160.
- La Mesa, M., Piñones, A., Catalano, B., & Ashford, J. (2015). Predicting early life connectivity of Antarctic silverfish, an important forage species along the Antarctic Peninsula. *Fisheries Oceanography*, *24*(2), 150-161.

- López-Martínez, J., & Schmid, T. (2014). *Science in Antarctica and the role of the Scientific Committee on Antarctic Research (SCAR)*.
- McBride, M. M., Stokke, O. S., Renner, A. H., Krafft, B. A., Bergstad, O. A., Biuw, M., ... & Stiansen, J. E. (2021). Antarctic krill *Euphausia superba*: spatial distribution, abundance, and management of fisheries in a changing climate. *Marine Ecology Progress Series*, 668, 185-214.
- Mintenbeck, K., Barrera-Oro, E. R., Brey, T., Jacob, U., Knust, R., Mark, F. C., ... & Arntz, W. E. (2012). Impact of climate change on fishes in complex Antarctic ecosystems. In *Advances in ecological research* (Vol. 46, pp. 351-426). Academic Press.
- Murphy, K., Arcos, L. D. F., Rohr, T. W., Green, D. B., Novaglio, C., Baker, K., ... & Blanchard, J. L. (2024). Developing a Southern Ocean marine ecosystem model ensemble to assess climate risks and uncertainties. *Authorea Preprints*.
- Oksanen, J. (2022). `_vegan: Community Ecology Package_`. R package version 2.6–4. (*No Title*).
- Rossi, L., Sporta Caputi, S., Calizza, E., Careddu, G., Oliverio, M., Schiaparelli, S., & Costantini, M. L. (2019). Antarctic food web architecture under varying dynamics of sea ice cover. *Scientific Reports*, 9(1), 12454.
- Ruiz, M. B., Saunders, R. A., Tarling, G. A., Murray, A., Leese, F., & Havermans, C. (2024). The secret meal of Antarctic mesopelagic fish (Myctophidae: *Electrona*) revealed by multi-marker metabarcoding. *Frontiers in Marine Science*, 11, 1474424.
- Sidell, B. D., & O'Brien, K. M. (2006). When bad things happen to good fish: The loss of hemoglobin and myoglobin expression in Antarctic icefishes. *The Journal of Experimental Biology*, 209, 1791–1802.
- Stonehouse, B. (2002). *Encyclopedia of Antarctica and the Southern Oceans*. John Wiley & Sons.
- Tittensor, D. P., Beger, M., Boerder, K., Boyce, D. G., Cavanagh, R. D., Cosandey-Godin, A., ... & Worm, B. (2019). Integrating climate adaptation and biodiversity conservation in the global ocean. *Science Advances*, 5(11), eaay9969.
- Turner, J., Bindschadler, R., Covey, P., & Di Prisco, G. (2009). *Antarctic climate change and the environment*.

Trebilco, R., Melbourne-Thomas, J., & Constable, A. J. (2020). The policy relevance of Southern Ocean food web structure: Implications of food web change for fisheries, conservation and carbon sequestration. *Marine Policy*, *115*, 103832.

Turner, J., Barrand, N. E., Bracegirdle, T. J., & Convey, P. (2014). *Antarctic climate change and the environment: An update. Polar Record*, *50*(3), 237-259.

Vacchi, M., DeVries, A. L., Evans, C. W., Bottaro, M., Ghigliotti, L., Cutroneo, L., & Pisano, E. (2012). A nursery area for the Antarctic silverfish *Pleuragramma antarcticum* at Terra Nova Bay (Ross Sea): first estimate of distribution and abundance of eggs and larvae under the seasonal sea-ice. *Polar biology*, *35*, 1573-1585.

Watkins, J. L., & Murray, A. W. A. (1998). Layers of Antarctic krill, *Euphausia superba*: are they just long krill swarms? *Marine Biology*, *131*, 237-247.

Wickham, H., & Wickham, H. (2016). Data analysis. *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*, 189-201.

7. ANEXO

Grupos Funcionales de especies de peces que componen el *bycatch* de la pesquería del krill antártico (*Euphausia superba*).

FAMILIA	ESPECIE	HABITAT	ALIMENTACIÓN	EPOCA DESOVE
Anotopteridae	Anotopterus pharao	Batipelágico 0-5100 m	Peces mesopelágicos	
Artedidraconidae	Artedidraco spp			
	Artedidraco skottsbergi	Demersal 5-600 m	Amphipodos, poliuetos	Enero
	Artedidraconidae			
Bathydraconidae	Pogonophryne marmorata	Demersal 140-1400 m	Crustaceos bentónicos	
	Bathydracono antarcticus	Batidemersal 340-2400 m		
	Bathydracono marri	Batidemersal 300-1250 m		
	Bathydraconidae			
	Gerlachea australis	Batidemersal 200-670 m	Crustaceospelágicos, eufásidos	
	Gymnodraco acuticeps	Demersal 0-550 m	Peces, anfípodos, huevos de peces, poliuetos	Septiembre-Noviembre
	Racovitza glacialis	Batidemersal 220-600 m	Amfípodos y eufasidos	Primavera
	Parachaenichthys charcoti	Demersal 5-400 m	Necton	Final de invierno-Primavera
	Parachaenichthys georgianus	Demersal 5-270 m	Peces, misidos	Verano
Channichthyidae	Champscephalus gunnari	Bentopelágico 0-700 m	Eufásidos , principalmente Krill y misidos	Otoño-Invierno
	Cryodraco antarcticus	Batidemersal 90-600 m	Peces y Krill	Verano
	Channichthyidae			
	Dacodraco hunteri	Batidemersal 300-800 m		
	Neopagetopsis ionah	Bentopelágico 20-900 m	Peces y krill	Verano
	Chionobathyscus dewitti	Batidemersal 500-2000 m	Krill y peces	Verano
	Chionodraco rastrospinosus	Bentopelágico 0-1000 m	Krill y peces	Otoño
	Chionodraco myersi	Batidemersal 200-800 m	Peces y eufásidos	Verano
	Channichthys rhinoceratus	Demaersal 1-750	Peces	Verano-otoño
	Pseudochaenichthys georgianus	Demersal 0-475 m	Krill y peces	Verano-otoño
	Chaenocephalus aceratus (VU-IUCN)	Demersal 5-770 m	Peces y Krill	Verano-Otoño en Is. Orcadas del Sur, Otoño en Is. Georgias del Sur y Otoño-invierno en Península Antártica.
	Chionodraco hamatus	Demersal 4-600 m	Zooplancto y peces	Verano-otoño
	Chaenodraco wilsoni	Bentopelágico 200-800 m	Peces y Krill	Invierno
	Cryodraco spp			
	Pagetopsis spp			
	Pagetopsis macropterus	Demersal 5-655 m	Peces y Krill	Verano
Pagetopsis maculata	Batidemersal 200-800 m		Diciembre	
Cyclopteridae	Cyclopteridae			
Gempylidae	Paradiplospinus gracilis	Batidemersal 368-626 m	Peces, crustaceos, cefalópodos	
Harpagiferidae	Harpagifer georgianus	Demersal	Amfípodos, isópodos, poliuetos	
	Harpagifer antarcticus	Demersal	Amfípodos, pequeños crustáceos	Invierno
Liparidae	Liparidae			
	Paraliparis spp			
Myctophidae	Electrona carlsbergi	Batipelágico 1-1008 m	Copépodos , hipeids, eufásidos	Primavera
	Electrona antarctica	Demersal 1-1010 m	Copépodos ,eufásidos	
	Electrona spp			
	Gymnoscopelus braueri	Batipelágico ?-2700 m	Krill, copépodos, amfípodos.	
	Gymnoscopelus nicholsi	Batipelágico 300-?	Eufásidos ,Misidos, copépodos, amfípodos, hiperiids.	
	Gymnoscopelus spp			
	Krefflichthys anderssoni	Batipelágico ?- 2700 m	Copépodos, eufásidos, amfípodos	
	Myctophidae			
	Protomyctophum choriodon	Batipelágico	Peces	
	Protomyctophum bolini	Batipelágico 364-728 m	Copépodos, larvas de krill.	
	Protomyctophum tenisoni	Oceanódromo 96-?	Peces	
Protomyctophum spp				

(continuación)

FAMILIA	ESPECIE	HABITAT	ALIMENTACIÓN	EPOCA DESOVE
Macrouridae	Coryphaenoides spp			
	Cynomacurus piriei	Batipelágico 500-3800 m	Zooplancto, Invertebrados bentónicos	
Muraenolepididae	Protomyctophum spp			
	Muraenolepis marmorata	Bentopelágico 30-1600 m	Zooplancton	
	Muraenolepis microps	10-1600 m	Zooplancton	Invierno-Primavera
	Muraenolepis spp			
Moridae	Halargyreus johnsonii	Batipelágico 450-3000 m	Zooplancton, peces, crustáceos	
Nototheniidae	Dissostichus mawsoni	0-2200 m	Zooplancton, necton	Agosto-Septiembre
	Pleuragramma antarctica	0-1000 m	Copépodos, eufásidos, poliquetos, quetognatos.	Invierno-Primavera
	Gobionotothen gibberifrons	Demersal 6-429 m	Zoobentos, zooplancton	Invierno-Primavera
	Notothenia coriiceps	Demersal 0-550 m	Amfípodos y eufásidos, algas	
	Nototheniops larseni	Bentopelágico 30-750 m	Krill, Hyperiids, amfípodos y mísidos.	Otoño-Invierno
	Lindbergichthys nudifrons	Demersal 3-400 m	Zooplancton	Otoño
	Lepidonotothen squamifrons	Bentopelágico 10-900 m	Crustaceos, cnidarios y salpas	Nov-Dic en la Península Antártica, febrero en Is. Georgia del Sur, marzo-agosto en Is. Orcadas del sur.
	Nototheniidae			
	Notothenia rossii	Demersal 5-350 m	Zooplancton	Abril-julio
	Patagonotothen brevicauda	Demersal 5-8 m	Krill	
	Pagothenia borchgrevinki	0-550 m	Copépodos, krill.	junio-julio
	Pagothenia brachysoma	0-429 m	Copépodos, krill.	
	Trematomus eulepidotus	70-650 m	Salpas, nudibranchios, amfípodos, copépodos, poliquetos, krill, chaetognatos.	Octubre-Febrero
	Trematomus lepidorhinus	Batidemersal 200-800 m	Amfípodos, copépodos, poliquetos, mísidos.	Octubre-Febrero
	Trematomus newnesi	Demersal 0-400 m	Amfípodos, poliquetos, gastrópodos, isópodos, copépodos, eufásidos,	Marzo-Abril
Trematomus loennbergii	Batidemersal 0-1190 m	Amfípodos, peces, isópodos, crustáceos.	Enero-Febrero	
Paralepididae	Magnisudis prionosa	Batipelágico 0-1000 m	Peces	
	Notolepis spp			
	Notolepis coatsi	Batipelágico 0-2000 m	Krill	
	Trematomus pennellii	Demersal 0-732 m	Poliquetos, amfípodos, huevos de peces, moluscos	Verano
Sparidae	Calamus spp			
Zoarcidae	Zoarcidae			
	Lycodapus pachysoma	Batipelágico 1160-3100 m		
	Melanostigma gelatinosum	Batipelágico 44-2561 m		
	Pachycara brachycephalum	Batidemersal 200-1810	Krill, amfípodos	Mayo-Septiembre
	Actinopterygii			