

Universidad Nacional de Córdoba
Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales

Tesina de Grado

**Importancia de las comunidades macroinfaunales en la
inmovilización de Carbono en los sistemas costeros
antárticos**

Tesinista: Tomás García

Firma:



Director/a: Dra. Luciana Torre

Firma:



Lugar de trabajo: Laboratorio de Ecosistemas Marinos y Polares, Instituto de
Diversidad y Ecología Animal (IDEA, UNC-CONICET)

Importancia de las comunidades macro-infaunales en la inmovilización de Carbono en los
sistemas costeros Antárticos.

TRIBUNAL EXAMINADOR:

Nombre y apellido: Marcos Tatián

Firma:



Nombre y apellido: Silvana Raquel Halac

Firma:



Nombre y apellido: Carla de Arazamendi

Firma:



Calificación: 10 (diez)

Fecha: 27 de Marzo del año 2024

ÍNDICE

RESUMEN.....	6
ABSTRACT.....	7
INTRODUCCIÓN.....	8
MATERIALES Y MÉTODOS.....	13
Área de estudio y Muestreo.....	13
Medición del consumo de oxígeno.....	15
Fraccionamiento de los testigos de sedimento.....	15
Separación, identificación y cuantificación de especies macroinfaunales.....	16
Estimación de Carbono.....	16
Análisis estadístico de los datos.....	17
RESULTADOS.....	19
DISCUSIÓN.....	26
CONCLUSIONES.....	31
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	31

LISTADO DE ABREVIATURAS

C (Carbono)

CC (Cambio Climático)

CO₂ (Dióxido de Carbono)

MO (Materia Orgánica)

NIFA (Áreas Nuevas Libres de Hielo)

LTIFA (Áreas Antiguas Libres de Hielo)

KW (Análisis Kruskal Wallis)

RL (Análisis de Regresión Lineal)

n_{obs} (Cantidad de individuos observados)

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** A) Detalle de la Península Antártica. B) Detalle de la Isla 25 de Mayo. C) Detalle de la Caleta Potter, donde se ubican las áreas de muestreo.....14
- Figura 2.** Fotografías del muestreo realizado mediante nucleadores en los “parches” de los ensamblajes epibentónicos de Caleta Potter.....15
- Figura 3.** Fotografías de los taxa identificados. a) Cumacea, b) Amphipoda, c) Tanaidacea, d) Isopoda, e) Nematoda, f) *Malacobelemnon daytoni*, g) Gastropoda, h) *Aequiyoldia eightsii*, i) Polychaeta.....19
- Figura 4.** Composición taxonómica (individuos por metro cuadrado) en las distintas áreas (NIFA y LTIFA) y condiciones (asociadas a parches epibentónicos o sustrato desnudo). La tabla asociada al gráfico presenta los índices de riqueza (S), equitatividad (‘J) y diversidad (‘H) por área y condición. Se presentan los valores como medias \pm desviaciones estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre grupos.....20
- Figura 5.** Comparación de los índices de riqueza (S), equitatividad (‘J) y diversidad (‘H) por intervalo de profundidad del sedimento en las distintas áreas y condiciones. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los grupos ($p < 0,05$) por profundidad del sedimento.....21
- Figura 6.** Biomasa (gramos de peso seco, por metro cuadrado) de los diferentes taxa en las diferentes áreas y condiciones.....22
- Figura 7.** Variación de la biomasa macroinfaunal (gramos de peso seco, por metro cuadrado) y de la MO macroinfaunal (gramos de peso seco libre de cenizas, por metro cuadrado) en función de la profundidad del sedimento entre áreas y condiciones. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los grupos ($p < 0,05$) por profundidad del sedimento.....23
- Figura 8.** Variación de la biomasa de fitodetritos (gramos de peso seco, por metro cuadrado) y MO de fitodetritos (gramos de peso seco libre de cenizas, por metro cuadrado) en función de la profundidad del sedimento en las diferentes áreas y condiciones. Letras

diferentes indican diferencias significativas entre los grupos ($p < 0,05$) por profundidad del sedimento.....24

Figura 9. Contribución porcentual de MO macroinfaunal y de fitodetritos a la MO total del sedimento, en las diferentes áreas y condiciones.....25

Figura 10. Regresión lineal entre el consumo de oxígeno (miligramos de oxígeno consumido por hora, por metro cuadrado) en función de la abundancia macroinfaunal total, independientemente del área o condición ($R^2 = 0,18$; $p < 0,05$).....25

RESUMEN

Los sistemas costeros antárticos de fondos blandos se encuentran dominados por organismos epibentónicos agrupados en “parches”, los cuales actúan como sumideros de Carbono (C). Más allá del C acumulado en su biomasa, el presente trabajo intenta dilucidar la influencia de estos “parches” sobre la capacidad de secuestrar C de los sedimentos que habitan. Considerando que los organismos epifaunales pueden afectar tanto a las comunidades infaunales como a la calidad y cantidad de partículas que se almacenen en el sedimento circundante, en este trabajo se analizaron comunidades macroinfaunales asociadas o no a parches epibentónicos en áreas con diferente estadio sucesional y nivel de perturbación ambiental de Caleta Potter (Isla 25 de Mayo, Antártida). Adicionalmente, se evaluó la acumulación de fitodetritos asociados a estos.

Los resultados obtenidos muestran que a pesar de que tanto la biomasa de fitodetritos y de macroinfauna es escasa, el proceso de remineralización es directamente proporcional a la abundancia de la macroinfauna pero no de su biomasa, reforzando la idea de que el componente macroinfaunal y en particular ciertos grupos podrían ser los que incrementan la degradación del material detrítico, al incrementar la oxigenación de los sedimentos por bioturbación. Asimismo, la presencia de parches epibentónicos incrementa por un lado la acumulación de fitodetritos aumentando así el C detrítico acumulado, mientras que, por el otro lado, afecta negativamente la abundancia y diversidad de la macroinfauna, disminuyendo indirectamente la degradación del C sedimentado.

En el contexto de Cambio Climático actual, con la importancia que los sumideros de C han tomado como mitigadores del mismo, estos resultados demuestran la importancia de los ensambles epibentónicos antárticos en la acumulación de C, y aportan nueva información respecto de la importancia de la abundancia y diversidad de las comunidades infaunales en la degradación del C secuestrado en los fondos marinos.

Palabras clave: Cambio Climático, bentos antártico, remineralización, bioturbación, sumideros de carbono, fitodetritos.

ABSTRACT

Antarctic soft-bottomed coastal systems are dominated by epibenthic organisms grouped in "patches" that act as carbon (C) sinks. Beyond the C accumulated in their biomass, the present work attempts to elucidate the influence of these "patches" on the ability to sequester C from the sediments they inhabit. Considering that epifaunal organisms can affect both infaunal communities and the quality and quantity of particles stored in the surrounding sediment, this work analyzed macroinfaunal communities associated or not with epibenthic patches in areas with different successional stage and level of environmental disturbance of Caleta Potter (Isla 25 de Mayo, Antarctica). In addition, the accumulation of phytodetritus associated with these was evaluated.

The results obtained show that although both phytodetritus and macroinfauna biomass is scarce, the remineralization process is directly proportional to the abundance of the macroinfauna but not to its biomass, reinforcing the idea that the macroinfaunal component and in particular certain groups could be the ones that increase the degradation of the detrital material. by increasing the oxygenation of sediments by bioturbation. Likewise, the presence of epibenthic patches increases on the one hand the accumulation of phytodetritus, thus increasing the accumulated detrital C, while on the other hand, it negatively affects the abundance and diversity of the macroinfauna, indirectly decreasing the degradation of sedimented C.

In the context of current Climate Change, with the importance that C sinks have taken as mitigators of it, these results demonstrate the importance of Antarctic epibenthic assemblages in the accumulation of C, and provide new information regarding the importance of the abundance and diversity of infaunal communities in the degradation of C sequestered on the seabed.

Keywords: Climate Change, Antarctic benthos, remineralization, bioturbation, carbon sinks, phytodetritus.

INTRODUCCIÓN

El Cambio Climático (CC) desencadena diversos fenómenos ambientales que dan lugar a retroalimentaciones, ya sean positivas o negativas. En su mayoría, estas retroalimentaciones son positivas, intensificando el proceso original. Un ejemplo de esto es la disminución del efecto albedo observado como consecuencia de la disminución del hielo marino en el Ártico (Thackeray *et al.*, 2019). Este fenómeno conlleva una mayor absorción solar en la superficie, amplificando así el calentamiento de la misma y generando un aumento en el derretimiento del hielo (Goosse *et al.*, 2018). El incremento de temperatura oceánica que se genera, puede posteriormente irradiarse (Dai *et al.*, 2019), provocando la liberación de más dióxido de carbono (CO₂) a la atmósfera (Zaehle *et al.*, 2010). Entre los pocos procesos que retroalimentan de manera negativa al CC, se destaca la existencia de sumideros de Carbono (C), que al extraer CO₂ de la atmósfera, ayudan a mantener el equilibrio del sistema climático. En este sentido, cabe destacar que los océanos desempeñan un papel fundamental en la dinámica del C en el planeta, habiendo absorbido aproximadamente un tercio del C antropogénico (Mikaloff-Fletcher, 2015).

Excepcionalmente, áreas costeras asociadas a vegetación como manglares, marismas y pastos marinos han sido recientemente consideradas como importantes reservorios de “Carbono Azul”, denominado así por estar asociado a sistemas marinos. En estos sistemas, la estructura vegetal da estabilidad y permite la sedimentación y acumulación de materia orgánica (MO). Los depósitos de C acumulados dentro de los sistemas de C azul incluyen tanto a la biomasa vegetal, como a los detritos orgánicos, que al acumularse generan suelos ricos en C (Duarte *et al.*, 2005; Lovelock & Duarte, 2019). Mantener y proteger estos ambientes resulta imprescindible en la mitigación del impacto del CC, ya que estos sistemas son capaces de secuestrar el CO₂ de la atmósfera a tasas significativamente más altas por unidad de superficie que los bosques terrestres (Pendleton *et al.* 2012). Por su parte, Howard *et al.* (2017) postuló que no solo poseen altas tasas de secuestro de C, sino que son capaces de mantenerlo fuera del sistema atmosférico por largos periodos de tiempo. Esto se debe a que las condiciones fisicoquímicas de los sistemas marinos desaceleran considerablemente el proceso de degradación del C sedimentado, incrementando su tiempo de almacenamiento en comparación con los sistemas terrestres (Duarte *et al.*, 2010; Howard *et al.*, 2014). Estos sistemas costeros asociados a vegetación se distribuyen en las costas de todos los continentes con excepción del continente Antártico. Por lo tanto, y a pesar de la relevancia que posee el Océano

Austral en relación al secuestro de C (Mikaloff-Fletcher, 2015), las investigaciones acerca de la acumulación del C en sus sistemas costeros son recientes y se encuentran enfocadas principalmente a determinar el stock de C inmovilizado en la biota o secuestrado en sus sedimento, pero es aún escasa la información acerca de la dinámica del C en dichos sistemas (Peck *et al.*, 2010; Barnes *et al.*, 2020; Monteiro *et al.*, 2020; Zwerschke *et al.*, 2022). Los ensamblajes bentónicos antárticos se encuentran dominados, en fondos blandos, por organismos filtradores y suspensívoros, como poríferos, ascidias, poliquetos y cnidarios (Gutt, 2007). Estas especies dan lugar a la formación de comunidades con una estructura tridimensional compleja, conocidas como "bosques de animales", que no solo se conectan con el ciclo del C mediante la ingestión y la excreción, sino que también retienen cantidades significativas de C en sus tejidos blandos y estructuras calcáreas (Rossi *et al.*, 2017). Además, los organismos que conforman estos bosques exhiben una longevidad notable (Rossi *et al.*, 2016), sugiriendo su función como sumideros de C *per se* (Barnes *et al.*, 2020; Bax *et al.*, 2021). En este contexto, es interesante preguntarse sobre la posibilidad de que estos bosques puedan conferir estabilidad al lecho marino, similar al descrito para los sistemas vegetales costeros, evitando la resuspensión y fomentando su compactación.

Otro aspecto a considerar es que, a diferencia de los sistemas terrestres o los sistemas costeros relacionados con la vegetación, donde el C secuestrado proviene principalmente de la descomposición de organismos vegetales dominantes en la zona, en los sistemas costeros polares, el C proviene de diversas fuentes, tanto cercanas como distantes (Kuliński *et al.*, 2014; Monien *et al.*, 2017; Zaborska *et al.*, 2018). En este contexto, el C presente en los sedimentos puede ser autóctono, es decir, biomasa viva o detrítica generada en el mismo lugar, o alóctono, cuando se produce originalmente en otro sistema asociado, como los restos de los bosques de macroalgas o los excrementos de organismos del zoobentos que inicialmente se alimentaron en otras áreas (Quartino *et al.*, 2008; Krause-Jensen *et al.*, 2018; Aluralde *et al.*, 2019). Los bosques de macroalgas no eran considerados originalmente como parte de los sistemas de C azul, por encontrarse distribuidas a fondos rocosos (Duarte *et al.*, 2013; Hill *et al.*, 2015). Sin embargo, una parte significativa de la biomasa de macroalgas se desprende y se exporta más allá de los límites de su hábitat. Este C puede ser recibido por hábitats capaces de secuestro a largo plazo, como praderas marinas, marismas, manglares y áreas de la plataforma continental, especialmente en regiones templadas y posiblemente polares. Incluso en sistemas costeros

polares de baja productividad primaria planctónica, los detritos derivados de los bosques de macroalgas parecen jugar un rol crucial para sostener la biomasa bentónica (Iken *et al.*, 1998; Momo *et al.*, 1998; Tatián *et al.*, 2004; Grange & Smith, 2013; Alurralde *et al.*, 2019).

En Caleta Potter (Isla 25 de Mayo, Antártida), sede de la Base Científica Argentina Carlini, se ha registrado un rápido aumento en las temperaturas del aire y del agua, vinculado al notable retroceso del glaciar Fourcade (Rückamp *et al.*, 2011; Schloss *et al.*, 2012; Barlett *et al.*, 2021). Este fenómeno ha desencadenado dos eventos significativos: una transformación profunda en los ensamblajes existentes, y la liberación de áreas previamente ocupadas, por retiro de los hielos, para una posible colonización. En un breve lapso de tiempo, se observó un cambio drástico en la estructura de los ensamblajes bentónicos, directamente asociado al incremento de sedimentos provenientes de la retracción glaciar, en donde el cambio más distintivo en la caleta fue la transición de ensamblajes dominados por organismos epibentónicos, especialmente ascidias solitarias, a nuevos ensamblajes caracterizados principalmente por especies infaunales, organismos que viven enterrados o semienterrados en el sedimento y que se caracterizan por generar bioturbación (Sahade *et al.*, 2015). En el marco de los sistemas acuáticos, la bioturbación implica una serie de procesos que incluyen tanto la reestructuración o movimiento de partículas de sedimento, como también la ventilación y recirculación de agua, que aumentan la difusión del oxígeno en los sedimentos incrementando así la probabilidad de descomposición de MO y liberación de CO₂ (Kristensen *et al.*, 2012; Macreadie *et al.*, 2017).

Investigaciones más recientes indican la irreversible naturaleza de este cambio en las comunidades, incluso cuando las condiciones ambientales actuales se asemejan a las anteriores a la perturbación (Torre *et al.*, 2021). Este fenómeno tiene dos impactos negativos en la capacidad del sistema para acumular C: i) una disminución general del stock de C por pérdida de la biomasa epibentónica y, ii) un posible incremento en la tasa de remineralización del C acumulado, por el efecto bioturbador que los organismos infaunales generarían. La remineralización es el proceso por el cual el C orgánico es transformado en C inorgánico a través principalmente del proceso de respiración (Chen *et al.*, 2022). En contraposición, el retroceso del glaciar ha generado nuevas áreas libres de hielo disponibles tanto para: el establecimiento de nuevos bosques de macroalgas sobre sustratos rocosos (Quartino *et al.*, 2013) y la colonización en diferentes sustratos por parches de organismos

epifaunales (Lagger *et al.*, 2017; 2018), procesos que en conjunto podrían aumentar la captación de C, generando una retroalimentación negativa con el CC. De acuerdo con investigaciones previas, se han observado patrones de aumento en la diversidad y abundancia de la macroinfauna en función de la profundidad y la distancia al glaciar (Kowalke & Abele, 1998; Pasotti *et al.*, 2014). Sin embargo, hasta la fecha, no se han realizado estudios que indaguen directamente sobre la influencia que poseen los parches de organismos epibentónicos en la abundancia y la diversidad de los organismos infaunales.

Los resultados preliminares del grupo de trabajo sobre la influencia de los parches epibentónicos en la capacidad de secuestrar C sobre los sedimentos que habitan, indicarían en primera instancia que además de la posible estabilización, la presencia de parches poseería influencia no sobre las cantidades netas de C acumulado, sino sobre la forma en que éste se mantiene/degrada (Torre *et al.*, 2022). Considerando el rol preponderante de la macroinfauna en el stock de C vivo de Caleta Potter (Hoffmann *et al.*, 2018), la destacada capacidad de la macroinfauna para la bioturbación y la descomposición de material detrítico (Tenore *et al.*, 1977; Rieper-Kirchner, 1990; Mermillod-Blondin, 2011; Tait *et al.*, 2020), y el efecto que los parches epibentónicos podrían tener sobre la abundancia y diversidad de especies infaunales (Yakovis *et al.*, 2005), resulta interesante: i) evaluar la estructura y diversidad de los ensamblajes macroinfaunales de Caleta Potter asociados o no a parches epibentónicos de las nuevas áreas libre de hielo y, ii) estimar la importancia del ensamblaje macroinfaunal en el stock de C vivo del área y su relación con otros componentes, como el material detrítico provenientes de macroalgas.

En este contexto, el **objetivo general** de este proyecto es:

Evaluar la importancia de las comunidades macroinfaunales en el proceso de inmovilización de C de las nuevas áreas libres de hielo, de los sistemas costeros antárticos.

Objetivos específicos:

1) Analizar la influencia de los parches de organismos epifaunales sobre la estructura y diversidad de las especies macroinfaunales, la acumulación y degradación de fitodetritos en el sistema costero antártico de Caleta Potter.

2) Estimar la fracción de C acumulado en los sedimentos de los sistemas costeros antárticos que corresponden al componente macroinfaunal y a fitodetritos.

3) Evaluar la influencia de las comunidades macroinfaunales en la remineralización del C sedimentado y la degradación de los fitodetritos.

Hipótesis:

1) El establecimiento de parches epifaunales influyen en la estructura y complejidad de las comunidades de organismos macroinfaunales.

2) El establecimiento de parches epifaunales favorece la acumulación de C en los sedimentos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y Muestreo

Caleta Potter (Figura 1c) es una de las regiones más estudiadas de la Península Antártica. Se encuentra ubicada en el extremo suroeste de la isla 25 de Mayo, del archipiélago de las islas Shetland del Sur, al noroeste (NO) de la península ($62^{\circ} 14' S$, $58^{\circ} 40' O$). La caleta permanece rodeada por el glaciar Fourcade, excepto en la costa sur, donde se encuentra asentada la base argentina Carlini y el laboratorio argentino-alemán Dallman (Wiencke *et al.*, 1998; 2008). Este entorno, ha experimentado cambios dinámicos significativos debido al retroceso glaciar asociado al cambio climático, dando lugar a la formación de áreas con distintos niveles de perturbación (Schloss *et al.*, 2012; Monien *et al.*, 2017; Jerosch *et al.*, 2018). Estas áreas se han clasificado en dos categorías principales: *Long-Term Ice-Free Areas* (LTIFA), que representan las zonas más antiguas libres de hielo, y *New Ice-Free Areas* (NIFA) (Figura 2c), que son las áreas que más recientemente han quedado expuestas tras el retroceso glaciar (Quartino *et al.*, 2013; Lagger *et al.*, 2018; 2021). En concordancia con lo mencionado en la introducción, condiciones de sustrato similares (sedimentos finos de tipo limo/arcilla), la distinción temporal (sucesional) y su asociación con diferentes niveles de perturbación, ha generado diferencias significativas en la composición y estructura de la comunidad biológica presente en cada tipo de área (Sahade *et al.*, 2015; Lagger *et al.*, 2018; 2021; Torre *et al.*, 2021). En las áreas más antiguas, los parches epibentónicos, dominados principalmente por ascidias y poríferos, fueron desplazados por ensamblajes mixtos dominados por organismos infaunales (bivalvos y pennatuláceos) no estructurados en parches (Sahade *et al.*, 2015). Las áreas nuevas en cambio, y pese al alto grado de disturbio al que están expuestas, se caracterizan por la presencia de parches epibentónicos de ascidias y la más reciente colonización de pennatuláceos (Lagger *et al.*, 2021; Torre *et al.*, 2021).

Durante la campaña antártica de verano 2019 (Diciembre 2019-Febrero 2020), en el marco de un proyecto que evalúa la influencia de los parches epibentónicos sobre la captura de C de los sistemas costeros antárticos, se tomaron muestras de sedimento para describir dos condiciones: presencia de parches epibentónicos y presencia de sustrato desnudo (ausencia de parches epibentónicos) en el área NIFA ($62^{\circ} 13' 23, 6'' S$, $58^{\circ} 38' 41,0'' W$) a 20 m de profundidad. Complementariamente y a modo comparativo, se tomaron muestras de sedimento en el área LTIFA ($62^{\circ} 13' 54'' S$; $58^{\circ} 40' 06'' W$) sólo en

asociación a sustrato desnudo ya que, a dicha profundidad, en la actualidad, no se establecen parches en esa área (limitaciones logísticas de dicho muestreo no permitieron tomar muestras a mayor profundidad) (Fig. 1).

Las muestras fueron tomadas manualmente por buceo autónomo utilizando nucleadores de 54 y 67 mm de diámetro y 60 cm de longitud (por razones logísticas) (Fig. 2). Las muestras se colectaron intentando obtener la mayor cantidad de material posible, que variaron entre 12 y 35 cm de profundidad. Se muestrearon 12 parches epibentónicos de diferentes tamaños elegidos al azar. Se consideró parche de fauna epibentónica a un aglomerado continuo de macroinfauna sésil de más de 40 cm de diámetro. En el caso de la toma de muestras en ensambles con presencia de parches, se tomaron entre 3 y 6 testigos de sedimento al borde del parche sin dañar la fauna presente. Adicionalmente, se tomaron 12 testigos de sedimento pero alejada más de 1 m de los parches. Una vez colectados, los testigos de sedimento fueron inmediatamente transportados a las instalaciones del laboratorio Dallmann, donde se evaluó en primera instancia el consumo de oxígeno como *proxy* del proceso de remineralización, y posteriormente fueron fraccionados y conservados para posteriores análisis. Se detallarán las metodologías utilizadas para la estimación de consumo de oxígeno y contenido de C total estimado para los testigos que, si bien no fueron realizados en el marco del presente proyecto, forman parte de los análisis presentados.

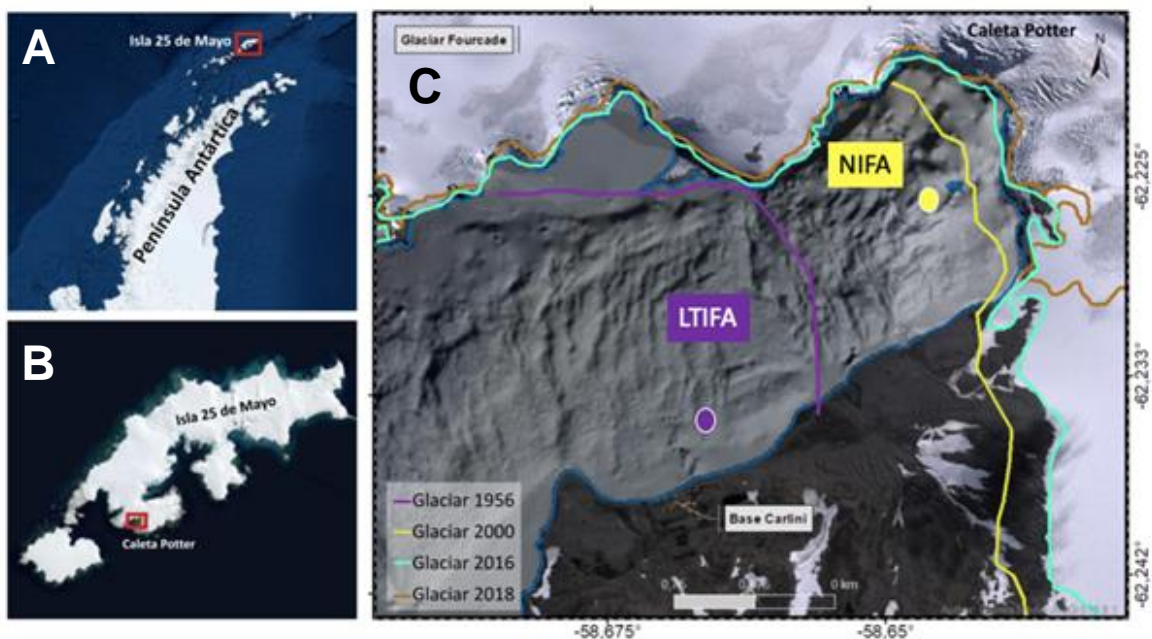


Figura 1. A) Detalle de la Península Antártica. B) Detalle de la Isla 25 de Mayo. C) Detalle de la Caleta Potter, donde se ubican las áreas de muestreo.

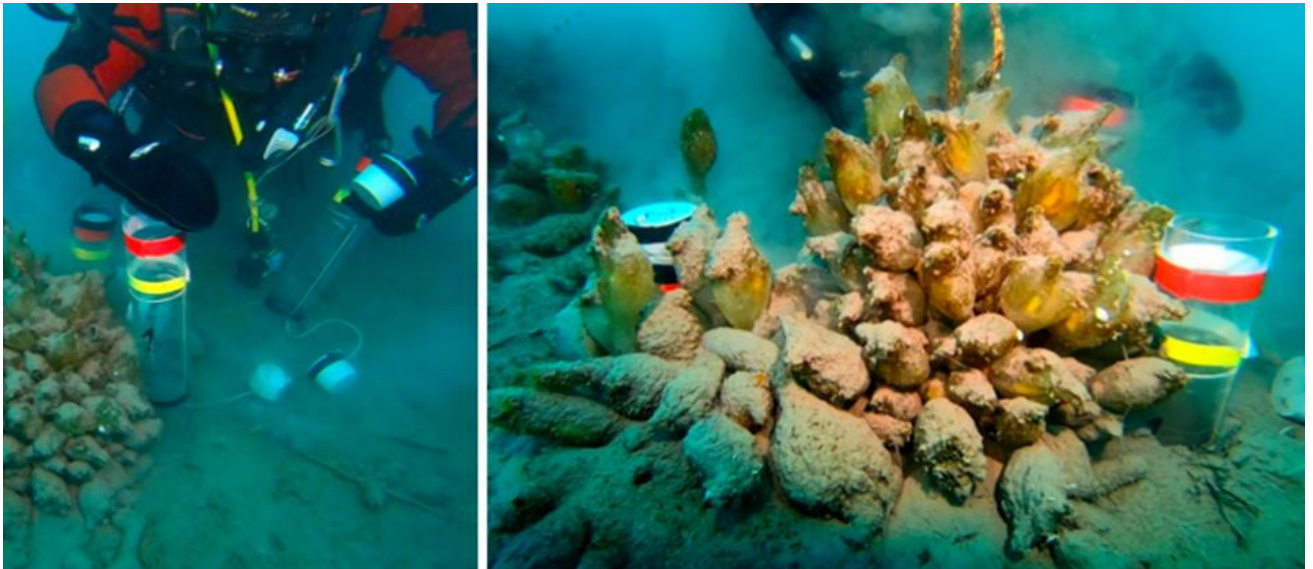


Figura 2. Fotografías del muestreo realizado mediante nucleadores en los “parches” de los ensambles epibentónicos de Caleta Potter

Medición del consumo de oxígeno

Como ya se especificó, la remineralización se estimó con el método indirecto de consumo de oxígeno (como *proxy* de emisión de CO₂), siguiendo la metodología utilizada por Link *et al.* (2013). Los nucleadores fueron cuidadosamente colocados en un baño térmico que los mantuvo a 0 ± 0.5 °C durante toda la incubación. El agua de la fracción superior del nucleador fue retirada y reemplazada por agua de mar filtrada (filtro de fibra de vidrio GF-F, WHATMAN®), para eliminar el posible consumo de organismos que podrían encontrarse en la columna de agua. Se midió el oxígeno inicial y final de una incubación cerrada de 9 h de duración. La elección de los tiempos de incubación se basó en mediciones previas realizadas en el área (Braeckman *et al.*, 2019). Las mediciones de oxígeno y el cálculo final de respiración de cada nucleador se realizaron con el método espectrofotométrico de Wincler descrito por Labasque *et al.* (2004) y modificado por Torre *et al.* (2012).

Fraccionamiento de los testigos de sedimento

Cada testigo se fraccionó en muestras de intervalos de 5 cm. Una porción de cada muestra se separó y guardó en formol o se congeló a -20 °C (por razones logísticas) para la evaluación de la macroinfauna y otros componentes (como, por ejemplo, fitodetritos),

mientras que el resto de la muestra se conservó a -20°C para evaluar otros parámetros como el contenido de carbono y pigmentos fotosintéticos.

Separación, identificación y cuantificación de especies macroinfaunales

Las muestras conservadas originalmente en formol y las congeladas se pasaron, una vez en el laboratorio, a una solución de alcohol 70% con un 5% de glicerol. A partir de estas muestras, se procedió a tamizarlas con el fin de separar los componentes biológicos presentes (macroinfauna y fitodetritos) por un tamiz de 1 mm de poro. Si bien la evaluación de los fitodetritos no se contemplaba en los objetivos inicialmente planteados, fueron igualmente cuantificados y considerados como otra fuente importante de C. Estos organismos fueron analizados bajo lupa estereoscópica trinocular NIKON (Modelo SMZ 745, Zoom: 0,67 - 5x) y se clasificaron en grupos taxonómicos utilizando la guía de identificación especializada *Fauna der Antarktis* (Sieg, 1990) intentando llegar al menor nivel taxonómico posible. Se cuantificó la abundancia de cada taxón presente en las muestras, y se corrigió la abundancia teniendo en cuenta la fracción tomada de cada nucleador (entre un 30 y un 70% según el caso, por razones logísticas) y el área de cada nucleador que variaba en función de su diámetro. Los valores de abundancia de cada grupo taxonómico fueron finalmente expresados en individuos por m^2 . Se determinó que no había variaciones en la presencia de los diferentes taxa, independientemente del método de conservación utilizado (formol-congelamiento), por lo que ambos sets de muestras fueron analizados de forma conjunta.

Estimación de Carbono

El contenido de Materia Orgánica (MO) de los nucleadores fue previamente estimado mediante métodos gravimétricos (Howard *et al.*, 2014) y evaluado como *proxy* del C orgánico. Estas técnicas implican el secado del sedimento a 60°C por alrededor de 3 días (o hasta que el peso se mantiene invariable) y posteriormente el muflado de este material durante 7 h a 450°C . La cantidad de MO se corresponde con la diferencia entre el material muflado y el material seco sin muflar (el cual a partir de ahora denominaremos biomasa) detallado en las ecuaciones (1) y (2) para macroinfauna y fitodetritos respectivamente.

$$\text{MO}_{\text{Macroinfaunal}} = \text{PS}_{\text{Macroinfaunal}} - \text{PSM}_{\text{Macroinfaunal}} \quad (1)$$

$$MO_{\text{Fitodetrítico}} = PS_{\text{Fitodetrítico}} - PSM_{\text{Fitodetrítico}}. \quad (2)$$

Para determinar el contenido de C de los diferentes taxones infaunales y de los fitodetrítos identificados en el marco de esta tesina, se secó en una estufa PeetLab Drying Oven (Modelo SM-DHG-9015a) a 60 °C por 24 h una proporción cuantificable de cada taxa que posteriormente fueron muflados mediante un Horno Eléctrico Computarizado Indef (Modelo 331) durante 5 h a 450°C. El peso seco y muflado de cada muestra fue determinado en una balanza OHAUS (Modelo Explorer EO1140, Clase 1, Serie 24260) y, nuevamente la diferencia en peso seco antes y después del muflado nos brindó la cantidad de MO de las muestras. En el caso particular de taxa con ejemplares pequeños, la determinación se realizó con agrupamientos de 5 a 10 individuos que dividido por el n correspondiente se utilizó para determinar la MO por individuo. En el caso de poliquetos (que presentaban tamaños significativamente diferentes dentro del grupo) y fitodetrítos, se secó y mufló el contenido total obtenido en cada muestra, y el C total se calculó como la sumatoria de MO de cada taxón por su abundancia (Zwerschke *et al.*, 2022).

Para calcular la contribución porcentual de MO de la macroinfauna o de los fitodetrítos se utilizaron las ecuaciones (3) y (4) respectivamente.

$$\%MO_{\text{Macroinfaunal}} = \frac{MO_{\text{Macroinfaunal}}}{MO_{\text{Total}}} * 100. \quad (3)$$

$$\%MO_{\text{Fitodetrítico}} = \frac{MO_{\text{Fitodetrítico}}}{MO_{\text{Total}}} * 100 \quad (4)$$

Análisis estadístico de los datos

Para los análisis de diversidad, se calcularon índices de riqueza específica (S), el índice de equitatividad de Pielou (J') y el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H').

Con el propósito de evaluar diferencias estadísticamente significativas en los distintos parámetros (índices de diversidad, biomasa y MO) según área, condición y profundidad de los testigos, se llevaron a cabo pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis (KW). Esta prueba permite realizar comparaciones sin asumir la normalidad en la distribución de los términos de error (Di Rienzo *et al.*, 2020). La homocedasticidad se evaluó mediante la prueba de Levene. En todos los casos, se consideraron diferencias significativas con un umbral de $p < 0,05$ y se determinaron con el test post hoc asociado al KW.

Para analizar la relación entre la macroinfauna y el consumo de oxígeno de los nucleadores, se llevaron a cabo regresiones lineales entre la abundancia y MO de macroinfauna con las tasas de respiración previamente estimadas para cada testigo.

Los índices de diversidad fueron estimados utilizando el programa PRIMER v6 (Clarke & Gorley, 2006). El resto de los análisis estadísticos fueron realizados con el software Infostat 2020 (Di Rienzo *et al.*, 2020).

RESULTADOS

Se han encontrado fragmentos de fitodetritos a lo largo de todos los testigos, sin embargo, sólo se identificaron ejemplares de la macroinfauna en los primeros 15 cm de profundidad. Entre todas las muestras analizadas, se lograron identificar los siguientes taxa: Cumacea (Krøyer, 1846) (n_{obs} total= 61), Amphipoda (Latreille, 1816) (n_{obs} total= 16), Tanaidacea (Dana, 1849) (n_{obs} total= 31), Isopoda (Latreille, 1816) (n_{obs} total= 1), Nematoda (n_{obs} total= 44), *Malacobelemnon daytoni* (López-González, Gili & Fuentes, 2009) (n_{obs} total= 25), Clase Gastropoda (Cuvier, 1795) (n_{obs} total= 3), *Aequiyoldia eightsii* (Jay, 1839) (n_{obs} total= 9), y Polychaeta (Grube, 1850) (n_{obs} total= 140) (Fig. 3).

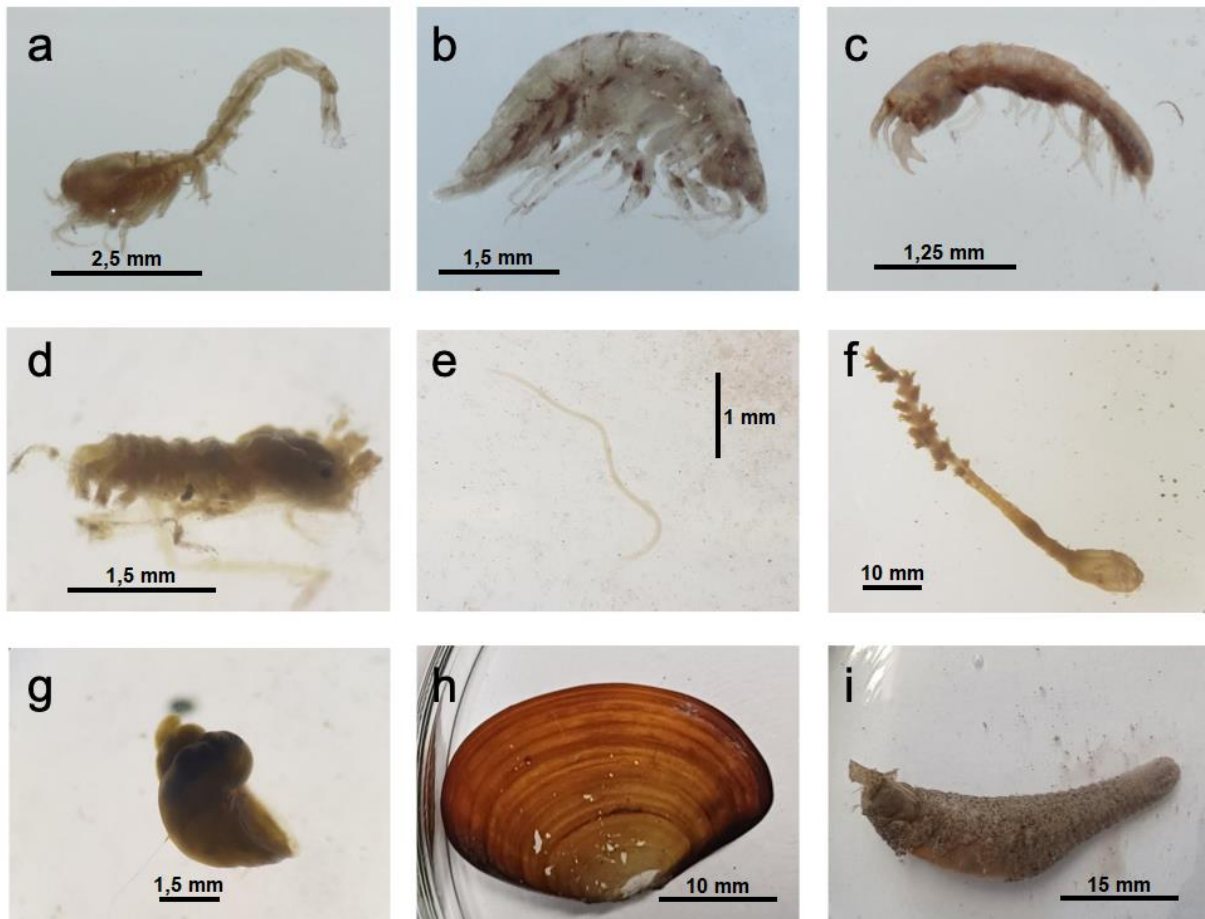


Figura 3. Fotografías de los taxa identificados. a) Cumacea, b) Amphipoda, c) Tanaidacea, d) Isopoda, e) Nematoda, f) *Malacobelemnon daytoni*, g) Gastropoda, h) *Aequiyoldia eightsii*, i) Polychaeta.

Se observó una mayor riqueza y abundancia de organismos en LTIFA en comparación con NIFA, y a su vez menor riqueza y abundancia en presencia de parches epibentónicos dentro del área NIFA (Fig. 4). El análisis clásico de diversidad reveló

diferencias significativas en términos de riqueza ($KW: H=11,33; p<0,05$) y de diversidad ($KW: H=7,32; p<0,05$) entre áreas y condiciones, siendo significativamente mayores dichos parámetros en ausencia de parches epibentónicos, y aún más marcados en LTIFA (Fig. 4). Además, se observó que los taxones Polychaeta, Nematoda y *M. daytoni* son proporcionalmente más abundantes en ausencia de parches epibentónicos, siendo este último no registrado en asociación a parches, y Cumacea fue más abundante en presencia de los mismos, ausente en presencia de sustrato desnudo (Fig. 4).

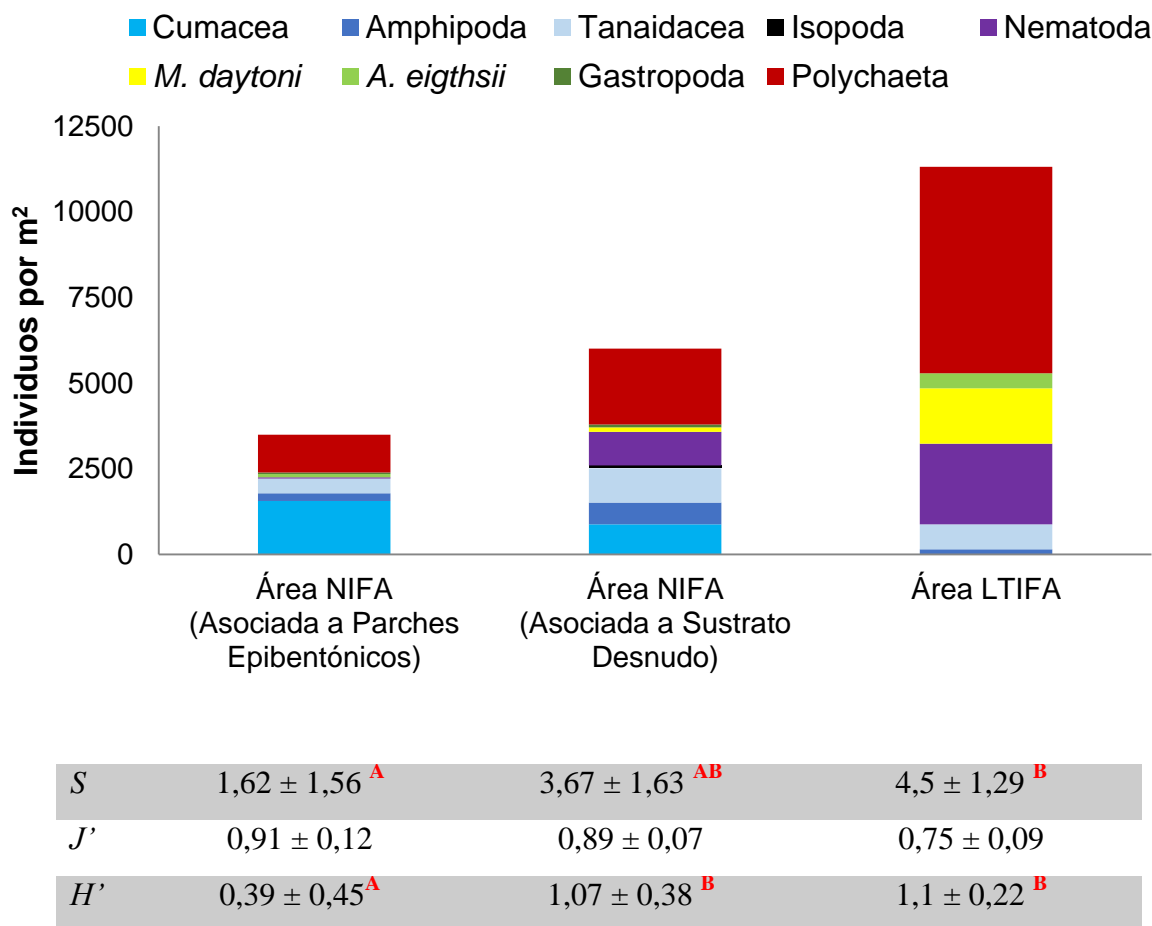


Figura 4. Composición taxonómica (individuos por metro cuadrado), en las distintas áreas (NIFA y LTIFA) y condiciones (asociadas a parches epibentónicos o sustrato desnudo). La tabla asociada al gráfico presenta los índices de riqueza (S), equitatividad (J') y diversidad (H') por área y condición. Se presentan los valores como medias \pm desviaciones estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p<0,05$) entre grupos.

Analizando por profundidad, la diversidad de los primeros 5 cm de profundidad fue significativamente mayor en ausencia de parches epibentónicos ($KW_{0.5}: H=10,9; p<0,05$)

y de riqueza en los primeros 10 cm (KW_{0-5} ; $H=9,34$; $p<0,05$; KW_{5-10} ; $H=7,41$; $p<0,05$). No se observaron diferencias significativas en términos de equitatividad (Fig. 5).

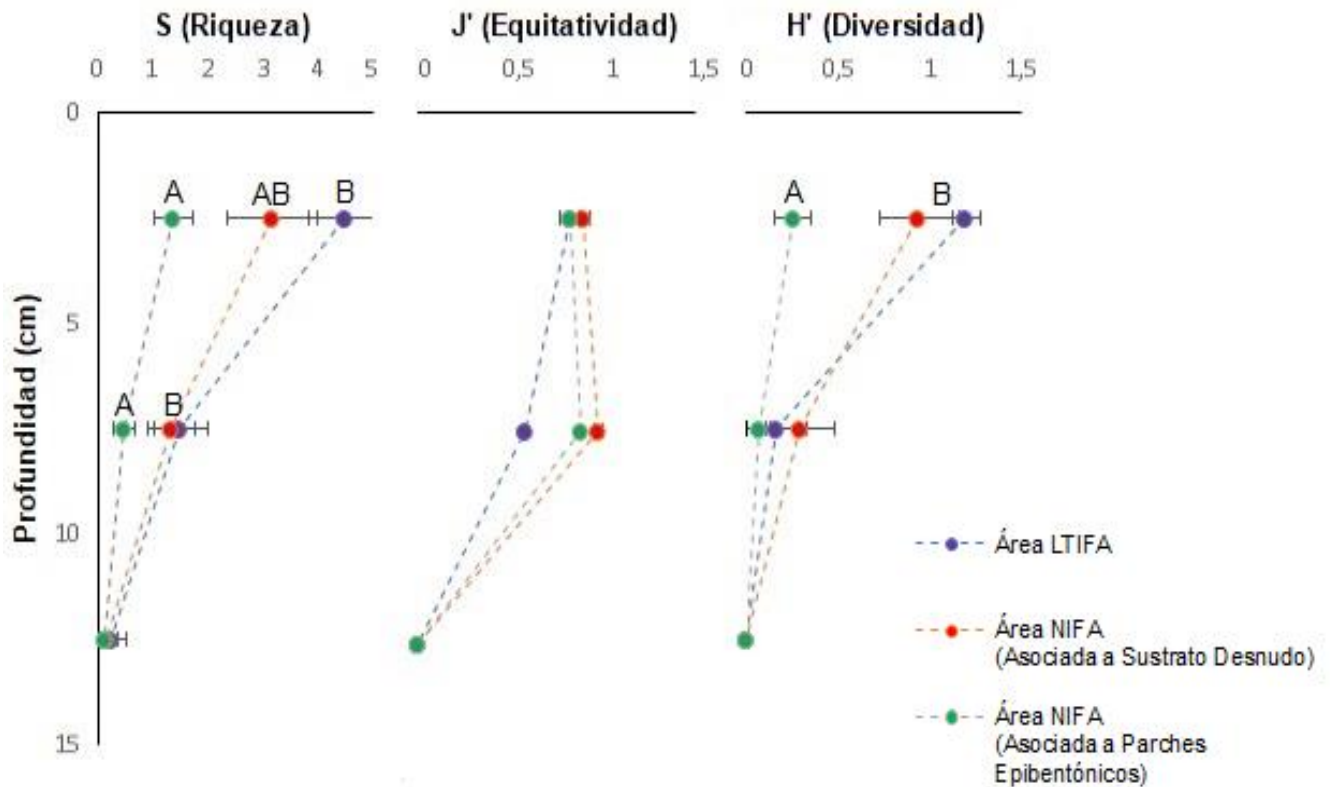


Figura 5. Comparación de los índices de riqueza (S), equitatividad (J') y diversidad (H') por intervalo de profundidad del sedimento en las distintas áreas y condiciones. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los grupos ($p<0,05$) por profundidad del sedimento.

En referencia a la biomasa, debido a la considerable diferencia de tamaño, *A. eightsii* y *M. daytoni* son los principales contribuyentes (en biomasa y MO macroinfaunal) en el ensamble infaunal, seguidos por el heterogéneo grupo Polychaeta (Fig. 6).

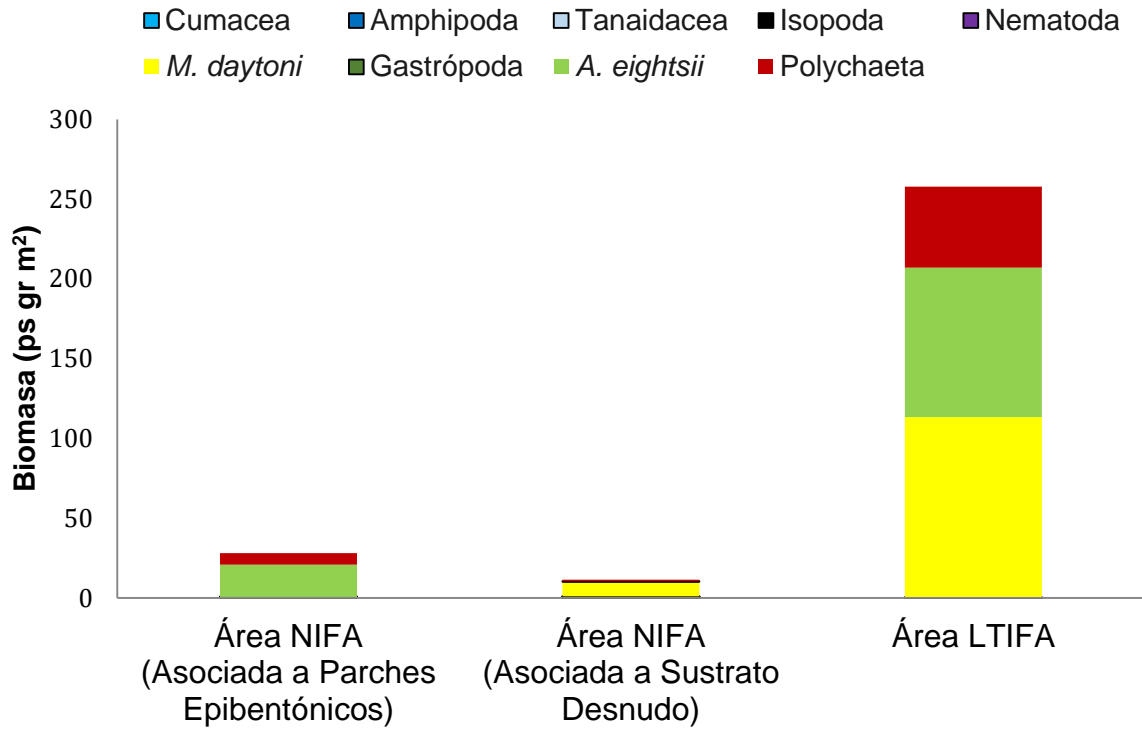


Figura 6. Biomasa (gramos de peso seco, por metro cuadrado) de los diferentes taxa en las diferentes áreas y condiciones.

Los análisis de biomasa y MO macroinfaunal por intervalos de profundidad (Fig. 7), revelaron que ambas son significativamente mayores en los primeros 5 cm de profundidad para LTIFA en comparación con NIFA, independientemente de la condición ($KW_{biomasa}; H=9,03; p<0,05$), ($KW_{MO}; H=8,68; p<0,05$).

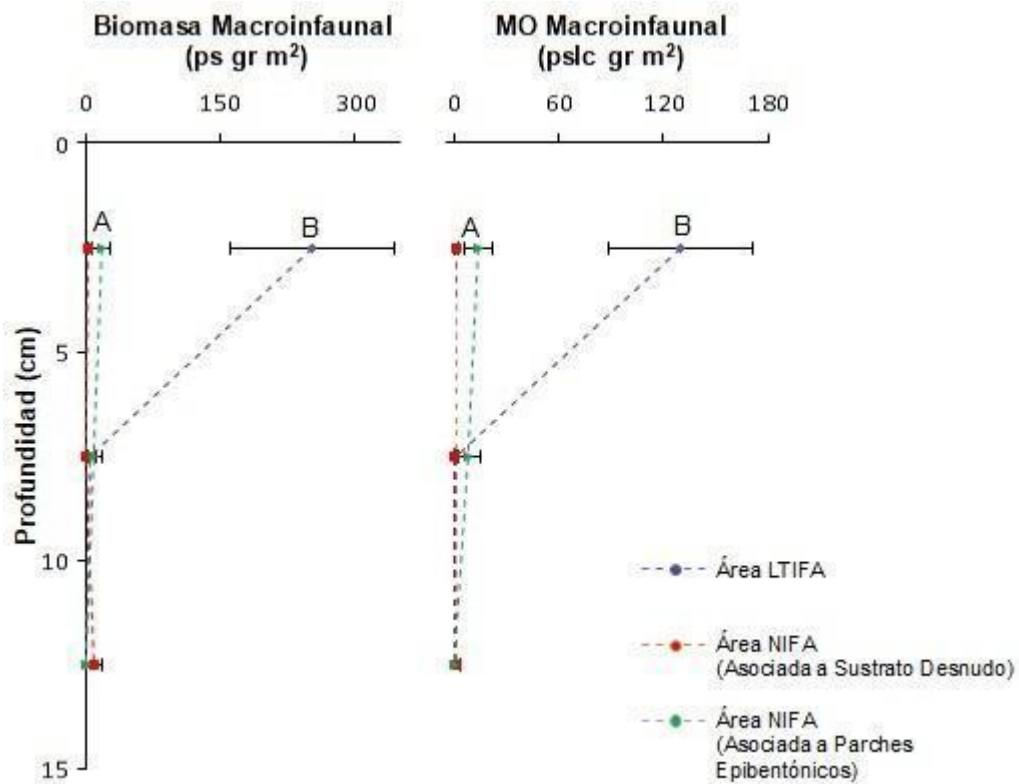


Figura 7. Variación de la biomasa macroinfaunal (gramos de peso seco, por metro cuadrado) y de la MO macroinfaunal (gramos de peso seco libre de cenizas, por metro cuadrado) en función de la profundidad del sedimento entre áreas y condiciones. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los grupos ($p < 0,05$) por profundidad del sedimento.

Los análisis de biomasa y MO de fitodetritos (Fig. 8) revelaron diferencias significativas en presencia y ausencia de parches epibentónicos a lo largo de los primeros 20 cm de profundidad siendo estos mayores siempre en presencia de parches epibentónicos $\{KW_{biomasa}; (0H_{0-5}=9,99; p < 0,05), (H_{5-10}=12,03; p < 0,05), (H_{10-15}=8,24; p < 0,05), (H_{15-20}=6,70; p < 0,05)\}; \{KW_{MO}; (H_{0-5}=13,21; p = 0,05), (H_{5-10}=11,93; p < 0,05), (H_{10-15}=11,38; p < 0,05), (H_{15-20}=7,23; p < 0,05)\}$. No se observaron diferencias estadísticamente significativas entre profundidades dentro de cada área o condición.

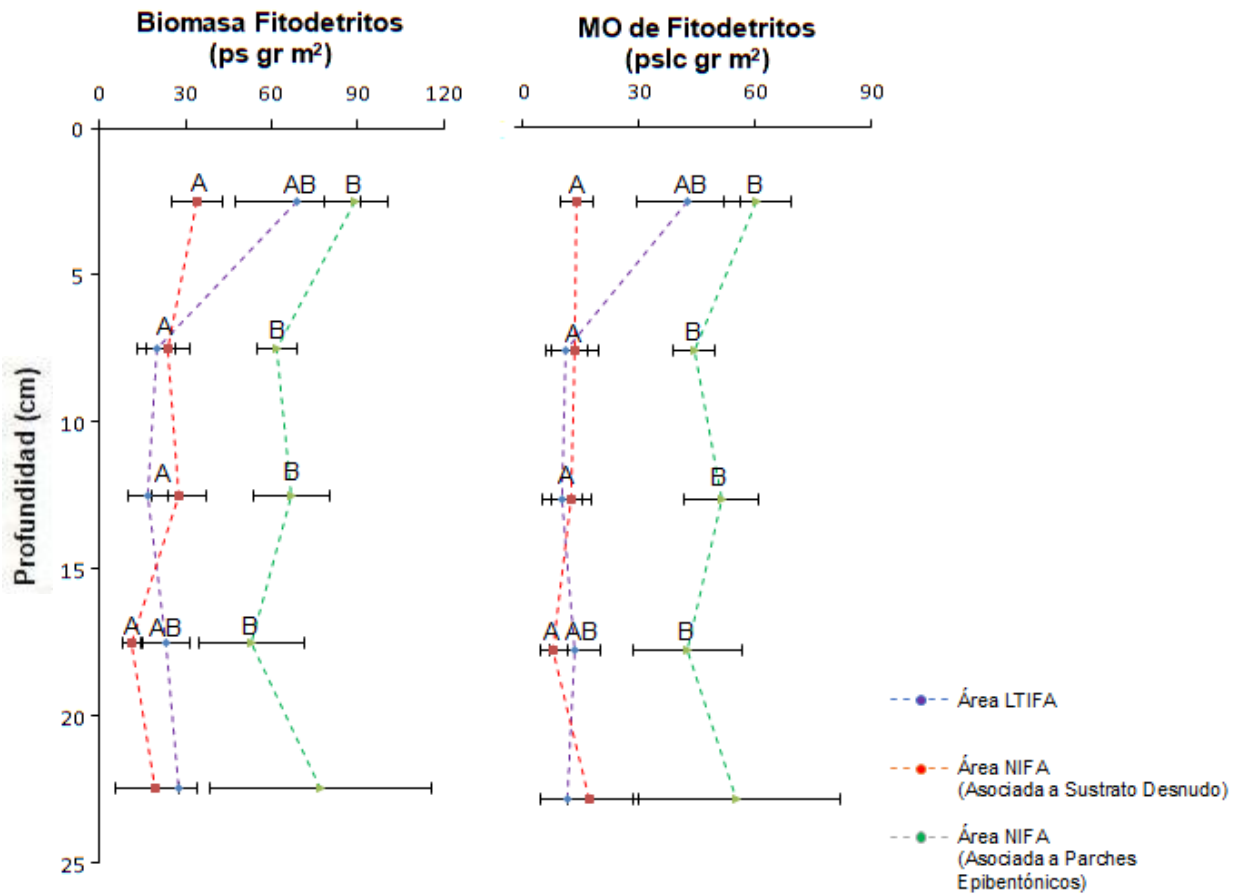


Figura 8. Variación de la biomasa de fitodetritos (gramos de peso seco, por metro cuadrado) y MO de fitodetritos (gramos de peso seco libre de cenizas, por metro cuadrado) en función de la profundidad del sedimento en las diferentes áreas y condiciones. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los grupos ($p < 0,05$) por profundidad del sedimento.

Los análisis indican que la contribución de la macroinfauna y los fitodetritos a la MO total del sustrato es proporcionalmente inferior en comparación con otros factores no considerados, los cuales representan más del 90% en todas las áreas y condiciones (Fig. 9).

Considerando la totalidad de los testigos analizados, independientemente del área o condición, no se observó relación entre el consumo de oxígeno y la biomasa o MO de la macroinfauna, pero aunque baja, sí resultó significativa la relación entre el consumo de oxígeno y la abundancia de organismos macroinfaunales ($RL; R^2=0,18; p < 0,05$) (Fig. 10).

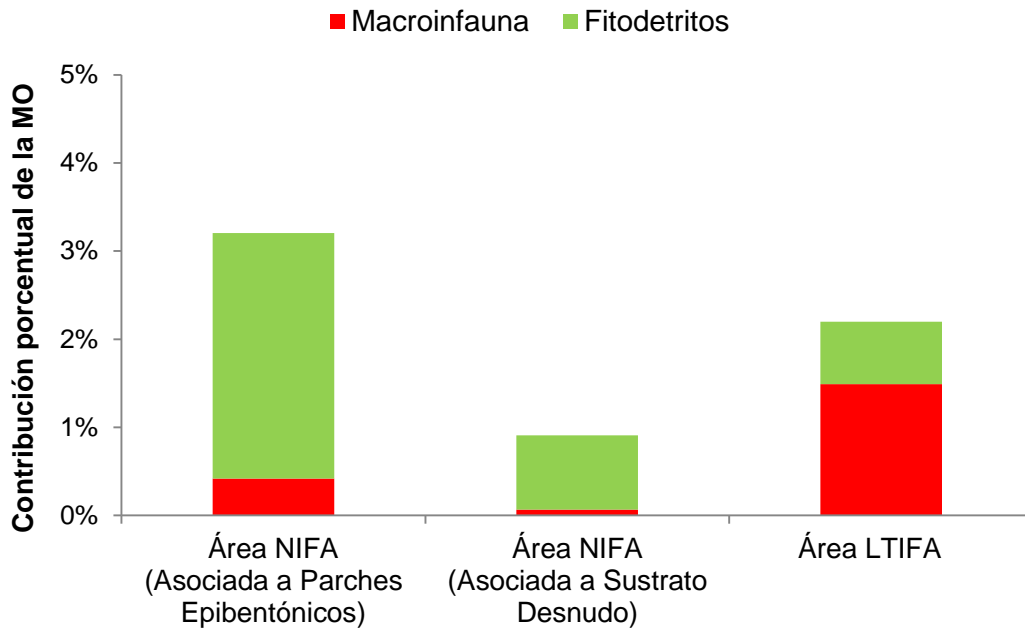


Figura 9. Contribución porcentual de MO macroinfaunal y de fitodetritos a la MO total del sedimento, en las diferentes áreas y condiciones.

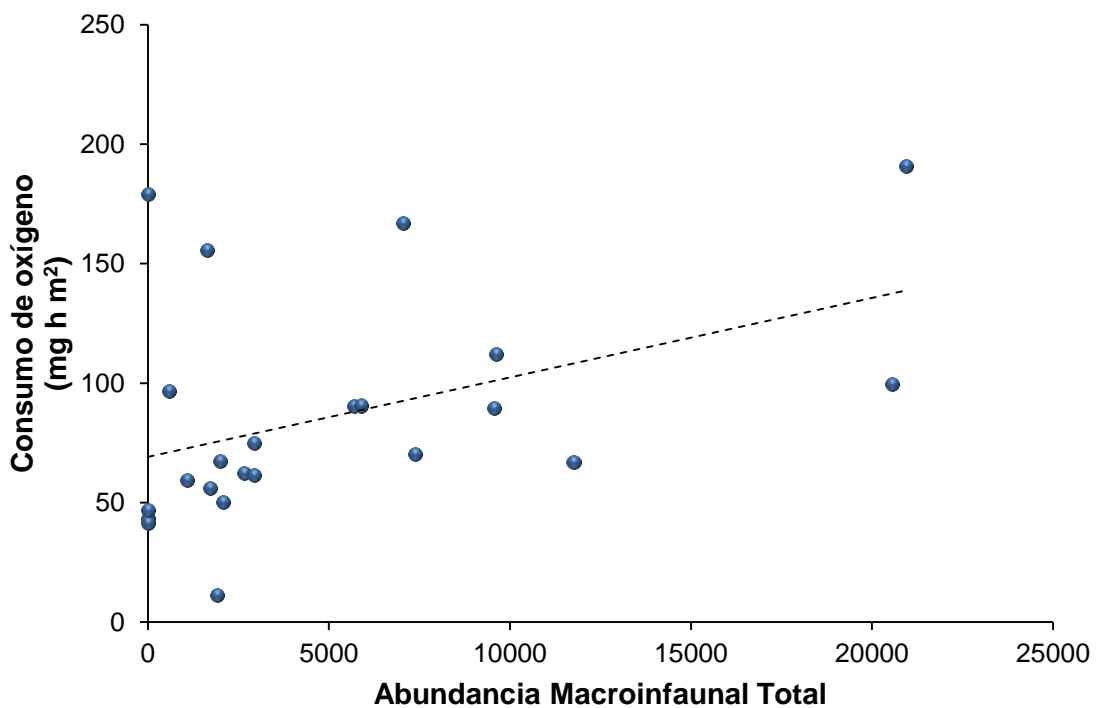


Figura 10. Regresión lineal entre el consumo de oxígeno (miligramos de oxígeno consumido por hora, por metro cuadrado) en función de la abundancia macroinfaunal total, independientemente del área o condición ($R^2=0,18$; $p<0,05$).

DISCUSIÓN

En líneas generales puede observarse que, considerando diversidad, biomasa y consumo de oxígeno, existen diferencias asociadas con la presencia de parches epibentónicos, pero también relacionadas con el área y por lo tanto relativas al estadio sucesional y grado de influencia del glaciar. Trabajos recientes, han encontrado patrones similares en cuanto a la abundancia y diversidad de organismos macroinfaunales en relación al disturbio generado por el glaciar en fiordos antárticos (Moreno Leveroni, 2015; Zwerschke *et al.* 2022). En Caleta Potter, la menor diversidad macroinfaunal observada en áreas NIFA, en comparación con LTIFA, se alinea con hallazgos previos; por ejemplo, Kowalke & Abele (1998), que describieron en 1997 un patrón de aumento de diversidad y abundancia de la macroinfauna en función de la distancia al glaciar. Coincidente con nuestros resultados, estos autores encontraron una mayor abundancia de poliquetos, pennatuláceos y bivalvos en áreas más antiguas, mientras que las áreas más jóvenes o cercanas al glaciar se encontraban una clara dominancia de cumáceos. Asimismo, trabajos más recientes destacan que la comunidad macroinfaunal del área NIFA muestra una relativa pobreza en términos de densidad y biomasa en comparación con estaciones más antiguas, y describen que está dominada por cumáceos (Pasotti *et al.*, 2014), taxón considerado generalmente indicativo de lugares más disturbados, según observaciones de diversos autores (Smale, 2007; 2008; Sicinski *et al.*, 2012). A su vez, Alurralde *et al.* (2020) documentaron una alta influencia de la descarga de los glaciares en la distribución espacial de las fuentes de alimentación disponibles, dado que su contribución en la dieta de alimentadores en suspensión fue diferente y más heterogénea en las estaciones más cercanas al frente del glaciar que en las más alejadas al mismo. Es interesante destacar que por los años transcurridos, las áreas cercanas al glaciar, descritas en 1997 en el trabajo de Abele & Kowalke, coinciden con la actual LTIFA de este trabajo y de Pasotti *et al.* (2014). Si bien el tiempo de colonización en LTIFA en 1997 ya era considerable, el muestreo fue realizado luego de que un evento muy fuerte de sedimentación registrado entre 1995 y 1996 produjera un cambio drástico en las comunidades epifaunales de LTIFA, generando una masiva retracción de los parches epifaunales que dominaban el área hasta ese momento (Sahade *et al.*, 2015). De hecho, ya en 2004 se ha observado en LTIFA una disminución de cumáceos en relación a los anfípodos y una abundancia proporcionalmente mayor de poliquetos sobre artrópodos (Veit-Köhler *et al.*, 2008). En su conjunto estos

resultados apuntarían a reforzar la idea de que la diferencia entre áreas está dada por no sólo el diferente grado de perturbación al que se ven expuestas (impacto de hielo y sedimentación), sino también al tiempo sucesional que cada ensamble presenta, siendo el área NIFA muy similar en abundancia y diversidad al área LTIFA de 1996.

Como era de esperarse, la presencia de parches epibentónicos dominados principalmente por ascidias genera un empobrecimiento del ensamble infaunal en términos de abundancia y diversidad. Los cambios más importantes relacionados con la presencia de parches epibentónicos dentro del área NIFA incluyen principalmente la ausencia de *M. daytoni*, una menor proporción de poliquetos y nematodos, y un incremento en la proporción de cumaceos. La ausencia de *M. daytoni* y la disminución de algunos poliquetos y nematodos en presencia de los parches epibentónicos refuerza las teorías de exclusión competitiva, por parte de filtradores altamente eficiente como son las ascidias, previamente propuestas (Abele & Kowalke, 1998; Torre *et al.*, 2021). Asimismo, los cambios que genera la presencia de parches en cuanto a la disponibilidad de alimento o la sedimentación de partículas (ver más adelante efecto de los fitodetritos) pueden generar cambios más o menos favorables para la coexistencia de diferentes especies. La investigación de Tait *et al.* (2020) evidencia que algunas especies de poliquetos, al influir en la excreción y el consumo de oxígeno, pueden alterar la eficiencia de la desnitrificación, lo que a su vez se asocia con cambios en la composición y distribución del ensamble infaunal. Complementariamente, la presencia de nematodos, favorecería la capacidad de asimilación de material detrítico por parte de ciertas especies de poliquetos, a la vez que servirían de alimento para otras (Tenore *et al.*, 1977).

Contrario a lo esperado en antecedentes previos (Torre *et al.*, 2022), la distribución y diversidad entre áreas o condición en función de profundidad no mostró diferencias significativas más allá de los primeros cm de profundidad del sedimento. Si bien se pueden encontrar organismos en los primeros 15 cm de profundidad del sedimento de Caleta Potter (Mayer, 2000), la mayor abundancia de los mismos depende en gran parte del grado de oxigenación del sedimento y se concentra por lo tanto en los primeros centímetros (Veit-Köhler *et al.*, 2008; Passotti *et al.*, 2012; 2014, Hoffmann *et al.*, 2018). Sin embargo, es probable que la presencia de *M. daytoni*, un organismo que puede alcanzar los 15 cm de longitud y que posee el comportamiento de enterramiento genere la mezcla de partículas

suficiente para enmascarar el posible decaimiento de la MO, generando el patrón observado en ausencia de parches (Torre *et al.*, 2022).

Los resultados de este trabajo muestran que, si bien la macroinfauna de Caleta Potter es el componente biológico que mayor biomasa aporta, en comparación con meioinfauna y microorganismos (Hoffmann *et al.*, 2018), la contribución de la macroinfauna y los fitodetritos sobre la MO total registrada en los sedimentos es mínimo. Estos resultados son consistentes con los obtenidos por Zwerschke *et al.* (2022), quienes encontraron que el aporte de C de la infauna es de un orden de magnitud menor al C total estimado para el sedimento de tres fiordos antárticos similares a Caleta Potter, y que no existía relación entre el C aportado por la macroinfauna y el C total acumulado en los diferentes sedimentos analizados para estas áreas. Por otro lado, si bien la infauna *per se* consume oxígeno liberando CO₂ mediante su propia respiración, la ausencia de relación significativa entre la biomasa total de la macroinfauna y el oxígeno consumido por el sedimento podría indicar que esta no es la vía por la que la macroinfauna influye sobre la degradación de MO. En contraposición, la relación encontrada entre la abundancia de organismos macroinfaunales y el consumo de oxígeno podrían estar indicando que dicha variable tendría más relevancia que la biomasa para la respiración, posiblemente mediante el rol indirecto de estos organismos en el proceso de bioturbación, hallazgos que se alinean con trabajos previos (Kristensen *et al.*, 2012; Jørgensen *et al.*, 2022). En este sentido, la mayor tasa de consumo de oxígeno observada en el área LTIFA podría relacionarse con un ensamblaje macroinfaunal más abundante y diverso, dominado por especies bioturbadoras como poliquetos, nematodos y *M. daytoni*. Este fenómeno puede deberse al hecho de que se encuentran en un área más antigua y estable, es decir, en un estadio sucesional más avanzado y, en la actualidad, menos afectado por el impacto del glaciar (Hoffmann *et al.*, 2018). En este contexto, Mermillod-Blondin (2011) destaca el papel clave de los poliquetos, generando galerías y madrigueras que impactan las actividades microbianas y los flujos de nutrientes en la interfaz agua-sedimento. Si bien la influencia de los poliquetos como grupo en general es cuestionable, ya que varían mucho entre las diferentes especies que lo componen, como detalla Queirós *et al.* (2013), son en este estudio por lejos el grupo más abundante junto con los nematodos, sobre todo en las áreas LTIFA donde se registra el mayor consumo de oxígeno. Asimismo, la abundancia y diversidad de organismos macroinfaunales tiene una influencia positiva sobre la abundancia y diversidad de la meiofauna y la microbiota (Braeckman *et al.*, 2019; Urban-Malinga *et al.*, 2014;

Satoh *et al.*, 2007). En este sentido, se ha observado que comunidades dominadas por nematodos pueden aumentar el nivel de actividad microbiana en los sedimentos. La presencia de organismos detritívoros genera una proliferación de microorganismos asociados con los detritos generando un aumento en el consumo de oxígeno (Tenore *et al.*, 1977).

En relación a los fitodetritos, resulta llamativa la gran acumulación de los mismos asociados a parches epibentónicos. Las ascidias son organismos filtradores que consumen entre otros componentes fitodetritos (Tatián *et al.*, 2004), por lo que sería esperable una menor proporción de fitodetritos alrededor de los parches. Sin embargo, la presencia de parches puede estar influyendo *per se* en la dinámica de las partículas, favoreciendo la sedimentación de fitodetritos alrededor o dentro de los parches (Yakovis, *et al.*, 2007). Este fenómeno podría estar vinculado a la adaptación evolutiva de los organismos epibentónicos a organizarse en parches (Bruno *et al.*, 2003; Rius *et al.*, 2017). Si bien los parches epibentónicos de la caleta están altamente representados por ascidias solitarias y muy pocas coloniales, en este contexto, aquellas que forman grupos podrían experimentar un crecimiento más significativo o rápido en comparación con las aisladas, presumiblemente debido a un mayor suministro de alimentos que reciben bajo esta estrategia (Monteiro *et al.*, 2002; Tatián *et al.*, 2008). Por otro lado, la exclusión competitiva de organismos capaces de alimentarse o promover la degradación de detritos podría también explicar la mayor proporción que estos presentan bajo la influencia de los parches epibentónicos. De acuerdo a Tenore *et al.* (1977), la presencia de nematodos meio y macroinfaunales no solo puede facilitar la disponibilidad de oxígeno para la metabolización microbiana de los fitodetritos, sino que también contribuye a la descomposición mecánica de los mismos, haciéndolos más susceptibles a ser degradados por bacterias (Cullen, 1973) y posteriormente consumidos por poliquetos. Asimismo, estudios enfocados en la degradación de fitodetritos de Caleta Potter demuestran que dentro de la meiofauna los nematodos poseen una mayor capacidad de asimilación de detritos macroalgales que los cumaceos (Braeckmann *et al.*, 2019).

En conjunto, los resultados presentados en este trabajo confirmaron nuestras dos hipótesis de trabajo. Por un lado, el establecimiento de parches epifaunales influyen de manera negativa sobre la abundancia y composición taxonómica de los ensamblajes macroinfaunales asociados a estos. Si bien esto disminuye el stock de C proveniente del

componente macroinfaunal, la disminución de la respiración presuntamente asociada a una menor bioturbación equilibraría la balanza en favor de la acumulación de C por períodos de tiempo más prolongados. Este resultado sumado a la mayor acumulación de fitodetritos en presencia de parches epibentónicos, evidenciaría la importancia de los mismos en la dinámica del C de los sistemas costeros antárticos.

CONCLUSIONES

En líneas generales, los resultados obtenidos indicarían que las comunidades macroinfaunales de Caleta Potter muestran un patrón de sucesión ecológica en respuesta al impacto del glaciar y el tiempo transcurrido desde el inicio de la colonización de cada área. En correlación, la presencia de parches epibentónicos ejerce una influencia negativa en la abundancia y diversidad de la macroinfauna circundante, lo que refuerza la teoría de exclusión competitiva, donde las ascidias compiten eficientemente por los recursos alimenticios. Sin embargo, también tiene un efecto positivo en la sedimentación de material detrítico de macroalgas favoreciendo su sedimentación y evitando de manera indirecta su degradación al excluir competitivamente organismos consumidores o capaces de facilitar su degradación.

Aunque bajas, las fracciones de C acumulado en los sedimentos de los sistemas costeros antárticos que corresponden al componente macroinfaunal están más vinculadas a la distancia del glaciar, mientras que las correspondientes a los fitodetritos están más vinculadas a la influencia de los parches epibentónicos.

La abundancia y diversidad de la macroinfauna podrían influir en la degradación del material detrítico indirectamente a través de la bioturbación, facilitando así la descomposición de la MO y la liberación de CO₂. Por lo que, si el componente macroinfaunal se ve perjudicado en términos de riqueza y diversidad por la influencia de los parches epibentónicos, disminuiría la bioturbación asociada a los mismos, y por ende, también la probabilidad de degradación de los detritos y la remineralización del carbono sedimentado.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALURRALDE, G., FUENTES, V. L., MAGGIONI, *et al.* (2019). Role of suspension feeders in antarctic pelagic-benthic coupling: Trophic ecology and potential carbon sinks under climate change. *Marine Environmental Research*, 152, 104790.

ALURRALDE, G., FUENTES, V. L., DE TROCH, M., & TATIÁN, M. (2020). Suspension feeders as natural sentinels of the spatial variability in food sources in an Antarctic fjord: A stable isotope approach. *Ecological Indicators*, 115, 106378.

- BARLETT, E. R., SIERRA, M. E., COSTA, A. J., & TOSONOTTO, G. V. (2021). Interannual variability of hydrographic properties in Potter Cove during summers between 2010 and 2017. *Antarctic Science*, 33(3), 281-300.
- BARNES, D. K., C. J. SANDS, A. COOK, *et al.* (2020). Blue carbon gains from glacial retreat along Antarctic fjords: What should we expect? *Global Change Biology*, 26(5), 2750-2755.
- BAX, N., C. J. SANDS, B. GOGARTY, *et al.* (2021). Perspective: Increasing Blue Carbon around Antarctica is an ecosystem service of considerable societal and economic value worth protecting. *Global Change Biology*, 27(1), 5-12.
- BERS, A. V., F. MOMO, I. R. SCHLOSS, *et al.* (2013). Analysis of trends and sudden changes in long-term environmental data from King George Island (Antarctica): relationships between global climatic oscillations and local system response. *Climatic Change*, 116(3-4), 789-803.
- BRAECKMAN, U., F. PASOTTI, S. VÁSQUEZ, *et al.* (2019). Degradation of macroalgal detritus in shallow coastal Antarctic sediments. *Limnology and Oceanography*, 64(4), 1423-1441.
- BRUNO, J. F., STACHOWICZ, J. J., & BERTNESS, M. D. (2003). Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(3), 119-125.
- CHEN, Z., NIE, T., ZHAO, X., *et al.* (2022). Organic carbon remineralization rate in global marine sediments: A review. *Regional Studies in Marine Science*, 49, 102112.
- CLARKE, K. R., & GORLEY, R. N. (2006). *PRIMER v6. 1.6. User Manual/Tutorial*. Plymouth: PRIMER-E, Plymouth Marine Laboratory.
- CULLEN, D. J. (1973). Bioturbation of superficial marine sediments by interstitial meiobenthos. *Nature*, 242(5396), 323-324.
- DAI, A., LUO, D., SONG, M., & LIU, J. (2019). Arctic amplification is caused by sea-ice loss under increasing CO₂. *Nature Communications*, 10(1), 121.
- DI RIENZO, J. A., CASANOVES, F., BALZARINI, M. G., *et al.* (2020). InfoStat 2020. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina (25, 01, 2022). Available online: <http://www.infostat.com.ar> (accessed on 31 March 2022).
- DUARTE, C. M., J. J. MIDDELBURG, & N. CARACO (2005). Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2(1), 1-8.
- DUARTE, C. M., N. MARBÀ, E. GACIA, *et al.* (2010). Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. *Global Biogeochemical Cycles*, 24(4).

- GOOSSE, H., KAY, J. E., ARMOUR, K. C., *et al.* (2018). Quantifying climate feedbacks in polar regions. *Nature Communications*, 9(1), 1919.
- GRANGE, L. J., & SMITH, C. R. (2013). Megafaunal communities in rapidly warming fjords along the West Antarctic Peninsula: hotspots of abundance and beta diversity. *PloS one*, 8(12), e77917.
- GUTT, J. (2007). Antarctic macro-zoobenthic communities: a review and an ecological classification. *Antarctic Science*, 19(2), 165-182.
- HILL, R., BELLGROVE, A., MACREADIE, P. I., *et al.* (2015). Can macroalgae contribute to blue carbon? An Australian perspective. *Limnology and Oceanography*, 60(5), 1689-1706.
- HOFFMANN, R., PASOTTI, F., VAZQUEZ, S., *et al.* (2018). Spatial variability of biogeochemistry in shallow coastal benthic communities of Potter Cove (Antarctica) and the impact of a melting glacier. *PLoS One*, 13(12), e0207917.
- HOWARD, J., S. HOYT, K. ISENSEE, *et al.* (2014). Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses.
- HOWARD, J., SUTTON-GRIER, A., HERR, D., *et al.* (2017). Clarifying the role of coastal and marine systems in climate mitigation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(1), 42-50.
- IKEN, K., QUARTINO, M. L., BARRERA-ORO, *et al.* (1998). Trophic relations between macroalgae and herbivores. *Reports on Polar and Marine Research*, 299, 258-262.
- JEROSCH, K., PEHLKE, H., MONIEN, P., *et al.* (2018). Benthic meltwater fjord habitats formed by rapid glacier recession on King George Island, Antarctica. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 376(2122), 20170178.
- JØRGENSEN, B. B., WENZHÖFER, F., EGGER, M., & GLUD, R. N. (2022). Sediment oxygen consumption: Role in the global marine carbon cycle. *Earth-science Reviews*, 228, 103987.
- KRAUSE-JENSEN, D., LAVERY, P., SERRANO, O., *et al.* (2018). Sequestration of macroalgal carbon: the elephant in the Blue Carbon room. *Biology Letters*, 14(6), 20180236.
- KRISTENSEN, E., PENHA-LOPES, G., DELEFOSSE, M., *et al.* (2012). What is bioturbation? The need for a precise definition for fauna in aquatic sciences. *Marine Ecology Progress Series*, 446, 285-302.
- KOWALKE, J., & ABELE, D. (1998). A first record of the soft bottom infauna community of Potter Cove. *Ber. Polarforsch*, 299, 106-112.

- KULIŃSKI, K., KĘDRA, M., LEGEŻYŃSKA, J., *et al.* (2014). Particulate organic matter sinks and sources in high Arctic fjord. *Journal of Marine Systems*, 139, 27-37.
- LABASQUE, T., C. CHAUMERY, A. AMINOT, *et al.* (2004). Spectrophotometric Winkler determination of dissolved oxygen: re-examination of critical factors and reliability. *Marine Chemistry*, 88(1-2), 53-60.
- LAGGER, C., M. NIME, L. TORRE, *et al.* (2018). Climate Change, Glacier Retreat and a New Ice-Free Island Offer New Insights on Antarctic Benthic Responses. *Ecography*.
- LAGGER C., N. SERVETTO, L. TORRE, *et al.* (2017). Benthic colonization in newly ice-free soft-bottom areas in an Antarctic fjord. *PLoS One*, 12(11), e0186756.
- LAGGER, C., NEDER, C., MERLO, P., *et al.* (2021). Tidewater glacier retreat in Antarctica: The table is set for fast-growing opportunistic species, is it? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 260, 107447.
- LAVERY, P. S., M. Á. MATEO, O. SERRANO, *et al.* (2013). Variability in the carbon storage of seagrass habitats and its implications for global estimates of blue carbon ecosystem service. *PloS one*, 8(9), e73748.
- LOVELOCK, C. E., & C. M. DUARTE (2019). Dimensions of blue carbon and emerging perspectives. *Biology Letters*, 15(3), 20180781.
- MACREADIE, P. I., NIELSEN, D. A., KELLEWAY, J. J., *et al.* (2017). Can we manage coastal ecosystems to sequester more blue carbon? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(4), 206-213.
- MAYER, M. (2000): Ecology of benthic Foraminifera in the Potter Cove (King George Island, Antarctica). *Ber. Polarforsch.*, 353: 1-126.
- MERMILLOD-BLONDIN, F. (2011). The functional significance of bioturbation and biodeposition on biogeochemical processes at the water–sediment interface in freshwater and marine ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 30(3), 770-778.
- MIKALOFF-FLETCHER, S. E. (2015). An increasing carbon sink? *Science*, 349(6253), 1165-1165.
- MOMO, F., BOGAZZI, E., & DUTTWEILER, F. (1998). Amphipods of Potter Cove: community composition, biology and growth. *Ber Polarforsch*, 299, 144-149.
- MONIEN, D., MONIEN, P., BRÜNJES, R., *et al.* (2017). Meltwater as a source of potentially bioavailable iron to Antarctica waters. *Antarctic Science*, 29(3), 277-291.
- MONTEIRO, S. M., CHAPMAN, M. G., & UNDERWOOD, A. J. (2002). Patches of the ascidian *Pyura stolonifera* (Heller, 1878): structure of habitat and associated

- intertidal assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 270(2), 171-189.
- MONTEIRO, T., R. KERR, I. B. ORSELLI, *et al.* (2020). Towards an intensified summer CO₂ sink behaviour in the Southern Ocean coastal regions. *Progress in Oceanography*, 183, 102267.
- MORENO LEVERONI, B. (2015). Clasificación y distribución espacial del macrozoobentos dentro de la ensenada Mackellar, Isla Rey Jorge. Antártica: Contrastado dos enfoques de análisis ecológico-comunitario. Tesis de grado. Universidad Científica del Sur. Peru.
- PECK, L. S., BARNES, D. K., COOK, A. J., *et al.* (2010). Negative feedback in the cold: ice retreat produces new carbon sinks in Antarctica. *Global Change Biology*, 16(9), 2614-2623.
- PENDLETON, L., D. C. DONATO, B. C. MURRAY, *et al.* (2012). Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PloS one*, 7(9), e43542.
- QUARTINO, M. L., & BORASO DE ZAIXSO, A. L. (2008). Summer macroalgal biomass in Potter Cove, South Shetland Islands, Antarctica: its production and flux to the ecosystem. *Polar Biology*, 31, 281-294.
- QUARTINO, M. L., D. DEREGIBUS, G. L. CAMPANA, *et al.* (2013). Evidence of macroalgal colonization on newly ice-free areas following glacial retreat in Potter Cove (South Shetland Islands), Antarctica. *PLoS One*, 8(3), e58223.
- RIEPER-KIRCHNER, M. (1990). Macroalgal decomposition: laboratory studies with particular regard to microorganisms and meiofauna. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 44, 397-410.
- RIUS, M., TESKE, P. R., MANRIQUEZ, P. H., *et al.* (2017). Ecological dominance along rocky shores, with a focus on intertidal ascidians. En: Hawkins, S.J., Evans, A.J., Dale, A.C., Firth, L.B., Hughes, D.J. and Smith, I.P. (eds.) *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*. Boca Raton FL. CRC Press, pp. 55-84
- ROSSI, S., L. BRAMANTI, A. GORI, *et al.* (2017). Animal forests of the world: an overview. Centro Oceanográfico de Baleares. En: *Marine Animal Forests* (pp.1-26) Springer International Publishing Editores: Sergio Rossi, Lorenzo Bramanti, Andrea Gori, Covadonga Orejas
- ROSSI, S., COPPARI, M., & VILADRICH, N. (2017). Benthic-pelagic coupling: new perspectives in the animal forests. En: *Marine animal forests: The ecology of benthic biodiversity hotspots* (pp. 855-885) Springer International Publishing Editores: Sergio Rossi, Lorenzo Bramanti, Andrea Gori, Covadonga Orejas.
- RÜCKAMP, M., M. BRAUN, S. SUCKRO, *et al.* (2011). Observed glacial changes on the King George Island ice cap, Antarctica, in the last decade. *Global and Planetary Change*, 79(1), 99-109.

- SAHADE, R., C. LAGGER, L. TORRE, *et al.* (2015). Climate change and glacier retreat drive shifts in an Antarctic benthic ecosystem. *Science Advances*, 1(10), e1500050.
- SARKER, S., MASUD-UL-ALAM, M., HOSSAIN, M. S., *et al.* (2021). A review of bioturbation and sediment organic geochemistry in mangroves. *Geological Journal*, 56(5), 2439-2450.
- SATOH, H., NAKAMURA, Y., & OKABE, S. (2007). Influences of infaunal burrows on the community structure and activity of ammonia-oxidizing bacteria in intertidal sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 73(4), 1341-1348.
- SCHLOSS, I. R., D. ABELE, S. MOREAU, *et al.* (2012). Response of phytoplankton dynamics to 19-year (1991–2009) climate trends in Potter Cove (Antarctica). *Journal of Marine Systems*, 92(1), 53-66.
- SICINSKI J., PABIS K., JAZDZEWSKI K., *et al.* (2012) Macrozoobenthos of two Antarctic glacial coves: a comparison with non-disturbed bottom areas. *Polar Biology*, 35, 355–367.
- SIEG, J. (1990). *Fauna der Antarktis*. J. W. Wägele (Ed.). Berlin/Hamburg: Parey, 1-197.
- SMALE D.A. (2007) Ice disturbance intensity structures benthic communities in nearshore Antarctic waters. *Marine Ecology Progress Series*, 349, 89–102.
- SMALE D.A. (2008) Ecological traits of benthic assemblages in shallow Antarctic waters: does ice scour disturbance select for small, mobile, secondary consumers with high dispersal potential? *Polar Biology*, 31, 1225–1231.
- SMITH, P., J. ADAMS, D. J. BEERLING, *et al.* (2019). Impacts of land-based greenhouse gas removal options on ecosystem services and the United Nations sustainable development goals. *Annual Review of Environmental Resources*, 44, 1-32.
- TAIT, L. W., LOHRER, A. M., TOWNSEND, *et al.* (2020). Invasive ecosystem engineers threaten benthic nitrogen cycling by altering native infaunal and biofouling communities. *Scientific Reports*, 10(1), 1581.
- TATIAN, M., SAHADE, R., & ESNAL, G. B. (2004). Diet components in the food of Antarctic ascidians living at low levels of primary production. *Antarctic Science*, 16(2), 123-128.
- TATIÁN, M., SAHADE, R., MERCURI, G., *et al.* (2008). Feeding ecology of benthic filter-feeders at Potter Cove, an Antarctic coastal ecosystem. *Polar Biology*, 31, 509-517.
- TENORE, K. R., TIETJEN, J. H., & LEE, J. J. (1977). Effect of meiofauna on incorporation of aged eelgrass, *Zostera marina*, detritus by the polychaete *Nephtys incisa*. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 34(4), 563-567.

- THACKERAY, C. W., & A. HALL. (2019). An emergent constraint on future Arctic sea-ice albedo feedback. *Nature Climate Change*, 9(12), 972-978
- TORRE, L., N. SERVETTO, M. L. EÖRY, *et al.* (2012). Respiratory responses of three Antarctic ascidians and a sea pen to increased sediment concentrations. *Polar Biology*, 35(11), 1743-1748.
- URBAN-MALINGA, B., DRGAS, A., GROMISZ, S., & BARNES, N. (2014). Species-specific effect of macrobenthic assemblages on meiobenthos and nematode community structure in shallow sandy sediments. *Marine Biology*, 161, 195-212.
- VEIT-KÖHLER, G. (1998). Meiofauna study in the Potter Cove. Sediment situation and resource availability for small crustaceans (Copepoda and Peracarida). *Berichte zur Polarforschung*, 299, 132-136.
- VEIT-KÖHLER, G., ANTACLI, J. C., & Rose, A. (2008). Metazoan meiofauna in Potter Cove, King George Island. *Berichte zur Polar-und Meeresforschung*, 571, 135-140.
- WIENCKE, C., FERREYRA, G. A., ARNTZ, W., & RINALDI, C. (1998). The Potter Cove coastal ecosystem, Antarctica: synopsis of research performed within the frame of the Argentinean-German cooperation at the Dallmann Laboratory and Jubany Station (King George Island, Antarctica, 1991-1997). *Berichte zur Polarforschung (Reports on Polar Research)*, 299.
- WIENCKE, C., G. A.FERREYRA, D. ABELE, *et al.* (2008). The Antarctic ecosystem of Potter cove, King-George Island (Isla 25 de Mayo): Synopsis of research performed 1999-2006 at the Dallmann Laboratory and Jubany Station. *Berichte zur Polar-und Meeresforschung (Reports on Polar and Marine Research)*, 571.
- YAKOVIS, E. L., ARTEMIEVA, A. V., FOKIN, M. V., *et al.* (2005). Patches of barnacles and ascidians in soft bottoms: associated motile fauna in relation to the surrounding assemblage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 327(2), 210-224.
- YAKOVIS, E. L., ARTEMIEVA, A. V., FOKIN, M. V., *et al.* (2007). Effect of habitat architecture on mobile benthic macrofauna associated with patches of barnacles and ascidians. *Marine Ecology Progress Series*, 348, 117-124.
- ZABORSKA, A., WŁODARSKA-KOWALCZUK, M., LEGEŻYŃSKA, J., *et al.* (2018). Sedimentary organic matter sources, benthic consumption and burial in west Spitsbergen fjords – Signs of maturing of Arctic fjordic systems? *Journal of Marine Systems*, 180, 112-123.
- ZAEHLE, S., FRIEDLINGSTEIN, P., & FRIEND, A. D. (2010). Terrestrial nitrogen feedbacks may accelerate future climate change. *Geophysical Research Letters*, 37(1).
- ZWERSCHKE, N., C. J. SANDS, A. ROMAN-GONZALEZ, *et al.* (2022). Quantification of blue carbon pathways contributing to negative feedback on climate change

following glacier retreat in West Antarctic fjords. *Global Change Biology*, 28(1), 8-20.