

Ecología de la comunidad de meiofauna de Bahía Collins, Isla Rey Jorge (Antártida): una zona costera afectada por retracción glaciar reciente



Agustina Rivas

Tesis de grado de la Licenciatura en Ciencias Biológicas

Profundización Ecología

Tutora: Dra. Noelia Kandravicius

Co-tutora: Dra. Natalia Venturini

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer a mis tutoras, por las enseñanzas y el apoyo que me brindaron en este proceso. A Noe, por su enorme paciencia y generosidad, por motivarme en todo momento y por contagiarme su pasión y entusiasmo por la meio. A Nati, por sus valiosísimos aportes que sumaron calidad a este trabajo, por impulsarme a ir un paso más allá, y por su confianza en mí.

A Enrique y Maikon por aceptar formar parte del tribunal, y por sus aportes y comentarios a mi tesis.

Al Instituto Antártico Uruguayo (IAU), por apoyar el desarrollo de este proyecto.

A Luis Gimenez, quien amablemente nos ayudó con el enfoque estadístico de este trabajo.

Agradezco inmensamente a mi familia, por su cariño y apoyo incondicional a lo largo de este camino. A mis padres, sin los cuales nada de esto hubiese sido posible. Gracias por todo lo que me han enseñado y por ser los mejores guías a lo largo de mi desarrollo académico y humano. No hay palabras para expresarles mi gratitud, este logro es para ustedes.

A mis hermanos, Mari y Seba, con quienes conté en todo momento y me ayudaron de mil formas posibles, desde darme consejos para mejorar este trabajo, hasta una palabra de aliento cuando más hacía falta. Fue un placer compartir con ustedes este camino de ser estudiantes. ¡Son los mejores!

Gracias a mis abuelos y abuelas, que hoy no están físicamente conmigo pero gran parte de lo que soy es por la huella que dejaron en mí. No hay tiempo que borre las enseñanzas y recuerdos que me dejaron, los llevo siempre conmigo.

A mis amigos, los que conocí en facultad y los de la vida. Gracias por respetar mis tiempos, por escucharme hasta el cansancio hablar de la tesis, por los momentos compartidos, las anécdotas y las risas. Mi vida es muchísimo mejor con ustedes.

Por último a Martín, mi compañero, quien vivió de primera mano todo este proceso, desde los momentos grises hasta las alegrías más grandes. Gracias por tu constante motivación y escucha, por siempre tener la palabra justa y por contenerme en todo momento, pero sobretodo, gracias por siempre creer en mí.

¡Gracias infinitas!

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE FIGURAS.....	1
ÍNDICE DE TABLAS.....	2
RESUMEN.....	3
ABSTRACT.....	4
1.Introducción.....	5
2. Objetivos.....	9
2.1 Objetivo general.....	9
2.2 Objetivos específicos.....	10
3. Materiales y métodos.....	10
3.1 Área de estudio.....	10
3.2 Estrategia de muestreo.....	12
3.3 Procesamiento de muestras de sedimento.....	13
3.4 Procesamiento de muestras de meiofauna.....	14
3.5 Análisis de datos.....	14
4. Resultados.....	16
4.1 Matriz Abiótica.....	16
4.2 Comunidad de meiofauna.....	19
5. Discusión.....	24
5.1. Condiciones ambientales y propiedades del sedimento.....	24
5.2. Estructura de la comunidad de meiofauna.....	27
6. Conclusiones.....	35
7. Perspectivas.....	36
8. Referencias bibliográficas.....	37

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Bahía Collins y estaciones de muestreo distribuidas en las tres transectas (T1,T2 y T3).....	12
Figura 2. Análisis de componentes principales (PCA) de las variables ambientales para las estaciones de muestreo.....	19
Figura 3. Abundancia media relativa (%) de los taxones en cada estación de muestreo.....	20
Figura 4. Abundancia media relativa (%) de los taxones en cada estación, excluyendo Nematoda.....	20
Figura 5. Abundancia media (nº individuos en 10cm ² de sedimento) de los taxones en cada estación.....	21
Figura 6. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) de las estaciones de muestreo...	23
Figura 7. Esquema a modo de resumen de las principales conclusiones del trabajo.....	36

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Resultado del análisis de componentes principales (PCA) de las variables ambientales	17
Tabla 2. Descriptores comunitarios para las estaciones de muestreo.....	22
Tabla 3. Resultado de las regresiones múltiples aplicadas a abundancia total, riqueza, y los taxones que presentaron diferencias significativas en los ANOVA´s.....	24

RESUMEN

La península antártica ha mostrado una fuerte tendencia al calentamiento en los últimos años, y una acelerada retracción de sus glaciares, con consecuencias en el ambiente marino y las comunidades bentónicas. La meiofauna ha demostrado ser una herramienta útil para monitorear los efectos del cambio climático, además de cumplir un importante rol trófico y en los ciclos biogeoquímicos, sin embargo, actualmente el conocimiento sobre la meiofauna polar continúa siendo limitado. Este trabajo tuvo como objetivo explorar los taxones que integran la meiofauna antártica de la Bahía Collins (Isla Rey Jorge) y su relación con las propiedades biogeoquímicas del sedimento en áreas con distinta influencia glaciar. Para esto se extrajeron muestras de sedimento (draga van Veen) y meiofauna (minicorer) de 3 transectas: transecta 1 (estaciones 1A-1C) y 2 (2A- 2C), a 2000 y 3000 metros respectivamente del frente marino del Glaciar Collins; y transecta 3 (3A-3D), frente a la cañada de deshielo cercana a la Base Artigas. Para poder caracterizar las estaciones de muestreo, se estudió la granulometría del sedimento, el contenido orgánico y las variables físico-químicas del agua de fondo. Se identificaron en total 58383 individuos agrupados en 32 taxones, siendo los grupos más abundantes los nematodos (81%) y los copépodos (7,1%). La comunidad de meiofauna varió entre transectas en respuesta a la influencia glaciar, siendo más diversa y uniforme en la transecta 2 que en las otras, donde el mayor contenido orgánico y la presencia de sedimento más homogéneo sugirieron un menor impacto del glaciar en el área. En contraste, el aporte por esorrentía superficial de la cañada propició una comunidad menos diversa y uniforme en la transecta 3, dominada por nematodos, lo que podría deberse a la gran resistencia a perturbaciones en el ambiente por parte de este grupo. Los análisis de varianza entre transectas registraron diferencias significativas en las abundancias de cladóceros, tardígrados, ostrácodos, loricíferos, gastrotricos, bivalvos, y aplacóforos, mostrando que los taxones “raros” o poco frecuentes son más susceptibles a variaciones ambientales. La presencia de grupos sensibles al estrés ambiental en la transecta 1 sugirió un menor impacto en la estructura de la comunidad en la zona cercana al glaciar, en comparación con el área afectada por el deshielo de la cañada. Las diferencias en las abundancias de los grupos respondieron principalmente a variaciones en el contenido orgánico (CHO, TOC%) y parámetros físico-químicos del agua (temperatura y profundidad), y en menor medida a la granulometría del sedimento (limos y arcillas%).

ABSTRACT

The Antarctic Peninsula has shown a strong warming trend in recent years, and an accelerated retreat of its glaciers, with consequences on the marine environment and benthic communities. The meiofauna is a useful tool for monitoring the effects of climate change and plays an important trophic role and takes part of biogeochemical cycles. However, currently knowledge of polar meiofauna remains limited. This work aimed to explore the taxa of the Antarctic meiofauna of Collins Bay (King George Island) and their relationship with the biogeochemical properties of the sediment in areas with different glacial influence. For this purpose, sediment (van Veen grab) and meiofauna (minicorer) samples were extracted from 3 transects: transect 1 (stations 1A-1C) and 2 (2A-2C), at 2000 and 3000 meters respectively from the sea front of Collins Glacier; and transect 3 (3A-3D), located in a zone near Artigas Base that receives glacier meltwater runoff. In order to characterize the sampling stations, sediment granulometry, organic content, and physicochemical variables of the bottom water were studied. A total of 58383 individuals grouped into 32 taxa were identified, the most abundant groups were nematodes (81%) and copepods (7.1%). The meiofauna community varied between transects in response to glacial influence. The community was more diverse and uniform in transect 2 than in the others, where the higher organic content and the presence of homogeneous sediments suggest low glacier impact on the area. In contrast, at the stations of transect 3 the diversity was lower and the community less uniform, due to glacial discharge by surface runoff. The highest abundance of nematodes in this transect may be related to their high resistance to environmental disturbances. Analysis of variance among transects showed significant differences in the abundances of cladocerans, tardigrades, ostracods, loriciferans, gastrotrichs, bivalves, and aplacophorans, showing that "rare" or infrequent taxa are more susceptible to environmental variations. The presence of environmental stress sensitive groups in transect 1 suggested a lower impact on the community structure near the glacier front compared to the area affected by glacier meltwater runoff. Multiple linear regressions showed that the abundances of these groups responded mainly to differences in the organic content (CHO, TOC%) and physicochemical parameters of the water (temperature and depth), and to a lesser extent to the granulometry of the sediment (silt and clay%).

1. Introducción

El término meiofauna comprende a la categoría de pequeños metazoarios con un rango de tamaño entre 500 μm como límite superior y 44 μm (63 μm) como límites inferiores (Giere, 2009), aunque estudios recientes sugieren tamaños inferiores, principalmente para grupos como nematodos (Ptatscheck *et al.*, 2020). Estos organismos se encuentran en ambientes tanto marinos como de agua dulce y a diversas profundidades, constituyendo el grupo más diverso en los ecosistemas marinos (Higgins & Thiel, 1988). La meiofauna puede clasificarse en meiofauna temporal (aquellos organismos que integran a la meiofauna durante sus etapas juveniles, (ej.: larvas de macrofauna) y meiofauna permanente (forman parte de la meiofauna durante todo su ciclo de vida, ej.: Rotíferos, Ostrácodos y Copépodos, entre otros) (Higgins & Thiel, 1988). Dichos organismos cumplen un rol clave dentro de los ecosistemas marinos, siendo un eslabón fundamental en las redes tróficas, al actuar como nexo entre los microorganismos y la macrofauna (Armenteros, 2002). Además, la bioturbación por parte de la meiofauna activa los flujos biogeoquímicos e interviene en el intercambio de nutrientes en el ambiente (Pusceddu *et al.*, 2000), facilitando la oxigenación del sedimento y estimulando la actividad de los microorganismos que se encargan de la remineralización de la materia orgánica (Pusceddu *et al.*, 2000; Kandravicius *et al.*, 2018).

La estructura de la comunidad de meiofauna (entendiéndose esta como la composición de grupos taxonómicos y las abundancias de los mismos), está determinada por una combinación de factores abióticos y bióticos del ambiente (Armenteros, 2002), cuyas variaciones afectan rápidamente a la meiofauna debido a su pequeño tamaño, ciclos de vida cortos e íntima asociación con los sedimentos (Hack *et al.*, 2007). La meiofauna puede presentar hábitos de vida epibentónicos (ocupando la interfase agua-sedimento) o intersticiales (habitando los espacios entre los granos del sedimento), por lo que la estructura de la comunidad puede variar en respuesta a factores abióticos propios de la columna de agua (como temperatura, salinidad y oxígeno disuelto), así como factores sedimentarios (tamaño de la partícula, contenido de materia orgánica presente en el sedimento, porosidad) (Armenteros, 2002). Otros factores que pueden regular la estructura de la comunidad y la composición de grupos son la heterogeneidad de micro hábitats y la bioturbación generada por fauna de mayor tamaño (Rosli *et al.*, 2017), así como la competencia y predación (Giere, 2009).

En regiones polares, los nematodos constituyen el grupo dominante de la meiofauna (usualmente 80-95%), seguidos por los copépodos, y otros taxones como poliquetos, quinorrincos, ostrácodos, gastrotricos, tardígrados y ácaros (Veit- Köhler *et al.*, 2018). Las comunidades presentes en la Antártida son afectadas por la intensa estacionalidad presente en la región y el ciclo del hielo (Vause *et al.*, 2019). Durante los meses de primavera-verano (diciembre a febrero), la penetración de la luz en la columna de agua aumenta a medida que el hielo se retrae y derrite, propiciando intensos blooms fitoplanctónicos, mientras que en los meses de otoño e invierno (junio-octubre) la productividad primaria declina como resultado de la mayor cobertura de hielo marino y la menor disponibilidad de luz (Ziegler *et al.*, 2020). Los pulsos episódicos de fitodetritos se hunden y depositan en el fondo marino a través de una serie de procesos conocidos como “acoplamiento bento-pelágico”, proporcionando alimento a los organismos bentónicos (Smith *et al.*, 2012), y formando bancos de alimento los cuales persisten en los meses de invierno y abastecen a las comunidades bentónicas aun cuando los flujos de materia orgánica son menores (Ziegler *et al.*, 2020).

Hasta la actualidad, la meiofauna antártica se ha estudiado en aguas poco profundas (Vanhove *et al.*, 2000; De Skowronski & Corbisier, 2002; Pasotti *et al.*, 2014a), en profundidades intermedias (Vanhove *et al.*, 1995; Fabiano & Danovaro, 1999) y en regiones abisales (Gutzmann *et al.*, 2004; Veit-Köhler *et al.*, 2011). Los estudios realizados en la región de la península antártica se han enfocado principalmente en la distribución de la meiofauna (Vanhove *et al.*, 2000; Pasotti *et al.*, 2014a) y la relación de esta con la disponibilidad de alimento o las variables ambientales (De Skowronski & Corbisier, 2002; Pasotti *et al.*, 2012). Solo recientemente se han desarrollado estudios vinculados a los efectos del cambio climático sobre la meiofauna antártica, por ejemplo en el contexto de la desintegración de las plataformas de hielo (Rose *et al.*, 2015), y la retracción glaciaria (Pasotti *et al.*, 2014b). A pesar del incremento del conocimiento sobre las comunidades meiofaunales polares, la respuesta de la meiofauna frente al cambio climático en diferentes escalas de espacio y tiempo aún no está del todo clara, y tampoco sus efectos en el funcionamiento de los ecosistemas polares (Ingels *et al.*, 2023).

Desde 1950, la Antártida ha mostrado una fuerte tendencia al calentamiento, y se prevé que este continúe durante el siglo XXI en la península, oeste antártico y algunas regiones del este, a una mayor tasa que la global (IPCC, 2021). La cobertura de hielo antártico ha perdido masa desde 1990, con la tasa más alta durante 2010-2019, y se proyecta que la

pérdida de masa glaciaria y cobertura de hielo continúe por varias décadas, aunque la temperatura se estabilice (IPCC, 2021). La península antártica occidental ha sido una de las regiones que ha experimentado un rápido calentamiento en las últimas décadas, con consecuencias tales como el afinamiento de la capa de hielo, aceleración del derretimiento de la nieve, colapso de las plataformas de hielo y la retracción de los frentes glaciares (Pasotti *et al.*, 2015). En el oeste de la península, el 87% de los glaciares de marea han mostrado una retracción acelerada en los últimos 50 años (Cook *et al.*, 2005).

La retracción glaciaria tiene consecuencias en el ambiente marino local (Pasotti *et al.*, 2014b), tales como la exposición de nuevos sustratos libres de hielo, lo que puede estimular la colonización y los procesos de sucesión de los organismos (Pasotti *et al.*, 2015). Los cambios regionales también incluyen un aumento en la descarga de agua de deshielo glaciario, y un mayor derretimiento de la nieve y el permafrost (Pasotti *et al.*, 2015). Estos procesos contribuyen a promover altas tasas de sedimentación en el ambiente marino, mayor estratificación de la columna de agua por el aporte de agua dulce hacia el mar y una mayor turbidez debido a la liberación de partículas inorgánicas y orgánicas provenientes de los glaciares hacia el mar (Dierssen *et al.*, 2002). Los efectos en cascada de estos procesos repercuten además en la producción primaria en las aguas superficiales antárticas, con consecuencias sobre la cantidad y calidad de alimento disponible para el bentos (Ingels *et al.*, 2012). La materia orgánica terrestre derivada del aporte de agua de deshielo, se considera una fuente de alimento de baja calidad para las cadenas tróficas marinas (Danovaro *et al.*, 1999; Pardo *et al.*, 2023). El material de origen terrestre presenta una alta proporción C/N en comparación al fitoplancton debido a la presencia de macromoléculas con menor contenido de nitrógeno (ej.: celulosa, lignina), las cuales son más difíciles de digerir y asimilar para la mayoría de los organismos (Pardo *et al.*, 2023), mientras que la materia orgánica derivada del fitoplancton marino proporciona una fuente de alimento rica en proteínas para los consumidores (Kim *et al.*, 2016). Estudios realizados en Bahía Collins han reportado diferencias en la composición de la materia orgánica en áreas con distinta influencia glaciaria, evidenciándose un empobrecimiento en la calidad de la materia orgánica bajo condiciones de mayor derretimiento del hielo (Venturini *et al.*, 2020).

Los fiordos actúan como trampas naturales de sedimentos, y son sumideros claves de carbono a nivel mundial (Smith *et al.*, 2015). Además, aquellos que presentan glaciares de marea conforman un límite importante entre el ambiente glaciario y el ambiente marino (Pan *et al.*, 2019). La Bahía Collins es un fiordo situado al norte de la Bahía Maxwell, en la

península antártica (Isla Rey Jorge), cuya línea de costa se encuentra ocupada en parte por glaciares de marea (Llanillo *et al.*, 2019). Esta bahía se encuentra fuertemente estratificada durante el verano, con una capa de agua dulce y fría proveniente de la escorrentía superficial y/o deshielo glacial, superpuesta a aguas más saladas de origen oceánico (Llanillo *et al.*, 2019). Además, un activo “calving” de los glaciares de marea durante el verano austral se ha reportado para la Bahía Collins (Yoon *et al.*, 1998; Llanillo *et al.*, 2019). La Bahía Collins se encuentra rodeada por el glaciar del mismo nombre, el cual tiene una extensión aproximada de 15 km² y una altura máxima de 270 metros (Simões *et al.*, 2015). Estudios recientes sugieren una pérdida de 1.4 km² del Glaciar entre el período de la pequeña edad de hielo y el año 2018, y se prevé una pérdida adicional de aproximadamente el 5% de su superficie total hasta 2030 (Petsch *et al.*, 2020). Sin embargo, el Glaciar Collins ha mostrado una respuesta más lenta a los cambios climáticos regionales en comparación a otros glaciares de la Isla Rey Jorge, al ritmo de décadas o siglos (Simões *et al.*, 2015). Según escenarios basados en modelos numéricos, de mantenerse las tendencias climáticas actuales en la región el Glaciar Collins desaparecería en menos de 300 años (Rückamp *et al.*, 2011).

Los fiordos de la península antártica han evidenciado lentas tasas de acumulación de sedimentos (~1 a 20 mm/año) (Boldt *et al.*, 2013), generando que estos ambientes sean biológicamente productivos y sustenten altas abundancias de organismos pelágicos y bentónicos en condiciones de turbidez y sedimentación relativamente bajas (Eidam *et al.*, 2019). Sin embargo, bajo un escenario continuo de derretimiento glaciar en la península, los flujos de partículas (orgánicas e inorgánicas) de origen terrestre que son transportados hacia el mar podrían cambiar tanto en cantidad como en composición (Ingels *et al.*, 2012), alterando las propiedades de la columna de agua y los sedimentos, y generando condiciones de mayor estrés ambiental para las comunidades pelágicas y bentónicas en las próximas décadas (Eidam *et al.*, 2019; Pan *et al.*, 2019).

Las modificaciones en la cobertura de hielo pueden tener efectos opuestos sobre la meiofauna, tanto negativos (por el aumento en las perturbaciones físicas en el fondo marino) como positivos (por la aparición de nuevos hábitats que permiten la colonización y por el aumento en los blooms fitoplanctónicos) (Zeppilli *et al.*, 2015). La composición de grupos como los foraminíferos podrían verse afectados por la desintegración de plataformas de hielo, como resultado de las variaciones en los flujos de materia orgánica al fondo marino (particularmente de fitodetritos lábiles) (Ingels *et al.*, 2012). Los nematodos también son

sensibles a los cambios en los flujos de materia orgánica, y en áreas que han quedado libres de hielo se ha observado colonización sucesional como resultado del aumento en la producción primaria, pasando de bajas diversidades a comunidades más ricas y densas dominadas por especies oportunistas (Raes *et al.*, 2010). En áreas con retracción glacial reciente en el oeste de la península antártica, la meiofauna presentó densidades relativamente bajas, mientras que el género de nematodos *Microaimus* presentó alta abundancia en estos sitios recientemente expuestos (Pasotti *et al.*, 2014b). Trabajos recientes realizados en el ártico han registrado un patrón de agrupación espacial de las comunidades de nematodos asociadas a la disponibilidad de alimento y tipo de sustrato en áreas con distintas condiciones ambientales locales (Charrier *et al.*, 2023). A pesar del incremento en el conocimiento sobre la meiofauna polar, aún no hay certezas sobre como responderán las comunidades al cambio climático a distintas escalas de espacio y tiempo (Ingels *et al.*, 2023). En este contexto, este trabajo busca contribuir a la comprensión de los efectos del cambio climático sobre la fauna antártica, a través del estudio de la meiofauna de la Bahía Collins y su relación con las variables ambientales, en un área con retracción glacial reciente.

2. Objetivos

2.1 Objetivo general

Evaluar las diferencias espaciales en la estructura y ecología de la comunidad de meiofauna de la Bahía Collins, comparando un área situada frente a una cañada que vierte agua de deshielo al mar (Transecta 3), y un área próxima al Glaciar Collins (Transectas 1 y 2).

Hipótesis: La estructura de la comunidad de meiofauna diferirá entre la transecta 3 y las Transectas 1 y 2, como resultado de una menor diversidad de taxones frente a la cañada, en respuesta a la presencia de materia orgánica de menor calidad y diferencias en la granulometría debido a la escorrentía superficial de deshielo.

2.2 Objetivos específicos

-Establecer la estructura de la comunidad de meiofauna de la Bahía Collins a nivel de grandes grupos o taxones en dos áreas con distinta influencia glaciar: un área con aporte de agua de deshielo a través de la escorrentía superficial, y un área situada próxima al Glaciar Collins.

-Establecer las relaciones entre las propiedades biogeoquímicas del sedimento y la estructura de la comunidad de meiofauna.

3. Materiales y métodos

3.1 Área de estudio

La Isla Rey Jorge ($61^{\circ}54'$ – $62^{\circ}16'$ S y $57^{\circ}35'$ – $59^{\circ}02'$ W) es la isla de mayor tamaño integrando el archipiélago de las Shetland del Sur (ISS), el cual se encuentra situado a 120 km al norte de la península antártica. Está delimitada por el pasaje de Drake al Norte y por el estrecho de Bransfield al sur. Entre la Isla Rey Jorge y la Isla Nelson se localiza la Bahía Maxwell ($62^{\circ} 13.7'S$ y $58^{\circ} 50.9'W$). Esta bahía tiene una longitud aproximada de 14 km y un ancho de 6 a 14 km (Majewski *et al.*, 2012), y se caracteriza por profundidades variables, desde 35 metros en la región interna hasta 500 metros en la región externa (Muñoz & Wellner, 2018). Durante el verano, la temperatura de las aguas superficiales varía entre 0.8 y 1.8°C, la salinidad se encuentra por debajo de 34 psu (Schloss *et al.*, 2012) y hay una fuerte estratificación de la columna de agua, con una capa superficial de baja salinidad, producto del derretimiento de los glaciares y escorrentía superficial, y una capa subsuperficial de mayor salinidad y temperatura de origen oceánico (Majewski *et al.*, 2012; Llanillo *et al.*, 2019).

La Bahía Collins es una bahía tributaria ubicada al norte de la Bahía Maxwell (Figura 1). Esta bahía se caracteriza por una ancha desembocadura (de aproximadamente 3 km), una profundidad que varía desde los 100 metros en su desembocadura en la región sur hasta los 145 metros en la cuenca al noreste, y una línea de costa ocupada en parte por glaciares de marea (Llanillo *et al.*, 2019). La bahía Collins se encuentra rodeada por el Glaciar del

mismo nombre, el cual abarca un área aproximada de 15 km² y tiene una altura máxima de 270 metros (Simões *et al.*, 2015). El Glaciar Collins, (también conocido como Domo de Bellingshausen), tiene varias ramas que se derriten y fluyen a través de canales por la ladera del Estrecho de Drake al norte de la isla, y por la ladera de Bransfield al sur (Chinarro, 2014). El sistema de drenaje hacia el estrecho de Bransfield se compone de cinco ramas, las cuales convergen en un lago pequeño, que descarga finalmente en la Bahía Collins a través de una cañada próxima a la Base Artigas (Chinarro, 2014). El ciclo anual de descarga del glaciar puede dividirse en tres períodos según la estacionalidad: un período inactivo, que transcurre en los meses de invierno donde las bajas temperaturas generan acumulación de nieve y evitan la descarga; un período activo de descarga durante los meses cálidos, y un período de transición que ocurre entre la estación cálida y la estación fría, donde la descarga del glaciar responde de forma irregular a la temperatura (Chinarro, 2014). Estudios recientes realizados en Bahía Collins han evidenciado la presencia de materia orgánica de alto valor nutricional en los sedimentos marinos (Venturini *et al.*, 2020; 2023), al igual que baja contaminación e influencia antrópica en dichos sedimentos (Venturini *et al.*, 2023). Sin embargo, se ha observado un impacto negativo de la retracción glaciar y el aumento en la descarga de agua de deshielo en la Bahía, a través del empobrecimiento de la materia orgánica bajo escenarios de mayor derretimiento (Venturini *et al.*, 2020), y la presencia de mayores concentraciones de metales en la región interna del fiordo en comparación a la región externa más profunda, asociada a la deposición de detritos y partículas litogénicas por escorrentía y ablación frontal del Glaciar Collins (Venturini *et al.*, 2023)

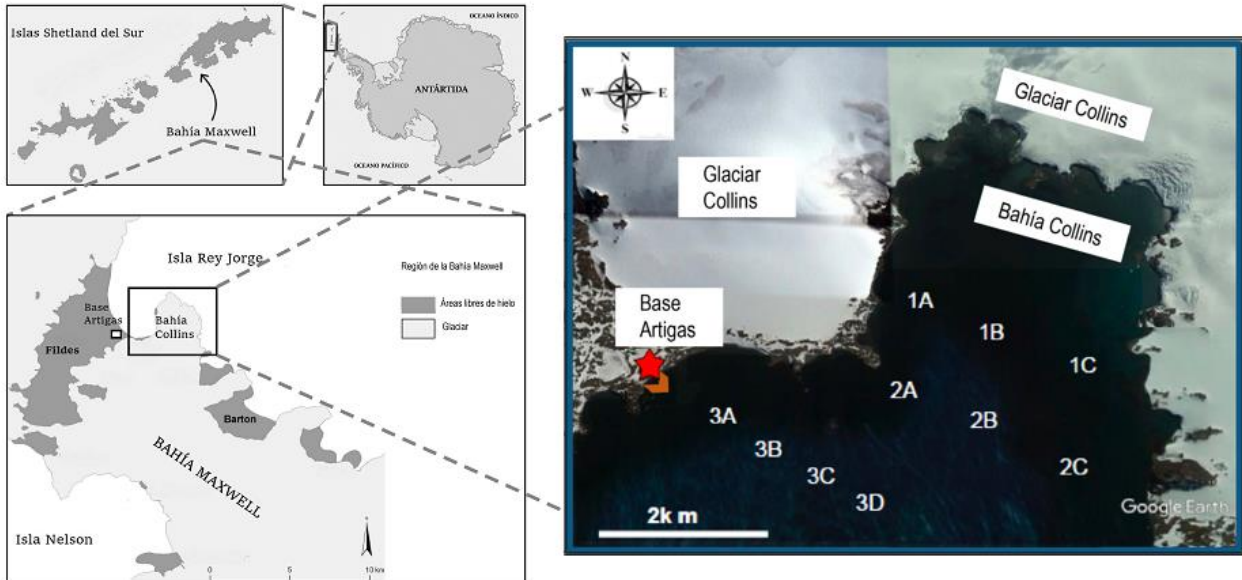


Figura 1. Bahía Collins y estaciones de muestreo distribuidas en las tres transectas donde 1A, 1B y 1C corresponden a las estaciones ubicadas en la transecta 1 (T1), 2A, 2B y 2C a las estaciones de la transecta 2 (T2) y 3A, 3B, 3C y 3D a las estaciones de la transecta 3 (T3).

3.2 Estrategia de muestreo

La colecta de muestras se realizó durante el crucero oceanográfico ORCA I a bordo del B/O BAP Carrasco de la Marina de Guerra del Perú en febrero de 2018, en el marco del proyecto “Efectos del derretimiento del Glaciar Collins sobre el ecosistema costero marino antártico” (responsable Dra. Natalia Venturini). Este proyecto fue desarrollado en el marco de un convenio de cooperación científica entre la Facultad de Ciencias, UdelaR, el Instituto Antártico Uruguayo (IAU) y el Ministerio de Relaciones Exteriores de Perú. Los muestreos se realizaron a lo largo de tres transectas que se nombraron “Transecta 1”, “Transecta 2” y “Transecta 3” (Figura 1). La transecta 1 se encuentra a una distancia aproximada de 2000 metros con respecto a la costa (1A, 1B, 1C) y la transecta 2 a una distancia de 3000 metros (2A, 2B, 2C), presentando cada una 3 estaciones de muestreo, con una distancia de 1000 metros entre ellas. Estas dos transectas se sitúan alejándose de la costa y de la zona donde el Glaciar Collins ingresa al mar en la Bahía. La transecta 3 presenta 4 estaciones de muestreo (3A-3D) separadas entre sí por una distancia de 500 metros, y está localizada desde la desembocadura de la cañada de deshielo hacia mar adentro. En cada estación la temperatura, salinidad y concentración de oxígeno disuelto se midieron *in situ* con un CTD

SBE 19 PLUS. Para la colecta de sedimento superficial se utilizó una draga van Veen de 0.1 m². De cada draga, con un corer de 2,7 cm de diámetro interno y 6 cm de profundidad se tomaron tres réplicas para el análisis de la meiofauna las cuales fueron fijadas con formol al 4%. Además, se colectaron muestras de sedimento para el análisis de la granulometría, la composición bioquímica de la materia orgánica, y elementos metálicos. Las muestras para granulometría fueron acondicionadas en bolsas de plástico, aquellas para análisis de elementos metálicos fueron colocadas en contenedores de polietileno, y las destinadas a los análisis bioquímicos en bandejas de aluminio previamente calcinadas (450 °C, 4 hs.) y preservadas a -20 °C hasta su análisis en el laboratorio.

3.3 Procesamiento de muestras de sedimento

La granulometría del sedimento se determinó siguiendo el método de tamizado descrito en Suguio (1973). Los biopolímeros orgánicos, carbohidratos (CHO), lípidos (LIP), y proteínas (PRT) totales fueron analizados mediante métodos colorimétricos siguiendo los protocolos descritos en Danovaro (2010). Las razones proteínas/carbohidratos (PRT:CHO) y carbohidratos/lípidos (CHO:LIP) fueron calculadas y utilizadas como indicadores del estado de degradación de la materia orgánica y de su valor energético, respectivamente (Galois *et al.*, 2000). Si la razón PRT:CHO da valores a >1 , esto es indicativo de material orgánico fresco, mientras que si esta razón es <1 , esto indica material orgánico degradado. Por otro lado, valores >1 en la razón CHO:LIP, indican menor valor energético de la materia orgánica, mientras que valores <1 sugieren un alto valor energético del alimento para los organismos. El carbono biopolimérico (BPC) se calculó a partir de las concentraciones de biopolímeros orgánicos. Para esto, las concentraciones de los biopolímeros fueron convertidas en equivalentes de carbono empleando los factores de conversión 0,49 (PRT), 0,40 (CHO) y 0,75 mg (LIP) según Fabiano & Danovaro (1994). La suma de los equivalentes de carbono de los tres biopolímeros constituye una estimación del BPC, el cual es utilizado como indicador de la fracción lábil de la materia orgánica presente en los sedimentos, que es fácilmente asimilada por los organismos bentónicos heterotróficos (Pusceddu *et al.*, 2000; Baldi *et al.*, 2010). Las proporciones de nitrógeno, carbono e isótopos de carbono se midieron con espectrometría de masas. Los sedimentos para el análisis de TOC fueron acidificados con HCl para eliminar el carbono alojado en carbonato. Por último, la razón C/N fue utilizada para estimar las contribuciones relativas de carbono orgánico terrestre y

acuático (Meyers, 1997; Perdue & Koprivnjak, 2007). Para la descripción metodológica por extenso y resultados ver Venturini *et al.* (2023).

3.4 Procesamiento de muestras de meiofauna

Para el análisis de la meiofauna en el laboratorio, las muestras se procesaron a través de una columna de tamices, colocando un tamiz de 500 μm en la parte superior y un tamiz de 63 μm en la parte inferior. Al material retenido en el tamiz inferior (63 μm), se le agregó sílice coloidal (Ludox HS 40) a una densidad de 1.18 gcm^{-3} y se llevó a centrifuga a 3000 rpm durante 10 min, guardando el sobrenadante, y repitiendo el procedimiento tres veces (Heip *et al.*, 1985; Vincx, 1996). El sobrenadante se fijó nuevamente con formol al 4%, y se le adicionó el colorante Rosa de Bengala al 1%, con el fin de facilitar su observación. Los organismos se identificaron utilizando una lupa binocular, trabajando a nivel de grandes grupos y determinando la abundancia de los taxones observados. La clasificación se basó en el uso de bibliografía específica de meiofauna (Higgins & Thiel, 1988), y la asistencia de la especialista en el tema (Dra. Noelia Kandratavicius). La abundancia de los taxones se expresó como número de individuos en 10cm^2 . Los taxones con abundancias inferiores a 15 individuos por estación, se agruparon en la categoría “otros”, y aquellos organismos que no pudieron clasificarse dentro de un taxón, se anotaron como “No identificados”.

3.5 Análisis de datos

Los datos ambientales fueron extraídos del trabajo de Venturini *et al.* (2023) para ser relacionados con los datos bióticos derivados del análisis de la meiofauna bentónica. Con dichos datos ambientales, se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA por sus siglas en inglés), para determinar la existencia de patrones de distribución de las estaciones en función de sus características abióticas, normalizando previamente los datos.

Para el análisis biótico se calcularon los siguientes descriptores comunitarios: número de individuos (N), riqueza de taxones (S), índice de Margalef (1951), índice de diversidad de Shannon ($H' \log_e$) (Shannon & Weaver, 1963) e índice de equitatividad de Pielou (J') (Pielou, 1966) calculando el valor promedio de las réplicas para cada estación, e incluyendo su valor de desvío estándar. También, se analizó el estado de calidad ecológica ambiental

(EcoQ) utilizando la riqueza meiofaunal, de acuerdo a Danovaro *et al.* (2004) y modificado según la clasificación de la Directiva Marco del Agua (WFD por sus siglas en inglés), donde malo ≤ 4 taxones, pobre= 4-7 taxones, moderado= 8-11 taxones, buena calidad ambiental= 12-16 taxones, alta calidad ambiental ≥ 16 .

Para determinar la existencia de diferencias significativas en las abundancias de los diferentes taxones entre las transectas, se realizaron análisis de varianza (ANOVA's) simples de una vía. Previo a esto, se testearon los supuestos de normalidad y homocedasticidad de la varianza. En los casos en los que estos supuestos no se cumplieron, se utilizó el test no paramétrico de Kruskal Wallis (Kruskal & Wallis, 1952). Se utilizó el test de Tukey a posteriori para determinar entre qué transectas se presentaron las diferencias significativas en las abundancias.

Además se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) con el fin de identificar los patrones de distribución espacial en función de las abundancias de los taxones. Para esto se realizó una matriz de similitud transformando los datos de abundancia con $\text{Log}(X+1)$ y utilizando el coeficiente de similitud de Bray Curtis (Bray & Curtis, 1957).

Se realizaron además regresiones múltiples para explorar la relación de las variables ambientales con las abundancias de los taxones. Para determinar las variables a utilizar en las regresiones múltiples se realizó una matriz de correlación del conjunto de datos ambientales (ver Anexo 1) para seleccionar aquellas que se encuentran menos correlacionadas entre sí. Para las regresiones se tomaron en cuenta dichas correlaciones y además se seleccionaron aquellas variables con mayor valor de Eigenvalues en los ejes 1 y 2 del PCA, con el fin de incluir las variables de mayor peso de cada eje. Las variables seleccionadas representan distintos aspectos del ambiente: físicos (como la temperatura y la profundidad), granulométricos (%limos y arcillas) y parámetros propios de la materia orgánica (CHO, C/N, TOC). Las regresiones lineales se aplicaron a la abundancia total, la riqueza y a aquellos taxones que presentaron diferencias significativas en los ANOVA's, y las combinaciones de variables elegidas fueron las siguientes: Prof-Limos y arcillas-TOC, Prof-Limos y arcillas-C/N, Temp-limos y arcillas-TOC, Temp-limos y arcillas-C/N, Prof-CHO-C/N, Prof-CHO-TOC, Temp-CHO-C/N; Temp-CHO-TOC.

Los paquetes estadísticos utilizados para los análisis uni y multivariados fueron Statistica 10, PAST 4.03 (Hammer *et al.*, 2001) y Primer 6.0 (Clarke & Warwick, 1994).

4. Resultados

4.1 Matriz Abiótica

Los resultados que se describen a continuación fueron extraídos del trabajo de Venturini *et al.* (2023). Las profundidades registradas variaron entre 57 (estaciones 1B y 1C) y 216 metros (3D). La temperatura del agua osciló entre 0,3° y 0,6°C, y se observó un progresivo descenso en la temperatura con el aumento de la profundidad. La salinidad varió entre 34,2 y 34,4, con valores ligeramente superiores a mayores profundidades. En cuanto a las concentraciones de oxígeno disuelto (ml L^{-1}) los valores registrados mostraron variaciones entre 6,41 y 7,15 ml L^{-1} , mostrando un descenso progresivo a mayor profundidad.

La composición granulométrica estuvo dominada por limos y arcillas, con contribuciones mayores a 68% en todas las estaciones, a excepción de 3A donde la contribución fue del 44%. Se observó un incremento en el porcentaje de limos y arcillas desde el sector interno del fiordo al norte (Transecta 1), y desde la estación 3A, hacia el sector externo de mayor profundidad del fiordo. En las estaciones 1B y 3A se registraron mayores proporciones de gravas y arenas en comparación a las restantes estaciones.

En cuanto a la composición bioquímica de la materia orgánica, en todas las estaciones de muestreo las PRT fueron el biopolímero dominante, seguidas por los LIP y por último por los CHO. Las concentraciones de PRT variaron entre 1104,4 y 1997,4 $\mu\text{g g}^{-1}$, los LIP oscilaron entre 693,5 y 1508,7 $\mu\text{g g}^{-1}$, mientras que los CHO variaron entre 374,4 y 1119,6 $\mu\text{g g}^{-1}$. Mientras que las concentraciones de PRT fueron similares entre estaciones, las concentraciones de CHO y LIP fueron menores en las estaciones de la transecta 1 en comparación a las restantes. Las concentraciones de carbono biopolimérico (BPC) variaron entre 1352,4 y 2480,3 $\mu\text{g C g}^{-1}$ y también se observaron menores concentraciones en las estaciones de la transecta 1. Se observó además un incremento en la concentración de BPC desde el sector interno al norte del fiordo (Transecta 1) hacia el sector externo más profundo. La razón PRT:CHO presentó valores >1 en todas las estaciones, mientras que los valores de la razón CHO:LIP fueron <1 para todas las estaciones. En lo que respecta al TOC, los valores variaron entre 0,49 y 1,55%, y el índice C/N varió entre 5,4 y 9,0.

El análisis de componentes principales (PCA) de las variables ambientales, mostró que los tres primeros ejes explican el 75,5% de la varianza total de los datos (Tabla 1). El eje 1 (PC1) explicó un 39,6% de la varianza de los datos, y las variables de mayor peso en este eje en orden decreciente fueron: Sc > Cr > Ni > V > Arena% > Cd > Limos y arcillas% > Mg > TN > Al > LIP > Mn > BPC > Ba > Zn > K > PRT > Gravas (%) > CHO/LIP. El eje 2 (PC2) explicó el 24,6% de la varianza y las variables de mayor peso en este eje fueron: Prof > Temp > Pb > Salinidad > Cu > Sr > Ca > O2 > Ti > Ag > CHO. Por último, el eje 3 (PC3) explicó el 11,3% de la varianza de los datos y las variables de mayor peso fueron: C/N > TOC % > Fe > As > PRT/CHO > d13C > Mo. El PCA evidenció una separación entre las estaciones de la transecta 1 y las estaciones de las transectas 2 y 3, las cuales estuvieron más cercanas entre sí, a excepción de la estación 3A (Figura 2). La región interior del fiordo (estaciones de la transecta 1) se asoció a mayores valores de temperatura y oxígeno, fracciones granulométricas más gruesas (arenas y gravas), y elementos antropogénicos como Pb y Cu. Por otro lado, las estaciones del sector más profundo del fiordo (región exterior) se asociaron a mayores salinidades, fracciones granulométricas más finas (limos y arcillas), mayores concentraciones de biopolímeros, BPC y TN%, y mayores concentraciones de parámetros asociados a la productividad (Ba y Ca), aporte fluvial e indicadores de las condiciones redox de los sedimentos.

Tabla 1. Resultado del análisis de componentes principales (PCA) de las variables ambientales. En negrita se marcan las variables de mayor peso para cada eje (PC1, PC2, PC3).

Autovalores	PC1	PC2	PC3
Autovalores	15	9,35	4,3
% Variación	39,6	24,6	11,3
% Variación acumulada	39,6	64,2	75,5

Autovectores	PC1	PC2	PC3
Prof. (m)	-0,074	-0,29	-0,04
T (°C)	0,06	0,288	-0,002
Sal	-0,105	-0,265	0,018
O2	0,136	0,227	0,088
Grava (%)	0,141	0,119	0,07
Arena (%)	0,219	-0,069	-0,029
Limos y arcillas (%)	-0,216	0,009	-0,004
CaCO3 (%)	0,052	-0,021	-0,306
TOC (%)	-0,167	0,05	0,337
TN (%)	-0,207	0,036	0,083
C/N	-0,055	0,06	0,384

d13C (‰)	0,006	0,23	0,234
PRT (mg g ⁻¹)	-0,162	-0,106	0,049
CHO (mg g ⁻¹)	-0,071	-0,114	0,32
LIP (mg g ⁻¹)	-0,204	-0,144	0,095
BPC (mg C g ⁻¹)	-0,199	-0,154	0,168
PRT/CHO	-0,006	0,081	-0,244
CHO/LIP	-0,114	-0,014	-0,19
Al	-0,205	-0,029	-0,1
Ag	0,053	-0,174	0,126
As	-0,041	0,073	0,249
Ba	-0,199	-0,185	0,012
Ca	-0,103	-0,233	-0,105
Cd	-0,218	0,122	-0,118
Cr	-0,243	0,091	-0,045
Cu	-0,12	0,263	-0,161
Fe	-0,143	0,107	0,326
K	-0,181	-0,17	0,043
Mg	-0,214	0,174	0,018
Mn	-0,202	0,182	-0,093
Mo	-0,159	-0,111	-0,207
Ni	-0,239	0,066	-0,037
Pb	-0,128	0,268	-0,105
Sc	-0,247	0,058	-0,065
Sr	0,079	-0,244	0,028
Ti	-0,165	-0,207	-0,075
V	-0,235	0,043	-0,057
Zn	-0,197	0,196	-0,053

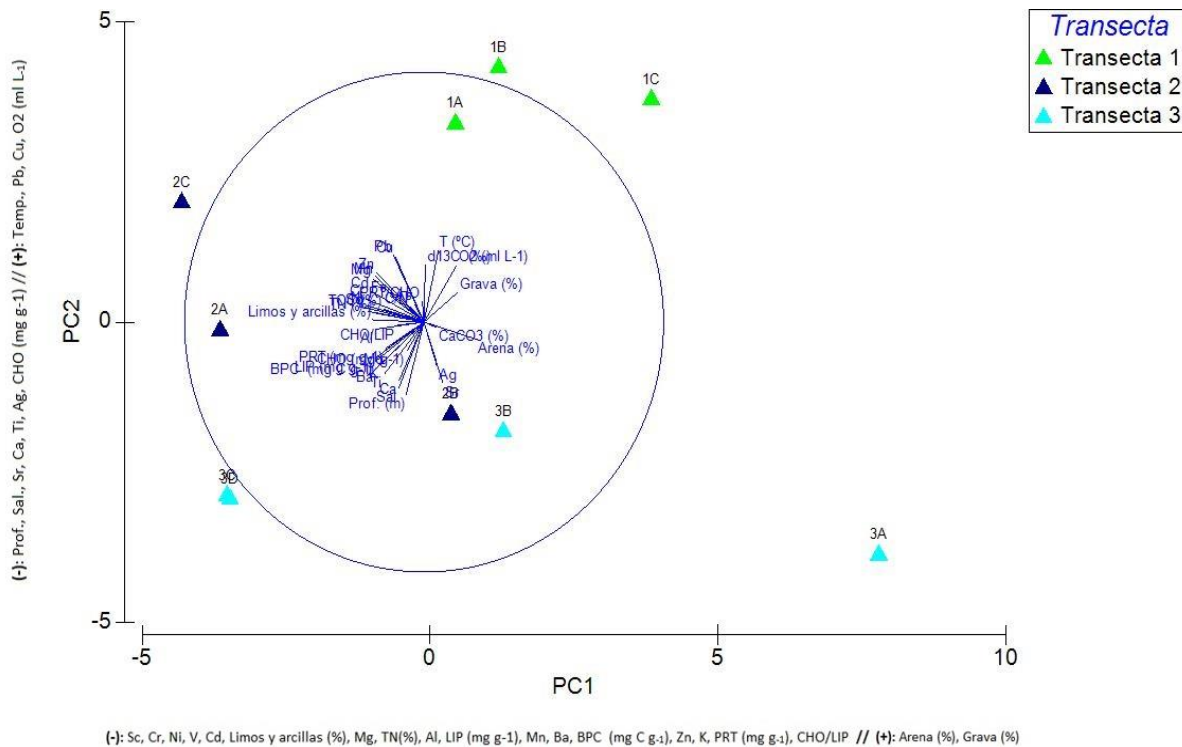


Figura 2. Análisis de componentes principales (PCA) de las variables ambientales para las estaciones de muestreo de las tres transectas (T1, T2 y T3).

4.2 Comunidad de meiofauna

Se contabilizaron un total de 58383 individuos, agrupados en 32 taxones, pertenecientes a los Phylum Nematoda, Arthropoda, Annelida, Platyhelminthes, Tardigrada, Kinorhyncha, Loricifera, Foraminifera, Gastrotricha, Gnathosthomulida, Mollusca, Chordata, Bryozoa, Echinodermata, Cnidaria, Nemertina y Entoprocta. El grupo más abundante fueron los nematodos, representando el 81% de la meiofauna, seguidos por los copépodos 7.1%, poliquetos 4.6%, oligoquetos 2%, aplacóforos 1.7% y quinorricos 1.2%. Los restantes taxones presentaron abundancias inferiores al 1%, y el porcentaje de individuos no identificados fue de 0.01%. En todas las estaciones estuvieron presentes los nematodos, copépodos, poliquetos y oligoquetos (Figura 3). Los grupos dominantes de la comunidad (nematodos y copépodos) presentaron sus mayores abundancias medias en la estación 3A y las menores en la estación 2A (Figura 5).

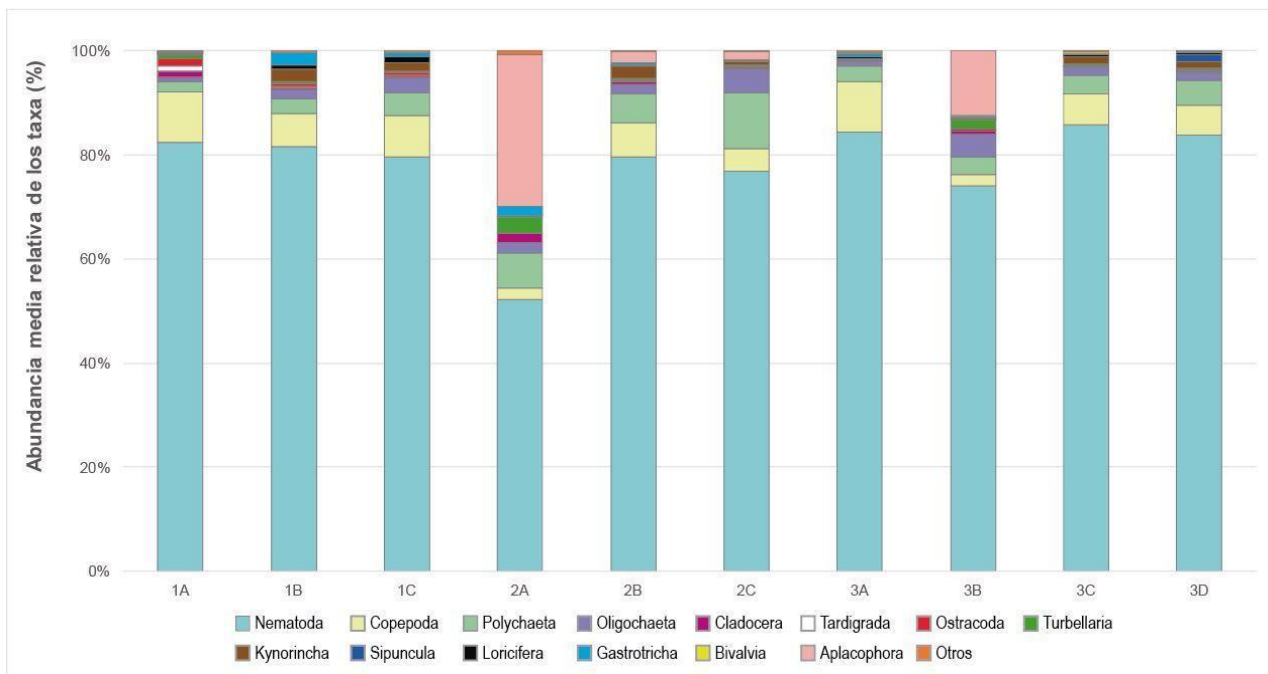


Figura 3. Abundancia media relativa (%) de los taxones en cada estación de muestreo. El grupo “otros” lo componen los taxones Halacaroida, Isopoda, Tanaidacea, Foraminifera, Cumacea, Insecta, Gnathostomulida, Plathyhelminthes, Amphipoda, Tunicata, Gasteropoda, Bryozoa, Decapoda, Cnidaria, Holoturoidea, Pycnogonida, Nemertina, Entoprocta, y los taxones No Identificados.

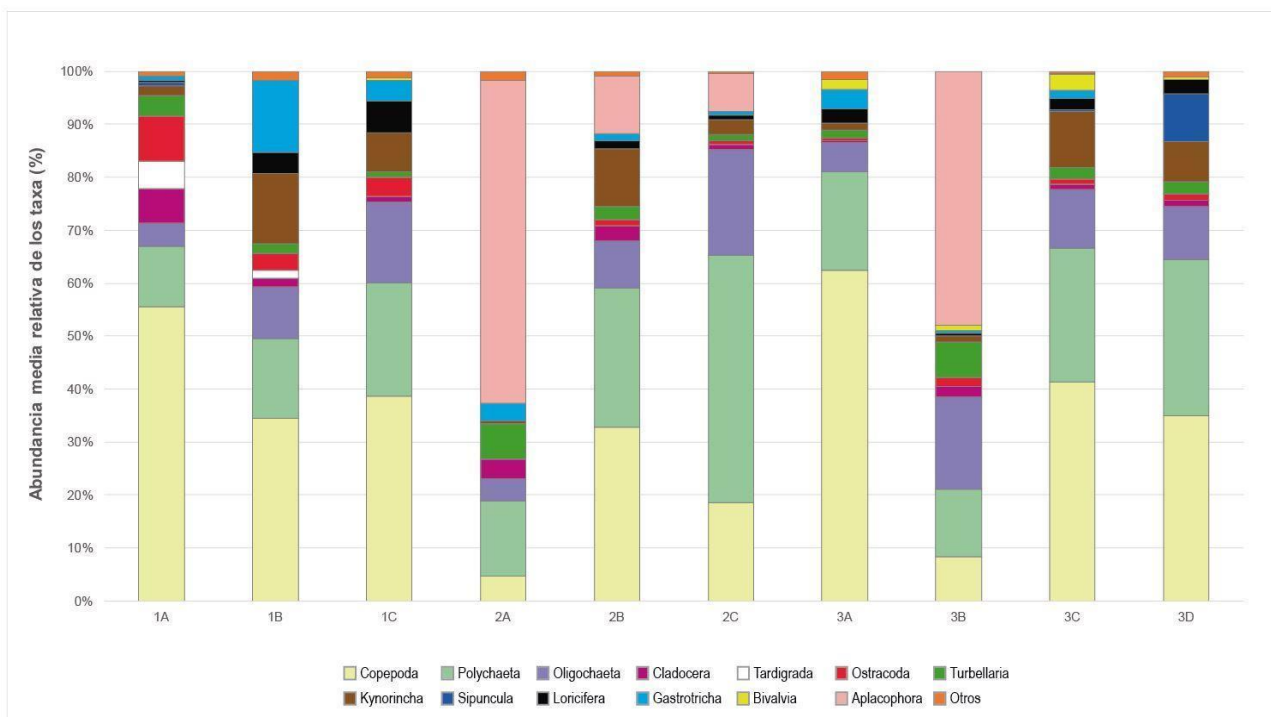


Figura 4. Abundancia media relativa (%) de los taxones en cada estación de muestreo, excluyendo el grupo Nematoda.

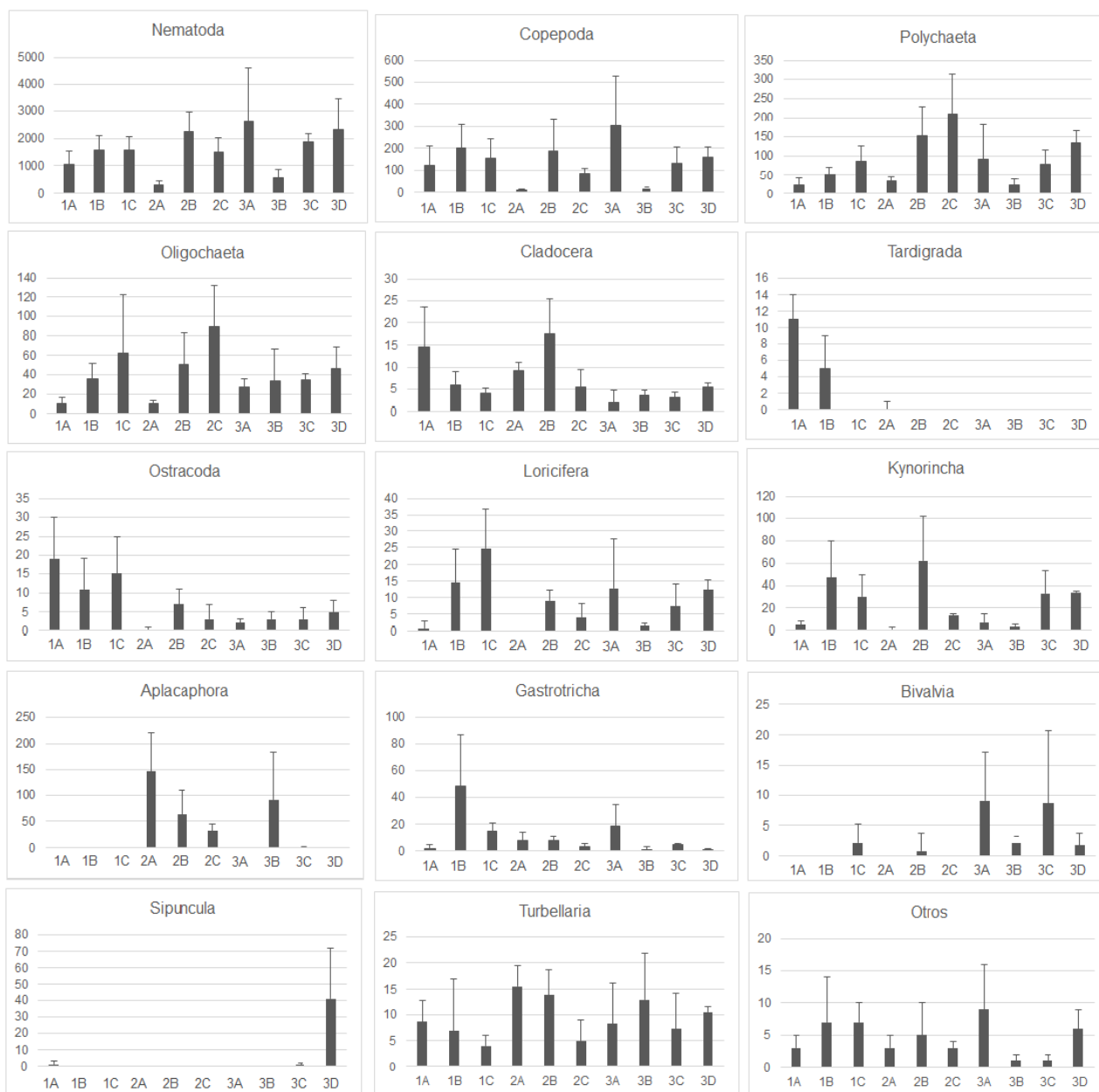


Figura 5. Abundancia media (nº individuos en 10cm² de sedimento) de los taxones en cada estación de muestreo. Otros: Halacaroida, Isopoda, Tanaidacea, Foraminifera, Cumacea, Insecta, Gnathostomulida, Plathyhelminthes, Amphipoda, Tunicata, Gasteropoda, Bryozoa, Decapoda, Cnidaria, Holoturoidea, Pycnogonida, Nemertina, Entoprocta y taxones No Identificados.

Considerando todos los taxones, el menor número de individuos se presentó en la estación 2A de la transecta 2 (499) mientras que el mayor número de individuos se registró en la estación 3A de la transecta 3 (3147 organismos) (Tabla 2). La riqueza (S) registrada en este trabajo varió entre 11 y 14 taxones, clasificando a la calidad ambiental de los sedimentos como “moderada” en 2A y “buena” en las restantes estaciones según la clasificación propuesta por la Directiva Marco del Agua (12-16 taxones).

La menor riqueza (11 taxones) se registró en la estación 2A , mientras que la mayor riqueza (14 taxones) se registró en las estaciones 1C (T1) y 3D (T3) (Tabla 2).

El índice de Margalef (d), presentó un valor mínimo de 1,48 (2B) y un valor máximo de 1,73 (1C), denotando una baja riqueza de taxones (ningún valor fue superior a 2). La menor diversidad de taxones ($H'(\log e)$) se encontró en la estaciones 3A y 3D con un valor de 0,62, mientras que la mayor diversidad se encontró en la estación 2A con un valor de 1,29. La equitatividad (J') presentó el menor valor en 3A (0,24), mientras que el mayor valor se registró en la estación 2A (0,54).

Tabla 2. Descriptores comunitarios obtenidos del valor promedio de las réplicas para cada estación, con sus respectivos valores de desvío (σ). S: riqueza de taxones; N: número de individuos; d: Índice de Margalef; J' : equitatividad de Pielou; $H'(\log e)$: diversidad de Shannon.

Est.	S	N	d	J'	$H'(\log e)$
1A	13 ± 1	1252 ± 602	1,71 ± 0,22	0,30 ± 0,07	0,77 ± 0,18
1B	13 ± 2	2028 ± 706	1,58 ± 0,19	0,33 ± 0,04	0,86 ± 0,14
1C	14 ± 1	1999 ± 637	1,73 ± 0,21	0,32 ± 0,03	0,85 ± 0,07
2A	11 ± 2	499 ± 133	1,66 ± 0,28	0,54 ± 0,13	1,29 ± 0,26
2B	13 ± 1	2833 ± 889	1,48 ± 0,13	0,34 ± 0,03	0,86 ± 0,08
2C	12 ± 1	1949 ± 690	1,50 ± 0,02	0,36 ± 0,01	0,89 ± 0,02
3A	13 ± 1	3147 ± 2259	1,49 ± 0,09	0,24 ± 0,02	0,62 ± 0,06
3B	12 ± 2	735 ± 381	1,67 ± 0,48	0,41 ± 0,09	1,01 ± 0,24
3C	13 ± 1	2216 ± 379	1,51 ± 0,10	0,25 ± 0,04	0,62 ± 0,10
3D	14 ± 2	2802 ± 1241	1,70 ± 0,28	0,28 ± 0,04	0,74 ± 0,07

Los análisis de varianza entre transectas (ANOVA's) no registraron diferencias significativas en las abundancia total ($F_{(2,27)}= 0,562$; $p=0,576$), ni en las abundancias de los nematodos ($F_{(2,27)}= 0,843$; $p=0,441$) y copépodos ($F_{(2,27)}= 1,918$; $p=0,166$).

Los taxones que registraron diferencias significativas ($p<0,05$) en las abundancias entre transectas fueron los cladóceros ($F_{(2,25)}=4,250$; $p=0,026$), tardígrados ($F_{(2,27)}=11,075$; $p=0,000$), ostrácodos ($F_{(2,27)}= 14,791$; $p=0,000$), loricíferos ($F_{(2,25)}= 3,586$; $p=0,043$), gastrotricos ($F_{(2,25)}= 6,771$; $p=0,004$), bivalvos ($F_{(2,27)}= 5,733$; $p=0,008$), y aplacóforos ($F_{(2,27)}= 24,80$; $p=0,000$). El test de Tukey a posteriori determinó que las diferencias significativas para las abundancias de cladóceros se presentaron entre la transecta 2 y la transecta 3 ($Q= 0,021$), con las mayores abundancias de este taxón en la transecta 2 y las menores en la

3. Los tardígrados fueron significativamente más abundantes en la transecta 1 respecto a las transectas 2 ($Q= 0,002$) y 3 ($Q= 0,001$), ya que en estas últimas este taxón estuvo prácticamente ausente. Los ostrácodos, al igual que los tardígrados, fueron significativamente más abundantes en la transecta 1 respecto a las transectas 2 ($Q= 0,0003$) y 3 ($Q= 0,0003$). Los loricíferos también presentaron abundancias significativamente mayores en la transecta 1, y el test de Tukey detectó diferencias significativas entre esta y la transecta 2 ($Q= 0,034$). Los gastrotricos también presentaron sus mayores abundancias en la transecta 1, presentando esta diferencias con la transecta 2 ($Q= 0,048$) y la 3 ($Q= 0,003$).

Por otro lado, los aplacóforos fueron más abundantes en la transecta 2, presentando diferencias significativas tanto con la transecta 1 ($Q= 0,0001$) como con la 3 ($Q=0,0002$). Por último, los bivalvos fueron más abundantes en la transecta 3, observándose diferencias significativas entre esta y las transectas 1 ($Q=0,048$) y 2 ($Q=0,011$).

El análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS), mostró tendencias de variación espacial respecto a las abundancias de los taxones (Figura 6). Se observó que las estaciones de la transecta 1 se encontraron más alejadas en relación a las estaciones de las transectas 2 y 3, las cuales fueron más cercanas entre sí. Además, las estaciones 2A y 3B (Transectas 2 y 3 respectivamente), se encontraron separadas de las restantes.

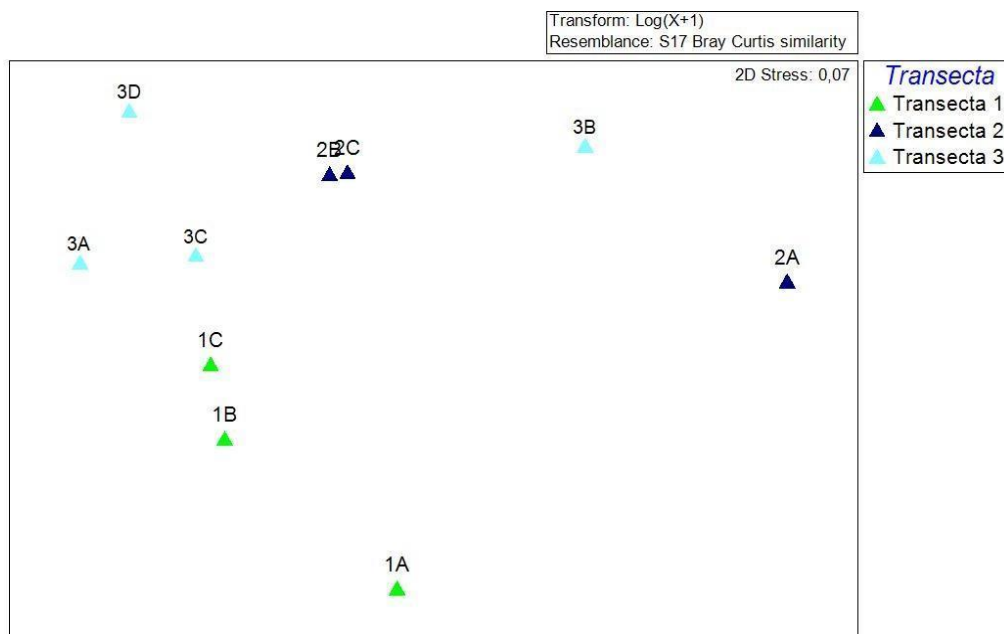


Figura 6. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) de las estaciones de muestreo.

En lo que respecta a las regresiones lineales múltiples, las combinaciones de variables que presentaron relaciones significativas con las abundancias de los taxones, riqueza y abundancia total fueron **Prof-Limos y arcillas-TOC** y **Temp-CHO-C/N**. Los resultados de las regresiones lineales múltiples de ambos modelos elegidos son presentados en la Tabla 3. Los cladóceros y los loricíferos no presentaron valores de Beta significativos para ninguna de las combinaciones de variables ambientales exploradas. Los tardígrados, presentaron una relación positiva con la temperatura, mientras que los ostrácodos presentaron valores de Beta significativos para la profundidad y el TOC (%), pero dicha relación fue negativa. Los gastrotricos se relacionaron negativamente con el porcentaje de limos y arcillas. Los bivalvos presentaron valores de significancia positivos con la profundidad, y los aplacóforos se relacionaron positivamente con la concentración de CHO. Por último, la riqueza presentó una correlación negativa con la concentración de CHO. Los gráficos de las regresiones lineales significativas se adjuntan en el Anexo 2.

Tabla 3. Resultados de las regresiones múltiples aplicadas a abundancia total, riqueza, y a las abundancias de los taxones que presentaron diferencias significativas en los ANOVA's, con sus respectivos valores de β y R^2 . En rojo se marcan las regresiones significativas.

	Prof- Limos y arcillas- TOC				Temp- CHO- C/N			
	R^2	β			R^2	β		
Cladocera	0,44	Prof=-0,33	Limos y arcillas=0,59	TOC=0,15	0,32	T°C=0,13	C/N=0,51	CHO=0,09
Tardigrada	0,40	Prof=-0,69	Limos y arcillas=0,28	TOC=-0,13	0,78	T°C=0,56	C/N=0,49	CHO=-0,37
Ostracoda	0,66	Prof=-0,68	Limos y arcillas=0,60	TOC=-0,79	0,53	T°C=0,300	C/N=0,03	CHO=-0,56
Loricifera	0,43	Prof=0,10	Limos y arcillas=-0,20	TOC=-0,54	0,41	T°C=-0,24	C/N=-0,36	CHO=-0,43
Gastrotricha	0,65	Prof=-0,23	Limos y arcillas=-0,77	TOC=0,35	0,19	T°C=0,31	C/N=0,29	CHO=-0,05
Bivalvia	0,72	Prof=0,69	Limos y arcillas=-0,44	TOC=-0,32	0,55	T°C=-0,74	C/N=-0,17	CHO=-0,41
Aplacophora	0,53	Prof=0,24	Limos y arcillas=-0,02	TOC=0,72	0,90	T°C=0,15	C/N=-0,03	CHO=1,01
Abundancia Total	0,53	Prof=0,22	Limos y arcillas=-0,05	TOC=-0,66	0,43	T°C=-0,36	C/N=-0,34	CHO=-0,45
Riqueza	0,48	Prof=-0,02	Limos y arcillas=-0,20	TOC=-0,57	0,65	T°C=-0,20	C/N=-0,06	CHO=-0,85

5. Discusión

5.1. Condiciones ambientales y propiedades del sedimento

A continuación se resumen los principales puntos de la discusión del trabajo de Venturini *et al.* (2023).

Se observó una estratificación de la columna de agua para la Bahía, con una capa de agua superficial más dulce, cálida y de mayor turbidez, lo que coincide con lo reportado por

Llanillo *et al.* (2019), quien ha descrito a la Bahía Collins como un fiordo fuertemente estratificado durante el verano austral, con una circulación de tipo estuarina formada por dos capas. Dichas condiciones de la columna de agua se atribuyen al calentamiento producido por la radiación durante el verano austral, sumada a la mayor descarga de agua de deshielo, socavamiento marino, y desprendimientos de bloques de hielo, procesos que a su vez generan un aporte de partículas suspendidas hacia el mar (Tian *et al.*, 2015; Meredith *et al.*, 2018; Llanillo *et al.*, 2019; Venturini *et al.*, 2020). A medida que el verano austral avanza, se ha reportado una ganancia de flotabilidad a través del calentamiento y la reducción de la salinidad de la capa superficial que influye en los primeros 80 metros superiores en Bahía Collins (Llanillo *et al.*, 2019), lo que explica las mayores temperaturas y menores salinidades registradas en el sector interno menos profundo del fiordo (Transecta 1). La presencia de aguas más saladas y frías y con menor concentración de oxígeno en el sector exterior del fiordo evidencia la presencia de aguas de origen oceánico a mayor profundidad, posiblemente como resultado del efecto de la mezcla con aguas circumpolares profundas (m-UCDW).

La dominancia de limos y arcillas en el sedimento de la Bahía Collins es indicador de un ambiente de baja energía y altamente deposicional, mientras que las fracciones más gruesas, como arenas y gravas, son propias de ambientes de mayor energía hidrodinámica (Suguio, 1973). La presencia de fracciones más gruesas (arena y grava) tanto en el sector interno del fiordo al norte (Transecta 1) como en la estación 3A, son resultado de la sedimentación glaciomarina, aporte de agua de deshielo y la erosión de los icebergs. En la Bahía Collins se ha reportado un activo “calving” de los glaciares de marea durante el verano austral (Yoon *et al.*, 1998; Llanillo *et al.*, 2019), generando un aporte de detritos de mayor tamaño (tanto de origen glacial como terrestre), los cuales forman depósitos de sedimento glacio-marino al exportarse al fondo del mar (Bertrand *et al.*, 2012). El aumento del contenido de limos y arcillas a mayor profundidad (región externa del fiordo) es esperable, ya que la distancia al frente glaciar favorece condiciones de menor energía hidrodinámica en el ambiente, aumentando la sedimentación pelágica y la deposición de fracciones más finas (Bianchi *et al.*, 2020).

Las concentraciones registradas de PRT, CHO, LIP y BPC en el presente trabajo fueron similares a las reportadas por Pasotti *et al.* (2014b) en áreas recientemente libres de hielo en Potter Cove. La dominancia de las proteínas sobre los carbohidratos y lípidos ha sido previamente reportada en otras regiones antárticas (Baldi *et al.*, 2010; Pasotti *et al.*, 2014b), y sugiere la presencia de material orgánico fresco derivado del fitoplancton en el sedimento,

reflejando una alta productividad del sistema acuático (Danovaro *et al.*, 1999; Isla *et al.*, 2006). Tanto las PRT como los LIP son mayormente transportados a los sedimentos antárticos a través de gránulos fecales del zooplancton y agregados de diatomeas (Isla *et al.*, 2006; Baldi *et al.*, 2010), y son responsables del alto valor energético de la materia orgánica en los sedimentos de fondo (Isla *et al.*, 2006), mientras que mayores concentraciones de CHO se atribuyen a detritos degradados del fitoplancton (Pusceddu *et al.*, 2009). Las proteínas registraron concentraciones similares en todas las estaciones, pero las concentraciones de carbohidratos y lípidos fueron inferiores en las estaciones de la transecta 1. Esto podría explicarse por la mayor energía hidrodinámica, el aporte de agua de deshielo y mayor turbidez en la región interior del fiordo cercana al frente glaciar, lo que disminuiría el pastoreo del zooplancton y la producción de lípidos por parte del fitoplancton, causando una disminución en las concentraciones de LIP y CHO en comparación a la región externa de mayor profundidad de la Bahía Collins.

El aumento en el contenido de BPC desde el sector interno al norte del fiordo (Transecta 1) y la estación 3A hacia el sector externo de mayor profundidad, indica la sedimentación pelágica del carbono orgánico y evidencia el acoplamiento bento-pelágico reportado ampliamente para la Antártida (Mincks *et al.*, 2005; Isla *et al.*, 2006). Las razones PRT/CHO > 1 y CHO/LIP < 1 registradas en este trabajo sustentan la prevalencia de carbono orgánico lábil en los sedimentos, la cual ha sido documentada en otras regiones de la Antártida, tanto durante el verano austral (Baldi *et al.*, 2010) como durante el otoño (Isla *et al.*, 2006), evidenciando un flujo de exportación intenso de material orgánico fresco desde la columna de agua hacia los sedimentos, que mantiene su valor nutritivo y prevalece incluso en meses más fríos cuando la producción primaria es limitada.

Los valores de TOC y TN fueron superiores a los registrados por Pasotti *et al.* (2014b), y la correlación positiva entre ambos valores sugiere que se puede asumir el mismo origen para ambos elementos. Por último, en lo que respecta a la razón C/N, valores de 6-10 son indicadores de fitoplancton fresco y vivo, entre 4 y 6 indican bacterias y valores mayores a 12 son indicadores de organismos terrestres (Lamb *et al.*, 2006), por lo que los valores registrados en este trabajo indican un origen autóctono del carbono orgánico, proveniente de materia orgánica fresca de origen fitoplanctónico.

5.2. Estructura de la comunidad de meiofauna

Los resultados obtenidos en el presente trabajo nos permiten aceptar la hipótesis planteada al comienzo del mismo, ya que los valores del índice de Shannon (H') y de Equitatividad de Pielou (J') evidenciaron una comunidad de menor diversidad y uniformidad en la transecta 3, principalmente en la estación más próxima a la cañada, mientras que la comunidad fue más diversa y uniforme (mayor valor de H' y J') en la transecta 2, caracterizada por un mayor contenido orgánico. Estos resultados sustentan lo planteado por Pusceddu *et al.* (2007), respecto a que la diversidad de taxones generalmente es menor en ambientes con condiciones ambientales cambiantes o estresantes, debido a la desaparición de grupos más sensibles, tales como tardígrados, ostrácodos, hidrozooos y gastrotricos, dando lugar a una comunidad dominada por organismos más tolerantes, como son los nematodos.

La riqueza registrada en este trabajo indicó una buena calidad ambiental de los sedimentos en la Bahía Collins según la clasificación propuesta por Danovaro *et al.* (2004). Esto coincide con lo reportado en trabajos recientes los cuales sugieren que los sedimentos marinos de Bahía Collins no presentan contaminación ni impacto de origen antrópico, y las concentraciones de metales registradas se corresponden a niveles naturales, asociados a rocas volcánicas, procesos de meteorización y aportes terrígenos provenientes del deshielo glaciar (Bueno *et al.*, 2018; Venturini *et al.*, 2023). La contaminación a través de hidrocarburos también se ha estudiado en los sedimentos de la cañada de deshielo del AINA, registrándose bajos a moderados valores de contaminación (Rodríguez *et al.*, 2018).

La correlación negativa entre la riqueza de taxones y las concentraciones de carbohidratos podría deberse a que los mismos son compuestos refractarios menos lábiles en comparación a las proteínas y lípidos, y mayores concentraciones de los mismos se asocian con la presencia de fitodetritos más degradados y de menor calidad nutricional para la fauna (Pusceddu *et al.*, 2009). La correlación positiva entre la riqueza meiofaunal y el índice PRT/CHO ha sido reportado previamente (Bianchelli *et al.*, 2015), al igual que la correlación negativa entre la concentración de carbohidratos y otros descriptores comunitarios de la meiofauna (como la abundancia) (Gambi *et al.*, 2003), evidenciando que la calidad del alimento es un factor relevante en el número de individuos y de taxones presentes. A su vez, se ha demostrado que el aumento en el contenido orgánico presente en el sedimento

se correlaciona positivamente con un mayor consumo de oxígeno por parte de la comunidad, afectando negativamente a la meiofauna (Gambi *et al.*, 2009; Pusceddu *et al.*, 2009), por lo que la mayor concentración de carbohidratos podría además estar limitando el oxígeno disponible, declinando en una menor riqueza de taxones.

Respecto a los valores de abundancia registrados en este estudio, los mismos fueron inferiores a los registrados en otras regiones de la península antártica (por ej.: Veit-Köhler *et al.*, 2008; Pasotti *et al.*, 2012), pero comparables a los descritos por Semprucci *et al.* (2021) para la Bahía de Terra Nova. Sin embargo, es importante tener presente que las comparaciones de los datos de abundancias entre estudios muchas veces se ven afectadas por el uso de diferentes métodos de muestreo, la escala geográfica analizada y/o el rango del tamaño de malla utilizado de los tamices (Pasotti *et al.*, 2012). Las transectas 1 y 2 registraron menores abundancias totales en sus estaciones más cercanas a la costa, observándose un aumento en las abundancias con la mayor distancia del glaciar (ver Tabla 2), lo que coincide con estudios realizados en el ártico donde se registró una disminución en la diversidad, densidad y biomasa de la meiofauna cercana a los frentes glaciares (Ingels *et al.*, 2023 y referencias allí). Por el contrario, la transecta 3 registró mayores abundancias totales en la estación más cercana a la costa, situada frente a la descarga de la cañada del AINA. Allí se contabilizó el máximo número de organismos de todas las estaciones de muestreo, lo que coincide con lo reportado por Pasotti *et al.* (2014a) y Hoffmann *et al.* (2018) en Potter Cove, donde el máximo número de individuos de la meiofauna fue reportado en un sector con influencia alta del deshielo, caracterizada por un menor contenido orgánico, materia orgánica más degradada, y mayor sedimentación local y turbidez de la columna de agua. Según Pasotti *et al.* (2014a), esto se explica por la dominancia de algunos organismos tolerantes a las altas tasas de sedimentación y condiciones ambientales cambiantes, los cuales podrían favorecerse de estos sustratos menos perturbados por otros organismos y colonizarlos.

Los nematodos y copépodos (adultos y nauplios) fueron los taxones más abundantes (abundancias >80% y >7,0% respectivamente), lo cual coincide con lo reportado ampliamente en otros estudios, en varios ecosistemas y ambientes (Heip *et al.*, 1985; Danovaro *et al.*, 2004; Kandratavicius *et al.*, 2015). Los poliquetos también representaron un grupo muy abundante y estuvieron presentes en todas las estaciones de muestreo, reportándose regularmente en estudios realizados con meiofauna antártica como el taxón más abundante luego de los nematodos y los copépodos (Vanhove *et al.*, 1995; Fabiano & Danovaro, 1999; De Skowronski & Corbisier, 2002; Pasotti *et al.*, 2012).

Si bien no se registraron diferencias en las abundancias entre transectas para nematodos y copépodos, ambos grupos fueron muy abundantes en la transecta 3, principalmente en la estación más cercana a la descarga de la cañada. En el caso de los nematodos, la mayor abundancia en esta estación, donde el contenido de BPC fue bajo y el impacto de la cañada más directo, podría explicarse por su gran resiliencia para tolerar distintos tipos de estrés ambiental (Lee & Van de Velde, 1999), y su capacidad para alimentarse de distintas fuentes de alimento lo cual ha sido demostrado previamente en regiones polares (Guilini *et al.*, 2010; Ingels *et al.*, 2010). Además, su alta diversificación y segregación de nichos entre varios géneros y especies también favorece las mayores abundancias de este taxón, permitiéndole colonizar distintos ambientes (Lee & Van de Velde, 1999). Con frecuencia las especies de nematodos más oportunistas, resilientes y menos especializadas en la selección de alimento suelen favorecerse en condiciones de estrés ambiental, frente a aquellas más especializadas en la selección de alimento (Ingels *et al.*, 2012).

Por otra parte, los copépodos suelen estar presentes en ambientes con distintas condiciones de temperatura, salinidad y sustratos variables (Higgins & Thiel, 1988), abarcando diversas condiciones ambientales. Sin embargo, suelen estar asociados a sedimentos más gruesos (Veit-Köhler, 2005), pudiendo ocupar el espacio intersticial entre las partículas de sedimento, o desarrollar un estilo de vida epibentónico-pelágico, lo que les otorga una mayor movilidad a través de los sedimentos, y un mayor rango y mejor respuesta espacial a la heterogeneidad sedimentaria en comparación a los nematodos (Stark *et al.*, 2020). Esta preferencia por sustratos más gruesos podría explicar el pico de abundancia de los copépodos frente a la cañada de deshielo, ya que allí la descarga de partículas inorgánicas favoreció la presencia de un sedimento más heterogéneo con alto porcentaje de arena y gravas.

Respecto a los poliquetos, estudios realizados en Martel Inlet (Isla Rey Jorge) han registrado un aumento en la densidad y biomasa de poliquetos asociada a la presencia de sedimentos finos (limos), y algunas familias pertenecientes a este grupo (por ejemplo Maldanidae) se han reportado en áreas con baja influencia glacial y perturbación del hielo (Bromberg *et al.*, 2000). Esto podría explicar las mayores abundancias de poliquetos en la transecta 2, caracterizada por un sedimento más homogéneo y fino, resultado del menor aporte glacial en el área. Por otro lado, se ha reportado un aumento en la diversidad, densidad y biomasa de poliquetos con la profundidad posiblemente relacionado con la abrasión mecánica del hielo en áreas poco profundas, donde se favorecen las especies

oportunistas móviles, mientras que a mayores profundidades se favorecen las especies sésiles que requieren mayor estabilidad en el ambiente (Bromberg *et al.*, 2000).

Si bien la mayoría de los taxones presentaron abundancias bajas en comparación a los antes mencionados, las diferencias significativas en los análisis de varianza entre transectas fueron detectadas en taxones “raros” o poco frecuentes: cladóceros, tardígrados, ostrácodos, loricíferos, gastrotricos, bivalvos, y aplacóforos. Esto demuestra que los taxones poco abundantes pueden responder de forma incluso más evidente a los cambios en los ecosistemas a distintas profundidades y escalas espaciales, tal como ha sido observado en varios estudios previos (Bianchelli *et al.*, 2010; Gambi *et al.*, 2010; Pusceddu *et al.*, 2011). Las diferencias en las abundancias de estos taxones “raros” explicarían la separación de la transecta 1 respecto a las transectas 2 y 3 observada en el nMDS, ya que en la misma se registraron abundancias más altas de varios de estos grupos.

La transecta 1, caracterizada por un menor contenido orgánico, mayores porcentajes de fracciones granulométricas gruesas, y valores de salinidad y temperatura más altos, registró mayores abundancias de tardígrados, loricíferos, ostrácodos y gastrotricos. En las regresiones lineales, los tardígrados respondieron positivamente a la temperatura, por lo que su mayor abundancia en esta transecta es esperable. En tardígrados antárticos, se ha observado una gran resistencia al aumento de temperatura, representando esta adaptación una posible ventaja en un contexto de cambio climático y su consecuente incremento en la temperatura del agua (Giovannini *et al.*, 2017). Los tardígrados tienen la capacidad de tolerar un alto rango de condiciones físicas y químicas extremas, suspendiendo su metabolismo a través de la anhidrobiosis y criobiosis (Giovannini *et al.*, 2017). Si bien en tardígrados acuáticos no se desarrolla este estado extremo de criptobiosis, sino etapas de reposo menos elaboradas (Giere *et al.*, 2009), las condiciones ambientales adversas, tales como las bajas temperaturas inducen estos estados de reposo (Nelson *et al.*, 2002) por lo que esto podría explicar la preferencia de este grupo por las mayores temperaturas del agua. Si bien los tardígrados no respondieron a parámetros asociados a la materia orgánica ni a la granulometría del sedimento en las regresiones, es posible que el menor contenido orgánico y la mayor heterogeneidad del sedimento presente en la transecta 1 favorezcan también las mayores abundancias de este grupo. Los tardígrados suelen habitar mayormente sedimentos arenosos, ocupando el espacio intersticial entre las partículas (Higgins & Thiel, 1988), mientras que en sedimento más fino presentan hábitos epibentónicos, y la comunidad suele ser menos diversa, evidenciando que el tamaño del grano es un factor relevante en la distribución de este grupo (Giere, 2009). Por otro lado,

algunos trabajos han reportado que los tardígrados antárticos no prosperan en sustratos ricos en nutrientes y con alta actividad microbiana, sino que se favorecerían en condiciones de baja disponibilidad de alimentos en el ambiente debido a un menor metabolismo bentónico, y menor competencia por el espacio con otros taxones (Sohlenius *et al.*, 2004; Säring *et al.*, 2022), lo que coincide con el bajo contenido orgánico presente en esta transecta.

El menor contenido orgánico en la transecta 1 también podría explicar las mayores abundancias de loricíferos. Si bien este grupo no respondió a ningún parámetro ambiental medido en las regresiones, en un trabajo realizado recientemente por Säring *et al.* (2022), los loricíferos antárticos fueron más abundantes en áreas con cobertura de hielo de larga duración caracterizadas por un bajo contenido orgánico, lo que coincide con los menores valores de BPC, LIP y CHO registrados en la transecta 1. Esto sugiere que la distribución de los loricíferos no depende del aporte regular de alimentos, y podría estar inducida por la competencia por el espacio, ya que en dicho trabajo este grupo se registró en áreas con menores abundancias de nematodos (Säring *et al.*, 2022). Por otro lado, los loricíferos se han reportado en grava, arena y sedimentos fangosos, y en amplia variedad de profundidades (Higgins & Thiel, 1988; Giere, 2009), pero los patrones de distribución de este grupo y preferencias por el tipo de hábitat no han podido determinarse a pesar de los esfuerzos de investigación (Higgins & Thiel, 1988; Fujimoto & Kristensen, 2020; Neves *et al.*, 2021).

La menor profundidad registrada en la transecta 1 favorecería además las mayores abundancias de ostrácodos, ya que en las regresiones lineales este taxón respondió negativamente a la profundidad. Estudios realizados con ostrácodos en aguas antárticas han evidenciado que la profundidad es un factor relevante para este grupo, observándose una reducción en la diversidad con la profundidad por debajo de los 500-1000 metros (Chavtur, 2017). A su vez, se han reportado mayores valores de riqueza y abundancia de ostrácodos en el mar de Ross, asociados a bajas salinidades y altos valores de temperatura (Salvi *et al.*, 2022), lo que coincide con lo registrado en esta transecta. Si bien los análisis estadísticos no registraron relaciones significativas entre los ostrácodos y estos parámetros ambientales, las menores salinidades y mayores temperaturas presentes también podrían favorecer estas mayores abundancias. Por otro lado, la relación negativa en las abundancias de ostrácodos con el TOC% observada en las regresiones lineales difiere de lo reportado en estudios recientes, donde este grupo ha respondido positivamente al contenido orgánico (Säring *et al.*, 2022). Una posible explicación a esto es que la materia

orgánica que llega al sedimento estimula el metabolismo bentónico (Witbaard *et al.*, 2001), alterando el ambiente hacia condiciones de mayor demanda de oxígeno, pudiendo incluso generar condiciones de hipoxia o anoxia (Pusceddu *et al.*, 2009). Esta mayor demanda podría reducir las abundancias de taxones sensibles a las bajas concentraciones de oxígeno, como ha sido reportado para los ostrácodos (Widbom & Elmgren, 1988), limitándolos a ocupar ambientes donde el contenido orgánico es menor, pero la demanda de oxígeno no es tan alta.

Por otro lado, la mayor heterogeneidad granulométrica registrada en la transecta 1, con presencia de fracciones más gruesas (arena y grava) explicaría las mayores abundancias de gastrotrícos registradas allí, ya que en las regresiones lineales se observó una correlación negativa de este grupo con el porcentaje de limos y arcillas. Este resultado coincide con lo reportado por Semprucci *et al.* (2021) para la Bahía de Terra Nova, donde se observó la ausencia de gastrotrícos en estaciones con alto porcentaje de sedimento fino. Los gastrotrícos marinos suelen reportarse en sedimentos arenosos, ocupando el espacio intersticial entre partículas (Higgins & Thiel, 1988; Giere, 2009; Todaro *et al.*, 2019), pero también pueden habitar sedimentos más gruesos (Ricci & Balsamo, 2000). Estos se mueven arrastrándose o deslizándose sobre los granos de arena, pero no son capaces de enterrarse en los sedimentos finos (Ricci & Balsamo, 2000), lo que causa esta preferencia por mayores tamaños de grano.

Según reporta la bibliografía, los grupos antes mencionados son considerados sensibles a los cambios ambientales, y suelen estar ausentes en ambientes estresantes (Pusceddu *et al.*, 2007), por lo que sus mayores abundancias evidencian una menor influencia glacial en la transecta 1, en comparación al área frente a la cañada, sugiriendo que el aporte de deshielo a través de la escorrentía superficial genera un mayor impacto en la estructura de la comunidad de meiofauna en comparación al aporte proveniente del frente marino del glaciar Collins. Otra explicación posible a la aparición de grupos sensibles en esta transecta, es que la distancia entre las estaciones de muestreo y el glaciar (2000 metros) sea lo suficientemente grande como para que el aporte de hielo no repercuta de forma tan directa en la comunidad de meiofauna, permitiendo la existencia de estos grupos.

Por otro lado en la transecta 2, caracterizada por un mayor contenido orgánico y un sedimento más homogéneo con predominancia de fracciones finas, se registraron mayores abundancias de aplacóforos y cladóceros. La abundancia de los aplacóforos respondió positivamente al porcentaje de CHO en las regresiones lineales. Poco se conoce respecto

a las preferencias ecológicas de este taxón, dado que los trabajos realizados con aplacóforos antárticos se han enfocado principalmente en descripciones taxonómicas de especies (ej.: García- Alvarez *et al.*, 2000; García- Alvarez & Urgorri, 2003). Los aplacóforos son mayormente carnívoros, alimentándose de foraminíferos, poliquetos, pólipos de cnidarios y otros pequeños invertebrados, pero algunas especies se alimentan de detritos ricos en contenidos orgánicos (Higgins & Thiel, 1988; Todt, 2013), lo que explicaría la mayor abundancia de este grupo en la transecta 2, donde el contenido orgánico fue mayor. Si bien las abundancias de este grupo no respondieron a otros parámetros ambientales en las regresiones, la profundidad podría ser un factor influyente en la distribución de los aplacóforos, ya que estos suelen tener mayor abundancia y diversidad por debajo de los 100 metros (Higgins & Thiel, 1988), lo que explicaría la ausencia de este grupo en la transecta 1 cuyas estaciones no superaron los 70 metros. Además de la profundidad, la composición sedimentaria en la transecta 2, podría favorecer las mayores abundancias de este taxón, ya que los aplacóforos suelen habitar sedimentos fangosos, enterrándose en los mismos, aunque también pueden ocupar el espacio intersticial en sedimentos arenosos gruesos (Higgins & Thiel, 1988; Giere, 2009).

Con respecto a los cladóceros, si bien las regresiones lineales no establecieron relaciones significativas con ningún parámetro ambiental evaluado, es posible que el mayor contenido de BPC, LIP y CHO en la transecta 2 haya favorecido un aumento en las abundancias. Estudios previos con cladóceros antárticos sugieren que la disponibilidad de alimento es un factor relevante para este grupo (Bayliss & Laybourn-parry, 1995) constituyendo las algas el recurso principal de su alimentación (Sävström *et al.*, 2009). La profundidad también es un factor relevante en la distribución de este taxón, reduciéndose el número de especies a mayores profundidades, aunque algunas pueden persistir hasta los 100 metros o más si el oxígeno disuelto continúa disponible (Higgins & Thiel, 1988). Esto explicaría además las menores abundancias de este grupo registradas en la transecta 3, donde las profundidades fueron mayores.

Por último, las mayores profundidades registradas en la transecta 3 propiciaron mayores abundancias de bivalvos, los cuales respondieron positivamente a este parámetro ambiental en las regresiones lineales. Según lo reportado por Philipp *et al.* (2011) para Potter Cove, la intensa sedimentación producto del deshielo glaciar y la erosión de los icebergs afectan la fisiología y dinámica poblacional del bivalvo *Laternula elliptica*, afectando las tasas de respiración y alterando la comunidad hacia especímenes de menor tamaño, los cuales son menos sensibles a estos impactos. Esto podría llevar a los bivalvos

a ocupar áreas de mayor profundidad alejadas de la costa, donde el ambiente es más estable y el impacto del hielo es menor, como ocurrió en el sector exterior más profundo del fiordo. Sin embargo, abundancias relevantes de bivalvos también fueron registradas en el área más próxima a la descarga de la cañada. Esto podría explicarse por el reemplazo de especies filtradoras de bivalvos por especies depositívoras, ya que el aumento en la sedimentación disminuye las abundancias de organismos filtradores (Philipp *et al.*, 2011). En el ártico se han registrado bivalvos depositívoros en áreas cercanas a frentes glaciares, evidenciando su tolerancia a altas tasas de sedimentación (Wlodarska-Kowalczyk *et al.*, 2005). Por otro lado, en Bahía Collins se han observado además estrategias de enterramiento del bivalvo *L. elliptica*, como forma de evitar los impactos del hielo (además de la predación) (Ahn, 1994), por lo que la presencia de bivalvos en el área cercana a la cañada podría explicarse por este comportamiento, y/o por el reemplazo de organismos filtradores por especies detritívoras en estas áreas con mayor descarga de deshielo. Adicionalmente, en bivalvos como *L. elliptica* la cantidad de alimento parecería no ser un factor limitante, ya que pueden alimentarse de diatomeas del sustrato cuando la producción de fitoplancton es baja (Ahn, 1997), lo que podría explicar la presencia de bivalvos en el área próxima a la descarga de la cañada, donde el deshielo glaciar declinó en un bajo contenido orgánico.

Los resultados observados en el nMDS evidenciaron además una separación de las estaciones 2A y 3B respecto al resto. Este patrón se explica por la presencia de aplacóforos en las mismas, posiblemente en respuesta a las mayores concentraciones de carbohidratos registradas allí, mientras que en las restantes estaciones este grupo estuvo prácticamente ausente. En 2A y 3B, se registraron además menores abundancias de grupos dominantes como nematodos, copépodos y poliquetos, causando menores abundancias totales en estas estaciones, pero mayores valores de diversidad y uniformidad de la comunidad. Esto podría sugerir una exclusión competitiva por parte de los aplacóforos o incluso una predación sobre estos organismos por parte de este taxón, pero para esto serían necesarios estudios enfocados en las relaciones biológicas, aumentando el nivel de resolución taxonómica.

Los resultados de las regresiones muestran que las abundancias de los grupos responden mayormente a variables asociadas al contenido orgánico (TOC%; CHO%), y parámetros físico-químicos del agua (Profundidad, Temperatura), sugiriendo que estos factores son los de mayor relevancia en cómo se estructuran las comunidades de la Bahía Collins. La importancia de la disponibilidad y calidad del alimento en el sedimento ha sido

probada en varios estudios previos, demostrando que este factor podría ser el de mayor influencia en la distribución de las comunidades de meiofauna en el océano Antártico. Dado que la producción primaria en regiones polares se encuentra fuertemente modulada por variaciones estacionales en la luz y cobertura del hielo, un mayor derretimiento y retracción glaciaria a causa del calentamiento podría afectar potencialmente la cantidad y calidad del alimento disponible y alterar el acoplamiento bento-pelágico del cual dependen las comunidades del fondo marino (Smith *et al.*, 2012). Si bien aún no hay certezas sobre los efectos a futuro que podrían conllevar estos cambios en las comunidades a distintas escalas de espacio y tiempo (Ingels *et al.*, 2023), es posible que el cambio climático y sus efectos asociados repercutan en la fisiología, distribución, fenología y ontogenia de los organismos bentónicos antárticos (Ingels *et al.*, 2012). En este marco, el estudio de las respuestas de los distintos taxones frente a los efectos del cambio climático es relevante para comprender las posibles consecuencias de estos cambios a nivel de ecosistemas.

6. Conclusiones.

-La riqueza meiofaunal registrada en este estudio indicó la buena calidad ambiental de la Bahía Collins, lo que respalda los reportes recientes de bajos niveles de contaminación e influencia antrópica en la bahía.

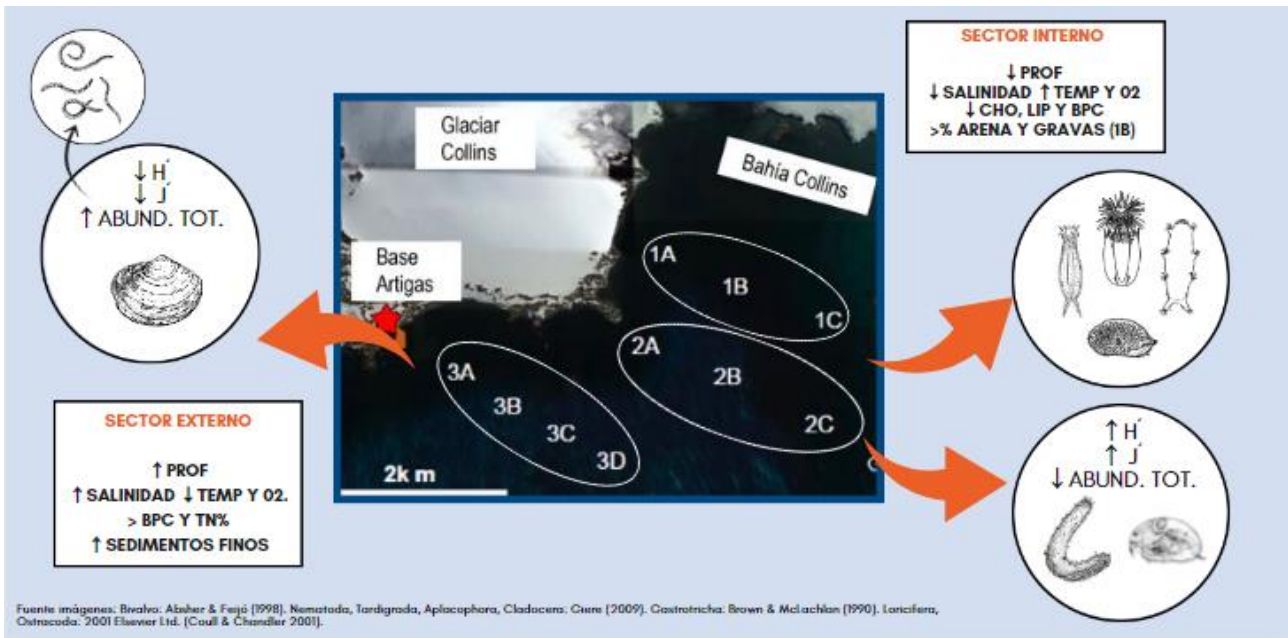
-La estructura de la comunidad de meiofauna varió entre transectas en respuesta a la influencia glaciaria. El efecto de la escorrentía de la cañada favoreció mayores abundancias de grupos tolerantes como los nematodos, y generó la ausencia de taxones sensibles, declinando en una comunidad menos diversa y uniforme, mientras que en la transecta 2, la menor influencia glaciaria favoreció abundancias más equitativas entre taxones, generando una comunidad más diversa y uniforme.

-La presencia de grupos sensibles en el sector interno del fiordo (Transecta 1) evidencia que la zona próxima al frente marino del glaciar es una zona de menor impacto en la estructura de la meiofauna en comparación con el área afectada por la escorrentía superficial de deshielo.

-Los parámetros asociados al contenido orgánico (CHO y TOC%) y parámetros fisicoquímicos del agua (Prof. y Temp.) fueron los de mayor influencia en la estructura de

la comunidad, y en menor medida la composición granulométrica del sedimento. Mientras que algunos grupos se favorecen con un aumento en el contenido orgánico (aplacóforos), otros grupos más sensibles como los ostrácodos disminuyen sus abundancias.

Figura 7. Esquema a modo de resumen de las principales conclusiones del trabajo, respecto a las diferencias en las características biogeoquímicas entre el sector interno y externo de la Bahía Collins, y patrones espaciales de la comunidad de meiofauna entre transectas.



7. Perspectivas

Durante el desarrollo de este trabajo se detectó una gran falta de información y bibliografía respecto a la distribución y preferencias ecológicas de algunos taxones (como ocurrió con los loricíferos y aplacóforos), existiendo trabajos enfocados mayormente en la clasificación taxonómica de estos grupos. Para futuras investigaciones realizadas con meiofauna se sugiere profundizar en estudios ecológicos de estos grupos poco abundantes, para comprender mejor las respuestas de los mismos frente a variaciones ambientales.

Si bien en este trabajo fue posible observar patrones de variación espacial de la comunidad a nivel de grandes taxones, para futuros trabajos se sugiere aumentar la resolución de identificación taxonómica, a nivel de géneros, familias o incluso especies. Por un lado, esto no solo aumentaría el conocimiento taxonómico, ya que muchas especies que conforman la meiofauna polar continúan sin ser documentadas al día de hoy, sino que además

permitiría comprender mejor las respuestas de la meiofauna frente a variaciones ambientales, ya que la respuesta frente a un entorno cambiante puede variar de una especie a otra.

Por otro lado, si bien la variación de la comunidad de meiofauna puede explicarse en gran parte por los factores ambientales considerados en este estudio, se sugiere para futuros trabajos ahondar en las relaciones biológicas aumentando el nivel de resolución taxonómica, ya que como sugiere la bibliografía, la competencia por los recursos y la depredación son factores relevantes en la estructura de la meiofauna. Esto complementaría el conocimiento sobre las comunidades polares de meiofauna, y permitiría comprender cómo se comportaría la comunidad en un contexto de cambio climático, donde es posible que la dominancia o ausencia de algunos grupos como consecuencia de las presiones ambientales crecientes, puedan generar efectos en cascada en las abundancias de otros grupos.

Por último, sería enriquecedor realizar estudios estacionales para determinar cómo se estructura la comunidad de meiofauna antártica en los meses de invierno, donde las condiciones de menor disponibilidad de luz y bajas temperaturas limitan la producción primaria en la columna de agua y reducen el aporte de hielo proveniente desde el glaciar hacia el ambiente marino. Asimismo, de mantenerse las tendencias actuales se espera que la pérdida de masa glaciar y cobertura del hielo se continúe por varias décadas, por lo tanto sería relevante desarrollar monitoreos interanuales de la comunidad de meiofauna en áreas afectadas por retracción glaciar para un mayor entendimiento de las respuestas de la fauna antártica frente a estos procesos.

8. Referencias bibliográficas.

Ahn, I.Y. (1994). Ecology of the antarctic bivalve *Laternula elliptica* (King and Broderip) in Collins Harbor, King George Island: benthic environment and an adaptive strategy. *Memoirs of National Institute of Polar Research. Special issue*, 50: 1-10.

Ahn, I.Y. (1997). Feeding ecology of the Antarctic Lamellibranch *Laternula elliptica* (Laternulidae) in Marian Cove and vicinity King George Island during one austral summer. In: *Antarctic Communities: species, structure and survival*. By Battaglia., B., Valencia., J. & Walton W.D, (eds.). Cambridge university Press London, 142-151.

- Armenteros, M. (2002). *Composición y abundancia del meiobentos en el sublitoral de la Habana, Cuba*. Tesis de maestría. Universidad de la Habana. La Habana, Cuba.
- Baldi, F., Marchetto, D., Pini, F., Fani, R., Michaud, L., Lo Giudice, A., Berto, D. & Giani, M. (2010). Biochemical and microbial features of shallow marine sediments along the Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Continental Shelf Research*, 30(15): 1614–1625. doi:10.1016/j.csr.2010.06.009
- Bayliss, P. R. & Laybourn-Parry, J. (1995). Seasonal abundance and size variation in Antarctic populations of the Cladoceran *Daphniopsis studeri*. *Antarctic Science*, 7(04): 393-394. doi:10.1017/s095410209500054x
- Bertrand, S., Huguen, K. A., Sepúlveda, J. & Pantoja, S. (2012). Geochemistry of surface sediments from the fjords of Northern Chilean Patagonia (44–47°S): Spatial variability and implications for paleoclimate reconstructions. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 76: 125–146. doi: 10.1016/j.gca.2011.10.028
- Bianchelli, S., Gambi, C., Zeppilli, D. & Danovaro, R. (2010). Metazoan meiofauna in deep-sea canyons and adjacent open slopes: a large-scale comparison with focus on the rare taxa. *Deep Sea Research I*, 57:420-433. doi:10.1016/j.dsr.2009.12.001
- Bianchelli, S., Pusceddu, A., Buschi, E. & Danovaro, R. (2015). Trophic status and meiofauna biodiversity in the Northern Adriatic Sea: insights for the assessment of good environmental status. *Marine Environmental Research*, 113: 18-30. doi: 10.1016/j.marenvres.2015.10.010
- Bianchi, T. S., Arndt, S., Austin, W. E. N., Benn, D. I., Bertrand, S., Cui, X., Faust, J.C., Koziarowska-Makuch, K., Moy, C.M., Savage, C., Smeaton, C., Smith, R.W. & Syvitski, J. (2020). Fjords as Aquatic Critical Zones (ACZs). *Earth-Science Reviews*, 103145. doi:10.1016/j.earscirev.2020.1031
- Boldt, K. V., Nittrouer, C. A., Hallet, B., Koppes, M. N., Forrest, B. K., Wellner, J. S. & Anderson, J. B. (2013). Modern rates of glacial sediment accumulation along a 15° S-N transect in fjords from the Antarctic Peninsula to southern Chile. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 118(4): 2072–2088. doi:10.1002/jgrf.20145
- Bray, J.R. & Curtis, J.T. (1957). An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325-349.
- Bromberg, S., Nonato, E., Corbisier, T. & Petti, M. (2000). Polychaete distribution in the near-shore zone of Martel Inlet, Admiralty Bay (King George Island, Antarctica). *Bulletin of Marine Science*, 67: 175-188.
- Bueno, C., Kandravicius, N., Venturini, N., Figueira, R. C. L., Pérez, L., Iglesias, K & Brugnoli, E. (2018). An Evaluation of Trace Metal Concentration in Terrestrial and Aquatic Environments near Artigas Antarctic Scientific Base (King George Island, Maritime Antarctica). *Water, Air, & Soil Pollution*, 229(12). doi:10.1007/s11270-018-4045-1
- Chavtur, V. G. (2017). The composition, structure, and distribution of benthic ostracod fauna (Ostracoda, Myodocopa) in Antarctic waters. *Russian Journal of Marine Biology*, 43(1): 12–24. doi:10.1134/s1063074017010035

- Chinarro, D. (2014). Analysis and Identification of Collins Glacier Drainage. System Engineering Applied to Fuenmayor Karst Aquifer (San Julián de Banzo, Huesca) and Collins Glacier (King George Island, Antarctica), *Springer Theses*, 117–141. doi:10.1007/978-3-319-08858-7
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. (1994). *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. PRIMER-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, UK, 144 p.
- Cook, A. J., Fox, A.J., Vaughan, D.G. & Ferrigno, J.G. (2005). Retreating Glacier Fronts on the Antarctic Peninsula over the Past Half-Century. *Science*, 308: 541–544. doi:10.1126/science.1104235
- Danovaro, R., Marrale, D., Della Croce, N., Parodi, P. & Fabiano, M. (1999). Biochemical composition of sedimentary organic matter and bacterial distribution in the Aegean Sea: trophic state and pelagic–benthic coupling. *Journal of Sea Research*, 42(2): 117–129. doi:10.1016/S1385-1101(99)00024-6
- Danovaro, R., Gambi, C., Mirto, S., Sandulli, R. & Ceccherelli, V.U. (2004). Meiofauna In Mediterranean marine benthos: a manual of methods for its sampling and study. In M.C. Gambi, M. Dappiano (Eds), *Biologia Marina Mediterranea*, 11: 55–97.
- Danovaro, R. (2010). *Methods for the Study of Deep-Sea Sediments, their Functioning and Biodiversity.* (CRC Press: New York, NY, USA.). 428p.
- De Skowronski, R.S. & Corbisier, T.N. (2002). Meiofauna distribution in Martel Inlet, King George Island (Antarctica): sediment features versus food availability. *Polar Biology*, 25: 126–134. doi:10.1007/s003000100320
- Dierssen, H.M., Smith, R.C. & Vernet, M. (2002). Glacial meltwater dynamics in coastal waters west of the Antarctic Peninsula. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99: 1790–1795. doi:10.1073/pnas.032206999
- Eidam, E. F., Nittrouer, C. A., Lundesgaard, Ø., Homolka, K. K. & Smith, C. R. (2019). Variability of sediment accumulation rates in an Antarctic fjord. *Geophysical Research Letters*, 46: 13.271-13.280. doi.org/10.1029/2019GL084499
- Fabiano, M. & Danovaro, R. (1994). Composition of organic matter in sediments facing a river estuary (Tyrrhenian Sea): relationships with bacteria and microphytobenthic biomass. *Hydrobiologia*, 277: 71-84.
- Fabiano, M. & Danovaro, R. (1999). Meiofauna distribution and mesoscale variability in two sites of the Ross Sea (Antarctica) with contrasting food supply. *Polar Biology*, 22: 115–123.
- Fujimoto, S. & Kristensen, R. M. (2020). Loricifera, In: Schmidt-Rhaesa, A. (Ed.) *Guide to the identification of marine meiofauna*. 415-427.
- Galois, R., Blanchard, G., Seguignes, M., Huet, V. & Joassard, L. (2000). Spatial distribution of sediment Particulate organic matter on two estuarine mudflats: a comparison between Marennes- Oléron Bay (France) and the Humber estuary. *Continental Shelf Research*, 20: 1199-1217. doi:10.1016/S0278-4343(00)00019-4

- Gambi, C., Totti, C., & Manini, E. (2003). Impact of Organic Loads and Environmental Gradients on Microphytobenthos and Meiofaunal Distribution in a Coastal Lagoon. *Chemistry and Ecology*, 19:207–223. doi:10.1080/0275754031000119951
- Gambi, C., Bianchelli, S., Pérez, M., Invers, O., Ruiz, J.M. & Danovaro, R. (2009). Biodiversity response to experimental induced hypoxic-anoxic conditions in seagrass sediments. *Biodiversity and Conservation*, 18: 33- 54. doi:10.1007/s10531-008-9433-1
- Gambi, C., Lampadariou, N. & Danovaro, R. (2010). Latitudinal, longitudinal and bathymetric patterns of abundance, biomass of metazoan meiofauna: importance of the rare taxa and anomalies in the deep Mediterranean Sea. *Advances in Oceanography and Limnology*, 1: 167-197. doi:10.1080/19475721.2010.483337
- García-Alvarez, O., Urgan, V. & von Salvini-Plawen, L. (2000). Two new species of Dorymenia (Mollusca: Solenogastres: Proneomeniidae) from the South Shetland Islands (Antarctica). *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 80(5): 835–842. doi:10.1017/s0025315400002812
- García-Álvarez, O. & Urgan, V. (2003). Solenogastres molluscs from the BENTART Collection (South Shetland Islands, Antarctica), with a description of a new species. *Iberus*, 21: 43-56.
- Giere, O. (2009). *Meiobenthology: the microscopic motile fauna of aquatic sediments*. 2nd ed. Berlin, Springer. 273p.
- Giovannini, I., Altiero, T., Guidetti, R. & Rebecchi, L. (2017). Will the Antarctic tardigrade *Acutuncus antarcticus* be able to withstand environmental stresses related to global climate change? *The Journal of Experimental Biology*, 221(4). jeb160622. doi:10.1242/jeb.160622
- Guilini, K., Van Oevelen, D., Soetaert, K., Middelburg, J. J. & Vanreusel, A. (2010). Nutritional importance of benthic bacteria for deep-sea nematodes from the Arctic ice margin: results of an isotope tracer experiment. *Limnology and Oceanography*, 55:1977–1989. doi:10.4319/lo.2010.55.5.1977
- Gutzmann, E., Martínez Arbizu, P., Rose, A. & Veit-Köhler, G. (2004). Meiofauna communities along an abyssal depth gradient in the Drake Passage. *Deep Sea Research Part II*, 51: 1617–1628. doi:10.1016/j.dsr2.2004.06.026.
- Hack, L. A., Tremblay, L. A., Wratten, S. D., Lister, A. & Keesing, V. (2007). Benthic meiofauna community composition at polluted and non-polluted sites in New Zealand intertidal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 54(11): 1801–1812. doi:10.1016/j.marpolbul.2007.07.009
- Hammer, O., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological Statistic software package for education and data analysis. *Paleontología electrónica*, 4(1): 9p.
- Heip, P.C., Vincx, M. & Vranken, G. (1985). The ecology of marine nematodes. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 23: 399-489. 48: 422-427.
- Higgins & Thiel (Eds.) (1988). *Introduction to the study of meiofauna*. Washington, DC, Smithsonian Institution press. 488p.

- Hoffmann, R., Pasotti, F., Vázquez, S., Lefaible, N., Torstensson, A., MacCormack, W. & Braeckman, U. (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. doi:10.1371/journal.pone.0207917
- Ingels, J., Van den Driessche, P., De Mesel, I., Vanhove, S., Moens, T. & Vanreusel, A. (2010). Preferred use of bacteria over phytoplankton by deep-sea nematodes in polar regions. *Marine Ecology-Progress Series*, 406:121–133. doi:10.3354/meps08535
- Ingels, J., Vanreusel, A., Brandt, A., Catarino, A. I., David, B., De Ridder, C., Dubois, P., Gooday, A.J., Martin, P., Pasotti, F. & Robert, H. (2012). Possible effects of global environmental changes on Antarctic benthos: a synthesis across five major taxa. *Ecology and Evolution*, 2: 453–485. doi: 10.1002/ece3.96
- Ingels, J., Hasemann, C., Soltwedel, T. & Vanreusel, A. (2023). Polar Meiofauna Antipoles or Parallels?. In: *New Horizons in Meiobenthos Research*, 285-327. doi: 10.1007/978-3-031-21622-0_9
- IPCC, (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* [Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S.L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M.I., Huang, M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J.B.R., Maycock, T.K., Waterfield, T., Yelekçi, O., Yu, R. & Zhou, B. (eds.)]. Cambridge University Press. United Kingdom and New York, NY, USA, 2391 p. doi:10.1017/9781009157896.
- Isla, E., Rossi, S., Palanques, A., Gili, J.M., Gerdes, D. & Arntz, W. (2006). Biochemical composition of marine sediment from the eastern Weddell Sea (Antarctica): High nutritive value in a high benthic-biomass environment. *Journal of Marine Systems*, 60: 255–267. doi:10.1016/j.jmarsys.2006.01.006
- Kandratavicius, N., Muniz, P., Venturini, N. & Giménez, L. (2015). Meiobenthic communities in permanently open estuaries and open/closed coastal lagoons of Uruguay (Atlantic coast of South America). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 163: 44–53. doi:10.1016/j.ecss.2015.05.030
- Kandratavicius, N., De Ward, C.P., Venturini, N., Giménez, L., Rodriguez, M. & Muniz, P. (2018). Response of estuarine free-living nematode assemblages to organic enrichment: An experimental approach. *Marine Ecology Progress Series*, 602: 117-133. doi:10.3354/meps12699
- Kim, B. K., Lee, J. H., Joo, H., Song, H. J., Yang, E. J., Lee, S. H. & Lee, S. H. (2016). Macromolecular compositions of phytoplankton in the Amundsen Sea, Antarctica. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 123: 42–49. doi.org/10.1016/j.dsr2.2015.04.024
- Kruskal, W.H. & Wallis, W.A. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47 (260): 583-621.
- Lamb, A. L., Wilson, G. P. & Leng, M. J. (2006). A review of coastal palaeoclimate and relative sea-level reconstructions using $\delta^{13}\text{C}$ and C/N ratios in organic material. *Earth-Science Reviews*, 75(1-4): 29–57. doi:10.1016/j.earscirev.2005.10.003

- Lee, H.J. & Van de Velde, J. (1999). Biodiversity of Antarctic nematodes. In: Arntz, W.E. & Gutt, J. (eds). *Reports on polar research, the Expedition ANTARKTIS ZX/3 (EASIZ II)*. Bremerhaven: Boehl & Oppermann, 175–177.
- Llanillo, P. J., Aiken, C. M., Cordero, R. R., Damiani, A., Sepúlveda, E. & Fernández-Gómez, B. (2019). Oceanographic Variability induced by Tides, the Intraseasonal Cycle and Warm Subsurface Water intrusions in Maxwell Bay, King George Island (West-Antarctica). *Scientific Reports*, 9:18571. doi:10.1038/s41598-019-54875-81
- Majewski, W., Wellner, J.S., Szczucinski, W. & Anderson, J.B. (2012). Holocene Oceanographic and glacial changes recorded in Maxwell Bay, West Antarctica. *Marine Geology*, 326-328: 67-79. doi:10.1016/j.margeo.2012.08.009
- Margalef, R. (1951). Diversidad de especies en las comunidades naturales. *Publicación del Instituto Biología Aplicada. Barcelona*, (9): 5-27.
- Meredith, M. P., Falk, U., Bers, A. V., Mackensen, A., Schloss, I. R., Ruiz Barlett, E., Jerosch, K., Busso, A. & Abele, D. (2018). Anatomy of a glacial meltwater discharge event in an Antarctic cove. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 376(2122): 20170163. doi:10.1098/rsta.2017.0163
- Meyers, P.A. (1997). Organic geochemical proxies of paleoceanographic, paleolimnologic, and paleoclimatic processes. *Organic Geochemistry*, 27:213-250.
- Mincks, S., Smith, C. & DeMaster, D.J. (2005). Persistence of labile organic matter and microbial biomass in Antarctic shelf sediments: Evidence of a sediment 'food bank'. *Marine Ecology progress Series*, 300: 3-19. doi:10.3354/meps300003
- Muñoz, Y.P. & Wellner, J.S. (2018). Seafloor geomorphology of Western Antarctic Peninsula bays: a signature of ice flow behaviour. *The Cryosphere*, 12: 205-225. doi:10.5194/tc-12-205-2018
- Nelson, D. R. (2002). Current Status of the Tardigrada: Evolution and Ecology. *Integrative and Comparative Biology*, 42(3): 652–659. doi:10.1093/icb/42.3.652
- Neves, R. C., Kristensen, R. M. & Møbjerg, N. (2021). New records on the rich Loriciferan fauna of Trezen ar Skoden (Roscoff, France): Description of two new species of Nanaloricus and the new genus Scutiloricus. *PLOS ONE*, 16 (5), e0250403. doi: 10.1371/journal.pone.0250403
- Pan, B. J., Vernet, M., Reynolds, R. A. & Mitchell, B. G. (2019). The optical and biological properties of glacial meltwater in an Antarctic fjord. *PLOS ONE*, 14(2), e0211107. doi.org/10.1371/journal.pone.0211107
- Pardo, J. C. F., Poste, A.E., Frigstad, H., Quintana, C.O. & Trannum, H.C. (2023). "The Interplay between Terrestrial Organic Matter and Benthic Macrofauna: Framework, Synthesis, and Perspectives." *Ecosphere*, 14(5): e4492. doi.org/10.1002/ecs2.4492

- Pasotti, F., De Troch, M., Raes, M. & Vanreusel, A. (2012). Feeding ecology of shallow water meiofauna: insights from a stable isotope tracer experiment in Potter Cove, King George Island, Antarctica. *Polar Biology*, 35: 1629–1640. doi:10.1007/s00300-012-1203-6
- Pasotti, F., Convey, P. & Vanreusel, A. (2014a). Potter Cove, west Antarctic Peninsula, shallow water meiofauna: a seasonal snapshot. *Antarctic Science*, 26(5): 554–562. doi:10.1017/S0954102014000169
- Pasotti, F., Manini, E., Giovannelli, D., Wöfl, A.C., Monien, D., Verleyen, E., Braeckman, U., Abele, D. & Vanreusel, A. (2014b). Antarctic shallow water benthos in an area of recent rapid glacier retreat. *Marine Ecology*, 36:716–733. doi.wiley.com/10.1111/maec.12179
- Pasotti, F., Saravia, L.A., De Troch, M., Tarantelli, M.S., Sahade, R. & Vanreusel, A. (2015) Benthic Trophic Interactions in an Antarctic Shallow Water Ecosystem Affected by Recent Glacier Retreat. *PLOS ONE*, 10(11): e0141742. doi:10.1371/journal.pone.0141742
- Perdue, E. M. & Koprivnjak, J.F. (2007). Using the C/N ratio to estimate terrigenous inputs of organic matter to aquatic environments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73:65–72. doi:10.1016/j.ecss.2006.12.021
- Petsch, C., Da Rosa, K.K., Vieira, R., Holger, M.B., Mattos, R.C. & Simões, J.C. (2020). The effects of climatic change on glacial, proglacial and paraglacial systems at Collins Glacier, King George Island, Antarctica, from the end of the Little Ice Age to the 21st century. *Investigaciones Geográficas*, 103. doi.org/10.14350/ig.60153
- Philipp, E. E. R., Husmann, G. & Abele, D. (2011). The impact of sediment deposition and iceberg scour on the Antarctic soft shell clam *Laternula elliptica* at King George Island, Antarctica. *Antarctic Science*, 23: 127–138. doi:10.1017/S0954102010000970
- Pielou, E.C. (1966). Shannon's formula as a measure of species diversity: its use and misuse. *American Naturalist*, 100: 463-465.
- Ptatscheck, C., Gehner, S. & Traunspurger, W. (2020). Should we redefine meiofaunal organisms? The impact of mesh size on collection of meiofauna with special regard to nematodes. *Aquatic Ecology*, 54:1135–1143. doi:10.1007/s10452-020-09798-2
- Pusceddu, A., Dell'Anno, A. & Fabiano, M. (2000). Organic matter composition in coastal sediments at Terra Nova Bay (Ross Sea) during summer 1995. *Polar Biology*, 23: 288–293
- Pusceddu, A., Gambi, C., Manini, E. & Danovaro, R. (2007). Trophic state, ecosystem efficiency and biodiversity of transitional aquatic ecosystems: analysis of environmental quality based on different benthic indicators. *Chemistry and Ecology*, 23(6): 505–515. doi:10.1080/02757540701760494
- Pusceddu, A., Dell'Anno, A., Fabiano, M. & Danovaro, R. (2009). Quantity and bioavailability of sediment organic matter as signatures of benthic trophic status. *Marine Ecology Progress Series*, 375: 41-52. doi:10.3354/meps07735
- Pusceddu, A., Bianchelli, S., Gambi, C. & Danovaro, R. (2011). Assessment of benthic trophic status of marine coastal ecosystems: Significance of meiofaunal rare taxa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93(4):420–430. doi:10.1016/j.ecss.2011.05.012

- Raes, M., Rose, A. & Vanreusel, A. (2010). Response of nematode communities after large-scale ice-shelf collapse events in the Antarctic Larsen area. *Global Change Biology*, 16: 1618–1631. doi:10.1111/j.1365-2486.2009.02137.x
- Ricci, C. & Balsamo, M. (2000). The biology and ecology of lotic rotifers and gastrotrichs. *Freshwater Biology*, 44(1): 15–28. doi:10.1046/j.1365-2427.2000.00584.x
- Rodríguez, C., Iglesias, K., Bicego, M. C., Taniguchi, S., Sasaki, S. T., Kandratavicius, N., Bueno, C., Brugnoli, E. & Venturini, N. (2018). Hydrocarbons in soil and meltwater stream sediments near Artigas Antarctic Research Station: origin, sources and levels. *Antarctic Science*, 30(03): 170–182. doi:10.1017/s0954102018000019
- Rose, A., Ingels, J., Raes, M., Vanreusel, A. & Arbizu, P.M. (2015). Long-term iceshelf-covered meiobenthic communities of the Antarctic continental shelf resemble those of the deep sea. *Marine Biodiversity*, 45: 743–762. doi:10.1007/s12526-014-0284-6
- Rosli, N., Leduc, D., Rowden, A. A. & Probert, P. K. (2017). Review of recent trends in ecological studies of deep-sea meiofauna, with focus on patterns and processes at small to regional spatial scales. *Marine Biodiversity*, 48: 13–34. doi:10.1007/s12526-017-0801-5
- Rückamp, M., Brau, M., Sukro, S. & Blindow, N. (2011). Observed glacial changes on the King George Island ice cap, Antarctica, in the last decade. *Global Planet Change*, 79: 99-109. doi:10.1016/j.gloplacha.2011.06.009
- Salvi, G., Anderson, J.B., Bertoli, M., Castagno, P., Falco, P., Ferneti, M., Montagna, P. & Taviani, M. (2022). Recent Ostracod Fauna of the Western Ross Sea (Antarctica): A Poorly Known Ingredient of Polar Carbonate Factories. *Minerals*, 12: 937. doi.org/10.3390/min12080937
- Säring, F., Veit-Koehler, G., Seifert, D., Liskow, I. & Link, H. (2022). Sea-ice–related environmental drivers affect meiofauna and macrofauna communities differently at large scales (Southern Ocean, Antarctic). *Marine Ecology Progress Series*, 700: 13-37. doi.org/10.3354/meps14188
- Sävström, C., Karlsson, J., Laybourn-Parry, J. & Granéli, W. (2009). Zooplankton feeding on algae and bacteria under ice in Lake Druzhby, East Antarctica. *Polar Biology*, 32(8): 1195–1202. doi:10.1007/s00300-009-0619-0
- Schloss, I.R., Abele, D., Moreau, S., Demers, S., Bers, A.V., González, O. & Ferreyra, G.A. (2012). Response of phytoplankton dynamics to 19-year (1991–2009) climate trends in Potter Cove (Antarctica). *Journal of Marine Systems*, 92: 53–66. doi:10.1016/j.jmarsys.2011.10.006
- Semprucci, F., Appolloni, L., Grassi, E., Donnarumma, L., Cesaroni, L., Tirimberio, G., Chianese, E., Di Donato, P., Russo, G.F., Balsamo, M. & Sandulli, R. (2021). Antarctic Special Protected Area 161 as a Reference to Assess the Effects of Anthropogenic and Natural Impacts on Meiobenthic Assemblages. *Diversity*, 13: 626. doi: 10.3390/d13120626
- Shannon, C.E. & Weaver, W. (1963). *The mathematical theory of communication*. University of Illinois, Urbana. 111p.

- Simões, C.L., Da Rosa, K.K., Czapela, F.F., Vieira, R. & Simões J.C. (2015). Collins Glacier retreat process and regional climatic variations, King George Island, Antarctica. *Geographical Review*, 105:462-471. doi:10.1111/j.1931-0846.2015.12091.x
- Smith, C.R., DeMaster, D.J., Thomas, C., Sršen, P., Grange, L., Evrard, V. & DeLeo, F. (2012). Pelagic-benthic coupling, food banks, and climate change on the West Antarctic Peninsula Shelf. *Oceanography*, 25: 188–201. doi:10.5670/oceanog.2012.94
- Smith, R. W., Bianchi, T. S., Allison, M., Savage, C. & Galy, V. (2015). High rates of organic carbon burial in fjord sediments globally. *Nature Geoscience*, 8(6): 450–453. doi:10.1038/ngeo2421
- Sohlenius, B., Boström, S. & Ingemar Jönsson, K. (2004). Occurrence of nematodes, tardigrades and rotifers on ice-free areas in East Antarctica. *Pedobiologia*, 48(4): 395–408. doi:10.1016/j.pedobi.2004.06.001
- Stark, J.S., Mohammad, M., McMinn, A. & Ingels, J. (2020). Diversity, Abundance, Spatial Variation, and Human Impacts in Marine Meiobenthic Nematode and Copepod Communities at Casey Station, East Antarctica. *Frontiers in Marine Science*, 7: 480. doi:10.3389/fmars.2020.00480
- Suguio K. (1973). *Introdução à sedimentologia*. São Paulo, Edgard Blucher. 317p.
- Tian, S., Jin, H., Gao, S., Zhuang, Y., Zhang, Y., Wang, B. & Chen., J. (2015). Sources and distribution of particulate organic carbon in Great wall Cove and Ardley Cove, King George island, west Antarctica. *Advances in Polymer Science*, 26: 55-62. doi:10.13679/j.advps.2015.1.00055
- Todaro, M.A., Sibaja-Cordero, J.A., Segura-Bermúdez, O.A., Coto-Delgado, G., Goebel-Otárola, N., Barquero, J. D., Culler-Delgado, M. & Dal Zotto, M. (2019). An Introduction to the Study of Gastrotricha, with a Taxonomic Key to Families and Genera of the Group. *Diversity*, 11(7): 117. doi:10.3390/d11070117
- Todt, C. (2013). Aplacophoran Mollusks—Still Obscure and Difficult?. *American Malacological Bulletin*, 31(1): 181–187. doi:10.4003/006.031.0110
- Vanhove, S., Wittoeck, J., Desmet, G., Van den Berghe, B., Herman, R.L., Bak, R.P.M., Nieuwland, G., Vosjan, J.H., Boldrin, A., Rabitti, S. & Vincx, M. (1995). Deep-sea meiofauna communities in Antarctica: structural analysis and relation with the environment. *Marine Ecology Progress Series*, 127: 65–76. doi:10.3354/meps127
- Vanhove, S., Beghyn, M., Van Gansbeke, D., Bullough, L.W. & Vincx, M. (2000). A seasonally varying biotope at Signy Island, Antarctic: implications for meiofaunal structure. *Marine Ecology Progress Series*, 202: 13–25. doi:10.3354/meps202013.
- Vause, B. J., Morley, S. A., Fonseca, V. G., Jażdżewska, A., Ashton, G. V., Barnes, D. K. A., Giebrner, H., Clark, M.S. & Peck, L. S. (2019). Spatial and temporal dynamics of Antarctic shallow soft-bottom benthic communities: ecological drivers under climate change. *BMC Ecology*, 19(1). doi:10.1186/s12898-019-0244-x

- Veit-Köhler, G. (2005). Influence of biotic and abiotic sediment factors on abundance and biomass of harpacticoid copepods in a shallow Antarctic bay. *Scientia Marina*, 69(2): 135–145. doi.org/10.3989/scimar.2005.69s2135
- Veit-Köhler, G., Antacli, J. & Rose, A. (2008). Metazoan meiofauna in Potter Cove, King George Island. *Reports on Polar and Marine Research*, 571: 135-140.
- Veit-Köhler, G., Guilini, K., Peeken, I., Sachs, O., Sauter, E. J. & Würzberg, L. (2011). Antarctic deep-sea meiofauna and bacteria react to the deposition of particulate organic matter after a phytoplankton bloom. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 58: 1983–1995. [doi:10.1016/j.dsr2.2011.05.008](https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2011.05.008)
- Veit-Köhler, G., Durst, S., Schuckenbrock, J., Hauquier, F., Durán Suja, L., Dorschel, B., Vanreusel, A. & Martínez Arbizu, P. (2018). Oceanographic and topographic conditions structure benthic meiofauna communities in the Weddell Sea, Bransfield Strait and Drake Passage (Antarctic). *Progress in Oceanography*, 162: 240–256. [doi:10.1016/j.pocean.2018.03.005](https://doi.org/10.1016/j.pocean.2018.03.005)
- Venturini, N., Zhu, Z., Bessonart, M., García-Rodríguez, F., Bergamino, L., Brugnoli, E., Muniz, P. & Zhang, J. (2020). Between-summer comparison of particulate organic matter in surface waters of a coastal area influenced by glacier meltwater runoff and retreat. *Polar Science*, 100603. [doi:10.1016/j.polar.2020.100603](https://doi.org/10.1016/j.polar.2020.100603)
- Venturini, N., Cerpa, L., KandrataVICIUS, N., Manta, G., CónDor-Luján, B., Pereira, J., Foigueira, R.C.L., & Muniz, P. (2023). Biogeochemical and oceanographic conditions provide insights about current status of an Antarctic fjord affected by relatively slow glacial retreat. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences* (accepted).
- Vincx, M. (1996). Meiofauna in marine and freshwater sediments. In: Hall GS (Ed.) *Methods for the Examination of Organismal Diversity in Soils and Sediments*. Cab International, Wallingford, UK. 187–195.
- Widbom, B. & Elmgren, R. (1988). Response of benthic meiofauna to nutrient enrichment of experimental marine ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 42: 257-268.
- Witbaard, R., Duineveld, G.C.A., Kok, A., van der Weele, J. & Berghuis, E.M. (2001). The response of *Oneirophanta mutabilis* (Holothuroidea) to the seasonal deposition of phytopigments at the Porcupine Abyssal Plain in the Northeast Atlantic. *Progress in Oceanography*, 50:423–441. [doi:10.1016/S0079-6611\(01\)00064-7](https://doi.org/10.1016/S0079-6611(01)00064-7)
- Wlodarska-Kowalczyk, M., Pearson, T.H. & Kendall, M.A. (2005). Benthic response to chronic natural physical disturbance by glacial sedimentation in an Arctic fjord. *Marine Ecology Progress Series*, 303: 31–41. [doi:10.3354/meps303031](https://doi.org/10.3354/meps303031)
- Yoon, H., Park, B. K., Domack, E. W. & Kim, Y. (1998). Distribution and dispersal pattern of suspended particulate matter in Maxwell Bay and its tributary, Marian Cove, in the South Shetland Islands, West Antarctica. *Marine Geology*, 152: 261–275. [doi: 10.1016/S0025-3227\(98\)00098-X](https://doi.org/10.1016/S0025-3227(98)00098-X)
- Zeppilli, D., Sarrazin, J., Leduc, D., Martínez Arbizu, P., Fontaneto, D., Fontanier, C., Gooday, J.A., Kristensen, R.M., Ivanenko, V.N., Sorensen, M.V., Vanreusel, A., Thebault, J., Mea, M., Allio, N., Andro, T.,

Arvigo, A., Castree, J., Danielo, M., Foulon, V., Fumeron, R., Hermabessiere, L., Hulot, V., James, T., Langonne-Augen, R., Le Bot, T., Long, M., Mahabror, D., Morel, Q., Pantalos, M., Pouplard, E., Raimondeau, L., Rio-Cabello, A., Seite, S. Traisnel, G., Urvoy, K., Van Der Stegen, T., Weyand, M. & Fernandes, D. (2015). Is the meiofauna a good indicator for climate change and anthropogenic impacts?. *Marine Biodiversity*, 45: 505–535. [doi:10.1007/s12526-015-0359-z](https://doi.org/10.1007/s12526-015-0359-z)

Ziegler, A. F., Cape, M., Lundesgaard, Ø. & Smith, C. R. (2020). Intense deposition and rapid processing of seafloor phytodetritus in a glaciomarine fjord, Andvord Bay (Antarctica). *Progress in Oceanography*, 102413. [doi:10.1016/j.pocean.2020](https://doi.org/10.1016/j.pocean.2020)

Anexo 2. Gráficos de dispersión de las regresiones lineales con valores de Beta significativos.

