

EL BENTOS ANTÁRTICO Y SU RESPUESTA AL CAMBIO CLIMÁTICO

TESIS DOCTORAL

DOCTORANDA: BIÓL. CAMILA NEDER
DIRECTOR: DR. RICARDO SAHADE

FACULTAD DE CS. EXACTAS, FÍSICAS Y NATURALES

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA



Universidad Nacional de Córdoba

I D E A

2023

EL BENTOS ANTÁRTICO Y SU RESPUESTA AL CAMBIO CLIMÁTICO

Una aproximación usando modelos
de distribución de especies como
caso de estudio en caleta Potter

Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas
Biól. Camila Neder

Facultad de Cs. Exactas, Físicas y Naturales
Universidad Nacional de Córdoba



TESIS DE DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

**EL BENTOS ANTÁRTICO Y
SU RESPUESTA AL CAMBIO CLIMÁTICO:
UNA APROXIMACIÓN USANDO MODELOS DE
DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES COMO CASO DE
ESTUDIO EN CALETA POTTER**

Biól. Camila Neder

Director:

Dr. Ricardo Sahade

IDEA (CONICET- UNC), FCEFyN (UNC)



I D E A

Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA), UNC-CONICET

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, FÍSICAS Y NATURALES

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA
Córdoba, Argentina 2023

COMISIÓN ASESORA

Dr. Ricardo Marcelo Torres, IDEA (CONICET- UNC), FCEFyN
(UNC)

Dra. Maria Gabriela Palomo, MACNBR (CONICET)

Dra. María Gabriela Liuzzi, MACNBR

DEFENSA ORAL Y PÚBLICA

Lugar y Fecha: Córdoba, 28 de marzo de 2023

Calificación: Máxima Sobresaliente

TRIBUNAL

Firma:

Aclaración:

Firma:

Aclaración:

Firma:

Aclaración:

“Tomar una decisión es optar por dejar otra de lado. Toda acción decidida que tiene una finalidad es política. La observación está sesgada entonces por la teoría y supuestos de nuestra cabeza. El conocimiento está contextualizado en un entorno. Entonces ¿es esto ciencia? Sí, validada y epistemológica. ¿Neutral? Jamás. Será siempre acorde a su contexto. ¿Verdadera? Te retruco, ¿acaso llegamos a eso? La ciencia es entonces, una acumulación progresiva de las realidades conocidas.”

[CN- Comunica al Natural]

Agradecimientos

En los momentos de cierre, resulta a veces difícil mirar hacia atrás y reconocer todo el camino andado y cada quién que allí estuvo. Me nace antes que nada reconocer que cada persona tuvo un rol fundamental en el aprendizaje que me permitió tomar las decisiones necesarias para transitar el doctorado. Me surge, además, agradecer a cada una, sabiendo que quizás necesitaría páginas y páginas en blanco para poder realmente hacerlo. Porque cuando se trata de ciencia en acción, jamás podremos lograrlo desde la singularidad. Sino bien, gracias a una gran red, que cada vez se expande más. Seré breve, quizás, como no lo fui tanto en las páginas que siguen a continuación con mucho Anexo.

Agradezco a mi director Ricky por los innumerables desafíos para desarrollarme como científica que me permiten hoy sostenerme de una manera diferente y por insistir en que ninguna discusión debe ser tomada de manera personal. Al equipo completo de ECOMARES y BAA, en especial a L. Torre, E. Calcagno, M. Ruiz, C. de Aranzamendi, C. Lager, L. Ferrero, C. Rimondino, N. Servetto, J. Antacli y M. Tatián por su asistencia, su capacidad de tranquilizarme, sus historias compartidas y su capacidad de escucha.

A los miembros de la Comisión Asesora: Dr. R. Torres y Dra. G. Palomo por el seguimiento y tiempo dedicado de lectura a lo largo del recorrido de estos cinco (+plus covid) años de tesis, y a la Dra. G. Liuzzi, ante su incorporación. Agradezco sus los comentarios y sugerencias que contribuyen a mejorar la calidad de esta investigación.

A las diferentes investigadoras argentinas que me permitieron trabajar en colaboración, en especial a C. Matula, D. Deregibus y L. Quartino por su confianza en mi trabajo y permitirme indagar en las aguas de las macroalgas, y a I. Schloss por asistir en el estudio de una de las variables más críticas para esta tesis. A G. Martínez-Méndez, el grupo OUAT y T. Maggioni por abrirme las puertas para canalizar mis ganas de comunicar la ciencia.

Las muchas oportunidades de viajes con sus varios pasajeros que han contribuido en el conocimiento y aventura puesta en esta tesis. Thank you very much to each researcher and friend I met around the world who contributed to research with passion and dedication. Special thanks to all those from Germany. To K. Jerosch, my adoptive Doktormutter, for her confidence in the young lady who walked through that door with a hunger for learning and action wills, and her guidance. To H. Pehlke, to whom almost none of all of this might be possible without his permanent assistance and creativity in programming. To the great FESOM-Team: V. Fofonova, A. Androsov, I. Kuznetsov and U. Falk for making me feel that science modelling could be like Christmas. To Doris Abele for her magnificence, wherever you are now. To Steffy and Lars for their constant support. And of course, to the amazing Gordol@s lechones international lunch group for sharing every single day without cappuccinos after pizza, for laughing, for mates and friendship. To Diana, Špela & Cote for each Ladies' night. An L. Minnemann und ihnen Familie für die ständige Unterstützung, die mir das Gefühl gab, dazugehören, und dafür, dass euch für mich da waren, als ich euch am meisten brauchte.

A las amigas de siempre, Lud, Vicky, Dani, Iara, Mari, Anto, Beta, Marie por entenderme y acompañarme en las mil un veces necesarias, por escuchar cada problema

e historias repetidas instancias. Por estar siempre incluso cuando no pude expresar que las necesitaba.

A mi familia completa, completísima y asociadxs: madre, padre, hermanas, hermano, tías, Nona, abuela, tía-abuela, primixs, Tati, por esclarecer el camino y motivarme innumerable veces a que luche por lo que deseo, con pilas y que levante la cabeza para ir hacia adelante, siempre. Incluso también a las SinCor por cada comida siendo fan de mis viajes y estudios.

Necesario es también, agradecer a quienes me bajan a consciencia, a quienes permiten el autoaprendizaje, a ese escuadrón de rescate que me ha permitido superar cada desafío y canalizar las decisiones de vida para que con ello, el transitar se disfrute. Gracias a I. Rame; C. Isares, P. Kloster, L. Monserrat y Grupo DDC. Incluso al reciente Grupo EP_Team por bancar mis locuras, las insistencias de entrenamiento y ser mi cable a tierra en momentos que quizás no se han imaginado: gracias especiales a Emi por coordinar la magia, a Franco por su siempre; a Valen, Aye, Mauri, Sole y Pehuen por sus pilas presentes.

Como digo siempre, representamos mucho más que nosotros mismos. Somos y representamos eso que tampoco se ve. Y el esfuerzo y tiempo dedicado de un doctorado con ciencia pública va asociado a las muchas instituciones y proyectos que lo sostienen. Gracias por la financiación, el espacio, la gestión y logística al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET-BECA DOC'16 Res. N° 4252/116), al Servicio de Intercambio Académico Alemán (DAAD) y el Ministerio de Educación Argentina (beca ALEARG'18 ref N° 91700957). Al Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA) y el Alfred Wegener Institute-Helmholtz Center for Polar and Marine Research (AWI) por brindarme lugar de trabajo. Al Instituto Antártico Argentino (IAA) y la Dirección Nacional del Antártico (DNA), por la logística en las campañas antárticas que permitieron no sólo la recolección de los datos usados en esta tesis por diferentes investigadores, sino también coronar esta investigación doctoral con mi propia experiencia antártica CAV 22/23; agradeciendo en especial a Cata, Pato, Dieguito, Edu; y mis invernantes favoritos Mechi, Lean y Mauro. Al Doctorado en Cs. Biológicas (FCEFN, UNC) en especial a Claudia, Julio y Jeremías, por la constante asistencia en cualquier trámite necesario de hacer y su dedicación por responder toda posible duda de cada doctorando.

A una y cada una de las personas que transitaron a lo largo de estos años, que motivaron, desafiaron, movilizaron y plantaron en mí la semilla de la pasión por el aprendizaje y la importancia de la palabra al comunicar y transmitir; gracias inmensas. Ahora sí, travesía realizada.

Publicaciones derivadas de la tesis

PUBLICACIONES REVISTAS INDEXADAS INTERNACIONALES:

1. **Neder C**, Sahade R, Abele D, et al (2020) Default Versus Configured-Geostatistical Modeling of Suspended Particulate Matter in Potter Cove, West Antarctic Peninsula. *Fluids* 5:235. <https://doi.org/10.3390/fluids5040235>
2. Lager C, **Neder C**, Merlo P, et al (2021) Tidewater glacier retreat in Antarctica: The table is set for fast-growing opportunistic species, is it? *Estuarine Coastal Shelf Science* 260:107447. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107447>
3. **Neder C**, Fofonova V, Androsov A, et al (2022) Modelling suspended particulate matter dynamics at an Antarctic fjord impacted by glacier melt. *Journal of Marine Systems* 231:103734. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2022.103734>
4. Deregibus D., Campana G. L, **Neder C**. Barnes D. K. A., Zacher K., Piscicelli J. M., Jerosch K., Quartino M. L. (2023). Potential macroalgal expansion and blue carbon gains in Antarctic newly ice-free coastal areas. *Marine Environmental Research* 189:06056 <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.106056>

PUBLICACIONES REVISTAS INDEXADAS NACIONALES:

1. **Neder C.**, Maggioni T. (2021). Científicas y científicos sin fronteras: Entrevista a Camila Neder. *Revista +IDEA sobre Fauna* (1:1) ISSN 2796-7581. Pág 31-38. <https://www.idea.conicet.unc.edu.ar/files/Revista-idea-n%C2%B01.pdf>
2. **Neder C.** (2022). Donde sea que estés, te encontraré. *Revista +IDEA sobre Fauna* (2:3) ISSN 2796-7581. Pág 28-34. <https://www.idea.conicet.unc.edu.ar/files/Revista-mas-idea-3.pdf>

BASES DE DATOS:

1. **Neder C.**, Jerosch K., Scharf, F. K (2016). What is available and who does it? Metadata available for German-Argentinian Cooperation compiled during IMCOAST/IMCONET Project: 25 Years of investigation in Potter Cove, Carlini Station, King George Island (Isla 25 de Mayo). [doi:10.1594/PANGAEA.869248](https://doi.org/10.1594/PANGAEA.869248). PANGAEA
2. **Neder C.**, Jerosch K., Ruiz Barlett E., Monien D., Quartino M. L., Deregibus, D., Campana G. L., Schloss I. R. (2016) A compilation of physical oceanography CTD profiles (Conductivity, Temperature & Density), voltage, turbidity and salinity - 123 Stations in Potter Cove, KGI, Antarctic during 24 years of German-Argentinian cooperation (1991-2015). [doi:10.1594/PANGAEA.869413](https://doi.org/10.1594/PANGAEA.869413). PANGAEA
3. Schloss I. R.; Gonzáles O., **Neder, C.** (2016) Physical oceanography at CTD stations of five transects in Potter Cove in 2008. [doi:10.1594/PANGAEA.869354](https://doi.org/10.1594/PANGAEA.869354). PANGAEA
4. Schloss I. R.; Ferreyra G. A., **Neder, C.** (2016) Physical oceanography at CTD stations of three transects in Potter Cove in 1996 and 1997. [doi:10.1594/PANGAEA.869352](https://doi.org/10.1594/PANGAEA.869352). PANGAEA
5. **Neder C.**, Jerosch K., Ruiz Barlett E., Schloss I. R. (2016) Meteorological variables in Potter Cove, Carlini Station, King George Island (Isla 25 de Mayo) during 24 years German-Argentinian cooperation (1991-2015) compiled within IMCONet. [doi:10.1594/PANGAEA.869822](https://doi.org/10.1594/PANGAEA.869822). PANGAEA
6. **Neder C.**, Jerosch K., Monien D., Philipp, Eva E R; Schloss I. R. (2016). Compilation of suspended particulate matter (SPM) and meteorological data in Potter Cove (74 stations), Carlini Station, King George Island (Isla 25 de Mayo) of 21 years German-Argentinian cooperation (1992-2013) compiled within IMCONet. [doi:10.1594/PANGAEA.871275](https://doi.org/10.1594/PANGAEA.871275). PANGAEA
7. Schloss I. R.; **Neder C.**, Jerosch, Kerstin (2016) Suspended particulate matter (SPM) stations of 3 georeferenced transects in Potter Cove 1996-1997. [doi:10.1594/PANGAEA.869810](https://doi.org/10.1594/PANGAEA.869810). PANGAEA
8. **Neder C.**, Jerosch K., Monien D., Philipp, Eva E R; Schloss I. R. (2016) Meteorological variables of SPM sample stations in Potter Cove, Carlini Station, King George Island (Isla 25 de Mayo)

Mayo) during 22 years German-Argentinian cooperation (1991-2013) compiled within IMCONet. [doi:10.1594/PANGAEA.871274](https://doi.org/10.1594/PANGAEA.871274). PANGAEA

9. **Neder C.**, Jerosch K., Ruiz Barlett E., Schloss I. R. (2017) A join of 85 physical oceanography CTD profiles with meteorological variables in Potter Cove, Carlini Station, King George Island (Isla 25 de Mayo) during 24 years German-Argentinian cooperation (1991-2015) compiled within IMCONet. [doi:10.1594/PANGAEA.870573](https://doi.org/10.1594/PANGAEA.870573). PANGAEA

10. **Neder C.**, Jerosch K., Ruiz Barlett E., Schloss I. R. (2017) 85 physical oceanography CTD profiles in Potter Cove merged by cluster and distance analysis. [doi:10.1594/PANGAEA.870572](https://doi.org/10.1594/PANGAEA.870572). PANGAEA

CONGRESOS Y CONFERENCIAS:

1. **Neder C.**, Lager C, Jerosch K, Sahade R, Abele D. (2019). Recently ice-free areas in an Antarctic fjord: slow colonization of the soft-coral *Malacobelemnion daytoni* in Potter Cove? What species distribution models can say? DAAD Science Meeting, 12-14 April 2019, University of Hannover, Hannover, Alemania.

2. **Neder C.**, Fofonova V., Androsov A., Kuznetsov I., Abele D., Jerosch K. (2019). A new hydrodynamic model for terrestrial run-off in West Antarctic glaciated coves, 5th Young Earth Scientist YES Network Congress, Berlin, Germany, 9 September 2019 - 13 September 2019. [hdl:10013/epic.76a972a3-ffeb-4442-9c0e-cd4a39c2d411](https://hdl.handle.net/10013/epic.76a972a3-ffeb-4442-9c0e-cd4a39c2d411)

3. **Neder C.**, Lager C., Jerosch K., Sahade R., Abele D. (2019). Recently Ice-Free areas of an Antarctic fjord and its colonization: the particular case of *Malacobelemnion daytoni* in Potter Cove, 5th International Young Earth Scientist (YES) Conference, Berlin, 9 September 2019 - 13 September 2019. [hdl:10013/epic.effd4e9a-8142-449e-9c42-34139d21cd3b](https://hdl.handle.net/10013/epic.effd4e9a-8142-449e-9c42-34139d21cd3b)

4. Deregibus D., Campana G. L., Neder C., Barnes D. K. A., Zacher K., Piscicelli J. M., Jerosch K., Quartino M. L. (2022). Chasing glacier retreat: macroalgal expansion and blue carbon gains in coastal ice-free areas. 10° SCAR- Open Science Conference

5. Fofonova, V. , Androsov, A. , Kuznetsov, I., Harig, S. , Rakowsky, N. , Wiltshire, K. H. , **Neder, C.** and Rubineti, S. (2022). FESOM-C: overview of the recent applications Topic IV seminar, Bremerhaven, Germany. [hdl:10013/epic.c653cdf6-af54-489f-99cc-eceef5d33a0f](https://hdl.handle.net/10013/epic.c653cdf6-af54-489f-99cc-eceef5d33a0f)

LIBROS:

1. **Neder C.**, Martínez-Méndez G., Elyashiv H., OUAT et al. (2021). Había una vez...un cuento científico. 1ª ed, Ed. Ivana Myszkoroski, Córdoba Argentina, ISBN 978-978-48303-5-7.

COMUNICACIÓN PÚBLICA DE LA CIENTÍFICA:

1. Revista +IDEA sobre Fauna ISSN 2796-7581 (Vol 1-4) Revista comunicación científica. Grupo Editorial. Argentina. Córdoba. <https://www.idea.conicet.unc.edu.ar/revista-idea/>

2. Where is the red sock? Wissenschaft Fürs Wohnzimmer. <https://www.youtube.com/watch?v=gw%20PBptXQg94&t=2s>

3. Plumi und der Schokoladenfluss. Evento de lectura presencial en el museo Übersee-Museum <https://www.uebersee-museum.de/veranstaltung/plumi-und-der-schokoladenfluss/>

4. Científicos con Vos y Voz Podcast en Científicos con Vos y voz: Cambio climático y el deshielo de los glaciares. <https://open.spotify.com/episode/OngsDZgr3jIAqZwzodW5Kz?si=56f233cd7a284f3f>

5. Once Upon a Time, a scientific fairy tale (Vol. II). Cuentos infantiles con base científica en inglés, alemán, castellano e italiano. Grupo OUAT. Bremen, Alemania. ISBN: 978-3-8378-1500-9 <https://sites.google.com/view/eraseunavez-uncuentocientifico/sobre-nosotros?authuser=0>

Índice

AGRADECIMIENTOS	V
PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA TESIS	VII
ÍNDICE	IX
ACRÓNIMOS	XII
RESUMEN	XIII
CAPÍTULO I	1
I.1 LA ANTÁRTIDA Y EL CAMBIO CLIMÁTICO	2
I.2 MODELOS USADOS EN ECOLOGÍA	10
I.3 OBJETIVO GENERAL	12
I.4 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
I.5 HIPÓTESIS	13
I.6 PREDICCIONES	13
CAPÍTULO II	14
II.1 EL ENTORNO AMBIENTAL CONDICIONANTE	15
II.2 INTRODUCCIÓN A MODELOS ESPACIALES DE VARIABLES AMBIENTALES	17
II.3 METODOLOGÍA	19
II.3.1 MODELIZACIÓN ESPACIAL ASOCIADA A LA RETRACCIÓN DEL GLACIAR FOURCADE	29
II.3.2 MODELIZACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN Y DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DEL SPM	32
II.3.2.1 <i>Aproximación con modelos multivariados</i>	33
II.3.2.2 <i>Aproximación con modelos geoestadísticos</i>	35
II.3.2.2a Flujo de trabajo para modelos geoestadísticos	35
II.3.2.2b Exploración de datos y preprocesamiento	37
II.3.2.2c Estrategia de modelado	38
II.3.2.2d Evaluación del modelo e índices de desempeño	39
II.3.2.3 <i>Aproximación con el modelo numérico hidrodinámico FESOM-C</i>	39
II.3.2.3a Descripción del modelo FESOM-C	40
II.3.2.3b Delimitación del dominio	41
II.3.2.3c Configuración de FESOM-C	41
II.3.2.3d Módulo de rastreo lagrangiano de FESOM-C	44
II.3.2.3e Módulo FESOM-C de sedimento	44
II.3.2.3f Evaluación del módulo de sedimentos	45
II.3.3 MODELIZACIÓN DE VARIABLES OCEANOGRÁFICAS Y RELACIONADAS AL TIPO DE SUSTRATO DEL FONDO MARINO	45
II.4 RESULTADOS	48
II.4.1 LA RETRACCIÓN DEL GLACIAR FOURCADE	48
II.4.2 DISTRIBUCIÓN Y CONCENTRACIÓN ESPACIAL DEL SPM	50
II.4.2.1 <i>SPM y sus asociaciones usando modelos multivariados</i>	50
II.4.2.2 <i>SPM según modelos geoestadísticos</i>	52
II.4.2.2a Proceso exploratorio previo: Análisis de Voronoi y de vecindad	52
II.4.2.2b Diferencias entre las modelizaciones geoestadísticas	55
II.4.2.2c Evaluación y desempeño de los modelos implementados	60
II.4.2.3 <i>La dinámica del SPM</i>	62

II.4.2.3a Análisis de vientos en caleta Potter	62
II.4.2.3b Hidrodinámica en caleta Potter	65
II.4.2.3c Trayectorias lagrangianas	69
II.4.2.3d Dinámica del material particulado en suspensión	73
II.4.2.3e Evaluación del modelo FESOM-C.....	75
II.4.3 CARACTERÍSTICAS OCEANOGRÁFICAS Y DEL FONDO DE SUSTRATO DE POTTER AL PRESENTE	79
II.5 DISCUSIÓN	83
II.5.1 ÁREAS RECIENTEMENTE LIBRE DE HIELO E INGRESO DE AGUA DE DESHIELO	83
II.5.2 MATERIAL PARTICULADO EN SUSPENSIÓN Y SU DISTRIBUCIÓN ESPACIAL	86
II.5.2.1 <i>Insuficiencia por modelos multivariados</i>	87
II.5.2.2 <i>Evaluación de los enfoques de modelización geoestadística e hidrodinámica de la pluma de sedimento en caleta Potter</i>	88
II.5.2.3 <i>Jerarquía de factores de cambio costeros para la dinámica del transporte de sedimento</i>	93
II.5.2.4 <i>Distribución espacio-temporal del SPM</i>	94
II.5.2.5 <i>Implicancias ecológicas de la distribución de SPM</i>	99
II.5.3 EL FONDO MARINO DE POTTER	102
II.5.3.1 <i>Batimetría y variables derivadas</i>	102
II.5.3.2 <i>Tipo de sustrato</i>	103
II.5.3.3 <i>Características biogeoquímicas: hierro y sílice en sedimentos</i>	105
II.6 CONCLUSIONES	108
CAPÍTULO III	112
III.1 EL BENTOS ANTÁRTICO Y SU DISTRIBUCIÓN	113
III.2 METODOLOGÍA	118
III.2.1 DATOS EXISTENTES: MUESTREOS DE FOTO-TRANSECTAS	118
III.2.2 DATOS ACTUALIZADOS: MUESTREO DE VIDEO-TRANSECTAS	118
III.3 RESULTADOS.....	123
III.3.1 DISTRIBUCIÓN DEL BENTOS DE POTTER	123
III.3.2 CARACTERIZACIÓN DEL ENSAMBLE BENTÓNICO	128
III.3.3 RANGOS AMBIENTALES DEL BENTOS	130
III.4 DISCUSIÓN	135
III.4.1 LA DISTRIBUCIÓN DEL BENTOS ANTÁRTICO CON FOCO EN MACROALGAS Y ZOOBENTOS REPRESENTATIVO DE POTTER	135
III.4.2 LA RIQUEZA DE ESPECIES DE POTTER	145
III.4.3 INTERPRETACIONES LIMITADAS SEGÚN LA METODOLOGÍA APLICADA	148
III.5 CONCLUSIONES	151
CAPÍTULO IV	153
IV.1 LOS MODELOS DE DISTRIBUCIÓN COMO HERRAMIENTA PARA ESTUDIOS ECOLÓGICOS	154
IV.2 CARACTERÍSTICAS DE LOS ORGANISMOS BENTÓNICOS EN ESTUDIO	156
IV.3 METODOLOGÍA	161
IV.3.1 REGISTROS BIOLÓGICOS Y REDUCCIÓN ESPACIAL.....	161
IV.3.2 SELECCIÓN DE VARIABLES AMBIENTALES	163
IV.3.3 MODELIZACIÓN DE LA IDONEIDAD AMBIENTAL	167
IV.3.3.1 <i>Calibración y evaluación del modelo de distribución</i>	167
IV.3.3.2 <i>Modelos conjuntos y mapa binarios</i>	169

IV.3.4 COMPARACIÓN A DOS ESCALAS TEMPORALES BAJO DIFERENTES ESTADÍOS AMBIENTALES	171
IV.4 RESULTADOS	172
IV.4.1 CALIBRACIÓN Y EVALUACIÓN DE LOS MDES INDIVIDUALES	172
IV.4.2 MODELIZACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DEL BENTOS	178
IV.4.2.1 Importancia de las variables ambientales para la distribución	178
IV.4.2.2 Modelos conjuntos e idoneidad ambiental para el bentos	179
IV.4.2.3 Mapas binarios	185
IV.4.3 CAMBIOS EN LA DISTRIBUCIÓN DE FAUNA TÍPICA	188
IV.5 DISCUSIÓN	190
IV.5.1 LA IDONEIDAD AMBIENTAL DEL BENTOS ANTÁRTICO Y SU DISTRIBUCIÓN ACTUAL	190
IV.5.1.1 La determinación del hábitat y de la distribución del bentos antártico desde los MDES	191
IV.5.1.2 El ensamble de macroalgas	195
IV.5.1.3 El ensamble de fauna bentónica	200
IV.5.2 DEL PASADO AL PRESENTE: ANÁLISIS DE CAMBIOS EN LA DISTRIBUCIÓN	208
IV.5.3 LIMITACIONES DE LOS MODELOS DE DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES	210
IV.5.3.1 ¿Qué datos de entrada?	210
IV.5.3.2 ¿Uno o varios? La aplicación de modelos conjuntos	212
IV.6 CONCLUSIONES	214
CAPÍTULO V	218
V.1 NUEVAS ÁREAS Y CARBONO AZUL	219
V.2 METODOLOGÍA	220
V.2.1 HÁBITAT DE VARIAS ESPECIES EN CONJUNTO	220
V.2.2 ENSAMBLE BENTÓNICO DE POTTER: ASOCIACIONES Y RIQUEZA POTENCIAL	221
V.2.3 EXPANSIÓN DE ÁREAS RECIENTEMENTE LIBRES DE HIELO	221
V.2.4 ESTIMACIÓN DE CARBONO	222
V.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	224
V.3.1 MODELOS DE COMPOSICIÓN VERSUS MAPAS DE COMPOSICIÓN	224
V.3.2 HÁBITAT DEL ENSAMBLE BENTÓNICO DE CALETA POTTER	229
V.3.3 EXPANSIÓN DEL BENTOS EN ÁREAS LIBRE DE HIELO	235
V.3.4 ESTIMACIÓN DE CARBONO CAPTURADO DESDE LA BASE DE MDES DE TAXONES BENTÓNICOS ANALIZADOS EN POTTER	236
V.4 CONCLUSIONES	240
CAPÍTULO VI	242
VI.1 CONCLUSIONES GENERALES	243
BIBLIOGRAFÍA	248
ANEXOS	278

Acrónimos

Las figuras, tablas y anexos siguen la nomenclatura según el capítulo, aquellas indicadas con una letra más la numeración corresponden al Anexo.

Acrónimo	Significado	Acrónimo	Significado
Σ CN	Sumatoria de vecinos más cercanos	MDE (MDEs)	Modelo/s de distribución de especie/s
Σ FAN	Sumatoria de vecinos más lejanos	MFAN	Media de vecinos más lejanos
ACCURACY	Método evaluativo Accuracy fracción correcta	MH	Hábitat marino
C	Carbono	MN	Media de todos los vecinos
CCA	Corriente Circumpolar Antártica	MS	Media estandarizada
CO ₂	Dióxido de carbono	MWS	Estaciones de arroyos de agua de deshielo
EBK	Kriging Bayesiano Empírico	OK	Kriging Ordinario
FH	Hábitat de fiordo	PA	Península Antártica
GAM	Modelo Aditivo Generalizado	PSLC	Peso seco libre de cenizas
GBM	Modelo potenciado generalizado/Árboles de regresión potenciada	RF	Random Forest
GLM	Modelo Lineal Generalizado	RMSS	Error cuadrático medio estándar
HGI	Área de alta influencia glaciar dentro del HMFH	ROC	Método evaluativo <i>Relative Operating Characteristic</i>
HMFH	Hábitat fiórdico de alta influencia glaciar	SC	Subcuencas
KAPPA	Método evaluativo <i>Kohen's Kappa</i>	SK	Kriging Simple
LGI	Área de baja influencia glaciar dentro del LMFH	SPM	Material particulado en suspensión
LMFH	Hábitat fiórdico de baja influencia glaciar	TSS	Método evaluativo <i>True Statistics Skills</i>
MCN	Media de vecinos más cercanos		

Resumen

En el actual contexto de cambio climático global con un aumento de temperaturas atmosféricas asociado al incremento de emisiones antropogénicas de dióxido carbono (CO₂), la Península Antártica (PA) ha sido señalada como una de las áreas más susceptibles y vulnerables del planeta. Indicando que la gran biodiversidad que alberga podría verse afectada. Entre los cambios desencadenados en la criósfera se evidencian el colapso de barreras y la disminución del hielo marino anual e interanual, tanto en extensión como en duración, y los retrocesos de glaciares principalmente a lo largo de la PA occidental, el cual tendría el mayor efecto en sistemas costeros, particularmente en fiordos. En estos casos, la retracción muestra efectos contrapuestos al exponer nuevas áreas libre de hielo posibles de ser colonizadas, pero cambiar las condiciones del entorno que afectaría la idoneidad ambiental para determinadas especies. Nuevos hábitats disponibles para ser colonizados permiten un incremento en la producción primaria y secundaria como así también un aumento en la diversidad del sistema. Pero, por otro lado, el proceso desencadena alteraciones en las condiciones oceanográficas y ambientales que pueden promover el efecto contrario en los ensamblajes ya establecidos.

La retracción del glaciar Fourcade que rodea a caleta Potter (Isla 25 de Mayo/King George) con diferentes tasas de retroceso según los períodos anuales analizados, moldea el sustrato de fondo, libera nuevas áreas y genera diversos hábitats de condiciones ambientales que responden a la transición desde el ecosistema terrestre al marino en la dinámica de sedimentos arrastrados por escorrentía. Este material particulado en suspensión (SPM) es uno de los factores principales asociado a los cambios observados en estructura y distribución del ensamblaje bentónico. Es por ello que la presente tesis doctoral aporta al conocimiento de ensamblajes bentónicos antárticos al estimar los patrones de distribución de distintas especies presentes en caleta Potter y su proyección en respuesta al cambio climático regional. En particular, a aquellas respuestas asociadas al retroceso del glaciar.

El **Capítulo I** aborda desde el marco teórico, la problemática que plantea el cambio climático en la PA con foco en caleta Potter, como también el uso de modelos numéricos y estadísticos aplicados en ecología como herramienta para incrementar el conocimiento de los ecosistemas costeros. El **Capítulo II** se focaliza en la aplicación de diferentes metodologías para modelar el conjunto de variables ambientales que caracterizan, integralmente, el área de estudio al presente (2010-2020). Desde una perspectiva oceanográfica, glaciológica, sedimentológica y biogeoquímica, 41 variables ambientales y 5 líneas del frente glaciar Fourcade fueron modeladas espacialmente en formato ráster y vectoriales, respectivamente, a partir de datos *in situ* del programa de monitoreo constante desarrollado por más de 30 años en caleta Potter, y de imágenes del satélite Landsat 8. Además, se desarrollaron 7 variables glaciológicas descriptoras de la situación en 1956, fecha en la que la primera posición del frente glaciar fue georreferenciada. La retracción del glaciar Fourcade expone áreas libres de hielo y arrastra por escorrentía sedimentos hacia la caleta, cuya dinámica espacio-temporal para el verano austral fue modelada a partir de la aplicación de un modelo numérico hidrodinámico de FESOM-C, cuya variación en la extensión de la pluma de sedimento dada por la concentración del SPM se visualizó mediante un video. La caracterización ambiental de Potter permite clasificarla espacialmente en cuatro hábitats ubicados en tres secciones (interna, central y externa) de la caleta asociados a la influencia glaciar (HMFH, LMFH, FH, MH).

Luego, en el **Capítulo III** se define la distribución espacial de taxones del ensamble bentónico en Potter a través del análisis de videos y foto-transectas, como también su relación con el entorno analizando el rango de variabilidad ambiental en el que se encuentran presentes. Se registró un total de 88 taxones a diferentes niveles taxonómicos, donde 51 son a nivel de especie, 16 morfos no identificados en especies correspondientes a esponjas, briozoos, poliquetos, crinoideos y gasterópodos, y 22 taxones de mayor orden. Se determinó un máximo potencial de 74 especies, con un máximo de 17 en coexistencia en el área de mayor hidrodinámica ubicada en la caleta central dentro del hábitat que representa la transición del sistema terrestre, la plumas de sedimento en el área de mayor influencia glaciaria y el sistema marino de aguas abiertas con prácticamente nula influencia glaciaria. Adquiere importancia en la distribución del bentos la circulación del agua, la velocidad de la corriente y el transporte de partículas, no sólo de alimento sino también de larvas pelágicas, que favorezcan la colonización de nuevas áreas libres de hielo como también indiquen un posible letargo entre la apertura de nuevo sustrato y la colonización de una especie.

A través de la construcción de Modelos de Distribución de Especies (MDEs) con sus estrategias de calibración y desafíos expuestos en los **Anexos**, el **Capítulo IV** evalúa la idoneidad ambiental de 16 taxones conspicuos del macrobentos antártico proyectada al área de estudio. Un área total de 6,67 km² resultó idónea como hábitat potencial para el desarrollo de dos grupos representativos: las macroalgas con alta idoneidad ambiental en las áreas de sustrato duro de la caleta y el zoobentos, predominante en las áreas de sustrato blando. Se encontró una idoneidad ambiental taxón-específica, donde en términos acumulativos, la distribución de ambos grupos responde a variables ambientales ligadas al retroceso glaciario. Puntualmente, para las macroalgas resultó importante la concentración mediana de SPM, la distancia al glaciario, la temperatura promedio en la columna de agua en estado estratificado y la probabilidad de sustrato duro. Y para el zoobentos analizado, la distancia al glaciario, el tamaño medio del grano, la concentración mediana de SPM y la batimetría. Además, dicho Capítulo aborda para un escenario del pasado (1956) la distribución de dos especies representativas de los cambios estructurales del ensamble bentónico asociados a cambios ambientales observados, una ascidia y una pluma de mar, que responden con cambios en su distribución con una ganancia de hábitat al retirarse el glaciario. Contrario a lo esperado, la respuesta de la ascidia, sugiere una tolerancia a valores altos de SPM, hipotetizando la posibilidad de umbrales límites que provocarían cambios en la estructura del ensamble bentónico.

Como un paso extra, tomando como base los MDEs de los taxones implicados, en el **Capítulo V** se estudia las asociaciones interespecíficas a partir de la generación de mapas de riqueza y composición determinando un potencial solapamiento de hábitat y coexistencia. La retracción glaciaria desde el 1956 al presente 2020, abrió una extensión de 1,61 km² libre de hielo que implicaría una potencial expansión de las macroalgas en 0,42 km² y una estimación de 9,72 ± 6,32 toneladas de C orgánico capturado (entendido como fijación y almacenado). Mientras que, para la fauna bentónica analizada, los 1,35 km² hábitat idóneo resultaron en un valor mínimo estimado de 0,16 ± 0,08 toneladas de C orgánico capturado durante 1956-2020. Finalmente, en el **Capítulo VI** se integran los resultados y se interpreta de manera global el ecosistema costero de caleta Potter desde una perspectiva biológica en respuesta al cambio climático.

Capítulo I

Introducción general: El contexto Antártico



1.1 La Antártida y el cambio climático

A lo largo de las últimas décadas, las rápidas respuestas del ecosistema al cambio climático en la Antártida fueron evidentes. La aceleración de las emisiones antropogénicas de dióxido de carbono (CO₂) es una de las causantes principales que determinaron que la Península Antártica (PA) haya experimentado un calentamiento regional y cambios oceanográficos con consecuencias biológicas (Steffen et al. 2018; Henley et al. 2019). El Cambio Climático es definido por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, del inglés) como “un cambio de clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera mundial y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante períodos de tiempo comparables”. Distingue así entre el cambio climático atribuible a las actividades humanas de aquella variabilidad climática causada naturalmente (IPCC 2018). Meredith et al. (2019) menciona que “las regiones polares serán en el futuro, diferentes a las de hoy, y el grado de tal diferencia dependerá de la tasa y magnitud del cambio climático global, que desafiarán las respuestas adaptativas regionales y globales”. Esto evidencia la necesidad de hacer foco en estas áreas de alta latitud.

En dicho contexto, los cambios en la criósfera son indiscutibles. En la PA (Fig.1.1a) se registró una disminución en la formación, extensión y grosor del hielo marino plurianual y estacional (Stammerjohn et al. 2008; Cook y Vaughan 2010; Comiso et al. 2017; IPCC 2019a); un incremento de temperatura de la capa de suelo permanentemente congelado (Meredith et al. 2019); el derretimiento de glaciares con marcados retrocesos (Cook et al. 2016), y hasta el colapso de grandes barreras de hielo que generan un aumento en el número de témpanos (Vaughan y Doake 1996; Clarke et al. 2007; Barnes et al. 2018). Los cambios en la capa de hielo en la Antártida han sido relacionados con el incremento de la temperatura superficial (Comiso et al. 2017; Turner et al. 2020). Aunque variable localmente, la PA mostró una tendencia que triplica la media global durante la segunda mitad del siglo XX, seguida por pequeños cambios de enfriamiento durante la primera parte del siglo XXI que aún no ha generado una respuesta en el sistema, conservándose la tendencia general de pérdida de la capa de hielo (Vaughan et al. 2003; Stammerjohn et al. 2008; Turner et al. 2016). Puntualmente en la PA Occidental, al 2022, la extensión del hielo muestra valores mínimos (Comiso et al. 2022). Entre los factores que regulan el funcionamiento del sistema antártico, uno de los más importantes es la dinámica del hielo. Los mencionados cambios en la criósfera desencadenan alteraciones en procesos físicos y biológicos pudiendo generar cambios en el ecosistema a diferentes escalas espaciales y temporales. Entre algunos de ellos, se mencionan a cambios a corto plazo en los ciclos biogeoquímicos, de nutrientes y patrones de circulación; a largos plazos, la sensibilidad y resistencia; o a plazos evolutivos, la aclimatación, adaptación, migración y/o extinción de la biodiversidad (Stammerjohn et al. 2008; Constable et al. 2014; Henley et al. 2019; Morley et al. 2020). De los efectos que tiene el cambio climático sobre la criósfera, el retroceso de los glaciares puede ser el de mayor relevancia para los ecosistemas costeros de influencia glaciar, con resultados actualmente impredecibles.

La Corriente Circumpolar Antártica (CCA) es la corriente dominante en el Océano Austral y una de las más importantes del planeta al conectar al Norte con las cuencas de los océanos Atlántico, Pacífico e Índico. A su vez, el Frente Polar genera una de las barreras biogeográficas más extensas y efectivas habiendo aislado a la Antártida por unos 20 millones de años (Clarke et al. 2005). La Antártida es uno de los motores de circulación profunda de los océanos. Las corrientes generadas por masas de agua de diferentes densidades según la temperatura y la salinidad, interconectan todo el planeta (Carter et al. 2008). Durante el invierno, el agua de mar se congela y deja una capa de agua hipersalina con mayor facilidad de enfriamiento a muy bajas temperaturas. Esta capa más densa se hunde a mayor profundidad y se esparce a lo largo de la plataforma y talud antártico, desplazándose hacia el Norte (Carter et al. 2008; Hogg et al. 2015). Como resultado, estas corrientes de mayor densidad no conservan la velocidad de las corrientes superficiales guiadas por los vientos pero sí tienen un papel fundamental en el intercambio de temperatura y gases con la atmósfera, proveyendo de oxígeno a los ecosistemas abisales y secuestrando cantidades importantes de CO₂ que permanecen fuera de la posibilidad de retornar a la atmósfera (Olbers et al. 2004).

La región de la Isla 25 de Mayo (King George Island, KGI, Fig.1.1) está expuesta a la influencia de las condiciones climáticas marítimas subpolares, presentando un clima frío y seco. Esta isla suele estar fuera de las zonas secas y frías del vórtice polar¹, incluso durante el invierno, ya que los patrones de circulación climatológica global están cambiando y modificando la extensión del vórtice circumpolar alrededor de la Antártida (Henley et al. 2019; Meredith et al. 2019). Esto lleva a un incremento de las temperaturas atmosféricas donde algunas de las consecuencias son la disminución del espesor del casquete de hielo, el incremento del derretimiento de glaciares y su retracción (Stammerjohn et al. 2008; Falk y Silva-Busso 2021). El casquete de hielo que cubre la isla presentaba, hace dos décadas, un espesor medio del hielo de 250 m, con un máximo de 422 m en la parte oriental del casquete central (Blindow et al. 2010). Aunque la cobertura de hielo en la Isla 25 de Mayo ha variado, según diferentes investigaciones, en diferentes zonas y a lo largo de los años estudiados (Simões et al. 1999; Blindow et al. 2010; Rückamp et al. 2011), se ha observado una tendencia clara de retroceso glaciar (Falk et al. 2016; Pęćlicki et al. 2017; Jerosch et al. 2018; Sziło y Bialik 2018) a velocidades sin precedentes. Esta tendencia sugiere que se está perdiendo masa de hielo debido al rompimiento de la capa de hielo y al derretimiento submarino (Osmanoğlu et al. 2013).

La retracción de los glaciares que rodean las zonas costeras tiene dos consecuencias ambivalentes principales. Por un lado, abre nuevas áreas libres de hielo que pueden ser colonizadas por especies bentónicas y por el otro, provoca una modificación físico-química del ambiente. Actualmente, más del 50% sigue retrocediendo (Silva et al. 2020), lo que supone un aumento de las corrientes de agua de deshielo y una alteración del régimen de las propiedades químico-físicas del agua del mar que compromete la biodiversidad (Gutt et al. 2021). El deshielo de los glaciares induce cambios de hábitat en los ecosistemas costeros

¹ Vórtice polar: región en altas altitudes (ambos polos) más fría de continua circulación de aire de baja presión.

polares (Griffith & Anderson 1989, Dierssen et al. 2002, Clarke et al. 2007, Koppes et al. 2015, Moon et al. 2015, Hendry et al. 2018) debido al aumento de la entrada de agua dulce con una alta concentración de partículas terrestres arrastradas por escorrentía que son transportadas hacia dentro del ecosistema marino. Entre algunas de las consecuencias se encuentran cambios en las características hidro-físicas: la circulación del agua, el nivel del mar, la salinidad, la temperatura, la luz disponible debido a un aumento de la turbidez con la consecuente influencia en la producción primaria (Smith et al. 2001; Dierssen et al. 2002; Kim et al. 2018; IPCC 2019); cambios en las condiciones químicas: el pH, la concentración de hierro y la consecuente dinámica de nutrientes en la columna de agua modificando la calidad de alimento disponible para organismos suspensívoros debido a la proporción de materia orgánica/inorgánica (Henley et al. 2018; Meredith et al. 2019); y cambios en la biodiversidad: por la remoción de organismos bentónicos debido al impacto del hielo (Barnes 2017; Barnes et al. 2018; Morley et al. 2020). De esta forma, la dinámica del glaciar afecta significativamente las condiciones ambientales que permiten el desarrollo de las especies marinas (Schloss y Ferreyra 2002; Barnes y Peck 2008; Schofield et al. 2010; Gutt et al. 2013c, b, 2021; Sahade et al. 2015; Basher y Costello 2016; Dayton et al. 2019; Meredith et al. 2019; Pineda-Metz et al. 2019; Braeckman et al. 2021).

Los fiordos son estructuras morfológicas únicas e importantes de las costas glaciares muy frecuentes en la Isla 25 de Mayo. La morfología de los fiordos implica una transición del ecosistema terrestre al marino al estar moldeados por los frentes de los glaciares de marea hacia mar abierto. Conectan ecosistemas costeros total o parcialmente cubiertos por hielo, o incluso libres de él, con el mar abierto (Oerlemans 1994; Clarke et al. 2007; Cook et al. 2016). Los ecosistemas costeros de fiordo, comparativamente protegidos, suelen ser un foco de biodiversidad, altamente productivo, y zonas de reclutamiento para muchas especies marinas, incluidos los depredadores como pingüinos, focas y ballenas (Howe et al. 2010; Friedlander et al. 2020). Debido a la gran variedad de especies que habitan en la Isla 25 de Mayo, se está considerando ampliar la zona marina protegida cercana a ella (de 423000 km² a 670000 km²), según lo decidido por la Comisión de Conservación de Antártida (CCAMLR). Asimismo, esta isla ha sido asignada al Dominio 1, el cual se caracteriza por patrones de cambios meteorológicos y tiene como objetivos la protección de los hábitats representativos de los recursos marinos vivos, la preservación de los procesos ecosistémicos, la protección de áreas de importancia para especies clave, y la designación de áreas para investigación y monitoreo (CCAMLR 2018). Por lo tanto, estudios actuales de áreas ubicadas en esta isla, brindarán información que sirve de base para la proyección e interpretación de posibles cambios futuros en latitudes similares o mayores, contribuye a la asignación de áreas protegidas, como también aporta a la valoración de los servicios ecosistémicos implicados.

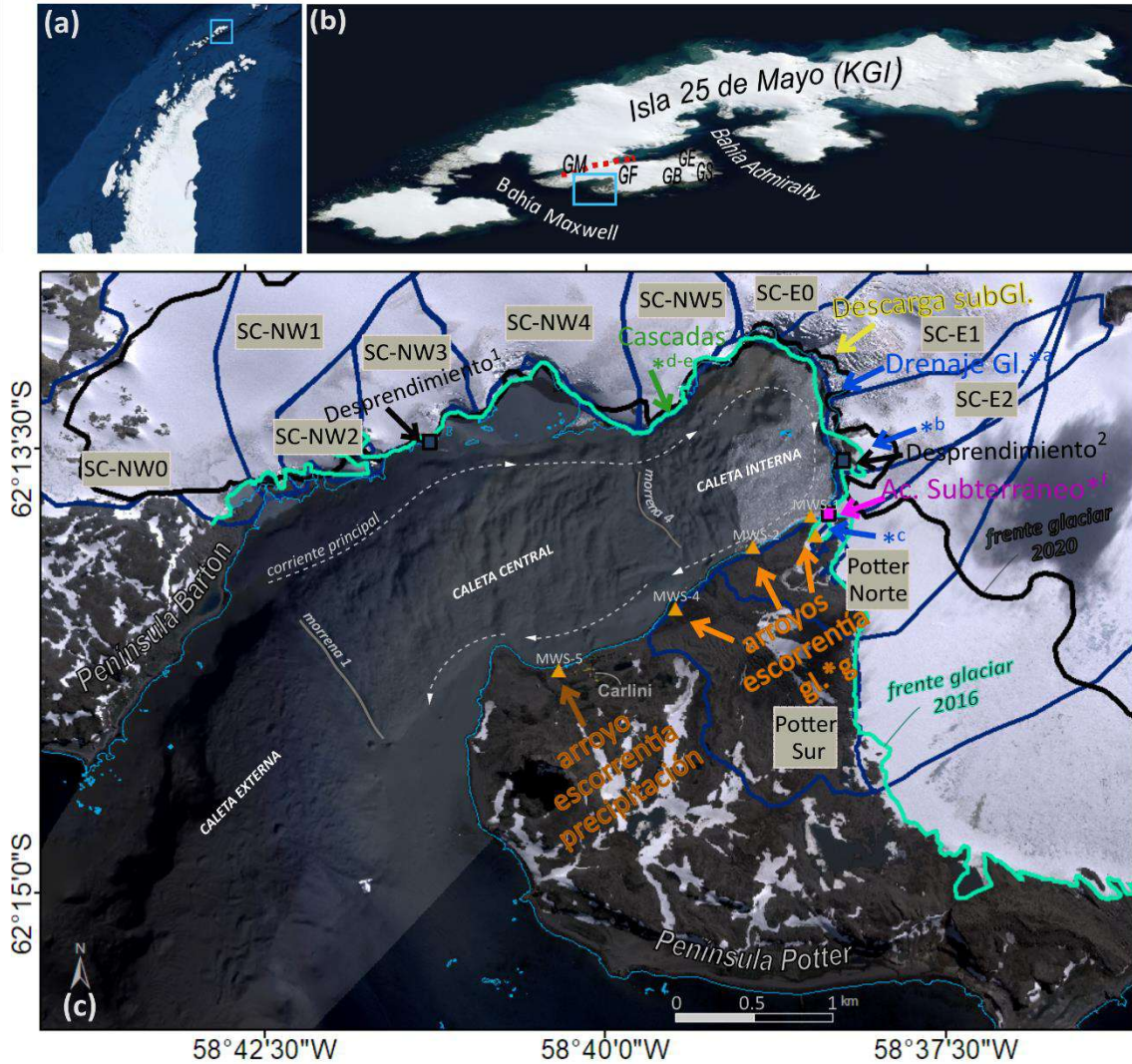


Fig.1.1: Área de estudio: **(a)** Extremo Norte de la Península Antártica Occidental **(b)** Isla 25 de Mayo (KGI, King George Island). El campo de hielo de la cuenca Warszawa queda indicado por la división de la línea roja punteada que contempla los glaciares ubicados en la margen de la Bahía Maxwell: GF: Glaciar Fourcade de caleta Potter y una porción GM: Glaciar Moczydlowski de caleta Mariana; en la margen de la Bahía Admiralty: GB: Glaciar Baranowski de la caleta Staszek, GS: Glaciar Sphinx y GE: Glaciar Ecology de las caletas Suszewski. **(c)** La cuenca del glaciar Fourcade, ubicada en la cuenca Warszawa, se subdivide en subcuencas (SC) desde el Noroeste (NW, de 0 a 5) hasta el este (E, de 0 a 2) y la cuenca de la caleta (Potter Norte y Sur). La descarga del glaciar y los procesos de entrada de agua de deshielo se muestran en flechas. Descarga glaciológica: Drenaje del glaciar (flechas azules) y corrientes/arroyos/ríos de agua de deshielo del glaciar (flechas naranja claro); Descarga hidrológica: acuíferos de agua subterránea (flecha rosa), descarga subglacial, (flecha amarilla) y cascadas (flecha verde); Desprendimientos: frente de ruptura del hielo (del punto 1 al 2 en flechas negras). El símbolo de la estrella "*" con un carácter alfabético corresponde a las fotos de la Fig. 1.2 en el lugar donde fueron tomadas. La corriente de escorrentía con origen en las precipitaciones (flecha naranja oscura) no es una descarga del glaciar, sino una entrada de agua dulce. Esgurrimiento de las corrientes de agua de deshielo con aporte de sedimentos (MWS). Mapa base de fondo Maxar-DigitalGlobe (2014).

En Caleta Potter, un fiordo de $\sim 9\text{km}^2$ ubicado en la Isla 25 de Mayo/KGI ($58^\circ 35,0$ a $58^\circ 41,0'$ O y $62^\circ 13,9'$ a $62^\circ 15,7'$ S), se encuentra asentada la Base científica argentina Carlini desde 1953. Esto ha posibilitado que sea una de las áreas de la PA más estudiadas. Se dispone de datos recolectados desde hace más de 30 años para investigaciones

interdisciplinarias que han sido resumidos por Neder et al. (2016c). En este ecosistema, las investigaciones muestran una acelerada retracción del glaciar Fourcade que rodea la caleta cubriendo Península Barton mayoritariamente, y una porción de Península Potter (Fig. I.1). Desde que hay registro (últimos ~70 años), el glaciar Fourcade se retrae con una acelerada velocidad (Rückamp et al. 2011; Falk et al. 2016). Desde el 2016, el glaciar se encuentra sobre tierra casi en su totalidad (Meredith et al. 2018) excepto en una pequeña porción hacia el Norte de la caleta (Fig.8 en Falk et al. 2016) aún cubierta de hielo.

Las primeras posiciones georreferenciadas por satélite del glaciar Fourcade son del año 1956. Durante los 50's, el glaciar descendía por el campo de hielo Warszawa desde el noreste de la caleta extendiéndose sobre el mar y cubría un amplio porcentaje de la "cabeza" de caleta Potter (caleta interna Fig.I.1c) y caleta Mariana (Fig.I.1b), la caleta aledaña al Norte de Potter en KGI (Rückamp et al. 2011). Con el paso del tiempo y el incremento de temperatura del aire, el glaciar se retrajo con una velocidad de 20 m/año entre el 1956 y el 2008, última posición delineada del frente glaciar en Potter (Rückamp et al. 2011; Jerosch et al. 2018). Durante el período 2010-2015, la altitud de la línea de equilibrio que divide el glaciar en zonas de ablación y de acumulación, asciende a 260 ± 20 m (Falk et al. 2018a). Este ascenso de aproximadamente 110 m respecto a la altitud indicada hacia mediados de la década del 1980, sugiere un balance de masa del glaciar negativo que podría poner en juego las condiciones relativamente estables indicadas de dicha década.

Esta retracción ha provocado diferentes morfologías submarinas como morrenas, marcas de roca y de erosión por hielo que fueron mapeadas para la caleta. Puntualmente, se marcaron cuatro morrenas que dividen el área de Potter (Fig. 3 de Wöfl et al. 2016). La morrena 1 (M1, Fig.I.1c) marca la posición máxima de hielo en contacto con la tierra y divide la caleta externa de la interna, mientras que la morrena 4 (M4, Fig.I.1c), marcaría la ubicación del frente glaciar Fourcade en el 1956 (Wöfl et al. 2016). Las consecuentes áreas delimitadas presentan sustratos y profundidades diferentes cuya topografía derivada afecta la circulación del agua (Lim 2014; Wöfl et al. 2014). En dirección hacia la caleta más interna, las profundidades disminuyen (<50 m) y predomina un sustrato fino compuesto de limo y arcilla. La caleta externa, en cambio, tiene una profundidad de entre los 80 y 240 m con un fondo ondulado y de mayor granulometría comparado a la caleta interna, y con roca hacia las costas. A su vez, debido a las condiciones ambientales y la distribución del agua de deshielo, la caleta ha sido dividida por Jerosch et al. (2018) en tres hábitats asociados a la influencia del glaciar. Así, desde la caleta externa hacia la interna se distingue el hábitat marino (MH), el hábitat de fiordo (FH) y hábitat fiórdico con influencia de agua de deshielo (MFH). De esta forma, queda delimitada, además de la caleta interna (~1.07 km²) y externa (~2.5 km²), una caleta central (~1.65 km²) de profundidad intermedia.

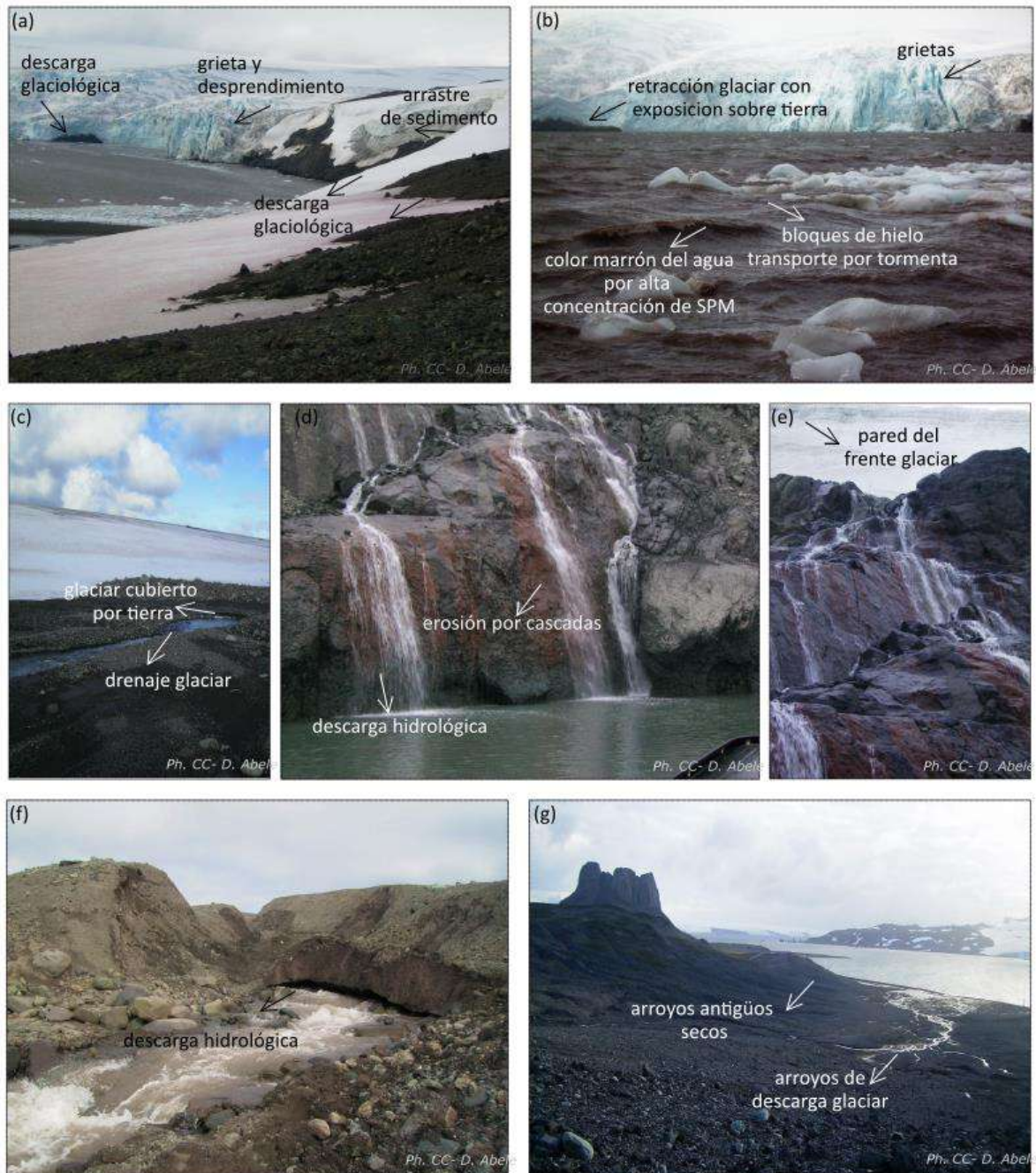


Fig.1.2: Diferentes procesos de derretimiento y descarga de agua dulce del glaciar Fourcade fotografiados durante el verano 2010/2011 en caleta Potter. Sus ubicaciones corresponden al símbolo “*” de la figura 1.1 siguiendo el correspondiente carácter alfabético. **(a–b)** Descarga glaciológica que drena a lo largo de la extensión del frente glaciar y por las grietas del hielo, pero el desprendimiento glaciar no fue capturado, Dic. 2010. **(c)** Hielo cubierto por tierra, Ene. 2011. **(d–e)** Descarga hidrológica: Cascadas en el Norte de la Caleta interna con ingresos evidentes de agua dulce, Dic. 2010. **(f)** Descarga hidrológica: agua subterránea, Dic. 2010. **(g)** Descarga glaciaria: escorrentía con erosión del suelo y arrastre de sedimentos hacia dentro de la Caleta ingresando en el sistema marino como material particulado en suspensión (SPM). Fotos por Doris Abele (cc). (Modificado de Neder et al. 2022).

La descarga glaciológica e hidrológica del glaciar Fourcade hacia la caleta puede ser medida como agua de deshielo, contribución de las aguas subterráneas e ingreso de partículas (Fig.1.1). Estos aportes están estrechamente relacionados con condiciones

meteorológicas tales como la temperatura atmosférica y del suelo, las precipitaciones y la radiación (Falk et al. 2018b) y pueden ser geolocalizados a partir de fotografías (Fig.I.2). A su vez, la distribución espacial del agua cargada de sedimentos está principalmente condicionada por los vientos (Monien et al. 2017; Neder et al. 2022) siguiendo la circulación ciclónica dominante del agua (Klöser et al. 1994a; Schloss 1997), la cual ha sido descrita por Roese (1998) y Lim (2014). La corriente de agua entrante desde la bahía de Maxwell fluye hacia la caleta central e interior a lo largo de la costa Noroeste, donde luego forma un giro en la caleta más interna frente al glaciar. A continuación, se mueve a lo largo de la costa Sureste pasando por donde se encuentran los arroyos de escorrentía de agua de deshielo (MWS) y la estación Carlini (Fig.I.1).

En Potter, los arroyos de escorrentía arrastran consigo material terrestre, procedente de diferentes fuentes geomorfológicas y glaciológicas, que es vertido dentro del sistema marino, afectando los hábitats bentónicos y pelágicos. La descarga de sedimento por arrastre de agua de deshielo ocurre a través de 5 entradas principales: cuatro arroyos (MWS-1, MWS-2, MWS-4 y MWS-5) y uno subglacial cuya descarga no ha sido estimada al momento presente. Así, la descarga total de sedimento, estimada desde el aporte de los arroyos de mayor descarga (MWS-2 y MWS-4), es de entre 23000-39000 t/año (Wöfl et al. 2016; Monien et al. 2017). Sin embargo, la dinámica de transporte del material particulado en suspensión (SPM) es desconocida en la caleta.

El aumento de la escorrentía costera durante el verano altera las condiciones físicas y químicas marinas (Klöser et al. 1994a; Monien et al. 2014a; Falk et al. 2016, 2018b; Meredith et al. 2018). Puntualmente añade, por ejemplo, hierro y otros oligoelementos (Monien et al. 2014a, 2017) al agua superficial y al fondo cuando precipita; disminuye la penetración de la luz por aumento de la turbidez y consecuentemente disminuye la radiación fotosintéticamente activa de la columna de agua disponible para la producción primaria (Schloss y Ferreyra 2002; Deregibus et al. 2016). Esto tiene consecuencias en las redes tróficas locales y en la dinámica bento-pelágica. Por ejemplo, Garcia et al. (2019) observaron una transición de la comunidad planctónica herbívora formada por organismos de fitoplancton y mesozooplancton de gran tamaño (ej.: diatomeas, dinoflagelados autótrofos, krill) a una comunidad microbial en las áreas de influencia del agua de deshielo, favorecidas por la estratificación del agua, que permite el desarrollo de algas eucariotas pequeñas con efectos cascada² en la estructura trófica, ya que son presas potenciales de ciliados y dinoflagelados heterótrofos, que a su vez lo son de copépodos. En el bentos, Braeckman et al. (2021) observaron un cambio de una red autotrófica a una red heterotrófica cuando existe un aumento de la turbidez, e Ilicic et al. (2022) encontraron una mayor diversidad de hongos a menor salinidad, puntualmente hongos parasitando a diatomeas bentónicas, lo cual lleva a una disminución de las microalgas y a consecuentes cambios en la estructura de la comunidad eucariota. El paso de una red metabólica positiva de producción primaria con presencia de microalgas bentónicas que capturan CO₂, a una donde las tasas de respiración son mayores que las de producción, disminuiría la producción secundaria y consecuentemente llevaría a menores biomásas de los organismos consumidores

² Se define como efecto cascada a las "interacciones indirectas entre especies que se originan en los predadores y se propagan hacia abajo a través de redes alimentarias" (Ripple et al. 2016).

provocando cambios en el balance de carbono y en las redes tróficas. Rodríguez et al. (2022) señalaron que comparativamente la red trófica de Potter es una red más simple que aquella de una zona Subantártica. Es decir, con menos conexiones entre especies y más estable, que le confiere una mayor probabilidad de recuperación luego de disturbios o perturbaciones como pérdidas o extinciones de especies. Esto sugeriría la posibilidad de coexistencia de ensamblajes asociados a diferentes hábitats (Cordone et al. 2020) o incluso la conservación de uno de ellos con estados alternativos de equilibrio del ecosistema polar local (Sahade et al. 2015).

Muchas especies están comprometidas por la dinámica del glaciar y la sedimentación. Consecuentemente, variables estrechamente relacionadas con el cambio climático como lo son la retracción glaciar y el SPM, tienen un papel crucial en la estructuración de ecosistemas polares a diferentes niveles. A nivel fisiológico afecta a la comunidad pelágica con ajustes de las células de fitoplancton a condiciones de la luz fotosintéticamente activa variantes (Schloss y Ferreyra 2002; Schloss et al. 2012) y al zooplancton en una disminución de la tasa metabólica por oclusión de los canales respiratorios (Pakhomov et al. 2003). También, debido a la misma causa, afecta fisiológicamente a especies de ascidias filtradoras del ensamble bentónico (Tatián et al. 2008; Torre et al. 2012). A nivel poblacional, causa cambios debido a posibles impactos del hielo que remueven ejemplares del fondo (Barnes y Conlan 2007; Gutt et al. 2013b; Deregibus et al. 2017), como también variando la profundidad donde se distribuyen y desarrollan diversos organismos, por ejemplo, debido a una reducción de la luz disponible para las macroalgas (Zacher et al. 2007; Campana et al. 2018; Hoffmann et al. 2018) o a una dilución de materia orgánica a raíz de un incremento de SPM para organismos suspensívoros, o a cambios en los ciclos de nutrientes que afectan la relación entre la columna de agua y el bentos (Schloss et al. 1999; Alurralde 2018; Jansen et al. 2018). A nivel de comunidad, conlleva un reemplazo en la comunidad bentónica en áreas de alta sedimentación con cambios en la abundancia, la diversidad y la estructura (Sahade et al. 2015; Lagger et al. 2017). Consecuentemente, esto conduce a cambios a nivel ecosistémico en el espacio y el tiempo (Pasotti et al. 2015a; Sahade et al. 2015; Jerosch et al. 2019; Braeckman et al. 2021; Lagger et al. 2021; Torre et al. 2021).

Particularmente en caleta Potter las investigaciones de Quartino et al. (2013), Deregibus et al. (2016) y Campana et al. (2018) exponen efectos contrapuestos consecuente de la retracción del glaciar asociada a la distribución de las macroalgas bentónica: colonización de nuevos hábitats rocosos libres de hielo por parte de las macroalgas, pero respuestas fisiológicas a la luz disminuída que penetra la columna de agua debido a un sombramiento por el sedimento de escorrentía que lleva a modificaciones de la distribución vertical de las macroalgas. En la fauna bentónica, Sahade et al. (2015), Lagger et al. (2018, 2021) y Torre et al. (2021) ponen el foco en especies de ascidias, esponjas, pennatuláceos y bivalvos ya que ciertas respuestas fisiológicas frente al sedimento condicionan su supervivencia como lo es para la ascidia *Molgula pedunculata* y *Cnemidocarpa verrucosa* (Torre et al. 2012, 2014, 2021), o la tolerancia a hipoxia con capacidades de enterramiento del pennatuláceo *Malacobelemnion daytoni* (Servetto et al. 2013; Lagger et al. 2021). Sin embargo, organismos con otro tipo de alimentación diferente a la suspensívora/filtradora, como la estrella de mar *Odontaster validus* (oportunistica) o el erizo de mar *Sterechinus neumayeri* (omnívoro), se

vieron menos afectados por el incremento de sedimento de escorrentía, y de hecho, aumentaron su abundancia (Zamboni 2011; Sahade et al. 2015). Es por ello que en el marco de la presente tesis doctoral se pretende responder a las preguntas de **¿cómo se distribuyen las especies bentónicas en Caleta Potter?** y **¿cuál es su respuesta frente al cambio climático regional?** Se hipotetiza que la distribución de especies bentónicas en el área de estudio presenta un patrón determinado por variables ambientales ligadas al retroceso glacial, como el aporte de sedimento, el tipo de sustrato y el impacto de hielo asociado a la posición del glaciar y la batimetría. En este sentido, especies de diferentes grupos, ya sean fotosintéticas, suspensívoras, filtradoras, omnívoras y predadoras, responden de manera diferencial al incremento del aporte de sedimentos dentro de la caleta, y consecuentemente presentan una distribución espacial diferente con cierto solapamiento característico de una comunidad mixta.

Para responder a estas interrogantes, una de las herramientas fundamentales para conocer y entender qué caracteriza la distribución de las especies, son los modelos de distribución de especies explicados en la siguiente sección.

1.2 Modelos usados en ecología

Cada especie tiene una serie de condiciones ambientales que le permiten o favorecen su desarrollo. Los modelos ecológicos, con amplio auge en los últimos tiempos, son una herramienta práctica para poder explicar sistemas complejos que permiten describir y analizar procesos ecológicos como también predecir cómo pueden cambiar los ecosistemas. En términos generales, los modelos son una simulación o representación de un sistema o una porción de él, de una hipótesis o experimento, que incluye cierta abstracción para asistir al pensamiento e informar sobre un fenómeno. Comprender sistemas ecológicos reales es complejo y requiere tiempo para reconocer no sólo las individualidades de cada componente que conforma el sistema sino también el conjunto de relaciones entre ellos. Además, se necesita una gran cantidad de estudios que recolecten datos sobre patrones biológicos e interacciones a diferentes escalas genéticas, fisiológicas y poblacionales reconociendo la variabilidad de la escala y la extensión del sistema. La decisión del tamaño de la escala y de la extensión que representa el sistema contribuyen a determinar la precisión del modelo para representarlo (Whittaker et al. 2001). A menudo y en términos espaciales, los modelos en ecología se aplican para hacer predicciones más allá de los lugares de muestreo, donde las nuevas ubicaciones geográficas podrían diferir de aquellos datos muestreados en sus propiedades ambientales (Meyer y Pebesma 2020). Así, permiten representar los sistemas ecológicos complejos, facilitando su comprensión al simplificar las interacciones ente los componentes. Es necesario comprender que todo modelo lleva consigo un error y que cualquiera sea la conceptualización planteada, son meras simplificaciones de los procesos reales. El desafío está en triangular la generalidad, la precisión y la realidad del sistema, lo que resalta la necesidad de producir modelos lo suficientemente explicativos del sistema que contemplen la complejidad del mismo con un buen ajuste para que sean útiles.

En Potter, se han utilizado modelos matemáticos, empíricos, mecanísticos y de aprendizaje a diferentes escalas espaciales y temporales; en diversas disciplinas y con

propuestas alternas. Algunos de ellos son modelos de aplicación hidrográfica para determinar la circulación de corrientes e impactos de olas (Lim et al. 2013; Lim 2014) y propiedades oceanográficas como temperatura, salinidad, turbidez y luz (Deregibus et al. 2016; Ruiz Barlett et al. 2021). Otros son de aplicación glaciológica sobre la descarga de agua de deshielo (Falk et al. 2018a; Meredith et al. 2018), sedimentología (Wöfl et al. 2014, 2016; Monien et al. 2017), biogeoquímica (Monien et al. 2014a; Hoffmann et al. 2018), biológica para explorar la asociación de variables ambientales afines a cambio climático con la producción primaria del fitoplancton (Schloss et al. 2012, 2014) y la distribución y abundancia del bentos (Klöser et al. 1996; Quartino et al. 2001; Sahade et al. 2015; Torre et al. 2017, 2021; Jerosch et al. 2019; Lagger et al. 2021; entre otros), y de redes tróficas y reservas energéticas (Marina et al. 2018; Braeckman et al. 2021; Rodriguez et al. 2022). Incluso, en algunos casos, se han usado modelos conceptuales (Schloss et al. 2002; Quartino et al. 2013; Torre et al. 2021). Sin embargo, pocos muestran una representación geolocalizada de la modelización (Klöser et al. 1996; Lim et al. 2013; Monien et al. 2017; Jerosch et al. 2019) y sólo Jerosch et al. (2019) combina factores abióticos múltiples con factores bióticos para determinar la distribución espacial de macroalgas, aplicando modelos de distribución de especies (MDEs).

Los modelos de distribución de especies (MDEs, *SDM* del inglés, Elith y Graham 2009) son también conocidos como modelos ecológicos de nicho (ENM) o modelos de idoneidad de hábitat (HMSs). Este tipo de modelos ecológicos integran diversas herramientas matemáticas, estadísticas y geográficas; y han ganado importancia en las disciplinas de la biogeografía, ciencias de la conservación y la ecología ya que complementan el manejo de actividades de conservación como así también permiten proyectar escenarios frente a los impactos del cambio climático global y extrapolar resultados hacia otras áreas que presenten condiciones ambientales semejantes a aquellas del área en estudio (Seoane y Bustamante 2001; Perry et al. 2005; Soberón y Peterson 2005; Peterson et al. 2011; Reiss et al. 2011; Moritz et al. 2013; Cao et al. 2013; Basher y Costello 2016). Las aplicaciones de estos modelos se han llevado a cabo en diferentes áreas de estudios (terrestres y marinas) con la finalidad principal de predecir la distribución de la diversidad biológica en tiempo y espacio bajo diferentes condiciones ambientales (Peterson et al. 2011). Además, resultan eficaces ante la baja disponibilidad de datos de presencia de especies, pero gran disponibilidad de datos ambientales (Mateo et al. 2011; Peterson et al. 2011; Reiss et al. 2011; Nader 2016; Jerosch et al. 2019; Jiménez et al. 2019).

Las especies se distribuyen tanto en dimensiones geográficas como ambientales (Colwell y Rangel 2009). Por ello, la distribución de una especie, generalmente representada en mapas (Soberón 2007), tiene que capturar la distribución espacial y ecológica para un buen uso de la terminología (Peterson y Soberón 2012). La distribución de una especie está condicionada por tres factores: (1) -movilidad- la capacidad de dispersión de la especie, (2) -factores abióticos- la distribución espacial de las condiciones ambientales que favorecen el asentamiento, supervivencia y reproducción de los individuos (generalmente planteada en sentido fisiológico) y (3) -factores bióticos- el entorno biótico con relaciones interespecíficas (existencia de competidores, predadores, patógenos) junto con la dinámica de recursos y la disponibilidad de ellos (Guisan y Thuiller 2005; Soberón y Peterson 2005; Soberón 2007).

Soberón et al. (2005) y Peterson et al. (2011) han discutido la terminología dicotómica que representan los modelos de distribución de especies o modelos de nicho aplicados en diferentes estudios, ya que implica mucho más que simple semántica. La definición de nicho introducida por Hutchinson (1957) combina los conceptos anteriores, planteados en la teoría de nicho: los requerimientos climáticos/ambientales que permiten la supervivencia de la especie (Grinnell 1917) y el papel funcional de la especie en la comunidad (Elton 1927). Hutchinson (1957) define como nicho al “conjunto, en un espacio multidimensional, de estados ambientales dentro de los cuales una especie es capaz de sobrevivir”. Introduce además los conceptos de nicho fundamental y nicho realizado. Se define nicho fundamental al conjunto de estados ambientales que permiten la existencia de la especie, mientras que el nicho realizado es un subconjunto del nicho fundamental que corresponde al conjunto de condiciones ambientales que permiten la supervivencia y reproducción de la especie considerando la influencia de las interacciones bióticas (competencia, depredación, simbiosis, etc.). En la teoría pionera, la escala espacial no fue considerada, tampoco se consideró la influencia de barreras biogeográficas. Es así que, en la definición de Hutchinson (1957), el nicho realizado no está limitado por posibles barreras geográficas, ni por la capacidad de dispersión de las especies (Guillaumot 2021).

Aclarado el concepto de modelos de distribución de especies, en la presente tesis, se utiliza el acrónimo MDE con la finalidad de referirse a un modelo ecológico de idoneidad ambiental que colabora con el conocimiento del nicho realizado de una especie, puesto que considera que la presencia de una especie está dada por factores de movilidad, abióticos y bióticos que permite su existencia en el sitio geográfico observado y que define de esta forma, la distribución de la especie o taxón en estudio. Con la finalidad de disminuir la posible confusión de traducción de términos científicos “modelo ensamble” (“*ensemble model*” del inglés) y “ensamble o ensamble bentónico” (“*assemblage*” del francés); se define al primero como al **modelo conjunto** y al segundo como **ensamble bentónico**. Donde el modelo conjunto es, en línea con Thuiller et al. (2021), un modelo final generado a partir de un grupo de MDEs ajustados con diferentes algoritmos aplicados a un mismo conjunto de datos de presencia (o presencia/ausencia) de una especie determinada mientras que el ensamble bentónico, acorde a la definición de Cooke (1984) y Monge-Nájera (2015) es un conjunto de especies que habitan un área particular e interactúan sobre varios recursos sin necesariamente especificar las interacciones existentes entre las especies.

En el contexto planteado y con la finalidad de cubrir el vacío científico de la distribución de especies bentónicas antárticas en un fiordo bajo la presión regional del cambio climático, se determinaron los objetivos generales y específicos, mencionados en la siguiente sección y a desarrollarse en la presente tesis.

1.3 Objetivo General

Estimar los patrones de distribución de distintas especies en caleta Potter (Shetland del Sur, Antártida) en respuesta al retroceso glaciar debido al cambio climático regional.

1.4 Objetivos Específicos

1) Definir y desarrollar el conjunto de variables ambientales y registros biológicos de caleta Potter para la construcción de MDEs que representen diferentes escenarios ambientales proyectados para distintas escalas temporales (Capítulos II, III, IV).

2) Construir MDEs para taxones bentónicos seleccionados en caleta Potter (Capítulo IV).

3) Detectar y analizar cambios en la distribución de especies representativas de los cambios estructurales observados en la comunidad bentónica de Potter (Capítulo IV).

4) Estimar las asociaciones interespecíficas de los taxones analizados a partir de la generación de mapas de composición (Capítulo V).

5) Estimar la potencial expansión del bentos y captación de carbono, refiriéndose a fijación y almacenamiento, en áreas recientemente liberadas por la retracción glacial, sobre la base de la idoneidad ambiental de los taxones estudiados (Capítulo V).

1.5 Hipótesis

H1) La distribución de especies bentónicas en el área de estudio presenta un patrón determinado por variables ambientales ligadas al retroceso glacial, como el aporte de sedimento, el tipo de sustrato y el impacto del hielo.

H2) Las especies filtradoras se ven más afectadas por el incremento de sedimentación que las especies de otros grupos funcionales como predadores, detritívoros o carroñeros.

H3) Las especies bentónicas responden a los cambios ambientales con cambios en su distribución.

H4) Especies colonizadoras de hábitat rocosos como las macroalgas presentan una idoneidad ambiental diferente en las áreas recientemente libres de hielo, frente a aquellas especies colonizadoras de hábitat de sustrato blando.

1.6 Predicciones

P1) Especies filtradoras como ascidias y esponjas menos tolerantes al sedimento en suspensión presentarán bajos valores de idoneidad ambiental en áreas de caleta Potter más influenciadas por el retroceso glacial.

P2) Especies filtradoras con estrategias de aclimatación/adaptación al sedimento en suspensión, como bivalvos, presentarán altos valores de idoneidad ambiental en el área interna de la caleta.

P3) Especies de otros grupos funcionales basados en otras estrategias alimentarias, como predadores, detritívoros o carroñeros presentarán altos valores de idoneidad ambiental en la caleta en un área más amplia en comparación con el resto de las especies en estudio.

P4) La retracción del glaciar presenta una oportunidad de hábitat para las macroalgas donde las áreas recientemente libres de hielo son idóneas para la colonización mientras que para la fauna representa un estresor disminuyendo el nicho ecológico a nivel ambiental.

P5) El área de mayor riqueza de especies será aquella con mayor dinámica en la influencia de la retracción glacial.

Capítulo II

Parámetros ambientales claves para la distribución del bentos antártico



II.1 El entorno ambiental condicionante

Los registros de la temperatura media del aire en superficie muestran un rápido calentamiento, aunque variable a nivel regional, de aproximadamente +0,5° C por década en la Península Antártica (PA) occidental entre la década del 1950 y principios del 2000 (Barrand et al. 2013; Turner et al. 2016). El aumento de la temperatura atmosférica ha contribuido a acortar la temporada invernal de hielo marino (Stammerjohn et al. 2008), a la desintegración de las principales plataformas de hielo (SziŃo y Bialik 2018) y a acelerar el retroceso de los glaciares de marea de la Península y los archipiélagos adyacentes (Cook et al. 2016; Falk et al. 2016). Algunos de los efectos más evidentes del calentamiento se manifiestan en los sistemas costeros de la PA, incluyendo bahías y fiordos con glaciares en proceso de derretimiento como es el caso de caleta Potter. Los eventos regionales y episódicos de deshielo de los glaciares, entre otros, impulsados por la advección de masas de aire cálidas de latitudes más bajas, amplifican la variabilidad ambiental y ecológica de los sistemas costeros a través de la descarga de agua de deshielo y de los desprendimientos de hielo (Falk et al. 2016, 2018b; Meredith et al. 2018).

Rückamp et al. (2011) documentó el rápido desplazamiento del glaciar Fourcade, ubicado sobre la cuenca Warszawa adyacente a caleta Potter, desde 1956 hasta 2008. Sin embargo, más allá de las continuas investigaciones sobre la descarga de agua de deshielo y monitoreo de la extensión de hielo (Falk et al. 2016, 2018a, b; Meredith et al. 2018; Falk y Silva-Busso 2021), al día de la fecha, se desconoce la posición y área libre de hielo entre el 2009 y el 2020. Meredith et al. (2018) documenta que el glaciar se ha convertido en un glaciar con terminación en la tierra en el 2016, pero otras publicaciones exponen que hacia la parte noreste queda una pequeña porción (Fig. 8 de Falk et al. 2016; Deregibus et al. 2022). Si el retroceso de los glaciares en Antártida sigue llevando a que los glaciares se conviertan en glaciares terminales sobre tierra firme, es probable que la dinámica del agua de deshielo cargada de sedimentos y sus consecuencias ecológicas, como aquellas descritas en caleta Potter, sean similares a las de la mayoría de los fiordos de la Península Antártica occidental.

Falk et al. (2018a) detectó para el glaciar Fourcade, una fluctuación diaria e incluso horaria de la descarga de la corriente de agua de deshielo, respondiendo a escenarios meteorológicos rápidamente cambiantes (por ejemplo, días cálidos con sol intenso frente a días fríos). Esto ilustra la complejidad de la variabilidad temporal del sistema glacial. A través del agua de deshielo subglacial y superficial que ingresa al sistema marino, las condiciones ambientales varían. Este proceso se acelera periódicamente (Falk et al. 2016, 2018b) y experimenta aumentos episódicos (Meredith et al. 2018) durante la temporada de altas temperaturas atmosféricas. Entre algunos de los cambios a los que conlleva es en alterar las propiedades fisicoquímicas de la columna de agua oceánica (por ejemplo, la circulación oceánica, el nivel del mar, la salinidad, la temperatura del agua superficial), alterar los procesos biogeoquímicos al liberar nutrientes (por ejemplo, sílice y hierro) generando diferentes tipos de hábitats (Jerosch et al. 2018) y modificar la turbidez del agua a partir del ingreso directo al sistema marino de partículas de material terrestre que reducen la disponibilidad de luz para los productores primarios (Schloss et al. 1999, 2012;

Deregibus et al. 2016) y el ingreso de contaminantes y carbono orgánico debido a la erosión fluvial (IPCC 2019b; Meredith et al. 2019; Gutt et al. 2021). Además, el desprendimiento de bloques de hielo a través del frente glaciar provoca la erosión del fondo marino, genera cambios en la morfología del suelo (Wöfl et al. 2016), eliminando los organismos bentónicos en las partes menos profundas del fiordo (Deregibus et al. 2017), mientras que en las zonas más profundas (>10 m), las tasas de sedimentación adquieren importancia en la configuración de los conjuntos bentónicos (Lagger et al. 2018).

Un fenómeno ampliamente observado como consecuencia del derretimiento de los glaciares y esta erosión, son las extensiones superficiales de partículas en suspensión (SPM), coloquialmente llamadas “plumas de sedimento”, que se dispersan en los sistemas costeros y de la plataforma (Dierssen et al. 2002; Etherington et al. 2007; Howe et al. 2010; Koppes et al. 2015). Schloss et al. (2012) realizaron en Potter muestreos de SPM en la columna de agua en tres estaciones durante 20 años, desde 1992 hasta 2012, con la finalidad de entender la dinámica horizontal y vertical a largo plazo. Monien et al. (2017) tomó más de 30 muestras de la columna de agua a dos niveles de la columna agua, durante dos temporadas de verano (2010/2012), obteniendo información temporal y extensa de la distribución horizontal y latitudinal del SPM bajo diferentes condiciones de deshielo y escorrentía de agua de deshielo (MWS). Además, se han realizado mediciones de SPM en el agua en cuatro estaciones y profundidades durante la temporada de verano para analizar la implicancia ecológica con una especie infaunal (Philipp et al. 2011a). Sin embargo, la dinámica de la concentración y distribución espacial del SPM aún se mantiene desconocida. Al igual que la descarga de agua de deshielo estudiada por Meredith et al. (2018), la concentración de SPM en cualquier punto de muestreo depende de las condiciones meteorológicas, principalmente impulsadas por la temperatura del aire-suelo y el viento que también podría definir el tiempo residual de las partículas en la columna de agua o la resuspensión de SPM desde el fondo (Monien et al. 2017; Neder et al. 2019). Por lo tanto, el SPM es muy variable en el espacio y en el tiempo, y su interpolación sigue siendo desafiante.

Comprender la dinámica del SPM en los ecosistemas costeros es crucial para modelar los escenarios de distribución actual y futuros de organismos bentónicos suspensívoros y comunidades sensibles a la sedimentación o a la circulación de masas de agua (Pineda-Metz et al. 2019). También para establecer correlaciones entre el trayecto recorrido de partículas y los procesos de transporte de sustancias disueltas, como nutrientes o contaminantes, así también como los organismos. Por ejemplo, para entender el transporte de larvas pelágicas y poder predecir y explicar: las restricciones de hábitat (Jansen et al. 2018; Lagger et al. 2021; Sparaventi et al. 2021), la colonización de nuevas zonas libres de hielo (Lagger et al. 2017, 2018) y la diversificación genética dentro de una zona (Martinez 2021). Jerosch et al. (2018) extrapolaron las áreas costeras altamente impactadas por los MWS y sedimentos de Potter, a una zona de 200-400 km² abarcando 17 bahías y fiordos ubicados en la Isla 25 de Mayo. Si el retroceso glaciar sigue siendo elevado a lo largo de la Península Antártica y finaliza en tierra firme (Cook et al. 2016), es

muy importante poseer una mayor comprensión de la dinámica espacio-temporal del SPM en las zonas de transición tierra-mar de la Antártida.

Todos estos procesos costeros moldean los ecosistemas de los fiordos a nivel de la composición de las comunidades (Philipp et al. 2011a; Torre et al. 2017, 2012, 2014; Quartino et al. 2013; Valdivia et al. 2015; Pasotti et al. 2015b; Deregibus et al. 2016; Campana et al. 2018; Pineda-Metz et al. 2019; Friedlander et al. 2020; Kim et al. 2020) y de la fenología de las especies hasta el nivel de la transcripción de genes (Clark et al. 2013; Husmann et al. 2013; Abele et al. 2017). Como se desprende de las referencias anteriores, en caleta Potter tenemos la suerte de haber reunido un conocimiento altamente calificado de los patrones de cambios espacio-temporales de las comunidades y los ecosistemas en respuesta al retroceso de los glaciares (Schloss et al. 2012, 2014; Pasotti et al. 2015a; Sahade et al. 2015; Jerosch et al. 2019; Braeckman et al. 2021; Torre et al. 2021). Este conocimiento puede combinarse con los patrones espacio-temporales de la escorrentía costera para realizar nuevas predicciones sobre las implicaciones ecológicas en ésta y otras zonas bajo retroceso glaciar. Una comprensión cuantitativa de los efectos del cambio climático en las comunidades marinas costeras y cercanas a la costa de la Península Antártica occidental debe basarse en el conocimiento de los procesos glaciológicos, por un lado, y por el otro, en el conocimiento espacial de los efectos del deshielo en regiones costeras bien estudiadas. Si se dispone de ambas fuentes de conocimiento, se puede aplicar la modelización geoestadística o modelos numéricos para cuantificar y predecir espacialmente los cambios futuros de los procesos relacionados con el deshielo de los glaciares y el ingreso de SPM, como respuesta al cambio climático en los sistemas costeros antárticos.

II.2 Introducción a modelos espaciales de variables ambientales

La exhaustiva recolección de datos en caleta Potter a lo largo de los pasados 30 años, permite disponer de datos ambientales geolocalizados de tipo punto o estación. La información existente se compiló y resumió en una base de datos disponible en PANGAEA (www.pangaea.de) que reúne la metadata de las diferentes muestras biológicas, geoquímicas e hidrográficas, entre otras, recolectadas en los proyectos integrados de grupos alemanes y argentinos en el marco del Programa Nacional Antártico del Instituto Antártico Argentino llevados a cabo en la Base Carlini y Laboratorio Dallmann de caleta Potter (Neder et al. 2016c). Estos datos geolocalizados, de tipo punto, pueden ser procesados para la generación de variables ambientales de formato espacial tipo ráster. Para que las variables sean luego implementadas como parámetros de configuración de los MDEs, es necesario que cumplan con dicho formato de grilla, cuya extensión debe ser igual o mayor que el área de estudio. El tamaño de pixel o celda de la grilla que posee un valor de la variable ambiental en estudio, es determinado según la precisión asumida para describir el sistema (Whittaker et al. 2001). La ausencia de información de una variable ambiental clave para los análisis de MDEs, y/o de una extensión espacial diferente a la que abarca caleta Potter, y/o de un formato diferente al ráster, conduce a la aplicación de análisis geoestadísticos de variogramas e interpolaciones, como así también a análisis numéricos con la finalidad de cubrir dicho vacío científico.

Las técnicas de interpolación geoestadística se aplican a menudo en los análisis medioambientales sobre, por ejemplo, ecosistemas atmosféricos (McLaughlin et al. 2001; Hengl et al. 2007; Plouffe et al. 2015; Javari 2016), terrestres (do Amaral y Della Justina 2019; Eljebri et al. 2019), de agua dulce (Büttner et al. 1998) y marinos (Jerosch et al. 2006; Jerosch 2013; Zananiri y Vakalas 2019), para generar una predicción espacial de superficie de una variable objetivo a partir de mediciones puntuales (Kumar et al. 2007). En este contexto, los algoritmos de interpolación geoestadística, como el Kriging, son métodos probabilísticos que se basan en modelos de variogramas que tienen en cuenta la estructura espacial de los valores medidos en determinados lugares y su disposición espacial global, así como la ubicación de la predicción (Krivoruchko 2004). Las semivarianzas de pares de estaciones de medición para intervalos de distancia elegidos pueden cuantificarse mediante el análisis de variogramas, lo que permite modelar posibles patrones de autocorrelación espacial. Se basa en el supuesto que, pares de valores cercanos serán más semejantes que pares ubicados a mayor distancia. En los análisis de semivariograma, diferentes configuraciones pueden ser aplicadas: el rango, la meseta (en inglés *'sill'* para software de programación) y el nugget. Los modelos correspondientes permiten entonces realizar predicciones de Kriging en lugares no medidos, usando medias ponderadas de los puntos de datos muestreados de alrededor para asegurar un error de interpolación mínimo (Mabit et al. 2008).

La aplicación de los modelos geoestadísticos requiere un diseño de muestreo robusto, que prevea cierta cobertura y distribución de los datos para una evaluación estadísticamente válida del proceso espacial (Büttner et al. 1998; Webster y Oliver 2007). En consecuencia, los modelos geoestadísticos no sólo dependen del lugar y de los datos, sino también de todos los parámetros configurados que definen la estrategia del modelo, como las distancias entre los puntos medidos y el número de "vecinos" a considerar. No obstante, además de minimizar el error de interpolación, un modelo final debe tener en cuenta los conocimientos de los expertos sobre la dinámica natural de la variable en interés. La provisión de una lista completa de parámetros y la configuración que define la estrategia del modelo permite una interpolación reproducible de dicha variable. Pocos estudios relacionados con predicciones de la precipitación y el suelo informan sobre la estrategia del modelo, centrándose en la configuración de ciertos parámetros, como el algoritmo utilizado, la cantidad de muestras y la búsqueda del entorno con una descripción desglosada de los datos y metodología implementada (Büttner et al. 1998; Jerosch et al. 2006; Jerosch 2013; Javari 2016; do Amaral y Della Justina 2019; Zananiri y Vakalas 2019). Dado que los paquetes de sistemas de información geográfica como ArcGIS permiten un análisis simple y directo de los conjuntos de datos tomados al azar sin una prueba previa de los estándares de calidad y con una configuración de modelado por defecto, lo más frecuente es que los mapas resultantes de la modelización geoestadística se publiquen sin comprobar la calidad ni estimar el error (ej. Monien et al. 2017).

Otro tipo de modelos aplicados en áreas marinas, son los modelos numéricos. Un ejemplo es el modelo FESOM-C. Éste es la rama costera del modelo global *"Finite volume Sea ice-Ocean"* (FESOM2; Danilov et al. 2017). El modelo ha sido validado en una serie de escenarios idealizados y realistas (por ejemplo, en Androsov et al. 2019; Fofonova et al.

2019, 2021; Kuznetsov et al. 2020). Utiliza la discretización de volúmenes finitos por celdas y funciona en cualquier malla triangular, cuadrangular o híbrida, lo que garantiza la flexibilidad geométrica y la eficiencia numérica para las simulaciones costeras (Danilov y Androssov 2015). Asimismo, resuelve un conjunto estándar de ecuaciones para la dinámica oceánica siguiendo las aproximaciones de Boussinesq, hidrostática y tradicional (véase, por ejemplo, Marshall et al. 1997).

Herramientas de geoprocésamiento de ArcGIS (ESRI Inc.) en el ambiente oceanográfico, permiten modelar espacialmente características del sustrato de fondo como también distancias. El cálculo de la *distancia euclidiana* describe la relación de cada celda con una fuente o un conjunto de fuentes en función de la distancia en línea recta. El cálculo de dicha distancia puede confeccionarse considerando una forma elipsoidal (método *'geodesic'*) permitiendo así una mejor aproximación en áreas de alta latitud como lo es la Antártida, para calcular la distancia al glaciar y distancia a la costa. Otra herramienta útil es la *'topo to raster'* que interpola una superficie hidrológica de ráster a partir de datos de puntos, líneas y polígonos.

Otro modelo disponible para ArcGIS es el *"Benthic Terrain Modeler"* (del inglés Modelador del terreno bentónico, Wright et al. 2005; Walbridge et al. 2018). Éste proporciona un conjunto de herramientas de geoprocésamiento para clasificar las características del fondo marino superficial a través de análisis del terreno que pueden utilizarse en diferentes investigaciones sobre hábitats bentónicos. Utilizando como grilla de entrada la batimetría multibeam, se pueden crear rásters adicionales de pendiente, índice de posición batimétrica (BPI, definido como una medida de la profundidad de un sitio en relación al promedio de profundidad de su entorno comprendido en una corona circular con dos centros) y rugosidad del fondo marino.

Con la finalidad de responder al objetivo de definir y desarrollar el conjunto de variables ambientales y biológicas de caleta Potter para la construcción de MDEs que representen diferentes escenarios ambientales proyectados para distintas escalas temporales, en este capítulo se tiene el propósito de (i) conocer la retracción del glaciar Fourcade a posterior del año 2008 abarcando los años de investigación del bentos antártico (2010-2016), (ii) determinar las áreas libres de hielo posibles a ser colonizadas por especies bentónicas y (iii) modelar espacialmente la distancia a la última posición glaciar en el verano del 2020; (iv) conocer la distribución espacial y variabilidad temporal del SPM que ingresa al sistema marino a través de la descarga de agua de deshielo; (v) actualizar la extensión de aquellas variables ambientales relevantes para la distribución de las especies en estudio, (vi) modelar espacialmente características oceanográficas de la columna de agua (temperatura y salinidad) y (vii) determinar espacialmente el tipo de sustrato que caracteriza el fondo donde se asientan los organismos bentónicos.

II.3 Metodología

El desarrollo del conjunto de variables ambientales que describen el área de estudio de caleta Potter, para distintas escalas temporales, contempla un conjunto de variables ambientales glaciológicas, oceanográficas, sedimentológicas y biogeoquímicas. Se utilizaron diferentes metodologías de modelización e interpolación, explicadas en detalle

a continuación y resumidas en la Tabla II.1, para desarrollar el conjunto de variables ambientales que caracteriza a caleta Potter de manera espacial.

Tabla II.1a: Resumen de variables ambientales modeladas espacialmente en formato ráster o polilínea para caleta Potter. En sombra gris aquellas utilizadas para la modelización de la distribución de taxones aplicando modelos de distribución de especies (MDEs) detallados en los capítulos IV y V de esta tesis. Continúa en Tabla II.1b.

Acrónimo en MDS	Descripción Variable ambientales	Nombre original del Ráster	Año muestreado	U	Muestreo original	V	Características del modelo
bathy	Batimetría	bathy_v2020_pc clip de bathy_raw_UKHO_Tos_TopoToRaster3d	2012	m		v2020	Topo to raster 3d herramienta en ArcGIS Pro 2.4.0. Datos originales de multibeam. El análisis fue configurado con las siguientes características: arcpy.TopoToRaster3d: 'in_topo_features' = bathy_raw_UKHO_Tos como depth PointElevation; coastline2020_KGI_landsat8CN_depth como profundidad Contour, 'cell_size': 5, 'extensión': 409503,0167- 3095186,095; 415009,2658-3100311,9283; Márgenes: 'min_z_value'= 20, 'max_z_value'=0; 'enforce'=NO_ENFORCE, 'data_type'=SPOT, 'max_iterations'=20, 'roughness_penalty'=default, 'discrete_error_factor'=1, 'vertical_standard_error'=0, 'tolerance_1'=0, 'tolerance_2'=1; 'out_stream_feature's=default, 'out_sink_features'=default, 'out_diagnostic_file'=default, 'out_parameter_file'=defaults, 'profile_penalty'=default, 'out_residual_feature'=default, 'out_stream_cliff_error_feature'=default, 'out_contour_error_feature'=default, 'Mask'=coastline_2020_KGI_landsat8CN_Polygontemplate_TopotoRaster
BPIbroad	Índice de posición batimétrica en un radio de distancia de 250 celdas (1,25 km)	BPI_broad_15_250_v2020_pc clip de Clip bathy_BTM_BuildBroadScaleBPI3d_2020_v01.	2012	bpi	Jerosch et al. (2015), licencia de Open Government Licence v2.0 por United Kingdom Hydrographic Office (UKHO)	v2020	Benthic Terrain Modeler' herramienta en ArcGIS 10.7.1 (Walbridge et al. 2018). El análisis fue configurado con las siguientes características: arcpy.BuildBroadScaleBPI: 'in_topo_features'=bathy_raw_UKHO_Tos_TopoToRcomoter3d, 'fine-scale BPI' radio interno=0 (0 m), 'fine-scale BPI' radio externo= 15 (75 m). 'Classification dictionary'= pc_BPI_2020_07_ClassificationDictionary, 'Output Zones Raster'=OutputZoneRaster. Extensión original de 'fine_bpi' y 'broad_bpi' rasters 'pc_BPI_2020_07_RunAllModelSteps_0_15_15_250.gdb'
BPIfine	Índice de posición batimétrica en un radio de distancia de 15 celdas (0,075 km)	BPI_fine_0_15_v2020_pc clip de bathy_BTM_BuildFineScaleBPI3d_2020_v01.	2012	bpi		v2020	
Slope	Pendiente	Slope_v2020_pc clip de bathy_BTM_Slope3d_2020_v01	2012	[°]		v2020	Pendiente procesada con la herramienta 'Calculate Slope' de 'Benthic Terrain Modeller' (Wright et al. 2012) con ArcGIS Pro 2.4.0, Configuración: 'in_topo_features'=bathy_raw_UKHO_Tos_TopoToRaster3d con el mismo tamaño de pixel que batimetría: 5*5m. Parámetros de entrada: 'Elevation Raster': bathy_proc_toso_ukho_coastlnew; 'Elevation Units': Meters; 'Elevation Projection': WGS_1984_UTM_Zone_21S; 'Elevation X/Y Units': Meter. 'min range': 0-15 raster cells (0-75m), 'max range': 15-250 raster cells (75-1250m)

Tabla II.1b: (Continuación). Resumen de variables ambientales modeladas espacialmente en formato ráster o polilínea para caleta Potter. En sombra gris aquellas utilizadas para la modelización de la distribución de taxones aplicando modelos de distribución de especies (MDEs) detallados en los capítulos IV y V de esta tesis. Continúa en Tabla II.1c.

(Cont.) Acrónimo en MDS	Descripción Variable ambientales	Nombre original del Ráster	Año muestreado	U	Muestreo original	V	Características del modelo
DistCoast	Distancia a la costa	DistanceToCoast_v2020_pc clip de DistanceToCoast_2020_07_EuclideanDistance_Mask_withIsle	2013, 2014, 2016, 2018, 2020	m		v2022	Distancia Euclidiana fue realizada con la herramienta 'Spatial Analyst' en ArcGIS 10.8.1, El análisis fue configurado con las siguientes características: arcpy.EuclideanDistance: 'in_topo_features'=KGI_coast_2020 con las islas consideradas, 'output cell size'=5m, 'distance method': geodesic. 'Mask extension': 410027,164400-415009,265792; 3100311,928285-3096344,498179
DistCoast_1956	Distancia a la costa	DistanceToCoast_1956_v2022_pc	1956	m		v2022	Distancia Euclideana fue realizada con la herramienta 'Spatial Analyst' en ArcGIS 10.8.1, El análisis fue configurado con las siguientes características: arcpy.EuclideanDistance: 'in_topo_features'=PC_coastline_1956 con las islas consideradas que correspondan al área libre de hielo en el 1956, 'output cell size'=5m, 'distance method': geodesic. 'Mask extension': 410027,1644-415012,1644; 3100314,498-3096344,498. Luego se considera la distancia en un sentido hacia el frente glaciar en el 1956, donde toda el área cubierta con hielo en el 1956 al 2020 como distancia 0 a la costa.
DistGlac	Distancia al frente glaciar 2020	DistanceToGlacier_v2020_pc clip de DistanceToGlacier_2020_07_EuclideanDistance	2013, 2014, 2016, 2018, 2020	m	En esta tesis; DigitalGlobe (2014), U.S. Geological Survey. (2019)	v2020	Distancia Euclidiana fue realizada con la herramienta 'Spatial Analyst' en ArcGIS Pro 2.4.0, El análisis fue configurado con las siguientes características: arcpy.EuclideanDistance: 'in_topo_features'=glacier_front_KGI_2020_combine_UTM_21S, 'output cell size'=5m, 'distance method': planar, 'extent'=408543,7374; 3094054,8273; 420601,8151; 3100566,9841, 'in_mask_features'=Template_Polygon_PC
DistGlac_glXX	Distancia al frente glaciar en diferentes años de retracción	DistToGlac_gl1956; DistToGlac_gl1988; DistToGlac_gl1995; DistToGlac_gl2000; DistToGlac_gl2005; DistToGlac_gl2008; DistToGlac_gl2010; DistToGlac_gl2014; DistToGlac_gl2016; DistToGlac_gl2018	1956, 1988, 1995, 2000, 2005, 2008,2010, 2014, 2016, 2018	m		v2022	Distancia Euclidiana fue realizada con la herramienta 'Spatial Analyst' en ArcGIS 10.8.1 El análisis fue configurado con las siguientes características por año, aquí se detalla por ejemplo el año 1988: arcpy.EuclideanDistance: in_topo_features="glacier_front_1988", output cell size="5m", distance method: "geodesic", extent="409030,860900 m;3124611,897500 m;461497,774400 m;3097160,183700 m", in_mask_features="coastline2020poly_withoutisland".
Exp_icefree	Tiempo de exposición del área libre de hielo	Expo_icefree	1956, 1988, 1995, 2000, 2005, 2008,2010, 2014, 2016, 2018	año		v2022	Se calculó utilizando el resultado de ráster de las distancias euclidianas a cada año, luego se sumó dichos rústers con la herramienta 'raster calculator', se recortó la capa de la suma por año, por ejemplo, 1988_1955, se reclasificó usando la herramienta 'slice/reclassify' para dividir la distancia en igual proporción intervalo/área de los años de retroceso y determinar el tiempo de exposición libre de hielo (ejemplo en 7 para el área libre de hielo comprendida entre el 1988 y el 1955)

Tabla II.1c: (Continuación). Resumen de variables ambientales modeladas espacialmente en formato ráster o polilínea para caleta Potter. En sombra gris aquellas utilizadas para la modelización de la distribución de taxones aplicando modelos de distribución de especies (MDEs) detallados en los capítulos IV y V de esta tesis. Continúa en Tabla II.1d.

(Cont.) Acrónimo en MDS	Descripción Variable ambientales	Nombre original del Ráster	Año muestreado	U	Muestreo original	V	Características del modelo
Temp_1_5m	Temperatura a 1-5m profundidad	ebks030_1_5_pc	2010-2015	°C	Neder et al. (2017) y asociados en Pangaea	v2021	Kriging Bayesiano Empírico (ArcGIS 10.8.1): 55 estaciones, No-transformación, default ('Radius'= 959,47454, Semivariogram power), smooth 0,2; Media: 0,008179194; Raíz cuadrática media (RMS): 0,4280878; Media estandarizada: 0,1647316; Raíz cuadrática media estandarizada (RMSS): 1,00258; Error estándar promedio (ASE): 0,4280843. Índice de performance (IP): 0,00675.
Temp_5_15m	Temperatura a 5-15m profundidad	ebks029_515pc				v2021	Kriging Bayesiano Empírico (ArcGIS 10.8.1): 55 estaciones, No transformación, como default ('Radius'= 959,4805086, Semivariogram power, 100 simulations), smooth 0,2; Media: 0,002946179; Raíz cuadrática media (RMS): 0,3533058; Media estandarizada: 0,006453585; Raíz cuadrática media estandarizada (RMSS): 1,008957; Error estándar promedio (ASE): 0,3514468. Índice de performance (IP): 0,00821,
Temp_d15m	Temperatura a >15m profundidad	ebks010_d15pc				v2021	Kriging Bayesiano Empírico (ArcGIS 10.8.1): 52 estaciones, No transformación, como default ('Radius'= 1035.63026927, Semivariogram power, 100 simulations), smooth 0,2; Media: 0,0003683395; Raíz cuadrática media (RMS): 0,3279762; Media estandarizada: 0,0008549646; Raíz cuadrática media estandarizada (RMSS): 1,008162; Error estándar promedio (ASE): 0,3258041. Índice de performance (IP): 0,00597.
Temp_mean_ly3	Promedio de temperatura en la columna de agua en caso de mezcla	tem_mean_ly3p				v2021	Temperatura media de la columna de agua calculada mediante un ráster como la media de las capas del ráster de 1 a 5 m, de 5 a 15 m y de más de 15 m. (ArcGIS 10.8.1)
Temp_mly3	Promedio de temperatura en la columna de agua estratificada	temp_mly3				v2022	Temperatura media de la columna de agua ponderada por la profundidad. El cálculo consiste en la utilización de la herramienta "raster calculator" (ArcGIS 10.8.1) donde a profundidades menores a 5 m, el valor de la temperatura está dado por aquel interpolado en la capa 1-5 m, mientras a profundidades entre 5-15 m por el promedio de la capas 1-5m y 5-15m, y a profundidades mayores de 15m por el promedio de las tres capas del ráster de 1 a 5 m, de 5 a 15 m y de más de 15 m.
Temp_mly3_1956	Promedio de temperatura en la columna de agua estratificada estimada al 1956	Temp_watercolumn_mly3_1956	estimación al 1956	°C	En esta tesis y estimación de Schloss et al. (2008)	v2022	Se calculó la temperatura promedio estimado para el año 1956 (54 años antes del actual modelo geoestadístico presentado en esta tesis para los veranos entre 2010-2015 considerando una pendiente anual de 0.10 (p<0.05) en el análisis de temperatura durante 1991-2006 de Schloss et al. (2008). Se usó la siguiente fórmula para reducir anualmente la temperatura promedio de la columna de agua en un 10% por año, donde t1 es la cantidad de años atrás a donde se pretende estimar el valor de temperatura reducido: $[[Temp]_{(t1)}] = [[Temp]_{(t0)}] * [(1-0.10)]^{(t1)}$

Tabla II.1d: (Continuación). Resumen de variables ambientales modeladas espacialmente en formato ráster o polilínea para caleta Potter. En sombra gris aquellas utilizadas para la modelización de la distribución de taxones aplicando modelos de distribución de especies (MDEs) detallados en los capítulos IV y V de esta tesis. Continúa en Tabla II.1e.

(Cont.) Acrónimo en MDS	Descripción Variable ambientales	Nombre original del Ráster	Año muestreado	U	Muestreo original	V	Características del modelo
Sal_1_5m	Salinidad a 1-5m profundidad	ebks31_sal15p				v2021	Kriging Bayesiano Empírico (ArcGIS 10.8.1): 55 estaciones, No transformación, como default ('Radius'= 959.4805, Semivariogram power, 100 simulations), smooth 0,2; Media: 0,001195382; Raíz cuadrática media (RMS): 0,28404876; Media estandarizada: 0,00579588; Raíz cuadrática media estandarizada (RMSS): 1,004947; Error estándar promedio (ASE): 0,2843644. Índice de performance (IP): 0,0054
Sal_5_15m	Salinidad a 5-15m profundidad	ebks12sal515p				v2021	Kriging Bayesiano Empírico (ArcGIS 10.8.1): 55 estaciones, No transformación, como default ('Radius'= 959.4805, Semivariogram power, 100 simulations), smooth 0,2; Media: 0,002141598; Raíz cuadrática media (RMS): 0,1262784; Media estandarizada: 0,0175119; Raíz cuadrática media estandarizada (RMSS): 1,017855; Error estándar promedio (ASE): 0,1247931. Índice de performance (IP): 0,0177.
Sal_d15m	Salinidad a >15m profundidad	ebks12sald15p	2010-2015	psu	Neder et al. (2017) y asociados en Pangaea	v2021	Kriging Bayesiano Empírico (ArcGIS 10.8.1): 52 estaciones, No transformación, como default ('Radius'= 1035.630269, Semivariogram power, 100 simulations), smooth 0,2; Media: 0,002160633; Raíz cuadrática media (RMS): 0,082035; Media estandarizada: 0,02449327; Raíz cuadrática media estandarizada (RMSS): 1,017304; Error estándar promedio (ASE): 0,08080426. Índice de performance (IP): 0,0045. Sin embargo, la estructura queda de aspecto pixelado y recortado.
Sal_mean_ly3	Promedio de salinidad en la columna de agua en condiciones de mezcla	sal_mean_ly3p				v2021	Salinidad media de la columna de agua calculada mediante un ráster como la media de las capas de ráster de 1 a 5 m, de 5 a 15 m y de más de 15 m. (ArcGIS 10.8.1)
Sal_mly3	Promedio de salinidad en la columna de agua estratificada	sal_mly3				v2022	Salinidad media de la columna de agua ponderada por la profundidad. El cálculo consiste en la utilización de la herramienta "raster calculator" (ArcGIS 10.8.1) donde a profundidades menores a 5 m, el valor de la salinidad está dado por aquel interpolado en la capa 1-5 m, mientras a profundidades entre 5-15 m por el promedio de la capas 1-5m y 5-15m, y a profundidades mayores de 15m por el promedio de las tres capas del ráster de 1 a 5 m, de 5 a 15 m y de más de 15 m.

Tabla II.1e: (Continuación). Resumen de variables ambientales modeladas espacialmente en formato ráster o polilínea para caleta Potter. En sombra gris aquellas utilizadas para la modelización de la distribución de taxones aplicando modelos de distribución de especies (MDEs) detallados en los capítulos IV y V de esta tesis. Continúa en Tabla II.1f.

(Cont.) Acrónimo en MDS	Descripción Variable ambientales	Nombre original del Ráster	Año muestreado	U	Muestreo original	V	Características del modelo
mgs	Tamaño promedio de grano	mgs_idw_r_pc	2009;2010/ 2011	mm	Wöflf et al. 2013, 2014 y Sahade et al. (2015) estación OE2 analizadas en este estudio	v2021	Inverse Distance Weighted mejor modelo calculado con R y ejecutado con ArcGIS Geostatistical Analyst (ArcGIS 10.8.1). Estaciones: 137 'Power' 1; 4-4 'neighbours': 1 full sector, rango como default (1287,172235); resolución 5x5. Error Medio: -0,0427502893943323; Raíz cuadrática media: 1,8177850224151066; Función Regresión: 0,86158096222457 * x + 0,0345465148452702
ProbHardS	Probabilidad de sustrato duro	ikc_nwh34i_pc clip de ProbHardSub_ikc_nwh34i	2010/2011, 2011/2012, 2013, 2016	%	Wöflf et al. 2014, Hass C. no publicados, data video de este estudio	v2022	Indicator Kriging (ArcGIS 10.8.1) siguiendo radio y vecindad de Jerosch et al. 2019, usando PresAbs_hardsub_v2022 puntos de data. Este método da como resultado una trama de probabilidad de ocurrencia de sustrato duro [%] con las siguientes propiedades y errores estadísticos medios: Uso de Media de 3269 total Estaciones; 'threshold': exceed, 'threshold value': 0; 'model type': stable, 'nugget enable true value': 0,005537, 'anisotropy': false, 'sill': 0,1404802; 'Lag size': 123,4941, 'number of lag': 12; 'range': 1113,532; 'neighbor type': standard, max.5/min.2 neighbors, 8 sectors. Media: 0,0065437, Root-Media-Square: 0,1304381, Media estandarizada: 0,005459493, Root-Media-Square-Standardized: 1,000944, Error estándar promedio (ASE): 0,08735264. Índice de performance (IP): 0,0023.
Fe_02cm	Hierro total disuelto (Fe2O3) dado en hierro (III) en los primeros 2 cm del corer de sedimento	Fe2O3_02cm_v2021_pc clip de pc_geochem_Fe2O3_EBK2D_02cm_UM_S021	2009/2010; 2010/2011			v2020	Kriging Bayesiano Empírico (ArcGIS 10.8.1): 46 estaciones, No transformación, como default (Uso de Media, 'Radius'==77,97, Semivariogram power, 100 simulations), 'neighbor': max=15, min= 8; Media: 0,01113296; Raíz cuadrática media (RMS): 0,28025; Media estandarizada: -0,014089; Raíz cuadrática media estandarizada (RMSS): 0,9567; Error estándar promedio (ASE): 0,30471. Índice de performance (IP): 0,0345
Fe_12cm	Hierro total disuelto (Fe2O3) dado en hierro (III) en 2-12 cm del corer de sedimento	Fe2O3_12cm_v2021_pc clip de pc_geochem_Fe2O3_EBK2D_12cm_UM_S025_Mask	2009/2010; 2010/2011	masa %	Monien et al. (2014b)	v2020	Kriging Bayesiano Empírico (ArcGIS Pro2.4.0): 'in_topo_features'=geochem_shortcore_PC_MONIENP_12cm, 46 estaciones, 'output cell size'=5m, 'data transformation type':Log empirical, 'Semivariogram model type': Exponential, 'Max Neighbors': 8, 'Min Neighbors': 6, 'Sector Type': 1 Sector, 'Radius' sum of further away neighbour determine como Neder et al. 2020 = 601,5; 'in_mcomok_features'=TemplatePolygon_Mcomok_Square_EBK, 'Coincident Points': Media de valores en el lugar coincidente. Media: 0,0335; Raíz cuadrática media (RMS): 0,2435; Media estandarizada: 0,05276; Raíz cuadrática media estandarizada (RMSS): 1,003; Error estándar promedio (ASE): 0,2375. Índice de performance (IP): 0,011

Tabla II.1f: (Continuación). Resumen de variables ambientales modeladas espacialmente en formato ráster o polilínea para caleta Potter. En sombra gris aquellas utilizadas para la modelización de la distribución de taxones aplicando modelos de distribución de especies (MDEs) detallados en los capítulos IV y V de esta tesis. Continúa en Tabla II.1g.

(Cont.) Acrónimo en MDS	Descripción Variable ambientales	Nombre original del Ráster	Año muestreado	U	Muestreo original	V	Características del modelo
SiO2_02cm	Concentración de Silica (SiO2) en los primeros 2 cm del corer de sedimento	pc_geochem_SiO2_EBK2D_02cm_UM_D000	2009/2010; 2010/2011	mass %	Monien et al. (2014b)	v2020	Kriging Bayesiano Empírico: 'in_topo_features'=geochem_shortcore_PC_MONIENP_2cm, 46 Estaciones, 'output cell size'=5m, 'data transformation type':None, 'Semivariogram model type': Power, 'Max Neighbors': 15, 'Min Neighbors': 10, 'Sector Type': 1 Sector, 'Radius'=960,4086225, 'extent'=409243,5383-3094733,7434; 15368,7084-3100536,3864; 'in_mcomok_features'=TemplatePolygon_Mcomok_Square_EBK, 'Coincident Points': Media de valores en el lugar coincidente. Media: -0,0547; Raíz cuadrática media (RMS): 1,6844; Media estandarizada: -0,027; Raíz cuadrática media estandarizada (RMSS): 0,9878; Error estándar promedio (ASE): 1,7112. Índice de performance (IP): 0,01662
SiO2_12cm	Concentración de Sílica (SiO2) en 2-12 cm del corer de sedimento	SiO2_12cm_v2020_pc clip de pc_geochem_SiO2_EBK2D_12cm_UM_S016_pc	2009/2010; 2010/2011			v2020	Kriging Bayesiano Empírico: 'in_topo_features'=geochem_shortcore_PC_MONIENP_12cm, 'output cell size'=5m, 'data transformation type': None, 'Semivariogram model type': Power, 'Max Neighbors': 15, 'Min Neighbors': 8, 'Sector Type': 1 Sector, 'Radius'=257,0153 (sumatoria del vecino más lejano), 'extent'=409243,5383-3094733,7434; 15368,7084-3100536,3864, 'in_mcomok_features'=TemplatePolygon_Mcomok_Square_EBK, 'Coincident Points': Media de valores en el lugar coincidente. Media: -0,048; Raíz cuadrática media (RMS): 0,9057; Media estandarizada: -0,0000155; Raíz cuadrática media estandarizada (RMSS): 0,9975; Error estándar promedio (ASE): 0,9015. Índice de performance (IP): 0,00169
Sediments_Flemming	Clasificación Flemming para sedimento	Sediments_Flemming_v2020_pc	2010/2011	clase	Wöfl et al. (2013, 2014)	v2020	Sediment_Tool_Frauke' herramienta desarrollada por F. Scharf para ArcGIS Pro 2.4.0. El análisis se configuró con las siguientes características:
Sediments_Folk	Clasificación Folk para sedimento	Sediments_Folk_v2020_pc	2010/2011	clase		v2020	arcpy.Model_ArcMap_SedimentRasterWithStandardization: 'in_topo_features'=arcilla_alr_Krig & limo_alr_Krig & arena_alr_Krig, 'extent'=408453,7374-3094054,8273; 420601,8151-3100566,9841,
Sediments_Shepard	Clasificación Shepard para sedimento	Sediments_Shepard_v2020_pc	2010/2011	clase		v2020	'in_mcomok_features'=Template_Polygon_PC

Tabla II.1g: (Continuación). Resumen de variables ambientales modeladas espacialmente en formato ráster o polilínea para caleta Potter. En sombra gris aquellas utilizadas para la modelización de la distribución de taxones aplicando modelos de distribución de especies (MDEs) detallados en los capítulos IV y V de esta tesis. Continúa en Tabla II.1h.

(Cont.) Acrónimo en MDS	Descripción Variable ambientales	Nombre original del Ráster	Año muestreado	U	Muestreo original	V	Características del modelo
spm_max	Material particulado en suspensión máximo en el verano	spm_max_nco_EPSG32721	2010/2011	mg/l		v2021	FESOM-C modelo hidrodinámico (Androsov et al. 2019), Cálculo de media/máxima/min para un verano típico (diciembre-febrero). Corridas barotrópicas 2D (soluciones promediadas en profundidad) con forzamiento de mareas y viento, parámetros atribuidos al módulo de sedimentos como $4,5 \times 10^{-5}$ m de tamaño de diámetro de SPM, 1450 kg/m ³ de densidad de SPM; velocidad de sedimentación del 100% y escenario de SPM medio de 1,35 mg/l de descarga a través del glaciar. El coeficiente de fricción del fondo se fijó en $2,6 \times 10^{-3}$. Para más información sobre los cálculos y el análisis del modelo, véase la referencia asociada en Neder et al. 2022.
spm_mean	Material particulado en suspensión promedio en el verano	spm_mean_nco_EPSG32721	2010/2011	mg/l	Neder et al. 2016a, 2022;	v2021	
spm_med	Material particulado en suspensión mediana en el verano	spm_med_nco_EPSG32721	2010/2011	mg/l	Monien et al.(2017)	v2021	
spm_min	Material particulado en suspensión mínimo en el verano	spm_min_nco_EPSG32721	2010/2011	mg/l		v2021	
spm_max_1956	Material particulado en suspensión máximo en el verano	spm_max_1956	estimación al 1956	mg/l		v2022	
spm_mean_1956	Material particulado en suspensión promedio en el verano	spm_mean_1956	estimación al 1956	mg/l	Neder et al. (2022)	v2022	Se calculó el SPM estimado para el año 1956 (54 años antes del actual modelo de FESOM-C para el verano 2010/2011) considerando una pendiente anual de 0.45 ($p < 0.05$) en el análisis de SPM durante 1991-2006 de Schloss et al. (2008). Se usó la siguiente fórmula para reducir anualmente la concentración de SPM en un 45% $[[SPM]]_{(t1)} = [[SPM]]_{(t0)} * [(1-0.45)]^{(t1)}$ donde t1 es la cantidad de años atrás a donde se pretende estimar el valor de SPM reducido en un 45% por año.
spm_med_1956	Material particulado en suspensión mediana en el verano	spm_med_1956	estimación al 1956	mg/l		v2022	
spm_min_1956	Material particulado en suspensión mínimo en el verano	spm_min_1956	estimación al 1956	mg/l		v2022	

Tabla II.1h: (Continuación). Resumen de variables ambientales modeladas espacialmente en formato ráster o polilínea para caleta Potter. En sombra gris aquellas utilizadas para la modelización de la distribución de taxones aplicando modelos de distribución de especies (MDEs) detallados en los capítulos IV y V de esta tesis.

(Cont.) Acrónimo en MDS	Descripción Variable ambientales	Nombre original del Ráster	Año muestreado	U	Muestreo original	V	Características del modelo
bs_hydroTAU_mi	Coeficiente de arrastre suave en el suelo marino inducido por olas	hydro_TAU_mi_2020_07_ExtractByMask	1999	N/m ²		v2020	Modelo SWAN (Booij et al. 1999) para los patrones de distribución espacial de las alturas significativas de las olas bajo varios estados del mar para un mes de verano austral (Ver Wave-induced bed shear stress por C.-H. Lim et al. 2013.) Raster derivado de Spline_TAU_(mi/mo/r)_Tensión_8n: Spline Interpolación de la tensión de cizallamiento del lecho (TAU) estado del mar leve (mi)/moderado (mo)/rough, todos los valores de rcomoter menores de 0,000001 se han establecido en 0, Spline con 8 vecinos, opción de tensión (para una superficie de spline que se ajusta estrechamente a los puntos de control), el peso de 0,1 (ArcGIS Pro 2. 4.0) El cálculo se realizó con la siguiente configuración: arcpy.ExtractByMcomok: 'in_topo_features'=cocomotline2020_KGI_landsat8CN, 'extent'=408456,7451; 3094056,6032; 420594,7296; 3100311,9283, 'in_mcomok_features'=Template_Mcomok
bs_hydroTAU_mo	Coeficiente de arrastre moderado en el suelo marino inducido por olas	hydro_TAU_mo_2020_07_ExtractByMask	1999	N/m ²		v2020	
bs_hydroTAU_r	Coeficiente de arrastre fuerte en el suelo marino inducido por olas	hydro_TAU_r_2020_07_ExtractByMask	1999	N/m ²	Lim et al. (2013)	v2020	
bs_dynamics_max	Coeficiente de arrastre máximo del fondo	bs_max_nco_EPSG32721	2010/2011	adimensional	Egbert y Erofeeva 2002; TPXO 2020; Zentek y Heinemann 2020; Neder et al. 2022	v2021	FESOM-C modelo hidrodinámico (Androsov et al. 2019), Cálculo de media/máxima/min para un verano típico (diciembre-febrero). Corridas barotrópicas 2D (soluciones promediadas en profundidad) con forzamiento de mareas y viento. TPXO 9 atlas se utilizó para las condiciones de contorno abiertas de la elevación de la marea con nueve constituyentes armónicos diferentes. Los datos atmosféricos proceden del modelo CCLM 5.0. El coeficiente de fricción del fondo se fijó en $2,6 \times 10^{-3}$. Para más información sobre los cálculos y el análisis del modelo, véase la referencia asociada en Neder et al. (2022).
bs_dynamics_mean	Coeficiente de arrastre promedio del fondo	bs_mean_nco_EPSG32721	2010/2011			v2021	
bs_dynamics_med	Mediana del coeficiente de arrastre del fondo	bs_med_nco_EPSG32721	2010/2011			v2021	
bs_dynamics_min	Coeficiente de arrastre mínimo del fondo	bs_min_nco_EPSG32721	2010/2011			v2021	
vel_max	Velocidad máxima de circulación del agua en verano	vel_max_nco_EPSG32721	2010/2011	m/s	Neder et al. 2022; Falk et al., 2016, 2018a, 2018b; Falk y Silva-Busso, 2021; Monien et al. 2017	v2021	Modelo hidrodinámico FESOM-C (Androsov et al. 2019), Cálculo medio/máximo/min para un verano típico (diciembre-febrero). Corridas 2D barotropicales (soluciones promediadas en profundidad) con forzamiento de marea y viento. Se utilizó el atlas TPXO 9 para las condiciones de contorno abiertas de la elevación de la marea con nueve constituyentes armónicos diferentes. Datos atmosféricos derivados del modelo CCLM 5.0. Se consideró la descarga de los glaciares para calcular el volumen de entrada de cada subcuenca glaciar. Para más información sobre los cálculos y el análisis del modelo, véase la referencia asociada en Neder et al. (2022).
vel_mean	Velocidad promedio de circulación del agua en verano	vel_mean_nco_EPSG32721	2010/2011	m/s		v2021	
vel_med	Mediana de la velocidad de circulación del agua en verano	vel_med_nco_EPSG32721	2010/2011	m/s		v2021	
vel_min	Velocidad mínima de circulación del agua en verano	vel_min_nco_EPSG32721	2010/2011	m/s		v2021	

II.3.1 MODELIZACIÓN ESPACIAL ASOCIADA A LA RETRACCIÓN DEL GLACIAR FOURCADE

Se descargaron de la base de datos gratuita U.S Geological Survey (USGS 2019) imágenes satelitales Landsat'8 para (i) conocer la posición del glaciar Fourcade a posterior del año 2008 al presente 2020 y (ii) las consecuentes áreas libres de hielo. Se aplicó el modelo de Weber (2017) en ArcGIS (ESRI. Inc 2016, versión 10.6) para componer las bandas y proyectar las imágenes de 34 días diferentes en caleta Potter e Isla 25 de Mayo. Se utilizaron once bandas de dichas imágenes para componer (Bandas 1-7 y 9-11) y proyectar la imagen final (Banda 8). Las capas resultantes tienen una resolución de 15 x 15 m que fueron utilizadas para crear 10 **líneas actualizadas del frente glaciar** en primavera/verano entre noviembre y marzo (2013 -3 días-, 2014 -2 días-, 2018 -2 días-, 2020 -3 días-). Las imágenes satelitales de los 24 días restantes fueron utilizadas para comprender la dinámica del glaciar.

El satélite Landsat'8 fue lanzado en el 2013, por lo tanto, el frente glaciar en años previos a dicha fecha no puede ser estimado fácilmente. Puesto que el muestreo de registros biológicos ocurre en 2009/2010; 2010/2011; 2015/2016, el conocimiento de la posición glaciar en dichos años resulta fundamental para comprender la influencia de la distancia al frente glaciar y del tiempo de exposición libre de hielo en la distribución de los taxones en estudio. La línea del glaciar para 2010 se estimó utilizando la herramienta 'topo to raster' (ArcGIS 10.6) que permite estimar el recorrido de líneas intermedias. Para ello se utilizó la línea del glaciar 2008 (Rückamp et al. 2011) y la del 2014 validando dicha posición con la conocida del 2013 (Anexo Fig. II.A1). Luego, se delineó la línea del frente glaciar del 2010 con la herramienta de contorneo y se editó siguiendo un patrón constante entre las líneas 2008 y 2014.

Rückamp et al. (2011) determinan líneas para los años 1956, 1988, 1995, 2000 y 2005. Para analizar las áreas libres de hielo posibles a ser colonizadas por especies bentónicas, se consideraron únicamente aquellas zonas donde el glaciar se retrajo de una temporada a la siguiente. Con las nuevas líneas de frente glaciar, (iii) se actualizó la línea de costa del 2013 (Jerosch et al. 2018) a la posición del 2020. Se determinó el **área cubierta de hielo** para los diferentes estados del glaciar Fourcade desde el 1956 hasta la última posición conocida libre de hielo (costa 2020). Se calculó el porcentaje total de área cubierta y libre de hielo, como también la tasa de pérdida. Además, se modelaron espacialmente las **distancias al frente glaciar** al 1956, 1988, 1995, 2000, 2005, 2008, 2010, 2014, 2016, 2018, 2020 a través del cálculo de la distancia euclidiana (ArcGIS 10.8.1). Se utilizó la misma metodología considerando el límite del frente glaciar como límite de costa en la caleta interna para modelar espacialmente la **distancia a la costa**, pero únicamente para el estadio ambiental del presente y pasado. Entiéndase como estadio relativo al presente dadas las condiciones ambientales del año 2020 y como estadio pasado a las condiciones del 1956.

Con la base del conocimiento desarrollado por Lager et al. (2021) sobre la importancia de variables ambientales asociadas a la distribución de especies bentónicas, el **tiempo de exposición de un área libre de hielo** fue interpolado espacialmente. Para

ello, se utilizaron los rásters de distancia euclidiana a cada línea de frente del glaciar (1956, 1988, 1995, 2000, 2005, 2008, 2010, 2014, 2016, 2018, 2020). Luego, se sumaron dichos rásters con la herramienta 'calculadora de ráster' que dan como resultado valores más altos a aquellos de las distancias y superpone las áreas que fueron cubiertas por el hielo. Este cálculo intermedio sirve como un indicador de la dirección de retroceso asociada a una distancia temporal en años de retracción. A posterior, se recortó dicha capa de ráster por pares de períodos consecutivos y se reclasificó dividiendo el área por intervalos considerando la cantidad de años involucrados. Por ejemplo, para el par 1956-1988 entiéndase que dicha reclasificación considera un retroceso del área igual entre los 32 años comprendidos entre 1956 y 1988, y reduce cada área libre de hielo sucesivamente hace 65 años (en 1956) hasta 33 años (en 1988). Finalmente, se juntaron los rásters de pares de período para crear la interpolación final del ráster que indica, en años, desde hace cuánto tiempo un área se encuentra libre de hielo.

La **descarga del glaciar Fourcade** se puede medir como agua dulce de deshielo e ingreso de partículas. Estos aportes están fuertemente relacionados con las condiciones meteorológicas, como la temperatura del aire-suelo, la precipitación y la radiación, que son los principales factores que determinan la descarga glaciológica e hidrológica y el aporte de agua subterránea (Fig. I.1, Falk et al. 2016, 2018a, b; Meredith et al. 2018; Falk y Silva-Busso 2021). Se localizaron varios aportes de agua de deshielo a partir de fotografías tomadas durante el verano de 2010/2011 (Fig. I.2). Las subdivisiones de la cuenca glaciar se basaron en observaciones de U. Falk (en Neder et al. 2022), afirmadas por GPS durante las campañas glaciológicas anuales durante los veranos desde 2010 hasta 2017, así como también en un mapa topográfico (Braun et al. 2016). Luego, el glaciar se subdividió en subcuencas más pequeñas mediante la identificación de la división de mayor elevación glaciar teniendo en cuenta el flujo gravitacional, la posición y orientación de las grietas, y las direcciones del flujo glaciar (Falk et al. 2016). Las subcuencas derivadas (SC) se ajustaron con datos oceanográficos que cuantifican el aporte principal de agua de deshielo a lo largo de la línea de costa. La descarga subglacial fue reconocida pero no cuantificada. La descarga anual total de $25 \pm 6 \text{ hm}^3/\text{año}$ (Falk et al. 2018a) se dividió en las subcuencas sobre una base porcentual y horaria (Tabla II.2) para utilizar dichas descargas en (iv) la modelización dinámica del material particulado en suspensión.

Tabla II.2: División de la descarga total glaciar en diferentes procesos como drenaje (Falk et al. 2018a, b) y agua subterránea (Falk y Silva-Busso 2021) considerando diferentes mediciones del flujo muestreado en su máxima resolución para las subcuencas (SC) glaciar y las corrientes de agua de deshielo (Falk et al. 2018b) como datos de entrada para FESOM-C. El flujo subglacial es aún -hasta la fecha- desconocido.

Proceso	Día de inicio	Día final	Subcuenca	Long posición 1	Lat posición1	Long posición 2	Lat posición2	Flujo de descarga	Unidad	Registro fotográfico
Descarga glaciar e hidrológica	01/12/2010	31/03/2011	SC-NW0	-58,70843	-62,22943	-58,70626	-62,22818	7.4% del total	(m ³ /h)	---
			SC-NW1	-58,70626	-62,22818	-58,70234	-62,22782	13.4% del total		---
			SC-NW2	-58,70234	-62,22782	-58,69353	-62,22693	1.3% del total		---
			SC-NW3	-58,69353	-62,22693	-58,68021	-62,22388	2.2% del total		---
			SC-NW4	-58,68021	-62,22388	-58,66065	-62,22476	11.1% del total		---
			SC-NW5	-58,66065	-62,22476	-58,64778	-62,21978	3% del total		Fig. 2 (d-e)
			SC-E0	-58,64778	-62,21978	-58,64417	-62,22016	13.1% del total		Fig. 2 (a-c), Fig. 2 (f)
			SC-E1	-58,64417	-62,22016	-58,63685	-62,22331	10.2% del total		
			SC-E2	-58,63685	-62,22331	-58,63660	-62,22752	3.5% del total		
Escorrentía de agua de deshielo	30/01/2011	05/03/2011	Potter Norte	-58,63660	-62,22752	-58,65155	-62,23276	1.07	(m ³ /s)	Fig. 2 (g)
			Potter Sur	-58,65155	-62,23276	-58,65996	-62,23622	0.74		

II.3.2 MODELIZACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN Y DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DEL SPM

Con la finalidad de (iv) determinar y describir el transporte, la distribución espacio-temporal del SPM y su variabilidad, diferentes metodologías fueron aplicadas: (1) Modelos estadísticos multivariados, (2) Modelos geoestadísticos y (3) Modelos numéricos para estudios dinámicos. En un sistema costero poco profundo como el de Potter, con descargas de agua de deshielo en las capas superiores de la columna de agua, la estratificación permanece inestable hasta la profundidad cercana al fondo marino, con una picnoclina ocasional cercana a los ~5 m de profundidad superficial (Klöser et al. 1994a; Schloss et al. 2012; Meredith et al. 2018). Por estas razones, es necesario realizar una partición de los datos de entrada para reducir la variación en el espacio y en el tiempo con el fin de aumentar la resolución para la interpolación de los datos SPM.

Tabla II.3: Datos de concentración de material particulado en suspensión (SPM) compilados y publicados por diferentes autores (Schloss 2010a; Philipp et al. 2011a, b; Schloss et al. 2012; Monien et al. 2013) a lo largo de 20 años de investigación en caleta Potter, Antártida (compilación por Neder et al. 2016a). A través de análisis de semivariograma y normalidad, se redujo el set de datos aumentando la resolución temporal. En gris los datos usados para modelos geoestadísticos: con inclusión de los valores de descarga de SPM por los arroyos de agua de deshielo (MWS) y sin ellos. (Tabla adaptada de Neder et al. 2020). Los datos de un verano fueron utilizados para modelos de FESOM-C.

Conjunto de datos	Año de muestreo	n	Condiciones de muestreo	Media ± SD	Curtosis	Asimetría
Dos décadas de datos SPM	1992-2012	1352	Original summer data, SPM profiles at 0-5m, 5-15, >15m depth. ^{1,2,3}	19.07 ± 64.97	271.9	13.9
Dos décadas de datos SPM a baja profundidad	1992-2012	673	Valores promedios de verano por estación, profundidad 0-5 m. ^{1,2,3}	25.73 ± 86.72	167.8	11.2
Una década de datos SPM	2000-2012	606	Valores de verano, perfiles SPM a 0-5m, 5-15, >15m de profundidad. ^{1,2,3}	9.64 ± 15.88	47.9	5.9
Un verano de datos SPM a baja profundidad	2010-2011	99	Valores de verano, profundidad 0-5 m. ^{1,3}	46.13 ± 188.27	46.3	6.3
Un día SPM + MWS (Conjunto datos B)	09.02.2011 + MWS	31	Valores de un día con condiciones meteorológicas promedio, profundidad 0-5 m. Con ingreso de SPM por ríos de agua de deshielo ¹	4.94 ± 6.66	15.07	3.4
Un día SPM (Conjunto datos A)	09.02.2011	28	Valores de un día con condiciones meteorológicas promedio, profundidad 0-5 m. ¹	2.97 ± 1.69	2.3	0.02

¹Monien et al. (2013;2014) ²Philipp et al. (2011a; 2011b); ³Schloss et al., (2010a; 2010b; 2012).

Para esta tesis, se utilizó un conjunto de datos georreferenciados de SPM en Caleta Potter (Schloss 2010a, b; Philipp et al. 2011a, b; Monien et al. 2013, 2017) que comprende al menos un muestreo durante la estación de verano entre los años 1992 y 2012 (20 años de estudios disponibles). Dichos datos (n = 1352, Tabla II.3) fueron compilados y reforzados con datos meteorológicos diarios de viento, temperatura del aire, precipitación, humedad del Servicio Meteorológico Nacional Argentino (2019 Exp.

175494) y Schloss et al. (2012), y publicados a través del archivo de datos PANGAEA con la base de datos de Neder et al. (2016a). Los datos de las investigaciones ecológicas a largo plazo de Carlini desde 1996/1997 fueron georreferenciados mediante la superposición de imágenes satelitales de alta resolución y referencias espaciales *in situ* utilizando la herramienta 'Fit to display' de ArcGIS (10.4.1) y publicados individualmente en PANGAEA (Schloss et al. 2016). La distribución espacial de los datos compilados de SPM en Potter se muestran en la Fig.II.1. La exploración estadística de los datos de SPM lleva a una reducción de los datos, pero de conjunto homogéneo (Tabla II.3) requerido para una óptima modelización.

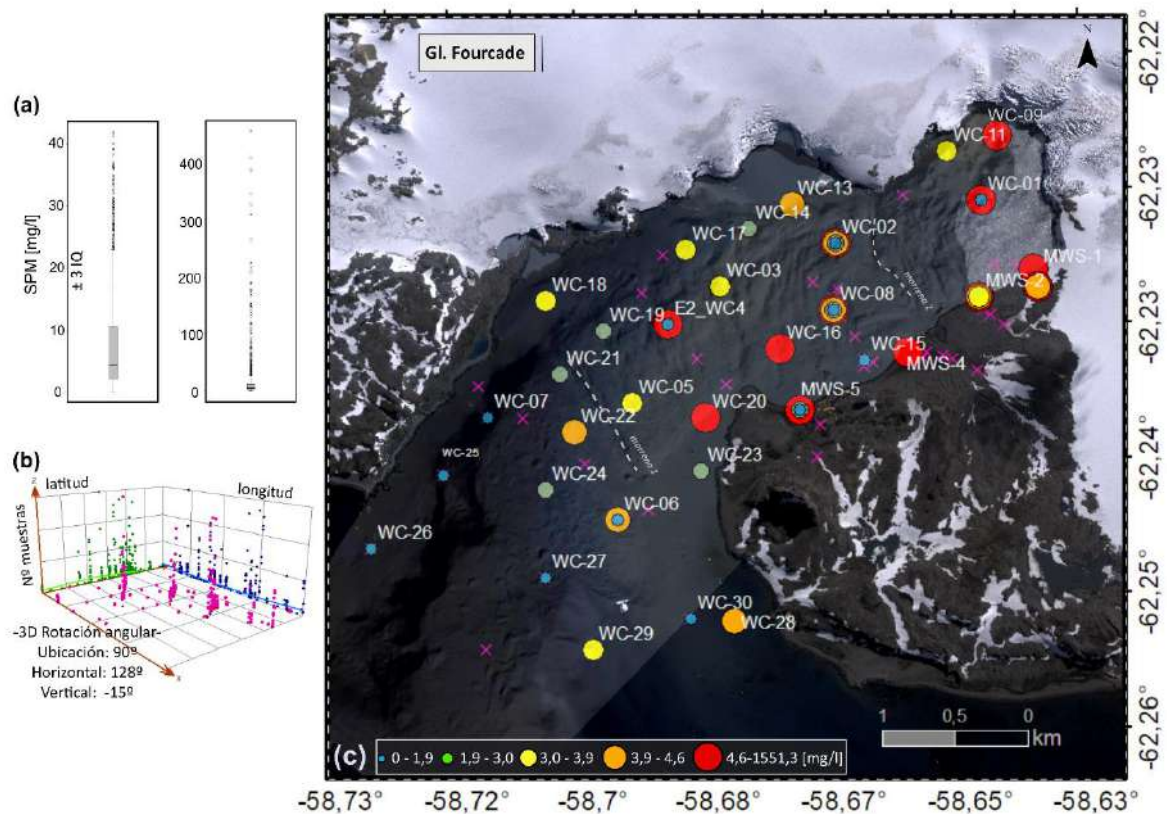


Fig. II.1: Material particulado en suspensión (SPM) promedio en caleta Potter medido al menos una vez durante los veranos comprendidos entre dos décadas (1992-2012). **(a)** Distribución de los datos mediante un diagrama de cajas. **(b)** Diagrama de dispersión con las tendencias de la variabilidad de las densidades de las muestras. **(c)** Distribución espacial de estaciones de muestreo. La concentración de SPM de un verano de muestreo (2010/2011) en la columna de agua superficial (estaciones WC) y sus arroyos de agua de deshielo (estaciones MWS). Se señala con 'x' aquellas estaciones que no pertenecen al verano mencionado. Los colores rojo y azul destacan los valores extremos altos y bajos, respectivamente para dicho verano incluyendo las concentraciones extremas de los MWS. Morrenas de Wöfl et al. (2017) indicadas con la línea punteada. Mapa de base: (DigitalGlobe 2014). Figura adaptada de un día de muestreo (9 de febrero de 2010) de Neder et al. (2020).

II.3.2.1 Aproximación con modelos multivariados

Se aplicaron modelos lineales generalizados (GLM), análisis de árboles (CART) y análisis de conglomerados con la finalidad de determinar la influencia de variables meteorológicas, hidrológicas, glaciológicas y sedimentológicas con SPM. Las condiciones

meteorológicas fueron provistas por el Servicio Nacional Meteorológico (2019) actualizando la información existente desde el año 1981 al 2018. Se correlacionó con condiciones meteorológicas del día de muestreo de SPM y de cinco días antes porque se estima un retardo en la respuesta de la concentración del SPM al aumento de temperatura atmosférica del verano y/o la fuerza de los vientos.

Se creó un texto de programación siguiendo Chaabani (2018) para seleccionar aquellas variables con mayor influencia en el SPM. Se realizaron tres rondas de selección aplicando seis métodos diferentes (Monte Carlo, Análisis de clasificación de árboles CART, Boruta, Random Forest RF, Recursive Feature Elimination RFE y Análisis de componentes principales PCA). Luego de la primera ronda de selección, de las 100 variables incluidos se redujo a 26, a posterior a 19 y finalmente 10 considerando una división de datos de SPM ubicados en la caleta interna y la externa. Para los análisis posteriores se consideraron entonces: batimetría, precipitación de cinco días antes del muestreo, presión de cuatro días antes del muestreo, contenido de sedimento fino (limo y arcilla) en fondo marino, temperatura máxima del día anterior y dos anteriores al muestro, temperatura mínima del día de muestreo y del anterior a éste, dirección y velocidad del viento (Anexo Tabla II.B1.1 para visualizar el orden de importancia según los seis métodos diferentes analizados). Los datos finales usados de SPM para los modelos multivariados fueron los comprendidos entre los dos veranos consecutivos del 2010-2012 en la primera capa de la columna de agua 0-5 m en la caleta interna por considerar una amplia variación espacial y homogéneos en la profundidad.

Los Modelos Lineales Generalizados (GLM) se aplicaron con link-logarítmico y procesamiento hacia atrás (en inglés, '*backwards function*') para relacionar SPM con las variables seleccionadas. Se evaluó el modelo a través del parámetro de criterio de información Akaike (AIC) y un valor de p con $\alpha=0,01$ para la inclusión de las variables en la ecuación del modelo. Para los árboles de clasificación, se exploraron los datos usando el paquete '*rattle*' de R (Williams 2018). Los valores de SPM fueron clasificados en cuatro clases según sus percentiles para dicho par de veranos consecutivos. SPM de: baja concentración (percentil 0,25; [SPM <1,8 mg/l]), medio-baja (percentil 0,5; [SPM 1,8-4,2 mg/l]), medio-alta (percentil 0,75; [SPM 4,21-10,4 mg/l]), y alta (percentil 1; [SPM >10,4 mg/l]).

Los árboles de clasificación se ejecutaron bajo configuraciones diferentes usando los paquetes '*rpart*', '*caret*', '*rpartScore*' que conducen al método más preciso aplicando el modelo en la caleta interna, dividiendo los datos para la calibración y la evaluación, obteniendo un número aleatorio reproducible usando la función '*set.seed*' para fijar el subconjunto de datos usados en la calibración considerando el valor ordinal de la clase de SPM (Therneau et al. 2007; Kuhn 2011; Galimberti et al. 2012). Para la calibración, se dividieron los datos de 60 a 80% escalando en 5%. Se corrieron 200 árboles por división dando un total de 1000 árboles. Se realizó una segunda corrida utilizando la primera para determinar aquellas variables ambientales de la tercera selección que son más significativas. Las variables seleccionadas fueron en orden de importancia: temperatura máxima de un día antes de la muestra, dirección del viento, batimetría y contenido de sedimento fino en sustrato (Anexo Tabla II.B1.2).

El análisis de conglomerados o clusters se llevó a cabo para toda la caleta considerando sólo las variables ambientales de la tercera selección sin SPM y utilizando los paquetes de *'cluster'* (Maechler et al. 2019), *'Mclust'* (Scrucca et al. 2019), *'MASS'* (Ripley et al. 2002), *'clustvarsel'* (Dean et al. 2018). Se determinó la cantidad de clústeres con el análisis de gráficas de clasificación y con el criterio de información bayesiano (BIC). Se limitó la cantidad de clústeres a ocho con un máximo de nueve, basado en el análisis óptimo de volumen de clústeres (BIC = -1437,55 versus 3155,55 para 100 clústeres). La selección de variables para la determinación de clusters basada en modelos gaussianos investigando el grupo óptimo de agrupación de 1 a 9 clusters condujo a un subconjunto aceptado de tres variables para definir las conglomeraciones: batimetría, contenido de sedimentos fino en el sustrato y dirección del viento. Se excluyeron la temperatura, la precipitación y la presión.

Se reclasificaron los datos de las estaciones SPM según los ocho clústeres determinados para luego realizar análisis de la varianza (ANOVA), de escalamiento multidimensional (MDS) y componentes canónicos (CCA). También se realizó un análisis de Voronoi usando ArcGIS para identificar los valores atípicos de dicha reclasificación (Kamble y Aggrawal 2011). Este análisis interpola el valor de la variable en estudio, el cluster en este caso, mediante polígonos de Thiessen correspondientes a la triangulación de Delaunay para los puntos muestreados en el centro y una distancia geométrica a los vecinos (Huisman y de By 2009). Crea así un polígono alrededor del punto comparado con los valores de puntos circundantes. El valor asignado a un polígono con "Voronoi Simple" es el valor registrado en el punto de muestreo dentro de ese polígono, mientras que la "Voronoi Promedio" representa el valor promedio de las muestras dentro de un polígono dado y sus vecinos (Johnston et al. 2003).

II.3.2.2 Aproximación con modelos geoestadísticos

II.3.2.2a Flujo de trabajo para modelos geoestadísticos

La modelización geoestadística se aplicó utilizando ArcGIS, la extensión *'Geostatistical Analyst'* (10.4.1, *Geostatistical Wizard tool*, ESRI. Inc 2016), y RStudio (3.1.3) siguiendo un flujo de trabajo de seis pasos (Fig. II.2 y Fig. II.3). La compilación de datos, la geolocalización y la exploración (paso 1) son aquellos que requieren más tiempo y dedicación para el posterior pre-procesamiento de los datos (paso 2). Tras estos dos pasos, el modelo puede construirse aplicando técnicas de interpolación con un bajo coste computacional. La configuración de los parámetros incluidos en el modelo es el paso esencial, ya que define la estrategia de modelización (paso 3) y, en consecuencia, la predicción de valores en aquellos lugares no muestreados (paso 4) y el resultado final: un mapa de superficie basado en análisis estadísticos, y espacialmente razonable para realizar predicciones con un error conocido de interpolación (paso 5) que muestre el patrón de distribución del fenómeno (paso 6). La experticia en el fenómeno y el conocimiento de los procesos implicados en la modelización de la variable, así como los valores de evaluación estadísticamente significativos, proporcionan la continuidad en el flujo de trabajo para usar del resultado final o reiniciar el flujo de trabajo.

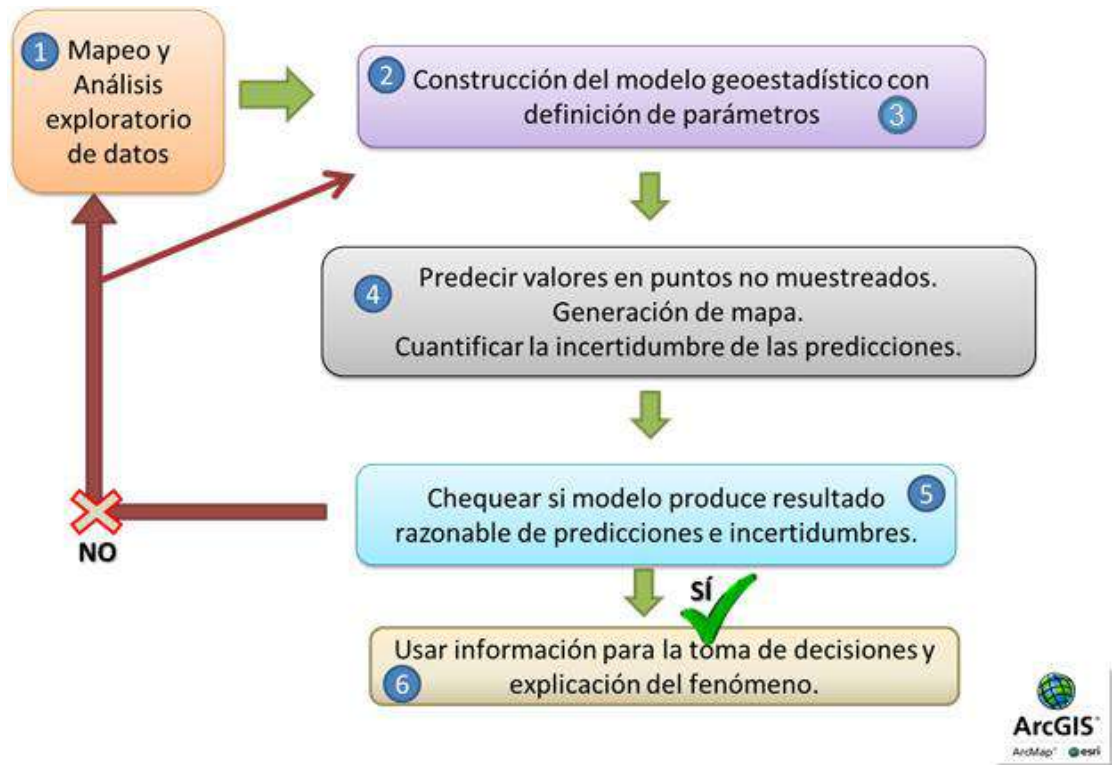


Fig.II.2: Flujo de trabajo de seis pasos (modificado de ESRI Inc. ArcGIS Pro y Neder et al. 2020) para construir y evaluar modelos geostatísticos para estudios espaciales utilizando ArcGIS 10.4.1 (ESRI. Inc 2016). Los diferentes pasos implican una exploración de los datos, la definición de los parámetros para estructurar la estrategia del modelo, la predicción y la evaluación, dando como resultado un modelo optimizado para explicar los fenómenos en estudio. Si el modelo resultante no es preciso, el proceso debe iterarse en la exploración y la selección de los datos (paso 1) o reestructurando el modelo (pasos 2 y 3). En la Fig. II.3 se detallan las configuraciones de cada paso.

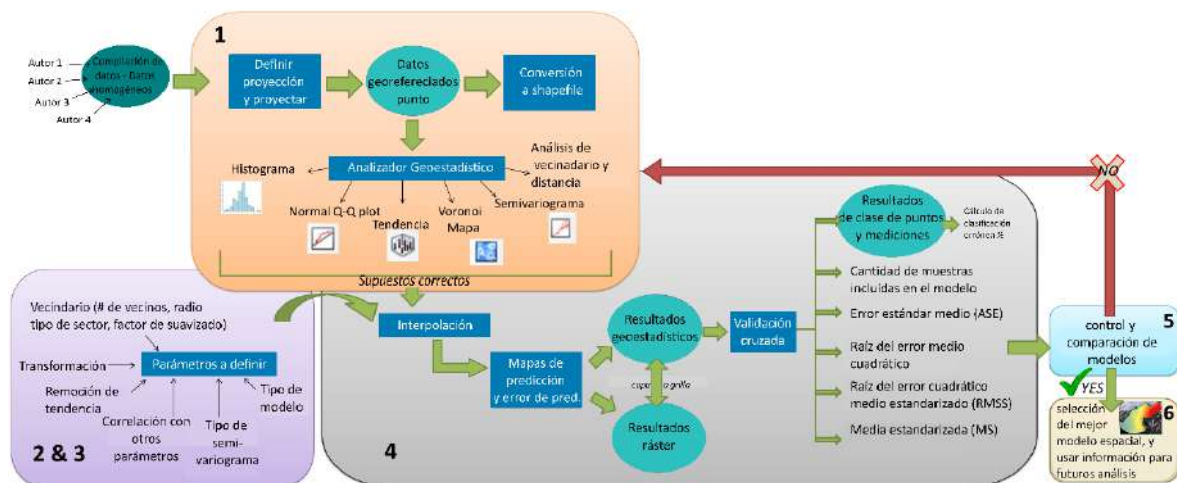


Fig.II.3: Flujo de trabajo detallado para los estudios geostatísticos y la construcción de un modelo espacial desde el paso 1 al 6. Las flechas en color verde muestran el flujo de trabajo de los diferentes procesos (en recuadros azules) para aplicar un modelo geostatístico preciso. En los círculos están los resultados que deben ser geolocalizados espacialmente en un *shapefile* (formato espacial de archivos de punto, polígono o líneas). Las flechas negras que salen de una caja de proceso indican un resultado, mientras que cuando apuntan al proceso, significa la entrada para la aplicación de dicho proceso. (Modificado de Neder et al. 2020)(Neder et al. 2022).

II.3.2.2b Exploración de datos y preprocesamiento

Uno de los pasos fundamentales en la aplicación de modelos geoestadísticos es la cantidad de datos como así también su cobertura espacial y la varianza espacial analizada por gráficos de autocorrelación y semivariograma. Con la base de datos creada para SPM (Neder et al. 2016a) se realizó una exploración que incluye: (1) un diagrama de dispersión; (2) un mapeo de la ubicación de las muestras con un análisis de la normalidad de los datos a través de histogramas de frecuencia, mediciones de asimetría para analizar la simetría del conjunto de datos, de curtosis para el análisis de las colas de distribución y los gráficos Q-Q normal que comparan cuartil por cuartil la distribución de los datos con una distribución normal estándar; (3) análisis de tendencia para comprobar la posible tendencia de variación espacial esperada si la variable tomase valores aleatorios; (4) dos aproximaciones de autocorrelación y varianza mediante covarianza y gráficos de puntos semivariograma para la interpolación de datos; (5) análisis de vecindad y (6) correlación espacial a través de 'Cokriging' con variables ambientales glaciológicas, hidrográficas, y bioquímicas de Jerosch et al. (2018).

Para definir el conjunto de datos en el modelo, se comprobó la distribución de los datos y la autocorrelación. El conjunto de datos SPM (4D: escala latitudinal, longitudinal, de profundidad y temporal) que abarca dos décadas (verano 1992-2012, $n = 1352$) mostró la mayor variación con una distribución asimétrica, con valores atípicos excluidos por ± 3 inter-cuartiles, y sin excluirlos (Fig. II.1a). También según el semivariograma, no mostró autocorrelación (Anexo Fig.B2.S1 y Fig.B2.S2). Esto refleja una fuerte heterogeneidad de la distribución del agua de deshielo y de la concentración de partículas terrestres en el agua, lo que aumenta el sesgo y apoyaría una clasificación errónea del patrón de distribución espacial de SPM. Por lo tanto, el conjunto de datos recopilados durante dos décadas se subdividió según la ventana temporal (muestreo de un solo día) y una suficiente resolución espacial de 3D a 2D (longitudinal y latitudinal) en una capa de profundidad consistente de 0-5 m (Tabla II.2). El resumen estadístico de la Tabla II.3 muestra que los valores de asimetría y curtosis mejoran entre los conjuntos de datos, cuanto menor es la ventana temporal y más densa es la cobertura espacial de los datos en un mismo tiempo. Dos eventos de máxima descarga de SPM (Monien et al. 2017) llevaron a que el conjunto de datos de un verano desde diciembre de 2010 al febrero de 2011, presenten el mayor desvío estándar (Tabla II.3, $46,13 \pm 188,27$ mg/l). Por lo tanto, dichos eventos podrían causar una alta variabilidad del SPM. Estos datos muestran una distribución no normal y asimétrica, sin autocorrelación según el análisis del semivariograma.

Finalmente, la exploración de datos identifica al conjunto de datos de mayor resolución temporal igual a un día con condiciones meteorológicas típicas de un verano promedio ($n = 28$, 09/02/2011, Monien et al. 2017), como el más homogéneo, distribuido espacialmente a lo largo del área de estudio (Anexo Fig.B2.S3), de profundidades someras (0-5 m), y con una distribución normal de varianza más fiable basada en el concepto de Robinson y Metternicht (2006). Esto es debido a su baja asimetría negativa y una mejor autocorrelación en comparación con los demás conjuntos de datos explorados. Consecuentemente, se lo determinó como el más adecuado por cumplir los requisitos

para el modelado geoestadístico ([conjunto de datos A](#)). En un segundo enfoque de modelización, se incluyeron las estaciones muestreadas de SPM en los cuatro arroyos de agua de deshielo que aportan directamente el sedimento al sistema (MWS 1,2,4,5; Fig. II.1c). Aun cuando dichas estaciones hayan sido muestreadas tres días antes (06/02/2011), se añadieron al conjunto de datos adecuado mencionado anteriormente ([conjunto de datos B](#)). Esto reduce la resolución temporal y aumenta la asimetría de la distribución de los datos, pero representa una situación más realista del fenómeno de distribución de SPM esperado en Potter durante un verano. Los puntos de muestreo y la distribución espacial de los datos utilizados para la modelización se muestran en la Fig.II.1c, donde las estaciones en rosa 'X' fueron excluidas de la modelización geoestadística. La concentración de SPM en la columna de agua tiene un rango entre 0 a 31,5 mg/l, elevándose a 1551,3 mg/l cuando se consideran las descargas de SPM desde los MWS.

Se evaluó la variabilidad espacial del SPM con un análisis de Voronoi ([Sección II.3.1](#) para la explicación del análisis) y con un análisis de la vecindad. Este último, consiste, por un lado, en el cálculo de las distancias euclidianas entre las muestras más cercanas y más lejanas; y por el otro, en el cálculo de la vecindad natural espacial (herramienta '*natural neighbourhood*' de ArcGIS) basada en la superposición ponderada de los polígonos de Voronoi y un nuevo polígono alrededor de un punto de interpolación (ESRI. Inc 2016). Esto define el parámetro "radio de la vecindad" para el número de vecinos incluidos en la modelización (paso 3).

II.3.2.2c Estrategia de modelado

Se aplicaron tres métodos geoestadísticos para las interpolaciones: Kriging ordinario (OK), Kriging simple (SK) y Kriging empírico bayesiano (EBK), en configuración por defecto de ESRI ('*Default*') y con la modificación de los parámetros geoestadísticos, configurados a los dos conjuntos de datos de un día de SPM de un día (conjunto de datos A y B, Tabla II.3 sombreados en gris). Cokriging no fue utilizado por ausencia de correlación espacial con las variables ambientales.

Se calculó un total de 22 modelos geoestadísticos (paso 4) y se visualizaron los mapas predictivos de la concentración superficial de SPM (mg/l) con sus mapas de error estándar asociados a la predicción (PredSE). Para la visualización del mapa PredSE, se eligió la clasificación de cortes naturales ('*natural breaks*' de ArcGIS). Cuando corresponde en la asignación de la configuración de los parámetros de modelización, el semivariograma fue optimizado para SK y OK con cálculo óptimo para '*nugget*' y el umbral de partición de la meseta ('*sill*') y sin anisotropía. Mientras que para EBK, la optimización del semivariograma se realizó con 100 simulaciones, una superposición y de tipo potencia ('*power type*') excepto cuando se transforman los datos (Anexo Fig.B2.S4 y S5). La determinación de la vecindad influye en la precisión de las interpolaciones y fue optimizada para cada caso, considerando las siguientes configuraciones: el radio de la vecindad, la relación entre el número máximo y mínimo de vecinos, el tipo de sector basado en el análisis de la tendencia y la variabilidad espacial, el parámetro de suavidad ('*smooth*'), y por último el parámetro de transformación de los datos (véase Anexo II.B2 extraído del material suplementario de Neder et al. 2020).

II.3.2.2d Evaluación del modelo e índices de desempeño

Como resultado del paso 4 (Fig.II.3), se realizó un análisis del error por medio de una validación cruzada de los predichos que revela el grado de precisión proporcionando la diferencia de clasificación errónea entre el valor medido y el predicho. Además, se calcularon la media del error cuadrático, la raíz del error cuadrático medio, la media estandarizada (MS), la raíz del error cuadrático medio estandarizado (RMSS) y el error estándar medio (ASE). En la evaluación del modelo (paso 5) se consideraron $MS \approx 0$, $RMSS \approx 1$ y el menor ASE, así como una superficie razonablemente interpolada que se ajuste al conocimiento general de los expertos sobre la distribución del SPM (Figura 5a de Monien et al. 2017, y Figura 2d, banda 4 de la imagen satelital DigitalGlobe 2014, de Jerosch et al. 2019).

La forma de evaluar el desempeño de un modelo y la mejora luego de ajustar su configuración (por ejemplo, modificando los parámetros del radio, número de vecinos, factor de suavizado, etc.) no está definida en la bibliografía ni en los foros de Internet. Es por ello que, en esta tesis, se desarrollaron tres índices para la evaluación del modelo (paso 5) que permitan identificar y definir los cambios resultantes de las diferentes estrategias de modelización y consecuentemente, el algoritmo y la configuración para representar la extensión de la pluma de SPM del 9 de febrero de 2011 sobre una base robusta y repetible (paso 6).

Partiendo de la hipótesis que las interpolaciones con configuraciones por defecto se verán mejoradas por aquellas con parámetros modificados; la comparación entre las interpolaciones se hizo mediante la creación de dos índices de mejora en MS (Ecuación 1) y RMSS (Ecuación 2), y de un índice de desempeño (Ecuación 3). Los índices de mejora 1 y 2 están basados en el porcentaje de tasa de cambio entre la configuración del modelo por defecto (GM_d) y el ajustado (GM_m) y la distancia al valor óptimo (cero para MS y uno para RMSS). Para la determinación individual de la calidad de modelización, el índice de desempeño fue calculado dándole más importancia al RMSS ya que demuestra ser el error más restrictivo (factor de 0,7) comparado con la MS (factor 0,3).

$$\text{\% Índice de mejora MS} = - \frac{\{Abs[GM_m(MS)] - Abs[GM_d(MS)]\} \times 100}{Abs[GM_d(MS)]} \quad (\text{Ec. 1})$$

$$\text{\% Índice de mejora RMSS} = - \frac{\{Abs[GM_m(RMSS)] - Abs[GM_d(RMSS)]\} \times 100}{Abs[GM_d(RMSS)]} \quad (\text{Ec. 2})$$

$$\text{Índice de desempeño} = Abs[GM_m(MS)] \times 0,3 + Abs[1 - GM_m(RMSS)] \times 0,7 \quad (\text{Ec. 3})$$

Para las ecuaciones 1 y 2 (Ec.1 y Ec. 2) los valores ideales son próximos a 100%, donde valores positivos determinan una mejora y valores negativos, un empeoramiento en la modelización por alejarse del valor óptimo del parámetro estadístico. Para la ecuación 3 (Ec. 3) los valores ideales son próximos a cero.

II.3.2.3 Aproximación con el modelo numérico hidrodinámico FESOM-C

Con la finalidad de captar la dinámica del SPM dependiente de la descarga de agua de deshielo y consecuentemente de las condiciones meteorológicas se realizó una tercera

aproximación con el modelo hidrodinámico FESOM-C (Anexo Fig.II.B3.1 para un resumen del flujo de modelización). En particular, en esta sección se pretende simular: (i) la hidrodinámica aplicando el modelo Finite-volume Sea-ice Ocean Coastal FESOM-C (Androsov et al. 2019; com. per. Fofonova V.), (ii) el tiempo de residencia de partículas pasivas introducidas por los glaciares, utilizando el módulo lagrangiano, y (iii) la dinámica de la concentración de SPM, equipando el modelo con el módulo de sedimentos utilizando como datos de entrada la información de un amplio conjunto de muestreos *in situ* de agua de deshielo y descarga de sedimentos. Estos datos de entrada incluyen la descarga de sedimentos medida en los arroyos de agua de deshielo (Monien et al. 2017), la descarga total de agua de deshielo de varios procesos de drenaje glacial en las subcuencas del glaciar de Fourcade (Falk et al. 2018a), la escorrentía de las corrientes de agua de deshielo (Falk et al. 2018b), el desprendimiento de hielo (Falk et al. 2016) y la descarga de agua subterránea (Falk y Silva-Busso 2021). Además, se valida la dinámica del SPM en caleta Potter calculando el sesgo de las mediciones oceanográficas, de SPM y meteorológicas *in situ* simuladas y disponibles (Roese 1998; Monien et al. 2017; Servicio Nacional Meteorológico, 2019).

Debido a la ubicación geográfica de Potter, entender la dirección de las masas de aire, la influencia de la humedad del aire, la temperatura y la lluvia es esencial. La naturaleza de las masas de viento en caleta Potter difiere entre las temporadas anuales. Durante el verano, los vientos del Oeste con aire cálido y húmedo proceden de latitudes medias; mientras que, en invierno, los vientos polares del Este con aire frío y seco proceden del continente Antártico (Meredith et al. 2018). Colmando la mayor cantidad de procesos influyentes en la descarga y distribución de sedimentos en la columna de agua, en esta aproximación se consideraron las descargas de agua de deshielo como así también las condiciones meteorológicas que permiten definir el verano 2010/2011 como representante del rango temporal apropiado para modelar. Esto es no sólo por la disponibilidad de datos de diferentes investigaciones (Monien et al. 2017; Falk et al. 2018a; Meredith et al. 2018; Servicio Nacional Meteorológico 2019), sino también por la variabilidad analizada de los datos de SPM (Tabla II.3). Así, el período simulado comprende una estación de verano austral extendida desde el 1 de diciembre de 2010 hasta principios de otoño el 31 de marzo de 2011 (120 días). La descarga anual total del glaciar Fourcade, medida como agua de deshielo e ingreso de partículas, de 25 ± 6 hm³/año (Falk et al. 2018a) se dividió en las subcuencas sobre una base porcentual y horaria (Tabla II.2) para una modelización de alta resolución temporal (Sección II.3.1 para detalles metodológicos). La descarga subglacial fue reconocida pero no cuantificada.

II.3.2.3a Descripción del modelo FESOM-C

Con la finalidad de simular la **dinámica del SPM total** en caleta Potter, se utilizó el modelo FESOM-C (Androsov et al. 2019), el cual es la rama costera del modelo global Finite volume Sea ice-Ocean Model (FESOM2; Danilov et al. 2017). Este modelo ha sido validado en una serie de escenarios idealizados y realistas (por ejemplo, Androsov et al. 2019; Fofonova et al. 2019, 2021; Kuznetsov et al. 2020). Está equipado con los esquemas de advección horizontal de alto orden y alcanza una variedad de turbulencia verticales basados en el modelo GOTM (Burchard et al. 2004). Utiliza la discretización de volúmenes

finitos por celdas y funciona en cualquier grilla de celdas triangulares, cuadrangulares o híbridas garantizando la flexibilidad geométrica y la eficiencia numérica para las simulaciones costeras con cálculos de las velocidades verticales y horizontales en el centro de cada celda combinando cambios suaves a lo largo de la costa (Danilov y Androsov 2015). Además, resuelve un conjunto estándar de ecuaciones para la dinámica oceánica en las aproximaciones de Boussinesq, hidrostática y tradicional (véase, por ejemplo, Marshall et al. 1997). Con la aplicación de este modelo hidrodinámico, se considera al SPM como un estresor inerte para el ecosistema con una fracción inorgánica más alta que la orgánica, y no considera directamente los procesos biológicos como la captación de nutrientes por el fitoplancton y las bacterias, la regeneración de nutrientes o la degradación. Se realizaron una serie de pruebas barotrópicas en 2D (soluciones promediadas en profundidad) con forzamiento de marea y forzamiento de viento activado/desactivado ([configuración de modelización 1](#): sólo marea y [configuración de modelización 2](#): forzamiento de marea y viento) variando los parámetros atribuidos al modelo de sedimento. El coeficiente de fricción del fondo se fijó en $2,6 \times 10^{-3}$

II.3.2.3b Delimitación del dominio

El área de estudio de caleta Potter fue delimitada por la creación de una grilla de base para la modelización. Se creó una grilla no estructurada con 30401 nodos y 30000 elementos cuadrilaterales en un plano horizontal, utilizando un método elíptico que permite distancias suaves entre los nodos y una cuasi-ortogonalización de los límites (Anexo Fig.II.B3.B1). La resolución horizontal varió de 23,4 m en la parte profunda del dominio cerca del límite hacia aguas abiertas de la Bahía Maxwell y 5,3 m en la parte poco profunda cerca de la costa.

II.3.2.3c Configuración de FESOM-C

Se utilizó el ráster de batimetría de resolución 5×5 m (Jerosch et al. 2015; Anexo Fig.II.B3.B2a) y la línea de costa para definir el límite sólido lateral del dominio estudiado. Estos datos se actualizaron hasta el año 2018 mediante una nueva línea de costa y áreas libres de hielo en 2018, digitalizadas a partir de imágenes satelitales (DigitalGlobe 2014, y Landsat 8 en 2018 de U.S. Geological Survey, 2019; [Sección II.3.2.1](#)) ya que el retroceso glaciar más notable se produjo antes de 2010 con un retroceso glaciar de $0,124 \text{ km}^2$ entre 2010 y 2018. Las condiciones de elevación de la marea del límite abierto del dominio (boca de la caleta) en contacto con las aguas de la Bahía Maxwell fueron basadas en el atlas TPXO 9 que combina la solución global con la local de mayor resolución para las zonas costeras, incluyendo Potter (Egbert y Erofeeva 2002; King y Padman 2005; TPXO 2020). Se consideraron ocho constituyentes armónicos diurnos y semidiurnos principales y un armónico superior (M2, S2, N2, K2, K1, O1, P1, Q1, M4) para generar las condiciones de marea.

Los datos atmosféricos para las simulaciones se derivaron de un reanálisis del modelo CCLM 5.0 (Tabla II.4, Zentek y Heinemann 2020). El modelo oceánico utiliza los vientos superficiales y la presión atmosférica a nivel del mar. La descarga total de agua de deshielo de la cuenca del glaciar Fourcade definida en la Tabla II.2 para cada subcuenca, depende de la temperatura aire-suelo, la precipitación y la radiación, y varía en el tiempo desde diciembre de 2010 hasta abril de 2011 (Falk et al. 2016, 2018a, b; Falk y Silva-Busso

2021). Los datos de descarga de los glaciares por hora se utilizaron para calcular el volumen de entrada para cada subcuenca localizada en las partes Norte y Este del dominio considerando varios procesos de derretimiento y descarga de agua dulce del glaciar (Fig.I.1 y Tabla II.2). Debido a un nivel significativo de incertidumbre relacionado con la ubicación exacta de la fuente, la descarga de cada subcuenca se distribuyó a través de todo el límite proporcionalmente a la longitud de los bordes de éste.

Se utilizaron los datos de SPM muestreados durante 2010/2011 disponibles en la base de datos de Neder et al. (2016a) correspondientes principalmente a Monien et al. (2017). Como fuente de ingreso de sedimentos por escorrentía, se consideró el flujo de tres arroyos de agua de deshielo (MWS 1,2,4) localizadas en los cauces del Norte y Sur (Fig.I.1, flechas naranjas), y uno (MWS-5) originado en la parte Sureste de caleta Potter (Fig.I.1, flecha marrón). Las concentraciones de SPM se midieron en estos cuatro arroyos por hora o diariamente, durante diciembre de 2010 y febrero de 2011 (Monien et al. 2017). Se identificó una entrada diaria promedio máxima el 31 de enero de 2011 desde el MWS-4 (1198,1 mg/l). Si el intervalo de tiempo entre dos observaciones subsiguientes era <24 h, el valor de SPM se interpoló linealmente para generar un conjunto de datos de resolución temporal consistente en horas. En caso contrario, se utilizó la concentración media de SPM (MWS-1: 91,1 mg/l, MWS-2: 20,1 mg/l, MWS-4: 296,6 mg/l o MWS-5: 14,8 mg/l). El flujo de escorrentía de agua dulce a lo largo de los arroyos varía de 0,74 a 1,07 m³/s (740 l/s a 1070 l/s). Debido a la falta de mediciones de la descarga del SPM a lo largo de la cuenca del glaciar Fourcade o de ecosistemas similares, pero reconociendo que la entrada de agua dulce cerca del frente del glaciar a lo largo de las subcuencas identificadas (Fig.I.1 y Fig.I.2) arrastraría material terrestre dentro de la caleta, se probó la contribución del SPM. Se propusieron tres escenarios: la descarga del glaciar contenía (i) 0,1%, (ii) 0,5% y (iii) 1% de SPM de la concentración promedio informada por Monien et al. (2017), que corresponden a 0,27 mg/l, 1,35 mg/l y 2,7 mg/l, respectivamente. La escorrentía del glaciar y la correspondiente entrada del SPM se distribuyeron a lo largo del límite de cada subcuenca. Las observaciones disponibles evaluaron el desempeño de estos escenarios con una desviación de <0,01 mg/l en las mediciones más cercanas al frente del glaciar (SC-NW4, SC- NW5 y E0, Fig.I.1). Por ello, el escenario (ii) de descarga glaciar media-baja con 1,35 mg/l de concentración de SPM (0,5%, véase la [Sección II.3.2.3f](#)) fue elegido debido a un mejor desempeño con menor error en comparación a los otros dos escenarios (i) y (iii). Cabe destacar que resultan necesarias mediciones adicionales más cerca del frente del glaciar en la caleta interna para confirmar el número utilizado en esta modelización. Debido a los riesgos de desprendimiento de hielo, estas mediciones son peligrosas y no se pudieron realizar. La Tabla II.4 resume los datos de entrada y de forzamiento para ejecutar el modelo FESOM-C. La Tabla II.5 presenta los resultados del modelo. Para más información sobre la variación de la descarga de agua de deshielo total o el ingreso de sedimentos por cada arroyo, véase Anexo Fig.II.B3.B2.

Tabla II.4: Datos observados y derivados utilizados como entrada para la aplicación del modelo FESOM-C.

Dato de entrada	Tipo/Resolución	Fuente original
Batimetría	Raster de 25 m2 interpolado con la herramienta de ArcGIS ‘topo to raster’.	En esta tesis, Sección II.4.3 actualizada de Jerosch et al. (2015)
Línea de costa	Línea de formato shapefile	En esta tesis actualizada de DigitalGlobe (2014); Jerosch et al. (2015); U.S. Geological Survey (2019)
Forzamiento de elevación de marea	TPXO 9 Atlas grados 1/30 para forzar modelo en el límite abierto a la bahía Maxwell	https://www.tpxo.net/global/tpxo9-atlas ; (Egbert y Erofeeva 2002)
Coriolis	Valor calculado en cada nodo de la grilla diseñada para Caleta Potter dependiente de las latitudes dadas	Derivada de Neder et al. (2022) para esta investigación
Forzamiento atmosférico	Reanálisis del modelo CCLM 5.0 reducidos a una resolución horaria y de 15 km de resolución horizontal. Datos del modelo atmosférico interpolados linealmente en el dominio considerado	Universidad de Trier, simulaciones CCLM en Weddell Sea (SPP proyecto HE 2740/19). Comunicación personal de Ivan Kutznetsov con Günther Heinemann (Universität Trier), Zentek, Rolf (Universität Trier) y Lukrecia Stulic (AWI). (Zentek y Heinemann 2020)
Forzamiento de descarga de agua de deshielo glacial	Descarga horaria durante 120 días en primavera/verano y comienzo del otoño austral (Table II.2)	Derivado de Falk et al. (2016, 2018a, b); Monien et al. (2017); Falk y Silva-Busso (2021)
Forzamiento de descarga de SPM por arroyos de deshielo (MWS)	4 estaciones MWS con mediciones Del SPM durante 9 días de verano entre diciembre 2010 y febrero 2011 y estimaciones de SPM por ingreso en el frente glacial	Monien et al. (2017)

Tabla II.5: Datos resultantes generados de las simulaciones de FESOM- C.

Dato de salida	Resolución	Fuente
Altura del nivel del mar		Anexo Fig.II.B3.C1
Circulación residual del agua		Fig.II.15; Fig.II.16
Vorticidad	Calculado en cada nodo o centro de celda de la grilla diseñada para Caleta Potter. El paso de tiempo en el modelo es de 2 segundos. La salida de todos los datos resultantes (de tipo instantáneas) es a cada hora.	Fig.II.17
Rozamiento del fondo		Fig.II.18
Velocidad de la corriente		Fig.II.16
Trayectorias de partículas pasivas		Fig.II.20; Fig.II.21, Video en Neder et al. (2022)
Dinámica de la concentración de SPM		Fig.II.22, Video en Neder et al. (2022), Anexo II.B3.E

II.3.2.3d Módulo de rastreo lagrangiano de FESOM-C

Como herramienta de post-procesamiento, se aplicó el modelo de deriva (FESOM-C *drift*) para estimar las **trayectorias de las partículas sin masa** (rastreadores pasivos) en la representación lagrangiana utilizando los resultados de FESOM-C. En primer lugar, se interpolaron las velocidades horizontales a los puntos de coordenadas de las partículas. A continuación, luego de calcular el vector de velocidad que actúa sobre la partícula, se determinaron sus nuevas coordenadas. Este proceso se repitió. Si la partícula salía del límite abierto que marca la extensión del dominio estudiado, o permanecía en la misma posición por más de cuatro pasos de tiempo (4 h), se trasladaba a su posición inicial, pudiendo ingresar nuevamente al sistema. El modelo de deriva utilizó la velocidad horizontal calculada por hora. Los cálculos de tiempo para el vector de velocidad se interpolaron linealmente en incrementos de un minuto para calcular el movimiento de las partículas.

Se realizó una simulación para el mismo período de análisis de 120 días (diciembre 2010-marzo 2011) con experimentos de liberación de los rastreadores pasivos desde cada subcuenca y desde las corrientes de deshielo, para comprender el patrón de transporte de partículas y el tiempo de residencia en caleta Potter. En cada zona particular de la subcuenca glaciar se liberaron 25 rastreadores, y en cada zona particular de escorrentía de los MWS, 50 rastreadores, con un radio de hasta 3 celdas al borde de la grilla.

II.3.2.3e Módulo FESOM-C de sedimento

La dinámica de los sedimentos de granulometría fina que se desplazan en la columna de agua se determinó sobre la base de cuantificaciones verticales promediadas para aguas poco profundas utilizando: i) la ecuación de transporte de impurezas con una función de fuente que describe los procesos de giro y desplazamiento o acumulación de material sedimentario, y ii) la ecuación de continuidad descrita para el rozamiento del fondo marino en un sistema unificado del modelo hidrodinámico FESOM-C (detalladas en Androsov et al. 2019). El acoplamiento de los procesos hidrodinámicos y sedimentarios en el marco de un modelo numérico está dictado por la estrecha relación entre los procesos oceanográficos y litogénicos (por ejemplo, mezcla, advección), especialmente en las zonas costeras.

El modelo numérico para calcular el transporte y la deposición de partículas es un conjunto de ecuaciones definidas por Androsov et al. (2019) que describe el desarrollo espacial y temporal de las partículas en función de la diferencia entre las concentraciones reales y de equilibrio en la capa inferior. La descarga de sedimentos del fondo se determina mediante el enfoque de Van Rijn (van Rijn 1984, 1985, 1987). El cambio en la profundidad causado por la erosión del fondo o la acumulación de sedimentos se calculó basándose en la ecuación de continuidad, que tiene en cuenta la tasa de sedimentación o de giro y desplazamiento. El modelo utilizado supone que la adaptación de los sedimentos del fondo al flujo de fluido es instantánea. La velocidad crítica del movimiento de los sedimentos en el flujo del fluido de agua de deshielo, se determinó mediante el criterio de Shields (van Rijn 1984). La velocidad promedio de sedimentación de las partículas para el transporte se calculó según Simpson y Castelltort (2006). Cada simulación de SPM definida en la siguiente sección considera sólo un tipo de partícula.

II.3.2.3f Evaluación del módulo de sedimentos

Debido al gran nivel de incertidumbre respecto a las características de las partículas típicas del área que ingresan al sistema marino, se realizaron diez experimentos de sensibilidad para minimizar la discrepancia entre los datos de observación y los de simulación. En una ejecución por defecto y siguiendo los resultados de Fuentes et al. (2016) de análisis estomacal de krill y de Viehweger (2018) por corers de sedimento cercanos a los arroyos de deshielo, se asumieron partículas de tipo fango/arena. Así, las características de las partículas consideradas son las siguientes: un diámetro de 0,045 mm, la densidad de las partículas se fijó en 1450 kg/m^3 y la porosidad del material en 0,4. En los experimentos adicionales:

- La tasa de deposición de partículas se redujo en un 10% de la tasa de deposición primaria.
- El diámetro de las partículas de sedimento se redujo en aproximadamente un 10% (de $4,5 \times 10^{-5} \text{ m}$ a $4 \times 10^{-5} \text{ m}$).
- La densidad se redujo entre un 10% y un 15% de la densidad de referencia (de 1450 kg/m^3 a 1305 kg/m^3 , y $1232,5 \text{ kg/m}^3$).

Además, se probaron tres escenarios de descarga de sedimentos como se describe en la [Sección II.3.2.3c](#). El desempeño del modelo se evaluó mediante la desviación cuadrática media estándar (RMSD) entre el modelo y un total de 63 mediciones de concentración de SPM *in situ* distribuidas espacialmente en tiempo y espacio para el período y el dominio de verano considerados (Neder et al. 2016a; Monien et al. 2017).

II.3.3 MODELIZACIÓN DE VARIABLES OCEANOGRÁFICAS Y RELACIONADAS AL TIPO DE SUSTRATO DEL FONDO MARINO

La base de metadatos resumida por Neder et al. (2016c) cuyos ráster están disponibles en Jerosch et al. (2018), corresponden a una línea de costa del 2013. Con la finalidad de (v) actualizar la extensión del área interpolada de variables ambientales relevantes, (vi) modelar espacialmente características oceanográficas de la columna de agua y (vii) determinar espacialmente las características del tipo de sustrato de fondo, en esta sección se detalla la metodología implementada. Se actualizó la línea de costa a la posición glaciaria conocida en el 2020 ([Sección II.3.1](#)) y por lo tanto se reajustó la extensión de las variables ambientales contemplando la totalidad del área de estudio y de una resolución del pixel de 5 x 5 m. En el caso en el que esto no fuese posible, se interpoló el ráster existente o se creó nuevamente usando la metodología planteada en la [Sección II.3.2.2](#) para los modelos geoestadísticos de interpolación espacial. La Tabla II.5 explica en detalle las variables ambientales modeladas.

Consecuentemente, la **profundidad** se interpoló a dicha área como también las variables ambientales asociadas (**pendiente** e **índice de posición batimétrica**) utilizando las herramientas de 'topo to raster', 'benthic terrain modeler' y cálculo de pendiente (ArcGIS 10.7.1). Los datos de batimetría (n=308942; Jerosch et al. 2015) corresponden a muestreos con una single-beam (accesible por licencia del Instituto Antártico Argentino) y multi-beam (accesible por licencia de la Oficina Hidrográfica del Reino Unido). Se

entiende por índice de posición batimétrica a una medida de la profundidad en el lugar, en relación con la profundidad media de la zona circundante comprendida en un radio de corona con dos centros donde aquél de mayor distancia es de 75 m (fino) o 1,25 km (amplio). Los valores positivos significan crestas, aquellos iguales a cero son zonas de pendiente constante o planas y los negativos, acantilados o depresiones (Wright et al. 2005; Walbridge et al. 2018).

VARIABLES IMPORTANTES PARA LOS SISTEMAS MARINOS COSTEROS corresponden a características oceanográficas como la salinidad, la temperatura, la circulación y velocidad de la corriente y coeficiente de arrastre que influirían en la sedimentación (Pineda-Metz et al. 2019). En el caso de las dos primeras, se aplicó la metodología de modelos geoestadísticos descripta anteriormente ([Sección II.3.2.2.](#)) siguiendo a Neder et al. (2020). Los datos de perfiles de CTD muestreados entre los años de 1991 y 2015 en 123 estaciones en el área de estudio fueron compilados unificando aquellas estaciones comprendidas en un radio de hasta 100 m (Neder et al. 2016b). Dicho valor fue calculado por el análisis de cluster de variabilidad ambiental determinado por Jerosch et al. (2018) y por un análisis de vecindad y corresponden a los utilizados para la modelización de la **salinidad** y **temperatura** a diferentes capas de la columna de agua (Neder et al. 2017). En un sistema costero poco profundo como el de Potter, con descargas de agua de deshielo en las capas superiores, la estratificación permanece inestable hasta la profundidad cercana al fondo marino con una pycnoclina ocasional en la capa cercana a la superficie a ~5 m (Klöser et al. 1994a; Schloss et al. 2012; Meredith et al. 2018). Puntualmente, se calculó la media de salinidad (psu) y temperatura (°C) a 1-5 m, 5-15 m, >15 m (máxima profundidad de 153 m) entre los años 2010 y 2015. Además, se calcularon dos medias ponderadas utilizando la herramienta de cálculo de ráster para describir la salinidad y temperatura promedio en la columna de agua. Una, considera el promedio de las tres capas anteriores representativa de una situación de mezcla en la columna de agua y la otra, considera el promedio de las capas en función de la profundidad máxima encontrada en el pixel del ráster analizado para representar el promedio de la columna de agua en un estado de estratificación.

Para las variables oceanográficas que describen la **circulación y velocidad de la corriente**, y el **coeficiente de arrastre** que causaría la sedimentación, se calcularon un valor promedio, la mediana, máximo y mínimo extraído desde la distribución espacio-temporal simulada por el modelo de FESOM-C ([Sección II.3.2.3](#)) de aquellos 90 días comprendidos en el verano de diciembre 2010 a finales de febrero 2011. Se interpoló nuevamente el coeficiente de arrastre en el suelo marino inducido por olas (Lim 2014) hacia la nueva línea de costa con la herramienta 'Spline' (ArcGIS 10.8.1.; T. Wiczack com. pers.).

Además, se modelaron las variables ambientales correspondientes a la característica del tipo de fondo marino. A partir de los datos de corers de sedimento de Monien et al. (2014), se utilizaron los porcentajes de compuestos químicos en el suelo marino a 0-2 cm y a 2-12 cm para la modelización de variables biogeoquímicas (**hierro Fe2O3** y **sílice SiO2**). Se utilizó la media de 840 mediciones correspondientes a 47 corers para la aplicación de modelos geoestadísticos según Neder et al. (2020) definiendo la configuración del modelo

final según su índice de desempeño (Ec. 3). Los datos disponibles de Wölfl et al. (2013, 2014) y de Hass et al. (2013) fueron utilizados para interpolar el tamaño medio de grano; la probabilidad de sustrato duro, y una clasificación de tipo de sustrato según índices de Shepard, Folk y Flemming.

Los datos del **tamaño medio del grano** (mm) de Wölfl et al. (2014) con 121 muestras medidas en 100 clases tamaño de 0,04 a 2500 μm , tienen una excelente distribución espacial en lo que respecta a la caleta interna y media. Sin embargo, carece de estaciones en la caleta externa típica de sustrato rocoso con una granulometría mayor. Para ello, se analizaron las muestras de foto- y video-transectas (Capítulo III). De las foto-transectas, 10 fotos de estación OE2 a 15 m y otras 10 de 30 m fueron seleccionadas al azar, divididas en 16 cuadrantes para asegurar un máximo posible de muestra en cada sección de la foto (Anexo Fig.II.C1). Cuando fuera posible por no estar cubiertos por macroalgas o zoobentos, se midieron un mínimo de tres elementos por cuadrante (cantos rodados, guijarros o arena) distribuidos espacialmente en dicho cuadrante. Cuando los tamaños de grano más pequeños fueron frecuentes, se consideraron cinco puntos por cuadrante. En aquellas zonas en las que se visualiza arena, siendo dificultosa su estimación del tamaño por la metodología planteada, se la consideró gránulos equivalentes a un tamaño de 0,3 cm (Wentworth 1922; Blair y McPherson 1999). A posterior, se estimó el tamaño medio de cada foto analizada. En el caso de las muestras tomadas de las video-transectas, al no existir comparación de medida referencial en el fotograma analizado, se clasificó el sustrato visualizado según las categorías de tipo de sedimento de Wentworth (1922) y Blair y McPherson (1999), y se consideraron los extremos de rango indicado para dicho tipo de sustrato. Luego se calculó una media de tamaño para dicho fotograma. Consecutivamente, el total las muestras originales de Wölfl et al. (2014) y aquellas estimadas a partir de fotografías, se redujo la cantidad de datos de 3798 a 136 para la construcción de modelos geoestadísticos con un tamaño de grano máximo de 16 mm. Las metodologías implementadas para la modelización incluyeron los algoritmos de Distancia inversa ponderada (IDW), Kriging ordinario (OK), Co-kriging con la batimetría y la pendiente siguiendo la metodología de Jerosch (2013), y Kriging empírico bayesiano (EBK), donde IDW fue catalogado como la mejor modelización (Tabla II.1)

La **probabilidad de sustrato** duro fue modelada siguiendo la metodología planteada por Jerosch et al. (2019) a partir de la interpolación de Indicador de Kriging. Para dicho tipo de interpolación, los datos de entrada deben ser binarios por lo que se consideró 1 a la presencia de sustrato duro y 0 a su ausencia dado por un sustrato de tipo blando. Los datos de Hass et al. (2013)³ consisten en un análisis de clasificación del tipo de sustrato a partir de un muestreo con un sistema acústico (RoxAnn) en siete categorías considerando la rugosidad y la dureza (Anexo Fig.II.C2). Se evaluaron modelizaciones diferentes con datos de entrada distintos y con parametrizaciones diferentes en la configuración de la dirección del radio de vecindad de los modelos geoestadísticos. Se redujeron los datos de entrada para una modelización de menor error (n=26633 a n=3506). Los datos finales de entrada de ausencia de sustrato rocoso, fueron aquellos puntos de muestreo de Wölfl et

³ Los datos informados en la mencionada conferencia, aunque no publicados, fueron accesibles en el marco del proyecto de la Unión Europea IMCONet (FP7 IRSES, action no. 319718).

al. (2014) y los de presencia de sustrato rocoso fueron los muestreos de clases 3 y 4 de Hass et al. (2013) típicas de alta dureza y rugosidad a >5 m de profundidad, una selección de las video-transectas de la presente tesis cuyo tipo de sustrato estimado sea >25,6 cm y la ubicación de las islas visualizadas a través de imágenes satelitales (Anexo Fig.II.C3). A posterior, se convirtió la probabilidad de sustrato duro considerando valores <0.75 igual a 0 (estimativo de una ausencia de sustrato duro) y conservando los valores continuos cuando la probabilidad fuera >0.75 para captar la variabilidad ambiental del factor analizado (Deregibus et al. 2022).

La clasificación del tipo de sustrato según los índices de Shepard, Folk y Flemming permite clasificar el fondo marino según el contenido de limo, arcilla y arena⁴. Se modeló con datos de porcentaje de contenido de diversos tipos de sedimento (Wölfl et al. 2013, 2014) a través de la herramienta de clasificación de sedimento modificada para la implementación en ArcGIS 2.4.0 Pro (O'Malley 2007; F. Scharf com. pers.).

II.4 Resultados

II.4.1 LA RETRACCIÓN DEL GLACIAR FOURCADE

El glaciar Fourcade que desciende en el campo de hielo Warszawa se encuentra en retracción acelerada desde el 1956 (Fig.II.4c). Al retraerse, se abren áreas libres de hielo que permitieron actualizar la línea de costa creada en el 2013 basada en la imagen satelital de alta resolución (DigitalGlobe 2014; Jerosch et al. 2016). El área total de Potter fue, hasta el 2020, de 9,182 km². Se actualizó la línea del frente glaciar y consecuentemente la de la costa al 2020 de la Isla 25 de Mayo con la señalización de más de 200 islas no indicadas en su totalidad en la versión del 2013 (Fig.II.4b; Anexo Fig.II.A2). El análisis de diferentes imágenes satelitales evidencia la retracción del glaciar Fourcade principalmente en la costa Noroeste de la caleta y una zonas de acumulación de agua de deshielo o precipitaciones en la costa Sureste sobre la Península Potter (Anexo Fig.II.A3).

⁴ Los rásters finales mantienen la clasificación inglesa donde “*sand*” corresponde a arena, “*silt*” a limo, “*clay*” a arcilla y “*mud*” a fango. Las combinaciones posibles que se caracterizan según cada escuela son indicadas en la Fig.II.26

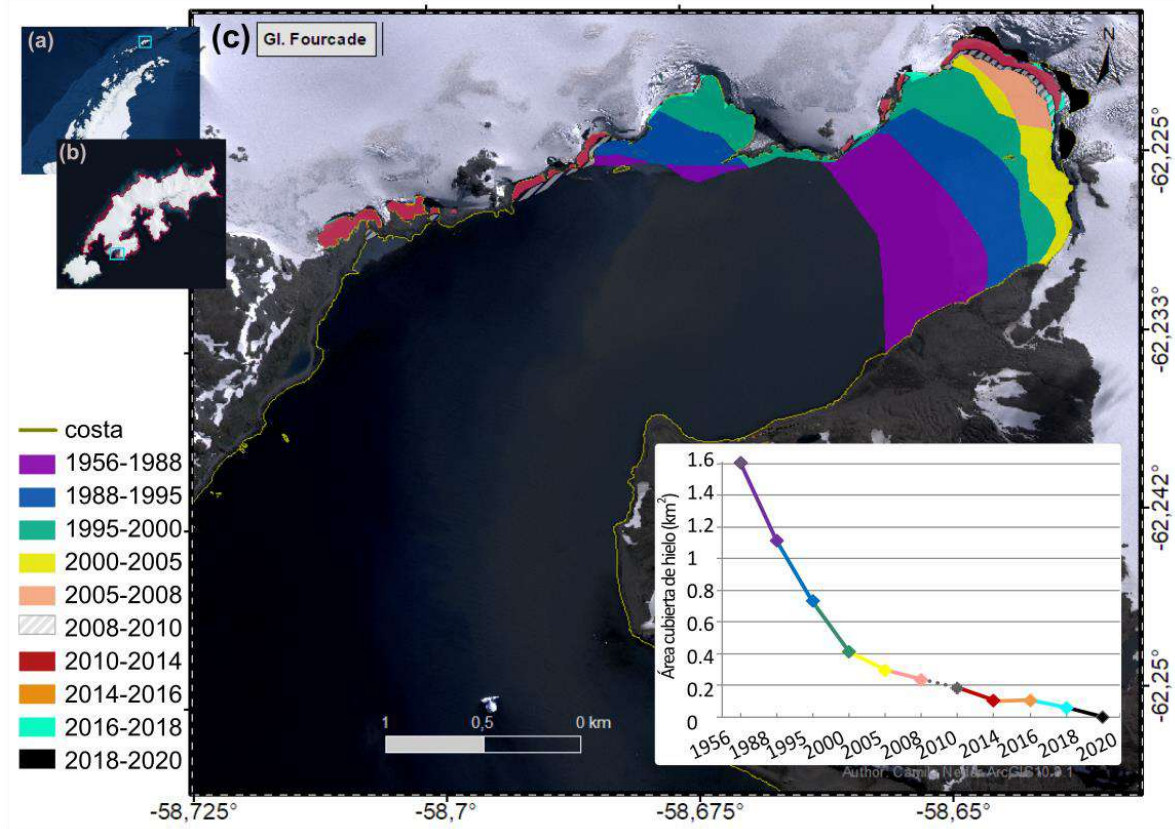


Fig.II.4: Área de estudio con la retracción del Glaciar Fourcade desde 1956 hasta 2020. Caleta Potter se encuentra ubicada al Oeste de (a) la Península Antártica en (b) la Isla 25 de Mayo donde se visualiza la línea de costa actualizada al presente. La gráfica dentro del mapa muestra el área cubierta por hielo donde se observa la reducción y la tendencia de retracción glaciar.

Considerando el 1956 como el año inicial para el análisis de retracción del glaciar, al 2020 hubo una pérdida de $1,606 \text{ km}^2$ de área cubierta por hielo con una tasa de pérdida promedio de $2,098 \text{ m/año}$ tomando como base la línea de costa del 2020 de Potter de perímetro de $13103,19 \text{ m}$ (Tabla II.6). La mayor pérdida de área ocurre al 1988 con una pérdida del $\sim 31\%$ de la extensión de cubierta original del 1956, equivalente a $0,493 \text{ km}^2$. Al año 1995, hubo una pérdida de más del 54% del total de hielo que cubría la caleta, retrayéndose hasta el 2020 el $45,5\%$ restante. Debido a que la isla D ($\sim 1016,86 \text{ m}^2$) fue expuesta entre los años 1995-2000, el área de cobertura de hielo desde 1995 tiene un error de $0,001 \text{ km}^2$.

Tabla II.6: Áreas cubiertas de hielo y tasas de retracción en los diferentes estados de posición glaciar considerando la línea de costa del año 2020. Para el año que representa el estadio presente (2020) no se puede determinar el área cubierta de hielo debido a que la estimación de la línea de costa real en el área interna de la caleta, al Norte, suponiendo que aún el glaciar no está completamente en tierra, es desconocida. Los cálculos de porcentaje de cobertura de hielo y tasas de retracción glaciar consideran la diferencia respecto al período anterior.

	Área cubierta de hielo (km ²)	% Total hielo cubierto	% Total de pérdida de hielo	Retracción glaciar (km ²)	Tasa de pérdida entre años (m ² /año)	Tasa de retracción glaciar con perímetro (m/año)
1956	1,606	100	-	-	-	-
1988	1,114	69,321	30,679	0,493	15400	1,175
1995	0,731	45,498	54,502	0,383	54668,7	4,172
2000	0,41	25,537	74,463	0,321	64129	4,894
2005	0,294	18,331	81,669	0,116	23151,2	1,767
2008	0,235	14,61	85,39	0,06	19920	1,52
2010	0,182	11,315	88,685	0,053	26466,5	2,02
2014	0,103	6,413	93,587	0,079	19685,3	1,502
2016	0,103	6,424	93,576	-2 x 10 ⁻⁴	-83,5	-0,006
2018	0,057	3,548	96,452	0,046	23092	1,762
2020	-¿?-	0	100	0,057	28500	2,175

Las tasas de retracción glaciar varían a lo largo de los años, cuadruplicándose del 1988 al 1995, manteniéndose prácticamente estable al año 2000, y luego disminuyendo en un ~63% al período siguiente comprendido entre el 2000 y el 2005 (gráfico de la Fig.II.4) con tasas variables con un promedio anual de 1,5 m/año entre el 2005 y el 2020 (Tabla II.6). Esto evidencia que el pico máximo de retracción fue entre el 1995 y el 2000 con una pérdida promedio de 0,064 km² por año (64129 m²/a). Como se observa en los valores negativos en la tasa de pérdida, en el año 2016 el glaciar avanzó en áreas al Oeste de la caleta, cerca de Peñón de Pesca (Anexo Fig.II.A4a), y al Norte de la caleta interna frente glaciar (Anexo Fig.II.A4b).

II.4.2 DISTRIBUCIÓN Y CONCENTRACIÓN ESPACIAL DEL SPM

II.4.2.1 SPM y sus asociaciones usando modelos multivariados

El modelo generalizado lineal (GLM) aplicado con el conjunto de datos de SPM (2010-2012, 0-5 m de profundidad) y las 10 variables meteorológicas, hidrológicas y sedimentológicas seleccionadas resulta con un valor alto de error AIC (1175,7) respondiendo a la siguiente ecuación:

$$SPM = 253,18 + 27,51 (sed_fango) + 0,69(Precip_5) - 0,28(P4) + 0,54 (Ws) + 0,11(b) \quad (Ec. 4)$$

donde *sed_fango* es el contenido de sedimento fino en el sustrato, *Precip_5* es la precipitación de cinco días previos al día de muestreo, *P4* es la presión de cuatro días previos al muestro, *Ws* es la velocidad del viento y *b* la batimetría.

De los árboles de clasificación siete fueron significativos con un valor $p < 0.05$ y una precisión media entre 50-60%. Éstos se realizaron con una división de calibración/evaluación de 65/35 o 75/25 donde *set.seed* igual a 1 y a 164 fueron consistentes en la clasificación de variables relevantes para explicar la concentración de SPM. Dichas variables relevantes fueron la temperatura máxima de un día antes de la muestra, la dirección del viento, la batimetría y el contenido de sedimento fino en sustrato.

En lo que respecta al análisis de clústeres o conglomerados, el resultado óptimo fue ocho clústeres con una distribución explicada por el primer componente en un 50,4% y por el segundo MDS por un 31,4%. La evaluación de la agrupación dio como resultado que, de la clasificación observada de los conglomerados, el cluster mejor predicho fue el cluster 1 con una correcta clasificación de los datos en un 61% de los casos. Mientras que dicha clasificación es entre ~13% y 2% para los demás clústeres. La clasificación errónea más alta ocurre entre los grupos 1 versus 2, 3-4-5, y 6 versus 7. Esto sugiere que la agrupación puede coincidir con la clasificación SPM de un gradiente entre valores de SPM bajos y altos. El análisis de escalamiento dimensional (MDS) y componentes canónicos (CCA) determinan que la variabilidad en el conjunto de datos de conglomerados está explicada por batimetría ($r=0,8$), contenido de sedimento fino en el sustrato ($r=0,12$) y dirección del viento ($r=0,95$). La Fig.II.5 muestra la variabilidad de los diferentes clústeres explicada por la variabilidad de las variables ambientales, donde la dirección del viento es la principal variable para asignar los conglomerados.

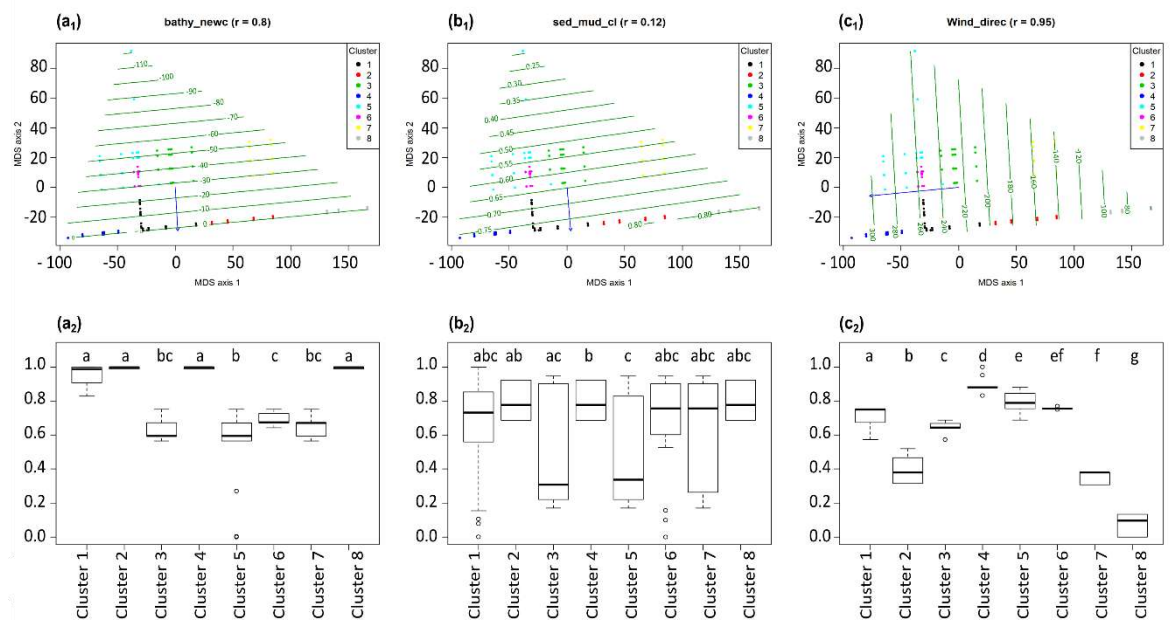


Fig.II.5: (1) Análisis de escalamiento multidimensional (MDS) y **(2)** análisis de la varianza (ANOVA) de la clasificación de clusters por parámetros ambientales que explican la variabilidad de los datos: **(a)** batimetría, **(b)** contenido de sedimento fino en sustrato, **(c)** dirección del viento.

La reclasificación de los clusters muestra una distribución espacial de las estaciones de SPM donde el valor máximo de cluster cercano a la costa Norte y Sur de Potter corresponde al cluster 1 (Fig.II.6a). El análisis de Voronoi con la creación de mapas para

los ocho clusters, considera por estación la predicción de conglomerados máxima (Fig.II.6a), media (Fig. II.6b) y mínima (Fig. II.6c). Las investigaciones anteriores descritas por Monien et al. (2017) y Jerosch et al. (2018) coinciden con la pluma mostrada en el mapa de Voronoi, donde el mayor valor de conglomerado corresponde a los sitios de entrada de las descargas de agua de deshielo que arrastran sedimentos por erosión dentro de la caleta.

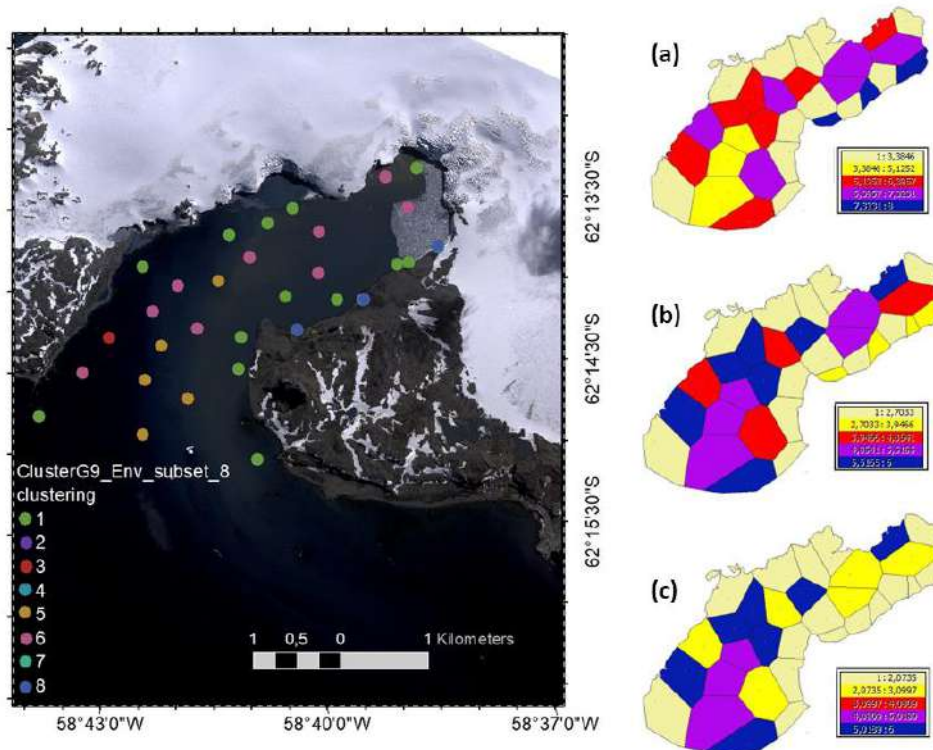


Fig.II.6: Reclasificación y predicción de conglomerados (clusters) en cada estación. Análisis de clusters correspondiente a un máximo de ocho para el muestreo de verano 2010-2011 y 2011-2012 para SPM en la columna de agua a 0-5 m. El mapa de la izquierda muestra en punto, la estación con el máximo conglomerado predicho. A la derecha, los diagramas Voronoi basado en los valores por estación, de clusters (a) máximo, (b) medio y (c) mínimo.

II.4.2.2 SPM según modelos geoestadísticos

II.4.2.2a Proceso exploratorio previo: Análisis de Voronoi y de vecindad

El análisis exploratorio de datos mostró una diferencia espacial en cuanto al patrón de concentración de SPM resultante de la interpolación si se consideran los datos de SPM de un día sin y con ingreso de agua de deshielo desde los arroyos (MWS) (conjunto de datos A y B, respectivamente). En ambos casos, los análisis de Voronoi (Fig.II.7) y de vecinos naturales (Fig.II.8) indican valores más altos en la caleta interna y cerca de la costa Sur de la Península Potter, así como valores bajos hacia la caleta externa cerca de la bahía Maxwell. La distribución de SPM por Voronoi Simple, basada en los valores medidos registrados en la ubicación del muestreo muestra una alta variabilidad espacial de las concentraciones de SPM con tres áreas o polígonos que denotan valores altos o atípicos (Fig. II.7a1, Fig. II.7b1; en rojo). Cabe destacar que los valores altos o atípicos (5,2-6,6 mg/l

de SPM) identificados por la clase de polígonos rojos rodeados de valores bajos (0-2,71 mg/l de SPM) ocurren en el conjunto de datos A (sin puntos de descarga de agua de deshielo) cerca del MWS-5 y en las regiones del Norte de la caleta interna (Fig. II.7a1). Por el contrario, el Voronoi Simple que incluye los datos de descarga local de sedimento por medio de los MWS, identifica valores altos cerca de donde éstos se encuentran ubicados, excepto en las proximidades del MWS-5 (Fig. II.7b1). El Voronoi Promedio para el conjunto de datos B produce gradiente suave de concentraciones de SPM a lo largo de toda la caleta, desde el borde exterior occidental hacia la línea de costa interior Sureste (Fig. II.7b2).

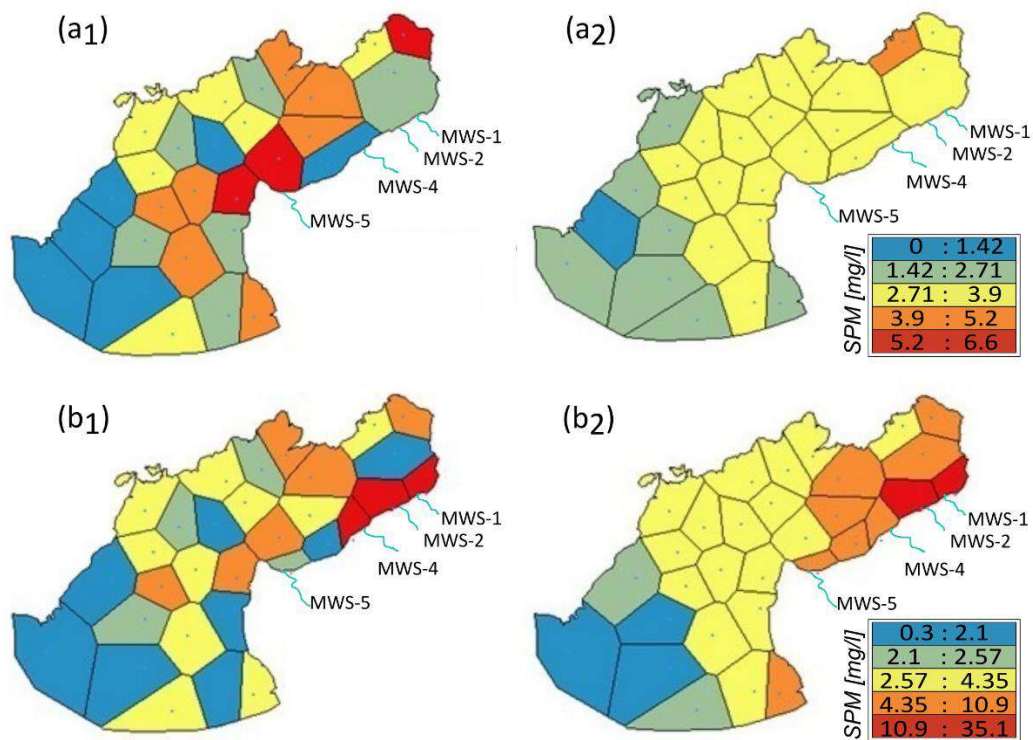


Fig. II.7: Mapa de interpolación de **(1)** Voronoi Simple y **(2)** Promedio para datos del material particulado en suspensión (SPM) de un día **(a)** sin considerar la entrada de sedimentos por los arroyos de agua de deshielo -MWS- y **(b)** con inclusión de ellos. Las concentraciones de SPM interpoladas en (mg/l) difieren según el conjunto de datos y el tipo de Voronoi utilizado, donde el azul significa una concentración de SPM baja, el verde una media-baja, el amarillo una concentración media, el naranja media-alta y el rojo alta concentración. Las líneas de color azul claro muestran los arroyos de agua de deshielo (MWS); por lo tanto, la fuente de descargas de SPM en la caleta. (Modificado de Neder et al. 2020)(Neder et al. 2022).

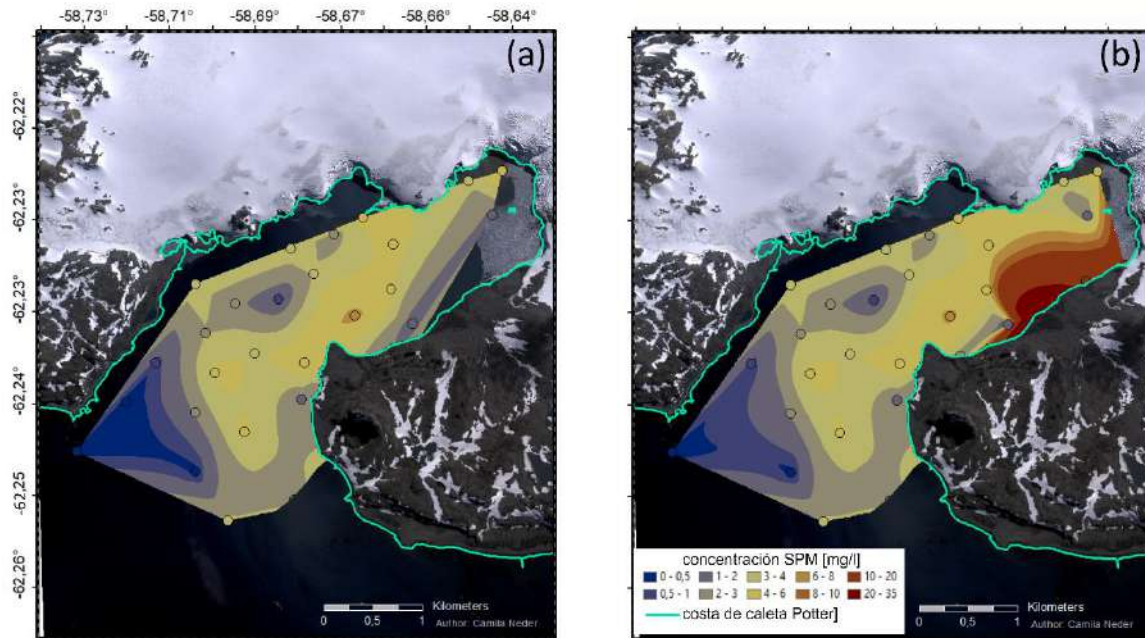


Fig. II.8: Interpolación de vecinos naturales para (a) datos de SPM de un día sin la descarga de SPM por medio de los arroyos de agua de deshielo y (b) con dicha descarga que ingresa a la caleta. La concentración de SPM se interpola para generar una grilla superficial (*ráster*) basada en la determinación de los vecinos naturales a partir de una superposición de polígonos de Voronoi y un nuevo polígono alrededor de un punto de interpolación. (Modificado de Neder et al. 2020).

Dependiendo de los datos utilizados con o sin ingreso de MWS, el análisis de la vecindad revela diferentes distancias matemáticas de los vecinos más cercanos y más lejanos. Éstas permiten a posterior, delimitar el radio de la vecindad del modelo mediante la aplicación de la suma o la media de dichas distancias (Tabla II.7). Además, el análisis de vecindad natural identifica diferencias espaciales en la concentración de SPM (Fig.II.8), similares a la media de Voronoi (Fig.II.7 a2, b2), con valores más altos en la línea de costa Sureste de la caleta interna cercana a la línea de frente del glaciar.

Tabla II. 7: Análisis de vecindad para datos de SPM de un día (A) sin y (B) con datos de corrientes de agua de deshielo (MWS). Se utilizaron valores para delimitar el número máximo y mínimo de vecinos a incluir, en el modelo geoestadístico y en la configuración del radio de la vecindad. Las distancias calculadas fueron: la media (MN) de todos los vecinos, la sumatoria (Σ CN) y la media (MCN) del vecino más cercano; la sumatoria (Σ FAN), la media (MFAN) y la mitad de la media ($\frac{1}{2}$ MFAN) del vecino más lejano.

Distancias Euclidianas entre las muestras	(A) Un día SPM	(B) Un día SPM + MWS
MN	2,09	5,08
Σ CN	5,07	28,8
MCN	0,19	0,65
Σ FAN	144,15	1004,9
MFAN	4,97	31,40
$\frac{1}{2}$ MFAN	2,48	15,70

II.4.2.2b Diferencias entre las modelizaciones geoestadísticas

Se aplicaron 11 modelos de interpolación geoestadística a cada conjunto de datos SPM A y B con ajustes por defecto (Fig.II.9) y configurados (Fig.II.10). La Tabla II.8 resume la configuración de los parámetros para cada uno de estos modelos. El total de los 22 modelos demostraron patrones visuales similares de las concentraciones de SPM, variando principalmente según el conjunto de datos iniciales incluidos en el modelo. Prevalece una alta variabilidad de la concentración de SPM en la zona interna de la caleta cercana a dos de los arroyos de agua de deshielo glaciar (MWS-1 y MWS-2) que arrastran abundantes partículas terrestres. En general, el tipo de modelo de Kriging Bayesiano Empírico (EBK) presentó un desvío estándar más bajo comparado con los otros métodos geoestadísticos. Los modelos configurados por defecto (Fig.II.9) producen extensiones de la pluma de SPM distintas y más robustas si se comparan con las concentraciones en gradiente que resultan de los modelos configurados (Fig.II.10). Los efectos de suavización (*'smooth'*) pueden lograrse mediante la transformación de los datos de entrada (compárese EBK0, Fig.II.9 y la ENK5, Fig. II.10.2) y mediante la configuración del parámetro de suavidad (EBK6, Fig.II.10.1) Por el contrario, cuando la búsqueda de vecindades es en un "sector completo" y el número mínimo de vecinos es igual a la media de las distancias euclidianas más cercanas entre pares (MCN, Tabla II.7), se obtiene una salida poligonal similar a los polígonos de Voronoi (EBK4, Fig.II.10.1).

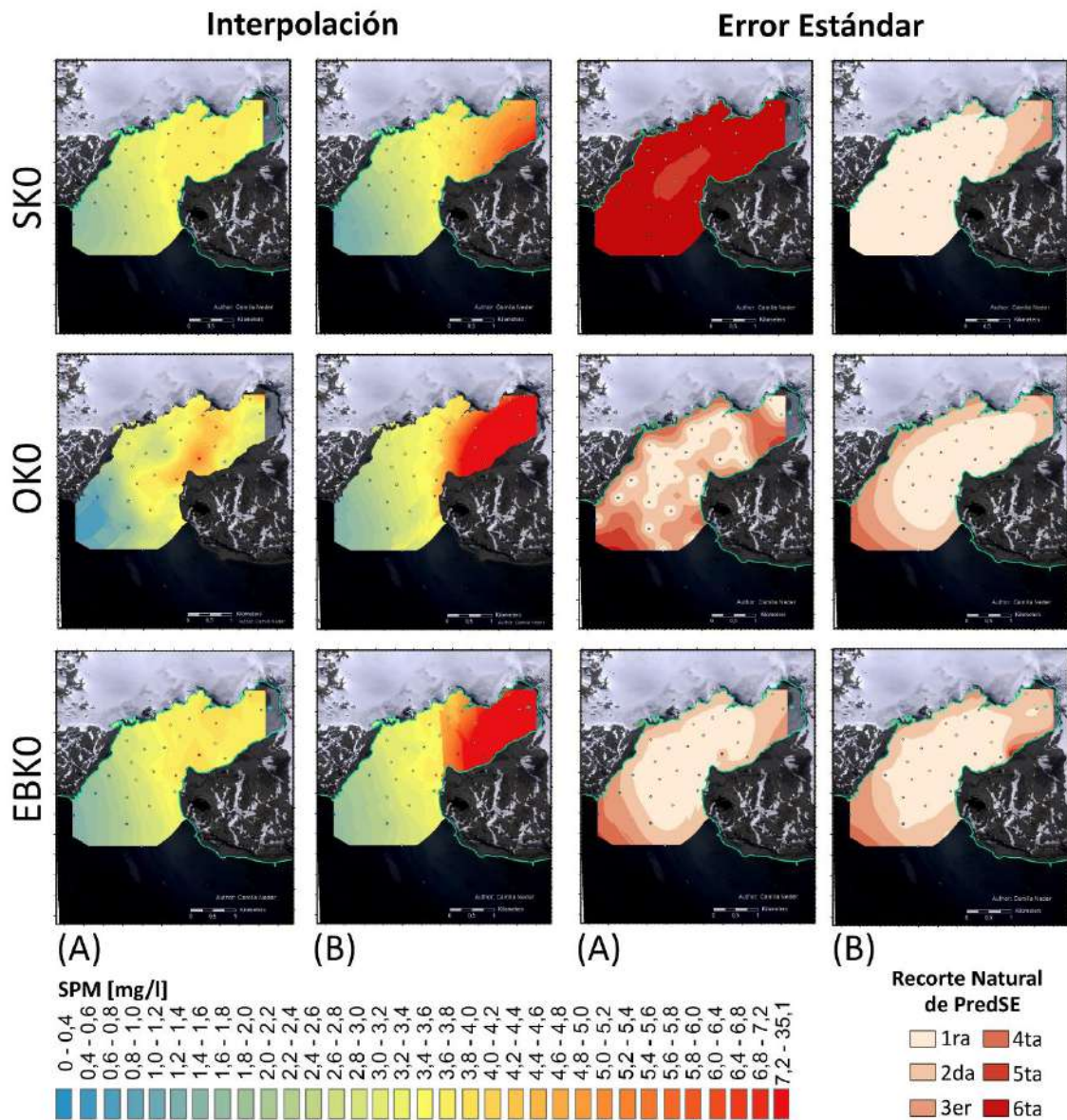


Fig.II.9: Seis modelos geoestadísticos por defecto. **(Izquierda):** distribución de los datos y resultados de la interpolación para SPM en Potter Cove para el 09/02/2011 **(A)** sin, y **(B)** incluyendo los muestreos de descarga de SPM por arroyos de agua de deshielo, usando los modelos de Kriging Simple (SK), Kriging Ordinario (OK), y Kriging Bayesiano Empírico (EBK). **(Derecha), (A, B):** error estándar predicho (PredSE) para revelar el alcance del área de interpolación factible. La herramienta ArcGIS determina automáticamente los mejores modelos con una media cercana a cero y un error normalizado medio cuadrático cercano a uno. (Modificado de Neder et al. 2020).

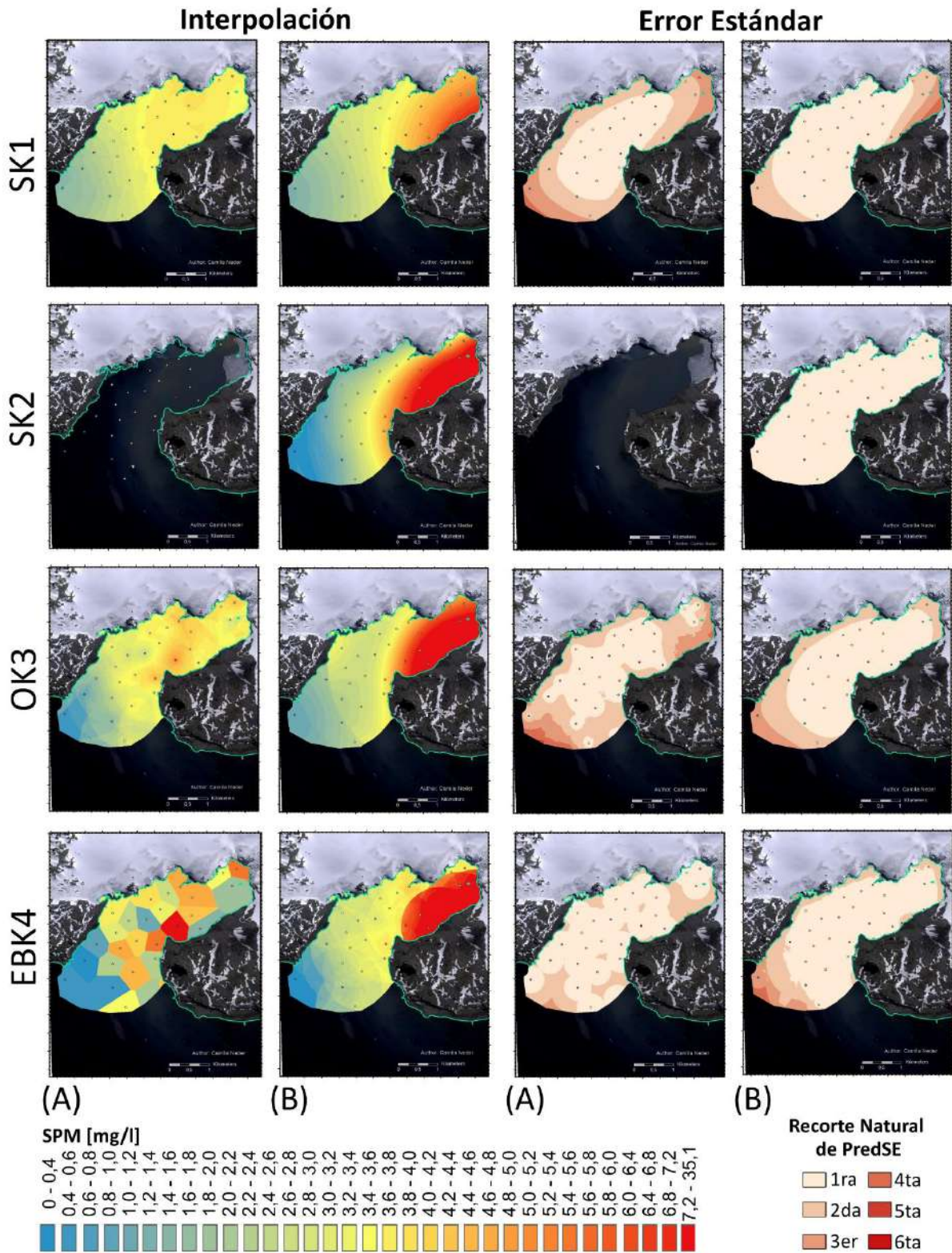


Fig.II.10.1: Continúa en Figura 10.2 (Modificado de Neder et al. 2020).

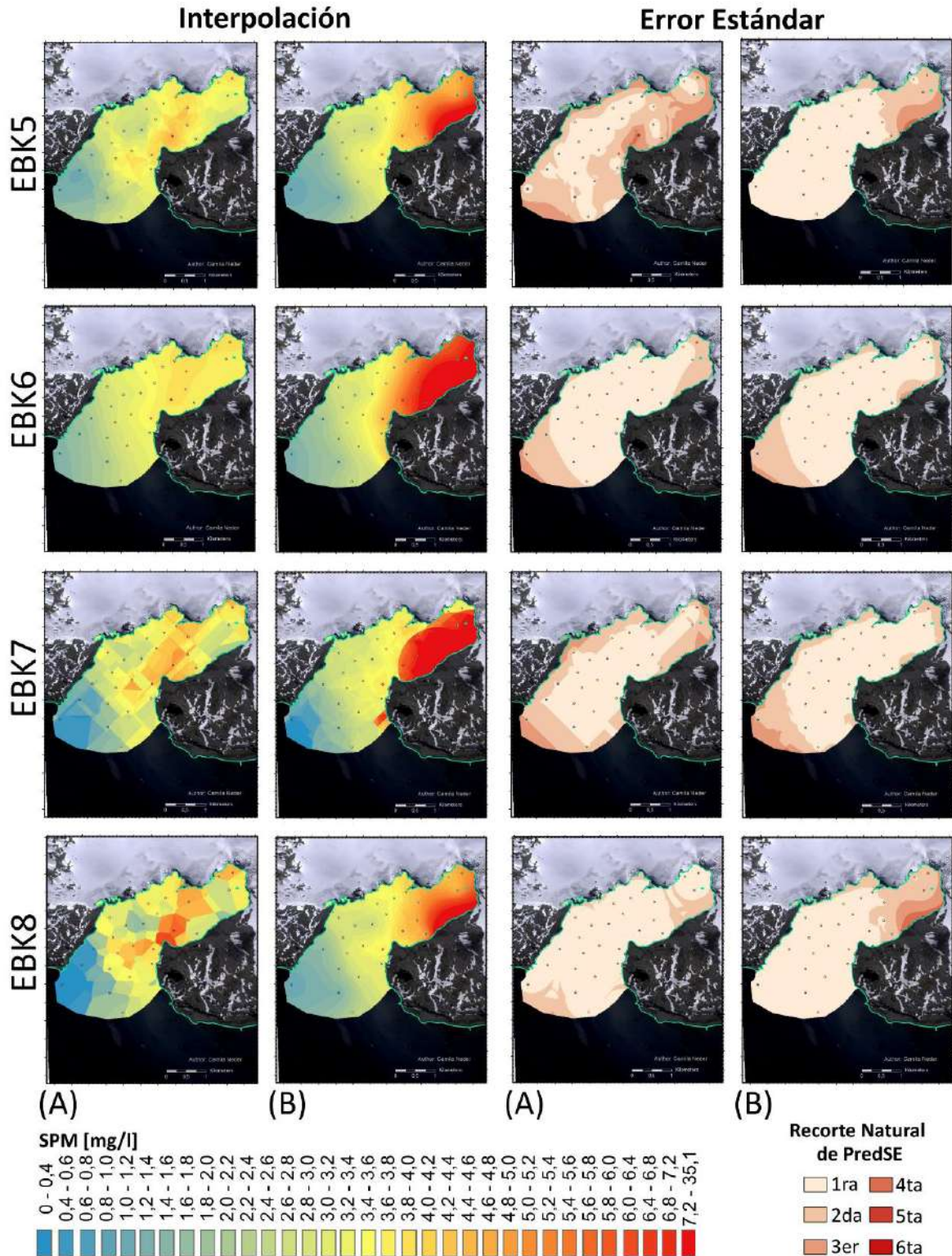


Fig.II.10.2: (Izquierda) Interpolaciones del material particulado en suspensión (SPM) predichas y **(derecha)** mapas de error estándar predicho (PredSE) para un día meteorológico medio de verano **(A)** sin y **(B)** con datos de concentración de SPM de los arroyos de agua de deshielo. Ocho modelos geoestadísticos ajustados: Modelos Kriging Simple (SK), Kriging Ordinario (OK) y Kriging Bayesiano Empírico (EBK) El modelo SK2A de la figura II.10.1, no se realizó porque la eliminación de la tendencia con optimización no fue aplicable debido a que se requería una estimación de la tendencia en cada sitio muestreado, en vez de una general. (Continuación de Fig.II.10.1; Modificado de Neder et al. 2020)..

Tabla II.8: Análisis estadístico, definición de parámetros y comparación de ocho modelos de interpolación geoestadística para el material particulado en suspensión (conjunto de datos A) y sus ingresos por medio de arroyos de agua de deshielo (MWS) en el sistema marino (conjunto de datos B). En colores, desempeño del modelo con análisis de mejora en los valores evaluativos de media estandarizada (MS) y raíz media cuadrática estándar (RMSS). Métodos de interpolación: SK (Kriging Simple), OK (Kriging Ordinario) y EBK (Kriging Bayesiano Empírico). Definición de vecindad: vecino máximo/vecino mínimo; MFA (media del vecino más lejano); MCN (media del vecino más cercano); ½ MFAN (mitad del vecino más lejano); Tipo de sector de búsqueda del vecino completo o en 4 secciones de 45°. Tipo de radio: por defecto; optimizado; ΣFAN (suma de los vecinos más lejanos en cada par de punto de muestreo). Cuando se aplica la tendencia, se eliminó una tendencia de primer orden. Cuando se configura el efecto de suavización, el factor es 0,2. Para más detalles sobre la definición de los parámetros y la comparación de los modelos, véase la Tabla 1 del material suplementario de Neder et al. 2020).

	Código	Datos	Media	Error cuadrático medio	Media estándar	Error cuadrático medio estándar	Promedio del error estándar	Promedio del error cuadrático	Vecindario	Radio	Tendencia	Transformación	Smooth	Optimizado	% Cambio en media estándar	% Cambio en Error cuadrático medio estándar	% Mejora en la media estándar	% Mejora en el error cuadrático medio estándar	Índice de desempeño
0. Kriging Simple	SK0.A	09.02.2011	0,040	1,617	0,021	1,007	1,608	1,524	Default (4 y 45°)	Default	Default sin remover	Sí Score Normal	NO	NO					0,011
	SK0.B	09.02.2011 + MWS	-0,299	6,178	-0,036	0,901	5,826	6,178											0,080
0. Kriging Ordinario	OK0.A	09.02.2011	0,075	1,642	0,043	0,997	1,643	1,560	Default (4 y 45°)	Default	Default sin remover	NO	NO	NO					0,015
	OK0.B	09.02.2011 + MWS	0,011	6,052	0,002	0,999	6,116	6,052											0,001
0. Kriging Empírico Bayesiano	EBK0.A	09.02.2011	0,032	1,604	0,014	0,980	1,638	1,524	Default (sector completo)	Default	Default sin remover	NO	NO	NO					0,018
	EBK0.B	09.02.2011 + MWS	-0,155	6,138	-0,026	0,964	6,399	6,138											0,033
1. Kriging Simple	SK1.A	09.02.2011	0,028	1,610	0,014	1,006	1,602	1,530	MFAN / MCN (4 y 45°)	Default	Corregido por sección	NO	NO	Sí	↓ -8,600	↓ -0,052	33,600	8,045	0,008
	SK1.B	09.02.2011 + MWS	-0,581	6,125	-0,101	1,188	4,217	6,125							↑ 18,407	↑ 31,834	181,407	89,489	0,162
2. Kriging Simple (tendencia removida)	SK2.A	09.02.2011	---	---	---	---	---	---	MFAN / MCN (sector comp)	Sí	Sí	NO	NO	Sí	#¡VALOR!	---	---	---	---
	SK2.B	09.02.2011 + MWS	-0,068	5,841	-0,015	1,269	4,600	5,842							↓ 58,846	↓ 40,853	58,846	171,521	0,193
3. Kriging Ordinario	OK3.A	09.02.2011	0,062	1,647	0,038	0,990	1,661	1,565	MFAN / MCN (4 y 45°)	optimized	Corregido por sección	NO	NO	Sí	↓ -11,370	↓ -0,669	11,370	219,677	0,018
	OK3.B	09.02.2011 + MWS	-0,021	5,954	-0,003	1,021	5,900	5,954							↓ 210,937	↓ 2,168	10,937	2840,531	0,015
4. EBK (media más alejada / media vecino cercano)	EBK4.A	09.02.2011	0,036	2,007	0,017	0,929	2,162	1,908	MFAN / MCN (sector comp)	ΣFAN	NO	NO	NO	NO	↑ 19,077	↑ -5,199	19,077	251,415	0,055
	EBK4.B	09.02.2011 + MWS	0,122	5,953	0,018	0,943	6,525	5,953							↓ 168,577	↓ -2,158	31,423	180,342	0,045
5. EBK (data transformada)	EBK5.A	09.02.2011	0,023	1,668	0,002	0,991	1,669	1,586	MFAN / MCN (sector comp)	Default	NO	Sí (Empirical)	NO	NO	↓ 88,863	↑ 1,109	88,863	53,605	0,007
	EBK5.B	09.02.2011 + MWS	-0,221	6,178	-0,018	1,036	5,368	6,129				Sí (log empírica)			↓ 1,735	↑ 7,469	31,735	27,582	0,030
6. EBK (smooth)	EBK6.A	09.02.2011	0,008	1,600	-0,001	0,982	1,633	1,521	Default con smooth	Default	NO	NO	Sí (0,2)	NO	↓ 105,604	↑ 0,190	94,396	9,185	0,013
	EBK6.B	09.02.2011 + MWS	-0,050	6,116	-0,006	0,967	6,404	6,006							↓ 60,978	↑ 0,430	60,978	57,210	0,025
7. EBK (1/2 media más alejada / media vecino cercano & radio)	EBK7.A	09.02.2011	-0,051	1,666	-0,024	0,943	1,761	1,584	1/2MFAN/MCN (4 y 45°)	ΣFAN	NO	NO	NO	NO	↓ 268,109	↓ -3,750	68,109	181,329	0,047
	EBK7.B	09.02.2011 + MWS	-0,087	5,888	-0,013	0,938	6,433	5,888							↓ 47,842	↓ -2,741	47,842	208,080	0,048
8. EBK (media más alejada / 1/2 media más alejada)	EBK8.A	09.02.2011	0,019	1,882	0,013	1,002	1,871	1,788	MFAN/1/2MFAN (sector comp)	ΣFAN	NO	NO	NO	NO	↓ -10,342	↓ 2,293	10,342	89,142	0,005
	EBK8.B	09.02.2011 + MWS	-0,163	6,152	-0,001	0,995	5,563	6,152				Sí (log empírica)			↓ 97,114	↑ 3,207	97,114	74,923	0,004

↓↑ Valor reducción/incremento

█ Cambio porcentajes: reducción (-verde) / incremento (+rojo)

● Cambio relativo: empeoramiento (-rojo) / mejora (+verde)

█ Calidad de desempeño



II.4.2.2c Evaluación y desempeño de los modelos implementados

Para cada uno de los métodos geoestadísticos aplicados, los mapas de error estándar de los predichos proyectan mayores errores para los modelos por defecto (Fig.II.9) que para los modelos configurados (Fig.II.10). Considerando todos los modelos, el algoritmo Kriging Bayesiano Empírico muestra un error estándar de los predichos menor que los algoritmos Kriging Simple u Ordinario. Para los modelos configurados, los errores estándares de los predichos son menores para los datos de SPM de un día considerando el ingreso de SPM por medio de MWS, que sin incluir dicha descarga de sedimentos (Fig. II.10b). La desviación entre las concentraciones de SPM predichas y observadas en cada estación, entre los diferentes modelos geoestadísticos aumenta desde las estaciones del Oeste hacia las del Este (Fig. II.10, Anexo Fig.II.B2.S6). El conjunto de datos B, que considera el ingreso de sedimentos arrastrados por los arroyos de agua de deshielo presentan un mayor desvío, de hasta +12 mg/l o -30 mg/l, en las estaciones cercanas a dichos arroyos (Fig.II.11b), en comparación con ± 4 mg/l para el conjunto de datos sin los MWS (Fig.II.11a). Esto resulta en una mayor sobreestimación o subestimación, respectivamente, de los valores predichos con diferentes desvíos para cada estación muestreada según la configuración del modelo (Anexo Fig.II.B2.S7). Los modelos desarrollados con el conjunto de datos B, sobreestiman la concentración de SPM en las estaciones WC-16 y WC-02, próximas a los arroyos de agua de deshielo. Por el contrario, las concentraciones de MWS-5 y MWS-4 son más bien subestimadas debido a su proximidad espacial a las estaciones ubicadas aguas abiertas con bajas concentraciones de SPM.

El desempeño del modelo con una mejora o deterioro, se evaluó a través de un análisis de los errores estadísticos (Tabla II.8). Ordenados por la media estandarizada (MS) ~ 0 y la raíz del error cuadrático medio estandarizado (RMSS) ~ 1 , el modelo por defecto OK0 y el modelo configurado EBK8 tienen el mejor desempeño; mientras que SK2 el peor (Anexo Tabla II.B2.S2). En lo que respecta a los índices de mejora de las ecuaciones (Ec. 1 y Ec. 2), alrededor del 70%, es decir, 11 de los 16 modelos geoestadísticos, han logrado una mejora en la media estandarizada. Mientras que sólo el $\sim 31\%$, es decir, 5 de los 16, mejoran en el RMSS. EBK8 es el único modelo configurado con mejora en ambas mediciones, MS y RMSS, para ambos conjuntos de datos SPM, con y sin entrada MWS. Una mejora particularmente alta en MS (97,11%) y RMSS (74,92%) es para el modelo EBK8B de datos SPM de un día con descargas de sedimentos por medio de MWS (Anexo Tabla II.B2.S1). Los modelos configurados con el algoritmo de Kriging Simple presentaron las mejoras más bajas determinadas por el índice de desempeño.

Los desempeños de los modelos resultantes de las dos aproximaciones de datos utilizadas, SPM de un día sin y con consideración de las estaciones MWS (conjunto datos A y B respectivamente), son más similares entre aquellos modelados con Kriging Bayesiano Empírico que por Simple u Ordinario. En particular, la combinación de la vecindad configurada con un radio de sector completo como distancias maximizadas entre vecinos en el modelo EBK8, tiene un mejor desempeño en ambos conjuntos de datos SPM, con y sin transformación de ellos. Los mejores modelos geoestadísticos se interpolan con el conjunto de datos B. El Kriging Ordinario por defecto es el que mejor

funciona (OK0, Fig. II.9), con un índice de rendimiento de 0,001. En segundo lugar, el modelo de Kriging Bayesiano Empírico configurado para un número máximo y mínimo de vecinos con la media de las distancias euclidianas del vecino más alejado, como máximo, y la mitad de éste, como mínimo, con un índice de rendimiento de 0,004 (EBK8, Fig.II.10.2).

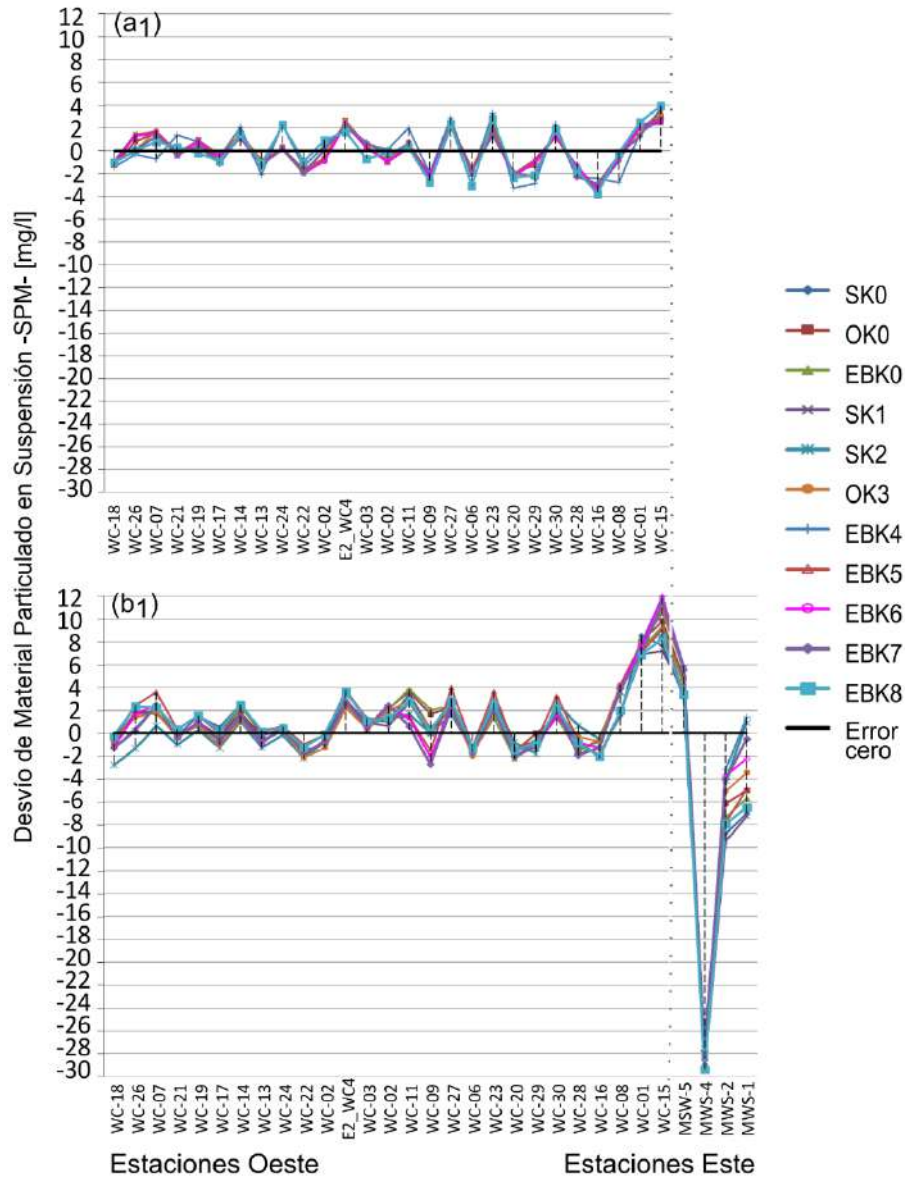


Fig.II.11: Desvío entre predichos y observados por estación resultante de cada modelo geoestadístico. Las predicciones de la concentración del material particulado en suspensión (SPM) revelan un gradiente de clasificación errónea del Oeste al Este de caleta Potter, que coincide con un gradiente en la distancia a las áreas de descarga de sedimento a través de los arroyos de agua de deshielo (MWS). **(a)** El desvío para los conjuntos de datos sin MWS representa ± 4 mg/l de la concentración de SPM medida. **(b)** El desvío para los conjuntos de datos con MWS representa -30 mg/l y +12 mg/l de la concentración de SPM medida. Figura modificada de Neder et al. (2020).

II.4.2.3 La dinámica del SPM

II.4.2.3a Análisis de vientos en caleta Potter

El análisis previo de las observaciones meteorológicas de los veranos comprendidos entre diciembre de 1990 y febrero de 2019, medidas en la estación Carlini cada 3 h ($n = 21763$) a 11 m de altura (Servicio Nacional Meteorológico 2019, Exp.175494, Argentina), identifica la estación de verano 2010/2011 como un verano representativo para modelar la dinámica del SPM. La temperatura promedio del aire fue de $1,78 \pm 1,68^\circ \text{C}$, la velocidad promedio del viento de $34,56 \pm 18,68 \text{ km/h}$, la presión atmosférica promedio de $989,1 \pm 9,21 \text{ hPa}$ y la humedad promedio de $83,5 \pm 6,9\%$. No fue significativamente diferente de la media de la década anterior (veranos entre diciembre de 2000 y febrero de 2010) de $1,84 \pm 1,87^\circ \text{C}$ de temperatura promedio del aire; $29,20 \pm 17,72 \text{ km/h}$ de velocidad promedio del viento; $989,8 \pm 9,21 \text{ hPa}$ de presión atmosférica promedio y $85,5 \pm 6,6\%$ de humedad promedio. Ni a la media de la siguiente década (veranos entre diciembre 2011-febrero 2019) de $1,04 \pm 1,45^\circ \text{C}$ de temperatura promedio del aire; $27,91 \pm 16,44 \text{ km/h}$ de velocidad promedio del viento; $984,2 \pm 24,23 \text{ hPa}$ de presión atmosférica promedio y $90,6 \pm 9,2\%$ de humedad promedio. Los análisis de la rosa de los vientos a lo largo de tres décadas caracterizan la meteorología de caleta Potter con un predominio del tipo de brisa en todas las subclases de velocidad del Oeste y Suroeste (Fig. II.12).

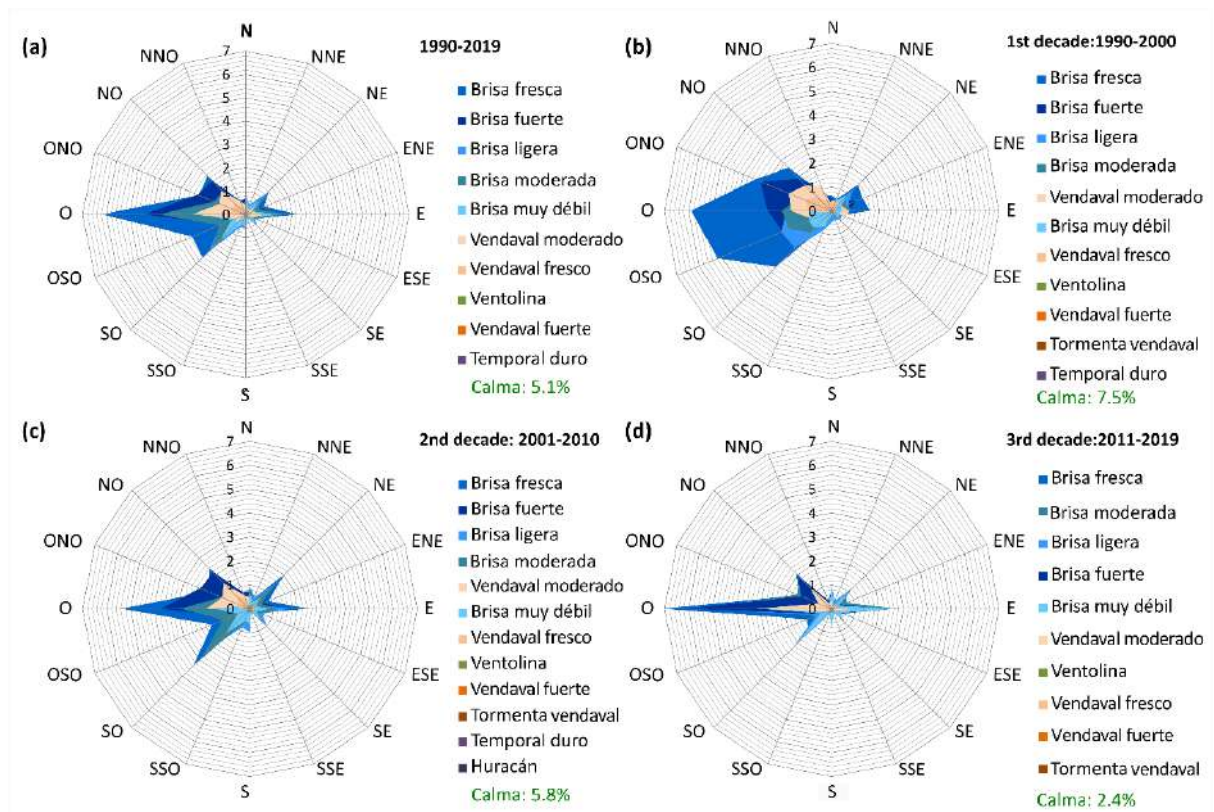


Fig. II.12: Análisis de tres décadas de vientos durante los veranos en Caleta Potter. Rosas de viento para (a) todos los veranos entre 1990-2019, (b) veranos de la primera década 1990-2000, (c) segunda década 2001-2010, y (d) tercera década 2011-2019. La leyenda muestra, en orden decreciente, el porcentaje de frecuencias relativas de las velocidades de los vientos clasificadas según las categorías Beaufort (Britannica 2017) para cada dirección. El tipo de viento calmos se excluyeron de la rosa de los vientos debido a la falta de información sobre la dirección. (Modificado de Neder et al. 2022).

Las condiciones de viento clasificadas según las categorías de Beaufort (Britannica 2017) para las tres décadas analizadas en caleta Potter (veranos entre 1990-2019, Fig. II.12a) muestran una mayor frecuencia del tipo de brisa en todas sus subclases de velocidad (1,6 - 10,7 m/s, Tabla II.9), con un 80,09% donde la brisa fresca se presenta casi una cuarta parte de las veces (22,2% de frecuencia del total de eventos, Anexo Tabla II.B3.A2a). La primera y la segunda década (veranos entre 1990-2000 y 2001-2010, Fig. II.12b-c; Anexo Tabla II.B3.A2b-c) tienen el mismo patrón de frecuencia de la velocidad del viento, pero diferente en la dirección, donde la mayoría de los eventos vienen del Oeste y del Norte/Suroeste (Anexo Tabla II.B3.A3). En cambio, la tercera década (veranos entre 2011-2019) difiere en el orden del porcentaje total de eventos de brisa ligera, moderada y fuerte, así como de vendaval fresco y moderado, y aire ligero (Anexo Tabla II.B3.A2d). Sorprendentemente, durante la tercera década analizada hubo ausencia de vientos de alta velocidad como las tormentas. Como excepción, se produjo un único evento de huracán en el verano del 2002 (08/12/2001).

Tabla II.9: Porcentaje comparable de clases de viento entre las tres décadas. 0 : Calma, 1: Ventolina; 2: Brisa muy débil, 3: Brisa ligera, 4: Brisa moderada, 5: Brisa fresca, 6: Brisa fuerte, 7: Vendaval, 8: Temporal, 9: Temporal fuerte, 10: Temporal duro, 11: Temporal muy duro o borrasca, 12: Temporal huracanado

Clases Beaufort	Viento	Velocidad (m/s)	Velocidad (km/h)	1990-2019 (%)	1 ^{ra} década 1990-2000 (%)	2 ^{da} década 2001-2010 (%)	3 ^{ra} década 2011-2019 (%)
0-1	Calma Ventolina	+ 0 - 1.5	<1 - 5	6,93	8,18	8,11	4,81
2-6	Brisa	1.6 – 13.8	6 - 49	80,09	75,56	79,27	84,50
7-10	Vendaval Tormenta	+ 13.9 – 28.4	50 - 102	12,93	16,21	12,53	10,69
11-12	Temporal duro huracanado	28.5 - >32.7	103 - >117	0,04	0,05	0,08	0,00

Entre la distribución de las diferentes clases de viento durante todo el período analizado, (Fig. II.13), todas las direcciones incluyeron las cinco clases de brisas diferentes con un predominio del Sur-sureste (SSE) y Sur (S), donde el mayor porcentaje de eventos de brisa de la misma dirección fue un 97% durante la primera década 1990-2000. Los vientos de menor velocidad (vientos en calma y ventolina de 0-1,5 m/s) fueron más frecuentes desde la dirección SSE-S (el 16,6% de los eventos desde el SSE fueron vientos ligeros durante la década 2001-2010). Los vientos más fuertes como los vendavales fueron más frecuentes desde la dirección Norte-Noroeste (NNO) a Noroeste (NO). La mayor frecuencia de eventos de vendavales fue del 37,95% desde el NNO en la misma década mencionada. Durante la tercera década, en comparación con la primera, el análisis del viento de 21763 eventos mostró una disminución del ~41% de los vientos ligeros (clases Beaufort 0-1), del ~34% de las clases de vendaval o temporal (Beaufort 7-10), y del 100% (siendo nulo) de las clases de vientos de alta velocidad (Beaufort 11-12). Por el contrario, el tipo de brisa (clases Beaufort 2-6) aumentó la frecuencia en un ~12%. Analizando la velocidad media (Fig. II.14) durante las tres décadas, los vientos más fuertes (8-12 m/s) vinieron principalmente del N/NO, mientras que los más lentos (3,7-7,5 m/s) del S/SE. Durante la primera década (1990-2000), en todas las direcciones, la velocidad

del viento fue más rápida que durante las otras décadas (velocidad media de 12,4 m/s, brisa fuerte), excepto en la dirección NNO.

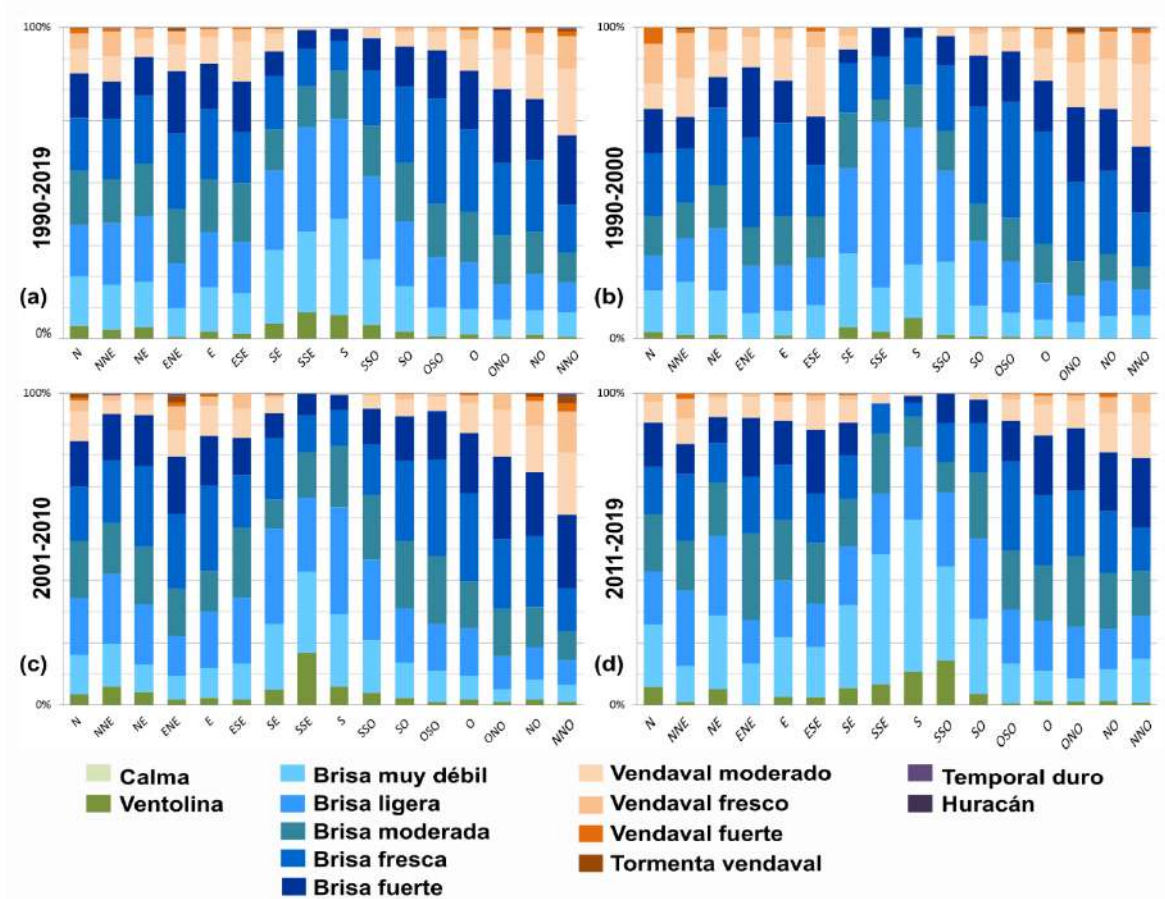


Fig. II.13: Distribución de los vientos y porcentaje normalizado por dirección para los veranos de tres décadas desde 1990. **(a)** Análisis de los vientos para el período completo de veranos entre 1990-2019, y para **(b)** primera década del 1990-2000, **(c)** segunda década 2001-2010, **(d)** tercera década 2011-2019.

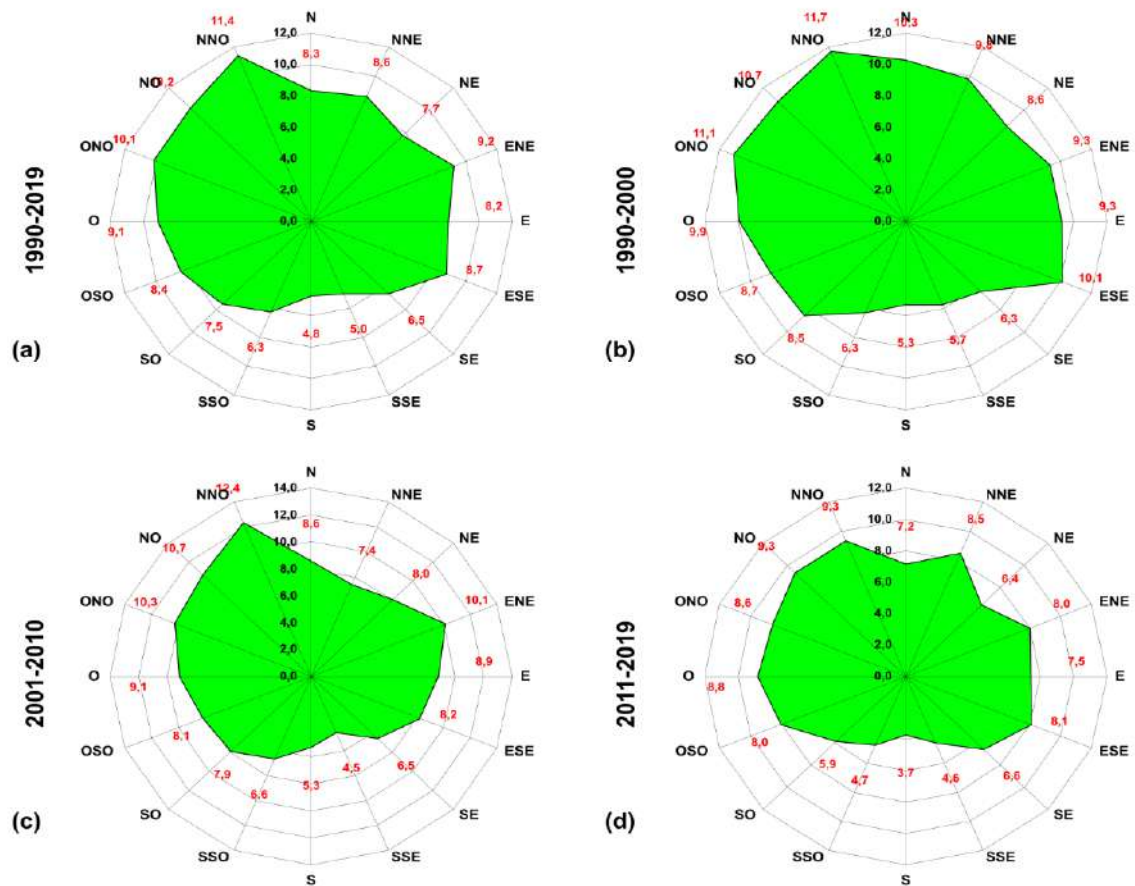


Fig. II.14: Velocidad promedio de los vientos de verano (m/s) durante tres décadas desde el 1990. **(a)** Vientos promedios durante 1990-2019. **(b)** Análisis promedio de la primera década 1990-2000, **(c)** la segunda década 2001-2010 y **(d)** la tercera 2011-2019

II.4.2.3b Hidrodinámica en caleta Potter

El forzamiento de marea (configuración 1) en el estudio de hidrodinámica por FESOM-C, muestra exclusivamente el efecto de marea en el patrón de circulación. La circulación residual simulada de una marea resumida (por los componentes M2, S2, N2, K2, K1, O1, P1, Q1, M4) se muestra en la Fig.II.15a. El flujo reflejó las características batimétricas y sigue la posición de las morrenas que dividen la caleta en interna, central y externa. El patrón representa el transporte de marea inducido continuamente y puede tratarse como una circulación de referencia independientemente del período analizado ya que muestra las corrientes residuales después de un mes sinódico (29,5 días) bajo un nivel del mar determinado. Se observa que dicho patrón puede ser modificado significativamente por el forzamiento del viento y las corrientes locales de diferentes orígenes (Fig.II.15b).

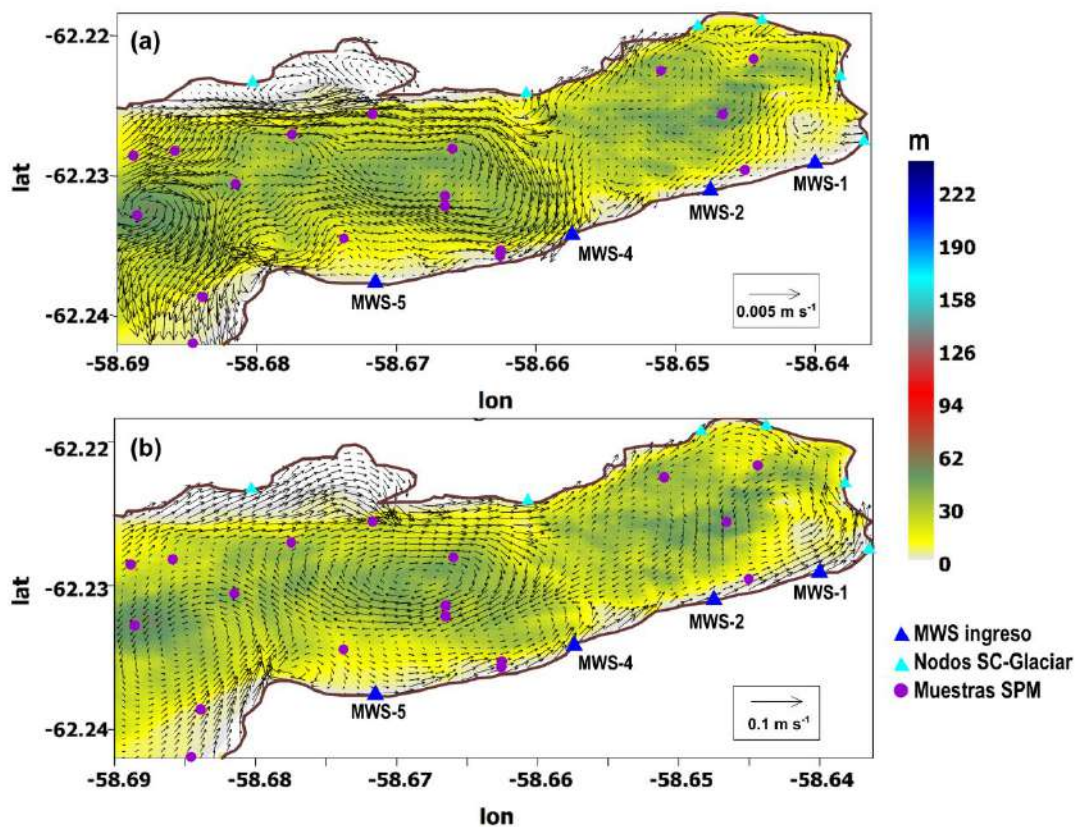


Fig.II.15: Circulación residual para un verano austral prolongado y sus vectores con respectiva velocidad (m/s), en caleta Potter, con **(a)** forzamiento de marea (configuración 1) y **(b)** forzamiento de marea y viento (configuración 2). La batimetría se indica en un rango de color (m), los triángulos azules muestran las estaciones de los arroyos de agua de deshielo (MWS) donde se produce la escorrentía de agua dulce y partículas en suspensión (SPM); triángulos celestes delimitan las subcuencas glaciares (SC) con aporte de agua dulce. Se utilizan diferentes escalas para permitir la visualización vectorial. (Modificado de Neder et al. 2022).

La circulación residual causada por la marea (Fig.II.15a) difiere de la circulación residual, considerando tanto la fuerza de las mareas como la del viento (Fig. II.15b). En el primer caso, la circulación residual fue relativamente débil con un máximo de 0,005 m/s y velocidades mayores en la caleta central que en la caleta interna. La dirección principal de la circulación residual fue ciclónica y está determinada por la dirección de la onda Kelvin⁵ en el hemisferio Sur. En el contexto del transporte principal, existen sistemas de vórtices multidireccionales de pequeña escala de circulación residual debido a las características morfológicas del fondo de la caleta y a la entrada de agua de deshielo. Se observa una intensificación de la circulación residual en las zonas de gran gradiente batimétrico (pendiente del fondo), donde se produjo el mayor desplazamiento de velocidad en la dirección espacial.

Las velocidades residuales con el forzamiento del viento mostraron durante todo el verano amplitudes 20 veces mayores que con la configuración 1 (sin viento forzado),

⁵ Se define como onda Kelvin a la onda interna que separa las masas de dos fluidos (aire o agua) de diferente densidad y que se mueven a velocidades diferentes estableciendo así una cortante vertical de velocidad en el desplazamiento. (FCEN, UBA)

alcanzando 0,1 m/s. Durante el período considerado, no se encontraron cambios significativos en los vectores de velocidad en la caleta externa, con o sin forzamiento del viento, (Fig.II.16c-d). Una característica distintiva debido al forzamiento atmosférico y a la batimetría, fue un cambio en la dirección del vórtice en la parte central más profunda (45-50 m) de la caleta central, a $-58,685^\circ$ de longitud. Notablemente, se produjo un patrón de circulación similar en la caleta interna en ambas configuraciones, pero con una intensificación de la amplitud de la corriente al incluir el viento.

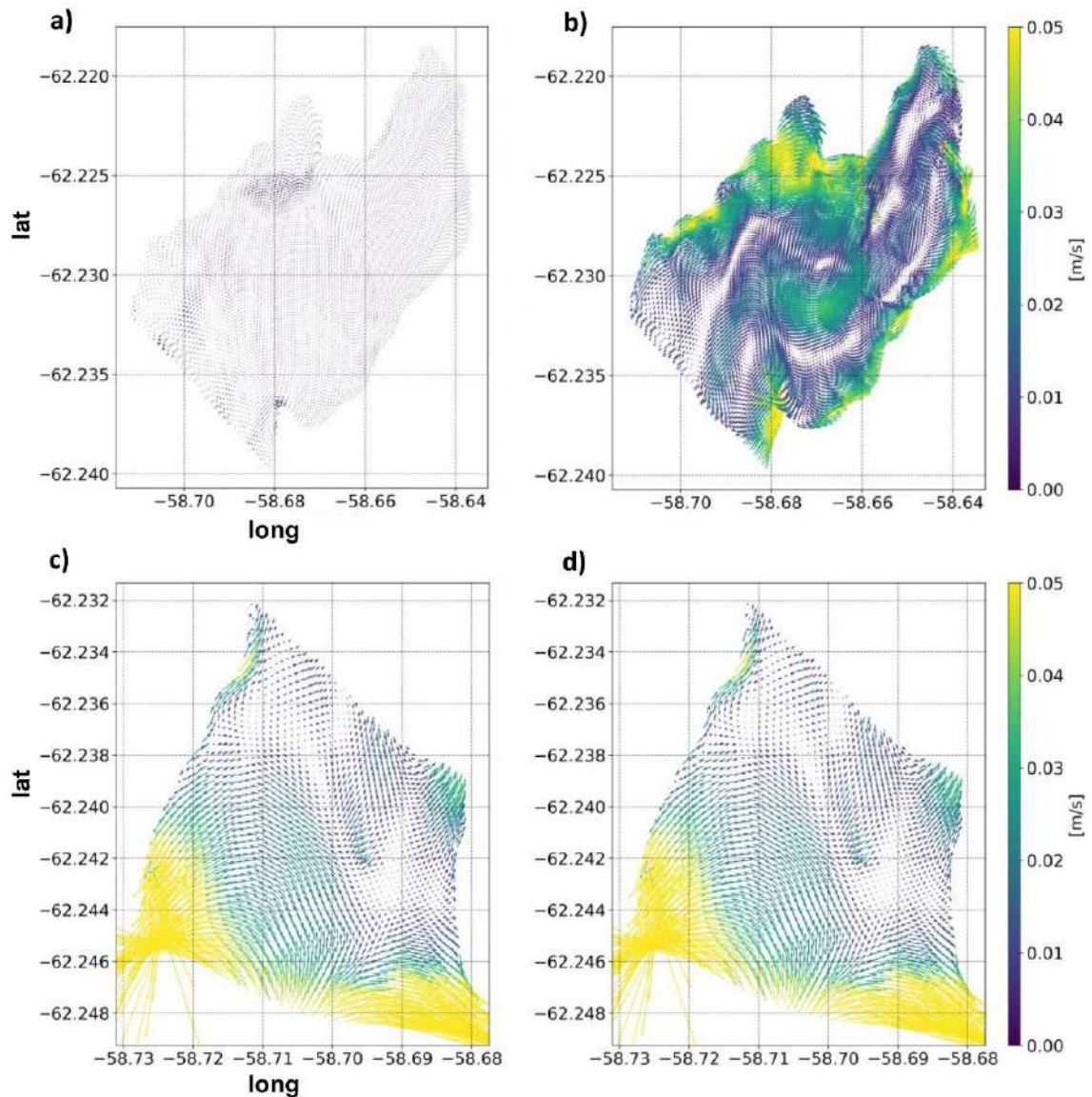


Fig.II.16: Corrientes medias de diciembre de 2010 a marzo de 2011 para todo el dominio de caleta Potter. **(a)** y **(b)** Simulación forzada sólo por el forzamiento de marea (configuración 1). **(b)** y **(d)** Simulación con forzamiento atmosférico de viento (configuración 2). **(a)** y **(b)** datos de la parte Norte del dominio. **(c)** y **(d)** datos de la parte Sur del dominio. En la caleta Sur (central-externa), donde las corrientes salientes fluyen hacia la bahía de Maxwell, la dinámica hidrológica de Potter está controlada principalmente por el forzamiento de las mareas. En cambio, la parte Norte (caleta central-interna) está más influenciada por el agua de deshielo, y controlada por la combinación del viento y mareas.

Un aspecto importante de la circulación impulsada por el viento en el contexto de la dinámica de las mareas fue la estructura de los vórtices. La vorticidad promediada mensualmente (Fig.II.17), mostró una alta variabilidad temporal y una estructura espacial compleja. Los vórtices ciclónicos se alternan con los anticiclónicos, formando un sistema correspondiente a la mínima pérdida de energía. Un vórtice ciclónico a lo largo de la costa fue notable a lo largo de la costa Sureste de caleta Potter, en enero, y en la costa Noroeste, en marzo (Fig.II.17). Durante diciembre y febrero, el movimiento del agua siguió la topografía del fondo marino con algunos vórtices anticiclónicos en el medio de la caleta interna y la central. Tanto la dinámica de las mareas como el forzamiento atmosférico determinaron el carácter de las actuales estructuras de vórtice. En la parte central del dominio, el vórtice anticiclónico que posiblemente determina el transporte principal de sedimentos, mantuvo su estructura a lo largo de todos los meses, a excepción de enero. La naturaleza de este vórtice estuvo determinada principalmente por el movimiento de marea formando durante su transcurso, la ola de subida a lo largo de la costa. La tensión de corte del fondo que afecta por rozamiento la circulación del agua para el período analizado mostró valores más altos a lo largo de la costa Sur. Esto llevó al movimiento de sedimentos de partículas con un tamaño de grano pequeño como arcilla/limo y a la deposición de un tamaño más grande como partículas de arena/grava (Fig.II.18).

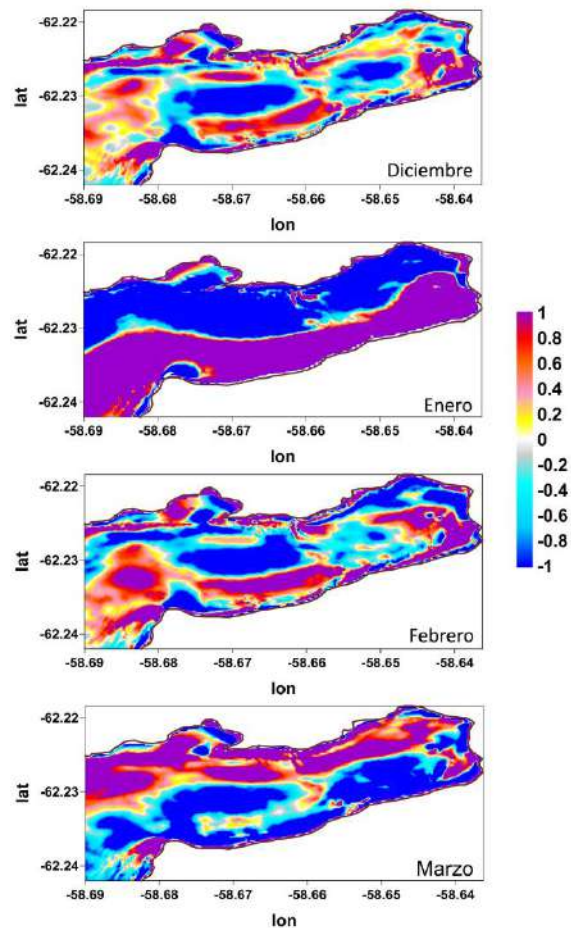


Fig.II.17: Vorticidad media mensual (adimensional) en la configuración 2 (fuerza de marea y viento). Valores positivos para remolinos ciclónicos y negativos para anticiclónicos.

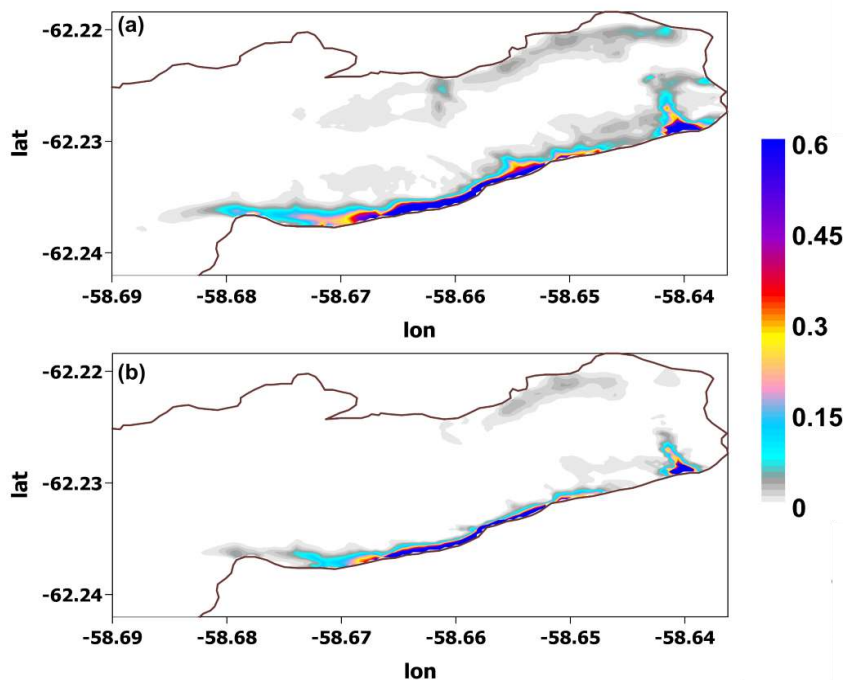


Fig.II.18: Tensión de fondo (adimensional) (a) media y (b) mediana para un verano austral extendido del 1 de diciembre de 2010 al 31 de marzo de 2011. La tensión de fondo como función relacionada con la velocidad, el parámetro de rugosidad y la viscosidad, muestra las zonas en las que las partículas de mayor tamaño de grano podrían asentarse debido a una mayor fricción, mientras que las de tipo arcilla/limo resultan transportadas con posible re-suspensión, como se muestra en la caleta interna y central (valores de 0,15-0,6).

II.4.2.3c Trayectorias lagrangianas

Como experimento idealizado, las trayectorias de las partículas pasivas (marcadores) liberadas de la subcuenca del glaciar (SC, Fig.II.19 y Fig.II.20) y los cuatro arroyos de agua de deshielo (MWS, Fig.II.21), fueron calculados con el módulo de post-procesamiento de Lagrange. La dinámica de diez partículas pasivas (el número de partículas fue limitado para fines de visualización) liberadas del glaciar SC se muestran en el video *'Tracer's trajectories of Glaciar SC'* disponible en la versión electrónica de Neder et al. (2022; <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924796322000355#ec0005>) y resumido en la Fig.II.19 (ver también la Fig.II.20).

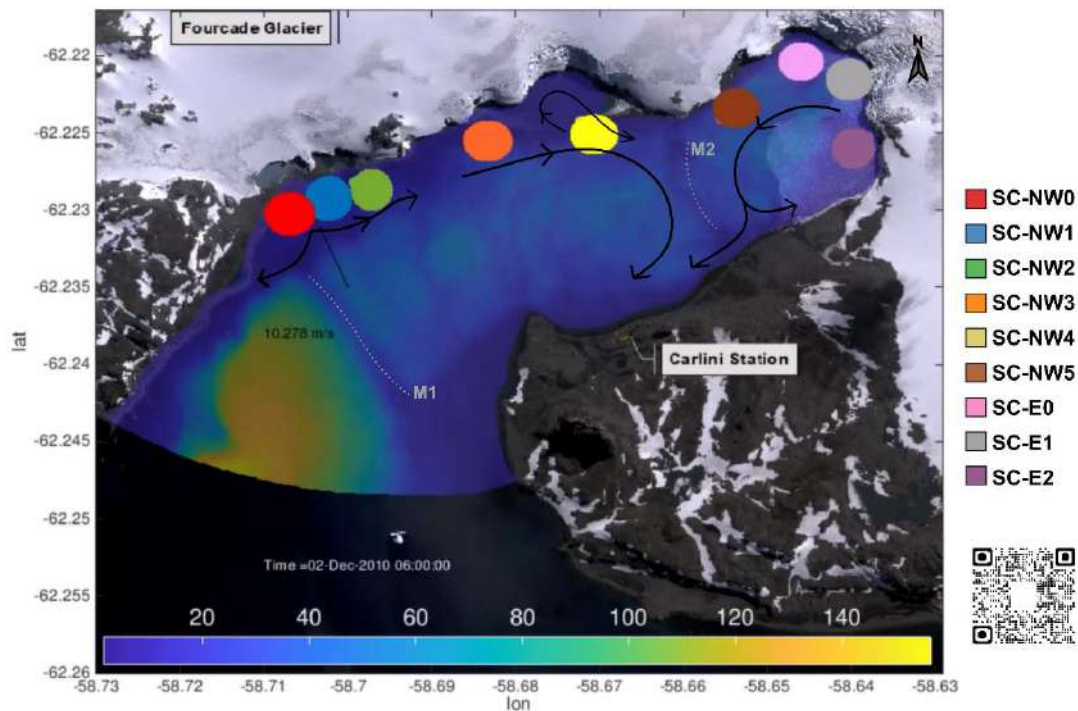


Fig. II.19: Transporte inicial, mostrado con flechas, de partículas de marcadores pasivos, sin masa, liberados desde el borde de las subcuencas glaciares (SC). Las líneas punteadas muestran las morrenas 1 (M1) y 2 (M2). La animación del transporte de partículas durante un verano austral comprendiendo el final de la primavera y el inicio del otoño (120 días 01/12/2010 - 31/03/2011), está disponible al escanear el código Qr de esta versión impresa de Tesis o en versión electrónica de Neder et al. (2022): <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924796322000355#ec0005>.

Los marcadores permanecieron más tiempo en la caleta central y, a menudo, la exportación desde el dominio se produjo a través de la costa Sureste. Las partículas liberadas de SC-NW0, SC-NW1 y SC-NW2 se exportaron al mar abierto en siete días. Las partículas de SC-NW3 y SC-NW4 se movieron en el sentido horario hacia la caleta central en dirección a la ubicación de la morrena 4 (Fig.II.19). En cambio, las partículas de la caleta interna SC-NW4, SC-E0, SC-E1 y SC-E2 se movieron en sentido antihorario. Además, se muestra una respuesta notable para aquellos marcadores liberados desde las SC ubicadas en la caleta interna (NW5, E0, E1, E2) que lleva al transporte de partículas hacia toda la caleta (Fig.II.20). Esto pone de manifiesto la importancia de conocer la concentración de partículas subglacial liberadas.

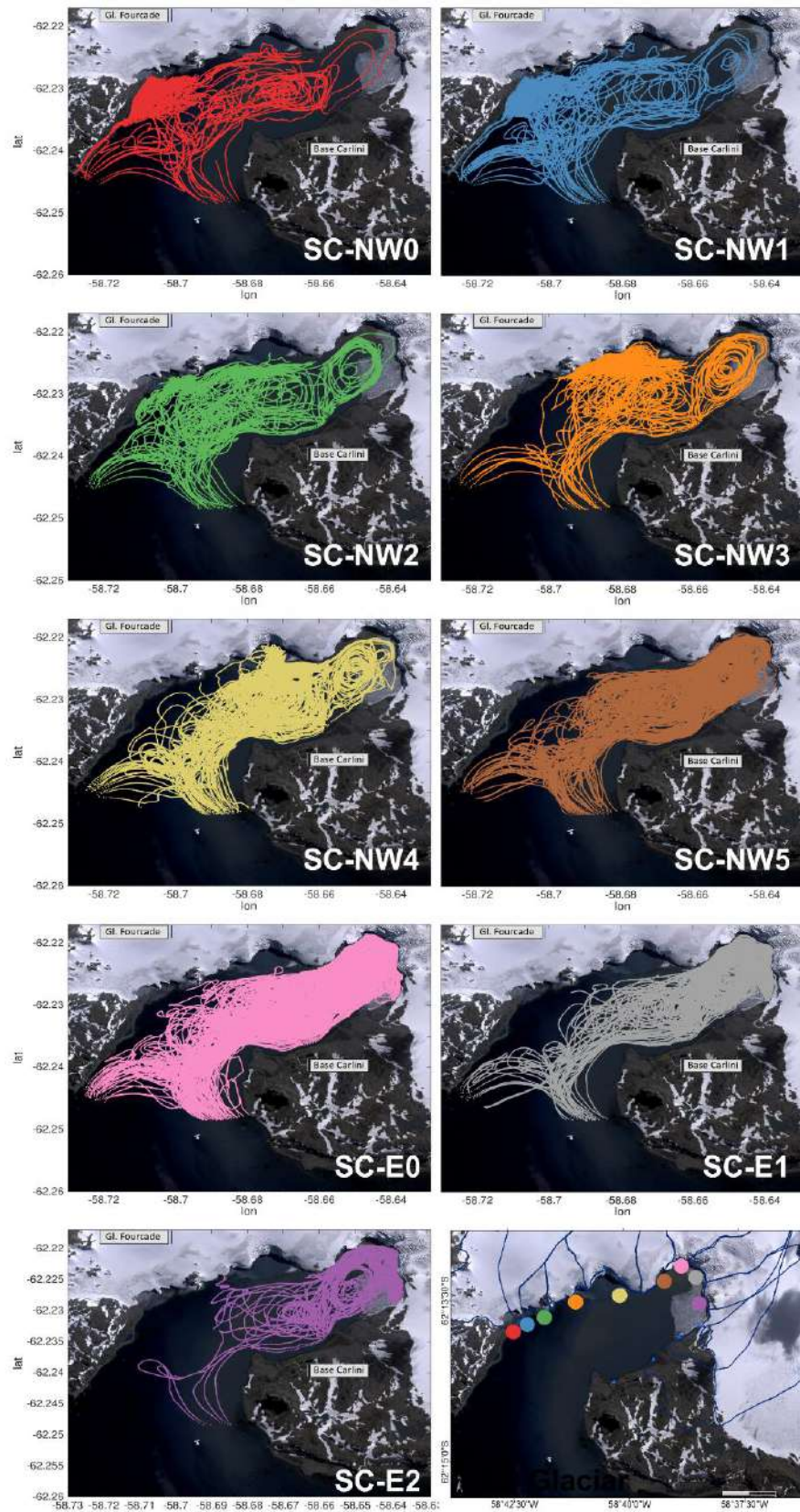


Fig. 1.20: Trayectorias de 5 marcadores pasivos liberados simultáneamente desde las subcuencas glaciares (SC) situadas al Noroeste (NW) y al este (E) de Potter Cove. La posición de liberación ocurre a lo largo del borde de la SC y está marcada con un círculo correspondiente a cada una de ellas según su color. Obsérvese que esos marcadores reingresan al sistema desde el punto de partida, una vez que se exportan fuera del dominio o se atascan en la línea de costa. (Modificado de Neder et al. 2022).

En la caleta interna, las trayectorias de los marcadores liberados de los cuatro arroyos MWS (Fig.II.21) siguieron la circulación residual definida por la marea y el viento (Fig.II.15b y Fig.II.16b). Tal circulación, retuvo a los marcadores por más tiempo en la caleta interna, extendiendo el período de exportación hacia la bahía Maxwell a través de la costa Sur. En promedio, el tiempo de residencia o “vida útil” de los trazadores fue de aproximadamente ocho días en la caleta interna y de tres en la caleta exterior, con un máximo de 17 días (Fig.II.21).

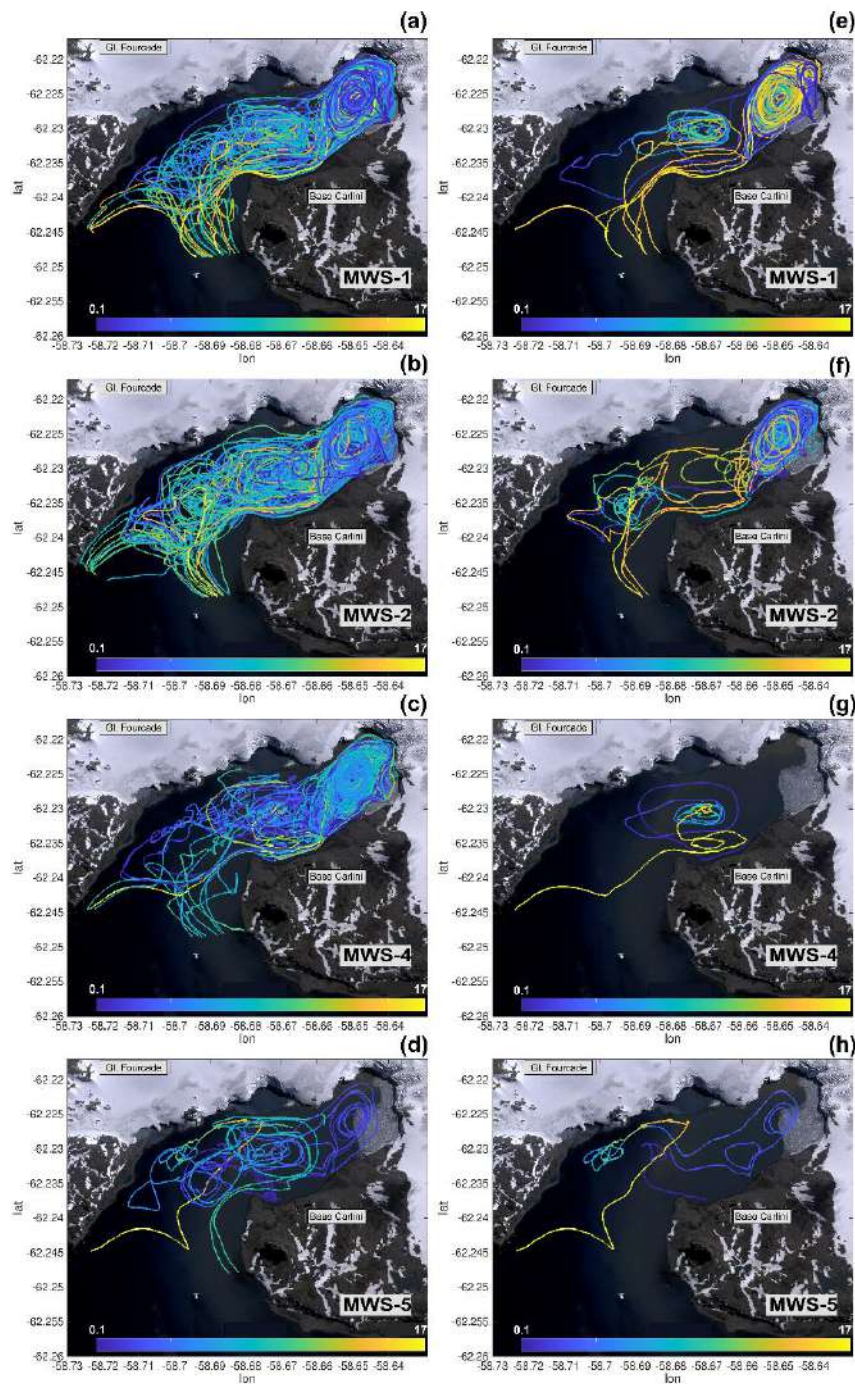


Fig. II.21: Trayectorias de marcadores pasivos liberados desde los cuatro arroyos de agua de deshielo (MWS) en caleta Potter con una tiempo de residencia o “supervivencia” de (a-d) hasta una semana y (e-h) hasta dos semanas luego de su liberación, respectivamente. (Modificado de Neder et al. 2022).

Al liberar las partículas del MWS-1, después de una semana, las trayectorias mostraron que las partículas circulan en dos vórtices principales (trayectorias amarillas, Fig.II.21e), uno en la caleta interna con un tiempo de residencia más largo y el otro en la caleta central, más corto antes de que sean exportados fuera del dominio, bordeando la costa Sur. Estas trayectorias resaltan que las partículas liberadas de este arroyo se pueden encontrar en la caleta interna hasta por dos semanas. Mientras tanto, las partículas liberadas desde el MWS-2 quedaron atrapadas en la caleta central, aunque la trayectoria de circulación inmediata es hacia la caleta interna (Fig. II.21b, f). Las partículas liberadas por MWS-4 y MWS-5 tienen un tiempo de residencia más corto (entre 7–9 días) y una exportación más rápida hacia la costa Sur. Excepto por un solo marcador, que duró 17 días antes de ser exportado fuera del dominio bordeando la costa Noroeste. El experimento con estas partículas sin masa (marcadores pasivos) permite seguir las trayectorias potenciales del material particulado en suspensión, dentro del dominio considerado. Sin embargo, en la siguiente sección se describe con más detalle una visión integral de la dinámica espacio-temporal del SPM.

II.4.2.3d Dinámica del material particulado en suspensión

La dinámica del SPM en Potter Cove, durante un verano austral promedio y principios de otoño (120 días, desde el 1 de diciembre de 2010 hasta el 31 de marzo de 2011) se visualizó por hora con una resolución espacial de 5,3–24 m aplicada por la grilla diseñada para crear un video animado. El video resultante está disponible en la versión electrónica de Neder et al. (2022; “SPM Dynamics”):

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924796322000355#ec0010>.

La concentración media mensual de SPM para las celdas de la grilla considerada mostró un promedio con sus respectivas desviaciones estándar de: $9,17 \pm 13,92$ mg/l en diciembre, $16,23 \pm 17,85$ mg/l en enero, $17,78 \pm 21,33$ mg/l en febrero y $14,15 \pm 21,10$ en marzo (Fig.II.22a). El SPM promedio mensual disminuyó con la distancia desde el frente del glaciar Norte y la profundidad del agua, reflejando la vorticidad promedio mensual (Fig.II.17). Las concentraciones promedio más altas de SPM (15 a >200 mg/l) se encontraron constantemente en la caleta interna. La pluma de SPM se origina en el área de subcuenca del MWS y la costa Sureste, y se mueve hacia la caleta interna en diciembre. En enero, el área con una concentración de SPM relativamente alta comienza a extenderse, provocando una concentración promedio de SPM más alta en el interior de la caleta que en la parte central. Posteriormente, la caleta central experimentó concentraciones de SPM promedio más altas y más homogéneas en febrero que en diciembre (15 a >330 mg/l). El ingreso de SPM fue menor en marzo y las partículas se exportaron más rápido fuera de la caleta, manteniendo las concentraciones más altas en la caleta interna. MWS-1 y MWS-2 fueron los principales proveedores, con un impacto significativo en la dinámica de SPM (Fig.II.21).

La expansión promedio mensual de la pluma de SPM para diciembre, enero, febrero y marzo se extiende desde el frente del glaciar hasta $1,40$ km²; $3,47$ km²; $3,86$ km²; $2,51$ km² en mar abierto, respectivamente, con valores entre 15 y >170 mg/l. La concentración máxima de SPM ocurre a lo largo de la costa Sur de Potter con concentraciones estimadas más altas simuladas durante enero de 2011 cerca de las estaciones MWS de descarga de

sedimentos (790 mg/l), de 250 mg/l en el área central de la caleta central, y más de 500 mg/l en la caleta interna (Fig.II.23). Por el contrario, los valores mínimos muestran que, durante diciembre de 2010, la concentración de SPM se asoció directamente con la entrada de escorrentía de MWS (Fig.II.23). Las concentraciones de febrero de 2011 se derivaron principalmente de las partículas liberadas en las dos semanas anteriores desde MWS-1 y MWS-2 (es decir, el 31 de enero de 2011) y retenidas en la columna de agua de la caleta interior debido al forzamiento atmosférico.

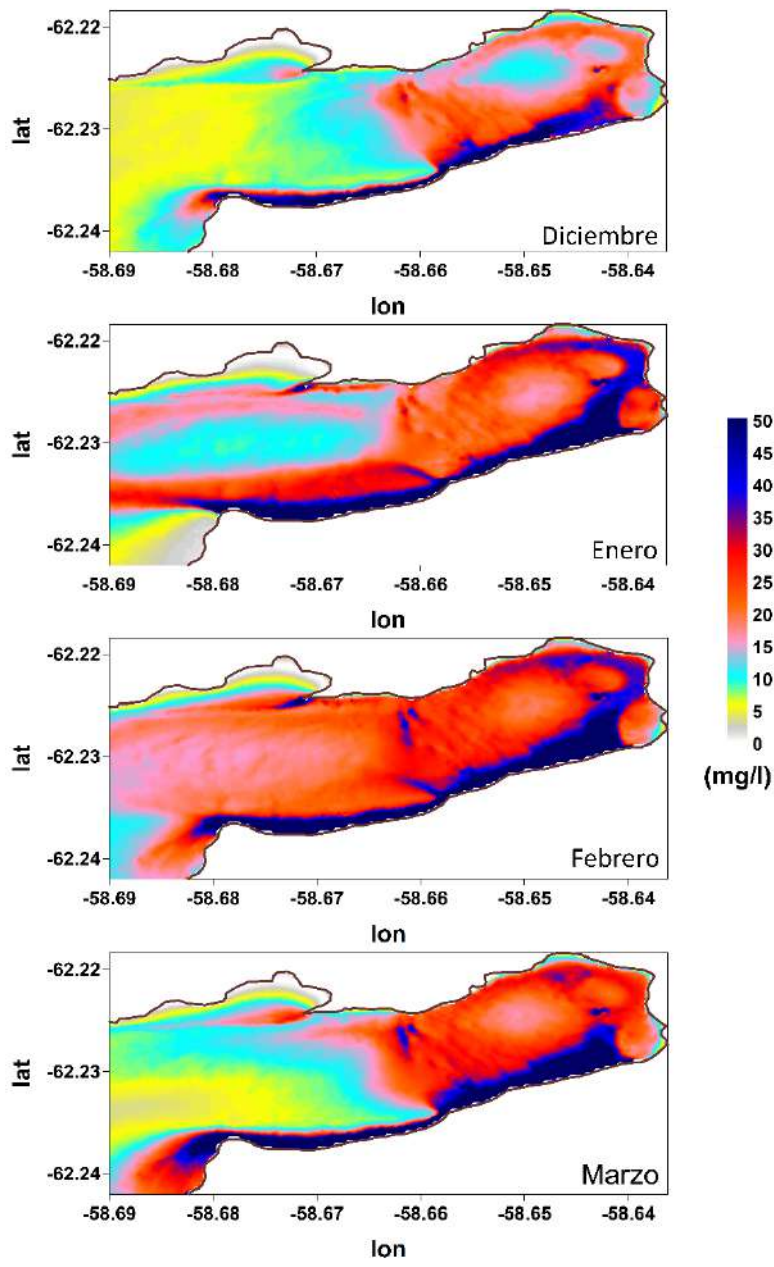


Fig.II.22: Pluma de sedimento causada por material particulado en suspensión (SPM). Expansión y concentración promedio mensual simulada de diciembre de 2010 a marzo de 2011. Las partículas consideradas corresponden a la configuración con un diámetro de 4.5×10^{-5} m y una densidad de 1305 kg/m^3 . La dinámica SPM está disponible al escanear el código Qr de la versión impresa de Tesis o en versión electrónica de Neder et al. (2022):

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924796322000355#ec0010>

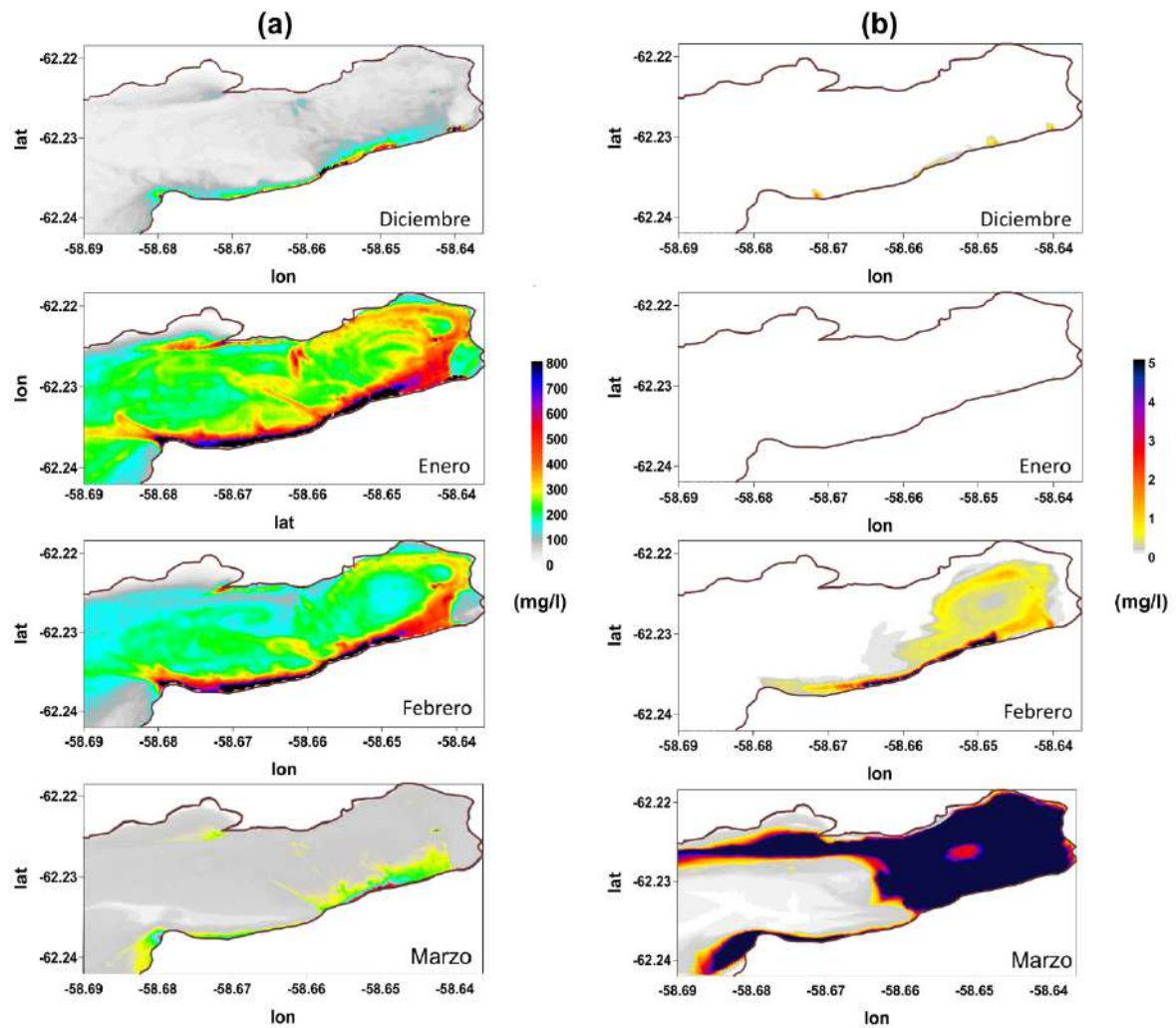


Fig.II.23: (a) Máximo y (b) mínimo mensual de concentraciones de material particulado en suspensión (SPM) simuladas para el verano desde el 1 de diciembre del 2010 al 31 de marzo del 2011. (Modificado de Neder et al. 2022).

II.4.2.3e Evaluación del modelo FESOM-C

De acuerdo con las observaciones disponibles de la altura de la superficie del mar (SSH), el nivel medio del mar en el área equivale a $\sim 1,34$ m. El espectro contiene el pico pronunciado en frecuencias diurnas y semidiurnas atribuidas a la dinámica de las mareas debido a la luna (constituyentes O1 y M2, respectivamente). El principal constituyente de mareas para el área fue el M2, con una amplitud igual a 0,43 m; seguido por el constituyente diurno O1, con una amplitud igual a 0,285 m según los datos de observación de Roese (1998). La diferencia entre las amplitudes observadas y modeladas para dos constituyentes principales, O1 y M2, fue igual a 7×10^{-4} m y $2,35 \times 10^{-2}$ m, respectivamente, lo que muestra una muy buena concordancia entre los resultados numéricos y los datos de observación.

Tabla II.10: Desviación media cuadrática (RMSD) en (mg/l) de error para las simulaciones de los experimentos numéricos ordenadas por RMSD decreciente para todo el período analizado. Observaciones medias y máximas incluyendo la medición en la fecha de descarga total de altas concentraciones de SPM (31 de enero) y sin ella, con forzamiento de marea y forzamiento atmosférico (marea y viento). Los experimentos numéricos seleccionados con los mejores rendimientos son parametrización 1 y parametrización 2.

		incluido 31 de enero, N de obs.= 63	sin 31 de enero, N de obs. = 57	Tamaño del diámetro del SPM (m)	Densidad del SPM (kg/m ³)	Velocidad de sedimentación (%)	Escenario SPM (mg/l) (i) 0.27 (ii) 1.35 (iii) 2.7
Forz. de marea	Parametrización 1	8.94	4.36	4.5x10 ⁻⁵	1450.0	100	(ii)
Forz. marea y viento	Parametrización 1	6.45	4.30	4.5x10 ⁻⁵	1450.0	100	(ii)
	Parametrización 4	7.24	4.2	4.5x10 ⁻⁵	1450.0	90	(ii)
	Parametrización 3	10.16	3.57	4.0x10 ⁻⁵	1450.0	100	(ii)
	Parametrización 5	10.16	3.6	4.0x10 ⁻⁵	1450.0	100	(iii)
	Parametrización 2	13.87	4.3	4.5x10 ⁻⁵	1305.0	100	(ii)
	Parametrización 9	13.87	4.3	4.5x10 ⁻⁵	1305.0	100	(i)
	Parametrización 10	13.87	4.3	4.5x10 ⁻⁵	1305.0	100	(iii)
	Parametrización 6	18.59	4.1	4.0x10 ⁻⁵	1305.0	100	(iii)
	Parametrización 7	18.59	4.1	4.0x10 ⁻⁵	1305.0	100	(ii)
	Parametrización 8	20.16	4.8	4.5x10 ⁻⁵	1232.5	100	(ii)
Obs. media, (mg/l)		4.3	3.7				
Obs. Máxima, (mg/l)		43.4	37				

Las incertidumbres atribuidas a las características de las partículas llevaron a realizar una serie de experimentos de sensibilidad (Tabla II.10). El error promedio para todos los experimentos fue de 3,74 mg SPM/l. La parametrización 1 siguiendo la configuración 1 predeterminada dio como resultado el mejor modelo para describir la dinámica de SPM teniendo en cuenta el desvío cuadrático medio (RMSD) más pequeño. En línea con lo esperado, la configuración con el forzamiento completo (configuración 2) mostró mejores resultados que la configuración solo con forzamiento de marea (configuración 1). El RMSD para la configuración 1 fue igual a 8,5 mg/l mientras que para la configuración 2, fue igual a 6,5 mg/l (Tabla II.10). La concentración promedio y máxima de SPM, según todas las observaciones disponibles (n=63) en el período considerado, fue de 4,3 a 43,4 mg/l, respectivamente. La distribución temporal (Fig.II.24) y espacial (Fig.II.25) de la desviación se tuvo en cuenta en el análisis evaluativo del modelo. La parametrización 2, es un ejemplo notable con un desempeño de nivel medio considerando un RMSD de 13,9 mg/l debido a una gran discrepancia entre las simulaciones y los datos observados,

particularmente causado por el día 31 de enero de 2011 en tres estaciones de la caleta central (WC-02, WC-08, E2-WC-04). Ese día, la concentración máxima de SPM se observó tanto en la columna de agua como en los arroyos de agua de deshielo y, consecuentemente en todas las simulaciones como una sobreestimación entre 22,6 y 66,3 mg/l. Si se excluyen las observaciones del 31 de enero, el RMSD para todos los experimentos varió de 3,6 a 4,8 mg/l reduciendo el RMSD hasta 4,5 veces (Tabla II.10).

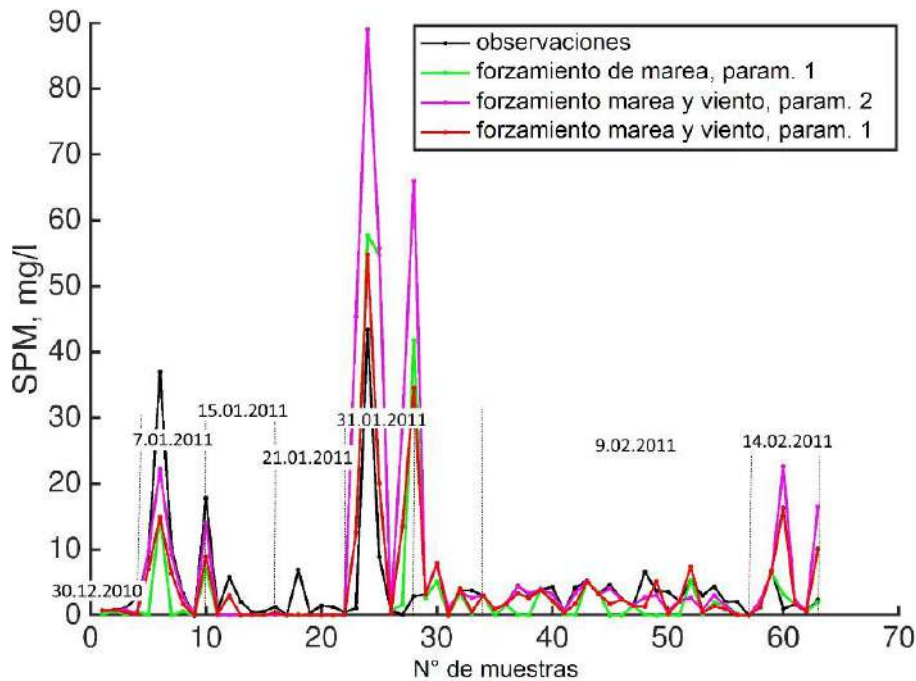


Fig. II.24: Intercomparaciones de las dos parametrizaciones seleccionadas de experimentos numéricos con forzamiento de marea, y forzamiento de marea y viento. Nótese el mayor sesgo entre las observaciones del 31 de enero seguidas del 14 de febrero de 2011 y las partículas suspendidas simuladas (SPM) en mg/l. (Modificado de Neder et al. 2022).

La desviación media entre los valores simulados y observados por estación mostró un mejor desempeño cuando se incluyó el viento (Fig. II.25a-d). Solo la configuración de fuerza de marea (Fig.II.25a) produjo una mayor desviación con una subestimación media de -1,35 mg/l en comparación con la configuración 2 de forzamiento atmosférico incluido (Fig.II.25b-d, -0,55 mg/l por defecto parametrización 1 frente a 0,55 mg/l parametrización 2).

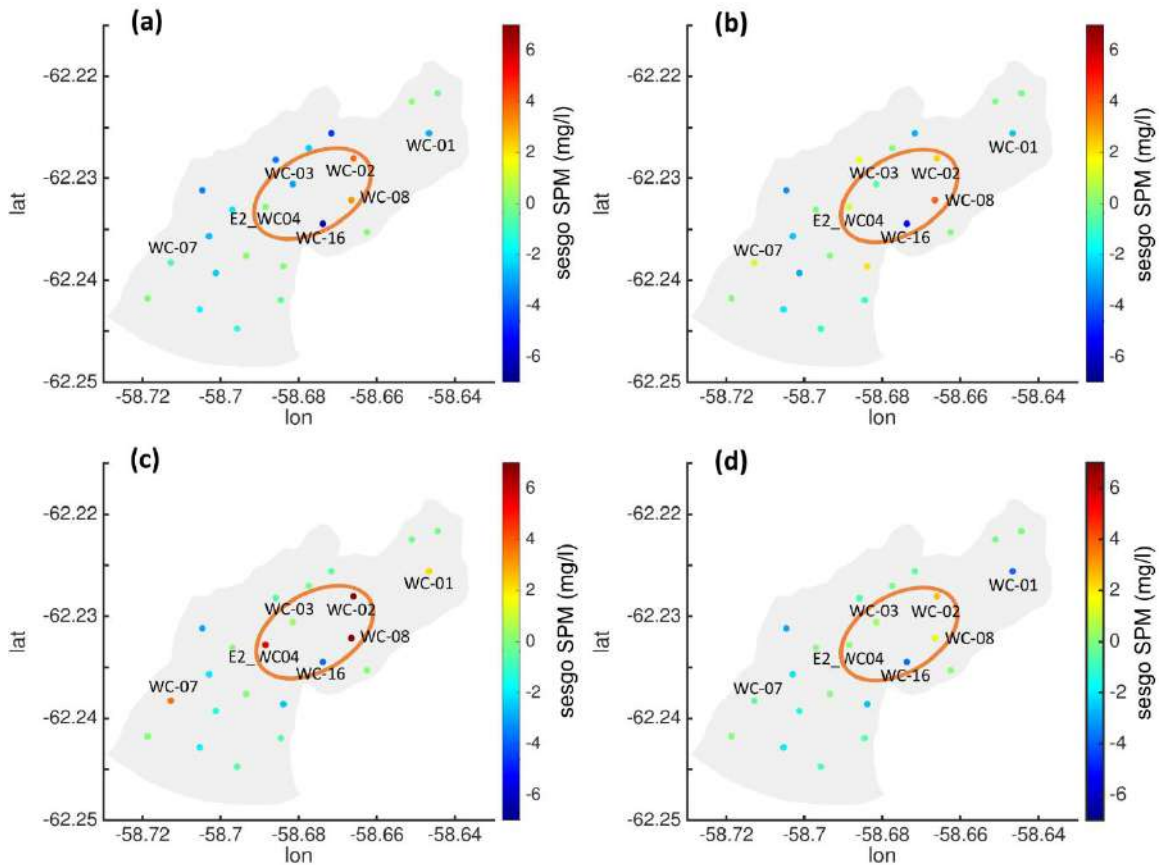


Fig.II.25: Evaluación del modelo FESOM-C. La diferencia significativa entre las concentraciones de SPM simuladas y observadas (mg/l) para **(a)** configuración 1: sólo fuerza de marea y **(b-d)** configuración 2: fuerza de marea y viento para determinar el desplazamiento de partículas, **(b)** parametrización por defecto y **(c y d)** parametrización 2. Nótese los diferentes resultados obtenidos cuando **(d)** se excluyen las mediciones del 31 de enero. (Modificado de Neder et al. 2022).

Se evidenció una sobreestimación significativa en las estaciones WC-02 y WC-08, ubicadas en la caleta central, con un sesgo promedio máximo de 3,73 mg/l en WC-02 por configuración 1 (Fig.II.25a) y 3,84 mg/l en WC-08 por configuración 2 (Fig.II.25b-c). En estas estaciones, el promedio general de observaciones disponibles difiere en menos de 1,3 mg/l (subestimación del 30% para WC-02 y sobreestimación del 27% para WC-08) excluyendo las mediciones del 31 de enero y considerando una densidad de partículas de 1305 kg/m^3 (Fig.II.25d).

II.4.3 CARACTERÍSTICAS OCEANOGRÁFICAS Y DEL FONDO DE SUSTRATO DE POTTER AL PRESENTE

Las figuras II.26, II.27 y II.28 resumen las interpolaciones espaciales de las variables ambientales al presente, consideradas para los modelos de la distribución de los taxones en estudio informadas en el siguiente Capítulo III. El área analizada de caleta Potter presenta una profundidad máxima de 193 m (Fig.26a) y de hasta 239 m en la Bahía de Maxwell a ~2km de distancia de la costa Sur de la Península Potter. El índice de posición batimétrica amplio (bpi, Fig.II.26b) refleja un patrón semejante al observado por la batimetría, mientras que el fino (Fig.II.26c) a la pendiente. El índice de posición batimétrica fino permite, además, visualizar las diferentes morfologías del sustrato y ondulaciones del fondo marino con mayor precisión que el bpi amplio. La máxima pendiente encontrada es de 53,81° en la caleta externa próxima al área conocida como “Pinitos” en la cercanía a la parte Sur de la Península Barton (Fig.II.26d). Una pendiente pronunciada ocurre en la caleta interna en la cercanía a la Isla D y en la caleta externa en la morrena 1 (23-28°).

La distancia euclidiana a la costa (Fig.II.26e) con un valor máximo encontrado para el área de estudio de 1260,95 m, muestra dos direcciones de distanciamiento. Una dirección ocurre en sentido Norte-Sur hacia la caleta externa y otra, en sentido Oeste-Este en la caleta media e interna. A su vez, en la caleta interna queda representada el área con proximidad a la Isla D libre de hielo y expuesta entre los años 2000-2005 (Fig.II.4).

El análisis de tipo de sustrato muestra una predominancia de sustrato blando y fino en la caleta interna y central, y sustrato duro y grueso en la caleta externa hacia la costa Noroeste. Según el índice de clasificación utilizado, Shepard, Folk, Flemming respectivamente; la caleta interna está caracterizada por un sustrato de tipo limo-arcilloso, arcilla-fango o fango (Fig.II.26g-i). De una granulometría mayor, la costa Noroeste en la margen de la Península Barton y la costa Sur en la margen de la Península Potter presentan un tipo de sustrato arenoso coincidente con el área predicha de alta probabilidad de sustrato duro y de gran granulometría (Fig.II.26j). Estas áreas de mayor granulometría coinciden con las áreas estimadas de mayor impacto de olas interpoladas por el coeficiente de arrastre (Fig.II.27a-c). El tamaño medio de grano estimado (Fig.II.26k) muestra un promedio de $2,37 \pm 4,6$ mm considerando toda el área en estudio. El menor tamaño se encuentra en la caleta interna y central media a mayor distancia de la costa (0,006-0,01 mm), típico de un tipo de sustrato entre arcilloso y de limo fino. En la cercanía a los MWS ubicados en la costa Sureste, se observó un incremento del tamaño medio de grano (0,2-0,6 mm) característico de arena gruesa. En la costa Noroeste se estima un tamaño mínimo entre 2 y 16 mm, típica de guijarros o pequeñas rocas.

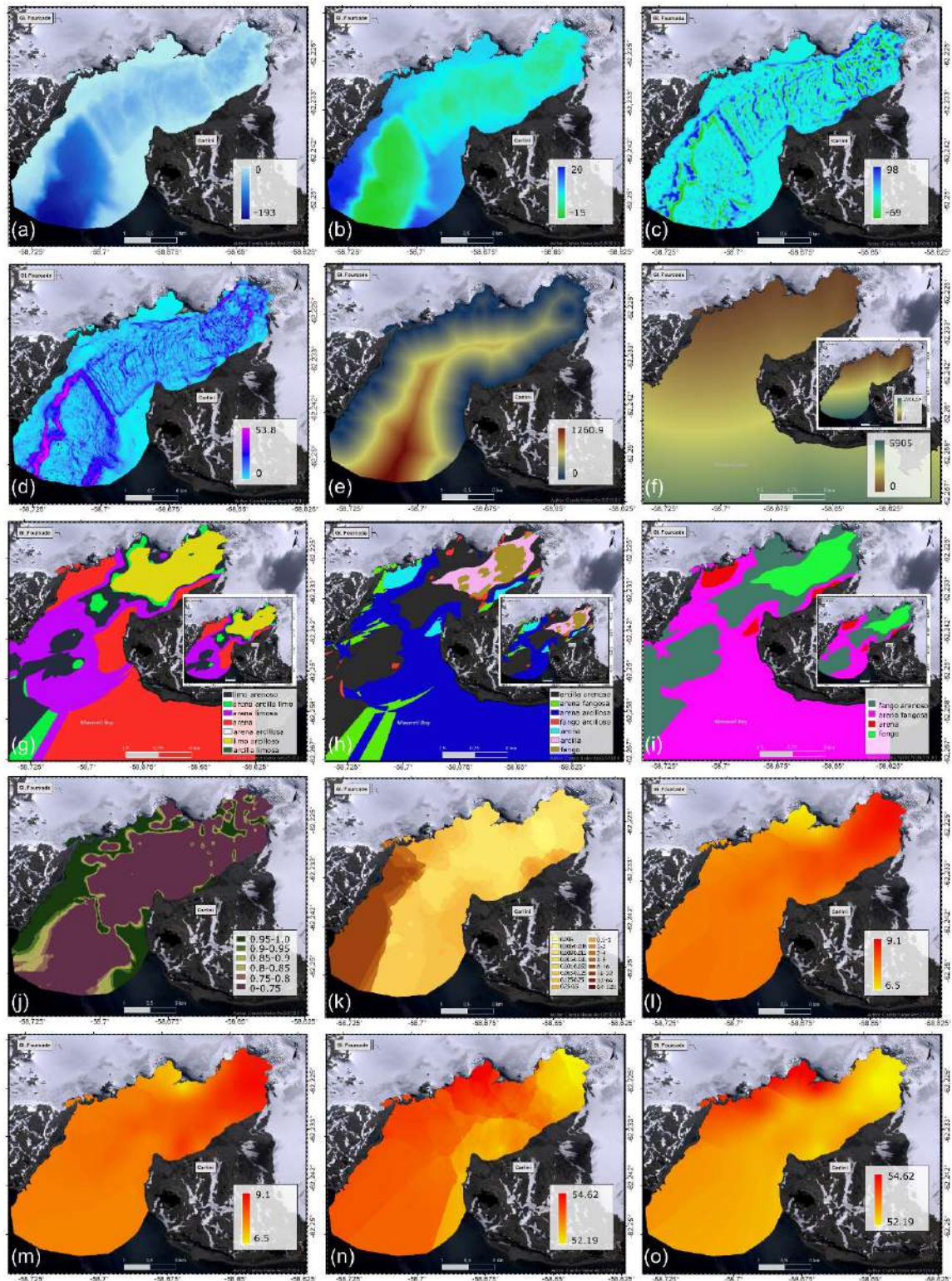


Fig. II.26: Variables ambientales que describen el área de estudio desde diferentes aspectos oceanográficos, hidrológicos, glaciológicos, sedimentológicos y geoquímicos al presente. **(a)** Batimetría (m). **(b-c)** Índice de posición batimétrica amplio y fino, respectivamente (adimensional). **(d)** Pendiente [°]. **(e)** Distancia a la costa del 2020 (m). **(f)** Distancia al glaciar en el 2020 (m). **(g-i)** Clasificación de tipo de sustrato Shepard, Folk y Flemming, respectivamente. **(j)** Probabilidad de sustrato duro. **(k)** Tamaño promedio del grano (mm). **(l-m)** Porcentaje de hierro Fe_2O_3 en 0-2 cm del sedimento y en 2-12 cm, respectivamente. **(n-o)** Porcentaje de sílice SiO_2 en 0-2 cm del sedimento y en 2-12 cm, respectivamente.

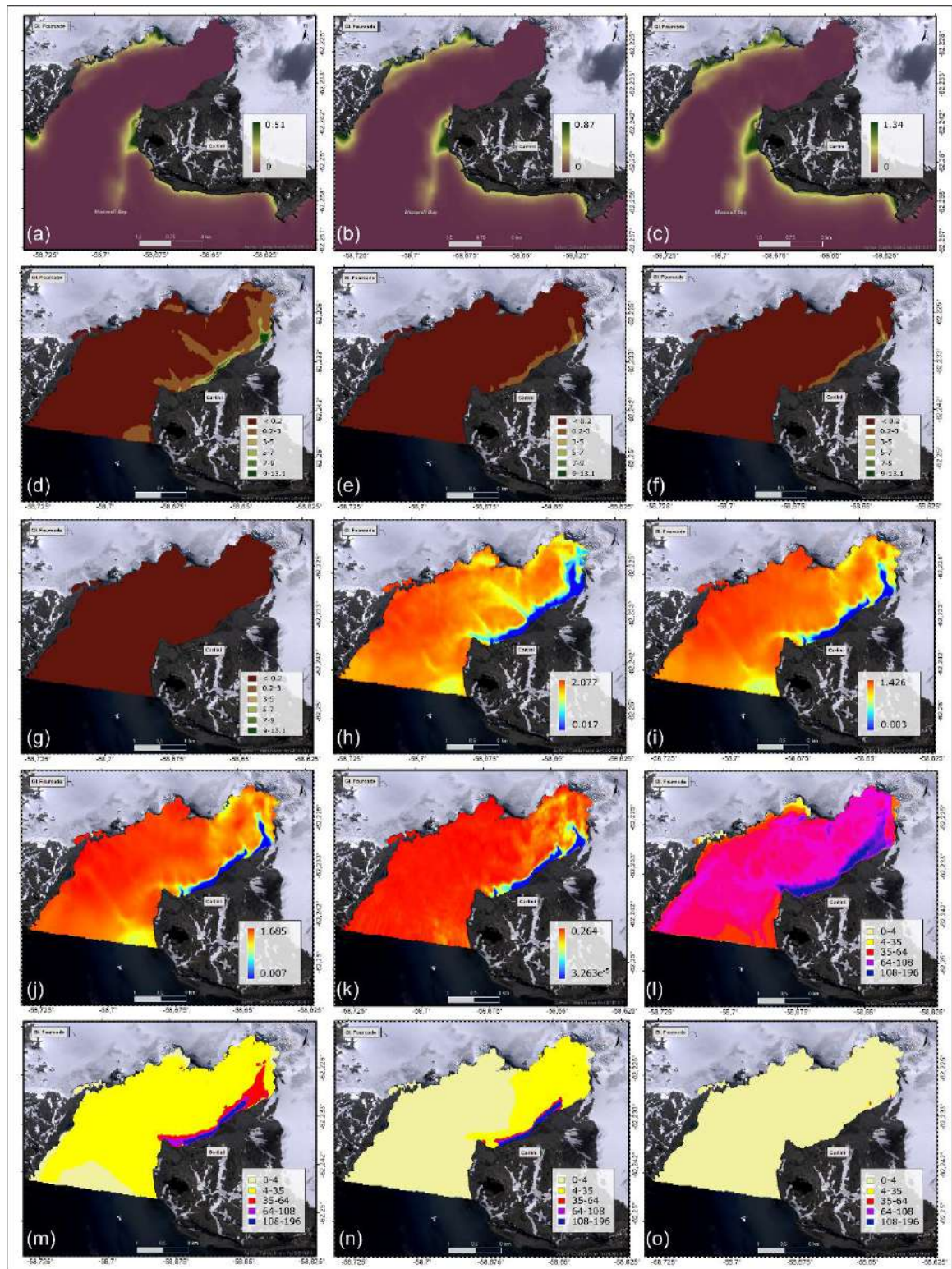


Fig.II.27: Variables ambientales que describen el área de estudio desde diferentes aspectos oceanográficos, hidrológicos y sedimentológicos y geoquímicos al presente. **(a-c)** Coeficiente de arrastre suave, moderado y alto en el suelo marino inducido por efecto de olas (N/m^2). **(d-g)** Coeficiente de tensión de fondo máximo, promedio, mediana y mínimo, respectivamente (adimensional). **(h-k)** Velocidad máxima, promedio, mediana y mínima de circulación del agua en verano (m/s), respectivamente. Nótese las diferentes escalas en la velocidad para permitir la visualización del patrón de circulación. **(l-o)** Concentración de material particulado en suspensión (SPM) máxima, promedio, mediana y mínimo en la columna de agua durante el verano (mg/l), respectivamente.

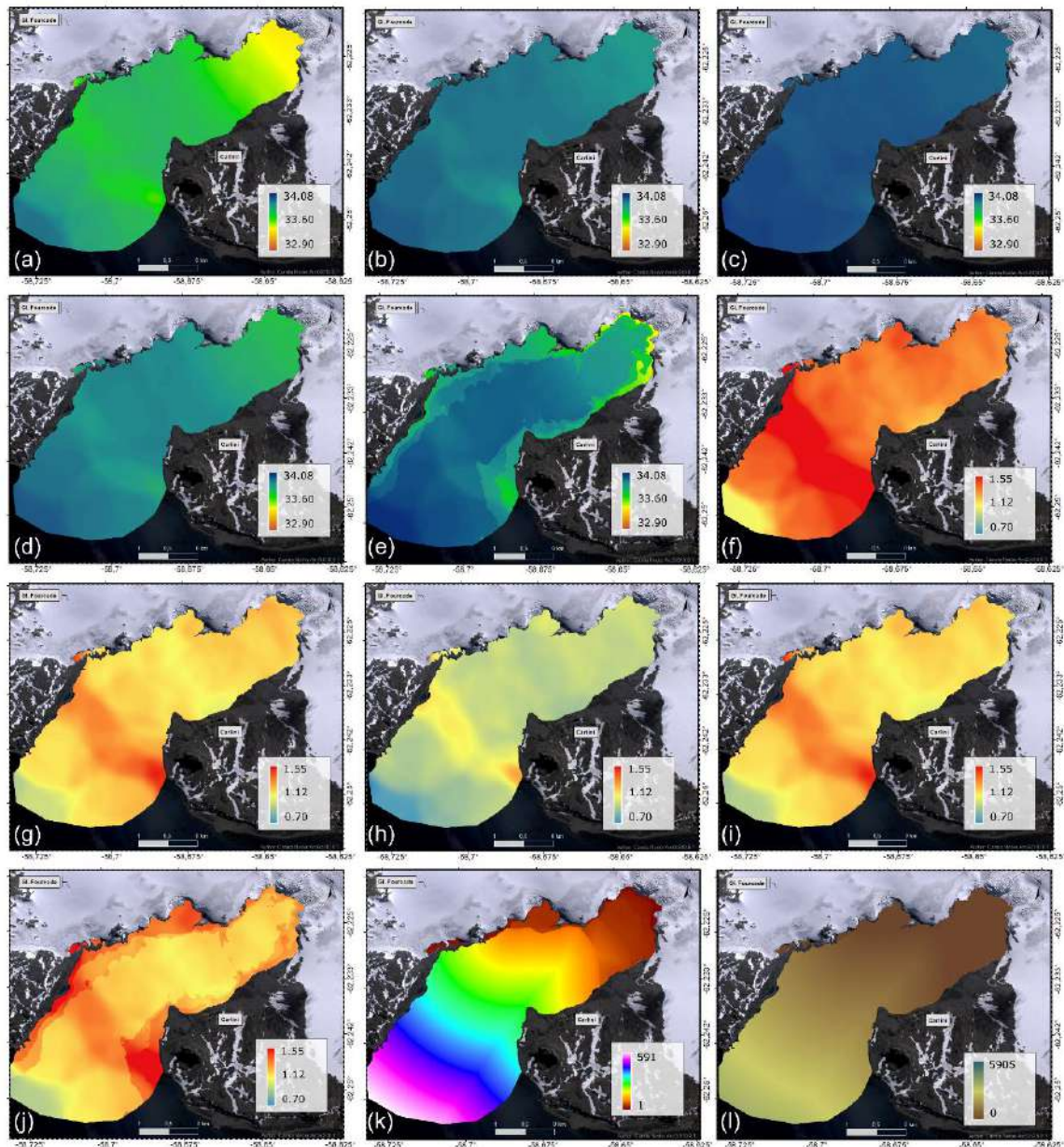


Fig. II.28: Variables ambientales que describen el área de estudio desde diferentes aspectos oceanográficos, hidrológicos y glaciológicos al presente. **(a-c)** Salinidad promedio en a 1-5 m de la columna de agua, 5-15 m y >15 m respectivamente (psu). **(d)** Salinidad promedio ponderado en toda la columna de agua representativa de una situación de mezcla (psu). **(e)** Salinidad promedio en la columna de agua ponderada por capas de profundidad, representativa de una situación de estratificación de la columna de agua (psu). **(f-h)** Temperatura promedio en a 1-5 m de la columna de agua, 5-15 m y >15 m, respectivamente (° C). **(i)** Temperatura promedio ponderado en toda la columna de agua representativa de una situación de mezcla (° C). **(j)** Temperatura promedio en la columna de agua ponderada por capas de profundidad, representativa de una situación de estratificación de la columna de agua (° C). **(k)** Tiempo de exposición de área libre de hielo (años). **(l)** Distancia al glaciar en el pasado 1956 (m) para [Sección IV.3.4](#) muestra en detalle las líneas del frente glaciar desde la posición conocida más antigua en el 1956 al presente 2020.

La modelización espacial de las variables biogeoquímicas muestra una variación del porcentaje de hierro (Fe_2O_3) con un gradiente en dirección Noreste-Suroeste, con altos porcentaje en la cercanía del frente glaciar en la caleta interna (Fig.II.26l-m). El rango de

porcentaje en el área de estudio analizada se estima entre 6,55-8,96 % con un promedio de $7,895 \pm 0,36$ % en los primeros 2 cm del sustrato del fondo y entre 6,72-9% con un promedio de $7,90 \pm 0,34$ % entre 2-12 cm del sustrato. Mientras que para el sílice (SiO_2), el gradiente es en dirección Oeste-Este con un mayor porcentaje a lo largo de la costa Noroeste y en la capa de sedimento que va de 2-12 cm (Fig.II.26n-o). El porcentaje de sílice promedio para la caleta entre los 0-2 cm es de $53,47 \pm 0,43$ % (rango de 52,19 - 54,62 %). Sin embargo, aunque con porcentajes mayores, la capa de 2-12 cm presenta una mayor variabilidad espacial con un promedio de $54,44 \pm 1,16$ % (rango de 52,07 - 58,99 %).

La dinámica del coeficiente de tensión de fondo para el arrastre de transporte de partículas, de la velocidad de circulación de agua y del SPM reducida al verano comprendido entre diciembre 2010 y febrero 2011, mostraron un patrón semejante al descrito en la [Sección II.4.2](#) (Fig.II.27c-o). La caleta interna y central muestran mayores variaciones de los valores máximos, mínimos, medianas y promedios de las variables hidrográficas y sedimentológicas analizadas. Principalmente, los valores más altos ocurren a lo largo de la costa Sureste.

En lo que respecta a las variables oceanográficas de salinidad y temperatura, la variabilidad general es baja con valores más homogéneos en las capas más profundas (>15 m) y valores más altos en la capa de 1-5 m. Para salinidad, el promedio estimado para el área completa de estudio, fue de $33,76 \pm 0,13$ psu para la capa de 1-5 m (rango de 33,36-34,01 psu; Fig.II.28a); de $33,99 \pm 0,03$ psu a 5-15 m (rango 33,90-34,08 psu; Fig.II.28b) y de $34,09 \pm 0,02$ psu a >15 m (rango 34,04-34,16 psu; Fig.II.28c). El promedio espacial en Potter de la salinidad ponderada en la columna de agua que simula un estado de mezcla fue de $33,95 \pm 0,06$ psu (rango 33,77-34,08 psu; Fig.II.28d) y para la que simula un estado estratificado fue de $33,90 \pm 0,11$ psu (rango 33,36-34,08 psu; Fig.II.28e). Para temperatura, el promedio estimado considerando el área completa de estudio fue de $1,42 \pm 0,12$ °C para la capa de 1-5 m (rango de 1,10-1,83° C; Fig.II.28f); de $1,20 \pm 0,08$ °C a 5-15 m (rango 0,96-1,53° C; Fig.II.28g); de $0,99 \pm 0,08$ °C a >15 m (rango 0,71-1,29° C; Fig.II.28h). El promedio espacial en Potter de la temperatura ponderada en la columna de agua que simula un estado de mezcla fue de $1,20 \pm 0,09$ °C (rango 0,92-1,54° C; Fig.II.28i) y para la que simula un estado estratificado fue de $1,25 \pm 0,13$ °C (rango 0,92-1,83° C; Fig.II.28j).

II.5 Discusión

II.5.1 ÁREAS RECIENTEMENTE LIBRE DE HIELO E INGRESO DE AGUA DE DESHIELO

Desde el 1956 se ha podido visualizar la retracción del frente del glaciar Fourcade mediante la georreferenciación de su posición y la comparación de imágenes satelitales que permiten observar los cambios en su frente a lo largo del tiempo. Se delinearon cinco nuevas líneas del frente del glaciar Fourcade comprendidas entre el 2008 (última línea señalada por Rückamp et al. 2011) y el 2020 (2010, 2014, 2016, 2018, 2020) y las distancias respectivas a cada frente glaciar comprendido entre la primera posición

conocida en 1956 y la última del 2020, representativa del presente. En lo que respecta a la delimitación de las líneas de glaciar, la línea de frente glaciar del 2014 se creó mediante la última posición glaciar de verano disponible del día 16/01/2014. Debido a la presencia de nubes o a la ausencia de porciones en la imagen de satélite, no se utilizó el año 2019. La misma situación se produjo para el año 2018 en la zona interior de caleta Potter el 22/12/2018 y el 29/12/2018, respectivamente. Por lo que, la línea del frente glaciar final de 2018 se construyó combinando la posición del glaciar del día 29/12/2018 y su posición en la caleta interior del 27/11/2018. La presencia de nubes como así también la calidad y resolución de las imágenes satelitales puede dificultar la visualización del borde de la costa que delimita la tierra, el agua y el frente glaciar. Por ello, se consideró una distancia buffer < 50 cm que separa el sistema marino del terrestre. El análisis de la retracción glaciar con la delimitación de la línea de costa permitió señalar más de 200 nuevas islas a lo largo de toda la Isla 25 de Mayo (KGI) y actualizar la información de las zonas libres de hielo al 2020 abriendo $\sim 1,6 \text{ km}^2$ desde 1956.

La dinámica de retracción de los glaciares depende no sólo de la dinámica interna de los glaciares y de la roca madre donde se apoyan, sino también de las condiciones climáticas (Pfeffer 2007; Falk et al. 2016, 2018b; Pętllicki et al. 2017; Meredith et al. 2018). En el caso de la cuenca del glaciar Fourcade de $23,6 \text{ km}^2$ de superficie estimada entre los años 2010 y 2015, el 90% del área está cubierta por una capa de hielo politérmico y es influenciada por las condiciones climáticas marinas (Falk et al. 2018a). Los glaciares politérmicos tienen en su interior hielo grueso a 0° C que se calienta hasta el punto de fusión a presión; mientras que en los alrededores y en la superficie, el hielo a temperaturas $< 0^\circ \text{ C}$ provocan un hielo más delgado (Glasser 2011). En este sentido, el agua de deshielo de la base calentará el hielo por difusión de mayor a menor temperatura hacia arriba a través de la liberación de calor latente causando que la temperatura se acerque a su punto de fusión. Como el punto de fusión varía con la profundidad en respuesta a la presión, por debajo de los 2000 m de hielo, en la plataforma de hielo el punto de fusión será $-1,6^\circ \text{ C}$ en vez de 0° C (Bennett y Glasser 2011), llevando más fácilmente a un derretimiento y desplazamiento basal del glaciar. Esto puede causar las variaciones observadas en la retracción del frente glaciar Fourcade con mayores tasas entre el 1995 y 2000, y entre el 2018 y el 2020 en respuesta a las condiciones climáticas de temperaturas atmosféricas promedio $1,78 \pm 1,68^\circ \text{ C}$ para los veranos comprendidos entre 1990-2000 y de $1,04 \pm 1,45^\circ \text{ C}$ para los veranos de 2011-2019.

Entre el 1956 y el 2020, la retracción del glaciar Fourcade abrió $1,606 \text{ km}^2$ de áreas nuevas libres de hielo. El mayor retroceso ocurrió entre el 1995 y el 2000 con una tasa de $0,064 \text{ km}^2/\text{año}$ (Fig.II.4; Tabla II.6). En Potter, este retroceso se vincula con las fechas que evidenciaron los mayores cambios en la comunidad bentónica (Sahade et al. 2015; Torre et al. 2021), así como con el descubrimiento de la Isla D. Dicha isla queda libre de hielo entre el 1995 y el 2000 según las indicaciones de las líneas de glaciar determinadas por Rückamp et al. (2011), aunque, también ha sido informada como un área completamente libre de hielo en el 2003 (Quartino et al. 2013; Lagger et al. 2018) lo que permite inferir según el ráster de exposición de áreas recientemente libre de hielo, que ha quedado expuesta hace al menos 22 años (Fig.II.28k).

A su vez, la dinámica del retroceso del glaciar Fourcade coincide con otras áreas de la Antártida como en el glaciar Ecology y Baranowsky, al otro lado de la Península Potter en la cuenca Warszawa. En el caso del primero, la pérdida de masa global fue mayor a principios de la década del 2000, y la tasa de cambio de elevación disminuyó considerablemente entre 2012-2016, con poco retroceso del frente glaciar y sin descenso significativo de la superficie del glaciar (Pętllicki et al. 2017). Para el segundo, la superficie de hielo que se extiende sobre la tierra (completamente sobre tierra en 1995) disminuyó entre el 1989 y el 2001 dejando al descubierto gran porcentaje de las actuales áreas libres de hielo y con una acelerada tasa de retracción de 33-42 m/año entre el 1995 y el 2000 (Sziło y Bialik 2018). Dicha tasa excede ampliamente a la estimada para Fourcade en esta tesis para el mismo período (4,8 m/año) aunque cabe destacar que las cuencas y perímetros del frente glaciar difieren en tamaño y extensión respecto al glaciar Baranowsky, posiblemente significando que la superficie disminuída sea similar. Esto marca la necesidad de establecer comparaciones relativas a la retracción y tamaño del fiordo. La dinámica de masas de estos glaciares (Fourcade, Ecology y Baranowsky) se asocia con las temperaturas atmosféricas y las precipitaciones registradas en la Isla 25 de Mayo (Pętllicki et al. 2017; Meredith et al. 2018; Sziło y Bialik 2018). Puntualmente aumentando la temperatura y disminuyendo las precipitaciones entre el 1989-1995 con máximos valores en los veranos del 1995-2000, y disminuyendo la temperatura entre el 2012-2016 con enfriamiento particularmente visible en el 2016 reflejándose en una desaceleración del proceso de retracción glaciar (Pętllicki et al. 2017; Sziło y Bialik 2018). Situación que fue semejante para el glaciar Fourcade con un pequeño avance del frente al 2016 (Anexo Fig.II.A4). Consecuentemente, la dinámica de la retracción glaciar, principalmente cuando la respuesta es global, es considerada como uno de los indicadores más importantes de cambio climático (Oerlemans 2005).

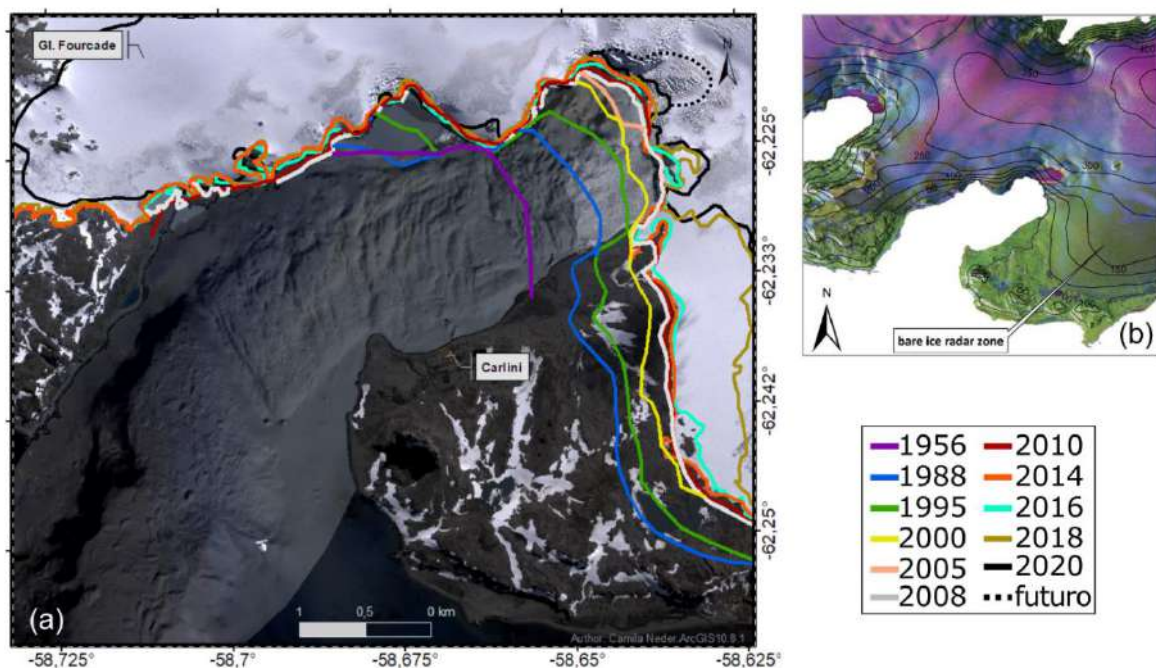


Fig.II.29: (a) Líneas del frente glaciar Fourcade en caleta Potter desde el 1956 al 2020 con una proyección al futuro que demostraría el área completa libre de hielo para la caleta, interpretando **(b)** el análisis de intensidad de imágenes satelitales de Falk et al. (2016).

En el 2016 ocurrió un avance del frente glaciar Fourcade, generalmente frecuente antes del colapso de la plataforma de hielo cuando anteriormente ha sufrido una gran retracción (U. Falk com. Pers) o incluso balances negativos pueden estar dados también por un adelgazamiento de la plataforma que disminuiría la velocidad de retracción pero también podría llevar a sobrepasar la línea de equilibrio de ablación llevándolo a una aceleración del adelgazamiento y consecuente colapso (Oerlemans y Nick 2005; Pfeffer 2007). La altitud media de la línea de equilibrio se define como el punto en la superficie del glaciar donde el balance climático de masas es cero, separando las áreas de acumulación (ganancia de masa) y de ablación (pérdida de masa). Para el glaciar de Potter, la altitud media de la línea de equilibrio durante el período 2010-2015 observada por Falk et al. (2018a) fue de 260 ± 20 m, identificando leves balances negativos de masa cuando la línea corresponde a 150 m.

Aun cuando la tendencia de incremento de temperaturas atmosféricas se mantenga y se prediga una continua retracción del frente glaciar abriendo nuevas áreas libre de hielo hasta que el glaciar se encuentre sobre tierra, la porción de la plataforma de hielo del glaciar Fourcade que aún se extendería sobre la plataforma marítima es desconocida. Las observaciones de retracción analizadas en la presente tesis demuestran que en la caleta interna próxima a las cuencas SC-E0, SC-E1 y SC-E2, la línea de costa no está aún expuesta. Los resultados expuestos de composición de imágenes multitemporales (Fig. 8 de Falk et al. 2016) demuestran en la caleta interna, la zona de percolación del radar. Dicha zona indica la extensión de la superficie de nieve o hielo que se ve afectada, al menos ocasionalmente, por los procesos de deshielo (Liu et al. 2005b). Si se analizan las densidades de la nieve y el color de las zonas de dicha figura en Falk et al. (2016), el color violeta podría ser un indicio de la altitud negativa bajo el nivel del mar (profundidad) si visualizamos en la plataforma marítima, o sobre el nivel del mar si es en la superficie terrestre. De esta manera, quedaría aún una porción de hielo que cubre la caleta en la porción interna de la caleta (Fig.II.29) que podría generar cambios ambientales similares a los vistos hasta la actualidad o incluso exacerbarlos al incrementar el deshielo subglacial.

II.5.2 MATERIAL PARTICULADO EN SUSPENSIÓN Y SU DISTRIBUCIÓN ESPACIAL

La escorrentía de partículas terrígenas hacia los ecosistemas marinos es uno de los principales factores del cambio de la comunidad cercana a la costa y del cambio del ecosistema en los fiordos costeros (Thrush et al. 2004; Moon et al. 2015; Sahade et al. 2015; Clark et al. 2017; Braeckman et al. 2021). El desafío implicado en la modelización mejora la comprensión de la distribución espacial y temporal de SPM que influye en la comunidad bentónica sésil (por ejemplo, en diatomeas, macroalgas, moluscos, pennatuláceos y ascidias Philipp et al. 2011a; Torre et al. 2012, 2017, 2021; Ahn et al. 2016; Campana et al. 2018; Jerosch et al. 2019)(Philipp et al. 2011a; Torre et al. 2012, 2017, 2021; Ahn et al. 2016; Campana et al. 2018; Jerosch et al. 2019). Este conocimiento recientemente adquirido relaciona los patrones espacio-temporales de la escorrentía de

agua de deshielo con los cambios observados en caleta Potter. También sirve como investigación de base para predecir cambios futuros en ecosistemas de fiordos comparables a lo largo de las regiones polares y subpolares bajo el retroceso de los glaciares.

Los resultados expuestos por los modelos multivariados no captan la variabilidad del SPM, lo que llevó a la realización de un análisis geoestadístico que permita comprender la distribución espacial en un contexto temporal del SPM. En este caso, la mejor predicción se obtuvo con el tipo de modelos Kriging Empírico Bayesiano (la media estandarizada igual a -0,001 y la raíz del error cuadrático medio estandarizado de 0,995). Este modelo mostró un excelente desempeño, mejorando ambos parámetros de evaluación cuando se configuraron el radio y el vecindario (índice de rendimiento de 0,004). Alrededor del 69% de los modelos mostraron una mejora de las medias estandarizadas cuando se configuraron en comparación con los ajustes por defecto siguiendo la aproximación de pasos aquí propuesta (Fig.II.2 y Fig.II.3, [Sección II.3.2.2](#)). Sin embargo, estos modelos, aunque funcionan como buena herramienta de predicción espacial, tampoco captan la variabilidad fluctuante del SPM en una escala temporal, dependiente de la descarga de agua de deshielo y de las condiciones meteorológicas. Consecuentemente, se planteó el modelo numérico hidrodinámico FESOM-C ([Sección II.3.2.3](#)). Los resultados de este modelo manifiestan que (1) el patrón de circulación en caleta Potter y el consiguiente transporte de partículas son impulsados por el forzamiento de las mareas y el viento, sensibles a los cambios en la velocidad y dirección del viento, y a la batimetría, (2) la dinámica de los SPM es sensible a los eventos extremos de entrada de SPM y a las características de dichas partículas, (3) la caleta central es la zona con mayor complejidad hidrográfica, (4) el tiempo máximo de residencia de las partículas pasivas (marcadores de trayectoria) es de 17 días, con una vida más larga en la caleta central debido a las partículas liberadas por los principales contribuyentes de SPM (MWS-1, MWS-2, seguido de MWS-4), y (5) la pluma de SPM se expande en la caleta interna y central con valores medios mensuales entre 15-330 mg/l con un máximo de 790 mg/l durante enero y una expansión máxima de la pluma durante febrero.

II.5.2.1 Insuficiencia por modelos multivariados

Los análisis multivariados que relacionan variables meteorológicas, hidrológicas y sedimentológicas con SPM no captan la variabilidad de la variable en estudio ni permiten contemplar en su totalidad la dinámica del fenómeno. Además, los errores evaluativos son altos. Sin embargo, se destaca por los diferentes análisis realizados al sustrato fino del fondo, la batimetría, la presión atmosférica, la temperatura máxima, la precipitación, la dirección y velocidad del viento como las variables principales que condicionan al SPM. Esto coincide con lo planteado por el modelo de descarga de agua de deshielo y arrastre de sedimentos dentro de la caleta (Monien et al. 2017; Falk et al. 2018a; Meredith et al. 2018). En una integración espacial de estos análisis multivariados, el análisis de conglomerados destaca a la dirección del viento como aquella variable principal crítica para determinar clasificación de los ocho clústeres (Fig.II.5). Si bien la clasificación en polígonos del análisis de Voronoi contempla valores intermedios de los clústeres asignados quedando así un polígono con un valor posible comprendido entre un rango

continuo y no discreto, la distribución espacial de los polígonos resultantes en el mapa Voronoi (Fig.II.6) coincide con la distribución espacial de SPM presentada por otros autores (Hass et al. 2013; Monien et al. 2017) e incluso con la distribución final asignada por los modelos geoestadísticos (Fig. II.10.2 EBK8, [Sección II.4.2.2b](#)). Un valor bajo del número de cluster es igual a una baja concentración de SPM, quedando estos distribuidos hacia ambas costas de la caleta y los valores más altos de cluster corresponden a los sitios de entrada de las descargas de agua de deshielo que arrastran sedimentos por erosión dentro de la caleta (ubicación de los MWS en la costa Sudeste).

II.5.2.2 Evaluación de los enfoques de modelización geoestadística e hidrodinámica de la pluma de sedimento en caleta Potter

La aplicación de modelos geoestadísticos para explicar la distribución espacial de la concentración de SPM en Potter, resulta eficiente para proporcionar la línea de base de la distribución espacial de esta variable altamente fluctuante. La variabilidad espacial asociada a la variabilidad meteorológica queda representada mediante una imagen de un día, que resume condiciones meteorológicas estándares. El análisis de 20 años de datos de la concentración de SPM reveló una alta variabilidad de los datos en el espacio (latitudinal, longitudinal y profundidad) y en el tiempo. A pesar de un número total relativamente alto de muestreos en dos décadas ($n = 1352$), dicha variabilidad llevó a un conjunto de datos reducido con una imagen instantánea temporal que representa la distribución espacial de la concentración de SPM con una hipótesis de autocorrelación correcta. Para comprobar una mejoría en el desempeño de los modelos luego del ajuste de configuración de los mismos, se desarrolló una estrategia de evaluación y se aplicaron tres índices estadísticos de desempeño. Los pasos detallados del flujo de trabajo (Fig.II.3) con la evaluación del desempeño de los modelos, permite determinar una forma eficiente y concreta de la aplicación de estas herramientas geoestadísticas en softwares que, en ocasiones conservan parametrizaciones en configuraciones básicas que podrían minimizar la precisión del modelo. El esfuerzo destinado en el análisis de los pasos para un buen planteo de un modelo es importante para una buena reproducción del sistema. Puntualmente, en esta tesis, la aplicación de modelos para definir la concentración espacial del SPM sigue los diez pasos planteados por Blocken y Gualtieri (2012) fundamentales para la aplicación de cualquier modelo reproducible y creíble que explique un sistema y aporte conocimiento. Se enfatiza especialmente los pasos siete, ocho y diez que refieren a la identificación de la estructura del modelo y sus parámetros (parametrización por defecto versus configurada, inclusión de datos reales de descarga glaciar y arrastre de sedimentos), a la verificación incluyendo chequeos de diagnóstico (creación de índices evaluativos, análisis espaciales de respuesta), y a la evaluación del modelo con pruebas comparativas alternativas (diferentes modelos aplicados: multivariados, geoestadísticos, FESOM-C hidrodinámicos).

La estimación de la extensión de la pluma de sedimento representa un escenario del verano donde las temperaturas atmosféricas favorecen el derretimiento glaciar. La aproximación con modelos geoestadísticos para explicar la distribución de la concentración de SPM, la cual es altamente fluctuante, medida y dispersada de forma inconsistente, demostró ser eficiente. Aunque esto, requirió una gran reducción de los

datos de entrada de los modelos a una ventana temporal menor para reducir al mínimo el sesgo de muestreo. A pesar de un muestreo de datos completo y ampliamente distribuido en el espacio con una cobertura a tres niveles de la columna de agua (0-5 m, 15 m, >15 m), el análisis de los datos reveló la dificultad de unificar los conjuntos de datos de diferentes investigaciones debido a la alta variabilidad y heterogeneidad de muestreo causada por los muestreos de diferentes años, estaciones y número de repeticiones por estaciones. Sin embargo, cuando el foco de estudio está en una predicción superficial, podemos combinar datos temporales homogéneos de estudios a largo plazo y datos espaciales que representan una foto del momento de diferentes actividades de investigación, (por ejemplo: Philipp et al. 2011a; Schloss et al. 2012; Monien et al. 2017), para compensar algunos déficits de muestreo y seguir identificando tendencias espacio-temporales.

El análisis del semivariograma es crucial para evaluar el desempeño del modelo geoestadístico y reducir sistemáticamente los errores estadísticos. La comparación de la variabilidad espacial de los diferentes períodos involucrados ayuda a comprender la necesidad de aumentar la resolución temporal del muestreo de SPM a un momento específico de un día. En consecuencia, el conjunto de datos de dos dimensiones reducidas pero homogéneas, fue fiable para la interpolación espacial. Mientras que, el conjunto de datos SPM de dos décadas de investigaciones conjuntas no (Tabla II.3). El análisis complementario de los modelos multivariados (Ec.4, [Sección II.4.2.1](#)) que muestra una intensificación de la descarga de sedimentos terrígenos en la caleta asociada a las condiciones meteorológicas de hasta cinco días antes de las mediciones, puede explicar el retraso de la pluma de sedimentos después de los días de alta temperatura y derretimiento intenso. Un modelo teórico que considera la dinámica y la variación de SPM en el tiempo sería el siguiente:

$$\frac{\partial SPM}{\partial T} + \omega \frac{\partial SPM}{\partial z} + \mu \frac{\partial SPM}{\partial x} - kz \frac{\partial SPM}{\partial z^2} = \alpha SPM - \beta SPM \quad (\text{Ec. 5})$$

donde cada término significa: (1º) la variación temporal, (2º) la advección vertical, (3º) la advección horizontal, (4º) la difusión vertical, igual a la diferencia de SPM respecto a una variedad de viento (αSPM) y temperatura (βSPM). Esta interacción, se ve aplicada en la modelización de SPM con el modelo numérico de FESOM-C que pretende contemplar dichas variaciones y dependencias del SPM en función espacial, temporal y meteorológica.

La inclusión de fuentes locales de SPM procedentes de la descarga de los arroyos de agua de deshielo (MWS) en la caleta, permite comprender mejor el paso de la criósfera a las aguas costeras. Los modelos más adecuados proyectaron altas concentraciones de SPM en la caleta interna y bajas en la caleta externa. La inclusión de los puntos de descarga de los MWS creó un sesgo importante para la predicción de la extensión superficial general del agua de deshielo y pluma de SPM principalmente en la zona central. Esto manifiesta una clasificación errónea de la concentración de SPM pronosticada en las áreas periféricas (por ejemplo, las estaciones WC-16 y WC-02). Estas estaciones también representan un punto crítico en la evaluación de la calidad del modelo de la dinámica de SPM por FESOM-C.

Se propone la comparación de la concentración de SPM y la extensión de su pluma sin y con la inclusión de los datos de descarga de sedimentos desde los MWS para representar diferentes estados o fases de calentamiento atmosférico con incremento de temperatura y, en consecuencia, escenarios de deshielo. Mientras que el primer escenario (sin datos de MWS, datos A de modelos geoestadísticos) representa una fase temprana de calentamiento después de un período frío en el que los MWS aún están congelados, el segundo escenario (con MWS, datos B de modelos geoestadísticos) se aplica más bien al segundo y tercer día de una entrada de aire cálido, cuando los arroyos se han descongelado y se forma la escorrentía de agua de deshielo alcanzando la máxima descarga de sedimentos (véase también Meredith et al. 2018). Por lo tanto, ambos escenarios, son válidos para períodos cortos de pocos días en un evento de deshielo y podrían ejemplificar una etapa media de la distribución de SPM en el verano específico desde diciembre de 2010 hasta febrero de 2011, ya que los datos representan las condiciones meteorológicas en los días medios de deshielo de verano (2,3° C de temperatura media del aire, Servicio Meteorológico Nacional Argentino 2019). Sin embargo, no permite generalizar el fenómeno del SPM ni su dinámica. Para un escenario general (por ejemplo, estacional o mensual) sobre la distribución del SPM en Potter, se necesitaría un número significativo de conjuntos de datos como los usados para los modelos geoestadísticos, que sean homogéneos de un día, o de un instante, correspondiente a un tiempo determinado que permita a posterior, calcular un mapa de distribución del SPM promedio o mediana a partir de cada uno de ellos. O de lo contrario, la consecuente aplicación de los modelos numéricos hidrodinámicos como FESOM-C que consideran diferentes parámetros influyentes en la descarga de sedimentos y circulación de los mismos dentro de la caleta, con datos *in situ*.

Considerando las distintas estrategias de modelización geoestadística aplicada, los resultados expuestos en la [Sección II.4.2.2](#) permiten recomendar la configuración de los modelos ante la modelización por defecto (Fig.II.9). Los métodos de Kriging Simple y Kriging Bayesiano Empírico con una parametrización por defecto usando el conjunto de datos A de SPM, han mostrado un patrón de interpolación de SPM suave y similar entre ellos, con una concentración entre ~3 y 4 mg/l (Fig.II.9). El Kriging Ordinario por defecto difiere en la zona entre las morrenas principales donde los valores de concentración de SPM aumentan a ~5-8 mg/l (Fig.II.9). En cambio, esta interpolación es comparable con el mapa de Voronoi (Fig.II.7a) y el vecino natural (Fig.II.8a), mostrando la variabilidad espacial y la tendencia de distribución general del SPM de manera robusta. Estas proyecciones revelan una mayor concentración de SPM cerca del MWS-5 en la caleta central, incluso sin considerar los datos de descarga de sedimento de dicho arroyo de agua de deshielo u otros.

Para todos los parámetros probados para configurar los modelos geoestadísticos, la vecindad es la más importante como en otras investigaciones (por ejemplo, Büttner et al. 1998; Robinson y Metternicht 2006; do Amaral y Della Justina 2019). La determinación de la vecindad puede explicar la tendencia general de distribución espacial de los datos. Esto se debe a las diferentes distancias entre las estaciones de muestreo distribuidas espacialmente en el área de estudio que son consideradas al definir el área máxima de

búsqueda y el número de vecinos incluidos. En este caso, se recomienda el análisis de las distancias euclidianas y el cálculo del MFAN y la mitad del mismo (Tabla II.7).

El desarrollo de índices para evaluar los modelos geoestadísticos y su mejora en MS o RMSS al configurar los modelos, proporcionan una metodología para comparar el desempeño de los distintos modelos. Así también brindan una estrategia concreta de decisión para determinar la interpolación final que permita explicar un fenómeno estudiado sin recurrir, como única opción, a la subjetividad de la investigadora o experto en el sistema de estudio. En la Tabla II.8 y en la [Sección II.4.2.2.c](#), se demostró que el mejor modelo con un índice de desempeño cercano a cero es OK0 por defecto (0,001), seguido de EBK8A incluyendo los datos de los MWS (0,004), y en tercera posición por EBK8B sin dichos datos (0,005). Aunque el modelo EBK8 se sitúe en segunda y tercera posición según los datos de entrada del modelo, lo consideramos el mejor para explicar la distribución de SPM en caleta Potter porque a diferencia de OK0, (i) se desempeña bien independientemente del conjunto de datos utilizado: aproximaciones con y sin MWS, (ii) tras la configuración, mejora tanto en $MS \approx 0$ como en $RMSS \approx 1$, $\sim 97\%$ para MS y $\sim 75\%$ para RMSS (Tabla II.8) con un variograma mejorado (Anexo Fig.II.B2.S5(B)), (iii) proyecta resultados coincidentes con una interpolación robusta como el mapa de vecindad natural y con la pluma de SPM esperada a partir de la imagen de satélite de Jerosch et al. (2019) o modelada por Monien et al. (2017), y (iv) coincidiendo con Monien et al. (2017), refleja que la concentración de SPM está influenciada por la distancia entre los cuatro arroyos de agua de deshielo analizadas y el frente glaciar. Además, coincide con el patrón de extensión indicado desde el análisis de la dinámica de SPM.

En la zona central de la caleta, variables adicionales como las corrientes y el transporte de sedimentos, mejoran la predicción de la concentración de SPM como se puede visualizar al considerar la dinámica del SPM con la modelización numérica de FESOM-C ([Sección II.4.2.3](#)). Algunas de las estaciones implicadas en ambas aproximaciones son la WC-02 y WC-08 en la caleta central y la WC-07 en la caleta externa (Fig. II.25a-d). En particular, éstas fueron muestreadas en los días críticos del 31 de enero y del 14 de febrero de 2011 con altos ingresos de sedimentos en la caleta. Por lo tanto, la fuente del sesgo observado puede ser atribuida a (i) la entrada extrema de SPM y (ii) la calidad de la fuerza del viento superpuesta a la incertidumbre de los datos batimétricos modelados. Continuando un análisis con este fundamento, durante los días 13 y 14 de febrero, los cambios rápidos en la velocidad y dirección del viento (Fig.II.30) ocurrieron de acuerdo con el forzamiento atmosférico disponible. El 14 de febrero, el viento del Noreste cambió a Sureste aumentando seis veces su velocidad. La velocidad de 2 m/s del día 13 a la medianoche cambió a 12 m/s a las $\sim 14:00$ h, cambiando así la dirección de la corriente hacia el Noroeste y duplicando su velocidad a 0,023 m/s.

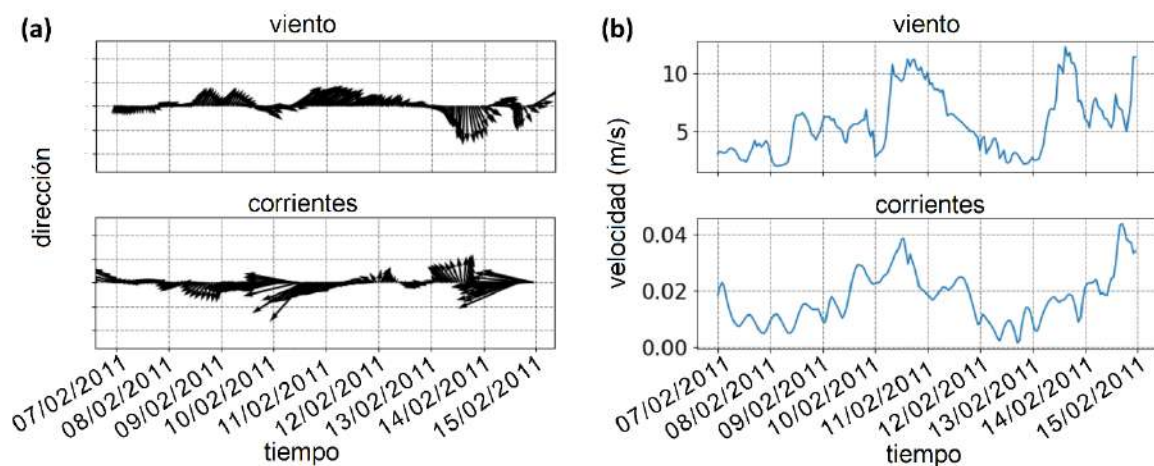


Fig. II.30: Forzamiento del viento y corrientes **(a)** dirección y **(b)** velocidad en diferentes días de febrero de 2011 con una concentración simulada de partículas en suspensión subestimada (9 de febrero) y sobreestimada (14 de febrero). Entre el 8 y el 10 de febrero la dirección del viento será del noreste con cambios hacia el Sureste aumentando la velocidad, revelando la intensidad de las velocidades de las corrientes. Además, se observó un cambio rápido en la dirección del viento entre el 13 y el 14 de febrero después del mediodía, seis veces la velocidad del viento modificando las corrientes.

Tanto en las configuraciones (marea versus marea y viento) como en las parametrizaciones (default y características de partículas modificadas) del modelo FESOM-C, una sola medición, también ubicada en la caleta central, mostró la mayor concentración subestimada de SPM, menor a la observación en un 79 % (WC-16, Fig.II.25). Esta medición se tomó el 9 de febrero de 2011 en las proximidades de las estaciones WC-02 y WC-08, que presentaron el sesgo máximo, y cinco días después de una entrada de alta concentración de SPM, tiempo semejante a aquel observado de retardo para visualizar la pluma de sedimento que el indicado por los modelos multivariados de la [Sección II.4.2.1](#).

El área alrededor de dichas estaciones, la caleta central, se puede caracterizar por un patrón de circulación más complejo en el forzamiento de marea y viento en comparación del sólo por marea. El 14 de febrero de 2011, la parametrización predeterminada impulsada únicamente por las mareas (línea verde, Fig. II.24) tuvo un mejor desempeño, lo que indica que los cambios rápidos en el patrón del viento tienen un efecto significativo en las corrientes. La Fig.II.31 muestra las corrientes simuladas para las fechas de concentraciones excepcionales de SPM sobreestimadas (13 y 14 de febrero de 2011). Las corrientes de alta velocidad a lo largo de la costa Noroeste y Sureste podrían haber provocado un mayor transporte de partículas a la caleta central durante el mediodía del 13 de febrero.

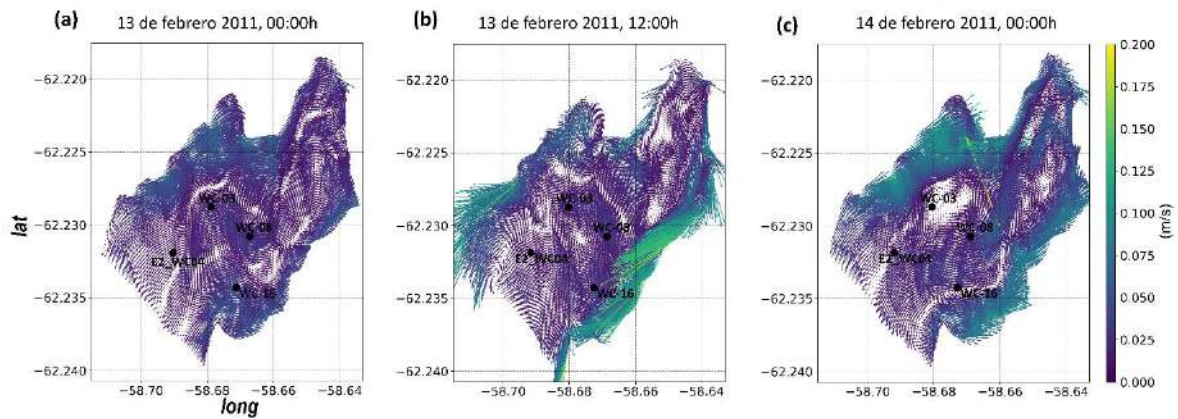


Fig.II.30: Velocidades de corriente promedio en diferentes momentos del día en febrero de 2011 que presentaron una concentración simulada del material particulado en suspensión sobreestimada.

Esta zona de la caleta central es una zona de transición entre el hábitat con influencia de agua de deshielo y el hábitat de fiordo (Jerrosch et al. 2018). Consecuentemente, es más difícil predecir las concentraciones de SPM en comparación con la caleta interna cercana al frente del glaciar y a los arroyos de agua de deshielo (valores de SPM consistentemente altos). O incluso, en la caleta externa, que conecta con el mar abierto hacia la bahía de Maxwell y los valores de SPM son consistentemente bajos. Esta situación se refleja en ambos modelos espaciales, tanto el geoestadístico elegido como en el modelo hidrográfico de FESOM-C. Puntualmente con este último, la hidrografía de Potter y la circulación de las corrientes de agua modeladas destacan en el área central una zona de formación de vórtices que retienen el SPM durante más tiempo antes de ser exportado fuera de la caleta (Fig. II.17, Fig. II.21). El tiempo de permanencia de partículas, influenciado por los movimientos de masas de agua, es un factor clave para comprender no sólo la sedimentación sino también el transporte de partículas exógenas al sistema (ej. contaminantes) como también endógenas (ej. larvas, nutrientes).

II.5.2.3 Jerarquía de factores de cambio costeros para la dinámica del transporte de sedimento

El transporte de materiales en un ambiente acuático semicerrado está determinado principalmente por la circulación residual de las mareas, que está directamente relacionada con procesos no lineales, como la variación de la cantidad vectorial en un punto dado del espacio, la no linealidad del nivel del agua y la fricción (por ejemplo, Fofonova et al. 2019). La circulación residual inducida por las mareas, debido a que es la única característica permanente a lo largo del tiempo, puede considerarse como una fuerza de transporte de referencia impulsada principalmente por el constituyente lunar semidiurno M2 (Androsov et al. 2019). Sin embargo, como se muestra por la aproximación hidrográfica de FESOM-C en esta tesis, en Potter y en otros ecosistemas costeros, la circulación residual es sensible al forzamiento del viento y a los efectos baroclínicos locales (por ejemplo, Fofonova et al. 2015; Yoo et al. 2015; Ruiz Barlett et al. 2021). La configuración del modelo con forzamiento de marea y viento mejoró el resultado del modelo con una reducción del 27% en RMSD (desviación cuadrática media

validada por mediciones de SPM *in situ*) en comparación con el modelo sin viento (de 8,9 mg/l a 6,5 mg/l, Tabla II.10).

Nuestros supuestos sobre la concentración y distribución de SPM a partir de la descarga del glaciar (0,5% igual a SPM 1,35 mg/l) dieron lugar a un pequeño sesgo (<0,01 mg/l) entre los valores observados y modelados comparando la variación de los tres escenarios posibles. Las desviaciones ocurrieron principalmente debido a la alta entrada de SPM durante los días críticos (31 de enero y 14 de febrero, Monien et al. 2017), cuando los cambios rápidos en la velocidad y las direcciones del viento, cambiaron las corrientes y retrasaron la respuesta en la pluma de sedimentos de hasta cinco días (9 de febrero, [Sección II.4.2.2](#)). Las observaciones de SPM no siempre capturan las mediciones extremas cuando las condiciones climáticas no permiten la navegación. Las mediciones adicionales de la escorrentía de la cuenca del glaciar y más cerca del frente glaciar Norte en la caleta interna contribuirían a mejorar el modelo.

Se observa que la dinámica SPM fue altamente sensible a las características de las partículas. Las partículas de menor densidad (de 1450 kg/m³ por defecto, a 1305 kg/m³) duplican el RMSD cuando se incluyó la fecha crítica de la entrada máxima (31 de enero, Tabla II.10). Mientras tanto, una disminución en el diámetro de las partículas (4,5 x 10⁻⁵ m a 4,0 x 10⁻⁵ m) mejoró el rendimiento general en un 5-16%, reduciendo el RMSD cuando no se incluyeron los datos medidos en esa fecha. Estos cambios en el rendimiento indican que las partículas dominantes suspendidas en la columna de agua podrían consistir en un grupo de partículas con una mezcla de densidades y tamaños. La fracción orgánica e inorgánica del SPM podría comportarse de manera diferente ya que la materia orgánica es más pequeña (<2 µm). Esto se corresponde con el hallazgo de que las partículas de arcilla más ligeras correlacionadas con la fracción orgánica se transportan horizontalmente, formando la pluma SPM. Mientras tanto, la fracción de limo se hunde principalmente hasta el fondo (Schloss et al. 1999).

II.5.2.4 Distribución espacio-temporal del SPM

La distribución espacial del SPM con un gradiente de concentración de SPM que aumenta de Sur a Norte de la caleta y de Este a Oeste: desde el arroyo más lejano, MWS-5, cuyo origen de partículas terrígenas no procede del glaciar de Fourcade, hasta la escorrentía directa del glaciar MWS-1, queda expuesto por el modelo geoestadístico de mejor desempeño y también por la mediana del verano calculado por el modelo hidrodinámico (Fig.II.32). El modelo geoestadístico seleccionado (EBK8) con inclusión de las estaciones de MWS muestra un claro gradiente de distribución diagonal de SPM de alto a bajo desde la costa Este interior hasta la costa Oeste exterior. Queda así determinada, un área aproximada de 2 km², entre 1,5 y 1,7 km de distancia al frente del glaciar de Fourcade, con valores medio-altos de concentración de SPM (4-35 mg/l) a altos (7-35 mg/l) y hasta ~300 m de distancia a los orígenes de SPM de las estaciones MWS (Fig.II.10.2, EBK8B). En comparación con la extensión de la pluma de un solo instante temporal de <1 km representada por la imagen satelital en Jerosch et al. (2018), con la aproximación final de los modelos geoestadísticos, se amplía la extensión la pluma de sedimento asociada a la influencia glaciar. A su vez, en la cercanía a las condiciones de

mar abierto, se estiman bajas concentraciones de SPM (0-2 mg/l) con más de 2 km de distancia a los MWS.

Sin embargo, al considerar el primer modelo dinámico simulado para caleta Potter, la variación en la distribución, extensión de la pluma de SPM y las concentraciones en la columna de agua evidencian la dinámica espacio-temporal. Al inicio del período analizado, la pluma de SPM (>15 mg/l) se extiende principalmente en la caleta interior, provocando una concentración media mensual de SPM y una extensión de la pluma máxima en febrero. Sin embargo, al final del período, en marzo de 2010, la extensión de la pluma es similar a la extensión de diciembre de 2010 que cubre la caleta interna hasta la morrena 4. Las diferencias en las simulaciones están limitadas por las características de las partículas y la parametrización definida, demostrando que las partículas en la columna de agua podrían consistir en conglomerados de varias densidades y tamaños de diámetro. El análisis de post-procesamiento del módulo de trayectorias lagrangiano muestra la dinámica de transporte idealizada de partículas pasivas de corrientes de agua de deshielo y subcuencas glaciares. Las partículas se retienen en la caleta interna durante un máximo de 15 días y se exportan luego de 17 días. En el caso de determinar características más específicas de otro tipo de partículas, las trayectorias de transporte también nos permitirían comprender el destino no solo de las partículas en suspensión, sino también de nutrientes como el hierro disuelto o sílice, alimentos en la columna de agua (Jansen et al. 2018) o incluso posibles contaminantes como microplásticos o metales de insumos terrestres como protectores solares, detergentes etc. (Sparaventi et al. 2021).

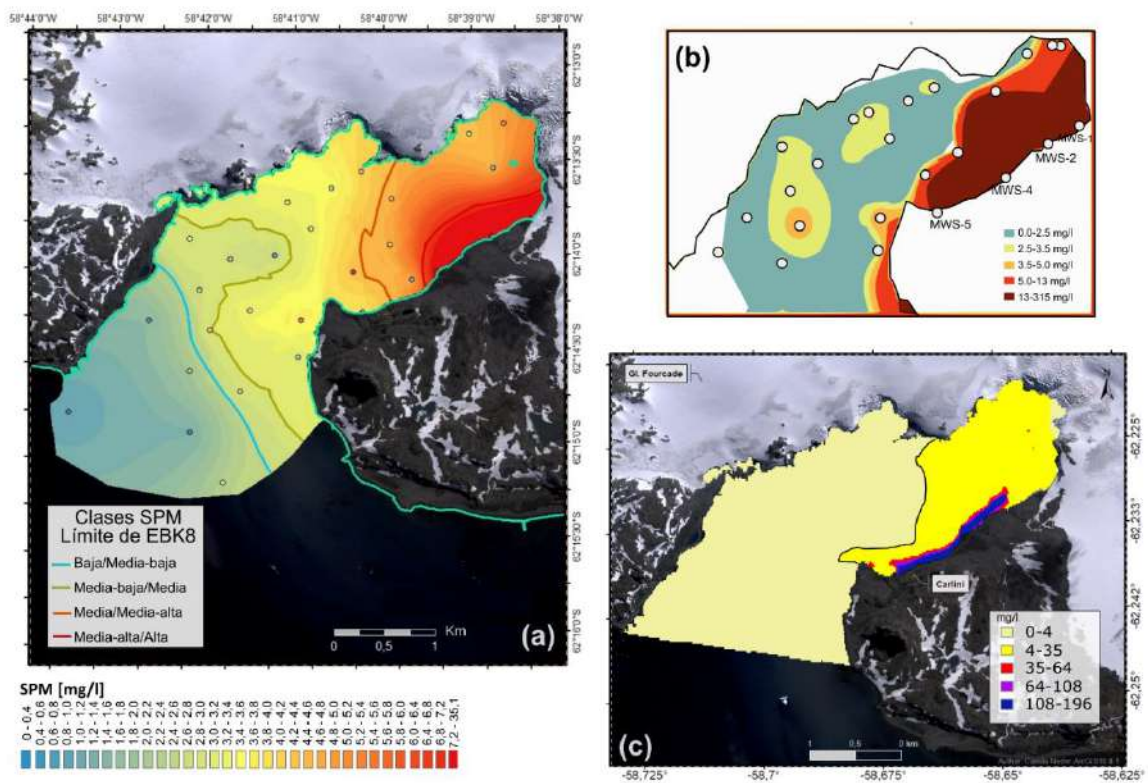


Fig.II.32: (a) Modelo de Kriging Bayesiano Empírico 8, elegido con el mejor desempeño para ambos conjuntos de datos utilizados. Las líneas señalan el límite de valores de material particulado en suspensión (SPM) según percentiles que denotan valores bajo/medio-bajo, medio-bajo/medio, medio/medio-alto,

medio-alto/alto. El área delimitada con valores medio-alto/alto comprende 2 km² con una distancia de ~300 a los orígenes de descarga de sedimentos por medio de los arroyos de agua de deshielo (MWS). **(b)** Modelo geoestadístico de un verano sin especificaciones de configuración, modificado de Monien et al. (2017) con extensión de la pluma de sedimento más acorde a aquella modelada por FESOM-C. **(c)** Mediana de SPM para un verano típico calculada por el modelo hidrodinámico de FESOM-C con una extensión que cubre prácticamente toda la caleta al considerar el mismo rango de variabilidad en la concentración de SPM. El análisis de valores altos mensualmente comprende un área de 5,02 km² a igual concentración máxima que la indicada para el modelo geoestadístico (<35 mg/l, a una distancia de 2,7 km del frente glaciar) más 0,5 km² correspondientes a una concentración mayor.

El presente análisis con FESOM-C de la distribución de SPM durante 120 días con alta resolución temporal (horaria) y espacial (metros) muestra un panorama complejo y dinámico en caleta Potter. La dinámica del SPM osciló entre 0,02 y >330 mg/l. En particular, el patrón de concentración media espacial de SPM estimado para un escenario de verano propuesto Monien et al. (2017) es comparable con los valores máximos simulados para febrero por el análisis propuesto en esta tesis (Fig.II.32c versus Fig.II.22). Los patrones de circulación local y la dinámica de SPM, muestran que la caleta central es la zona de mayor complejidad hidrográfica. Esta zona representa una transición entre la caleta interna, muy afectada por el agua de deshielo y el aporte de sedimentos, y el hábitat marino. Siguiendo el rango de valores altos de SPM entre 4-35 mg/l visualizado en el análisis exploratorio de la modelización geoestadística (Fig. II.10.2; Fig. II.32a), la extensión dinámica de la pluma de SPM alcanza un área media mensual de 5,02 km² y se suman 0,5 km² adicionales con concentraciones de SPM que exceden el límite propuesto por Neder et al. (2020) de >35 mg/l.

Estas zonas delimitadas por la modelización geoestadística de más altas y bajas concentraciones de SPM, coinciden respectivamente, con el hábitat de fiordo con influencia de agua de deshielo (MFH), en la caleta interna y con el hábitat marino (MH) de la caleta externa estipulados por Jerosch et al. (2018). Esto denota una extensión espacial del SPM en la caleta asociada a la influencia del glaciar. El aporte de SPM por parte del glaciar Fourcade, no medido en la costa Oeste, o de ingreso bajo el agua por el frente glaciar, podría afectar a las concentraciones de SPM predichas por el modelo geoestadístico. Sin embargo, el resultado de la aproximación geoestadística ha mostrado su distribución y concentración superficial. A posterior, y debido a la limitación metodológica, en la aproximación usando el modelo hidrodinámico de FESOM-C, estos sitios de ingreso de sedimentos son estimados y a continuación considerados en la modelización. El aporte de material terrígeno a través de dichas ubicaciones puede sedimentarse en una proporción significativa, permanecer en la columna de agua y transportarse en la caleta, o ser exportado al estrecho de Bransfield por la bahía de Maxwell (Monien et al. 2017).

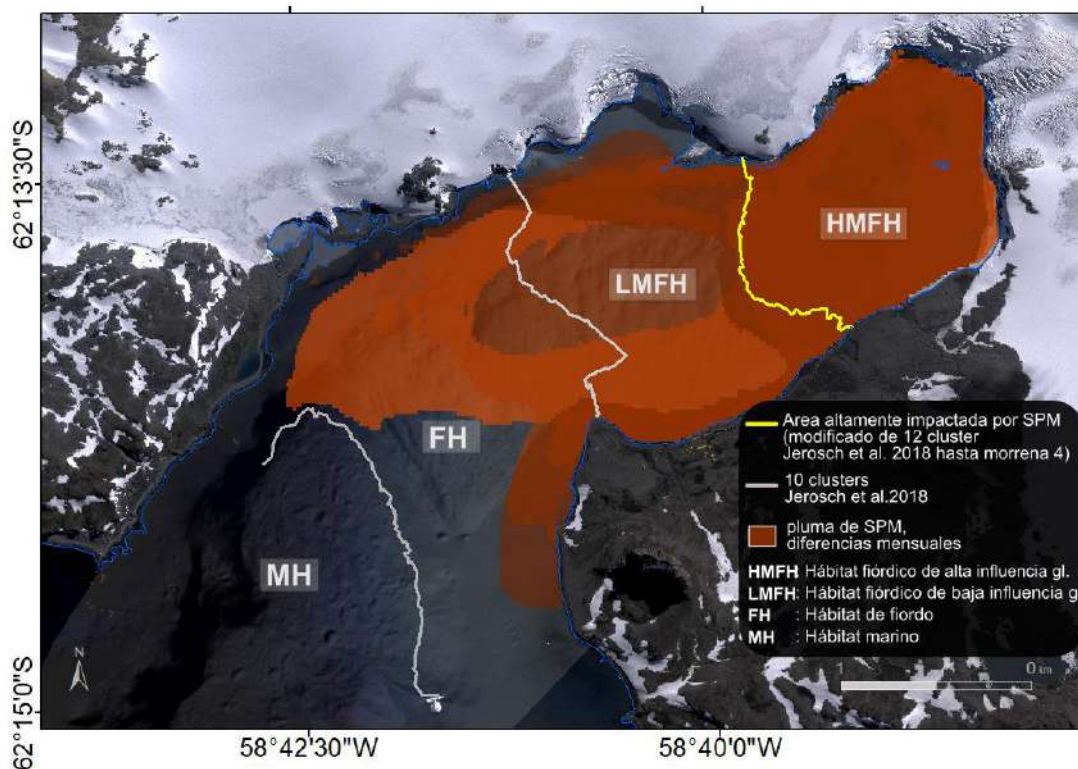


Fig.II.33: Hábitats del fiordo modificado de Jerosch et al. (2018) en concordancia con la expansión mensual de la pluma de material particulado en suspensión (SPM >15 mg/l) como indicador de la influencia del agua de deshielo. Nótese que las diferentes tonalidades de marrones solapadas se deben a las distintas extensiones de la pluma de sedimento a lo largo de los meses. (Modificado de Neder et al. 2022).

La hidrografía de caleta Potter, la expansión dinámica de la pluma de SPM y la clasificación basada en el análisis de clusters de Jerosch et al. (2018), indican que el hábitat de fiordo de agua de deshielo (MFH, subsiguiente “hábitat fiórdico de influencia glaciar”) puede ser reclasificado. En un extremo, el MFH podría extenderse a un área más amplia (media mensual de 5,52 km²) fusionándose con el FH. Un enfoque más conservador (Fig.II.33) consistiría en reclasificar el hábitat fiórdico de influencia glaciar ahora único, en dos: hábitat fiórdico de alta influencia glaciar (HMFH) hasta la morrena 4, hábitat fiórdico de baja influencia glaciar (LMFH) hasta la zona más profunda del centro de la cala media, separándolo del hábitat de fiordo (FH) hasta la morrena 1 y hábitat marino (MH). En una aproximación conservativa, el HMFH se extiende a 1,5 km del frente glaciar Fourcade en la caleta interna mientras que en una aproximación máxima según la concentración máxima de SPM en el verano, se extendería cubriendo prácticamente la totalidad de la caleta, a unos 4 km de distancia.

El mayor tiempo de permanencia de las partículas principalmente en el hábitat de alta influencia glaciar marca las altas concentraciones permanentes de SPM en el interior de la caleta. Esto podría facilitar la deposición de partículas en el fondo o modificaciones en el ecosistema marino (por ejemplo, las condiciones de salinidad, la disponibilidad de luz, las concentraciones de carbono y hierro). Así, el hábitat de fiordo de alta y baja influencia glaciar marcaría una zona vulnerable a los cambios en la comunidad pelágica y bentónica (Quartino et al. 2001; Sahade et al. 2015; Lager et al. 2017, 2018; Braeckman

et al. 2021). Esta reclasificación no sólo aporta en la interpretación de investigaciones biológicas en el sistema asociadas a la influencia glaciaria medida como agua de deshielo e ingresos de sedimentos, sino que también funciona como un indicador de la retracción glaciaria y la consecuente apertura de áreas libres de hielo.

Las simulaciones de SPM de esta tesis y la propagación de la pluma de partículas terrígenas transportadas a los sistemas marinos son coherentes con las observaciones de otros estudios marinos. En el Mar del Norte (51° a 52° N), la pluma de sedimento varía de forma similar a la aquí propuesta a lo largo del gradiente desde la fuente de SPM hasta el hábitat marino no afectado por la descarga. Además, muestra concentraciones de sedimentos cerca de la costa entre un mínimo de 20-70 mg/l y máximos de hasta 1000 mg/l, y de hasta un mínimo <10 mg/l en la zona de mar abierto (Fettweis et al. 2007). Los valores medios mensuales de SPM simulados por FESOM-C son ligeramente superiores a los medidos en el fiordo ártico de Kongsfjorden (79°N, 12° a 13° E), donde las concentraciones de SPM oscilan entre 0,13-8,38 mg/l (Ardini et al. 2016). Además, los valores de SPM son dos órdenes de magnitud inferiores (50-14200 mg/l) a las concentraciones máximas simuladas de SPM en el Ártico canadiense (68° a 70° N, 138° a 132° W) durante el verano boreal de 2010. Esta diferencia podría atribuirse al contenido total de SPM que transporta el río Mackenzie, caracterizado como el río que más partículas terrígenas transporta al océano Ártico (Doxaran et al. 2012). Al igual que en la zona media de caleta Potter, Doxaran et al. (2012) y Fettweis et al. (2007) destacan las mayores variaciones de SPM en la zona de transición entre ríos de escorrentía, la pluma de sedimento y las partículas en condiciones de mar abierto.

Un paso siguiente sería estimar la extensión total de áreas costeras que se ven afectadas por el ingreso de agua de deshielo y sedimentos que potencialmente resultarán en efectos y respuestas similares a las observadas en Potter. Desde la línea del glaciar al 2020 delineada desde imágenes satelitales para KGI, ~105 km² de tierra firme quedan expuestos por los glaciares de marea donde prácticamente todos ellos se encuentran sobre tierra recorriendo aproximadamente 342 km de perímetro paralelo a la costa, y permite identificar las áreas libres de hielo en las bahías y fiordos (Fig.II.34). Luego, siguiendo a Jerosch et al. (2018), se pueden considerar dos distancias del frente glaciar como extensión para calcular las áreas de influencia potencial en toda la KGI. En una aproximación conservativa de la extensión promedio del hábitat HMFH con 1,5 km de distancia, y en una extensión máxima de 4 km considerando los altos valores de concentración promedio de SPM (> 35 mg/l) del verano que cubren prácticamente toda la caleta. Aplicando un buffer euclidiano de dichas distancias de hábitat de influencia glaciar y proyectando a las coordenadas UTM21 en KGI con ArcGIS 10.8.1 (ESRI), resultarían en un área entre 295 y 796 km², respectivamente, que podrían verse afectados al igual que Potter.

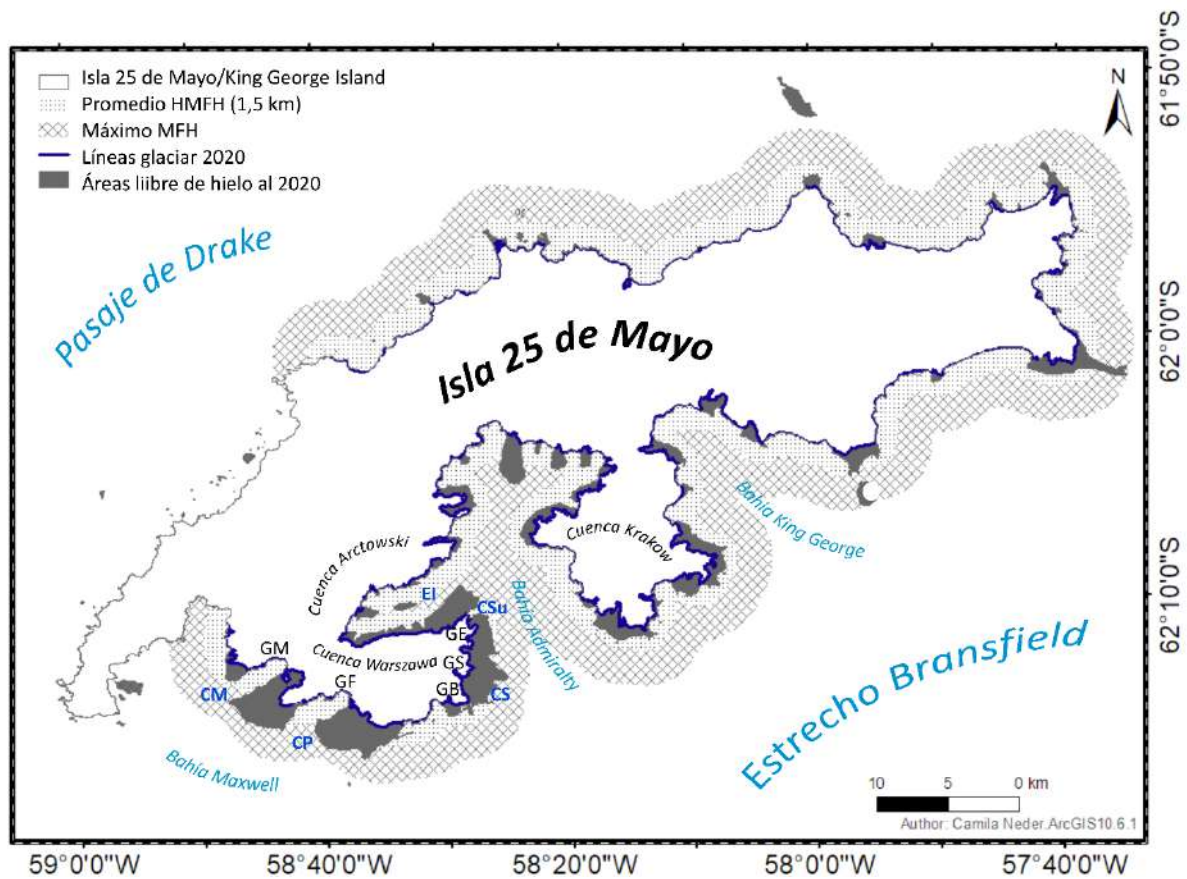


Fig.II.34: Expansión estimada de áreas de influencia glaciar por ingreso de agua de deshielo y sedimentos en la Isla 25 de Mayo/King George Island (KGI), a partir de la extensión del área promedio del hábitat fiórdico de alta influencia glaciar (HMFH) y de la extensión máxima estimada del hábitat fiórdico de agua de deshielo (MFH) según los valores promedios máximos de concentración de SPM analizados en caleta Potter (CP). Glaciares ubicados a la margen de la Bahía Maxwell: Glaciar Fourcade (GF) de caleta Potter y Glaciar Moczydlowski (GM) de caleta Mariana (CM); en la margen de la Bahía Admiralty: Glaciar Baranowski (GB) de la caleta Staszek (CS), Glaciar Sphinx (GS) y Glaciar Ecology (GE) de las caletas Suszewski (CSu). Nótese que debido a una ausencia de imágenes satelitales de calidad la línea glaciar al 2020 al Oeste de la Isla no ha sido actualizada.

II.5.2.5 Implicancias ecológicas de la distribución de SPM

Si la tendencia de calentamiento regional en la Península Antártica continúa como se ha predicho (IPCC 2019b; Meredith et al. 2019), y dado que los glaciares están retrocediendo en la Península Antártica (Vaughan 2006; Cook y Vaughan 2010), cabe esperar que se produzcan cambios en el ecosistema similares a aquellos descritos para Potter influenciados por el incremento de la descarga de sedimentos. Se pueden suponer dos escenarios potenciales no exclusivos relacionados con los efectos del retroceso glaciar en los ecosistemas costeros como caleta Potter en relación con el material particulado en suspensión: (i) inicialmente, aumento de la descarga de agua de deshielo glaciar con alta carga de sedimentos de la morrena subyacente en la base del glaciar o (ii) las corrientes finalmente se secan y cesa el transporte SPM de agua de deshielo.

La dinámica de los marcadores de trayectorias (Fig.II.21) muestra que las partículas transportadas por los arroyos de agua de deshielo más cercanas al frente glaciar (MWS-1 y MWS-2) se retienen en la caleta interior durante un período más largo en comparación

con las MWS más alejadas del glaciar. Al hacer el seguimiento de las partículas transportadas por el MWS-4, una vez liberadas, se las encuentran dentro de la primera semana en la caleta interna. Se pueden describir escenarios potenciales si el glaciar continúa retrocediendo a alta velocidad (2,175 m/año hasta el punto de referencia frontal del glaciar en 2020). Por un lado, el aumento de la temperatura del aire podría inducir un aumento de las corrientes de agua de deshielo con mayores concentraciones de partículas terrígenas transportadas al fiordo, con un tiempo de permanencia mayor en la caleta interna, pero moviéndose dentro de toda la caleta. Además, la concentración de partículas depende del tipo de roca madre debajo del glaciar por sobre el cual está apoyado y erosionando. Si el retroceso de los glaciares expone una roca sedimentaria basal, que es una roca porosa y, por lo tanto, particularmente sensible a la erosión, el calentamiento acelerará el aumento de la escorrentía de sedimentos subglaciales. Por el contrario, si el retroceso glacial expone basalto, resistente a la erosión, podría ocurrir una disminución en la entrada de sedimentos una vez que el glaciar se haya retraído por completo sobre la tierra. En otro caso, si el glaciar se retira rápidamente, podría resultar en la creación de una morrena terminal alta que dificultaría una mayor escorrentía hacia el fiordo. En consecuencia, las concentraciones de SPM también podrían disminuir.

Esto pone en evidencia la posibilidad de un cierto umbral en las concentraciones de sedimentos que sature el sistema y que pueda desencadenar un cambio abrupto en el ecosistema (Sahade et al. 2015; Torre et al. 2021). Debido a que el proceso de sedimentación influye en las composiciones de la comunidad en función de los umbrales de perturbación fisiológica específicos de cada especie (Torre et al. 2014, 2021), una disminución o aumento en las concentraciones de SPM podría cambiar el sistema a un nuevo estado de equilibrio alternativo. Torre et al. (2021) estimaron que el crecimiento de tres especies de ascidias aumenta hasta 10 mg/l y se vuelve negativo entre 40-60 mg SPM/l. Dado que estos valores están dentro del rango encontrado en el ecosistema por las modelizaciones aplicadas en esta tesis, es posible que se generen cambios en la composición de especies y con abundancias variables en zonas con diferentes concentraciones de SPM.

Las concentraciones simuladas de SPM en la caleta interna y a lo largo de la costa Sur podrían explicar los cambios espaciales y estructurales observados en la comunidad bentónica señalados en las investigaciones anteriores. Considerando además que el 85% del SPM ingresa por los arroyos de agua de deshielo, la velocidad de corriente y el transporte, modelados en esta tesis; la caleta interna sufriría una mayor sedimentación que la externa. Las partículas en suspensión también disminuyen la penetración de la luz a través del agua, disminuyendo el punto de compensación para la producción primaria, reduciendo así la acumulación de biomasa de fitoplancton en caleta Potter (Schloss y Ferreyra 2002; Schloss et al. 2012) y afectando la productividad de las macroalgas (Quartino et al. 2001, 2013). Incluso, el SPM afecta también al zooplancton y, en particular, al krill, como se muestra en Fuentes et al. (2016) llevando a una cascada de energía diferente con dinoflagelados y salpas con un aumento potencial de energía que llega al fondo en el bentos. Garcia et al. (2019) mostraron la influencia de las partículas relacionadas con los glaciares y el zooplancton. Éstas causaron una transición de una red

alimentaria herbívora a una red alimentaria basada en microbios en las proximidades del glaciar y al área de mayor disturbio inducido por partículas de sedimento. La misma situación fue identificada por Braeckman et al. (2021) quienes demostraron que cambios en el metabolismo de la comunidad bentónica de producción primaria están asociados al clima y al disturbio causado por el deshielo glaciar. Observaron que, en aguas claras típicas de baja influencia de agua de deshielo, aumentó la producción de microalgas bentónicas determinando una red metabólica autotrófica (producción propia de sustancias metabólicas esenciales). Mientras que, al aumentar la turbidez, resultante de aumentos de temperaturas y la consecuente descarga de agua de deshielo con sedimentos, disminuyó la producción de microalgas pasando a una red metabólica heterotrófica (obtención de sustancias metabólicas a partir de la ingesta de otro organismo).

Particularmente, durante el período entre 1994 y 1998 se observó un incremento en las concentraciones de SPM que llevó a un punto de quiebre en el ecosistema. El ensamble de fauna bentónica antártica caracterizada por organismos suspensívoros-filtradores (moluscos bivalvos, pennatuláceos, poríferas, ascidias) está ciertamente adaptada a la sedimentación. En Potter, dicho ensamble presenta una marcada zonación en respuesta a la profundidad, variable que representa una asociación con la sedimentación donde a mayor profundidad menor sedimentación aun cuando la caleta esté caracterizada por aguas someras. Al incrementarse las concentraciones de SPM, el sedimento en suspensión deja de ser un estresor para comportarse como disturbio que causa un cambio en la composición y abundancia del ensamble bentónico (Sahade et al. 2008, 2015; Zamboni 2011). Sahade et al. (2015) demostraron el cambio en un ensamble mixto con dominancia de organismos suspensívoros y una frecuente presencia de organismos predadores y detritívoros en respuesta a dicho disturbio. Ante un aumento en las concentraciones de SPM, especies de diferente respuestas a la sedimentación se verán más o menos afectadas (Torre et al. 2012, 2014). Se hipotetiza la existencia de umbrales límites para cada una de ellas que provocarían cambios en la estructura de la comunidad bentónica.

Especies sensibles al SPM, como las ascidias (Torre et al. 2014, 2021; Sahade et al. 2015) o prácticamente no afectados por él como el pennatuláceo *Malacobelemnon daytoni* (Torre et al. 2012; Servetto et al. 2017; Lagger et al. 2021) serían altamente vulnerables. En el caso de este pennatuláceo (también conocido como un coral blando por su falta de estructura calcárea), el análisis de su distribución en Lagger et al. (2021) se ha relacionado con un desfase temporal en la exposición del área libre de hielo. El hecho de que las partículas permanezcan en la caleta media y el giro del vórtice indicado en esta tesis limite el transporte a la caleta interior, podría explicar el desfase temporal de la especie con una fase pelágica para colonizar un hábitat recién disponible. Los resultados de esta tesis, sobre el patrón de circulación y el análisis lagrangiano post-procesamiento de marcadores pasivos pueden contribuir a la comprensión del sistema pelágico. Por ejemplo, contribuye a interpretar los posibles trayectos de las larvas desde la caleta central hasta la caleta interior, así como el patrón de distribución espacial bentónica explicado a través de la circulación del agua y las variables relacionadas con las

características de la masa de agua (Pineda-Metz et al. 2019). Por lo tanto, la investigación aplicada de FESOM-C para conocer la distribución espacio-temporal del SPM y las características hidrológicas de Potter, proporciona la línea de base para modelar la distribución de especies sensibles a los sedimentos y los cambios en el sistema bajo circunstancias ambientales cambiantes, investigados en los próximos capítulos. Esta investigación es crucial teniendo en cuenta que la supervivencia de las especies y los cambios en la comunidad biológica pueden afectar el potencial de secuestro de las reservas de carbono y, en consecuencia, la retroalimentación negativa sobre el cambio climático (Barnes et al. 2020; Zwerschke et al. 2021).

II.5.3 EL FONDO MARINO DE POTTER

II.5.3.1 Batimetría y variables derivadas

La retracción del glaciar abrió 0,06 km² aproximadamente en la caleta interna entre el 2018 al 2020 con una extensión total del área de estudio de 0,103 km² desde la última posición conocida del 2013. Esta apertura de áreas recientemente liberadas de hielo lleva a la actualización de las variables ambientales espaciales. La batimetría interpolada para dicha área interna, al Norte de la caleta, corresponde a valores costeros de baja profundidad, aunque el error puede incrementarse debido a una ausencia de muestreo en la cercanía al glaciar. Dado que en los últimos años los desprendimientos de hielo son cada vez mayores, existe un gran riesgo de muestreo en las proximidades al glaciar Fourcade en la caleta interna. Además, se desconoce si el glaciar en dicha área se conserva aún sobre la plataforma marina. Aunque se sospecha que un área aproximada de 0,2 km² se encuentra aún cubierta por hielo (Fig.II.29). Por ello no se puede predecir la profundidad exacta, pudiendo estar subestimada.

El índice de posición batimétrica (bpi) amplio implementado con un radio de 1,25 km mostró un patrón semejante a la batimetría. Esto podría indicar que aquellos cambios ambientales (y biológicos) que hayan sido asociados a la batimetría, podrían serlo también con el índice de posición batimétrica. En lo que respecta a dicho índice, pero en un radio de 75 m, el bpi fino visualiza las ondulaciones del fondo marino con un mayor detalle que en el amplio, cuyo patrón es acorde al de pendiente. Interesante es que el bpi fino es una variable que podría estar asociada con la creación de diferentes hábitats. Esto se debe a que dicho patrón de ondulaciones ofrecería diferentes microclimas. Se observó en el modelo hidrodinámico que las corrientes y la velocidad de circulación del agua son dependientes de la batimetría. Esto podría implicar que las corrientes varían en respuesta a los valles o montañas del fondo, generando microhábitats con características diferentes a un entorno cercano. Similar a como ocurre en los arrecifes de corales, las diferentes estructuras generan condiciones ambientales diversas que permiten el desarrollo de una mayor biodiversidad acorde a los diferentes hábitats brindados por el sistema y las interacciones entre especies y ambiente (Berryhill 1983). En dichos hábitats, por ejemplo, un tiempo de residencia de circulación del agua mayor permitiría una mayor sedimentación o acumulación de larvas, implicando incluso, el reservorio de carbono acumulado en el sustrato del fondo marino. Además, sedimentación de las capas

superficiales del agua como diatomeas u otros productores primarios, como así también zooplancton podría ser diferente, acumulándose en los valles del fondo y modificando también el reservorio de carbono. Así, el índice de posición batimétrica sería un indicador importante asociado a otras variables ambientales (Anexo IV.A), de áreas posibles de sedimentación en la zona de valles y de consecuente acumulación de carbono.

II.5.3.2 Tipo de sustrato

En lo que respecta a la modelización del tamaño medio del grano, los resultados (Fig.II.26k) reflejan un patrón semejante al de Wöfl et al. (2016), aun cuando la interpolación planteada en dicha investigación no haya sido detallada en la metodología. Al comparar los modelos resultantes de las diferentes parametrizaciones y algoritmos, la combinación del método de interpolación de distancia inversa ponderada, IDW del inglés, (modelo determinista) y Kriging (modelo probabilístico) no permite el cálculo correcto de los índices de desempeño. Esto se debe a que para IDW la comparación del error estimado es de a pares de puntos (Gao et al. 1996) inhibiendo la posibilidad de calcular la media estandarizada (MS), la raíz del error cuadrático medio estandarizado (RMSSE) y el error estándar promedio (ASE). En este sentido, los IDW no permiten estimar el error en función de la predicción de otro punto observado en otra localización. Sin embargo, el análisis desde el error cuadrático (RMS) permitió evaluar al modelo de configuración elegida (Tabla II.1e) como aquél de mejor desempeño. Además, el patrón del mapa resultante de la Fig.II.26k es acorde al conocimiento existente de un sustrato más fino en la caleta interna (Monien et al. 2011; Wöfl et al. 2014). Esto resalta la importancia de combinar la interpretación de los errores e índices de desempeño con el conocimiento experto para determinar el mejor modelo.

Comparativamente con la clasificación de Folk y Flemming, la de Shepard es generalmente la más utilizada (Eleftheriou y McIntyre 2005; Zananiri y Vakalas 2019). De igual manera, las clasificaciones de sedimento y sus combinaciones coinciden entre las tres interpolaciones, donde un sustrato más fino de tipo fango predomina en la caleta interna y un sustrato más grueso hacia la costa. La clasificación de Shepard (Fig.II.26g) acuerda con el patrón general de menor tamaño medio del grano en la caleta interna y central, y más grueso hacia la caleta externa y la costa Noroeste. Puntualmente, la extensión y ubicación que ocupa el área asignada como limo-arcilla coincide con el área determinada de mayor influencia del SPM (Fig.II.33). Al comparar ambas figuras, la mencionada área de la caleta interna con altas concentraciones de SPM sería relativa al hábitat fiórdico de alta influencia glaciar (HMFH), mientras que el área del medio de la caleta central al de baja influencia glaciar (LMFH). Las altas concentraciones de SPM, junto con el mayor tiempo de residencia en la caleta interna aumentaría la sedimentación, permitiendo que el material fino se deposite en el sedimento reflejando un tipo de sustrato fangoso o de mezcla de limo y arcilla.

El patrón de distribución de probabilidad de sustrato duro (Fig.II.26j) coincide con lo descrito para Potter, donde se señala la costa Noroeste en la caleta externa, dominada por un sustrato duro (Klöser et al. 1994b; Quartino et al. 2013; Wöfl et al. 2014). Se destaca también la presencia de parches de roca a lo largo de las dos morrenas

principales de la caleta. Esto es interesante porque se acerca a la realidad de caleta, antes no identificada en la modelización espacial de la probabilidad de sustrato duro de Jerosch et al. (2019). Aunque comparativamente con el mapa de tamaño del grano (Fig.II.26k) sorprende la diferencia de granulometría interpolada en el medio de la caleta interna (aprox. -58,651 Long; -62,225 Lat.), donde se estima un sustrato fino <0,015 mm y una alta probabilidad de sustrato duro. Sin embargo, hacia la Isla D y el frente glaciar, aunque no con misma granulometría, se estima un aumento del tamaño del grano coincidente con observaciones de sustrato duro en el área (C. Matula y L. Quartino com. pers.). En el caso de esta variable ambiental, se actualizó a la línea de costa 2020 con una nueva modelización geoestadística. Valores altos de probabilidad de sustrato duro próximos a la Base Carlini (aprox. -58,661 Long; -62,236 Lat. y -58,649 Long; -62,230 Lat.) podrían deberse a la presencia de pequeñas rocas arrastradas por los arroyos de agua de deshielo y depositadas en la margen de la costa.

Puesto que los datos que se incluyen en este modelo son de distribución binomial (1/0, presencia/ausencia de sustrato rocoso), no es recomendable aplicar modelos de interpolación geoestadística del tipo Kriging Ordinario o Bayesiano Empírico debido a que los valores extremos de la interpolación se modifican y difieren respecto a aquellos incluidos en la modelización. Sin embargo, se puede realizar una interpolación por modelos de IDW o de Indicadores de Kriging. Puntualmente, los modelos de indicadores de Kriging resultan óptimos para interpolaciones cuya salida final es la probabilidad del factor con valores de 0 a 1, coincidentes con los datos de entrada binario e indicadores de la variable (Krivoruchko 2004; ESRI. Inc 2016).

Aquella modelización geoestadística que mostró el mejor índice de desempeño (0,254 IP) fue la que siguió la determinación del radio y vecindad de Jerosch et al. (2019) con tres modificaciones. (1) Los datos del sistema acústico excluyen aquellos datos denominados como “bosques de macroalgas”, que, si bien supone un sustrato duro para su desarrollo, la inclusión de estos datos para luego determinar la distribución de macroalgas generará una posible sobreestimación. Además, la metodología utilizada en la clasificación de Hass (Anexo Fig.II.C2) no permite identificar si dichas macroalgas son detrito, ergo desprendidas y arrastradas por la corriente a lugares donde posiblemente el sustrato duro esté ausente. Además, se sugiere que podría existir una asociación entre la batimetría y la distribución del tamaño de grano del sedimento (Hass et al. 2013), corroborada en asociación con el índice de posición batimétrica (Anexo IV.A.2). El conocimiento exhaustivo del sistema a lo largo de 30 años de investigación que permiten identificar áreas de sustrato no rocoso (Klöser et al. 1996; Wölfl et al. 2014) favorece la selección y determinación de los datos de entrada. Por lo tanto, se consideraron sólo aquellas clases que mencionan el tipo de sustrato visible y/o detectable mediante metodologías hidroacústicas que determinen una alta rugosidad y dureza. (2) Inclusión de datos de islas visualizadas por imágenes satelitales que aseguran la presencia de un sustrato duro. (3) Con la finalidad de evitar patrones no necesariamente ajustados a la realidad de la presencia de sustrato duro en Potter, la probabilidad modelada menor al 75% se consideró como ausencia de sustrato duro y reclasificada como cero; mientras se conservaron de manera continua aquellos superiores al 75% de probabilidad de sustrato

duro. Cabe destacar que Deregibus et al. (2022), considera un 80% de probabilidad de sustrato duro como límite propicio para el desarrollo de macroalgas y que en análisis posteriores asociados a la presencia de macroalgas podría considerarse un porcentaje mucho mejor, de ~40% (Capítulo IV).

II.5.3.3 Características biogeoquímicas: hierro y sílice en sedimentos

Algunas investigaciones sobre fitoplancton y producción primaria han sugerido al hierro como un micronutriente limitante en las aguas superficiales de las regiones polares (McGillicuddy et al. 2015). Sin embargo, también se ha observado un aumento en la sedimentación de hierro y disponibilidad de hierro disuelto como resultado de la retracción y deshielo de los glaciares, en respuesta al calentamiento global (Wadham et al. 2013; McGillicuddy et al. 2015; Annett et al. 2017; Monien et al. 2017; Meredith et al. 2019; Morley et al. 2020). Las descargas subglaciares de agua de deshielo en Antártida estiman una mayor contribución de hierro, asumiendo una descarga de agua de deshielo completamente anóxica, comparativamente mayor que otras fuentes de ingresos como sedimentos particulados (Wadham et al. 2013). El aumento de hierro puede inducir a cambios ambientales y en los ciclos bioquímicos, principalmente en los sistemas costeros (Wadham et al. 2013; Henkel et al. 2018; Aromokeye et al. 2021).

Los resultados de las mediciones biogeoquímicas de los corer de sedimento utilizados y con la metodología aplicada, serían equivalentes al hierro total en sedimento (Monien et al. 2014a). Sin embargo, en un contexto de pH básico (pH 7-8) existente en Potter, Monien et al. (2014) determina dicho hierro medido en % de masa, en fase sólida perteneciente al Fe (III) equivalente al Fe_2O_3 . El agua de deshielo aportaría hierro disuelto y particulado principalmente por ingreso de sedimentos subglaciares (Henkel et al. 2018; Meredith et al. 2018) que disminuirían el oxígeno al depositarse en el sustrato y oxidarse del Fe (II) al Fe (III). Esto no sólo indica valores mayores en la cercanía al glaciar (Fig.II.26l-m; Monien et al. 2014; Monien et al. 2017; Henkel et al. 2018) sino también, podría ser un indicio, como se sospecha, de que el glaciar Fourcade aún no está completamente sobre tierra (Fig.II.29).

En lo que respecta a las variables ambientales interpoladas, los valores son levemente mayores en la capa de 2-12 cm mostrando una posible acumulación en el sedimento a causa de la sedimentación del material terrígeno que ingresa arrastrado por escorrentía o subglacial. Henkel et al. (2018) determinaron que los sedimentos de Potter presentan una extensión de la zona ferruginosa de 10 a 25 cm de profundidad. Aquellos ubicados en la cercanía del frente glaciar corresponden a la máxima extensión y aquellos en cercanía a la costa con influencia directa del agua de deshielo, la extensión mínima con picos de concentraciones del hierro disuelto a 5 cm y también a 15 cm de profundidad del corer, respectivamente (Henkel et al. 2018). En los valores intermedios de la extensión de dicha zona ferruginosa, se encuentran aquellos sedimentos en medio de la caleta o próximos a la costa, pero sin influencia directa del glaciar. En todos los casos, los valores máximos de concentración de hierro quedan incluidos en la capa analizada para la modelización geoestadística del porcentaje de masa de hierro en Potter. En concordancia con Henkel et al. (2018), la mencionada distribución espacial de las características del hierro y sus

concentraciones, se observa en los porcentajes modelados con mayores porcentajes en la cercanía del frente glaciar de la caleta interna y un poco menor en el área cercana a los MWS (Fig.II.26m). Esto podría deberse no sólo al origen del hierro indicado principalmente por fuente subglacial, sino también a que en la meteorización en el transcurso de la escorrentía del agua de deshielo por el terreno hacia la bahía, el hierro se pierde ya que se oxida fácilmente y precipita (Boyle et al. 1977). Interesante sería analizar capas más profundas (12-25 cm y >25 cm) para visualizar la extensión máxima de la zona ferruginosa que permitiría las interacciones redox del hierro convirtiéndolo en biodisponible. Aunque la tendencia señalada por dichos autores es a que se amplíe la zona ferruginosa, pero sólo con un pequeño incremento de los compuestos disueltos en relación con la degradación de la materia en aquellos sedimentos próximos al frente glaciar.

A su vez, cabe destacar la zona de la costa Noroeste (-58,678 Long; -62,225 Lat.) con valores del porcentaje de hierro interpolados menores en comparación al resto de la caleta. Esto puede deberse a una remineralización no contemplada en la modelización o por la acción microbiana en la degradación de la materia orgánica. Dicha acción microbiana para la reducción de hierro es fomentada por macroalgas aunque no directamente sino a través de la degradación en carbohidratos y proteínas más simples (Dauner et al. 2017; Aromokeye et al. 2021). En Potter, la acumulación de sedimentos ocurre en un máximo de 50 cm aproximadamente permitiendo la medición de hierro en la fracción sólida (G. Willis-Poratti com. pers.). Cuando se mide como porcentaje de agua de poro, es el hierro disuelto el que estaría biodisponible.

En el caso de las muestras utilizadas para la modelización geoestadística del hierro, los procesos de biodegradación microbianos son necesarios para interpretar los resultados en asociación a la producción primaria del ecosistema. Los procesos biológicos implicados por la acción microbiana de bacterias y hongos marinos son fundamentales para hacer disponible dicho hierro en fase sólida, Fe (III), reduciéndolo a hierro disuelto, Fe (II). En el ciclo microbiano, como primer producto de la degradación de materia orgánica, el acetato es utilizado por bacterias que degradan compuestos complejos en otros más simples de uso para las bacterias hierro-reductoras (Aromokeye et al. 2021). Los suelos anóxicos y las base de glaciares son hábitats para los microbios, incluidos los reductores del hierro (Henkel et al. 2018). Luego el hierro queda libre en las capas superiores de la columna de agua contribuyendo a las concentraciones de hierro que concatenan la producción primaria. La situación podría ser semejante a la del mar de Ross, donde el 40% del hierro disuelto es encontrado hasta 100 m en el sedimento marino como hierro biogénico remineralizado exportado desde la zona eufótica, y de entradas exógenas litogénicas del fondo marino y de sedimentos terrígenos (McGillicuddy et al. 2015). En respuesta al cambio climático y en presencia al aumento de la acidificación del océano e incremento de temperaturas, podría existir una fácil oxidación del hierro pasando de Fe (II) a la fracción sólida Fe (III) aumentando la concentración en los sedimentos, como también una expansión de la función ambiental de la población microbiana que facilitaría la remineralización de la materia orgánica contribuyendo a un aumento del hierro biodisponible y del carbono en los sedimentos (Aromokeye et al.

2021). Sin embargo, ante un escenario de bajo oxígeno, la probabilidad de la existencia de bacterias en tales condiciones aún no es conocida.

Considerando las modelizaciones espaciales del contenido de sílice en su fracción sólida (SiO_2) en los sedimentos a 0-2 cm y 2-12 cm (Fig.II.26n-o), se observa un menor porcentaje en la segunda capa, mientras los mayores porcentajes ocurren a lo largo de la costa Noroeste de la caleta central, próxima al frente glaciar indicado por las subcuencas SC-NW0-4 (Fig.I.1). En la Península de Barton, aledaña a caleta Potter en la margen Noroeste, Lee et al. (2004) demostró que la meteorización química de los sedimentos de Barton resultan insignificantes y caracterizó la geoquímica de los sedimentos terrestres con compuestos de meteorización física de minerales y rocas mezclado por cenizas volcánicas arrastradas por el viento. Si bien el origen del sílice es difícil de determinarlo únicamente a partir de los datos de concentraciones (Nelson y Gordon 1982), o porcentajes de masa en este caso, el patrón de distribución observado con mayores porcentajes en la capa superior (0-2 cm) que en la subsiguiente (2-12 cm) sugiere que sería sintetizado biológicamente. Ergo, de origen biogénico. También podría deberse a la presencia de sedimento en suspensión en la cercanía al fondo de sustrato, principalmente en dicha área de baja profundidad con altos impactos de olas (Fig. II.27a-c) y de sustrato contiguo a la Península Barton. Sin embargo, eso no podría explicar las concentraciones altas de sílice en el sedimento, pero sí una posible dilución de ellas en las capas profundas de la columna de agua próximas al sedimento. Conjuntamente, se podría pensar que el agua de deshielo aporta sílice al sistema, pero en tal caso, el patrón de distribución debería de ser semejante a aquél observado en el hierro (Fig.II.26n-o comparable con Fig.II.26l-m).

La presencia de diatomeas que precipitan de las capas superiores de la columna de agua o diatomeas bentónicas podrían ser el origen de los porcentajes de sílice en los sedimentos y no de origen volcánico representado por la composición de minerales de sílice. Las diatomeas planctónicas predominantes de ambientes costeros y antárticos (Gregg et al. 2003), tienen un alta tasa de sedimentación pudiendo precipitar en aquellas áreas calmas o de baja energía cinética. Si bien el área en las márgenes de la costa Noroeste donde se encuentran los altos porcentajes de sílice está caracterizada como una zona de alto impacto de olas, la baja velocidad de circulación de la corriente (Fig.II.27h-k) con un mayor tiempo de permanencia en el transporte de partículas (SC-NW3-4, Fig.II.21) podría inducir a una rápida precipitación de las diatomeas aumentando así el porcentaje de sílice en el sustrato. Esta hipótesis podría explicar también lo bajos porcentajes en los sedimentos de la caleta interna, puesto que dicha área está caracterizada por alta energía cinética, grandes giros y velocidades más altas con cambios en la circulación debido al ingreso de agua de deshielo (Fig. II.17 y Fig. II.27h-k) permitiendo la permanencia de las diatomeas en la columna de agua.

Las áreas circundantes, con presencia de diatomeas bentónicas en abundancia ([Anexo III.A3](#)) indicarían un alto porcentaje de sílice en el fondo con posible consumo por organismos ubicados en el centro de la caleta interna y media. Al mismo tiempo, existe un desfase en el tiempo de muestreo de los corers de sedimento (2010-2011) y la observación por video-transectas de diatomeas bentónicas (2016). Entendiendo que al

cabo de un año de colonización de un hábitat nuevo las diatomeas bentónicas reducen ampliamente su cobertura (Campana et al. 2018), el acoplamiento de la información procesada de las muestras biológicas (Capítulo III) y los resultados de interpolación de sílice de este capítulo estarían desfasados. Dicha área de mayores porcentajes de dióxido de sílice presuntamente de origen biogénico, está caracterizada con una alta probabilidad de sustrato duro (Fig.II.26j) por lo que la interpolación en esa área podría estar subestimada con los datos tomados en los parches de sustrato blando de alrededores.

II.6 Conclusiones

Caleta Potter es un fiordo ubicado en el extremo Norte de la Isla 25 de Mayo/KGI entre la Península de Barton al Oeste y la de Potter al Este. Se encuentra rodeado por el glaciar Fourcade que desciende por el campo de hielo Warszawa desde el noreste de la caleta extendiéndose sobre el mar hacia 1956 y encontrándose prácticamente sobre tierra al presente (2020-2023). La influencia de la retracción glaciar abre nuevas áreas posibles de ser colonizadas y modifica el sustrato generando morrenas que influyen en la batimetría, tipo de sustrato y consecuentemente en la circulación de la corriente marina ([Sección II.4.2.3b](#) y [II.4.3](#)). Al mismo tiempo, el ingreso de agua de deshielo a lo largo de la cuenca del glaciar (Fig.I.1), modifica las condiciones oceanográficas ([Sección II.4.2.3](#)) con una disminución de la salinidad y la temperatura próxima al frente glaciar al Norte del fiordo (Fig.II.28a-j), y un incremento de material particulado en suspensión (SPM) de gran variación espacio-temporal (Fig.II.22). Esta tesis aporta al conocimiento de Potter con una base de datos compacta de un **conjunto de 41 variables ambientales** que caracterizan el área de manera espacial y actualizada al presente (resumidas en la Tabla II.1 y Fig.II.26, Fig.II.27 y Fig.II.28). Además, brinda un conjunto de 7 variables que describen desde la glaciología y sus procesos asociados, un estado del pasado al 1956 las cuales serán explicadas en mayor detalle en el Capítulo IV.

La asociación de las variables ambientales oceanográficas, glaciológicas, sedimentológicas y biogeoquímicas con el transporte de partículas y la dinámica de las concentraciones del SPM, permiten dividir el área en diferentes hábitats y actualizar la clasificación de Jerosch et al. (2018) ampliando la extensión del área de influencia glaciar. Caleta Potter queda dividida en tres zonas que comprenden cuatro hábitats: (i) La **caleta externa** representada por el **hábitat marino** (HM) libre de hielo de al menos 60 años (estimada >275 años en esta tesis) con una extensión hasta la proximidad de la morrena 1, profundidad máxima de 185 m y sustrato arena-limosa con rocas predominantes próximas a la costa hacia ambos lados de la caleta, típico de bajas concentraciones de SPM; (ii) la **caleta central** representada por el **hábitat de fiordo** (FH), de profundidad <80 m al borde con el HM y <53 m hacia el medio de la caleta central, con un tipo de sustrato predominantemente duro hacia la costa y de limo-arenoso y limo-arcilloso a más profundidad hacia la zona media de la caleta; y el **hábitat fiórdico de agua de deshielo de baja influencia glaciar** (LMFH) de profundidad <47 m, con un tipo de sustrato limo-arcilloso/fango predominante y una alta hidrodinámica entendida como la asociación entre los vórtices de corriente y la velocidad de circulación del agua; y (iii) la **caleta interna** comprende el **hábitat fiórdico de agua de deshielo de alta influencia glaciar** (HMFH), típico de altas concentraciones permanentes de SPM durante el verano, con una

extensión ampliada a un área de 1,45 km² (Fig.II.33 con extensión a la línea de costa del 2020), con una profundidad <50 m donde la máxima profundidad ocurre en el punto medio de la caleta interna donde se presenta una zona de vórtices, de sustrato blando primordialmente limo arcilloso-fangoso con un tamaño de grano <0,25 mm aunque se estima la presencia de ciertos parches de sustrato duro y la existencia de la isla D,. Nótese que en varias investigaciones realizadas en el área, se llamó indistintamente “caleta interna” al área comprendida por la aquí mencionada caleta central e interna conjuntamente, desde la morrena 1 o desde Punta Elefante hasta el frente glaciar en el margen Noroeste del fiordo (Schloss et al. 2012; Quartino et al. 2013; Sahade et al. 2015; Campana et al. 2018; Ruiz Barlett et al. 2021). De esta manera, esta tesis redefine y caracteriza el fiordo desde una perspectiva interdisciplinaria.

El esfuerzo implicado en la creación de variables ambientales asociadas a la retracción glaciar resalta la posibilidad de describir el área integralmente. Desde una perspectiva biogeoquímica y oceanográfica, a través de la creación de un conjunto de datos ambientales que permite captar la variación espacial en la salinidad, temperatura, concentraciones de hierro y sílice de la caleta, como así también la variación espacio-temporal del material particulado en suspensión. Consecuentemente, se puede caracterizar a caleta Potter como un ecosistema de fiordo de cuatro hábitats bentónicos según su influencia del glaciar, descritos anteriormente. Con esta división de la caleta, queda determinada una transición en gradiente desde el ecosistema terrestre al marino de aguas abiertas asociada de manera directa al retroceso glaciar y, a la consecuente dinámica de concentraciones de material particulado en suspensión y el tiempo de exposición del área libre de hielo.

La extensión del área de estudio a la línea de costa del 2020, considerando el área libre de hielo delimitada por la posición del glaciar en dicho año, expone un área total de estudio de 9,182 km². Sin embargo, la exclusión necesaria del área de buffer que conecta aguas abiertas con el sistema de fiordo realizada para el modelo de FESOM-C con la finalidad de reducir el error de modelización de la hidrodinámica, llevó a la reducción del área de estudio total de 6,987 km². Para los modelos de distribución de taxones (Capítulo IV) y otras investigaciones futuras, se amplía con esta tesis la base de datos de las características ambientales. Estas variables de formato espacial de tipo ráster que colabora para cubrir el vacío ambiental espacio-temporal con una buena escala espacial (5 x 5 m) y temporal (días u horas de datos originales para veranos 2010-2015 estimados). Además contribuye al conocimiento regional de la dinámica del complejo ecosistémico atmosférico-hielo-oceanográfico al dilucidar procesos locales de respuesta al cambio climático (Henley et al. 2019). Dicha base de datos ambientales se encontrará disponible en PANGAEA.

La retracción del glaciar con el incremento de agua de deshielo cambia las condiciones organolépticas y oceanográficas del agua, al aumentar la turbidez, disminuir la salinidad y la temperatura. Esto queda evidente en la modelización geoestadística de la salinidad y temperatura donde la primera capa de la columna de 1 a 5 m, próxima al glaciar, la salinidad y temperatura desciende. A su vez, el ingreso de sedimentos arrastrados por escorrentía o subglacial en el área de caleta interna aumenta las

concentraciones de hierro que se reflejan en el porcentaje de hierro en el sedimento y la modelización realizada en esta tesis.

Por primera vez en el ecosistema de Potter, y ante el conocimiento disponible en Antártida, se modeló la dinámica espacio-temporal del SPM resultante de la aplicación del modelo oceánico costero FESOM-C con un conjunto de datos únicos *in situ* de escorrentía de sedimentos medidos en corrientes de agua de deshielo, en la columna de agua y considerando la descarga de glaciares a través de diversos procesos de drenaje en arroyos de áreas de subcuencas glaciares. Se consideró el forzamiento de marea y atmosférico para simular el patrón de circulación y la dinámica del SPM. Los resultados también proporcionan una valiosa línea de base para futuras investigaciones interdisciplinarias (por ejemplo, modelos de distribución de especies, transporte de larvas para predicciones de colonización, tiempo de residencia de contaminantes, etc.) relacionada con la distribución del SPM y la dinámica del ecosistema. La investigación aquí planteada con el modelo de FESOM-C permitió explicar la distribución del SPM en el espacio y el tiempo resaltada por un video de la dinámica del SPM desde el 1 de diciembre de 2010 al 31 de marzo de 2011. Se estimó la concentración máxima, mediana, promedio y mínima de SPM para el verano considerando los días entre diciembre y finales de marzo con una interpolación calculada para el área libre de hielo al año 2020 de igual extensión que el área de estudio. El análisis de post-procesamiento lagrangiano permite identificar a la caleta interna como el área donde las partículas quedan retenidas por más tiempo con un máximo de 15 días y se exportan luego de 17 días aproximadamente. Mientras que la caleta central, presenta tiempos de residencia más variables debido a su dinámica hidrográfica. Esto facilita la interpretación de trayectorias y transporte de otro tipo de partículas en suspensión.

Caleta Potter es uno de los muchos fiordos en la punta de la Península Antártica bajo el calentamiento atmosférico y oceánico atribuido a factores antropogénicos (IPCC 2019b; Meredith et al. 2019). Los aumentos en la temperatura del océano muestran un gradiente Norte-Sur acompañado de un retroceso acelerado de los glaciares y el adelgazamiento del hielo (Cook et al. 2005, 2016; Vaughan 2006; Comiso et al. 2017). La descripción de Potter aquí realizada con estudios y modelizaciones espaciales como el modelo FESOM-C aplicado con éxito que describe la distribución espacio-temporal de SPM en Potter y los diferentes modelos geoestadísticos aplicados para las variables ambientales en estudio, permiten que los resultados aquí expuestos sean un ejemplar de base para otros ecosistemas de fiordos bajo los impactos del aumento de las cargas de sedimentos asociadas con el derretimiento de los glaciares y otros procesos impulsados por el cambio climático.

Desde la línea glaciar georreferenciada para el 2020, asociado con las áreas costeras alrededor de la Isla 25 de Mayo/King George (KGI) y siguiendo a Jerosch et al. (2018) en el cálculo de buffer euclidiano de 1500 m (a una distancia conservativa del frente glaciar según la mediana de la extensión del hábitat de influencia glaciar) y a 4000 m (extensión máxima) se calculó 295 km² y 796 km² adicionales podrían verse afectados de manera similar por la influencia de los glaciares. La Isla KGI a menudo se encuentra fuera de las áreas secas y frías del vórtice polar, incluso durante el invierno, ya que los patrones de

circulación climatológica global están cambiando y modificando la extensión del vórtice circumpolar alrededor de la Antártida (Meredith et al. 2019). Las consecuencias son que se potencia el derretimiento y retroceso de los glaciares, así como la pérdida y el derretimiento del permafrost (Falk y Silva-Busso 2021). Incluso si la tendencia actual de calentamiento se invierte (Falk et al. 2018a), el derretimiento continuará hasta que el glaciar alcance su equilibrio. La liberación de agua dulce de deshielo modifica los patrones de circulación local en los ecosistemas de los fiordos a través de la liberación de agua subglacial de los glaciares de fiordos y la escorrentía de los glaciares (Meredith et al. 2019). El sistema de caleta Potter es un excelente ejemplo de ambos procesos y sus consecuencias ecológicas, lo que permite generalizar las respuestas al cambio climático junto con otros ecosistemas polares y subpolares. Respuestas que se pretenden abordar en los próximos capítulos de esta tesis poniendo el foco en la comunidad bentónica.

Capítulo III

La ecología del bentos antártico



III.1 El bentos Antártico y su distribución

El **bentos antártico** es un término frecuentemente usado en contextos de investigaciones y discusiones sobre la biología marina para hacer referencia a los organismos que habitan en el fondo marino de Antártida (Gutt 2007). Sorprendentemente, en otros ecosistemas marinos la terminología análoga no es frecuentemente utilizada; ej. “bentos tropical”. Esto denota las características particulares del bentos antártico que lo constituyen como una unidad biogeográfica homogénea diferente a otros sistemas marinos debido a las condiciones ambientales y a su historia evolutiva aislada por la Corriente Circumpolar Antártica (CCA) y el Frente Polar, donde a escala regional el patrón es dependiente del grupo de especies analizado (Clarke y Crame 1992; Griffiths et al. 2009). Con un crecimiento estacional lento y, aunque discutible, una tasa reproductiva baja, se destaca la dominancia de especies epibentónicas filtradoras y suspensívoras sobre fondos blandos (Brey y Clarke 1993; Clarke 2008). Entre aquellas condiciones ambientales se destacan las temperaturas bajas y estables, el ciclo de disponibilidad de luz solar que junto a características oceanográficas marcadas por la corriente circumpolar condiciona la producción primaria estival (Arntz et al. 1992; Ducklow et al. 2012; Hendry et al. 2018). Sin embargo, diferentes procesos y gradientes ambientales en términos de masas de agua y cobertura de hielo, variaciones topográficas del fondo y suministro de alimento como así también disturbios asociados a impacto de hielo, acción de olas, ingreso de agua de deshielo con variaciones en la salinidad, aporte de sedimentos al sistema marino, llevan a una heterogeneidad ambiental a escalas locales (Gutt 2001, 2007; Gutt y Piepenburg 2003; Ducklow et al. 2012; Griffiths y Waller 2016; Gutt et al. 2016, 2021; Pineda-Metz et al. 2019).

Los cambios atmosféricos, la dinámica del hielo marino, el retroceso de los glaciares, el ingreso y distribución del agua de deshielo y la física oceánica a lo largo de la Península Antártica occidental afectan la producción primaria desencadenando cambios a niveles tróficos más altos, impactan en la composición de las comunidades, modifican el funcionamiento de los ecosistemas, y varían la química oceánica y los intercambios de temperatura y gases disueltos entre el océano y la atmósfera. (Ducklow et al. 2012; Meredith et al. 2018; Henley et al. 2019). A su vez, a lo largo de la Península Antártica occidental, la estructura del ensamble bentónico está afectada por la dinámica del hielo (Arntz et al. 1992; Dierssen et al. 2002; Smale et al. 2008; Stammerjohn et al. 2008). Para el bentos los impactos de hielo por desprendimientos e icebergs remueve significativamente una proporción de la fauna y macroalgas asociadas al fondo marino en mayor medida con el actual incremento de retracción glaciar en la Península y con mayor frecuencia en áreas someras <250 m (Arntz et al. 1992; Gutt 2001; Barnes y Peck 2008; Moon et al. 2015; Barnes et al. 2018; Henley et al. 2019). Frente a estos impactos, existirán respuestas de sensibilidad o resiliencia a corto y largo plazo, llevando a cambios en su distribución y en una tendencia a largo plazo a una aclimatación, adaptación o migración de los organismos (Henley et al. 2019).

En la distribución del bentos antártico, existe un patrón batimétrico como respuesta adaptativa a los impactos de hielo. El impacto de bloques de hielo ocurre en mayor frecuencia a menor profundidad, donde las zonas someras o costeras se ven más

afectadas llevando a una disminución de la biomasa a menor profundidad por remoción de la misma (Gutt et al. 2013a). En aquellas áreas que son altamente disturbadas se puede encontrar algunos ensamblajes bentónicos monoespecíficos (Gutt 2007). Sin embargo, la riqueza y diversidad del bentos antártico es alta aún en comparación con áreas templadas y tropicales con una gran dominancia de especies zoo-bentónicas distribuidas en densidades de parches (Arntz et al. 1992; Teixidó et al. 2002; Gutt 2007; Griffiths et al. 2009; Griffiths y Waller 2016). De esta manera, interpretando al bentos antártico como un todo, pero considerando las diferentes peculiaridades de los diversos procesos que ayudarían a explicar la distribución y coexistencia de especies antárticas se puede enfatizar la natural alta biodiversidad con mayores abundancias a más profundidades (Arntz et al. 1992; Gerdes et al. 1992; Gutt 2006, 2007; Gutt et al. 2013a; Griffiths y Waller 2016).

El **macrobentos antártico**, aquellos organismos bentónicos mayores a 10 mm, no está caracterizado por una composición determinada de especies sino por un ensamblaje de especies estructurado por diferentes procesos ecológicos que permite su coocurrencia (Gutt 2007). Se puede agrupar el bentos en dos grandes grupos representados por el macro-zoobentos y las macroalgas. Por un lado, para la fauna bentónica, Gutt (2007) señala dos tipos de ensamblajes centrales: uno primordialmente compuesto por animales epifaunales sésiles filtradores-suspensívoros, y la otra por organismos infaunales y epifaunales de movilidad. Se define como organismos infaunales aquellos cuyo hábitat es dentro del sustrato, enterrados; y los epifaunales quienes se desarrollan y viven sobre el sustrato. Por otro lado, las macroalgas, son organismos fotosintéticos típicos de sustrato rocoso. Aun cuando sea posible establecer una división de ensamblajes de sustrato duro y blando, la presencia de organismos epifaunales en sustratos blandos como también las particularidades biológicas de adaptación local a sedimentos inusuales, producto de la retracción glacial, dificultan dicha división de bentos. Sin embargo, en aguas someras, esta división resulta en una clásica separación de la composición de especies (Gutt 2007).

Gutt et al. (2006, 2007, 2013a y otras allí citadas) desarrollan una descripción general de los ensamblajes macro-zoobentónicos antárticos. Por un lado, el ensamblaje con dominancia de organismos sésiles y sedentarios de alimentación suspensiva con alimento que ingresa por corrientes próximas al fondo; y por el otro, a aquel donde la disminución del número de organismos sésiles lleva a una mayor proporción de organismos móviles depositívoros e infaunales controlada por flujos verticales de fitodetritos y sedimentos blandos en áreas restringidas a baja velocidad de corriente. A su vez, distingue a los ensamblajes mixtos de alta diversidad según diferentes gradientes de abundancia y complejidad causados por la predación de algún organismo del que se regula su abundancia, de aquellos llamados “monoespecíficos” donde dominaría una especie. Dentro del grupo de filtradores-suspensívoros encontramos a las poríferas de la clase Desmospongia como *Mycale acerata* y *Homaxinella* spp., de un crecimiento rápido en comparación a otras de la clase Hexactinellidae como *Rosella*. La fauna asociada a poríferas incluye a predadores especializados como los nudibranchios y echinodermos. De estos últimos, los asteroideos *Perknaster fuscus*, *Acodontaster conspicuus* y *Odontaster validus* pueden llegar a controlar las poblaciones de *Mycale acerata*. El control poblacional por

depredación de porífera por parte de los asteroideos, entre algunos de los organismos conocidos, podría ser un mecanismo que permite la coexistencia de una variedad de especies que se alimentan en suspensión pudiendo desempeñar el papel clave para un ensamble complejo de alta diversidad. Si las áreas no son monopolizadas por esponjas, entonces surge el crecimiento de otros organismos suspensívoros como las gorgonias y los pennatuláceos, entre otros, de ascidias solitarias y coloniales, y de una gran variedad de briozoos. En las áreas de baja profundidad, dentro del ensamble bentónico epifaunal con movilidad se encuentran algunas estrellas como la *O. validus*, los erizos del género *Sterechinus*, y las ophiuras. Estas últimas, son generalistas y presentan diferentes tipos de alimentación como carroñeras, predadoras, suspensívoras y depositívoras y habitan en diferentes tipos de sustratos. En sustrato blando abundan organismos infaunales como bivalvos de los géneros *Aequiyoldia* (ex *Yoldia*) y *Laternula*, y los poliquetos que en ocasiones pueden encontrarse en grandes densidades. Las áreas más expuestas a impactos físicos son hábitat principalmente dominados por organismos móviles como los equinodermos y los isópodos *Glyptonotus antarcticus*, y *Serolis* spp. quien pareciera preferir áreas de baja riqueza de organismos sésiles epifaunales. En aquellas zonas altamente disturbadas, se pueden generar ensamblajes monoespecíficos de, por ejemplo, la ascidia pionera *Molgula pedunculata*, o algunos briozoos del género *Cellarinella* y *Cerallia*.

Respecto a las macroalgas, Gómez y Huovinen (2020) describen sus características y distribución limitada al sustrato duro. Además, en el submareal⁶ resaltan que las algas pardas del orden Desmarestiales (*Desmarestia anceps*, *D. menziesii* e *Himantothallus grandifolius*, primordialmente) son dominantes en la Península Antártica occidental a menores latitudes, mientras que las algas rojas lo hacen a más altas latitudes. Dentro de algunos de los factores que afectan a los primordios de macroalgas que se distribuyen en las islas antárticas y a lo largo de la costa continental, se encuentran las pendientes, la exposición a las olas, el derretimiento del hielo y la abrasión. En cuanto a los organismos adultos, algunos pueden sobrevivir luego de desarraigarse de su sustrato original siendo arrastradas incluso por largos períodos acarreando su fauna asociada, funcionando así, en algunas ocasiones como vectores de introducción de organismos (Gómez y Huovinen 2020).

En caleta Potter, el ensamble bentónico ha sido sucesivamente estudiado desde diferentes enfoques interdisciplinarios donde el ingreso de material terrígeno arrastrado por escorrentía asociado al derretimiento de los glaciares toma un papel estructurante primario antes que el impacto de hielo (Klöser et al. 1993, 1994b, 1996; Sahade et al. 1998, 2008, 2015; Quartino et al. 2001; Zacher et al. 2007; Tatián et al. 2008; de Aranzamendi et al. 2010; Zamboni 2011; Torre et al. 2014; Pasotti et al. 2015a; Rimondino et al. 2015; Neder 2016; Deregibus et al. 2016; Servetto et al. 2017; Lagger et al. 2017, 2018; Alurralde et al. 2020; Campana et al. 2020; Braeckman et al. 2021; Rodríguez et al. 2022). Esto permite identificar cambios en estructura y abundancia en respuesta a los cambios ambientales como así también predecir nuevas respuestas (Quartino et al. 2013, 2020; Sahade et al. 2015; Lagger et al. 2017, 2018, 2021; Campana et al. 2020; Torre et al.

⁶ Zona submareal cubierta constantemente con agua comprendida entre la línea de marea baja hasta la plataforma continental.

2021). Se destaca la colonización rápida de áreas nuevas libres de hielo en sustrato duro por parte de las macroalgas (Quartino et al. 2013) y del zoobentos (Lagger et al. 2018). Mientras, en aquellas de sustrato blando, se cuestionan otras variables ambientales condicionantes para el zoobentos como la pendiente, impactos de hielo, la sedimentación y la accesibilidad al área liberada, entre otras (Sahade et al. 2015; Lagger et al. 2017, 2021). Sin embargo, pocas investigaciones lo describen a una escala espacial para toda el área en estudio en asociación directa a las condiciones ambientales que habitan (Klöser et al. 1996; Neder 2016; Jerosch et al. 2019; Lagger et al. 2021).

La distribución del macro-zoobentos de caleta Potter analizado por Sahade et al. (2015) muestra un patrón asociado en respuesta a la sedimentación con cambios a escala temporal y espacial. Los mayores cambios en composición de especies, abundancia y estructura del ensamble bentónico al 2010 ocurrieron en aquellas áreas directamente expuestas al ingreso de sedimentos en comparación a aquellas de menor influencia glacial, y fueron atribuidos a un pico de sedimentación entre el 1994 y el 1998. La tendencia lleva a una disminución de la abundancia en ascidias y un aumento de pennatuláceos, esponjas y organismos con movilidad, en aquellas áreas de alta influencia de material particulado en suspensión (SPM). Existe un cambio de un ensamble bentónico dominado por organismos suspensívoros (mayormente ascidias) a uno mixto conformado por organismos suspensívoros como esponjas y pennatuláceos con fauna móvil como echinodermos, isópodos y anémonas. Donde las ascidias presentan una menor tolerancia a la sedimentación en comparación al bivalvo *Laternula elliptica* o al pennatuláceo *Malacobelemnion daytoni* (Torre et al. 2014; Sahade et al. 2015). En aquellas otras de menor influencia de sustrato mixto, se visualizó un cambio de dominancia de macroalgas al zoobentos particularmente por organismos sésiles pennatuláceos, ascidias y esponjas.

A su vez, existe un desplazamiento de profundidad para la fauna con una menor riqueza en 1998 que en el 1994 y el 2010, indicando que el pico de SPM ocurrido en el área entre 1994 y 1998 puede ser factor causante de dichos cambios observados en el ensamble bentónico. Se ha hipotetizado que la comunidad puede absorber cambios ambientales hasta que estos llevan a la superación de un umbral límite que cause un cambio radical en el sistema, pasando a otro estado de posible no retorno o a un estado alternativo de equilibrio donde diferentes tipos de comunidades se mantienen presentes bajo las condiciones ambientales existentes (Sahade et al. 2015; Torre et al. 2021). Esto manifiesta la importancia de la determinación de valores límites para diferentes variables ambientales condicionantes que determinan la supervivencia de las especies y un estado de equilibrio dado por un tipo de ensamble bentónico.

En cuanto a las macroalgas, diferentes factores resultan condicionantes de su distribución: el sustrato, la turbulencia, la pendiente, turbidez y sedimentación que están relacionada con la disponibilidad de luz, los impactos de hielo y de olas (Klöser et al. 1993, 1996; Zacher et al. 2007; Deregibus et al. 2016). La sucesión primaria está dada por una rápida colonización de diatomeas y algas verdes filamentosas con propágulos de algas anuales y pseudoperennes rojas, pasando al año a algas verdes *Monostroma hariotti*, rojas como *Palmaria decipiens* y pardas *Adenocystis urticularis*; y con dominancia a los tres años de esta última y el alga parda *Phaeurus antarcticus* con algunas algas rojas calcáreas de la

familia Corallinaceae (Campana et al. 2018, 2020). Una mayor diversidad existe entre unos 5-10 m debido a una coexistencia de parches de diferentes estadios sucesionales (Campana et al. 2020). Las algas pardas son de gran dominancia en Potter, en particular las Desmarestiales (Klöser et al. 1996; Quartino et al. 2001).

Klöser et al. (1996) destaca que la franja sublitoral carece de algas grandes y perennes por ser erosionada por témpanos invernales. Por debajo de esta zona, en el sublitoral superior de sustrato rocoso de mayor inclinación donde la circulación del agua se vuelve irregular, es dominado por el alga parda *Desmarestia menziesii*, mientras que, a menor inclinación con menores turbulencias y movimientos constantes de agua, por *Ascoseira mirabilis* o el alga roja *Palmaria deciepiens*. En el sublitoral central a profundidades mayores de 15 m con gran turbulencia, *D. anceps* domina el área frente a las demás macroalgas. Sin embargo, no tolera la pérdida de sustrato, dando lugar a la presencia de *Himantothallus grandifolius*. En ocasiones donde la turbulencia o incluso el impacto del hielo provoca el desprendimiento del alga, *H. grandifolius* puede sobrevivir aun no engrampada al sustrato y así ser arrastrada hacia otro sitio donde a posterior pueda establecerse (Klöser et al. 1994b). Las algas más pequeñas, son en su mayoría oportunistas con diferentes grados de tolerancia a la turbulencia y aparentemente necesitan microhábitats más estables dependiendo competitivamente de otras algas más grandes. Debido a un incremento de sedimentos arrastrados al sistema marino por el agua de deshielo, la distribución y composición de la comunidad de macroalgas se ve limitado por cambios en las condiciones de luz (Quartino et al. 2013).

Los cambios observados a lo largo de la Península Antártica occidental en el sistema atmosférico, la dinámica de hielo, la retracción de los glaciares, el ingreso y distribución del agua dulce de deshielo con los consecuentes cambios en salinidad, temperatura y circulación residual, impactan sobre la producción primaria, la composición de la comunidad, el funcionamiento del ecosistema, la química del océano y el intercambio de gases atmosféricos y disueltos (Henley et al. 2019; Meredith et al. 2019; Gutt et al. 2021). La respuesta del bentos a los cambios depende de su capacidad de adaptación o aclimatación a las condiciones alteradas de calentamiento global (Henley et al. 2019). De esta manera, conocer la distribución de especies bentónicas favorece el conocimiento de base para identificar futuros cambios posibles en respuesta a cambios ambientales. Diferentes bases de datos existentes (PANGAEA, 'SCAR Antarctic Biodiversity Portal', 'Global Biodiversity Facilities', 'World Register of Marine Species', 'Algae Base', etc.) contribuyen activamente a determinar dicha línea de base espacial y temporal. Sin embargo, carecen del detalle progresivo y continuo de información, que se dispone en caleta Potter para poder establecer asociaciones temporales en respuesta al cambio climático (Bers et al. 2013). Es por ello, que este capítulo contribuye al objetivo de definir y desarrollar el conjunto de registros biológicos para la modelización de distribución de especies con foco en (i) actualizar la información de la distribución del bentos en caleta Potter ampliando la cobertura espacial investigada en el área de estudio, (ii) caracterizar el ensamble bentónico de caleta Potter indicando tipo de comunidad y riqueza a partir de foto- y video-transectas, (iii) asociar rangos de distribución en respuestas a las variables ambientales del capítulo anterior (Capítulo II), modeladas para el fiordo en estudio.

III.2 Metodología

III.2.1 DATOS EXISTENTES: MUESTREOS DE FOTO-TRANSECTAS

Se determinaron la presencia y ausencia de las especies bentónicas en caleta Potter registradas en los muestreos de densidad y cobertura analizados por Sahade et al. (2015) y Lagger et al. (2017, 2018, 2021) (Fig. III.1a). Dichos muestreos se llevaron a cabo durante 2008/2009 y 2010/2011 en diferentes áreas y profundidades descritas a continuación.

Durante el verano austral de diciembre 2008 a enero 2009, en las áreas libres de hielo desde al menos el 1956 (LTIFA, del inglés '*long-term ice-free areas*'), tres estaciones (interna: IE1, media: ME3, externa: OE2) a >1100 m del actual frente glaciar en la costa Norte caleta interna, fueron muestreadas con la toma de foto-transectas de 200 m de longitud (1 foto cada 4,5 m aproximadamente) por buceo a cuatro profundidades: (T1) 15 m, (T2) 20 m, (T3) 25 m y (T4) 30 m (Sahade et al. 2015). La estación ME3 se encuentra a una menor distancia al considerar el frente glaciar completo que bordea la caleta sobre la costa Norte y Noroeste. Durante el verano posterior, entre diciembre 2009 y marzo 2010 se muestrearon tres áreas recientemente libres de hielo (RIFA) con fotos tomadas cada 2 m de distancia, a una misma profundidad. Una de ellas, libre desde el 1995, (MTIFA, del inglés '*middle-term ice-free area*') a ~ 300 m del frente glaciar en la costa Norte de la caleta interna, con cuatro foto-transectas a (T1) 15 m, (T2) 20 m, (T3) 25 m y (T4) 30 m (Lagger et al. 2021). Otra en la Isla libre de hielo desde el año 2000 (ISLA) a ~ 350m del frente glaciar, se tomaron cinco foto-transectas a (T0) 10-12m, (T1) 15 m, (T2) 20 m, (T3) 25 m y (T4) 30 m (Lagger et al. 2018). Y la última, en las áreas libres de hielo desde el 2005 (NIFA, del inglés '*new ice-free areas*'), próxima (< 100 m) al frente glaciar con cinco foto-transectas a (T0) 10-12m, (T1) 15 m, (T2) 20 m, (T3) 25 m y (T4) 30 m (Lagger et al. 2017). En la Fig.III.1 destáquese el solapamiento de muestreos en años diferentes NIFA en gris muestreados en el 2010 y videos en rosa en el 23/01/2016), puntualmente en la caleta interna al noreste, próxima al glaciar.

III.2.2 DATOS ACTUALIZADOS: MUESTREO DE VIDEO-TRANSECTAS

Con la finalidad de (i) actualizar el conocimiento de la distribución del bentos y ampliar la cobertura espacial investigada en caleta Potter se analizaron video-transectas del fondo de la calera realizadas entre enero y marzo del 2016 (Fig. III.1) por la Dra. Kerstin Jerosch y Dra. Doris Abele (Alfred Wegener Institute -AWI-). Para ello se utilizó el Software SANYO VMS y se analizó un total de 622341 fotos correspondiente a 18hs y 34' de grabación. Se identificó la presencia de diferentes taxones macrobentónicos. La resolución de análisis examina un segundo de video, equivalente a entre 10 y 60 fotos que contemplan a su vez cambios en la estructura de sustrato y/o del ensamble bentónico para la determinación de otra muestra. A posterior, se procedió a la geolocalización de las muestras combinando la información de GPS registrada y decodificando su ubicación con el texto de programación desarrollado por Weber (2017). De esta manera se logró disponer de un set de datos curado, de amplia cobertura espacial, homogéneo integrando las muestras de foto-transectas ([Sección III.2.1](#)), indicando la presencia (1), ausencia (0) o

no posible confirmación de una u otra opción (999) de un total de 74 taxones diferentes de diversos niveles taxonómicos (orden, familias, géneros, especies) pertenecientes a fauna bentónica y macroalgas. Los taxones fueron definidos como:

(a) Especies identificables.

(b) Organismos que claramente pertenecen a una especie que no puede ser nombrada (ej. poliqueto Errantia al menos un morfo, o 7 morfos diferentes de Bryozoo).

(c) Organismos que corresponden a un nivel taxonómico mayor que incluyen algunas pocas especies identificadas o no (ej. Desmarestia spp., Haliclona spp., Pyura spp.). En algunos casos esto causa la duplicación del ejemplar al ser considerado como especie identificada y también en la entidad de mayor rango.

(d) Una agrupación de mayor orden taxonómico que comprometen a organismos de diferentes familias (ej. Rhodophytas, Asteroidea).

(e) Grupos como diatomeas bentónicas, bacterias u hongos bentónicos y peces, identificando sólo su presencia.

Además, se informa la geolocalización, el tipo de muestra (fija o en movimiento), conserva un código único de identificación capaz de rastrear las muestras indicadas de otros autores (Sahade et al. 2015; Lagger et al. 2017, 2018, 2021).

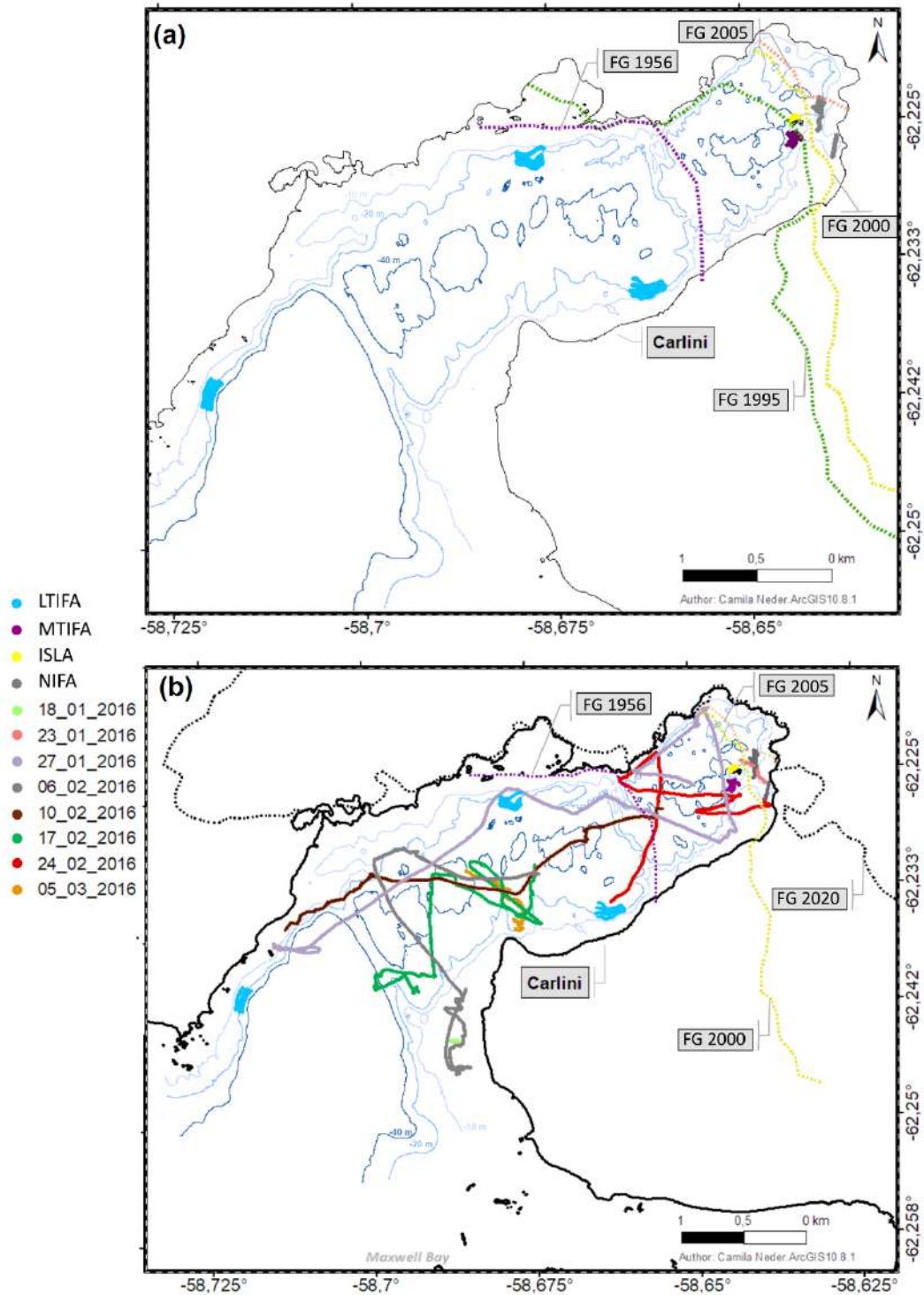


Fig.III.1: Registros biológicos actualizado. Muestreo por **(a)** foto-transectas LTIFA *long-term ice-free area* datos de Zamboni (2011) en primera versión luego publicados en Sahade et al. (2015), MTIFA, *middle-term ice-free area* de inglés (Lagger et al. 2021), NIFA, *new ice-free area* de inglés (Lagger et al. 2017), e Isla (Lagger et al. 2018) y **(b)** combinación con video-transectas (presente tesis). Para complementar la información sobre transectas visibles y no visibles de los videos por turbulencias o cámara fuera del agua véase Anexo Fig.III.B8. Las líneas punteadas indican la posición del frente glaciar (FG) para el 1956, 1995, 2000, 2005, 2020, indicando el tiempo de exposición del área libre de hielo.

Con la finalidad de (ii) caracterizar el ensamble bentónico de caleta Potter, se clasificó de manera descriptiva, el tipo de sustrato en cinco clases y la comunidad bentónica en 13 clases. Se siguió la clasificación de tamaños y tipo de sedimento de Blair y McPherson (1999) para la asignación de las clases de tipo de sustrato. Se diseñó la clasificación del tipo de ensamble según las descripciones del bentos de Gutt (2007); Sahade et al. (2015); Campana et al. (2018). Las clases Tipo 1.1 a 1.4 aluden al ensamble de especies suspensívoras y sus variantes según abundancia y complejidad, con presencia de algunas especies predatoras. Las clases Tipo 2 a 7 corresponden a macroalgas indicando la complejidad desde estadíos sucesionales, abundancia diferencial y presencia de fauna asociada. La Tipo 8 refiere a un ensamble mixto de ambos grupos. La clase Tipo 1 y 9 refieren más que a un tipo de ensamble, a una característica de las condiciones del entorno, sustrato descubierto o altas corrientes que trasladan restos de algas. Se realizó un catálogo ([Anexo III.A2](#) y [Anexo III.A3](#)) que permite la visualización de dichas clasificaciones.

Clases de tipo de sustrato:

- Fino: limo, arcilla, arena o su combinación de fango
- Mixto fino: sedimento fino en dominancia 70/30 combinado con grava
- Mixto: sedimento fino combinado con grava en un 50/50
- Mixto rocoso: sustrato rocoso de grava, guijarros y roca en dominancia 70/30 con sedimento fino
- Rocosos: sustrato rocoso duro

Clases de tipo de ensamble:

- Tipo.1: sustrato mayoritariamente descubierto tanto blando como duro
- Tipo.1.1: sustrato fino con parches o “colchones” de diatomeas bentónicas que dominan el área
 - Tipo.1.2: ensamble de especies suspensívoras en parche de ascidias y/o esponjas, generalmente dominante por *Molgula pedunculata* o *Mycale acerata*
 - Tipo.1.3: ensamble mixto complejo de mayor riqueza de especies, zoobentos dominante con formación de estructuras tridimensionales por especies suspensívoras y móviles.
 - Tipo.1.4: parche de ascidias y/o esponjas con detrito de macroalgas, similar a la Tipo 1.3 pero se visualizan detritos de macroalgas que en ocasiones tienen gran cobertura
- Tipo.2: macroalgas rojas con sustrato descubierto
- Tipo.3: macroalgas pardas con sustrato descubierto
- Tipo.4: macroalgas pardas y rojas con sustrato descubierto
- Tipo.5: mix de comunidad I de macroalgas y estrellas, macroalgas en menor cobertura con sustrato descubierto y baja abundancia de estrellas
- Tipo.6: mix de comunidad II de macroalgas y estrellas con una mayor cobertura o abundancia respectivamente
- Tipo.7: macroalgas pardas completamente cubierto sin visualización del sustrato
- Tipo.8: Ensamble compleja mixta de fauna y macroalgas, es un ensamble mixto con fauna móvil, suspensívora y macroalgas
- Tipo.9: detrito de macroalgas

Los taxones de la Tabla III.1 fueron identificados con su clasificación taxonómica, número Aphia ID (WoRMS Editorial Board 2017), cantidad de presencia y ausencias encontradas, y su correspondiente prevalencia. La prevalencia es la relación de las presencias con las ausencias registradas y hace alusión a cuán frecuente o rara puede ser una especie. A su vez, conocer este valor permite hacer un análisis a posterior en la calibración de los modelos de distribución de especies.

De la riqueza total de 74 taxones de invertebrados bentónicos y macroalgas identificados en el análisis desarrollado en toda la caleta (Whittaker et al. 2001), se calculó la riqueza puntual para cada muestra de video y foto-transecta tomada como número de especies (Gray 2001). Puesto que no todos los taxones fueron identificados a nivel de especie, dicho cálculo se encuentra sobreestimado en lo que respecta a especies de Chlorophyta (con *Monostroma hariotii* y posiblemente una pseudo-*Monostroma* no identificada; L. Quartino com. pers.) , Rhodophytas (crustosas y no crustosas) y Haliclónidae (al menos tres morfós). También, posiblemente Asteroidea, Polychaeta y Pantopoda cuya clasificación de los ejemplares es dificultosa a partir de video-fotografías. Las especies contribuyentes de isópodos está subestimada ya que la familia Serolidae no fue clasificada en especies y, además, se observaron otros isópodos similares al género *Natanolana* pero sin identificar su especie. En algunos casos donde la abundancia es grande y las especies de *Desmarestia antarctica* y *D. menziesii* coexisten, es difícil identificar a nivel de especie, quedando indicado sólo el género. Los taxones incluidos en este análisis fueron:

- Algas verdes: Chlorophyta de al menos una especie identificada.
- Algas pardas: *Adenocystis utricularis*, *Ascoseira mirabilis*, *Phaeurus antarcticus*, *Desmarestia antarctica*, *D. anceps*, *D. menziesii*, *Himantothallus grandifolius*.
- Algas rojas: *Sarcopeltis antarctica*, *Plocamium cartilagineum*, *Palmaria decipiens*, Corallinaceae y Rhodophytas de varias especies no identificadas diferentes a las anteriores mencionadas.
- Esponjas: *Mycale acerata*, especies del género *Haliclona* spp., *Dendrilla antarctica*, *Stylocordyla borealis*, *Rosella antarctica*.
- Anémonas: *Urticinopsis antarctica*, *Hormosoma scotti*, *Artemidactis victrix*; pennatuláceos: *Malacobelemnion daytoni*, Alcyonace con al menos dos morfós posibles; ctenóforo: *Lyrocteis flavopallidus*.
- Briozoos: se identificaron 7 morfós diferentes que suponen ser diferentes especies por lo que, aun no conociendo el género, se tomaron en cuenta independientemente.
- Polychaeta: mínimo dos morfós de especies Sedentarias y uno de Errantia, los cuales podrían también pertenecer a más de una especie.
- Nemátodo: *Parborlasia corrugatus*.
- Araña marina: Pantopoda la cual podría ser al menos dos especies diferentes.
- Moluscos: *Laternula elliptica*, *Aequiyoldia eightsii*, *Nacella concinna*, *Marseniopsis mollis*, *Neobuccinum eatoni*, *Doris kerguelenensis*, un morfo de gasterópodo no identificado en especie.
- Isópodos: Serolidae, *Glyptonotus antarcticus*, morfo diferentes a los anteriores mencionados (posiblemente *Natanolana* spp.).

- Crinoideo de especie no identificada.
- Estrellas de mar: *Odontaster validus*, *O. meridionalis*, *Diplasterias brucei*, *Perknaster aurorae*, *Perknaster fuscus antarcticus*, al menos una especie de *Perknaster* identificada como diferente a las anteriores mencionadas, *Labidaster annulatus* y al menos una especie de estrella diferente a las anteriores.
- Ophiuras: *Ophionotus victoriae*.
- Erizo de mar: *Sterechinus neumayeri*.
- Ascidas: *Molgula pedunculata*, el complejo *Cnemidocarpa verrucosa*, *Aplidium radiatum*, *Aplidium falklandicum*, *Synoicum adareanum*, *Ascidia challengerii*, *Corella antarctica*, *Pyura obesa*, *Pyura bouvetensis*, *Pyura setosa*, *Sycozoa sigillinoides*, *S. gaimardi*, *Distaplia cylindrica*, *Tylobranchion speciosum*.

Se pone el foco en ocho taxones de fauna conspicuas de sustratos blandos y ocho taxones macroalgas de sustrato rocoso cuya distribución será modelada en el siguiente Capítulo. Cada taxón posee diferentes características de alimentación, movilidad y estadio de aparición en la comunidad con la finalidad de indagar los nichos realizados posibles de cada una de ellas. Los taxones seleccionados son: el penatuálceo *Malacobelemnon daytoni*, la estrella *Odontaster validus*, el nemátodo *Parborlasia corrugatus*, la ascidia *Molgula pedunculata*, la esponja *Mycale acerata*, la familia de isópodos Serolidae, el molusco *Laternula elliptica*, el taxón que incluye a al menos un morfo de poliqueto de la subclase Errantia de género desconocido, el grupo de macroalgas verdes del phylum Chlorophytas, las macroalgas rojas Rhodophyceae no incrustantes y la familia de algas calcáreas Corallinaceae; y por último, las macroalgas pardas *Ascoseira mirabilis*, *Desmarestia antarctica*, *D. menziesii*, *D. anceps* e *Himanthothallus grandifolius*.

Con la finalidad de (iii) asociar los límites de distribución en respuestas a las variables ambientales modeladas que caracterizan el área de caleta Potter (Capítulo II), se calculó el rango de variabilidad ambiental y su promedio para cada uno de los taxones en estudio. Para ello, se utilizó la herramienta de 'Extract multi values to points' (ArcGIS 10.8.1) para extraer el valor de cada variable de tipo ráster existente en el punto donde se ubica la muestra de presencia del taxón. Se redujo el set de datos eliminando aquellos valores duplicados pertenecientes a una misma posición de muestreo. A posterior se calcularon los rangos límites inferiores y superiores, el promedio y su desvío. Además, se analizaron los resultados de los taxones de fauna comparándolos con los de macroalgas para describir y evaluar los potenciales hábitats de desarrollo.

III.3 Resultados

III.3.1 DISTRIBUCIÓN DEL BENTOS DE POTTER

La Tabla III.1 resume la clasificación taxonómica y la prevalencia de los taxones encontrados en el análisis de imágenes de video-transecta combinando aquella identificación taxonómica de máximo nivel de especies catalogadas en el análisis original de foto-transectas. Se identificaron un total de 88 taxones de los cuales 51 son especies, 16 morfos no identificados en especies correspondientes a esponjas, briozoos, poliquetos,

crinoideo y gasterópodo, y 22 taxones de mayor orden (de género a phylum que pueden incluir a los anteriores identificados). Esto identifica un máximo potencial de 74 especies. Los grupos corresponden a bacterias u hongos y diatomeas bentónicas, Chlorophytas, Phaeophytas, Rhodophytas (calcáreas y no calcáreas), Porifera, Cnidaria (Alcyonacea, Octocorallia, Anemonae), Ctenophore, Bryozoa, Annelida, Nematoda, Arthropoda (Pantopoda, Multicrustacea), Mollusca, Isopoda, Crinoidea, Asteroidea, Ophiura, Echinoidea y Ascidiacea. Se señaló, además, la presencia de peces y se caracterizó a las macroalgas cuando se hallaban como detrito, como también se indicó la presencia de taxones del zooplancton. Cuatro especies identificadas en el análisis original de fototransectas no fueron indicadas para los videos debido a la dificultad de reconocimiento desde imágenes: dos algas rojas *Plocamium cartilagineum* y *Palmaria decipiens*, la esponja *Rosella antarctica* y la anémona *Urticinopsis antarctica*.

De aquellos taxones representativos del ensamble bentónico de Potter analizados en esta tesis, existe una dominancia de las macroalgas en las transectas muestreadas próximas a la costa Noroeste y a la Sureste de la caleta externa (Fig.III.2). Mientras, para el zoobentos la presencia domina la caleta central e interna (Fig.III.3). Las macroalgas Chlorophytas presentan una distribución más restringida que las pardas y las rojas. Los taxones observados por área y metodología implementada varían, siendo más taxones encontrados con el análisis de videos (Anexo Tabla III.A1).

Entre los grupos de distribución más generalistas se encuentran Asteroidea (Anexo Fig.III.B2b), seguido por Isópodos (Anexo Fig.III.B4c), Octocorallia (Anexo Fig.III.B5b), Polychaeta (Anexo Fig.III.B6b), Bryozoa (Anexo Fig.III.B2d) y Porifera (Anexo Fig.III.B6h). Entre las especies de mayor extensión en la distribución espacial en el área de estudio, se destaca a la estrella *Odontaster validus* (Fig.III.3b), al pennatuláceo octocoral *Malacobelemnion daytoni* (Fig.III.3a), seguido de la ascidia complejo *Cnemidocarpa verrucosa* (Anexo Fig.III.B2e) y la ascidia *Molgula pedunculata* (Fig.III.3d), el molusco *Laternula elliptica* (Fig.III.3g) y la ophiura *Ophionotus victoriae* (Anexo Fig.III.B5d).

La proporción de registros de presencias y ausencias sin duplicados dada por la prevalencia indica la frecuencia de aparición en función de los muestreos analizados, considerando la muestra como aquella coordinada de mínimo un segundo de filmación. Entiéndase que estos valores se ven afectados por el tipo de muestreo y, el tamaño e historia de vida del organismo facilitando o no su hallazgo. Entre los 10 taxones menos observados se encuentran la estrella sol *Labidiaster annulatus* con cuatro ejemplares observados, luego con tres ejemplares el Crinoideo con tres, el Bryozoo morfo 3, el alga verde *Monostroma hariotii* de aguas claras y filmación próxima al sustrato para su observación, *Odontaster meridionalis*, Pantopoda, *Perknaster fuscus antarcticus*, *Synoicum adareanum* y *Pyura obesa*. Dentro de Bryozoa, siete morfos diferentes fueron identificados donde el morfo A se ha encontrado presente principalmente en las áreas próximas al frente glaciar, libres de hielo desde el 1956. Mientras que la presencia del morfo 2, se encuentra asociada a las macroalgas. Dentro de los octocorales analizados se observaron dos morfos de Alcyonacea, uno similar al género *Gorgonia*. Se destaca también el encuentro fortuito de la medusa *Haliclystus antarcticus* (AphiaID 287224), en una foto no localizada en GPS.

Tabla. III.1: Taxones visualizados en Caleta Potter en el muestreo de foto-transectas por Sahade et al. (2015); Lagger et al. (2017, 2018, 2021) durante el 2009/2010, 2010/2011 y datos propios de esta tesis de video-transectas realizadas durante el 2016. El Aphia ID (urn:lsid:marinespecies.org:taxname:) fue extraído de (WoRMS Editorial Board 2017).

	TAXON	Aphia ID	Phylum	Clase	Orden	Grupo	ID Grupo	Presencia/Ausen	Prevalenci
Bact	Benthic bacteria	6	---	---	---	BACTERIA	Gr0 BACT	205/-	-
Diat	Benthic Diatoms	---	---	---	---	DIATOMS	Gr0 DIAT	4634/21317	0.217
Mon.har	<i>Monostroma hariotii</i>	325529	Chlorophyta	Ulvophyceae	Ulotrichales	CHLOROPHYT	Gr1 CHLOR	28/30218	0.001
Chlo	Chlorophyta	801	---	---	---	CHLOROPHYT	Gr1 CHLOR	161/30174	0.005
Ade.urt	<i>Adenocystis utricularis</i>	325420	Ochrophyta	Phaeophyceae	Ectocarpales	PHAEOPYTAS	Gr2 PHAE	327/29812	0.011
Asc.mir	<i>Ascoseira mirabilis</i>	325432	Ochrophyta	Phaeophyceae	Ascoseirales	PHAEOPYTAS	Gr2 PHAE	1854/32490	0.057
Pha.ant	<i>Phaeurus antarcticus</i>	325545	Ochrophyta	Phaeophyceae	Demarestiales	PHAEOPYTAS	Gr2 PHAE	289/30892	0.009
Des.ant	<i>Desmarestia antarctica</i>	325497	Ochrophyta	Phaeophyceae	Demarestiales	PHAEOPYTAS	Gr2 PHAE	175/30887	0.006
Des.anc	<i>Desmarestia anceps</i>	325496	Ochrophyta	Phaeophyceae	Demarestiales	PHAEOPYTAS	Gr2 PHAE	1721/33231	0.052
Des.men	<i>Desmarestia menziesii</i>	325498	Ochrophyta	Phaeophyceae	Demarestiales	PHAEOPYTAS	Gr2 PHAE	2581/32202	0.080
Des	<i>Desmarestia</i> sp. (incluye Des.ant, Des.anc y Des.men)	144061	Ochrophyta	Phaeophyceae	Demarestiales	PHAEOPYTAS	Gr2 PHAE	4691/31119	0,151
Him.gra	<i>Himantothallus arandifolius</i>	325517	Ochrophyta	Phaeophyceae	Demarestiales	PHAEOPYTAS	Gr2 PHAE	1472/35555	0,041
Phae	Phaeophyceae	830	Ochrophyta	Phaeophyceae	---	PHAEOPYTAS	Gr2 PHAE	6286/29699	0,212
Coralli	Corallinaceae	143691	Rhodophyta	Florideophyceae	Corallinales	RHODOPYTA	Gr3 RHOD	3774/29701	0,127
Gigar	<i>Sarcopeltis antarctica</i> (ex <i>Gigartina skottsbergii</i>)	1647551	Rhodophyta	Florideophyceae	Gigartinales	RHODOPYTA	Gr3 RHOD O	160/30499	0,005
Rhodo.fol	Rhodophyta no crustosas (spp incluye <i>Sarcopeltis antarctica</i> , <i>Plocamium cartilagineum</i> y <i>Palmaria</i>)	---	Rhodophyta	---	---	RHODOPYTA	Gr3 RHOD O	4245/29894	0,142
Rhodo	Rhodophyta	852	Rhodophyta	---	---	RHODOPYTA	Gr3 RHOD	5077/29257	0,174
Mic.ace	<i>Mycale acerata</i>	175118	Porifera	Demospongia	Poecilosclerida	PORIFERA	Gr4 POR	741/28590	0,026
Hali	<i>Haliclona</i> spp. (cuatro morfos)	131834	Porifera	Demospongiae	Haplosclerida	PORIFERA	Gr4 POR	957/953	1,004
Den.ant	<i>Dendrilla antarctica</i>	164875	Porifera	Demospongia	Dendroceratida	PORIFERA	Gr4 POR	43/609	0,071
Stv.bor	<i>Stylacoravla borealis</i>	134240	Porifera	Demospongia	Suberitida	PORIFERA	Gr4 POR	10/611	0,016
Sponge	Porifera	558	Porifera	---	---	PORIFERA	Gr4 POR	2614/17882	0,146
Mal.dav	<i>Malacobelemnion daytoni</i>	766545	Cnidaria	Anthozoa	Pennatulacea	CNIDARIA	Gr5 CNID**	15257/10255	1,488
Alcy	Alcyonacea (dos morfos)	1365	Cnidaria	Anthozoa	---	CNIDARIA	Gr5 CNID	48/10026	0,005
Octo	Octocorallia	1341	Cnidaria	Anthozoa	---	CNIDARIA	Gr5 CNID	15821/9519	1,662
Anem	Actiniidae (Urticinopsis antarctica, Hormosoma scotti o Artemidactix vitrix spp.)	100653	Cnidaria	Anthozoa	Actiniaria	CNIDARIA	Gr5 CNID	822/24661	0,033
Lyr.flav	<i>Lyrocteis flavopallidus</i>	265958	Ctenophora	Tentaculata	Platyctenida	CTENOPHORE	Gr6 CTEN	1021/27181	0,038
Bryozoo	Bryozoa (cinco morfos)	146142	Ctenophora	---	---	BRYOZOO	Gr7 BRYO	3006/17264	0,174
Polych.s	Polychaeta sedentaria (Ssp1 and Ssp2)	754175	Annelida	Polychaeta	---	ANNELIDA	Gr8 ANEL	3371/4455	0,757
Polich.e	Polychaeta errantia (Esp1)	754174	Annelida	Polychaeta	---	ANNELIDA	Gr8 ANEL	1374/12562	0,109
Polych	Polychaeta (incluye dos morfos sedentarios y uno errantia)	883	Annelida	Polychaeta	---	ANNELIDA	Gr8 ANEL	4644/3531	1,315
Parb.cor	<i>Parborlasia corrugatus</i>	155836	Nematoda	Avnola	Heteronemertea	NEMATODA	Gr9 NEMA	863/25398	0,034
Panto	Pantopoda (dos morfos)	1358	Arthropoda	Pycnogonida	Pantopoda	ARTHROPODA	Gr10 ARTH	28/18101	0,002
Zoopl	Multicrustacea (Zooplankton como Amphipoda y	845959	Arthropoda	---	---	ARTHROPODA	Gr10 ARTH	387/-	-
Lat.eli	<i>Laternulla elliptica</i>	197217	Mollusca	Bivalvia	Anomalodesmat	MOLLUSCA	Gr11 MOLL	5918/4741	1,248
Aeq.eig	<i>Aequiyoldia eightsii</i>	868255	Mollusca	Bivalvia	Nuculanida	MOLLUSCA	Gr11 MOLL	140/857	0,163
Mar.mol	<i>Marseniopsis mollis</i>	197269	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	MOLLUSCA	Gr11 MOLL	29/848	0,034
Neo.eat	<i>Neobuccinum eatoni</i>	197303	Mollusca	Gastropoda	Neogastropoda	MOLLUSCA	Gr11 MOLL	983/13799	0,071
Dor.ker	<i>Doris kerguelensis</i>	411132	Mollusca	Gastropoda	Nudibranchia	MOLLUSCA	Gr11 MOLL	141/11469	0,121
Nac.con	<i>Nacella concinna</i>	197296	Mollusca	Gastropoda	Patellogastropod	MOLLUSCA	Gr11 MOLL	3622/17635	0,205
Gast.sp1	Gastropoda sp1	unknown	Mollusca	Gastropoda	---	MOLLUSCA	Gr11 MOLL	419/7420	0,056
Sero	Serolidae	118276	Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	ISOPODA	Gr12 ISO	2120/7406	0,286
Glyp.ant	<i>Glyptonotus antarcticus</i>	174803	Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	ISOPODA	Gr12 ISO	412/4919	0,084
Isopoda	Ord. Isopoda (Serolis sp. Natatolana spp., otros isopoda)	1131	Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	ISOPODA	Gr12 ISO	2588/3566	0,726
Crino	Crinoidea	123081	Echinodermata	---	---	CRINOIDEO	Gr13 CRI	10/23141	0,000
Odo.val	<i>Odontaster valdus</i>	172775	Echinodermata	Asteroidea	Valvatida	ASTEROIDEO	Gr14 AST	1855/22062	0,084
Odo.mer	<i>Odontaster meridionalis</i>	172774	Echinodermata	Asteroidea	Valvatida	ASTEROIDEO	Gr14 AST	28/22222	0,001
Perk.aur	<i>Perknaster aurora</i>	172751	Echinodermata	Asteroidea	Valvatida	ASTEROIDEO	Gr14 AST	55/23629	0,002
Perk.fant	<i>Perknaster fuscus</i>	172754	Echinodermata	Asteroidea	Valvatida	ASTEROIDEO	Gr14 AST	42/23334	0,002
Perk.spp	<i>Perknaster</i> spp.	172579	Echinodermata	Asteroidea	Valvatida	ASTEROIDEO	Gr14 AST	176/22270	0,008
Dip.bru	<i>Diplasterias brucei</i>	172650	Echinodermata	Asteroidea	Forcipulatida	ASTEROIDEO	Gr14 AST	538/23637	0,023
Lab.ann	<i>Labidiaster annulatus</i>	234924	Echinodermata	Asteroidea	Forcipulatida	ASTEROIDEO	Gr14 AST	10/27744	0,000
Aster.	Asteriidae (incluye	123121	Echinodermata	Asteroidea	---	ASTEROIDEO	Gr14 AST	4084/20229	0,202
Onhi.vic	<i>Onhionotus victoriae</i>	173593	Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiurida	OPHIURA	Gr15 OPH	7325/16713	0,438
Ste.neu	<i>Sterechnus neumayeri</i>	160831	Echinodermata	Echinoidea	Echinoidea	ECHINOIDEO	Gr16 ECH	932/23432	0,040
Apl.rad	<i>Aplidium radiatum</i>	173615	Chordata	Ascidacea	Aplousobranchia	ASCIDIA	Gr17 ASC	57/779	0,073
Apl.falk	<i>Aplidium falklandicum</i>	173572	Chordata	Ascidacea	Aplousobranchia	ASCIDIA	Gr17 ASC	44/604	0,073
Apl.spp	<i>Aplidium</i> sp. (incluye <i>A. radiatum</i> dominante y <i>A.falklandicum</i>)	103471	Chordata	Ascidacea	Aplousobranchia	ASCIDIA	Gr17 ASC	1991/10003	0,199
Dis.cyl	<i>Distaplia cylindrica</i>	173392	Chordata	Ascidacea	Aplousobranchia	ASCIDIA	Gr17 ASC	62/999	0,062
Svc.sig	<i>Sycozoa siillinoideis</i>	173399	Chordata	Ascidacea	Aplousobranchia	ASCIDIA	Gr17 ASC	45/1225	0,037
Svc.gai	<i>Sycozoa gaumardi</i>	251426	Chordata	Ascidacea	Aplousobranchia	ASCIDIA	Gr17 ASC	312/15683	0,020
Syn.radi	<i>Synoicum radareanum</i>	173644	Chordata	Ascidacea	Aplousobranchia	ASCIDIA	Gr17 ASC	81/30995	0,003
Tvl.spe	<i>Tylobranchium speciosum</i>	173185	Chordata	Ascidacea	Aplousobranchia	ASCIDIA	Gr17 ASC	111/16837	0,007
Asc.cha	<i>Ascidia challengeri</i>	173151	Chordata	Ascidacea	Phlebobranchia	ASCIDIA	Gr17 ASC	768/20094	0,038
Cor.ant	<i>Corella antarctica</i>	252638	Chordata	Ascidacea	Phlebobranchia	ASCIDIA	Gr17 ASC	1984/19893	0,100
Cne.ver	<i>Cnemidocarpa verrucosa</i>	173893	Chordata	Ascidacea	Stolidobranchia	ASCIDIA	Gr17 ASC	4705/19001	0,248
Mol.ped	<i>Molaua pedunculata</i>	173279	Chordata	Ascidacea	Stolidobranchia	ASCIDIA	Gr17 ASC	4746/19378	0,245
Pvu.obe	<i>Pyura obesa</i>	173793	Chordata	Ascidacea	Stolidobranchia	ASCIDIA	Gr17 ASC	65/1432	0,003
Pvu.bou	<i>Pyura bouvetensis</i>	173771	Chordata	Ascidacea	Stolidobranchia	ASCIDIA	Gr17 ASC	80/20880	0,004
Pvu.spp	<i>Pyura</i> (incluye <i>P. obesa</i> , <i>P. setosa</i> y <i>P. bouvetensis</i>)	103524	Chordata	Ascidacea	Stolidobranchia	ASCIDIA	Gr17 ASC	195/20880	0,009
Fish	Osteichthyes	152352	Chordata	---	---	FISH	Gr18 FISH	118/-	-

***Medusa *Haliclystus antarcticus* (AphiaID 287224),encuentro fortuito

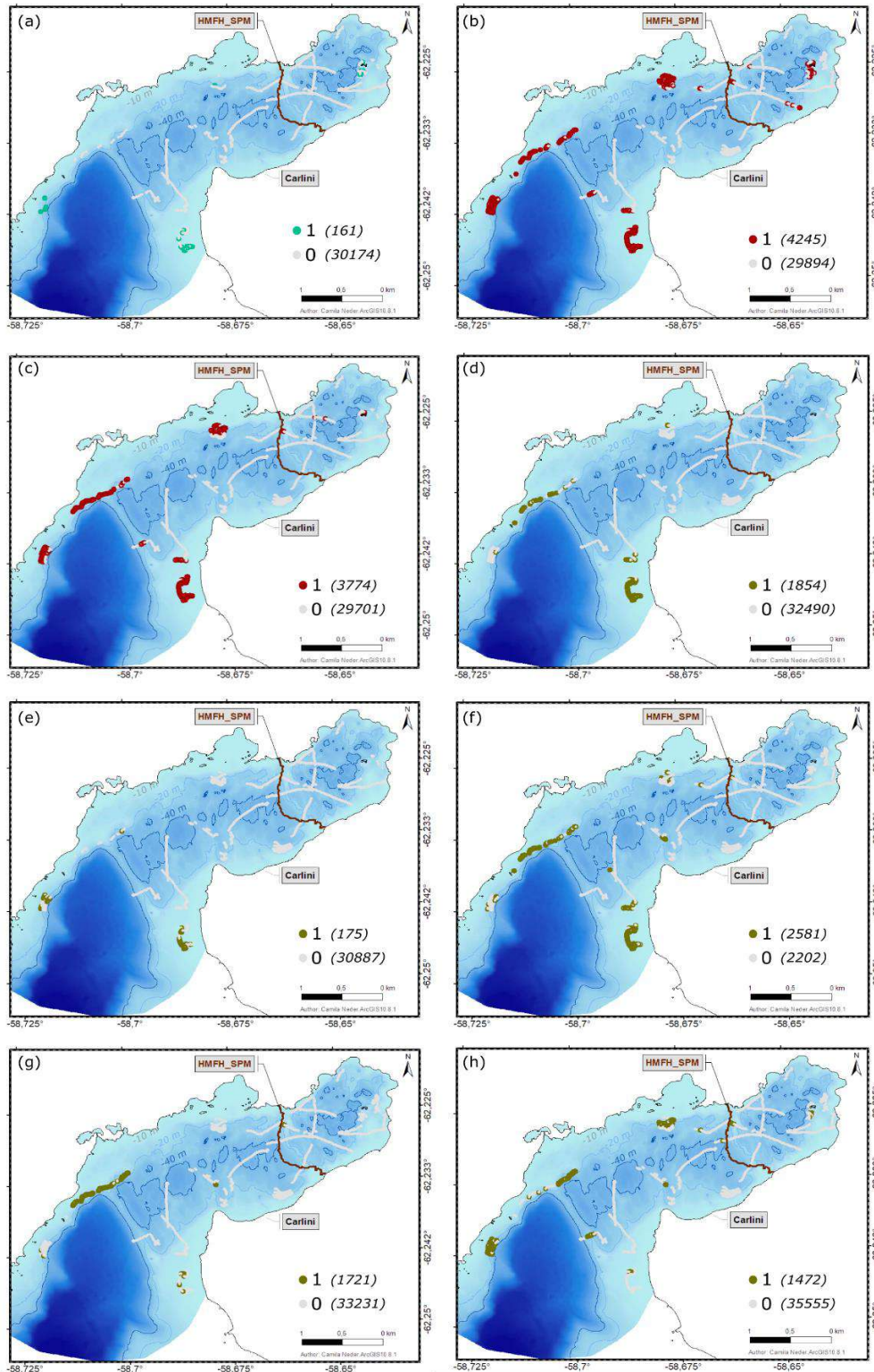


Fig. III.2: Distribución espacial de presencias (1) y ausencias (0) muestreadas para macroalgas bentónicas. **(a)** *Phyllum Chlorophyta* (Chloro). **(b)** Algas rojas *Rhodophyceae* foliosas no incrustante (Rhodp.fol). **(c)** Alga roja de Familia *Corallinaceae* (Coralli). **(d)** Alga parda *Ascoseira mirabilis* (Asc.mir). **(e)** Alga parda *Desmarestia antarctica* (Des.ant). **(f)** Alga parda *Desmarestia menziesii* (Des.men). **(g)** Alga parda *Desmarestia anceps* (Des.anc). **(h)** Alga parda *Himantothallus grandifolius* (Him.gra). La numeración en curvsa señalada pertenece a la cantidad de presencias y ausencias muestreadas por taxón. La línea punteada indica la división del hábitat fiórdico de alta influencia del glaciar (HMFH) con alta concentración constante de material particulado en suspensión (SPM) durante el verano.

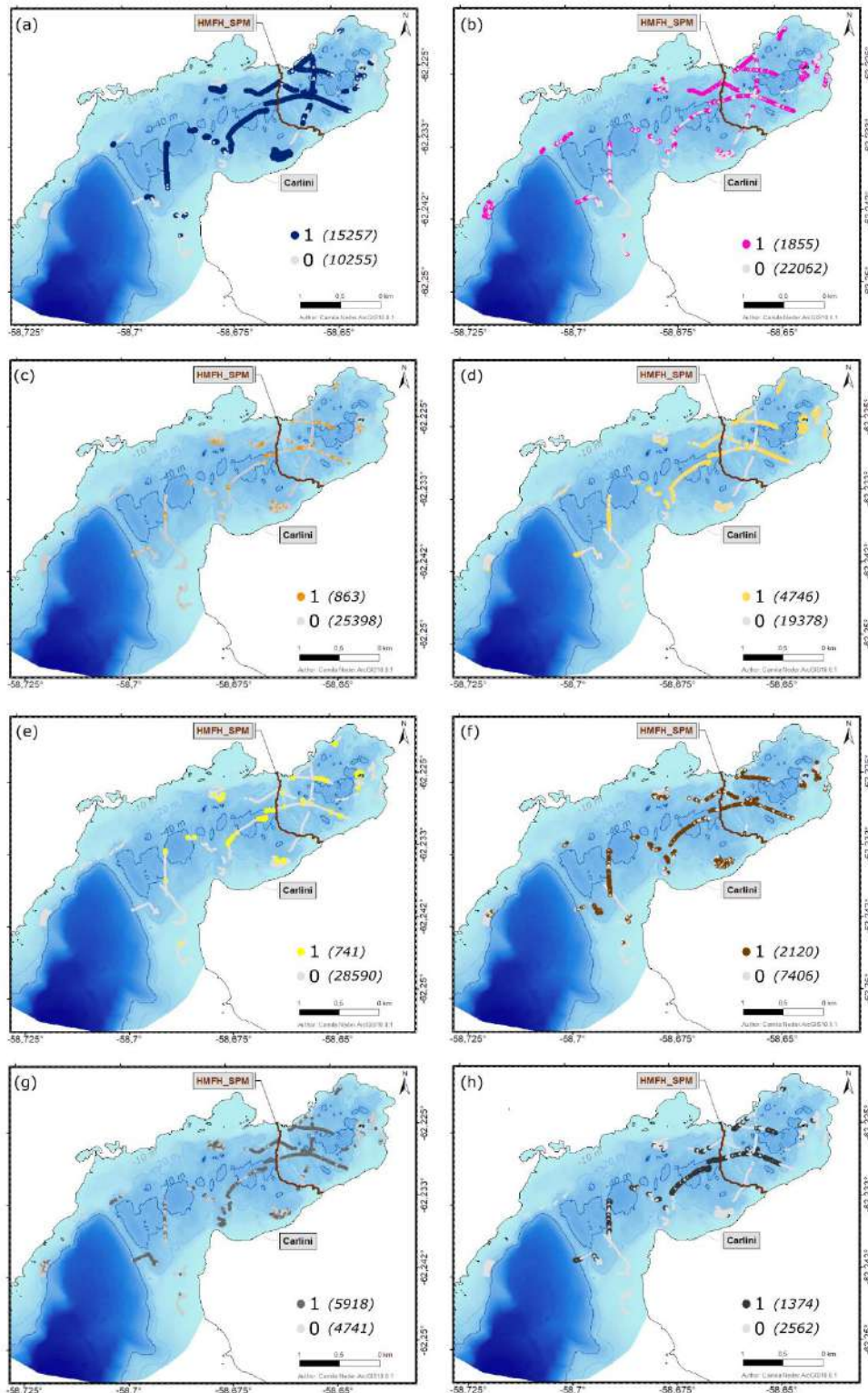


Fig. III.3: Distribución espacial de presencias (1) y ausencias (0) muestradas para fauna bentónica. **(a)** Pluma de mar o pennatuláceo *Malacobelemnion daytoni* (Mal.day) **(b)** Estrella *Odontaster validus* (Odo.val). **(c)** Nemátodo *Parborlasia corrugatus* (Parb.cor) **(d)** Ascidia *Molgula pedunculata* (Mol.ped). **(e)** Esponja *Mycale acerata* (Myc.ace) **(f)** Isópoda de la familia Serolidae (Sero). **(g)** Molusco *Laternula eliptica* (Lat.elli). **(h)** Poliqueto Errantia (Poli.Esp1). La numeración en curvsa señalada pertenece a la cantidad de presencias y ausencias muestradas por taxón. La línea punteada indica la división del hábitat fiórdico de alta influencia del glaciar (HMFH) con alta concentración constante de material particulado en suspensión (SPM) durante el verano.

La distribución espacial de los 56 taxones restantes considerando video y fotos transectas y uniendo en ocasiones morfos de una misma entidad taxonómica, se muestran en el Anexo III.B. Se actualiza la distribución del bentos al 2016 cubriendo un área mayor, de gran distribución en toda la caleta que varía según el taxón analizado. La distribución de la fauna y macroalgas seleccionada para la modelización se exponen en las figuras Fig.III.2 y Fig.III.3 respectivamente. Cabe destacar que la calidad de los videos y su análisis demuestra ciertas áreas sin visibilidad por el desplazamiento de la cámara, la alta turbidez o por estar fuera del agua (Anexo Fig.III.B8). Dichos fragmentos fueron excluidos del análisis.

III.3.2 CARACTERIZACIÓN DEL ENSAMBLE BENTÓNICO

En la clasificación del tipo de ensamble (Fig.III.4a) considerando aquellas especies que se presentan en conjunto, se visualizan dos tipos de comunidades asociados al sustrato (Fig.III.4b). Por un lado, las macroalgas asociadas al sustrato duro hacia las márgenes de la costa y el zoobentos, al sustrato fino y blando hacia el medio de la caleta y en dirección próxima al frente glaciar. Aunque al medio de la caleta central se observan parches de sustrato blando: fino, y mixto-fino combinado con grava. Dicha zona está también caracterizada por la presencia de detritos de macroalgas (ensamble Tipo 9). La Fig.III.4b muestra una gran porción del área de Potter muestreada que corresponde a un sustrato fino, caracterizando el área como un fiordo de asentamiento de invertebrados bentónicos en mayor proporción comparativamente con las macroalgas de sustrato duro.

Hacia la costa Noroeste en la caleta externa, existe una dominancia de macroalgas con una amplia cobertura (Tipo 7), aunque con parches de macroalgas con sustrato descubierto y presencia de estrellas (Tipo 5 y 6, en distinta abundancia). Mientras, hacia la costa Sureste, existe una combinación de parches de macroalgas pardas y rojas con sustrato descubierto de granulometría fina tipo arena o menor (Tipo 1, Tipo 2, Tipo 4). Dicha zona, es una zona de alto impacto de olas. En la caleta central, hacia la costa Noroeste, las áreas recientemente libres de hielo están caracterizadas por un ensamble de macroalgas rojas en poca proporción con sustrato descubierto.

Al medio de la caleta, en una línea transversal en la caleta interna y central, predomina el ensamble de comunidad de Tipo 1, 1.1 y 1.2 caracterizado por sustrato descubierto de tipo blando, dominancia de diatomeas bentónicas y/o parches de ascidias y/o esponjas. En la proximidad a la Isla, el ensamble de comunidad complejo de alta riqueza se hace presente, predominante en invertebrados bentónicos como ascidias, estrellas y esponjas de diferentes especies (Tipo 1.3). Este tipo de ensamble es similar al tipo 1.4 que combina la presencia de detrito de macroalgas, el cual se hace presente en la caleta central en el hábitat fiórdico con proximidad al hábitat marino (-58,68; -62,23; cuadrante 3 de Fig.III.5). Debido a la semejanza en la caracterización del ensamble, la visualización queda con el mismo color (Fig.III.4a).

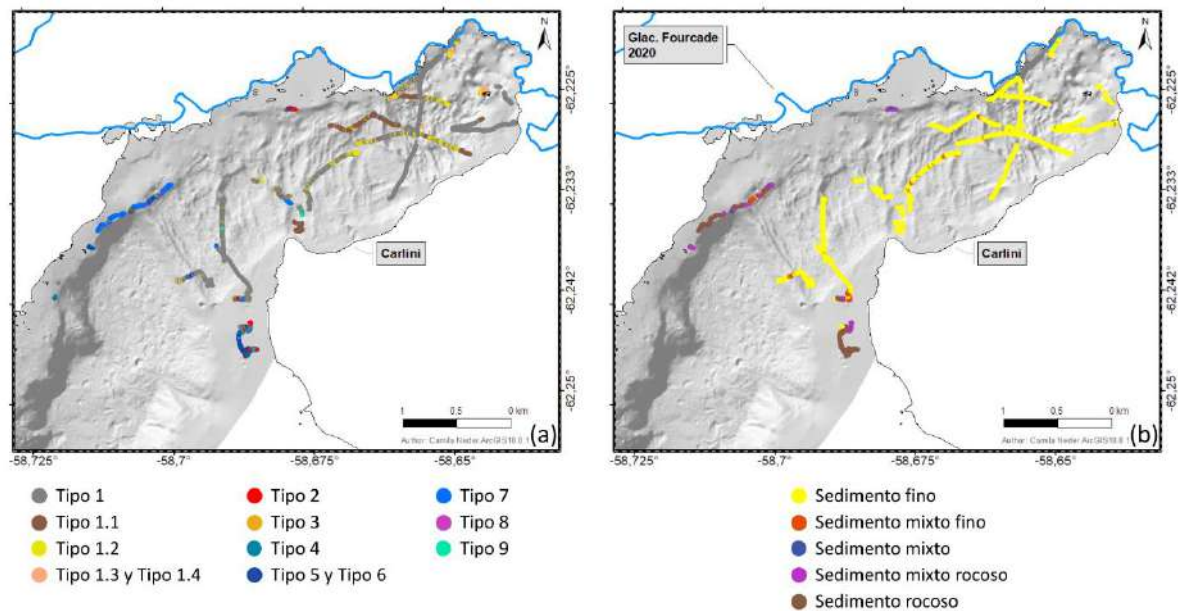


Fig.III.4: Caracterización del ensamble bentónico en (a) tipo de comunidad asociado a (b) el tipo de sustrato. Tipo 1: sustrato descubierto puede existir algún isópoda o pennatuláceo aislado, Tipo 1.1: sustrato con diatomeas y/o con bacterias/hongos, Tipo 1.2: parche de ascidias/esponjas, Tipo 1.3: comunidad compleja zoobentos dominante, Tipo 1.4: parche de ascidias y/o esponjas con detrito de macroalgas, Tipo 2: macroalgas rojas con sustrato descubierto, Tipo 3: macroalgas pardas con sustrato descubierto, Tipo 4: macroalgas pardas y rojas con sustrato descubierto, Tipo 5: mix de comunidad I de macroalgas y estrellas en menor cobertura, Tipo 6: mix de comunidad II de macroalgas y estrellas con una mayor cobertura o abundancia respectivamente, Tipo.7: macroalgas pardas completamente cubierto, Tipo.8: comunidad compleja mixta de fauna y macroalgas, Tipo.9: detrito de macroalgas. Debido a la semejanza en funcionalidad y caracterización del ensamble, los tipos de comunidad 1.3 y 1.4 como así también el 5 y 6, son representados por el mismo color.

En lo que respecta a la riqueza puntual, considerando únicamente el nivel de especie, se destaca la zona media de la caleta central con el mayor número de especies del ensamble bentónico, donde 17 especies fueron identificadas conjuntamente en una muestra (Fig.III.5). En la caleta interna de alta influencia al glaciar, las áreas nuevas próximas al frente glaciar al Norte de Potter (Fig.III.5 cuadrante 1) muestran una riqueza media de entre 4-7 especies correspondientes al muestreo del 2010 y una baja de 1-3 muestreada, en el área próxima, durante la campaña del 2016. En el mismo cuadrante, una transecta muestra una baja diversidad puntual con una riqueza de 1-3 especies o incluso nula correspondiente al muestreo de video-transectas en el hábitat fiórdico de gran influencia glaciar por sedimentos y agua de deshielo (HMFH). La isla, en dicha área es el "hot-spot" de biodiversidad. Alejándose, en la caleta central dentro, en el límite del hábitat fiórdico de baja influencia glaciar (LMFH) y HMFH, la riqueza aumenta. Si bien existen parches de entre nulo y 1-3 especies conjuntas, una gran proporción muestra valores superiores a 4 con un máximo entre 12-17 (Fig.III.5. cuadrante 2). En el área comprendida en el borde de LMFH y el hábitat fiórdico (FH) se ve disminuida la riqueza (Fig.III.5 cuadrante 3), es un área de alta turbulencia y hay presencia de detritos y también diatomeas con bacterias y/u hongos (Fig.III.4a). En el área de FH en la costa Sureste, la riqueza media-alta está caracterizada por la presencia de macroalgas (Fig.III.5 cuadrante 4).

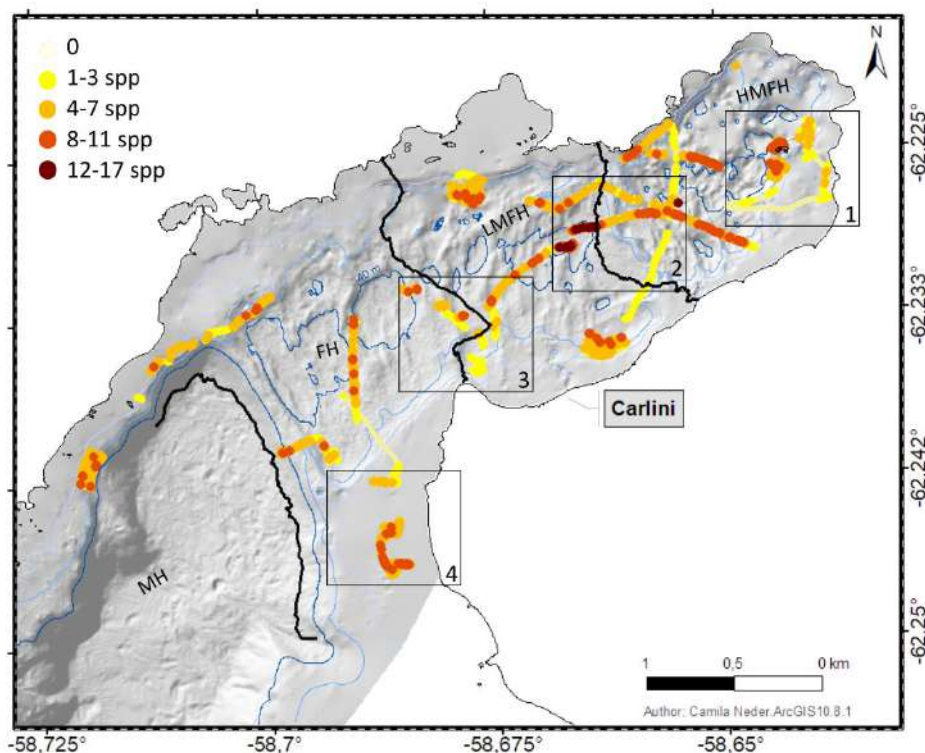


Fig.III.5: Riqueza del área en función de las foto y video-transectas, dada por cantidad de especies. Las líneas en negro dividen el área en Potter en los hábitats indicados por Neder et al. (2022): Hábitat marino (MH), hábitat de fiordo (FH), hábitat fiórdico de baja influencia glaciar (LMFH) y de alta influencia glaciar (HMPH). Los cuadrantes 1-4 señalan áreas de baja (1 y 3), media (4) y alta riqueza (2). Con puntos de foco de especie en la Isla (cuadrante 1) y en área central del cuadrante 2. Se excluyen las transectas de visibilidad nula.

III.3.3 RANGOS AMBIENTALES DEL BENTOS

La extracción de los valores de las variables que caracterizan caleta Potter (Capítulo II), permite identificar el rango de variabilidad donde se distribuye un taxón. El análisis para todos los taxones del ensamble bentónico identificado se encuentra en el [Anexo Capítulo III](#) (Anexo Tablas III.C1-III.C9 para rangos y Anexo Tablas III.D1-D12 para promedios). El rango de variabilidad donde se encuentra presente cada uno de los 8 taxones representativos del ensamble bentónico de Potter para macroalgas (Tabla III.2a), y 8 para zoobentos (Tabla III.2b) fue semejante dentro de cada grupo y mostró un solapamiento de hábitat. En el caso de las macroalgas, poniendo el foco en el sustrato, según la probabilidad de sustrato duro, todas las especies se desarrollan en el rango completo de la variable (de cero a uno) y según el tamaño medio del grano, se encuentran presentes hasta un tipo de sustrato de 15,6 mm donde el máximo es 16 mm. Sin embargo, se evidencia que el sustrato duro es indispensable para el asentamiento de las especies de macroalgas en el promedio de valores altos (0,78-1) de la probabilidad de sustrato duro donde las macroalgas están presentes con desvíos entre 12-26% (Tabla III.3a). La fauna, se desarrolla en un sustrato más fino de tipo limo arenoso o limo arcilloso con variaciones en el rango del tamaño medio del grano (Tabla III.2b).

Tabla III.2a: Rango de variabilidad ambiental para las presencias de los 8 taxones de macroalgas analizadas.

Var/spp macroalgas	Chloro	Rhod_fol	Coralli	Asc_mir	Des_ant	Des_men	Des_anc	Him_gra
Bathy	2,23 - 30,78	2,21 - 31,83	2,21 - 33,16	2,32 - 30,27	2,72 - 31,24	2,32 - 33,99	3,26 - 32,80	3,43 - 40,32
BPI_broad	-8 - 66	-8 - 66	-10 - 66	13 - 50	13 - 65	-9 - 66	-9 - 63	-16 - 65
BPI_fine	-6 - 3	-7 - 17	-8 - 6	0 - 5	0 - 2	-3 - 5	-4 - 5	-4 - 9
bs_max	0,01 - 1,15	0,00 - 1,84	0,00 - 1,07	0,01 - 0,34	0,01 - 0,34	0,01 - 1,72	0,00 - 0,33	0,01 - 1,72
bs_mean	0,014 - 1,145	0,005 - 1,837	0,005 - 1,074	0,006 - 0,344	0,014 - 0,340	0,005 - 1,715	0,005 - 0,329	0,005 - 1,715
bs_med	0,001 - 0,131	0,000 - 0,378	0,000 - 0,140	0,000 - 0,051	0,001 - 0,049	0,000 - 0,092	0,000 - 0,047	0,000 - 0,106
bs_min	0,000 - 0,077	0,000 - 0,346	0,000 - 0,069	0,000 - 0,036	0,000 - 0,034	0,000 - 0,036	0,000 - 0,033	0,000 - 0,076
DistToCoast	7 - 280	0 - 756	0 - 751	50 - 465	89 - 475	50 - 598	81 - 478	70 - 764
DistToGlacier	315 - 2258	117 - 2263	227 - 2263	303 - 2263	618 - 2263	295 - 2263	298 - 2219	297 - 2004
expo_icefr	22 - 320	16 - 321	22 - 321	79 - 321	154 - 319	16 - 321	83 - 319	16 - 303
Fe2O3_02cm	7,57 - 8,89	7,32 - 8,89	7,32 - 8,88	7,33 - 7,84	7,76 - 7,80	7,76 - 7,95	7,70 - 7,89	7,37 - 8,86
Fe2O3_12cm	7,65 - 8,94	7,59 - 8,95	7,59 - 8,95	7,59 - 7,86	7,65 - 7,84	7,59 - 7,90	7,64 - 7,86	7,59 - 8,94
hydro_TAU_mi	0,002 - 0,192	0,001 - 0,192	0,001 - 0,192	0,006 - 0,192	0,005 - 0,189	0,004 - 0,189	0,005 - 0,156	0,002 - 0,122
hydro_TAU_mo	0,006 - 0,462	0,005 - 0,462	0,004 - 0,462	0,015 - 0,462	0,012 - 0,455	0,010 - 0,455	0,010 - 0,370	0,005 - 0,295
hydro_TAU_r	0,015 - 0,975	0,009 - 0,977	0,011 - 0,977	0,050 - 0,976	0,042 - 0,965	0,025 - 0,966	0,025 - 0,776	0,011 - 0,600
mgs	0,01 - 15,08	0,01 - 15,64	0,01 - 15,64	0,01 - 12,61	0,11 - 15,38	0,01 - 15,64	0,02 - 15,64	0,01 - 15,40
ProbHardS	0 - 1	0 - 1	0 - 1	0 - 1	1	0 - 1	0 - 1	0 - 1
Sal_1to5m	33,41 - 33,87	33,41 - 33,87	33,41 - 33,87	33,64 - 33,85	33,64 - 33,87	33,61 - 33,87	33,61 - 33,86	33,41 - 33,87
Sal_5to15m	33,91 - 34,04	33,91 - 34,04	33,91 - 34,04	33,91 - 34,04	33,91 - 34,04	33,91 - 34,04	33,91 - 34,04	33,93 - 34,04
Sal_deeper15	34,04 - 34,12	34,04 - 34,12	34,04 - 34,12	34,05 - 34,12	34,05 - 34,12	34,05 - 34,12	34,06 - 34,12	34,05 - 34,12
Sal_mean_ly3	33,79 - 34,01	33,79 - 34,01	33,79 - 34,01	33,87 - 34,00	33,87 - 34,01	33,87 - 34,01	33,88 - 34,01	33,80 - 34,01
Sal_mly3	33,64 - 33,97	33,64 - 33,97	33,64 - 33,97	33,64 - 33,97	33,64 - 33,97	33,64 - 33,98	33,69 - 33,98	33,67 - 33,98
Sediments_Folk	fango arenoso / arcilla	fango arenoso / arcilla	fango arenoso / arcilla	fango arenoso / fango	fango arenoso / arenay	fango arenoso / arena arcillosa	fango arenoso / arena arcillosa	fango arenoso / arcilla
Sediments_Shephard	arena arcilla limo / limo arcilloso	arena arcilla limo / limo arcilloso	arena arcilla limo / limo arcilloso	arena limosa / limo arcilloso	arena limosa / arena	limo arcilloso / limo arcilloso	limo arcilloso / limo arcilloso	limo arcilloso / limo arcilloso
SiO2_02cm	52,51 - 53,92	52,51 - 54,18	52,52 - 54,18	52,86 - 54,14	52,87 - 53,83	52,86 - 54,14	52,89 - 53,84	52,51 - 54,13
SiO2_12cm	52,18 - 55,30	52,17 - 56,26	52,19 - 56,26	53,68 - 56,17	53,78 - 55,32	53,68 - 56,17	53,82 - 55,49	52,19 - 55,98
Slope	0,41 - 39,18	0,37 - 45,99	0,37 - 45,99	0,37 - 22,58	0,37 - 23,94	0,37 - 29,04	0,51 - 27,46	0,53 - 41,28
spm_max	102,80 - 455,99	102,80 - 525,27	102,80 - 505,32	102,80 - 374,32	104,59 - 215,49	102,80 - 444,16	135,05 - 505,32	151,78 - 556,02
spm_mean	3,88 - 39,52	3,88 - 43,26	3,88 - 31,93	3,88 - 15,81	3,90 - 12,77	3,88 - 36,53	5,17 - 31,93	6,09 - 40,45
spm_med	0,00 - 24,95	0,00 - 28,29	0,00 - 21,15	0,00 - 3,85	0,00 - 1,76	0,00 - 22,86	0,00 - 17,60	0,01 - 25,06
spm_min	0,00 - 0,0004	0,00 - 0,0004	0,00 - 0,0001	0,00 - 0,00	0,00 - 0,00	0,00 - 0,00	0,00 - 0,00	0,00 - 0,00
Temp_1to5m	1,34 - 1,79	1,33 - 1,79	1,33 - 1,79	1,35 - 1,79	1,43 - 1,79	1,33 - 1,79	1,34 - 1,77	1,33 - 1,69
Temp_5to15m	1,13 - 1,53	1,12 - 1,53	1,12 - 1,53	1,13 - 1,53	1,16 - 1,53	1,13 - 1,53	1,16 - 1,51	1,13 - 1,45
Temp_deeper15m	0,94 - 1,28	0,94 - 1,28	0,94 - 1,28	0,94 - 1,28	0,94 - 1,27	0,94 - 1,28	0,94 - 1,19	0,94 - 1,15
Temp_ly3	1,14 - 1,79	1,14 - 1,79	1,14 - 1,79	1,16 - 1,79	1,20 - 1,79	1,14 - 1,79	1,15 - 1,73	1,14 - 1,69
Temp_mean_ly3	1,14 - 1,53	1,14 - 1,53	1,14 - 1,53	1,14 - 1,53	1,18 - 1,53	1,14 - 1,53	1,16 - 1,49	1,14 - 1,42
vel_max	0,067 - 0,614	0,040 - 0,778	0,040 - 0,597	0,043 - 0,338	0,067 - 0,336	0,042 - 0,758	0,040 - 0,331	0,042 - 0,758
vel_mean	0,013 - 0,167	0,011 - 0,305	0,011 - 0,174	0,011 - 0,114	0,012 - 0,111	0,011 - 0,116	0,011 - 0,109	0,011 - 0,159
vel_med	0,009 - 0,154	0,009 - 0,336	0,009 - 0,151	0,009 - 0,109	0,009 - 0,106	0,009 - 0,109	0,009 - 0,105	0,009 - 0,152
vel_min	0,000 - 0,014	0,000 - 0,015	0,000 - 0,003	0,000 - 0,002	0,000 - 0,002	0,000 - 0,003	0,000 - 0,002	0,000 - 0,014

Tabla III.2b: Rango de variabilidad ambiental para las presencias de los 8 taxones de zoobentos analizados.

Var/spp zoobentos	Mal_day	Odo_val	Parb_cor	Mol_ped	Myc_ace	Sero	Lat_elli	Polych_Esp
bathy	3,67 - 45,95	3,67 - 47,95	3,67 - 51,98	0,94 - 51,98	3,67 - 45,82	3,67 - 45,92	3,67 - 45,92	10,86 - 51,98
BPI_broad	-22 - 47	-21 - 66	-21 - 51	-22 - 51	-21 - 46	-22 - 55	-22 - 60	-21 - 22
BPI_fine	-8 - 8	-8 - 17	-5 - 15	-8 - 17	-8 - 17	-5 - 7	-5 - 9	-5 - 11
bs_max	0,01 - 1,93	0,01 - 2,09	0,02 - 1,93	0,02 - 5,07	0,02 - 1,33	0,02 - 2,09	0,01 - 2,09	0,02 - 1,39
bs_mean	0,012 - 1,928	0,005 - 2,093	0,019 - 1,928	0,018 - 5,065	0,019 - 1,327	0,015 - 2,093	0,012 - 2,093	0,019 - 1,393
bs_med	0,001 - 0,401	0,000 - 0,401	0,001 - 0,401	0,001 - 0,401	0,002 - 0,156	0,001 - 0,114	0,001 - 0,401	0,001 - 0,092
bs_min	0,000 - 0,368	0,000 - 0,368	0,000 - 0,368	0,000 - 0,368	0,001 - 0,126	0,000 - 0,068	0,000 - 0,368	0,000 - 0,064
DistToCoast	28 - 703	0 - 831	0 - 842	0 - 843	0 - 691	28 - 814	28 - 819	7 - 841
DistToGlacier	38 - 1994	28 - 2239	32 - 2202	32 - 1752	35 - 1994	40 - 1994	29 - 1994	36 - 1480
expo_icefr	16 - 304	22 - 216	16 - 318	13 - 284	22 - 304	42 - 386	30 - 374	16 - 318
Fe2O3_02cm	7,53 - 8,91	7,32 - 8,90	7,57 - 8,88	7,55 - 8,91	7,53 - 8,89	7,37 - 8,91	7,43 - 8,91	7,60 - 8,90
Fe2O3_12cm	7,61 - 8,98	7,59 - 8,98	7,65 - 8,95	7,62 - 8,98	7,65 - 8,95	7,59 - 8,98	7,62 - 8,98	7,68 - 8,98
hydro_TAU_mi	0,001 - 0,115	0,001 - 0,165	0,001 - 0,144	0,001 - 0,106	0,001 - 0,115	0,001 - 0,115	0,001 - 0,115	0,001 - 0,012
hydro_TAU_mo	0,004 - 0,275	0,002 - 0,391	0,001 - 0,344	0,001 - 0,239	0,004 - 0,275	0,002 - 0,275	0,001 - 0,275	0,003 - 0,043
hydro_TAU_r	0,008 - 0,550	0,003 - 0,825	0,000 - 0,716	0,000 - 0,473	0,009 - 0,550	0,001 - 0,550	0,000 - 0,550	0,009 - 0,103
mgs	0,01 - 8,85	0,01 - 15,64	0,01 - 13,68	0,01 - 14,72	0,01 - 0,18	0,01 - 15,40	0,01 - 14,72	0,01 - 0,11
ProbHardS	0-1	0 - 1	0 - 1	0 - 1	0-1	0 - 1	0 - 1	0 - 1
Sal_1to5m	33,38 - 33,82	33,38 - 33,87	33,39 - 33,86	33,38 - 33,86	33,40 - 33,82	33,38 - 33,85	33,38 - 33,86	33,38 - 33,82
Sal_5to15m	33,91 - 34,01	33,91 - 34,04	33,92 - 34,04	33,91 - 34,04	33,92 - 34,01	33,91 - 34,04	33,91 - 34,04	33,91 - 34,01
Sal_deeper15	34,04 - 34,10	34,04 - 34,12	34,04 - 34,12	34,04 - 34,12	34,04 - 34,10	34,04 - 34,12	34,04 - 34,12	34,04 - 34,11
Sal_mean_ly3	33,78 - 33,97	33,78 - 34,01	33,78 - 34,01	33,78 - 34,01	33,79 - 33,97	33,78 - 34,01	33,78 - 34,01	33,78 - 33,97
Sal_mly3	33,53 - 33,98	33,67 - 33,98	33,67 - 34,01	33,42 - 33,98	33,67 - 33,98	33,53 - 34,01	33,53 - 34,01	33,53 - 33,98
Sediments_Folk	fango arenoso / arcilla	fango arenoso / arcilla	fango arenoso / arcilla	fango arenoso / arcilla	fango arenoso / arcilla	fango arenoso / arcilla	fango arenoso / arcilla	fango arenoso / arcilla
Sediments_Shephard	limo arenoso / limo arcilloso	limo arenoso / limo arcilloso	limo arenoso / limo arcilloso	limo arenoso / limo arcilloso	limo arenoso / limo arcilloso	limo arenoso / limo arcilloso	limo arenoso / limo arcilloso	limo arcilloso / limo arcilloso
SiO2_02cm	52,34 - 54,09	52,34 - 54,14	52,51 - 53,97	52,33 - 53,98	52,51 - 54,09	52,32 - 54,13	52,34 - 54,13	52,34 - 53,96
SiO2_12cm	52,25 - 55,88	52,16 - 56,09	52,18 - 55,55	52,16 - 55,88	52,17 - 55,57	52,25 - 55,97	52,25 - 55,81	52,16 - 55,75
Slope	0,00 - 29,97	0,00 - 45,99	0,01 - 42,99	0,00 - 45,99	0,00 - 42,99	0,00 - 27,05	0,00 - 30,78	0,00 - 41,62
spm_max	145,15 - 694,24	124,69 - 694,24	138,80 - 567,93	158,16 - 694,24	154,84 - 691,44	154,84 - 694,24	154,84 - 694,24	169,11 - 694,24
spm_mean	6,11 - 74,96	4,76 - 74,96	4,43 - 55,33	6,95 - 74,96	6,11 - 74,96	4,28 - 74,27	4,22 - 74,27	6,71 - 74,96
spm_med	0,02 - 43,02	0,00 - 43,02	0,00 - 29,21	0,23 - 43,02	0,02 - 43,02	0,02 - 37,89	0,02 - 39,68	0,82 - 43,02
spm_min	0,00 - 0,005	0,00 - 0,005	0,00 - 0,001	0,00 - 0,005	0,00 - 0,005	0,00 - 0,004	0,00 - 0,004	0,00 - 0,005
Temp_1to5m	1,24 - 1,69	1,25 - 1,78	1,25 - 1,77	1,24 - 1,56	1,25 - 1,69	1,24 - 1,69	1,24 - 1,69	1,25 - 1,56
Temp_5to15m	1,10 - 1,45	1,10 - 1,52	1,10 - 1,51	1,10 - 1,31	1,10 - 1,45	1,10 - 1,45	1,10 - 1,45	1,10 - 1,31
Temp_deeper15m	0,93 - 1,12	0,94 - 1,20	0,93 - 1,19	0,93 - 1,12	0,94 - 1,12	0,93 - 1,12	0,93 - 1,12	0,93 - 1,12
Temp_ly3	1,09 - 1,69	1,10 - 1,69	1,10 - 1,69	1,09 - 1,34	1,13 - 1,69	1,09 - 1,69	1,09 - 1,69	1,09 - 1,33
Temp_mean_ly3	1,09 - 1,42	1,10 - 1,50	1,09 - 1,49	1,09 - 1,33	1,10 - 1,42	1,09 - 1,42	1,09 - 1,42	1,09 - 1,33
vel_max	0,063 - 0,814	0,042 - 0,819	0,088 - 0,797	0,076 - 1,269	0,080 - 0,662	0,076 - 0,819	0,063 - 0,819	0,000 - 0,022
vel_mean	0,012 - 0,316	0,011 - 0,316	0,015 - 0,316	0,014 - 0,316	0,020 - 0,196	0,013 - 0,153	0,012 - 0,316	0,016 - 0,144
vel_med	0,010 - 0,345	0,009 - 0,345	0,011 - 0,345	0,011 - 0,345	0,014 - 0,198	0,010 - 0,143	0,009 - 0,345	0,012 - 0,135
vel_min	0,000 - 0,024	0,000 - 0,024	0,000 - 0,014	0,000 - 0,024	0,000 - 0,022	0,000 - 0,014	0,000 - 0,024	0,000 - 0,024

Tabla III.3a: Promedio y desvío estándar muestral de variables ambientales para la presencia de 8 taxones de macroalgas analizados. La selección de variables ambientales corresponde al conjunto utilizado para la aplicación de modelos de distribución (batimetría, distancia a la costa, distancia al glaciar, probabilidad de sustrato duro, pendiente, material particulado en suspensión máximo y mediano, temperatura promedio ponderado de la columna de agua, mediana de la velocidad de corriente del agua) y se agrega el tiempo de exposición de área libre de hielo.

	Chloro	Rhod_fol	Coralli	Asc_mir	Des_ant	Des_men	Des_anc	Him_gra
bathy	5,17 ± 6,40	7,64 ± 7,56	6,36 ± 5,04	4,43 ± 2,09	6,57 ± 5,62	6,16 ± 5,45	12,11 ± 7,86	22,49 ± 5,87
DistToCoast	180,65 ± 48,87	241,59 ± 102,11	220,05 ± 81,07	233,55 ± 44,13	239,54 ± 61,58	225,67 ± 74,32	248,03 ± 134,89	439,24 ± 143,91
DistToGlacier	2072,0 ± 466,44	1759,15 ± 615,88	1760,92 ± 605,41	2015,21 ± 336,14	2073,40 ± 310,01	1762,21 ± 563,64	958,89 ± 479,60	773,32 ± 352,55
ProbHardS	0,95 ± 0,20	0,92 ± 0,26	0,94 ± 0,22	0,98 ± 0,13	1,00 ± 0,00	0,93 ± 0,24	0,97 ± 0,12	0,78 ± 0,38
Slope	2,93 ± 5,83	4,23 ± 6,41	3,86 ± 5,73	1,68 ± 2,27	3,04 ± 3,92	2,84 ± 4,23	8,58 ± 5,70	12,95 ± 4,47
spm_max	160,58 ± 64,26	175,17 ± 62,62	179,07 ± 66,30	156,44 ± 41,68	145,24 ± 18,19	181,02 ± 62,04	242,58 ± 69,31	224,73 ± 49,16
spm_med	1,34 ± 5,20	0,89 ± 3,37	0,51 ± 2,36	0,05 ± 0,32	0,11 ± 0,35	0,27 ± 1,59	0,54 ± 1,54	2,00 ± 3,84
Temp_ly3	1,71 ± 0,17	1,58 ± 0,21	1,60 ± 0,20	1,67 ± 0,12	1,65 ± 0,17	1,60 ± 0,18	1,38 ± 0,17	1,22 ± 0,08
vel_med	0,10 ± 0,02	0,08 ± 0,04	0,08 ± 0,04	0,09 ± 0,03	0,09 ± 0,03	0,08 ± 0,04	0,03 ± 0,03	0,02 ± 0,02
exp_icefree	288 ± 72	274 ± 70	282 ± 57	304 ± 24	296 ± 49	288 ± 40	243 ± 42	195 ± 49

Tabla III.3b: Promedio y desvío estándar muestral de variables ambientales para la presencia de 8 taxones de zoobentos analizados. La selección de variables ambientales corresponde al conjunto utilizado para la aplicación de modelos de distribución (batimetría, distancia a la costa, distancia al glaciar, tamaño medio del grano, pendiente, material particulado en suspensión máximo y mediano, temperatura promedio ponderado de la columna de agua, mediana de la velocidad de corriente del agua) y se agrega el tiempo de exposición de área libre de hielo.

	Mal_day	Odo_val	Parb_cor	Mol_ped	Myc_ace	Sero	Lat_elli	Polych_Esp
bathy	31,24 ± 9,45	24,27 ± 9,68	32,81 ± 8,64	33,49 ± 10,34	38,22 ± 8,72	30,89 ± 8,26	29,00 ± 9,33	38,20 ± 7,44
DistToCoast	410,54 ± 165,88	272,57 ± 188,85	394,82 ± 163,67	367,88 ± 213,37	456,02 ± 177,48	431,90 ± 168,70	347,32 ± 176,64	479,46 ± 132,39
DistToGlacier	674,36 ± 319,06	475,18 ± 328,68	640,74 ± 352,24	581,77 ± 328,77	631,14 ± 242,18	817,32 ± 367,76	699,64 ± 449,75	670,75 ± 238,63
mgs	0,03 ± 0,22	0,89 ± 3,27	0,03 ± 0,47	0,09 ± 0,99	0,01 ± 0,02	0,14 ± 1,26	0,23 ± 1,39	0,01 ± 0,01
Slope	8,83 ± 5,82	13,53 ± 9,43	10,29 ± 7,05	10,67 ± 8,36	9,07 ± 7,07	7,60 ± 4,86	8,48 ± 5,46	7,48 ± 4,82
spm_max	268,64 ± 89,10	289,71 ± 96,37	257,75 ± 61,56	317,18 ± 130,60	421,39 ± 176,58	250,39 ± 55,03	286,47 ± 98,26	335,61 ± 150,69
spm_med	7,75 ± 8,27	10,78 ± 8,83	7,04 ± 6,91	11,14 ± 10,54	17,42 ± 13,60	5,59 ± 6,37	8,89 ± 8,20	11,08 ± 12,27
Temp_ly3	1,19 ± 0,05	1,21 ± 0,05	1,19 ± 0,06	1,20 ± 0,04	1,18 ± 0,04	1,19 ± 0,04	1,20 ± 0,06	1,19 ± 0,04
vel_med	0,04 ± 0,02	0,05 ± 0,04	0,03 ± 0,02	0,04 ± 0,03	0,06 ± 0,04	0,03 ± 0,02	0,04 ± 0,02	0,04 ± 0,03
exp_icefree	119 ± 65	84,22 ± 67,30	112,70 ± 68,06	98,99 ± 66,93	112,84 ± 44,94	146,11 ± 77,70	114,93 ± 79,99	117,35 ± 53,23

Las Tablas III.3ab muestran el promedio de variables ambientales seleccionadas para la modelización de la distribución de los taxones analizados, donde se encuentran presente. Se destaca la profundidad diferencial para las macroalgas con valores bajos para las algas verdes, rojas y pardas de estadios sucesionales primarios como la *Ascoseira mirabilis* y *Desmarestia anceps* las cuales a profundidades mayores serían eliminadas competitivamente (de $4,43 \pm 2,09$ m; $7,64 \pm 7,56$ m), y más profundas para *Desmarestia anceps* ($12,11 \pm 7,86$ m) e *Himantothallus grandifolius* ($22,49 \pm 5,87$ m). En cuanto al zoobentos, la profundidad promedio a la que se encuentra presente es más semejante, implicando una mayor zona de solapamiento en la distribución. Comparativamente las macroalgas se encuentran presente a mayor distancia del glaciar que el zoobentos (773 a 2072 m versus 272 a 817 m, respectivamente). En promedio, las macroalgas se desarrollan en áreas de mayor tiempo de exposición libre de hielo y en áreas recientemente libres de hielo, haciendo que el valor promedio ronde entre los 195 y los 304 años, con valores frecuentes en los ~280 años. En cambio, el zoobentos se encuentra presente en áreas recientemente libres de hielo, con promedios que van desde los 84 a los 146 años (Tabla III.3b), con valores frecuentes en los ~113 años.

Asociado a la profundidad en la que se distribuyen, la presencia de las algas verdes Chlorophytas está restringida a una distancia a la costa más cercana que las demás algas. Se extienden hasta 280 m para las algas verdes mientras que para las pardas va desde una mayor distancia inicial (>50 m) hasta 475 m para las de estadios sucesionales tempranos (*Ascoseira mirabilis* y *Desmarestia antarctica*), hasta 598 m para aquellas de estadios más tardíos (*D. anceps* y *menziesii*), y hasta 764 m para *Himantothallus grandifolius*. Mientras, las algas rojas se extienden muy próximas a la costa bajando el rango de extensión debido a que se encuentran en la Isla, desde 0 m hasta 756 m. Considerando la pendiente, las tres algas pardas del género *Desmarestia* (*D. antarctica*, *menziesii* y *anceps*) y *A. mirabilis* se encuentran presentes a menor pendiente que *H. grandifolius*. Las algas rojas se encuentran en la mayor pendiente donde se hallaron macroalgas ($45,99^\circ$).

Considerando las variables biogeoquímicas del porcentaje de contenido de hierro y sílice en sedimento, no existen grandes diferencias en el hábitat para las macroalgas como para el zoobentos. Tampoco en las oceanográficas considerando el rango de variabilidad de salinidad, temperatura y velocidad de la corriente. Sin embargo, se destaca una tolerancia mayor a la velocidad máxima de corriente por parte del zoobentos que de las macroalgas. El zoobentos, se encuentra presente a mayor velocidad máxima la ascidia *Molgula pedunculata*, seguida por Serolidae, *Laternula elliptica* y *Odontaster validus*, seguida de *Malacobelemnion daytoni*. Al mismo tiempo, Serolidae, Polychaeta y *Mycale acerata* se encuentran presentes en aguas de menor velocidad mediana, indicadas para aguas más calmas y de menor turbulencia. Serolidae está presente en aguas calmas preferentemente, pero tolera impactos de alta turbulencia. Prevalece una presencia de Rhodophytas no calcáreas a mayores velocidades máximas ($<0,778$ m/s) y medianas ($<0,305$ m/s), seguida de *H. grandifolius* y *D. menziesii* para las máximas, mientras que para el límite de las velocidades medianas no hay grandes diferencias respecto a las demás macroalgas.

En línea con el análisis de la corriente marina y la turbulencia del agua, *H. grandifolius* y *D. menziesii* se encuentran presentes en las áreas con un menor impacto de olas respecto a las demás macroalgas. Para estas algas, su hábitat presenta valores de 0,60 - 0,78 N/m² del coeficiente de arrastre alto en el suelo marino inducido por efecto de olas, comparativamente con valores >0,96 N/m² para las demás macroalgas analizadas. En el caso del zoobentos, los valores son más variados, destacándose la presencia de la estrella *O. validus* en aquellas áreas de alto coeficiente de arrastre, seguida por el nemátodo *Parborlasia corrugatus*. En el otro extremo, en el ambiente con el menor coeficiente de arrastre, implicando un menor impacto de olas, se encuentra más frecuentemente especies de la subclase Errantia, Polychaeta.

Al analizar el rango máximo de variabilidad del material particulado en suspensión donde se desarrollan los taxones bentónicos (Tabla. III.2ab), se observa que el zoobentos puede habitar áreas de mayores concentraciones (~694 mg/l máximos para el zoobentos para seis de las ocho especies estudiadas, frente a cuatro de las macroalgas presentes entre 505 - 556 mg/l). El nemátodo *P. corrugatus* se desarrolla en el área con la menor concentración máxima de ~568 mg/l. Sin embargo, al analizar la mediana del SPM, es esta misma especie la que está presente al menor valor límite superior (~29 mg/l frente a más de 40 mg/l para la mayoría de las especies restantes). Mientras, para las macroalgas *D. antarctica* está presente en un valor máximo de ~215 mg/l seguida de *A. mirabilis*; comparativamente inferior frente a las otras macroalgas presentes al doble de concentración de SPM. Estas dos especies mostraron, además, el menor promedio y desvío para la concentración mediana de SPM. Aun cuando se diferencien las macroalgas del zoobentos, dentro de cada grupo se observó un solapamiento de los rangos límites como también del promedio y desvío. Consecuentemente, no existen diferencias evidentes en el orden de los taxones presentes si se analiza el SPM máximo o la mediana a que los rangos de variabilidad.

III.4 Discusión

III.4.1 LA DISTRIBUCIÓN DEL BENTOS ANTÁRTICO CON FOCO EN MACROALGAS Y ZOOBENTOS REPRESENTATIVO DE POTTER

El ecosistema bentónico de la Península Antártica está caracterizado por gran diversidad de macrofauna que incluye equinodermos como ophiuras, pepinos de mar, erizos de mar, estrellas de mar, crinoideos, así como abundantes esponjas, ascidias, anélidos, bivalvos, gasterópodos, braquiópodos, briozoos (Sahade et al. 1998; Gutt 2007; Downey et al. 2012; Gutt et al. 2013a, 2016; Linse et al. 2013; Convey et al. 2014; Henley et al. 2019). Además, en el ensamble desarrollado sobre sustrato duro, se encuentran las macroalgas, con dominancia de las pardas a bajas profundidades, y rojas en el sotobosque que provee sustrato para fauna asociada (Deregibus et al. 2016; Griffiths y Waller 2016; Gómez y Huovinen 2020). El análisis de la distribución espacial de taxones bentónicos llevado a cabo en el presente Capítulo describe el ensamble bentónico de caleta Potter coincidente con el mencionado para la Península. El foco se hizo en aquellos taxones visibles a simple vista mediante foto y video-transectas, lo que inhabilita la

posibilidad de visualización de organismos pequeños. Se visualizaron un mínimo de 51 especies y un máximo de 74 especies posibles considerando los morfos no identificados y aquellos ejemplares correspondientes a género pero que involucrarían más de una especie del total de 88 taxones identificados de diferentes niveles taxonómicos (Tabla III.1). Puntualmente, en Potter, se agrega la concurrente proporción del área de estudio los octocorales como *Malacobelemnon daytoni*, especie que no se ha reportado en otras localidades, y dos posibles morfos de Alcyonacea.

Dentro de los taxones analizados para macroalgas y zoobentos, la clasificación del bentos antártico señalada por Gutt (2007) en adaptación al tipo de sustrato se hace evidente entre los grupos pero no dentro de un mismo grupo. Las macroalgas en Potter están restringidas a las áreas de sustrato duro (Fig.III.2, Anexo III.B), siendo éstas mayoritarias en la proximidad a la costa Noroeste, aledaña a Península Barton, y a la costa Sureste, aledaña a Península Potter. Mientras, que el zoobentos domina el área central e interna de la caleta donde tiende a ser de un sustrato blando (Fig.III.3). A excepción de las algas rojas Rhodophytas no incrustantes y Corallinacea; y de las algas verdes Chlorophytas aunque en menor frecuencia, que se encuentran presente en la caleta interna de alta influencia al glaciar, principalmente en la Isla D. Cabe destacar que el límite superior máximo para la variable ambiental del tamaño medio del grano es de 16 mm, por lo que en el análisis del rango de variabilidad para las macroalgas se extiende hasta 15,6 mm. Esto no refleja el tamaño de grano real donde las macroalgas podrían desarrollarse puesto que un tipo de sustrato rocoso duro de guijarro mediano o superior, correspondería a medidas >32 mm (Blair y McPherson 1999) que no fueron contempladas en la modelización de dicha variable ([Sección II.3.3](#)).

Aun cuando el rango de variabilidad donde las especies de macroalgas se encuentran presentes es de 0 a 1 de probabilidad de sustrato duro (Tabla III.2a), el promedio y desvío resulta una mejor representación de los rangos de variabilidad donde la especie puede desarrollarse. Sin embargo, los límites inferiores y superiores de los taxones pueden exceder los límites de la variable ambiental analizada. La Tabla III.3a muestra que, para los 8 taxones de macroalgas analizados, el promedio de la probabilidad de sustrato duro es alta (> 90%) denotando la conocida indispensabilidad para la presencia de las macroalgas (Klöser et al. 1996). Excepto para *Desmarestia antarctica* que se distribuye únicamente donde la probabilidad de sustrato duro es la máxima, y para *Himantothallus grandifolius* cuya media es menor coincidente con Klöser et al. (1994b) quienes determinan que esta especie está presente en granulometrías menores comparativamente a las *Desmarestia* (*D. menziesii* y *D. anceps* principalmente). Además, los autores hipotetizaron una ausencia de selección de sustrato por parte de los propágulos de las macroalgas, donde otros factores como la turbulencia tomarían mayor importancia.

En este último caso, la presencia de la *H. grandifolius* en zonas de alta turbulencia en el medio de la caleta central (zona de vórtices posible de ser visualizada en Capítulo II, Fig.II.17) en la transición del hábitat de fiordo y de hábitat fiórdico de baja influencia glaciar (zona de cuadrante 3 de Fig.III.5) pone en duda si dicha área es viable para las macroalgas. La incertidumbre surge ya que es una zona de detritos donde las macroalgas

pueden ser arrastradas, además de que los videos analizados demuestran un tipo de sustrato fino dominante (Fig.III.4). Aunque, los videos demuestran no sólo la lámina de *H. grandifolius* sino también el talo en una roca cercana a algas rojas. Uno de los beneficios de la metodología de video-transectas es que permite obtener información del ambiente circundante y visualizar una continuidad y no necesariamente un instante. Esto demuestra que dicha alga está presente en el sitio y que tal lugar formaría parte del hábitat donde pueda desarrollarse o que hayan sido arrastradas por las corrientes. El hecho de que sea una zona de gran hidrodinámica, expone que posiblemente las macroalgas encontradas no estén allí al año siguiente porque las corrientes podrían arrastrar las rocas donde hoy están asentadas. Además, esto evidencia el tipo de modelización aplicada para describir el sustrato duro, que al ser una probabilidad dada desde un muestreo con sistema acústico (Hass et al. 2013) podría condicionar los resultados finales de la interpolación del ráster ([Sección II.3.3](#) y [II.5.3b](#)). Si bien la modelización fue mejorada a la de Jerosch et al. (2019) y describe correctamente el área coincidente con la posición de morrenas, isla y zonas de presencia de sustrato duro, la existencia de macroalgas en áreas del medio de la caleta denotaría la presencia de parches de sustrato duro entre los blandos, los cuales no fueron contemplados en la modelización. Consecuentemente, la variable modelada podría mejorarse al asumir la presencia de sustrato duro donde las macroalgas estén presentes y considerar dichos puntos en la interpolación, como también reducir el umbral de probabilidad de sustrato duro a la cual se determinó su ausencia (75% bajándolo a un ~40%).

Dentro del grupo de macroalgas, las Chlorophytas presentan una distribución más restringida que las pardas y las rojas. La restricción de la distribución con la distancia a la costa, más cercana para Chlorophyta que para las demás algas (Tabla III.3a), en el caso de Potter está asociada con la batimetría. En una distribución espacial respecto al promedio de la distancia a la costa donde las macroalgas se encuentran presentes, se ordena Chlorophytas < Corallinacea < *Desmarestia menziesii* < *Ascoseira mirabilis* < *Desmarestia antarctica* < Rhodophytas no incrustantes < *Desmarestia anceps* < *Himantothallus grandifolius*. Esto se asocia con el rango de profundidad, donde las algas verdes se encuentran a menor profundidad que las algas pardas. Coincide con Klöser et al. (1996) y Campana et al. (2018) que destacan a las algas pequeñas como oportunistas de espacios disponibles a menores profundidades como también asociadas a la disponibilidad de luz. Sin embargo, los rangos de distribución de profundidad están solapados (Tabla III.2a), con valores más bajos debido a la presencia de las algas próximas a la costa o incluso en la Isla donde, por la pendiente, la profundidad es baja. Como excepción, *H. grandifolius* evidencia una distribución a mayor profundidad. En orden creciente para las algas, y posiblemente asociado a una división de nicho respecto a la profundidad promedio (Tabla III.3a) se encuentra *A. mirabilis* < Chlorophytas < *D. menziesii* < Corallinacea < *D. antarctica* < Rhodophytas no incrustantes < *D. anceps* < *H. grandifolius*. Esto coincide con los rangos de profundidad promedio planteados por Klöser et al. (1996) que determina que, *A. mirabilis* y *D. menziesii* se desarrollan cercana a la costa a profundidades más someras que *D. anceps* e *H. grandifolius*.

El análisis de asociación en la distribución de las macroalgas respecto a la distancia a la costa y la batimetría podría ser asociado con la zona del intermareal y la tolerancia posible de las especies a dichas condiciones. Los resultados que exponen una presencia de Rhodophytas no calcáreas, *H.grandofolius* y *D. menziesii* en áreas de mayores velocidades de corrientes que para las demás macroalgas podrían evidenciar, por el lado de las Rhodophytas, la capacidad de desarrollarse en la zona próxima al intermareal con mayor tolerancia a los potenciales impactos de hielo, congelamiento y desecación; y para las algas pardas mencionadas, la tolerancia a la turbulencia. Sin embargo, combinando esta idea con los valores del coeficiente de arrastre en el suelo marino inducido por el efecto de olas, las mencionadas algas pardas se encuentran presentes en áreas de menor impacto.

Aun cuando la variable de coeficiente de arrastre sea una modelización establecida para el 1999, y posiblemente a lo largo de las décadas pueda haberse visto levemente modificada por variaciones en la hidrodinámica del sistema;, el hecho de que las macroalgas se encuentren presentes en las mencionadas áreas, podría denotar la facilidad de desprendimiento cuando el impacto de olas o turbulencia sea muy alto. La velocidad mediana considera la frecuencia de eventos turbulentos de la circulación del agua, y si bien las Rhodophytas incrustantes, *H. grandofolius* y *D. menziesii* se distribuyen a mayores rangos de velocidad máxima, sólo las Rhodophytas no calcáreas se encuentran a las mayores velocidades promedio y mediana. Esto favorecería la idea de tolerancia por parte de las algas rojas no sólo a eventos turbulentos sino a una frecuencia de ellos, típica de la zona intermareal y la acción de olas. Además, coincide con Klöser et al. (1996) respecto a que *D. menziesii* ocupa completamente la parte alta y central del sublitoral en otras regiones; y en Potter está asociada a áreas rocosas de exposición a impacto de olas demostrando también una dominancia competitiva con *D. anceps*. A su vez Klöser et al. (1996) establece una asociación con la inclinación del sustrato y la turbulencia, donde coincidente con lo observado en este capítulo, *H. grandifolius* está presente en áreas de mayor pendiente y turbulencia moderada (-58,7 Long;-62,24 Lat área de transición entre hábitat MH a FH, y -58,675 Long; -62,233 Lat FH a LMFH; Fig.III.2h) y *Ascoseira. Mirabilis* en áreas horizontales de alta turbulencia e impacto de olas (-58,685 Long;-62,245 Lat; Fig.III.2d).

Al considerar el SPM y las macroalgas, se visualiza que el rango del promedio de concentración de SPM tiene un límite menor para las algas pardas pioneras *D. antartctica* y *A. mirabilis* comparativamente con las demás que van hasta 32 y 43 mg/l. En el rango analizado según la mediana de la concentración, se hace evidente la mínima tolerancia de estas dos especies a permanentes eventos de SPM que disminuyen la luz que penetra la columna de agua. Al considerar la concentración mínima, el rango límite superior para las algas verdes y rojas fue diferente de 0 mg/l, sugiriendo la posibilidad de desarrollo ante mínimas concentraciones de SPM, y no así para las algas pardas. Esto resultó sorprendente puesto que, asociado a sus requerimientos de luz, se esperaría una menor tolerancia al SPM por las algas verdes y rojas. Sin embargo, analizando el rango de concentraciones máximas, que indicaría la posibilidad de presencia de las macroalgas ante eventos, posiblemente aislados, de altas concentraciones; la respuesta de las algas

pardas es diferente. Los rangos donde se encuentran tanto algas verdes como rojas y pardas, excepto por *D. antarctica* y *A. mirabilis*, se encuentran solapados. Puntualmente, *H. grandifolius* es quien, sin considerar su distribución batimétrica, se encuentra presente a mayores concentraciones de SPM (556 mg/l). Esto coincide con otras investigaciones que destacan la tolerancia de esta especie a mayores concentraciones de SPM, asociado a su bajo requerimiento de luz, como así también cierta turbulencia por su capacidad de enroscar el talo (Klöser et al. 1996; Campana et al. 2018; Quartino et al. 2020).

En coincidencia con la distribución de las macroalgas, se visualizan aquellas especies de fauna asociada que conservan una distribución semejante, como por ejemplo el molusco *Nacella conncina* (Anexo Fig.III.B4h), las estrellas de mar principalmente *O. validus* y aquellos morfos de estrellas no identificadas (Anexo Fig.III.B2b) y briozoos (Anexo Fig.III.Bd) donde se destaca el morfo 2 principalmente y luego el 1 de mayor frecuencia presente junto a las macroalgas. Se sospecha que el morfo 2 pertenece al género *Campoplites*. Aunque menos evidente que en los demás taxones informados, el morfo de Gasterópodo sp1 también presenta una distribución asociada a aquellas áreas de presencia de macroalgas (Anexo Fig.III.3g).

En lo que respecta al zoobentos, la distribución de los 8 taxones analizados se encuentra entre rangos ambientales menos definidos que para las macroalgas, y se extiende en la caleta interna y central. Esto demuestra no sólo un solapamiento de los nichos realizados del zoobentos, sino que también ocurre en parches (ver también Anexo Fig.III.B1-8), con una dominancia de especies suspensívoras a baja profundidad y detritívoros en aguas más profundas. Coincidentemente con las comunidades centrales determinadas por Gutt (2007), se destaca a las especies de filtradores suspensívoros sésiles como las ascidias, esponjas, pennatuláceo e infaunal como el molusco *Laternula elliptica*, y epifaunal de movilidad como erizos y estrellas de mar.

La mencionada distribución en parches, típica del bentos y primordialmente de los organismos suspensívoros ha sido identificada en otros sitios de Antártida (Dayton 1971; Arntz et al. 1992; Barthel y Gutt 1992; Teixidó et al. 2002; Griffiths 2010; Gutt et al. 2013b; Sahade et al. 2015; Kim et al. 2021). Espacialmente, el zoobentos (ensamble Tipo 1.1-1.4) se distribuye en dominancia en la caleta interna y central, donde existen áreas de sustrato fino descubierto entre las áreas de un ensamble de tipo 1.2 de presencia de ascidias/esponjas o tipo 1.3 con variedad de organismos de fauna bentónica (Fig.III.4a). Particularmente, el ensamble tipo 1.1b con las diatomeas bentónicas han sido encontradas en la caleta central e interna (Anexo Fig.III.B3b) y no en la caleta externa, coincidente con Campana et al. (2018) las cuales pueden inhibir el desarrollo de macroalgas o acondicionar el sustrato para el asentamiento de ellas, y consecuentemente podrían proporcionar diferentes hábitats para el desarrollo de otras especies no únicamente macroalgas. La combinación de depósitos de glaciares y diatomeas, o sucesivos depósitos de fitoplancton a lo largo de los años que forman los sustratos del fondo marino antártico con las retracciones glaciares que moldean las pendientes (Griffiths 2010; Wölfl et al. 2016), generarían diferentes hábitats posibles a ser ocupados

por diversas especies enfatizando así la distribución en parches en respuesta a una heterogeneidad del sustrato de fondo.

La mayoría de las especies de macrofauna bentónica son euribáticas⁷, lo que les permite desarrollarse a diferentes profundidades (Brey et al. 1996). En lo que respecta al rango de variabilidad de la profundidad, en Potter predominan las aguas someras o de baja profundidad <50 m en gran porción de la caleta, excepto en la caleta externa del hábitat marino. Esto causa un solapamiento en la distribución al analizar los límites inferiores y superiores del rango, entre 1 a 52 m de profundidad, con promedio entre los 25 y 38 m. Sin embargo, para los 8 taxones representativos del zoobentos, se evidencia un límite inferior menor para la ascidia *Molgula pedunculata* (0,94 m, Tabla III.2b) que podría estar asociado con la presencia a una mayor pendiente en la Isla D. En orden según la media de la profundidad a la que se encuentran, se distribuyen *Odontaster validus* < *Laternula elliptica* < Serolidae < *Malacobelemnon daytoni* < *Parborlasia corrugatus* < *Molgula pedunculata* < Polychaeta Errantia < *Mycale acerata* (Tabla III.3b). Esto coincide con el desplazamiento encontrado de las esponjas a más profundidad (Sahade et al. 2015) pero cabe destacar que existe un menor número de presencias muestreadas para la esponja *Mycale acerata* respecto a las demás especies analizadas. El desplazamiento a mayor profundidad podría estar implicado con una adaptación a los impactos de hielo o al disturbio causado por la sedimentación del material particulado en suspensión. Estudios recientes demuestran que existe una erosión del sustrato causada por el desprendimiento del hielo en la proximidad al frente glaciar Fourcade (Deregibus et al. 2017). Sin embargo, no se visualizaron marcas de hielo en las áreas muestreadas de la caleta interna y el hielo desprendido no suele hundirse muchos metros, por lo que a más de 10 m de profundidad no generaría un disturbio (Lagger et al. 2021). Lo que podría enfatizar, en Potter, los cambios en el ensamble bentónico en función de la sedimentación y la disponibilidad de hábitat como respuesta al cambio climático antes que al desprendimiento de hielo.

En relación con el material particulado en suspensión (SPM) para el zoobentos, *Mycale acerata* se encuentra presente en promedio a mayores concentraciones de SPM máximo (~421 mg/l, Anexo Tabla III.D4). Mientras, puntualmente para aquellos 8 taxones analizados, se ordenan de la siguiente manera: *Mycale acerata* > Polychaeta Errantia < *Molgula pedunculata* > *Odontaster validus* > *Laternula elliptica* > *Malacobelemnon daytoni* > *Parborlasia corrugatus* > Serolidae (Tabla III.3b). Considerando la media de las concentraciones promedio de SPM donde las especies se encuentran presentes, resulta afectado por los extremos y sigue en un mismo orden que el máximo de las concentraciones. Por ello, en el análisis de la distribución de los taxones analizados en respuesta al SPM resulta interesante interpretar la mediana de las concentraciones. En ese sentido, el morfo A de Bryozoo de cercana presencia al frente glaciar en la caleta interna, es la especie presente donde existe el promedio más alto de la concentración mediana y *Nacella concinna* al más bajo, encontrándose asociada a las áreas de presencia de macroalgas, principalmente de algas pardas. Conociendo que un tipo de sustrato de

⁷ Se define de característica euribática a los organismos bentónicos capaces de tolerar amplias variaciones de presión, es decir vivir en aguas someras como así también de gran profundidad.

gran porcentaje de limo y arcilla como lo es la caleta interna de hábitat de alta influencia glaciario, la asociación con ascidias resulta fundamental para la ocurrencia de los briozoos en el establecimiento de dichas áreas como organismos epibentónicos (Rimondino et al. 2015). Sin embargo, el morfo A de Bryozoo identificado ocurrió generalmente solitario sobre el sustrato. De aquellos 8 taxones representativos sólo se invierte el orden del Polychaeta Errantia y *Molgula pedunculata* para la mediana de SPM (Tabla III.3b). La ascidia pasa a segundo puesto implicando una posible mayor tolerancia para eventos sucesivos de concentraciones altas de SPM. Las concentraciones de SPM máximo podrían estar asociadas a cierta tolerancia de estas especies para sobrellevar eventos de altas concentraciones, mientras que la mediana se asociaría con eventos constantes de altas concentraciones de SPM (>4 mg/l según Neder et al. (2020) distribuidos en la pluma de sedimento indicada en Fig.II.32). Cabe destacar que la ascidia *Molgula pedunculata* es entre las demás ascidias analizadas, una de las especies que se encuentra, en promedio, presente a las más altas concentraciones medianas de SPM (>10 mg/l) donde se halló el grupo (*Corella antarctica* > *Sycozoa gaimardi* > *Molgula pedunculata* > *Cnemidocarpa verrucosa* > *Ascidia challengeri* > *Aplidium* spp.(*A. radiatum* y *A. falklandicum*) > *P. bouvetensis* > *S. sigillinoides* > *Tylobranchion speciosum* > *Distaplia cylindrica* > *Synoicum adareanum* > *Pyura obesa*). Se resaltan las diferencias en la proporción de presencias para cada especie que influiría en la interpretación de los resultados

La esponja *M. acerata* es una de las especies dominantes en áreas caracterizadas por un sustrato blando, principalmente de tipo fango en las primeras capas que podría considerarse como una importante competidora espacial primaria (Barthel y Gutt 1992). Puede además asentarse en pequeñas partes de grava y extenderse luego al sustrato blando circundante. Esta especie tiene la capacidad de exudar grandes cantidades de moco cuando se siente disturbada para limpiar su superficie y evitar un taponamiento de su sistema de canales (Dayton et al. 1974; Barthel y Gutt 1992). Esto podría explicar no sólo que esté presente en un ambiente de mayor concentración promedio de la mediana de SPM, sino que aún en zonas donde la sedimentación es visible para las especies asociadas, *M. acerata* no está cubierta por una capa de sedimento (ejemplo en el área del medio de la caleta del central). A su vez, sería esperable encontrarla en las áreas nuevas próximas al frente glaciario en el Norte de la caleta. Sin embargo, hay una ausencia de la esponja, excepto en la Isla D, que podría estar asociada a una dominancia de la ascidia *Molgula pedunculata* o incluso a la presencia de la estrella *O. validus* quien es el principal regulador de la población de *Mycale acerata* (Dayton et al. 1974; Gutt 2006). Se observa que donde hay una continua presencia de la estrella, principalmente próxima a la costa Noroeste hacia la caleta externa, hay una disminución de la esponja y un aumento de macroalgas. Además, dichas áreas son recientemente liberadas de hielo y de sustrato de mayor granulometría pudiendo ser colonizadas por *O. validus*, lo que coincide con ser la especie, dentro las ocho analizadas, en estar presente en áreas de menor tiempo promedio de exposición libre de hielo y mayor tamaño del grano (~84 años y ~0,89 mm, respectivamente, Tabla 3b).

Considerando la distancia al glaciario, aun cuando los rangos de distribución se encuentran solapados para el zoobentos, el molusco *Nacella concinna* es el que se

encuentra en promedio a mayor distancia (~2 km, Anexo Tabla III.D8), mientras que el de menor distancia es el poliqueto subclase Sedentaria de morfo 2 (~228 m; Anexo Fig.III.B6c para ambos morfos de Sedentaria) encontrado principalmente en un reanálisis de las fotografías de la estación NIFA (Lagger et al. 2017, L. Ferrero y D. Giménez com. pers.), en áreas libres de hielo en promedio hace al menos 36 años (Anexo Tabla III.D7). Respecto a los diferentes morfos de Bryozoos observados (Anexo Tabla III.D6 y Anexo Fig.III.B2d), se evidencian cambios en la distancia al glaciar asociada al tiempo de exposición del área libre de hielo. El morfo A fue mayoritariamente encontrado en las estaciones del Norte de la caleta interna (promedio ~365 m y 53 años), mientras que el morfo 1 a mayor distancia y en las áreas más antiguas (promedio ~965 m y 217 años). Coincidentemente con las áreas libres de hielo de mayor tiempo, se encuentran los morfos 2 y 3, que corresponden a aquellos observados también en las estaciones de LTIFA (IE1, ME3 y OE2) de Sahade et al. (2015). A su vez, el morfo 2 que supone corresponder al género *Campoplites* es el zoobentos observado en áreas de mayor tamaño de grano promedio (~13 mm; Anexo Tabla III.D6). Se podría esperar una asociación con el impacto del hielo, que lleve a la presencia de una fauna diferente en aquellas zonas más impactadas que otras. Sin embargo, en el caso de los briozoos y al menos en otras áreas antárticas como el Mar de Wedell, no existen diferencias entre los fondos barridos por icebergs y aquellos que no (Gili 1996).

Interesante resulta el análisis de la presencia de las especies según el tiempo de exposición del área libre de hielo. En orden decreciente Serolidae se distribuye en áreas más antiguas libres de hielo que *Malacobelemnon daytoni* > que la subclase de poliqueto Errantia > *Laternula elliptica* > *Mycale acerata* > *Parborlasia corrugatus* > *Molgula pedunculata* > *Odontaster validus*. El tiempo de exposición de un área libre de hielo está asociado no sólo a la retracción glaciar, sino también indirectamente al impacto del hielo y al ingreso de material particulado en suspensión. Dos estresores que condicionan la distribución del bentos, indicando que dicha variable sería la potencial variable para explicar la variación observada en la estructura y composición del ensamble en Potter (Sahade et al. 2015; Lagger et al. 2017, 2021; Torre et al. 2021). Cabe destacar que el cambio de gradiente en la exposición del área libre de hielo, no necesariamente coincide con el período de colonización del espacio. En este caso, como se observó con el penatuálceo *M. daytoni* (Lagger et al. 2021) podría existir un letargo en el tiempo de colonización desde que el área se encuentra libre de hielo hasta que la especie pueda acceder y asentarse en dicho nuevo espacio. De esta manera, se pone en evidencia también la necesidad de conocimiento del desplazamiento de larvas, generalmente de estadio pelágico para la mayoría del macro-zoobentos de Potter, que facilitaría su transporte y vida hasta asentarse en un área recientemente disponible para colonizarla.

La ocurrencia de especies y la consecuente coexistencia de ellas se asume independiente de la cantidad de alimento, pero la diferencia entre la riqueza del ensamble dominado por organismos filtradores-suspensívoros y aquellos detritívoros puede estar dada por una adaptación al transporte de partículas más que a la cantidad de alimento (Gutt 2006). De las especies de zoobentos representativas de Potter, se evidencian cambios en la distribución respecto al tipo de alimentación (Fig.III.3). Por un

lado, especies oportunistas de diferentes tipos de alimentación como *O. validus*, de característica omnívora, carroñera y predadora (Clarke 2008; Dayton et al. 2019; Guillaumot et al. 2019), presenta una distribución más amplia en toda la caleta favorecida también por la capacidad móvil. Así también, la pluma de mar o el pennatuláceo *Malacobelemnion daytoni* de alimentación oportunista suspensívora y omnívora que no selecciona partículas (Servetto et al. 2017). Seguidamente, la familia de isópodos Serolidae de alimentación suspensívora (WoRMS Editorial Board 2017) y predadora (Luxmoore 1985) que suele distribuirse donde existe una menor riqueza de organismos epifaunales.

No existen evidencias que la limitación de alimento juegue un rol importante en reducir el número de especies coexistentes, siempre y cuando la falta de energía no disminuya la diversidad (Gutt 2006). Contrariamente, sí influye en la coexistencia la utilización del espacio. Por ejemplo, la estructura tridimensional generada por los parches del sustrato donde se desarrolla el zoobentos puede afectar la turbulencia del sistema y eso generaría un aumento en la provisión de alimento local, causando que el número de potenciales competidores no esté limitado dentro del parche donde se desarrolla el zoobentos, incluso hasta facilitando el desarrollo de organismos epibentónicos que contribuirían a dicha estructura (Gutt 2006; Rimondino et al. 2015). En este sentido, el análisis de la variable ambiental índice de posición batimétrica fino (bpi_fine) en asociación con la distribución del bentos, resultaría interesante puesto que generaría una dinámica semejante de circulación por las ondulaciones diferentes del sustrato ([Sección II.5.3a](#)). Así, aun cuando el rango de variabilidad ambiental no está muy marcado para el zoobentos analizado, brindaría microhábitats posibles para el desarrollo de las especies. En el caso de las 8 especies de fauna bentónica analizada, todas pueden estar presentes en áreas de depresiones y elevaciones. Puntualmente, la ascidia *Molgula pedunculata* y la esponja *Mycale acerata* se encuentran presentes en el mismo rango de variabilidad (Tabla III.2b) pudiendo inferir cierta competencia en el hábitat y/o coexistencia. Sin embargo, cuando se analiza el promedio del índice, la esponja se encuentra presente en áreas levemente más deprimidas que la ascidia (-0, 20 versus -0,18). En el espacio de menor a mayor altura en promedio topográfico, las especies se distribuyen de la siguiente manera: preferentemente en depresiones los poliquetos Errantia, *Mycale acerata* y *Molgula pedunculata*, mientras que en elevaciones respecto al entorno *Parborlasia corrugatus*, *Malacobelemnion daytoni*, *Laternula elliptica*, Serolidae y *Odontaster validus*, especies que tenderían a presentar una mayor resistencia a constantes concentraciones altas de material particulado en suspensión.

La circulación de las corrientes marinas que entran a Potter desde la Bahía Maxwell hacia el centro de la caleta descritas en la [Sección II.4.2.3](#) permitirían inferir no sólo en el transporte de alimento sino también de larvas o propágulos para colonizar nuevos espacios disponibles. En el caso de los vórtices formados en la caleta central (-58,67 Long;-62,23 Lat, Fig.II.17), principalmente en el hábitat fiórdico de baja influencia glaciar, expondrían una retención de partículas en la columna de agua posibles a precipitar para el consumo de los organismos bentónicos facilitando el desarrollo de una mayor cantidad de especies. En dicha área se visualiza un tipo de ensamble de comunidad (Fig.III.4a)

dominado por parches de ascidias o esponjas (Tipo 1.2) o incluso un ensamble más complejo dominante de zoobentos con una mayor riqueza de especies (Tipo 1.3) entre otras áreas dominadas por diatomeas bentónicas (Tipo 1.1). Hacia la caleta interna, la hidrodinámica es un poco más variada con vórtices de circulación horaria próxima a la morrena (-58,665 Long; -62,225 Lat, Fig.II.15b) donde se encuentran un ensamble similar al anteriormente descrito (Fig.III.4a). En el otro vórtice principal de la caleta interna de circulación antihoraria próximo al frente glaciar Norte (-58,64 Long;-62,23 Lat, Fig.II.15b) el tipo de ensamble dominante es de sustrato descubierto (Tipo 1) con algunas presencias de poliquetos Sedentaria, de predadores como *Odontaster validus* y Serolidae, y también de parches de ascidias (Tipo 1.2) de *Corella antarctica*, *Cnemidocarpa verrucosa* y *Molgula pedunculata*.

En el último sector de la caleta interna mencionado, se observa que el transporte de partículas ocurre desde el arroyo de deshielo MWS-1, el cual arrastra grandes cantidades de sedimento que podrían estar diluyendo la cantidad de alimento favoreciendo a organismos de otras estrategias como predadores, o que presenten cierta tolerancia al sedimento; como se observa en esta tesis asociando la presencia a las concentraciones de SPM del área. Aunque este punto sorprende por parte de las ascidias puesto que presentan cambios rápidos en la tasa metabólica en respuesta al SPM, puntualmente para *Molgula pedunculata* (Torre et al. 2012), donde se esperaría la presencia de otras especies con tolerancia al sedimento y/o de rápida colonización como el pennatuláceo *Malacobelemnon daytoni*, o incluso la esponja *Mycale acerata*. Sin embargo, las ascidias *M. pedunculata* y el complejo *Cnemidocarpa verrucosa* han sido identificadas como especies pioneras en la colonización de nuevos hábitat del fiordo aledaño a Potter (caleta Mariana) al retraerse el glaciar (Moon et al. 2015). La estructura tridimensional formada por los organismos suspensívoros sésiles, principalmente ascidias como ingenieros ecosistémicos modifican la turbulencia con cambios locales en la circulación que sumado a la gran cantidad de agua que filtran, condicionaría la provisión de alimento para otras especies en coexistencia. Esto lleva al planteo de otras hipótesis donde cierta exclusión competitiva por el flujo de alimentación a filtrar, llevaría a la ausencia de especies en la mencionada área a que se distribuyan de otra forma para consumir el alimento restante o a adaptaciones en la alimentación (Torre et al. 2017, 2021). En concordancia, en McMurdo se observó un cambio en la comunidad bentónica asociado al cambio de tamaño de partículas (Dayton et al. 2019) que sugiere la importancia y necesidad de un mayor conocimiento en respuesta a preferencias alimenticias del bentos y en la estructura de la dinámica de redes tróficas de fiordos, quizás basándose en el uso de isótopos estables.

Además, puede existir un letargo entre la colonización y la disponibilidad del hábitat donde el tiempo de reclutamiento luego de un disturbio o el arribo de las especies puede no ser sincrónico con el tiempo de exposición del área libre de hielo. En el caso del muestreo fotográfico usado en esta tesis, en los muestreos realizados en el 2010 en las áreas nuevas libres de hielo (NIFA), próximas al frente glaciar en la caleta Norte, no se observó la presencia del pennatuláceo *Malacobelemnon daytoni* (Lagger et al. 2017) comparando con áreas próximas muestreadas con los videos del 2016 donde sí se

presentan plumas. A su vez, el área disponible libre de hielo puede estar expuesta hace más tiempo pero aún no ser viable para la especie con un letargo de hasta 50 años (Lagger et al. 2021). La presencia de poliquetos sedentarios, detritívoros, en el área de la caleta recientemente libre de hielo donde no abunda el pennatuláceo, podría colaborar con la estructuración del sedimento mejorando su estabilidad según la granulometría del sustrato e incrementando el contenido de materia orgánica en la superficie del sedimento debido a su acción de bioturbación (Palomo y Iribarne 2000), como también la presencia de diatomeas bentónicas, que podrían acondicionar el área libre y proporcionar diferentes hábitats y alimento para la presencia y desarrollo de otras especies (Campana et al. 2018). Esto daría lugar a la necesidad de un letargo que facilite el asentamiento de especies filtradoras-suspensívoras que necesitan un tipo de sustrato lo suficientemente compacto como para establecerse, pero lo suficientemente fino para que sea penetrable. Aunque las tasas de crecimiento de la esponja *Mycale acerata* sean altas respecto a otras y sea una potencial competidora por el espacio limitando dicho recurso a otras especies sésiles, el letargo puede deberse también a un impedimento en el transporte de las larvas. *Mycale acerata* es vivípara, y al igual que la familia Haliclónidae desarrolla embriones que evolucionan en una larva libre que puede nadar y permanecer en la columna de agua hasta al menos tres días (Barthel y Gutt 1992). Esto facilitaría su dispersión. Sin embargo, dicho tiempo podría resultar insuficiente dependiendo del tiempo de transporte necesario para trasladarlas a través de las corrientes a un nuevo sitio desde un punto fuente, lo que podría indicar la limitación de que se encuentre en mayores abundancias en la caleta central pero no lo haga en la caleta interna. Una posible explicación sería una retención prolongada en el vórtice de circulación de la corriente o incluso un transporte hacia afuera de la caleta entendiendo que las trayectorias de partículas analizadas en esta tesis muestran una permanencia de las partículas en la caleta interna promedio entre tres y cinco días, con un máximo de ocho (Fig.II.21). Así como en otras investigaciones ha sido demostrado (Henley et al. 2019; Pineda-Metz et al. 2019), los patrones de distribución del bentos con larva plantónica pueden ser explicados por la circulación del agua y variables relacionadas a las características de masas de agua.

III.4.2 LA RIQUEZA PUNTUAL DE ESPECIES DE POTTER

Asociado a los patrones de circulación del agua, se puede destacar el centro del hábitat fiórdico de baja influencia glaciar (LMFH) en la caleta central como el punto de mayor riqueza al analizar la biodiversidad del área. De los 74 taxones posibles y entendiendo que la calidad de imagen influye en el total posible a visualizar, se encontró un máximo de 17 especies en coexistencia en una muestra (Fig.III.5, cuadrante 2). La mayor riqueza se encontró asociada al tipo de ensamble 1.3 y 1.4 característico de un sustrato fino primordialmente, y mixto-fino; dominado por especies en distribución parchada de organismos filtradores-suspensívoros con predadores como las estrellas de mar (Fig.III.B1-B7). Para evitar subestimar la riqueza total, resulta importante ampliar el conocimiento de especies de asteroideos, isópodos, briozoos, género *Haliclónidae* de esponjas, algas verdes y rojas, que incluyeron más de un morfo; como así también de poliquetos Sedentaria y Errantia, y ophiuras puesto que es posible que existan al menos

dos especies. Asimismo, cabe destacar que en una interpretación espacial de las muestras con su riqueza puntual, el análisis podría mejorarse al considerar la composición de especies y la abundancia para determinar áreas de mayor o menor riqueza que respondan a diferentes condiciones ambientales.

La mayor hidrodinámica encontrada en la caleta central, y principalmente en el hábitat LMFH de concentraciones de SPM y frecuencias intermedias, lleva a que esta área sea una transición entre el sistema terrestre, las plumas de sedimento en el área de mayor influencia glaciar y el sistema marino de aguas abiertas con prácticamente nula influencia glaciar. En este sentido, el área retiene el transporte de partículas tanto de sedimento como de alimento, larvas incluso hasta contaminantes por un período más largo antes de ser exportadas fuera del dominio ([Sección II.4.2.3c](#)). Por un lado y en línea a lo frecuentemente analizado en otras investigaciones antárticas de aguas someras, se podría hipotetizar que esta área de la caleta central de baja influencia glaciar y sedimentación, presenta una mayor riqueza que podría ser asociada al estrés intermedio que permite la coexistencia de especies manteniendo una alta diversidad (Gutt et al. 2007; Grange y Smith 2013). La hipótesis ecológica del estrés intermedio, aunque principalmente planteada en áreas intermareales que sufren un alto estrés ambiental, asume que tanto los organismos móviles consumidores como los sésiles están perturbados por estrés y predice que en entornos moderados los organismos sésiles se ven menos afectados por el estrés, alcanzando con frecuencia altas densidades que llevan a una dominancia en el ambiente (Menge y Sutherland 1987). Por un lado, esto lleva a una competencia por el espacio, pero a su vez suelen aumentar la complejidad del hábitat debido a su estructura corporal y facilita la ocurrencia de otras especies dando lugar al incremento de riqueza y diversidad (Scrosati et al. 2011). En este sentido, ante factores estresantes, como el material particulado en suspensión, la turbulencia de las corrientes, el transporte de alimento y los impactos de desprendimiento de hielo del glaciar o de icebergs que ingresen desde mar abierto a la caleta, sólo aquellas especies con una alta tasa de maduración y reproducción y aquellas resistentes, se verán beneficiadas (como ascidias, esponjas y plumas de mar). Cuando los niveles de estrés y competencia sean moderados, se esperaría una gran variedad de especies en coexistencia, incluyendo especies pioneras y otras más competitivas. Esto se potencia por la formación de estructuras tridimensionales creadas por los organismos sésiles que ofrecerían espacio para la colonización de otras especies epibentónicas. Sin embargo, el análisis de estrés y recuperación, tiempos de colonización, competencia de espacios y depredación serían necesarios para enfatizar dicha hipótesis.

Otras interpretaciones pueden ser realizadas con el fin de asociar la biodiversidad antártica y a las condiciones ambientales. Las condiciones físicas oceanográficas y de tipo de sustrato determinarían en dicha área de mayor hidrodinámica, el asentamiento de las larvas y las condiciones de alimento para el desarrollo y crecimiento de los organismos bentónicos, filtradores-suspensívoros principalmente. Esto lleva a interpretar que una mayor retención de partículas en suspensión en el área causada por vórtices y circulaciones de la corriente, permitan una deposición y asentamiento en el sustrato. Así, aumentaría la disponibilidad de alimento que entran y circulan en la caleta. También, un

transporte de larvas desde los parches establecidos cercanamente hacia la caleta central (Fig.III.5, cuadrante 2) favorecería el incremento de la biodiversidad por reclutamiento en permanencia en el mismo sitio que beneficiaría su asentamiento. Esta área de la caleta central coincide con otras analizadas a lo largo de la Península Antártica occidental que determina como “*hot-spot*” de comunidad epibentónica de megafauna a áreas de fiordo de sustrato blando con baja influencia del agua de deshielo, bajo estrés de sedimentación y alta variedad de alimento disponible (Grange y Smith 2013). A su vez, la generación de nuevos sustratos a partir de estructuras tridimensionales formadas en el ensamble bentónico retroalimentaría una mayor diversidad aclaradas a continuación.

Las ascidias como otros organismos filtradores-suspensívoros actúan como ingenieros ecosistémicos ya que desarrollan estructuras tridimensionales capaces de ofrecer nuevas condiciones a otros organismos epibiontes e incluso individuos de la misma especie (Gili et al. 2001; Rimondino et al. 2015; Rossi et al. 2017; Alurralde et al. 2020; Torre et al. 2021). En ese sentido, se amplía la disponibilidad de hábitat y la consecuente alta biodiversidad dada por la coexistencia de varias especies (Teixidó et al. 2002; Gutt 2006). Como se mencionó anteriormente, en línea con lo que sucede con los arrecifes de corales y con el análisis del índice de posición batimétrica a fina escala, dicha estructura tridimensional podría variar las corrientes a escala local disminuyendo la velocidad de flujo, modificando el transporte de partículas de alimento o larvas, el reciclado de nutrientes y sus tiempo de residencia (Rossi et al. 2017; Alurralde 2018; Pineda-Metz et al. 2019). Esto favorecería el incremento de la biodiversidad desplazando al consumo de partículas de diferente tamaño por parte de diferentes especies como también a una retroalimentación del asentamiento de otras especies y de aquellas presentes dentro del parche por precipitación de larvas, aumentando potencialmente la diversidad.

Una situación semejante respecto a las estructuras tridimensionales con provisión de hábitat para otras especies, ocurre con las macroalgas. Las macroalgas como principales productores primarios de Potter sostienen una gran fracción de organismos bentónicos de producción primaria (Quartino et al. 2001, 2008). En el hábitat fiórdico, hacia la margen Sureste de Península Potter existe una alta riqueza en función de todas las especies analizadas (Fig.III.5, cuadrante 4). En este caso, dicha área se encuentra dominada por macroalgas las cuales ofrecen hábitat para otras especies asociadas como el molusco *Nacella concinna* de frecuente presencia en el área (Anexo Fig.III.B4h), algunas estrellas como *Diplasteria brucei* y otras de especies no identificadas (Anexo Fig.III.B3c) e isópodos.

Otra área con alta riqueza, es la Isla D en la caleta interna . Esta área de sustrato rocoso se observa cubierto de sedimento fino (limo y arcilla) con un tipo de estructura de ensamble compleja (Tipo 1.3 y 1.4). Alrededor se caracteriza por sustrato blando con un ensamble bentónico con presencia de algunas ascidias, ctenóforos, estrellas, esponjas, isópodos y plumas de mar. Lagger et al. (2018) identifica una alta riqueza con estructura compleja desarrollada con fauna epibentónica de estructura tridimensional. Hay una clara dominancia de algas a profundidades someras menores de 5 m, *Molgula pedunculata* a los 20-25 m, y del complejo *Cnemidocarpa verrucosa* a 30 m. La presencia de hasta once especies conjuntamente coexistiendo en cada muestra fotográfica con un total de 32

especies en esta área identificado por los autores, implicaría que a la fecha de muestreo, diez años después, el área libre de hielo desde el 2000 pudo haber sido rápidamente colonizada. Esto pone en evidencia una de las respuestas posibles de la comunidad bentónica ante la retracción de los glaciares, la colonización de áreas libres de hielo. Pero también cuestiona la idea generalizada de bajas tasas de reproducción por parte de los organismos antárticos frente a las bajas temperaturas. Aunque diferentes investigaciones han demostrado la variación de tasas metabólicas por parte de diferentes especies (Barthel y Gutt 1992; Kowalke et al. 2001; Peck 2002, 2005; Clarke 2008). En este caso, la asociación con la circulación del agua con baja velocidad de corriente en la proximidad de la Isla, podría favorecer la colonización del área desde la población fuente que lleva el transporte de partículas en sentido antihorario desde la costa Sureste próxima a la base Carlini hacia la caleta interna. A su vez, el tipo de sustrato favorece a aquellas especies como ascidias y esponjas que pueden asentarse en sustrato duro. Puntualmente, las especies encontradas de ascidias solitarias en mayor abundancia se verían beneficiadas por su mecanismo de dispersión dictado por larvas externas de largos períodos pelágicos (Lambert 2005; Ruiz et al. 2020).

III.4.3 INTERPRETACIONES LIMITADAS SEGÚN LA METODOLOGÍA APLICADA

El uso de técnicas modernas de imágenes provee la posibilidad de estudiar la estructura, analizar patrones espaciales del ensamble sin destruir el bentos y ampliar el conocimiento de los sistemas marinos. Las diferentes metodologías de base usadas para la identificación de taxones bentónicos proveen distintas escalas de detalle. Por un lado, tanto videos como foto-transectas resultan una excelente herramienta para investigar los sistemas marinos y el paisaje formado de mosaicos por la sumatoria de parches bentónicos, causando un menor impacto ambiental (Teixidó et al. 2002). En el contexto ambiental presente, donde se pone el foco en desarrollos sustentables y dos de los objetivos principales de las Naciones Unidas contemplan a los océanos (objetivo 13: acciones climáticas y objetivo 14: vida debajo de los océanos); el desarrollo consciente de metodologías menos invasivas para el estudio de los ecosistemas marinos y de los océanos resultan beneficiosas. Por el otro, ambas metodologías podrían brindar diferentes resultados. Al mismo tiempo, información biológica fundamental como la preferencia de hábitat, asociaciones entre especies y escalas de pequeños y medianos parches sólo puede ser identificada por observaciones directas de buceo o a través de fotografías (Barthel y Gutt 1992).

En esta tesis, comparativamente entre ambas metodologías implementadas para la identificación de especies se observaron diferentes diseños de muestreo que marcan las principales diferencias en los resultados. Por un lado, un diseño de foto-transectas cuantitativo con réplicas y por el otro, un diseño de video-transectas cualitativo con el objetivo de identificar la presencia de especies y de describir patrones de estructura del ensamble. Las diferencias en el tamaño y resolución final del resultado de muestreos conducen a diferencias en los análisis, donde la falta de independización de la muestra con existencia de réplicas por parte de los videos expone resultados que carecen de la posibilidad de cálculos de abundancia, densidad, tamaño de organismos y

consecuentemente de análisis que van más allá de la descripción de patrones de distribución desde la presencia y ausencia. Sin embargo, se vio que la utilización de video es más beneficiosa para el análisis de estructuras de parche en la fauna con visualización del entorno y potencial identificación de más taxones al abarcar un rango visual más amplio. A pesar de ello, en algunos casos, la calidad de filmación dificulta la clasificación de tipos de comunidad y de las asociaciones entre especies como también la cuantificación de la proporción ocupada por los organismos que permitan estandarizar la estructura y composición del ensamble. Mientras que las fotografías permiten un mejor detalle de identificación para el listado de especies, incluso para las más pequeñas o raras. Ambas metodologías, de una u otra forma quedan incompletas para un análisis global de la comunidad bentónica. Las imágenes analizadas podrían subestimar la cantidad de especies bentónicas existentes en el área, como también la estructura basal del ensamble epibentónico en la determinación de los tipos de comunidades 'complejas' al considerar una dimensión en 2D, pero como métodos no invasivos resultan de excelente uso para análisis espaciales de la estructura. Futuros estudios podrían considerar el análisis de videos con una escala comparativa y una estandarización de muestreos que recorran cierta distancia y permitan réplicas para hacer análisis cuantitativos del ensamble bentónico.

El uso de fotografías favorece la calidad de identificación de especies. Pero al mismo tiempo, se pierde la mirada amplia del sistema que permite observar el contexto del hábitat y entonces, también la identificación de alguna especie que aparecerá en los próximos segundos en la captura de imagen principal. Además, el uso de videos permite observar, especialmente con la fauna móvil, comportamientos o características que permitan su asociación con otras especies o explicar su distribución. Por ejemplo, el caso de los isópodos de la familia Serolidae, se observó que presentan un pequeño nivel de nado y giro que les permite salir de la situación de disturbio cuando hay una gran turbulencia, flujo de sedimento, etc., y luego volver al sustrato. También permite identificar el trayecto de erizos de mar con las líneas que marcan en el sustrato, entre algunas de las eventualidades de captura y conocimiento del entorno que facilitan los videos. Puntualmente, dentro de las algas pardas, la distribución de *Desmarestia antarctica* semejante a las Chlorophyta puede deberse a una limitación en la metodología. Posiblemente, debido al tamaño de ejemplar y su estadio sucesional temprano, sumado a la necesidad de aguas muy claras y capturas fotográficas/filmaciones próximas al sustrato para su observación, es que la frecuencia de presencia se encuentra restringida a dos puntos de la caleta externa (próxima a Pinitos en muestras fotográficas, y en la costa Sureste de la Península Potter, cuadrante 4 de Fig.III.5).

Considerando el análisis de presencia, ambas metodologías son satisfactorias con mayor facilidad de conteo de densidades por parte de las fotos para replicar las muestras. Sin embargo, una mayor dificultad ocurre al considerar las ausencias. En la presente tesis se fue muy cautelosa en la determinación de las ausencias. Sólo cuando la calidad del video permitía confirmar la negación de su presencia, se consideró ausente. Cada muestra tomada considera mínimo un segundo de análisis de video hasta que cambie el entorno ambiental visualizado. Esta división se hace más fácil con el zoobentos debido a

su distribución en parches. En cambio, para las macroalgas el análisis es más continuo, haciendo casi imposible en algunos casos, la individualización de un ejemplar separado del otro. Esto lleva a que en algunos casos para algunas especies de tamaño pequeño como *Malacobelemnion daytoni* o incluso especies con comportamientos infaunales como *Laternula elliptica* y poliquetos, la presencia podría estar subestimada. Esto se debe a que en aquellos casos donde no se podía afirmar su presencia, pero tampoco negar su ausencia, el fotograma se descartó para la especie en estudio quedando informado como '999'. Sumado a esto, la posible permanencia prolongada de la filmación en un punto donde la especie quede encuadrada en el centro del fotograma, pero con leves desplazamientos geográficos indicaría sucesivas observaciones de presencia y/o un individuo de gran tamaño (como el caso de la estrella de sol *Labidiaster annulatus*) y no necesariamente sucesivos individuos. Lo que lleva a que la cantidad de presencias totales varíe para cada especie, como así también la prevalencia.

La prevalencia es calculada como la proporción de presencia/ausencia y se aproximaría a la frecuencia de la especie, o incluso a la abundancia al considerar que en varios segundos de grabación del video hay registros continuos de presencias de un taxón. Para análisis espaciales resulta fundamental aplicar una reducción de datos a una escala espacial, por ejemplo 1 m² o 25 m² para evitar un sobreajuste de modelos de distribución o una sobreestimación de conclusiones. Consecuentemente, al eliminar los registros duplicados y considerar sólo aquellos que según el criterio ambiental y subjetivo de la investigadora corresponden a un paisaje homogéneo dentro de un segundo, los valores de prevalencia varían. Sin embargo, los 10 taxones con menor prevalencia, se mantienen inalterados. Si se considera dicha eliminación de duplicados, los registros de presencia podrían indicar un conteo de densidad mínima de especies, donde aquellas generalmente representadas por cobertura (como las macroalgas) se verían subestimadas en abundancia. En este sentido, se identificó a los siguiente taxones con la menor cantidad de individuos por muestra: *Rosella antarctica* (n=2), *Labidiaster annulatus* (n=4), Crinoideo (n=3), *Hormosoma scotti* (n=5), *Artemidactix victrix* (n=5), *Stylocordyla borealis* (n=6), Bryozoo morfo 3 (n=7), Pantopoda (n=8), *Marseniopsis mollis* (n=8), *Odontaster meridionalis* (n=9) y *Dendrilla antarctica* (n=9).

Importante resultaría realizar un análisis exhaustivo de identificación de especies destacando principalmente asteroideos, algas rojas, esponjas, briozoos y poliquetos Errantia, para tener un conteo real de los taxones involucrados en el análisis. A su vez, cada segundo de video debería de considerar según su calidad de imagen el índice máximo de especies posibles de visualización para determinar un valor de riqueza asociado a la metodología implementada, o calcular un índice de Chao que permita considerar el error de pérdida de especies. Continuar el uso de metodologías de imágenes como video-transectas, foto-transectas o incluso implementar algunas más modernas como los ROV (vehículos operados remotamente, del inglés), combinado con buceo, es favorable para el estudio y seguimiento de análisis espaciales del ensamble bentónico. Se sugiere además combinar los futuros análisis de video-imágenes con mediciones de batimetría y tamaño de escala para permitir un mejor análisis de abundancia y cobertura de especies, como así también de geolocalización.

III.5 Conclusiones

El bentos de caleta Potter está conformado por macroalgas verdes, pardas y rojas con dominancia en las áreas de sustrato duro, mientras el zoobentos lo hace en las áreas de sustrato blando como también en sustratos duros a mayores profundidades y pendientes como es el caso de la Isla D en la caleta interna. Dentro de este, se destacan dos ensambles principales: uno de dominancia de organismos filtradores-suspensívoros como ascidias y esponjas, y otro de ensamble mixto con presencias de organismos epifaunales móviles. Con el foco en 16 taxones representativos de macroalgas y zoobentos conspicuos de caleta Potter para el análisis de distribución del ensamble bentónico, las áreas próximas a la costa Noroeste y Sureste presentan una dominancia de macroalgas. Mientras, las áreas nuevas próximas al glaciar presentan algunas ascidias aisladas y plumas en menor abundancia, como también organismos infaunales, principalmente *Laternula elliptica* y poliquetos. La distribución es en parches, más continuos y de mayor extensión para las macroalgas que para el zoobentos.

El ensamble bentónico se dispone en coexistencia de varias especies con solapamiento en el rango de variabilidad ambiental en el que se desarrollan. Entre los factores posibles asociados a la distribución de macroalgas y zoobentos de Potter se encuentran, entre otros:

- El sustrato, los organismos bentónicos están asociados al tipo de sustrato en el que se asientan y/o desarrollan, el cual es en Potter uno de los principales factores que marca la distribución del bentos con mayor proporción disponible para especies capaces de desarrollarse en sustratos blandos que en sustratos duros, los cuales están relacionados con la distancia a la costa.
- La batimetría que puede estar asociada a las respuestas de los taxones a los impactos de hielo y tasas de sedimentación que, al ser en un gradiente paralelo a la costa, en Potter separa claramente el hábitat marino (MH) como aquél de más profundidad quedando $\frac{3}{4}$ de la caleta con aguas someras disponibles a ser colonizadas por la mayoría de las especies si el resto de las condiciones ambientales son idóneas.
- Las variables asociadas a la sedimentación y la turbidez como el material particulado de suspensión (SPM); desatacando cierta tolerancia de los taxones a eventos frecuentes (mediana de concentraciones de SPM) y a eventos máximos (máximo de concentración de SPM), en función del rango de variabilidad en el que se observan.
- La distancia al glaciar y tiempo de exposición del área libre de hielo en relación con la influencia del glaciar y a la disponibilidad del hábitat, donde se predice un tiempo de letargo para la colonización del área.
- El índice de posición batimétrica (bpi) como indicador no sólo de la profundidad y la pendiente sino también, asociado a la creación de microhábitats y a la provisión de sustrato para la formación de estructuras tridimensionales por parte de ingenieros ecosistémicos que causarían una variación en la circulación de la corriente y consecuentemente en el transporte del alimento y larvas.
- Las variables oceanográficas relacionadas a masas de agua como la circulación de corriente, velocidades de las corrientes, turbulencias y vórtices de circulación de agua, que condicionarían no sólo el transporte de alimento y las características del sedimento

(tamaño del grano y composición), sino además el reclutamiento de especies con transporte de propágulos y larvas de vida libre, el asentamiento de algunas de las especies como también su desprendimiento.

Los diferentes hábitats de la caleta divididos en función de la influencia al glaciar marcan cierta diferenciación de la complejidad del ensamble, pero no así en la riqueza. Aunque se destaca la caleta central e interna como aquella de mayor diversidad dentro de las 74 especies encontradas (considerando aquellos taxones individualizados en un morfo, pero no especificados). Puntualmente el hábitat fiórdico de baja influencia del glaciar (LMFH), es un área de transición del hábitat fiórdico de alta influencia glaciar al hábitat fiórdico y marino con significativa menor influencia del agua de deshielo y SPM. El hábitat LMFH es típico de concentraciones de sedimento variadas, pero constantemente intermedias-bajas durante el verano, con gran hidrodinámica y circulación de corrientes que favorece la retención de partículas en el área antes de ser exportadas afuera de la caleta llevando a una potencial dispersión de especies que aumenta la diversidad en dicha área central de la caleta.

Los cambios ambientales que ocurren asociados a las retracciones de los glaciares podrían condicionar la distribución de las especies. Variaciones en la distribución como así también cambios en la estructura y composición del ensamble bentónico podrían desencadenar diferentes conexiones y complejizar la red trófica con consecuencias reales difíciles de predecir. Es por ello que resulta importante el conocimiento de la idoneidad ambiental en especies para evaluar la posible existencia de diferentes estados de equilibrio del ensamble bentónico que respondan a límites ambientales y umbrales de tolerancia.

Modelos de Distribución de Especies (MDEs)



IV.1 Los modelos de distribución como herramienta para estudios ecológicos

Al pensar en la distribución de una especie nos remitimos a considerar una serie de condiciones ambientales que le permiten o favorecen su asentamiento, supervivencia, desarrollo y permanencia. Las especies se distribuyen tanto en dimensiones geográficas como ambientales (Colwell y Rangel 2009). Entonces, la distribución de una especie, generalmente representada en mapas (Soberón 2007) tiene que capturar la distribución geográfica espacio-temporal y ecológica a partir de la historia de vida de la especie (Peterson y Soberón 2012). Está condicionada por tres factores: movilidad, abióticos y bióticos (Guisan y Thuiller 2005; Soberón y Peterson 2005; Soberón 2007, ver [Sección I.2](#) para más información). En Antártida, el patrón general de distribución del bentos está determinado por la combinación e interacción de factores bióticos como predación, competencia y reclutamiento entre otros; y abióticos como profundidad, tipo de sustrato, sedimentación, corrientes, compuestos biogeoquímicos e impactos de hielo (Arntz et al. 1992; Brey et al. 1996; Gutt 2000; Convey et al. 2014; Pineda-Metz et al. 2019; Gutt et al. 2021). Los modelos en ecología son una herramienta, de amplia utilización en los últimos tiempos, práctica para poder explicar sistemas complejos que unifiquen diferentes componentes que condicionan la existencia de una especie.

Los modelos de distribución de especies (MDEs) son también conocidos como modelos de idoneidad ambiental o nicho ([Sección I.2](#)) que permiten resumir las asociaciones de una especie con el ambiente condicionante asumida su tolerancia fisiológica y a su vez, las relaciones de dichas asociaciones en una distribución geográfica (Peterson y Soberón 2012). En la aplicación de MDEs se relaciona observaciones biológicas de presencia/ausencia o abundancia de una especie o taxón (variable respuesta -y-) con variables ambientales (variables predictoras -x-) para predecir la distribución y proyectar el hábitat potencial de dicho taxón (Elith y Leathwick 2009; Peterson et al. 2011). Dichas relaciones se basan en análisis matemáticos, estadísticos, geográficos y de correlaciones espaciales. De esta manera, evalúan la probabilidad de que una especie o taxón se distribuya en ciertas condiciones ambientales que caracterizan su presencia, o la idoneidad ambiental para su presencia⁸. Esto facilita la transferencia dentro del área de estudio, y fuera de ella, ante la ausencia de datos exhaustivos en el área pero con la disponibilidad de conocimiento ambiental (Phillips 2008; Cerasoli et al. 2021). Puntualmente, en áreas de difícil acceso como la Antártida, resultan una herramienta facilitadora y no invasiva para el estudio de patrones de distribución y análisis de cambios potenciales de la estructura de la comunidad marina en respuesta al cambio climático regional.

Este tipo de modelos se han implementado mayoritariamente en ecosistemas terrestres, con grandes desafíos para los marinos. Se han aplicado en estudios de conservación, invasión y cambio climático con la finalidad de determinar áreas idóneas de

⁸ Para una fácil comprensión sobre cómo funcionan los modelos se puede acceder a “Donde sea que estés, te encontraré” en la Revista de comunicación científica +IDEA sobre Fauna (ISSN 2796-7581) <https://www.idea.conicet.unc.edu.ar/files/Revista-mas-idea-3.pdf>

desarrollo de especies, la distribución de un taxón en estudio, los factores condicionantes de desarrollo de una especie, y comparar las predicciones frente a condiciones cambiantes, entre otras (Araújo et al. 2005; Torres y Jayat 2010; Moritz et al. 2013; Reiss et al. 2015; Becker et al. 2016; Di Febbraro et al. 2016; Nori et al. 2017; Guillaumot et al. 2018a; Zhang et al. 2019; Melo-Merino et al. 2020). Entre algunos de los desafíos para los sistemas marinos y puntualmente para aquellos ubicados en lugares de difícil acceso como la Antártida, se pueden mencionar: la falta de disponibilidad de registros biológicos que permitan describir el nicho realizado de una especie, la identificación errónea de algunas especies ya sea taxonómica o en coordenadas registradas en bases de datos, el acceso a las variables ambientales disponibles, la resolución y el número de las variables ambientales predictoras, el escaso muestreo en ciertas áreas costeras o incluso la aglomeración en áreas más accesibles, entre otras (Araújo et al. 2005; Guillaumot et al. 2018b, 2020, 2021; Brasier et al. 2019; Melo-Merino et al. 2020).

A pesar de los beneficios que presenta esta herramienta, existen algunas limitaciones. Diferentes autores remarcan que la calibración es el paso fundamental para una correcta transferencia del modelo a aquellas áreas donde no se dispone de datos biológicos, con la finalidad de proyectar la distribución de la especie en estudio (Elith y Graham 2009; Muscarella et al. 2014; Valavi et al. 2019; Čengić et al. 2020; Guillaumot 2021). La transferibilidad de los MDEs se define como el grado en el que las predicciones serían confiables y biológicamente reales por fuera de las condiciones de calibración (Cerasoli et al. 2021). Las proyecciones de las relaciones entre los componentes biológicos y ambientales pueden ser a escala espacial en zonas no muestreadas dentro o fuera de la región en estudio, como también a escala temporal (Peterson et al. 2007). Generalmente, el primer caso ocurre cuando el foco está en ampliar el conocimiento sobre la distribución de una especie, y el segundo sobre estudios de invasiones o cambio climático.

Hoy existen diferentes plataformas diseñadas que facilitan la correcta aplicación de los MDEs; incluso son frecuentemente actualizadas con sugerencias de sus usuarios. Un ejemplo es el paquete de R *biomod2*, diseñado exclusivamente para la aplicación y desarrollo de modelos de distribución con la facilitación de la creación de modelos conjuntos (Thuiller et al. 2009, 2021). Si bien brindan una estructura simple y ejemplificada de la aplicación para relacionar los registros biológicos y las variables ambientales, el diseño de modelización se desarrolla paralelamente y por parte de la investigadora, con la finalidad de una correcta transferibilidad del modelo. Por un lado, las relaciones entre variables predictoras ambientales y de observación biológica, pueden llevarse a cabo mediante diferentes algoritmos (de envoltura, lineales, de aprendizaje) que proyectarían diferentes resultados (Elith et al. 2006; Merow et al. 2014; Nelder 2016; de la Hoz et al. 2019). Por el otro, la selección de variables ambientales predictoras como también la distribución espacial de las observaciones y la escala implementada para determinar las asociaciones podrían influenciar en la transferibilidad del modelo (Araújo y Guisan 2006; Cerasoli et al. 2021; Dubos et al. 2021). Además, una vez contempladas dichas problemáticas, la conversión del área idónea de una especie al hábitat de presencia potencial está condicionada por el umbral de corte asignado (Liu et al. 2005a; Torres y Jayat 2010; Thuiller et al. 2016) que podría estar asociado a ciertas tolerancias

fisiológicas de variables ambientales no contempladas en la modelización. De esta manera, una exhaustiva investigación con una toma de decisiones dada por el experto que aplica los modelos y la literatura, resulta fundamental a la hora de aplicar los MDEs de manera correcta facilitados por la disponibilidad de datos que permita las experimentaciones de la calibración.

Entre varias de las aplicaciones posibles de estos modelos ya mencionadas, se enfatiza la de predecir patrones espaciales de la distribución de las especies y los factores que la condicionan, con la posibilidad, además, de detección de cambios en su distribución en respuesta a cambios en las condiciones ambientales (Peterson et al. 2011; Guillaumot et al. 2021). Recientemente los MDEs han sido utilizados en zonas costeras antárticas tanto para especies sésiles como de poca movilidad e incluso pelágicas, tanto fauna como macroalgas: (Moritz et al. 2013; Guillaumot et al. 2018a; Jerosch et al. 2019; Zhang et al. 2019; Lagger et al. 2021). En el contexto de los cambios ambientales evidenciados en Antártida y descrito para el ecosistema de fiordo de Potter en los capítulos anteriores, del objetivo de este capítulo es (i) conocer el potencial efecto de variables ambientales relacionadas al retroceso del glaciar Fourcade en la distribución de taxones seleccionados representativos del ensamble bentónico de Potter. Para ello, se propone (ii) construir y aplicar modelos de distribución de especies (MDEs) y (iii) mejorar la calibración y la predicción de la idoneidad ambiental actual realizada por Neder (2016) para animales bentónicos y por Jerosch et al. (2019) para macroalgas, en sistemas costeros. A posterior, (iv) detectar y analizar cambios en la distribución de fauna representativa de los cambios estructurales del bentos visualizados por Sahade et al. (2015).

IV.2 Características de los organismos bentónicos en estudio

Ciertos taxones del bentos antártico y del ensamble de Potter resultan conspicuos. Son foco de estudio aquellas especies o grupos de especies que reflejan la historia de cambios observados en la estructura y abundancia de caleta Potter en respuesta a la retracción del glaciar con los factores asociados de impactos de hielo y sedimentación (Quartino et al. 2013; Sahade et al. 2015; Deregibus et al. 2017; Lagger et al. 2017, 2018; Servetto et al. 2017; Campana et al. 2018; Torre et al. 2021). Además, responden, en el área de estudio, a una separación por el tipo de sustrato ([Sección III.4.1](#)) aun cuando varias de ellas puedan establecerse tanto en sustrato duro como blando.

Si bien el patrón de distribución del bentos antártico estaría dado por otros factores además del sustrato (Gutt 2006, 2007; Gutt et al. 2013a), hemos visto que en aguas someras (<150 m) como las de Potter, dicha división es posible (Capítulo III). Existe una dominancia de macroalgas en sustratos rocosos con posibles especies asociadas de ascidias y esponjas bajo el canopeo que no es analizado por la metodología de foto y video-transectas. Mientras, cierta fauna epibentónica (ascidias, esponjas, estrellas, erizos) puede habitar tanto sustratos duros como blandos, no así la infaunal (poliquetos y algunos moluscos). Comprendiendo que la distribución de una especie está dada por la capacidad de dispersión de la especie, la distribución espacial de las condiciones ambientales que favorecen su existencia, y el entorno biótico de relaciones entre las

especies junto con la dinámica y disponibilidad de recursos (Guisan y Thuiller 2005; Soberón y Peterson 2005; Soberón 2007; Peterson et al. 2011), resulta interesante poner en foco de estudio a la distribución del ensamble bentónico según la taxonomía de los organismos que lo componen y sus características funcionales.

Dada la existencia de especies morfológicamente similares, con preferencias ambientales similares y encontradas en condiciones ambientales similares, se habla de grupos funcionales para agrupar el ensamble (Gray y Elliott 2009). Al comparar áreas o responder a preguntas más amplias del panorama general de un sistema (*'big-picture'*) sobre dinámicas del ecosistema, estabilidad y balances de carbono, resultan de utilidad para un mayor entendimiento del bentos y sus asociaciones. Sin embargo, diferentes autores clasifican los grupos funcionales del bentos de diversas maneras, incluso a veces interpuestas, considerando rasgos definidos de las especies como factores de movilidad, características alimenticias, asociaciones interespecíficas, distribución en el espacio, creadores de hábitat, estadíos sucesionales, etc. (Włodarska-Kowalczyk et al. 2005; Gray y Elliott 2009; Valdivia et al. 2015; Barnes y Sands 2017; Barnes et al. 2020; Cordone et al. 2020; Rodríguez et al. 2022). A su vez, se dispone de poca información sobre alguno de dichos factores que determinan la "historia natural" de la especie (Gray y Elliott 2009) lo que conduce a la decisión arbitraria de la escala o factores a la que una especie resultaría insignificamente funcional respecto a otra.

Consecuentemente, determinando a priori ciertos rasgos como las características del sustrato donde habitan, la alimentación, la movilidad, el estadío sucesional y reproductivo, se pueden dividir los taxones bentónicos de Potter con la finalidad de indagar los nichos realizados posibles de cada una de ellas (Tabla IV.1). Con el foco principal en el sustrato, se seleccionan ocho taxones de macroalgas presentes en sustrato rocoso y ocho de fauna (Fig.III.2 y Fig.III.3 respectivamente, [Sección III.1](#)) cuya distribución espacial general ha sido descrita y discutida en el Capítulo III. Dentro de las macroalgas: el grupo de macroalgas verdes del phylum Chlorophyta; las macroalgas rojas de phylum Rhodophyta no crustosas o no incrustantes y la familia de algas calcáreas Corallinaceae; las macroalgas pardas de especies *Ascoseira mirabilis*, *Desmarestia antarctica*, *D. menziessi*, *D. anceps* e *Himanthothallus grandifolius*. Dentro del zoobentos: el pennatuláceo *Malacobelemnion daytoni*, el asteroideo *Odontaster validus*, el nemátodo *Parborlasia corrugatus*, la ascidia *Molgula pedunculata*, el porífero *Mycale acerata*, el molusco bivalvo *Laternula elliptica*, la familia de isópodos Serolidae y taxón/taxones desconocido de clase Polychaeta subclase Errantia (Fig.IV.1).

Las macroalgas son organismos fotosintetizadores y pertenecen a la producción primaria bentónica de la red trófica. La fauna en cambio, consumidores, de producción secundaria presentan diferentes tipos de alimentación. Los organismos suspensívoros se alimentan directamente de partículas de suspensión de la columna de agua pudiendo o no emplear estructuras de filtración que le permiten retener las partículas ya sea activamente, generando una corriente, o pasivamente, dependiendo de la hidrodinámica del entorno (Gray y Elliott 2009; Riisgård y Larsen 2010; Alurralde 2018). Los detritívoros se alimentan de detritos bentónicos y animales bentónicos generalmente mucho más pequeños que ellos (Gray y Elliott 2009). Los predadores capturan sus presas y pueden

habitar tanto dentro (infaunal) como sobre el sustrato (epifaunal). Dentro de los primeros, presentan diferentes formas de captura, generalmente de presas del mismo tamaño e incluso pueden moverse dentro del sedimento causando impactos que modifican el sedimento (Palomo y Iribarne 2000; Gray y Elliott 2009). Los predadores epifaunales presentan generalmente una gran movilidad. Los carroñeros en cambio, no capturan a sus presas, sino que se alimentan de organismos muertos. En esta tesis se define como organismos oportunistas a aquellos, no sólo que presenta una variedad de alimento consumido sino también posibles estrategias diferentes.

De las macroalgas descritas en Potter (Klöser et al. 1993, 1996; Quartino et al. 2001, 2013; Quartino 2003; Marcías et al. 2017) el grupo de macroalgas verdes del phylum Chlorophyceae (incluyendo a *Monostroma hariotii* y un morfo de pseudo-*Monostroma*) y rojas Rhodophyceae no calcáreas (incluyendo a *Sarcopeltis antarctica*, *Plocamium cartilagineum*, *Palmaria decipens*, entre otras de las identificadas por Quartino 2003) son pioneras en estadíos sucesionales (Campana et al. 2018), y podrían ser determinadas como foliosas puesto que no son incrustantes ni poseen carbonato de calcio. La familia de algas rojas calcáreas Corallinaceae, calcificadoras y pioneras, podrían implicar en Potter dos géneros *Lithothamnion* y *Hydrolithon* (Quartino et al. 2013). Dentro de las macroalgas pardas, se han registrado un mayor número de especies en Potter, entre las que se destacan a *Ascoseira mirabilis* y *Desmarestia antarctica*, que son foliosas y de estadio avanzado de sucesión. Habitan en las zonas de baja profundidad en conjunto con algunas algas rojas (Klöser et al. 1994b; Campana et al. 2018). Dentro de las Desmarestiales, aquellas de mayor abundancia en Potter son *D. menziesii*, *D. anceps* e *Himantothallus grandifolius* (Quartino et al. 2001, 2008). *D. menziesii* es endémica de Antártida, foliosa, habita a mayores profundidades y está presente en estadíos sucesionales avanzados (Campana et al. 2018). Presenta además una de las mayores tolerancias de supervivencia a altas temperaturas (Matula et al. 2022) y una mayor tolerancia en sitios turbulentos que *D. anceps* (Quartino 2003). También presentes en estadíos sucesionales avanzados se encuentran las macroalgas pardas *D. anceps* e *H. grandifolius*, que excluyen competitivamente a otras macroalgas por la luz donde *H. grandifolius* está adaptada a niveles más bajos de irradiación (Klöser et al. 1996; Quartino et al. 2001; Zacher et al. 2007). Las algas pardas mencionadas presentan un tipo de crecimiento y reproducción anticipadora estacional⁹ mientras que las verdes son respondedoras estacionales y las rojas presentan ambas estrategias dependiendo de la especie en cuestión, por ejemplo *Palmaria decipens* pertenece al primer grupo, contrariamente a *Sarcopeltis antarctica* e *Iridaea cordata* que lo hacen para el segundo (Wiencke y Amsler 2012; Savaglia et al. 2019 y las allí citadas).

⁹ En cuanto al crecimiento y reproducción de las macroalgas dos estrategias son conocidas: “anticipadores estacionales” que inician su crecimiento bajo los días cortos en el invierno/primavera tardía y generalmente bajo el hielo, mientras que los “respondedores estacionales” inician su crecimiento y reproducción no antes de que las condiciones de primavera y verano estén presentes. Especies de este último grupo reaccionan directamente a factores principales del ambiente y muestran una estrategia de vida oportunista (Wiencke y Amsler 2012).

Tabla IV.1: Resumen de características para 16 taxones bentónicos. Macroalgas: **(Chlor)** Chlorophytas, **(Rhodo.fol)** Rhodophyceae no incrustantes, foliosas, **(Coralli)** Familia Corallinaceae, **(Asc.mir)** *Ascoseira mirabilis*, **(Des.ant)** *Desmarestia antarcticus*, **(Des.men)** *Desmarestia menziesii*, **(Des.anc)** *Desmarestia anceps* e **(Him.gra)** *Himantothallus grandifolius*. Fauna: **(Mal.day)** *Malacobelemnon daytoni*, **(Odo.val)** *Odontasater validus*, **(Parb.cor)** *Parborlasia corrugatus*, **(Mol.ped)** *Molgula pedunculata*, **(Myc.ace)** *Mycale acerata*, **(Sero)** Familia Serolidae spp., **(Lat.elli)** *Laternula elliptica*, **(Polych.er)** Poliquetos subclase Errantia (taxón típico morfo sp1 de especie/especies no identificada/s). *Información no publicada pero deducida por conocimiento general del área y el observado por investigadores (Sahade com. pers).

Macroalgas						
Taxón macroalgas	Sustrato	Modo de alimentación	Movilidad	Estadio de sucesión	Tipo de cuerpo	Reproducción/ Crecimiento
Chlor						respondedoras estacionales
Rhodo.fol				pioneras	foliosa	respondedoras y anticipadoras estacionales según especie
Coralli					calcificadoras	*
Asc.mir						anticipadora estacional
Des.ant	duro	fotosintéticas	sésil		foliosas	anticipadora estacional, crecimiento rápido anual o bienial
Des.men				avanzado		perenial, anticipadora
Des.anc					foliosas	estacional, ciclo heteromórfico con gametofito, a temperaturas no menores de 0° C
Him.gra						
Fauna						
Taxón zoobentos	Sustrato	Modo de alimentación	Movilidad	Estadio de sucesión	Tipo de cuerpo	Reproducción/ Crecimiento
Mal.day	blando	oportunista suspensívora	sésil	pionero	blando	rápida madurez sexual y alta tasa de crecimiento, larvas lecitotrófica
Odo.val	duro y blando	oportunista/ predador/ carroñero	móvil	dependiente de sucesión primaria o secundaria	duro	repr. anual, larva planctónica
Parb.cor	blando	oportunista/ predador/ carroñero	móvil	avanzado	blando	anual, larva planctotrófica
Mol.ped	duro y blando	filtrador-suspensívora	sésil	pionero, aunque también avanzado	blando	larva lecitotrófica
Myc.ace	blando	suspensívora	sésil	avanzado	semirrígido	repr. anual, rápido crecimiento, larva planctónica
Serol	blando	oportunista suspensívora/ carroñera	vágil	pionero*	semi-duro	repr. Sexual anual o bianual, huevo incubado
Lat.elli	blando	filtrador-suspensívoro	infaunal	pionero y avanzado*	semi-duro	larva planctónica
Polych.e	blando	suspensívoro/ depositívoros	epifaunal	avanzado*	semi-duro	*

Dentro de la fauna representativa de los cambios en estructura y diversidad observados en el ensamble bentónico de Potter encontramos a las siguientes especies con distintos tipos de alimentación y movilidad. El pennatuláceo *Malacobelemnon daytoni* es un coral blando sin estructura calcárea, típico de sustrato blando, suspensívoro pasivo, omnívoro y oportunista, sésil, de mayor tolerancia a la sedimentación y pionero en estadíos sucesionales tempranos, con una rápida madurez sexual y alta tasa de crecimiento (Servetto et al. 2013, 2017; Servetto y Sahade 2016). Otra especie de alimentación oportunista que incluye estrategias diferentes como detritívora, depredación y carroñera, es la estrella *Odontaster validus* presente en sustrato blando y duro, móvil, tipo de cuerpo duro, con reproducción anual y puede estar presente en varios estadíos sucesionales dependientes del origen de sucesión sea primaria o secundaria (Dayton et al. 1974; Gutt 2007; McClintock et al. 2008; Guillaumot et al. 2019; Cordone et al. 2020). También de alimentación oportunista con varias estrategias, el nemátodo *Parborlasia corrugatus* es predador y carroñero, ingiere diatomeas, esponjas, anémonas, poliquetos, anfípodos, isópodos, gastrópodos y hasta piel de foca, habita en sustrato blando, tiene un cuerpo con esqueleto hidrostático¹⁰, móvil, de alta fecundidad con una larva planctotrófica y de reproducción anual, se lo asocia al estadio de comunidad madura (Heine et al. 1991; WoRMS Editorial Board 2017). La ascidia *Molgula pedunculata* habita tanto sustrato blando como duro, tiene una alimentación filtradora-suspensívora de partículas de varios tamaños desde 1 µm con tasas de respiración y filtración que se ven afectadas por las concentraciones de material particulado en suspensión, sésil y solitaria, con larva plantónica lecitotróficas, tipo de cuerpo blando y pionero en áreas nuevas aunque también presente en estadíos maduros con gran potencial de ingeniera ecosistémica por facilitar sustrato para organismos epibentónicos (Monniot y Monniot 1994; Kowalke 1999; Kowalke et al. 2001; Tatián et al. 2005; Barnes y Conlan 2007; Torre et al. 2012; Rimondino et al. 2015; Kim et al. 2021). La esponja *Mycale acerata* de características funcionales muy similares a la ascidia, habita sustrato blando, alimentación suspensívora sin selección de partículas, sésil, tipo de cuerpo semirrígido y rápido crecimiento en comparación con otras esponjas, está presente en ensamblajes avanzadas (Dayton et al. 1974; McClintock et al. 2005; Gutt 2007; Gutt et al. 2013a). La familia de isópodos Serolidae habita en sustrato blando, supone de alimentación de diferentes estrategias suspensívora y carroñera, vágil, tipo de cuerpo semi-duro con exoesqueleto de quitina, tiene una puesta de huevos abundante y puede ser anual o bianual dependiendo de la especie donde los huevos son incubados por la hembra durante ~600 días, suelen habitar donde no abundan otras especies sésiles epibentónicas lo que le concedería cierta característica de pionero (Luxmoore 1982, 1985; Ormond et al. 1997; Gutt 2007; WoRMS Editorial Board 2017). El molusco bivalvo *Laternula elliptica* de gran abundancia en la Antártida, es infaunal por lo que habita en sustrato blando, puede tener hasta un tamaño de 10 cm en 40 años, alimentación suspensívora incluso se ha encontrado que ingieren diatomeas, tipo de cuerpo semi-duro con valva, de reproducción con larva planctónica, observado en la presente tesis en áreas recientemente libres de

¹⁰ Esqueleto hidrostático: es una cavidad llena de fluido que rodea a las estructuras musculares y da soporte al cuerpo de ciertos animales

hielo dominadas por diatomeas, que le concedería la característica de pionero (Urban y Mercuri 1998; Brey et al. 2011). Por último, el taxón poliqueto epifaunal de subclase Errantia habita sustrato blando, por asociación con el phylum tendría una alimentación suspensívora, tipo de cuerpo semi-duro y se supone de una comunidad madura por el contexto donde se lo encuentra presente en Potter.

IV.3 Metodología

Con la finalidad de (i) conocer el potencial efecto de variables ambientales relacionadas al retroceso del glaciar Fourcade en la distribución de taxones seleccionados representativos del ensamblaje bentónico de Potter se (ii) construyeron y aplicaron los modelos de distribución de especies (MDEs) correspondientes a los ocho taxones de fauna y ocho de macroalgas. Para ello, se asociaron los registros biológicos (Capítulo III) con las variables ambientales en formato de capa espacial tipo ráster (Capítulo II) y se implementó el paquete de modelización de la biodiversidad *biomod2* versión 3.5.1 (Thuiller et al. 2021) en el software de programación R versión 4.2.1 (R Core Team 2021). Además, para (iii) mejorar la predicción de la idoneidad ambiental actual de los taxones en estudio, se aplicaron algunas modificaciones de la calibración conocida llevada a cabo para la misma zona de estudio (Neder 2016; Jerosch et al. 2019; Lagger et al. 2021; Thuiller et al. 2021). Se proyectó la idoneidad ambiental actual, definida como la probabilidad de ocurrencia de cierto taxón analizado en respuesta a condiciones ambientales de la última década 2010-2020, y la idoneidad ambiental al pasado considerando las condiciones ambientales en 1956 con la finalidad de (iv) detectar y analizar cambios en la distribución de fauna representativa. Con una resolución de 5 x 5 m, la base de datos biológica se redujo para evitar un sobreajuste, conservando un registro por píxel ([Sección IV.3.1](#)). Se unificó la extensión y resolución de los rústers, y se corroboró la multicolinealidad entre las variables ambientales y la correlación entre ellas ([Sección IV.3.2](#)). Se dividieron los datos para calibración usando cinco algoritmos de correlación (GLM, GAM, GBM, RF, SRE, y para evaluación a través de cuatro métodos (TSS, ROC, KAPPA, ACCURACY), se proyectó la idoneidad ambiental por modelos consenso y se transformó en mapas binarios de presencia ausencia ([Sección IV.3.3](#)). A posterior se analizaron las curvas de respuestas de la idoneidad ambiental en función de cada una de las variables ambientales para determinar el rango de variabilidad donde un taxón estaría potencialmente presente.

IV.3.1 REGISTROS BIOLÓGICOS Y REDUCCIÓN ESPACIAL

Las especies representativas de Potter para investigar sobre su idoneidad ambiental, fueron ocho macroalgas y ocho organismos de zoobentos representadas en la Fig.IV.1 y descritas anteriormente ([Sección IV.2](#)), cuya distribución espacial muestreada fue expuesta en la Fig.III.2 y Fig.III.3 respectivamente ([Sección III.3.1](#)).

Los datos biológicos de presencia y ausencia de los taxones analizados corresponden a los muestreos llevados a cabo en caleta Potter durante los años 2009, 2010 en LTIFA, MTIFA, NIFA, y durante el 2011 en ISLA por foto-transectas, y durante el 2016 por video-transectas ([Sección III.2](#)). Se evaluó su calidad en georreferencia, taxonomía, distribución

espacial implícita, y se realizó un adelgazamiento del conjunto de datos para evitar un sobreajuste del modelo. Por ello, para cada taxón en estudio, se eliminaron los puntos sin observación biológica ('999' o 'NA' en planilla), se redujo el número de puntos con dato de presencia (1) o ausencia (0) por pixel del ráster (5 x 5 m) conservando el valor de presencia en el caso existente. De esta manera se controla, no sólo las posibles diferencias existentes en los años de muestreo solapados geográficamente, sino la identificación dentro de un mismo año por video-transectas contemplando las calidades de captura dependiente también de las condiciones meteorológicas que podrían condicionar la turbulencia de la corriente y consecuentemente una dinámica diferente de sedimentos en la columna de agua. Además, se omitieron aquellos puntos muestreados por fuera de la extensión de las variables ambientales (140 puntualmente, Anexo Fig.IV.A1). Consecuentemente, cada taxón tiene un registro observado final de presencia/ausencia de: Chlorophyta 40/2271, Rhodophyta no incrustantes 555/2488, Corallinaceae 453/2406, *Ascoseira mirabilis* 169/2607, *Desmarestia antarctica* 51/2556, *Desmarestia menziesii* 243/2722, *Desmarestia anceps* 155/2860, *Himantothallus grandifolius* 229/2932, *Malacobelemnon daytoni* 1352/1192, *Odontaster Validus* 557/2062, *Parborlasia corrugatus* 184/2321, *Molgula pedunculata* 731/1892, *Mycale acerata* 122/2627, Serolidae 561/1302, *Laternula elliptica* 888/1040, Polychaeta Errantia (Esp1) 222/1928.



Fig. IV.1: Taxones en estudio. **(a)** Macroalgas verdes del phylum Chlorophytas. Las macroalgas rojas: **(b)** Rhodophyceae no crustosas o no incrustantes y **(c)** la familia de algas calcáreas Corallinaceae. Las macroalgas pardas: **(d)** *Ascoseira mirabilis*, **(e)** *Desmarestia antarctica*, **(f)** *D. menziessi*, **(g)** *D. anceps* e **(h)** *Himanthothallus grandifolius*. Dentro de fauna: **(i)** el pennatuláceo *Malacobelemnion daytoni*, **(j)** la estrella *Odontaster validus*, **(k)** el nemátodo *Parborlasia corrugatus*, **(l)** la ascidia *Molgula pedunculata*, **(m)** la esponja *Mycale acerata*, **(n)** la familia de isópodos Serolidae, **(o)** el molusco *Laternula elliptica*, **(p)** el mofo típico del taxón/taxones de poliqueto subclase Errantia desconocido.

IV.3.2 SELECCIÓN DE VARIABLES AMBIENTALES

La selección de las variables ambientales a incluir en el modelo de distribución de especies fue determinada por una sucesión de metodologías: correlación Spearman y Pearson (>0.70) para capturar relaciones no paramétricas y lineales, multicolinealidad ($VIF > 10$), aporte cero-cerca de cero e importancia de la variable y principio de parsimonia con el algoritmo 'Generalized Boosted Model' (GBM) para cada uno de los taxones siguiendo la calibración explicada en la [Sección IV.3.3.a](#). Dicho algoritmo ha demostrado

ser una excelente herramienta para lidiar con el efecto de sobreajuste del modelo (Elith et al. 2008; Reiss et al. 2011; Guillaumot et al. 2018b)¹¹.

Las 41 variables ambientales que caracterizan glaciológica- oceanográfica-, sedimentológica- y biogeoquímicamente a caleta Potter (Capítulo II), obtenidas a partir de modelización de muestreos realizados en caleta Potter durante el 2010-2015 y de imágenes satelitales del 2020 (Tabla II.1a-h, [Sección II.3](#)), conservan una resolución espacial homogénea de 5 x 5 m (25 m²) con extensión del área de estudio (~7 km²). Las variables de material particulado en suspensión (SPM) máximo, media, mediana y mínimo, fueron reformuladas para mantener dicha resolución siguiendo la metodología de vecino próximo (*'near neighbour'*, función *'resample'* del paquete *'raster'*). La extensión se redujo acorde al ráster más estrecho (Coordenadas acorde a UTM_WGS84 21 Sur; Xmin=410166,1, Xmax=415036,1, Ymin=3097166,1, Ymax=3097166,1; Anexo Fig.IV.A1).

Se evaluó la relación entre familias de variables ambientales y se redujo el número para un mejor balance de la sensibilidad y precisión del MDE. Además, se conservó el mismo conjunto de variables ambientales para un mismo grupo de taxones (fauna o macroalgas) para comparar la respuesta en la distribución. Se utilizó una preselección inicial de 28 variables ambientales de importancia biológica según su relevancia ecológica para cada taxón analizado y de conocida relación directa o indirecta con la distribución de las especies (Luxmoore 1985; Klöser et al. 1996; Quartino 2003; Torre et al. 2021, 2014; Sahade et al. 2015; Deregibus et al. 2016; Neder 2016; Jerosch et al. 2019; Lagger et al. 2021; Taverna et al. 2022) y se redujo a 9 variables ambientales finales consideradas para los MDEs (Tabla IV.2). Se conservó una por familia de variables ambientales y se excluyeron aquellas con una importancia menor al 1% para los 16 taxones (Guillaumot 2021) y con una alta correlación Pearson y Spearman > 0.70, y VIF >10 (Gokmen et al. 2022). Cuando fuese necesario elegir entre dos variables, se tuvo en cuenta la historia natural de las especies y sus modelizaciones de distribución como también el objetivo de la presente investigación en brindar una interpretación de la distribución de las especies en respuesta al cambio climático (ej.: distancia al glaciar, SPM y temperatura promedio). Cabe destacar que, en esta instancia, dada la cantidad de parámetros ambientales considerados, existe una deficiencia del rango de análisis del índice VIF para determinar la inflación de los factores y debió ser considerado con precaución. Sin embargo, permite identificar aquella covariable de alta multicolinealidad, eliminarla y volver a realizar el análisis hasta una reducción menor al límite indicado (Zuur et al. 2010).

La importancia de la variable para la distribución de una especie es asignada individualmente a cada taxón modelado, donde se calcula la correlación de Pearson entre la predicción modelada con la variable de referencia modelada y aleatorizada. El valor del índice es $1 - \text{cor}(\text{pred_ref}, \text{pred_shuffled})$, donde más alto es el valor, menor la correlación y más influencia tiene la variable en el modelo, sin considerar las interacciones de variables. Un valor de 0 supone ninguna influencia de esa variable en el modelo. El

¹¹ Para comprender de una manera sencilla cómo funciona este algoritmo de aprendizaje, se sugiere el artículo "Donde sea que estés, te encontraré" de la Revista +IDEA sobre Fauna, (Neder. C, 2022, Año 2 (3), ISSN 27967581 <https://www.idea.conicet.unc.edu.ar/revista-idea/>).

número de 10 permutaciones (generalmente seleccionado en otras investigaciones; Jerosch et al. 2019; Dubos et al. 2021; Thuiller et al. 2021) permite el cálculo de importancia de la variable con un valor máximo de 1, facilitando la interpretación de la importancia de la variable a partir del uso de porcentaje, donde dicho valor máximo implica que la variable resulta 100% importante en la configuración del modelo. Además, se evaluaron las variables ambientales predictoras con valores de variación cero o cercanos a ceros a través del paquete ‘caret’ (Anexo IV.A).

Tabla IV.2: Reducción de variables ambientales consideradas para modelización final por análisis de parsimonia, correlación, multicolinealidad, importancia de la variable y de relevancia ecológica para estudios asociados a cambio climático. La cruz ‘x’ indica su inclusión en el set final de datos de entrada para los modelos de distribución de especies (MDEs) de taxones seleccionados. SPM, material particulado en suspensión.

Subset inicial de 28 variables ambiental	Acrónimo	Consideración
Batimetría	<i>bathy</i>	x
Índice de posición batimétrica amplio	<i>bpi_broad</i>	-
Índice de posición batimétrica fino	<i>bpi_fine</i>	-
Promedio de la dinámica del coeficiente de arrastre	<i>bs_dynamics__mean</i>	-
Distancia a la costa al 2020	<i>DistToCoast</i>	x
Distancia al frente glaciar en 2020	<i>DistToGlacier</i>	x
Tiempo de exposición del área libre de hielo	<i>Expo_icefree</i>	-
Porcentaje de hierro en sedimento 2-12cm	<i>Fe2O3_12cm</i>	-
Tamaño medio del grano en el sustrato	<i>mgs</i>	x
Probabilidad de sustrato duro	<i>ProbHardS</i>	x
Salinidad a 1-5m	<i>Sal_1_5m</i>	-
Salinidad a 5-15m	<i>Sal_5_15m</i>	-
Salinidad a >15m	<i>Sal_d15m</i>	-
Promedio ponderado de salinidad por profundidad	<i>Sal_mean_ly3</i>	-
Promedio de salinidad en columna de agua	<i>Sal_mly3_mix</i>	-
Tipo de sustrato de clasificación Shepard	<i>Sediments_Shepard</i>	-
Porcentaje de sílice en sedimento	<i>SiO2_12cm</i>	-
Pendiente	<i>Slope</i>	x
Concentración máxima del SPM	<i>spm_max</i>	x
Concentración promedio del SPM	<i>spm_mean</i>	-
Concentración mediana del SPM	<i>spm_med</i>	x
Concentración mínimo del SPM	<i>spm_min</i>	-
Temperatura a 1-5m	<i>Temp_1_5</i>	-
Temperatura a 5-15m	<i>Temp_5_15m</i>	-
Temperatura a >15m	<i>Temp_d15m</i>	-
Promedio ponderado de temperatura por profundidad en estado de mezcla	<i>Temp_mean_ly3</i>	-
Promedio de temperatura en columna de agua ponderado por capa en estado estratificado	<i>Temp_mly3_mix</i>	x
Mediana de la velocidad de corriente	<i>vel_med</i>	x

Finalmente, la modelización de la distribución de taxones en caleta Potter se desarrolló con un conjunto final reducido de 9 variables ambientales de relevancia ecológica y estadística que describen el sustrato, características oceanográficas, asociadas

al deshielo y/o al impacto de hielo y también al ingreso de materiales exógenos desde el ecosistema terrestre al marino, con una resolución 25 m² (5x5 m):

- Batimetría: una de las características oceanográficas más relevantes para los sistemas marinos. Brinda el concepto vertical de distribución espacial (latitud, longitud y profundidad). Se asocia con la distribución del bentos antártico por la característica euribática de éste y los cambios observados en la estructura del ensamble en respuesta a la sedimentación. Además, es una variable que estaría asociada a posibles impactos de hielo por témpanos o desprendimiento glaciar, con una menor influencia a mayor profundidad. Resultaría ser una variable amortiguadora de estrés, al considerar un gradiente de menor a mayor profundidad. Por otro lado, por su correlación con BPI ([Anexo IV.A2](#)) describe el sustrato y colabora con la interpretación sobre la disponibilidad de hábitats para el bentos.

- Distancia a la costa al 2020: brinda una descripción de la morfología del área de estudio al estar asociada a la profundidad, donde existe un patrón de incremento de la profundidad a mayor distancia de la costa y con isobaras paralelas a la costa. Colabora con la evaluación del ingreso de materiales exógenos desde el ecosistema terrestre al marino. Además, describe la cercanía a la zona intermareal de estrés de congelamiento, disección e influencia de mareas. Implicaría asociaciones de estrés múltiple al estar relacionada con la dinámica de olas y con la dinámica de las corrientes donde se generaría mayor impacto y turbulencias con posibles resuspensión del sedimento a distancias próximas a la costa. Consecuentemente, sería representativa de menor estrés ambiental más alejado de la costa y un mayor estrés para el bentos próximo a la costa.

- Distancia al frente glaciar en 2020: asociada no sólo al tiempo de exposición del área libre de hielo disponible para ser colonizada, sino también al ingreso de agua de deshielo, lo que consecuentemente se relaciona con la salinidad y el porcentaje de hierro en sedimentos a través del ingreso de material terrígeno ([Anexo IV.A2](#)). Además, estaría asociada a impactos de desprendimiento de hielo, una variable ambiental no disponible en formato ráster.

- SPM mediana y máximo: para evaluar el ingreso de sedimentos al sistema marino como condicionante de la distribución del bentos, y analizar posibles umbrales de tolerancia en función de la concentración y la idoneidad ambiental. La concentración mediana de SPM estaría asociada a una permanencia de SPM, y a la posible tolerancia de los taxones ante frecuentes concentraciones intermedias-altas de sedimentos. Mientras que la concentración máxima implicaría una asociación con eventos de concentraciones altas extremas y la posible tolerancia de las especies antes “tormentas” de sedimento.

- Pendiente: es una variable que caracteriza la morfología del área. Describe el sustrato como también la asociación de la sedimentación en función del ángulo de la pendiente que facilite o no la acumulación de sedimentos en el fondo.

- Tamaño medio del grano: variable representativa de sustrato fino utilizada únicamente para fauna y probabilidad de sustrato duro para macroalgas. Ambas variables describen la morfología del área y están asociadas al tipo de sustrato que caracteriza el asentamiento de los organismos bentónicos.

- Temperatura promedio de la columna de agua en estado estratificado: relacionada a las características oceanográficas del sistema que además sientan las bases de posibles cambios en la temperatura asociados al cambio climático. En el caso de las macroalgas, los límites son condicionante de la reproducción de los propágulos.

- Velocidad mediana de la corriente: describe las características oceanográficas de circulación de masas de agua y la asociación con el transporte de partículas internas y externas del sistema marino (alimento, larvas, sedimentos, contaminantes, etc.).

El [Anexo IV.A](#) brinda información sobre los resultados y discusiones implicadas para la selección puntual de estas 9 variables ambientales considerando sus asociaciones y relevancia ecológica, como también lo discutido en la [Sección II.5](#) colabora con el análisis para la reducción de variables ambientales predictoras.

IV.3.3 MODELIZACIÓN DE LA IDONEIDAD AMBIENTAL

IV.3.3.1 Calibración y evaluación del modelo de distribución

Se diseñó un texto de programación de ejecución en el software R (versión 4.1.2) para la calibración y evaluación de los MDEs usando de base el paquete *biomod2* versión 3.5.1 (Thuiller et al. 2021). La modelización de la distribución de especies en caleta Potter se desarrolló con el set final de 9 variables ambientales ([Anexo IV.A](#)) para los ocho taxones de macroalgas y ocho de fauna. Los datos biológicos corresponden a aquellas presencias y ausencias muestreadas por video-transectas y fotografías entre el 2009 y el 2016 (Fig.III.1b, Capítulo III). Los **algoritmos** usados para los MDEs fueron aquellos indicados por la literatura como los de mejor desempeño para modelos de especies en general y puntualmente marinos (Reiss et al. 2011; Neder 2016; Chaabani 2018; Jerosch et al. 2019; Guillaumot et al. 2021). Además, uno frecuente y de simple aplicación, aunque de calidad predictiva baja. Éstos fueron:

- Modelos estadísticos de tipo generalizados: lineales *Generalized Linear Model (GLM)* y aditivos *Generalized Additive Model (GAM)*. El GLM que utiliza términos lineales, cuadráticos o polinómicos. El procedimiento es por pasos progresivos incorporando las variables de configuración y utilizando los criterios de información de Akaike o Bayesianos (AIC o BIC) para seleccionar el modelo más parsimonioso. El GAM, combina aspectos de los modelos aditivos y de los modelos lineales generalizados. Funcionan como un GLM en el sentido de que pueden tener diferentes estructuras de error y funciones de enlace, pero en lugar de tener una forma funcional explícita, utilizan una clase de ecuaciones “suavizadoras” para describir la relación entre las variables. Son útiles para las distribuciones que tienen formas complejas y que no se ajustan fácilmente con modelos lineales o no lineales estándares.

- Modelos de aprendizaje como el *Generalized Boosting Model (GBM)*, también conocido como *Boosted Regression Trees*, y *Random Forest (RF)*. El GBM potencia sucesivamente los árboles de regresión. En un proceso iterativo se construye un modelo final añadiendo progresivamente árboles mientras se reponen los datos mal predichos por el árbol anterior. Cada árbol posterior se utiliza para encontrar una nueva partición en el conjunto de datos que pueda reducir aún más el error. El RF, es una técnica de regresión no paramétrica. La respuesta se compara con las variables predictoras, y el modelo intenta dividir las variables de respuesta en dos grupos con menor variación (presencia versus ausencia) en cada parte. Cada ejecución aleatoriza los puntos de presencia/ausencia utilizados y los predictores ambientales, sin utilizarlos todos a la vez. Esto permite que el modelo determine a lo largo de muchos árboles cuál es la variable que disminuye el rendimiento del modelo cuando se elimina, asignando así la importancia

a la variable asociada a la presencia o la ausencia. Ambos algoritmos de aprendizaje automático son potentes para ajustar regresiones seleccionando automáticamente las variables más informativas entre un amplio conjunto, realizar clasificaciones y determinar un orden.

- Modelo descriptivo: Modelo envolvente de rango de superficie *Surface Range Envelop (SRE)* o usualmente llamado BIOCLIM. Aunque de menor desempeño, pero amplia utilización en las modelizaciones iniciales de distribución de especie puesto que caracteriza los límites de las condiciones ambientales que determinan la presencia de una especie. Determina la idoneidad del hábitat en cada pixel o celda del ráster comparando los valores de las variables ambientales allí existentes, con una distribución de percentil de variables en lugares de presencia conocida. Cuanto más cerca estén los hábitats de la región de estudio a aquellos conocidos con la presencia de la especie en estudio, más adecuada o idónea se considera la ubicación. Es de fácil interpretación, pero el valor evaluativo que determina su calidad de predicción suele ser bajo.

Las actualizaciones de la versión del paquete de R *biomod2 v3.5.1* realizadas, facilitaron el uso de validaciones cruzadas que permiten captar una variabilidad ambiental espacial siguiendo a Muscarella et al. (2014) en la división de bloques en vez de considerar una simple partición de los datos biológicos en un 70% para calibración y un 30% para evaluación (originalmente sugerido por Thuiller et al. 2009, y aplicada en área de Potter por Neder 2016; Jerosch et al. 2019; Lagger et al. 2021). Sin embargo, no consideran la autocorrelación espacial¹² posible existente. Con la finalidad de (iii) mejorar la calibración y la predicción de la idoneidad ambiental actual realizada por Neder (2016) para animales bentónicos y por Jerosch et al. (2019) para macroalgas, en sistemas costeros; se evaluaron cuatro métodos de partición de datos para la calibración y evaluación ([Anexo IV.B](#)). Además de la clásica partición 70-30, se consideró la aplicación de cuadrantes basados en la geografía del área siguiendo los conceptos y las metodologías aplicadas por Valavi et al. (2019), Muscarella et al. (2014) y Guillaumot et al. (2021). Se aplicó una nueva estrategia que analiza no sólo la división de cuadrantes según la latitud y la longitud balanceando la cantidad de presencia de la especie por cuadrante (Muscarella et al. 2014; Thuiller et al. 2021), sino que también considera la autocorrelación espacial donde cada cuadrante fue determinado según el valor de mediana del rango efectivo de autocorrelación espacial, que es el rango en el que las observaciones son independientes ([Anexo IV.B](#)). Las proyecciones de los modelos calibrados por los cuatro métodos de partición de datos no difieren significativamente. Sin embargo, sí varía la evaluación de los modelos, donde el mejor desempeño fue en los modelos que consideran una partición en bloque y la autocorrelación espacial de las variables ambientales utilizadas para la modelización de la distribución de los taxones. Consecuentemente, la calibraron difiere para fauna y macroalgas.

La calibración para fauna, contempla la distribución espacial de los registros biológicos y luego particiona las presencias y ausencias en bloques del tamaño del rango de autocorrelación espacial de 1439 m (método 1, [Anexo VI.B](#)). Para ello se utilizó el

¹² En la [Sección II.2](#) se explica la autocorrelación espacial donde se analiza la agrupación espacial de las muestras donde se espera que aquellas más cercanas entre sí tengan valores más semejantes en comparación a otras.

paquete 'blockCV' con la combinación de las funciones 'SpatialAutoRange' para calcular el tamaño de rango óptimo y 'spatialBlock' para la generación de los bloques en donde existan registros biológicos, y se los numeró de manera aleatoria para considerarlos en las diferentes iteraciones. La cantidad máxima de bloques posibles con un tamaño acorde a la autocorrelación espacial donde se encuentran registros biológicos fue de 12. Se corrieron un total de 30 modelos individuales dado por la cantidad de iteraciones configurada como la mitad del máximo de particiones en bloque posible con la finalidad de reducir el tiempo de ejecución de la programación (puntualmente 6 corridas por 5 algoritmos y 10 permutaciones para cada uno). Para las macroalgas la validación cruzada fue automatizada por *biomod2* con bloqueo espacial latitud-longitud y balance de presencias (método 3, [Anexo VI.B](#)). De esta manera también lo fue la cantidad de corridas por algoritmo dada la cantidad total de bloques posibles donde se encuentran los registros biológicos. Consecuentemente, se calibraron un total de 275 o 300 modelos individuales (55 o 60 corridas por 5 algoritmos con 10 permutaciones para cada uno). Se comprobó la correlación y multicolinealidad entre las variables ambientales. Para ello, se calcularon los coeficientes de correlación de Spearman con su significancia y un factor de inflación de la varianza (VIF), excluyendo las variables con $r_s > 0,70$ y $VIF > 10$ (en el caso de fauna debido a una distribución más dispersa que las macroalgas, se permite excluir aquellas con $VIF > 5$).

Para la evaluación de los MDEs de cada algoritmo, se calcularon diferentes métricas que consideran los falsos y verdaderos positivos y negativos disponibles al implementar el paquete *biomod2*. Se determinó el rendimiento de cada modelo a través del cálculo de la sensibilidad y la especificidad en función del umbral de probabilidad para el que se maximiza su suma. El rendimiento predictivo de cada modelo y la jerarquía de la importancia de los parámetros ambientales se evaluaron mediante las métricas *True Statistics Skills* (TSS), *Relative Operating Characteristic* (ROC), *Kohen's Kappa* o también conocido como *Heidke skill score* (KAPPA) y *Accuracy* fracción correcta (ACCURACY). El TSS, compara el número de datos predichos correctamente con aquel dado por azar y es utilizado frecuentemente para responder a cuestiones ecológicas y combinar modelos según su rendimiento (Araújo et al. 2005; Allouche et al. 2006). Según el valor evaluativo, Thuiller et al. (2010) determina que los modelos pueden ser comparables entre ellos y clasificados según su rendimiento en fallidos o nulos (TSS < 0,2), deficientes (TSS: 0,2-0,4), regulares (TSS:0,4-0,6), buenos (TSS: 0,6-0,8) y excelentes (TSS>0,8).

Se determinó la importancia de las variables como se explicó anteriormente para cada taxón considerando cada modelo corrido según cada uno de los cinco algoritmos y el promedio por algoritmo. Además, se analizaron las curvas de respuesta de todas las corridas correspondientes a las diferentes iteraciones y permutaciones de cada algoritmo con la finalidad de identificar rangos límites condicionantes de la idoneidad ambiental de cada taxón.

IV.3.3.2 Modelos conjuntos y mapa binarios

Los modelos individuales definen la distribución e idoneidad ambiental de una especie a través de asociaciones específicas asignadas según el algoritmo implementado.

Sin embargo, no siempre las asociaciones pueden ser lineales, por ejemplo, para dar uso a modelos lineales generalizados (GLM). Ni tampoco, un modelo de aprendizaje como GBM aunque de excelente aproximación, puede acaparar gran cantidad de las relaciones para explicar procesos complejos y las interacciones del sistema. Según la técnica aplicada, existen discrepancias en los resultados donde las diferencias podrían ser grandes (Thuiller et al. 2009). Por ello, una solución para esta variación inter-modelo considerada en esta tesis, es la aplicación de **modelos conjuntos** (también conocidos como modelos ensambles). Este tipo de modelos se definen como una “idealización que consiste de un número (posiblemente infinito) de copias del sistema, consideradas todas a la vez, donde cada una representa un posible estado que el sistema real podría tener en un determinado tiempo” (Gibbs 1878 en Araújo y New 2007). Un modelo conjunto es entonces, múltiples combinaciones de más de una condición inicial, clases de modelos y parámetros de entrada, hasta incluso puede considerar diferentes delimitaciones del dominio que predicen combinadamente. Dicha combinación puede estar dada de diferentes maneras.

Se consideraron varios tipos de modelos conjuntos: de media, media ponderada, mediana, intervalo de confianza y de consenso ([Anexo IV.D](#)). Se analizaron los resultados y proyecciones de todos los tipos de modelos conjuntos generados y finalmente para la determinación del MDE final para el taxón en estudio y los cálculos contiguos, se consideró sólo el modelo conjunto de media ponderada (*EM_wmean*). Para ello, las probabilidades de los modelos individuales seleccionados se ponderan según sus valores de rendimiento donde un modelo mejor evaluado tendrá más importancia en el modelo conjunto. Se determinó un umbral de TSS mayor a 0,5; 0,6 o 0,7 dependiente del rendimiento de los modelos individuales explicados anteriormente ([Sección IV.3.3.1](#)), donde >0.5 es un modelo regular+, >0,6 bueno y >0,7 muy bueno. Todo modelo que supere dicho umbral fue considerado para la construcción del modelo conjunto. Se evaluaron los modelos conjuntos a través de la métrica de TSS y del cálculo de desvío de la idoneidad ambiental espacialmente.

La idoneidad ambiental, como variable respuesta continua, se transformó a binaria contemplando tres metodologías discutidas por Liu et al. (2005a): (1) Maximización de sensibilidad y especificidad: suma de ambas, es más sensible a la prevalencia de la modelización donde más alta sea la sensibilidad, menor es la tasa de falsos negativos y más alta la especificidad, menor la de falsos positivos; consecuentemente la sumatoria de ambas maximiza las tasas de valores falsos, (2) Promedio idoneidad ambiental: se obtiene el promedio de idoneidad de cada pixel del área de estudio, es simple y efectivo y más robusto ante proporciones de presencia no balanceadas con las de ausencia. (3) Límite de corte asignado por el paquete *biomod2* (*cut-off*). Puntualmente, esta última metodología se aplicó para la transformación binaria de la idoneidad ambiental a presencia/ausencia potencial con la creación de **mapas binarios**, para clasificar el hábitat especie-específico posible de ser colonizado por cada taxón en estudio y de facilitar su desarrollo.

IV.3.4 COMPARACIÓN A DOS ESCALAS TEMPORALES BAJO DIFERENTES ESTADÍOS AMBIENTALES

Con la misma metodología que para la distribución actual ([Sección IV.3.3](#)), se modeló la distribución de *Malacobelemn daytoni* y *Molgula pedunculata* para un estadio ambiental correspondiente al pasado en 1956 con la finalidad de **(iv)** detectar y analizar los cambios en la idoneidad ambiental y en la distribución del pasado al presente. En línea con la metodología planteada por Lager et al. (2021), los datos biológicos de foto y video transectas ([Sección IV.3.1](#)) se redujeron a aquellas presencias y ausencias ubicadas en las áreas libres de hielo a largo plazo (LTIFA) desde el 1956 que excluye aquellas ubicadas en el área de alta influencia glaciar (HMFH, Fig.III.3a,d). El set de variables ambientales corresponde al conjunto reducido de nueve variables seleccionadas pero considerando un estadio ambiental del pasado con la distancia al glaciar del 1956 y una aproximación de la temperatura, y mediana y máxima concentración de SPM asumiendo una reducción lineal con una pendiente informada por la regresión analizada por Schloss et al. (2008). Para ello, se calculó el SPM estimado para el año 1956 (54 años antes del actual modelo de FESOM-C para el verano 2010/2011) considerando una pendiente anual de 0,45 ($p < 0,05$) en el análisis de SPM durante 1991-2006. Se usó la siguiente fórmula (Ec. 6) para reducir anualmente la concentración de SPM en un 45%:

$$SPM_{(t1)} = SPM_{(t0)} * (1 - 0.45)^{(t1)} \quad (\text{Ec. 6})$$

donde $t1$ es la cantidad de años atrás a donde se pretende estimar el valor de SPM reducido en un 45% por año. Siguiendo la misma metodología, se utilizó una reducción del 10% para la temperatura del agua en verano ponderada por la profundidad (pendiente 0,1, $p < 0,05$ aplicada al ráster temp_mly3). Los ráster resultantes se muestran en Fig.IV.2.

Respecto a la distancia a la costa se consideró la costa al estadio del año 2020 para analizar las posibles respuestas del bentos, asumiendo que el glaciar se extiende con una plataforma de hielo flotante. Dicha extensión de hielo no limitaría la accesibilidad del bentos hacia la caleta interna. Se asume que la velocidad de la corriente no ha variado del 1956 al 2020 puesto que no hubo grandes incrementos del nivel del mar en el área de estudio que condicionen la circulación.

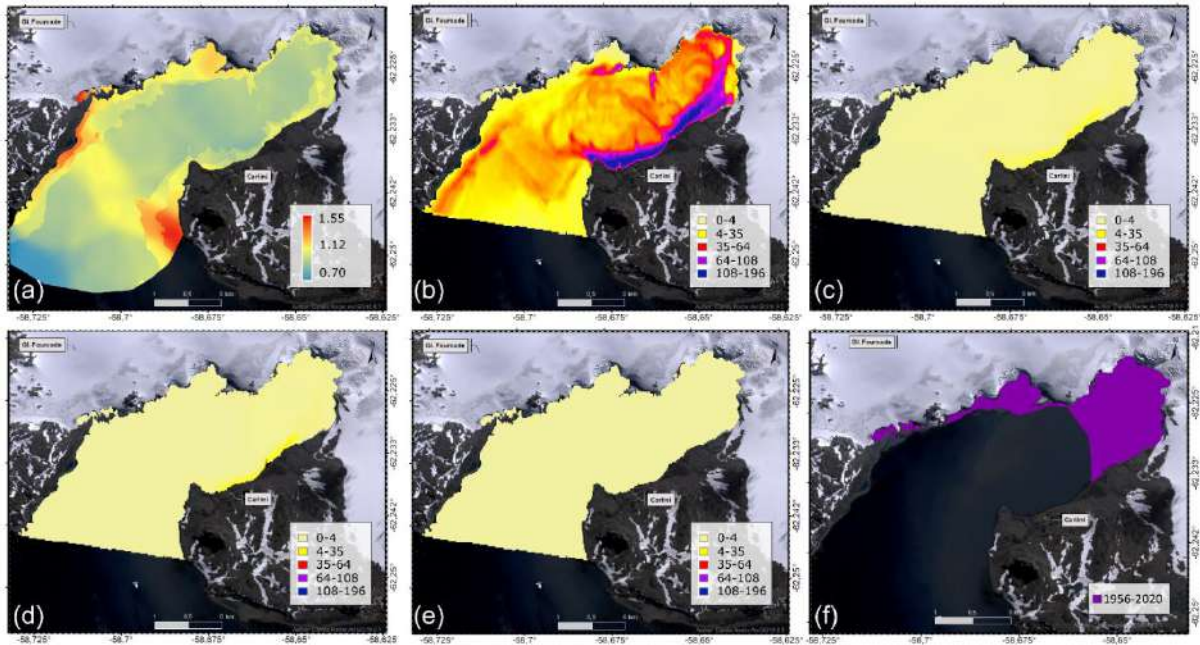


Fig.IV.2: Variables ambientales que describen la temperatura del agua y material particulado en suspensión (SPM) para un estadio del pasado en 1956. **(a)** Temperatura promedio en la columna de agua en estado estratificado. **(b-e)** Concentración de material particulado en suspensión (SPM) máxima, promedio, mediana y mínimo en la columna de agua (mg/l), respectivamente. **(f)** Área libre de hielo desde el 1956 al 2020.

A posterior, desde la conversión de la idoneidad ambiental del modelo conjunto a mapas binarios ([Sección IV.3.3b](#)) con un valor de umbral de TSS $>0,7$, se calculó el área de ganancia, pérdida y sin cambio de hábitat del pasado al presente usando la herramienta de calculadora de ráster (presente menos pasado, ArcGIS 10.8.1). El modelo al pasado predice la distribución del hábitat después del retroceso de los glaciares basándose en los datos disponibles de presencia/ausencia de áreas libres de hielo de largo plazo, mientras el modelo conjunto al presente predice el escenario de distribución actual después de una transición casi completa del glaciar Fournade en tierra.

IV.4 Resultados

IV.4.1 CALIBRACIÓN Y EVALUACIÓN DE LOS MDEs INDIVIDUALES

Se modeló la distribución e idoneidad ambiental de 16 taxones bentónicos. El análisis de validación cruzada y autocorrelación espacial considerando el conjunto original de 28 variables ambientales preseleccionadas determinó la mediana de rango de homogeneidad ambiental a una distancia de 1540 m sin considerar los valores extremos. Aquellas variables que mostraron una variabilidad ambiental a una mayor distancia espacial fueron el tiempo de exposición del área libre de hielo y la salinidad a todas las profundidades como también al promedio en la columna de agua (Anexo Fig.IV.A3c). Luego de una reducción de variables ambientales para ser incluidos en la modelización ([Anexo IV.A](#)), se consideró un conjunto de 9 variables homogéneas para fauna y macroalgas, donde únicamente difiere aquella relacionada con el tipo de sustrato

(tamaño del grano hasta 1,6 cm para fauna y probabilidad de sustrato duro para macroalgas). La autocorrelación espacial fue para la fauna a una distancia de 1439 m, mientras que para las macroalgas de 530 m (Anexo Fig.IV.B1). No se detectó una correlación ni multicolinealidad entre las variables ambientales ($r_s < 0.7$ y $VIF < 5$ para fauna mientras que $VIF < 10$ para macroalgas).

La calibración por bloque que considera la autocorrelación espacial y la distribución de los registros biológicos en el área de Potter, fue apropiada para la creación de modelos individuales expuestos por taxón analizado en el [Anexo IV.C1](#), usando los diferentes algoritmos: modelo lineal generalizado (GLM), modelo aditivo generalizado (GAM), modelos de aprendizaje de árbol: *Generalized Boosting Model* (GBM) y *Random Forest* (RF), modelos climático *Surface Range Envelop* (SRE). La Tabla IV.3 resume el promedio del rendimiento de cada algoritmo según las cuatro métricas evaluativas, considerando los taxones analizados y separando macroalgas de fauna. Según la métrica más simple de ACCURACY, todos los modelos fueron excelentes en su predicción. Mientras que con las otras, se observa que las modelizaciones con el menor desempeño y la mayor variabilidad en cada corrida corresponden al algoritmo SRE, y que aquellas de mejor desempeño varían respecto al taxón modelado (Fig.IV.3 y Fig.IV.4). Mayoritariamente corresponde a los modelos de aprendizaje de árbol GBM y RF (Tabla IV.3) los cuales, junto al análisis de curvas de respuestas ([Anexo IV.C1](#)), demostraron una modelización más homogénea, independientemente de la partición implementada para cada corrida.

Tabla IV.3: Valores promedios de métricas evaluativas para cada algoritmo por grupo de taxones de macroalgas y fauna.

Macroalgas				
	KAPPA	TSS	ROC	ACCURACY
GLM	0,674	0,865	0,954	0,959
GAM	0,712	0,850	0,941	0,967
GBM	0,735	0,904	0,972	0,968
RF	0,769	0,902	0,972	0,974
SRE	0,332	0,520	0,760	0,917
Fauna				
	KAPPA	TSS	ROC	ACCURACY
GLM	0,348	0,454	0,748	0,824
GAM	0,432	0,545	0,805	0,852
GBM	0,487	0,591	0,836	0,868
RF	0,522	0,603	0,841	0,880
SRE	0,154	0,205	0,600	0,787

En promedio para las macroalgas, GBM fue el algoritmo de mejor desempeño, catalogado como excelente modelo (valor promedio de TSS = 0,904; ROC = 0,978) seguido de RF (TSS = 0,902; ROC = 0,972). El algoritmo GAM falló en 3 y 9 ocasiones de las 55 corridas individuales puntualmente, para dos taxones de las macroalgas (*Chlorophytas* y *Desmarestia antarctica*). Para las algas pardas, excepto *D. antarctica*, se hace evidente la agrupación de los modelos generados por GLM, GAM, GBM y RF aglomerados con un alto

valor de TSS y ROC (Fig.IV.3d-h). Además, para las algas rojas no incrustantes (Fig.IV.3b) y Corallinaceae (Fig.IV.3c) el desempeño de los modelos fue muy semejante con un bajo rango de variación para GAM, GBM y RF.

En el caso de la fauna, se observó una mayor variación en el desempeño de los diferentes algoritmos para cada taxón. Los valores promedios de las métricas evaluativas resultaron menores a los de macroalgas invirtiéndose el orden de los algoritmos de aprendizaje: RF es aquel algoritmo de mejor desempeño (TSS = 0,603; ROC = 0,841), seguido de GBM (TSS = 0,591; ROC = 0,836). En general para los diferentes taxones de fauna y particularmente en respuesta a la batimetría, a la distancia al glaciar y a la costa; el algoritmo GLM resultó consistente en su estimación. Los algoritmos de aprendizaje GBM y RF tuvieron respuestas semejantes entre ellos para los organismos del mismo tipo de alimentación (oportunistas por diferentes estrategias), aunque diferente cuerpo blando y semiduro, como *Parborlasia corrugatus* y Serolidae, respectivamente. Especies generalistas como la estrella *Odontaster validus* y el nemátodo *Parborlasia corrugatus* expone valores evaluativos típicos de un modelo bueno menos (B-) que condiciona la construcción del modelo conjunto por una posible falta de constancia en los rangos ambientales donde se encuentra presente. El rendimiento por algoritmo y taxón individualmente se expone en el [Anexo IV.C1](#).

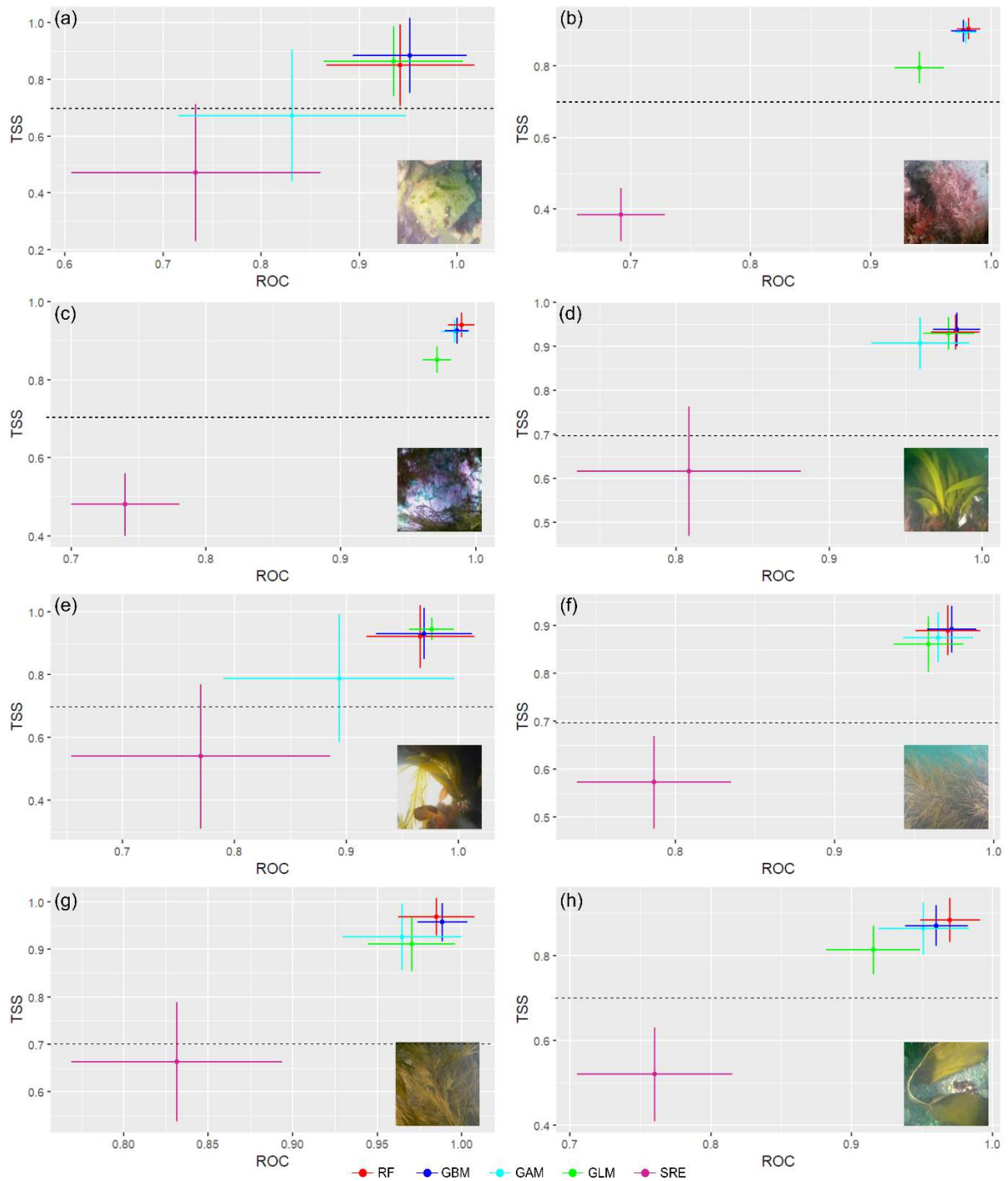


Fig. IV.3: Valores evaluativos de 'True Statistic Skills' (TSS) y 'Relative Operating Characteristic' (ROC) para la macroalgas analizada **(a)** Macroalgas verdes subfamilia Chlorophytas. **(b)** Macroalgas rojas Rhodophyceae no incrustantes, foliosas. **(c)** Familia Corallinaceae. **(d)** Macroalga parda *Ascoseira mirabilis*. **(e)** Macroalga parda *Desmarestia antarcticus*. **(f)** Macroalga parda *Desmarestia menziesii*. **(g)** Macroalga parda *Desmarestia anceps*. **(h)** Macroalga parda *Himantothallus grandifolius*. La línea punteada marca el umbral de TSS para la construcción de los modelos ensamblados. Nótese las diferentes escalas de cada gráfica dependiente del valor de las métricas consideradas, por taxón.

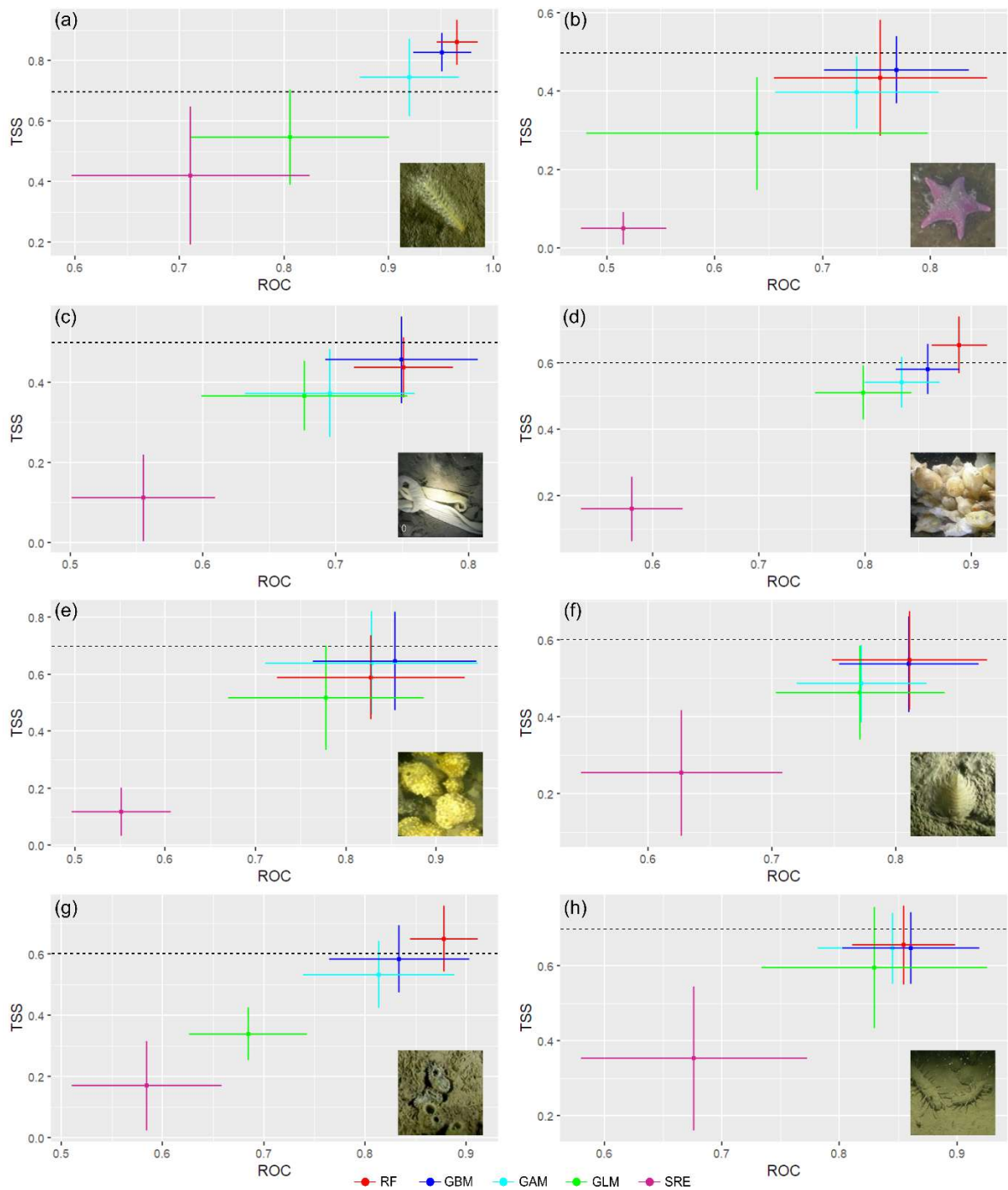


Fig.IV.4: Valores evaluativos de 'True Statistic Skills' (TSS) y 'Relative Operating Characteristic' (ROC) para la fauna analizada **(a)** Pluma de mar *Malacobelemnon daytoni*. **(b)** Estrella de mar *Odontaster validus*. **(c)** Nemátodo *Parborlasia corrugatus*. **(d)** Ascidia *Molgula pedunculata*. **(e)** Esponja *Mycale acerata*. **(f)** Isópodos del género *Serolidae* spp. **(g)** Molusco *Laternula elliptica*. **(h)** Poliquetos Errantia de especie/especies no identificada. La línea punteada marca el umbral de TSS para la construcción de los modelos ensamblados. Nótese las diferentes escalas de cada gráfica dependiente del valor de las métricas consideradas, por especie.

En el análisis evaluativo de los diferentes modelos corridos para cada taxón, demuestran la posibilidad de corte para la construcción de los modelos conjuntos incorporando modelos de buen a excelente desempeño que superen el umbral de TSS >0,5 (Tabla IV.4). La Tabla IV.4 resume la calibración y evaluación por TSS de las modelizaciones aplicadas para cada uno de los taxones de fauna y macroalgas para la posterior construcción de los modelos conjuntos. La modelización de las macroalgas mostró valores del rendimiento del modelo más altos que la fauna, pero con algunos modelos fallidos (del algoritmo GAM). El umbral delimitado excluyó a los modelos generados con el algoritmo SRE de la construcción de los modelos conjuntos (línea punteada Fig.IV.3 y Fig.IV.4). Para las macroalgas todos los modelos generados por GBM, RF y GLM quedaron incluidos en el modelo conjunto (Fig.IV.3) y GAM excepto en aquellos taxones donde algunos fueron fallidos (Chlorophyta y *Desmarestia antarctica*). En cambio, para fauna, los modelos individuales incluidos en el modelo conjunto varían según el taxón analizado (Fig.IV.4). Mayoritariamente corresponden a GBM, RF y GAM, excepto para el modelo conjunto de poliquetos Errantia que incluye algunos modelos del algoritmo de asociación lineal GLM (Fig.IV.4h).

Tabla IV.4: Resumen de construcción de modelos conjuntos por especie. La doble línea separa los taxones de macroalgas (**Chloro:** Chlorophytas, **Rhodo.fol:** Rhodophyceae no incrustantes, **Coralli:** Familia Corallinaceae, **Asc.mir:** *Ascoseira mirabilis*, **Des.ant:** *Desmarestia antarcticus*, **Des.men:** *Desmarestia menziesii*, **Des.anc:** *Desmarestia anceps*, **Him.gran:** *Himantothallus grandifolius*) y fauna (**Mal.day:** *Malacobelemnon daytoni*, **Odo.val:** *Odontaster validus*, **Parb.cor:** *Parborlasia corrugatus*, **Mol.ped:** *Molgula pedunculata*, **Myc.ace:** *Mycale acerata*, **Sero:** género Serolidae spp., **Lat.elli:** *Laternula elliptica*, **Polych.e:** Polychaeta Errantia).

	Modelo evaluativo rango TSS	Umbral de corte	Corridas incluidos para modelos conjuntos	Modelos fallidos	Presencia/Ausencia post adelgazamiento
Chlor	0,0-1,0	0,7	175/275	9 de GAM	40/2271
Rhodo.fol	0,253-0,966	0,7	238/300	no	555/2488
Coralli	0,300-0,986	0,7	220/275	no	453/2406
Asc.mir	0,295-1,0	0,7	235/275	no	169/2607
Des.ant	0,0-1,0	0,7	219/275	3 de GAM	51/2556
Des.men	0,313-0,982	0,7	246/300	no	243/2722
Des.anc	0,336-1,0	0,7	262/300	no	155/2860
Him.gran	0,221-0,971	0,7	241/300	no	229/2932
Mal.day	0,528-0,990	0,7	18/30	no	1352/1192
Odo.val	0,000-0,558	0,5	4/30	no	557/2062
Parb.cor	0,015-0,630	0,5	3/30	no	184/2321
Mol.ped	0,013-0,760	0,6	7/30	no	731/1892
Myc.ace	0,00-0,841	0,7	10/30	no	122/2627
Serol	0,048-0,741	0,6	7/30	no	561/1302
Lat.elli	0,00-0,789	0,6	8/30	no	888/1040
Polych.e	0,140-0,825	0,7	7/30	no	222/1928

IV.4.2 MODELIZACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DEL BENTOS

IV.4.2.1 Importancia de las variables ambientales para la distribución

La importancia acumulada de las variables ambientales que condicionan la distribución del bentos antártico es taxón-específica, y varía en poca proporción al comparar el análisis de los modelos individuales y del modelo conjunto final (Fig.IV.5). En ambos casos, la mediana de SPM obtuvo la mayor importancia acumulada para la distribución de los taxones de macroalgas analizadas con una contribución equitativa por cada una de ellas (Fig.IV.5a, b). Le sigue la distancia al glaciar y la temperatura promedio en la columna de agua en estado estratificado, aunque la importancia varía por taxones, siendo más importantes para las algas pardas que para las rojas o verdes. Para la fauna, se observó una gran importancia de la distancia al glaciar, seguida del tamaño medio del grano, batimetría y la mediana de la concentración de SPM (Fig.IV.5c). Cuando se analiza el porcentaje acumulado de importancia en los modelos conjuntos finales de las especies de fauna, se mantiene el orden para la distancia al glaciar y tamaño medio del grano, y se invierte la posición de las siguientes variables mencionadas (Fig. IV.5d). Para ambos grupos, la pendiente fue la variable ambiental de menor importancia acumulada.

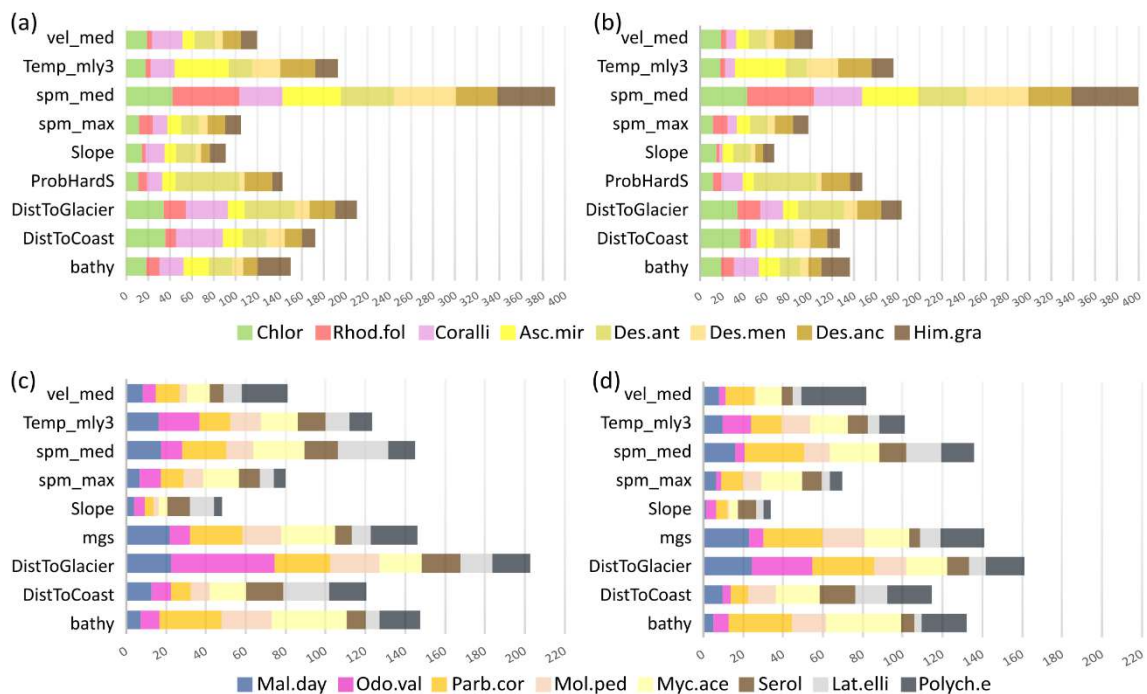


Fig.IV.5: Porcentaje acumulado del valor de importancia de las variables ambientales que condicionan la distribución de las especies bentónicas de **(a-b)** macroalgas y **(c-d)** fauna. Nótese la diferente escala para cada grupo con la finalidad de permitir la visualización de la contribución individual de cada variable para la distribución de cada especie. **(a-c)** Importancia de cada variable por especie considerando los cinco algoritmos con sus corridas correspondientes (GLM, GAM, GBM, RF, SRE). **(b-d)** Importancia de cada variable por especie considerando el modelo consenso final de promedio ponderado.

Por taxón analizado, la Tabla IV.5 muestra las tres primeras variables más importantes en la construcción del modelo conjunto con algunas diferencias entre macroalgas y fauna. La probabilidad de sustrato duro resultó importante en el primer

puesto para *D. antarctica* y en tercero para *D. anceps*, mientras que para las restantes lo fue consistentemente la concentración mediana de SPM. Aunque varía el valor de importancia (Fig.IV.5b) para los segundos y terceros puestos entre la macroalgas, las variables importantes fueron las mismas: distancia a la costa y glaciar, batimetría, temperatura promedio en la columna de agua y la probabilidad de sustrato duro. Para la fauna, existió una mayor variación dependiente del taxón analizado, donde se destacó la distancia al glaciar y a la costa, la batimetría, la mediana de SPM y el tamaño de grano. Puntualmente, dos variables resultaron importante para dos especies, pero no así para las otras: la mediana de la velocidad de corriente para el taxón de poliquetos errantes y la temperatura en la columna de agua para *Odontaster validus*.

Tabla IV.5: Orden de importancia de las variables ambientales para cada taxón de macroalgas y fauna analizados. La línea doble separa ambos grupos: macroalgas (**Chloro:** Chlorophytas, **Rhodo.fol:** Rhodophyceae no incrustantes, **Coralli:** Familia Corallinaceae, **Asc.mir:** *Ascoseira mirabilis*, **Des.ant:** *Desmarestia antarcticus*, **Des.men:** *Desmarestia menziesii*, **Des.anc:** *Desmarestia anceps*, **Him.gran:** *Himantothallus grandifolius*) y fauna (**Mal.day:** *Malacobelemnnon daytoni*, **Odo.val:** *Odontaster validus*, **Parb.cor:** *Parborlasia corrugatus*, **Mol.ped:** *Molgula pedunculata*, **Myc.ace:** *Mycale acerata*, **Sero:** género Serolidae spp., **Lat.elli:** *Laternula elliptica*, **Polych.e:** Polychaeta Errantia).

	1er puesto	2do puesto	3er puesto
Chlor	spm_med	DistToCoast	DistToGlacier
Rhodo.fol	spm_med	DistToGlacier	spm_max
Coralli	spm_med	bathy	DistToGlacier
Asc.mir	spm_med	Temp_mly3	bathy
Des.ant	ProbHardS	spm_med	DistToGlacier
Des.men	spm_med	Temp_mly3	DistToCoast
Des.anc	spm_med	Temp_mly3	ProbHardS
Him.gra	spm_med	bathy	Temp_mly3
Mal.day	DistToGlacier	mgs	spm_med
Odo.val	DistToGlacier	Temp_mly3	bathy
Parb.cor	bathy	DistToGlacier	spm_med
Mol.ped	mgs	bathy	DistToGlacier
Myc.ace	bathy	spm_med	mgs
Serol	DistToCoast	spm_med	DistToGlacier
Lat.elli	spm_med	DistToCoast	mgs
Polych.e	vel_med	bathy	DistToCoast

IV.4.2.2 Modelos conjuntos e idoneidad ambiental para el bentos

La idoneidad ambiental de cada taxón analizado definida por el modelo conjunto de media ponderada (*EM_wmean*) se muestran en la Fig.IV.6 para las macroalgas y en la Fig.IV.8 para la fauna, con su desvío estándar dado por los modelos individuales considerados en el modelo conjunto en la Fig.IV.7 y Fig.IV.9, respectivamente. Se observó una distribución de los ocho taxones de macroalgas analizadas hacia la costa de la caleta donde mayoritariamente el sustrato está caracterizado por un sustrato duro. Mientras que, para la fauna, se observó una idoneidad ambiental más alta hacia el centro de la caleta alejándose de la costa. Todos los modelos conjuntos de macroalgas presentaron un

valor evaluativo de TSS típico de modelos excelentes (0,928-0,988), mientras que para la fauna fueron menores (entre 0,756-0,927).

En promedio, las algas rojas presentan una idoneidad ambiental mayor en Potter que las pardas y las verdes (Fig.IV.6). Las algas Rhodophytas no incrustantes presentaron una probabilidad de ocurrencia promedio de 29,4% en toda el área de estudio y las Corallinacea de 27,8% (Tabla IV.6). Tanto las algas verdes Chlorophytas como la parda *Desmarestia antarctica* presentaron una alta idoneidad ambiental de menor extensión que las demás macroalgas (Fig.IV.6a,e respectivamente). Puntualmente, *D. antarctica* obtuvo el menor promedio de idoneidad ambiental en comparación a las demás especies (5,73% de probabilidad de ocurrencia general para el área), seguida de *Ascoseira mirabilis* (15,3%).

En el caso de la fauna, se encontraron valores promedios más semejantes de idoneidad ambiental para los diferentes taxones (Tabla IV.6). Los isópodos de la familia Serolidae fueron los de mayor idoneidad ambiental promedio (42% de probabilidad de ocurrencia para toda el área de estudio) y la esponja *Mycale acerata* la de menor (20,9%). El pennatuláceo *Malacobelemnion daytoni* presentó una gran extensión de área con alta idoneidad ambiental predominante en la caleta central (Fig.IV.7). Especies de varias estrategias alimenticias como la estrella *Odontaster validus* y la familia Serolidae presentaron una idoneidad ambiental más homogénea en toda la caleta (Fig.IV.8b,f).

La evaluación de los modelos respecto al desvío calculado para cada uno de los modelos conjuntos, varía según los taxones con un mayor desvío en la caleta externa, predominantemente no muestreada. En general para toda la caleta, se obtuvieron valores más altos para macroalgas (Fig.IV.7) que para fauna (Fig.IV.9). Se observó un desvío entre 30% y 50% de probabilidad de ocurrencia (300-500 de idoneidad ambiental) para las macroalgas hacia la costa Noroeste de Potter. Los valores más altos en dicha área ocurren para las algas pardas, especialmente *A. mirabilis*. Hacia la caleta externa, se observó un alto desvío para Chlorophytas. Los desvíos más bajos ocurrieron hacia la caleta interna y media. Para la fauna, el desvío general en el área es menor, con valores extremos (>500 idoneidad, 50% de error) hacia la caleta externa principalmente para el nemátodo *P. corrugatus* y los poliquetos Errantia (Fig. IV. 9c,h). Se observaron también, valores intermedios de desvío (20-35%) hacia la costa Noroeste próximos al frente glaciar. Puntualmente, se observó un menor desvío en toda el área de estudio para la estrella *O. validus* y el molusco *Laternula elliptica*.

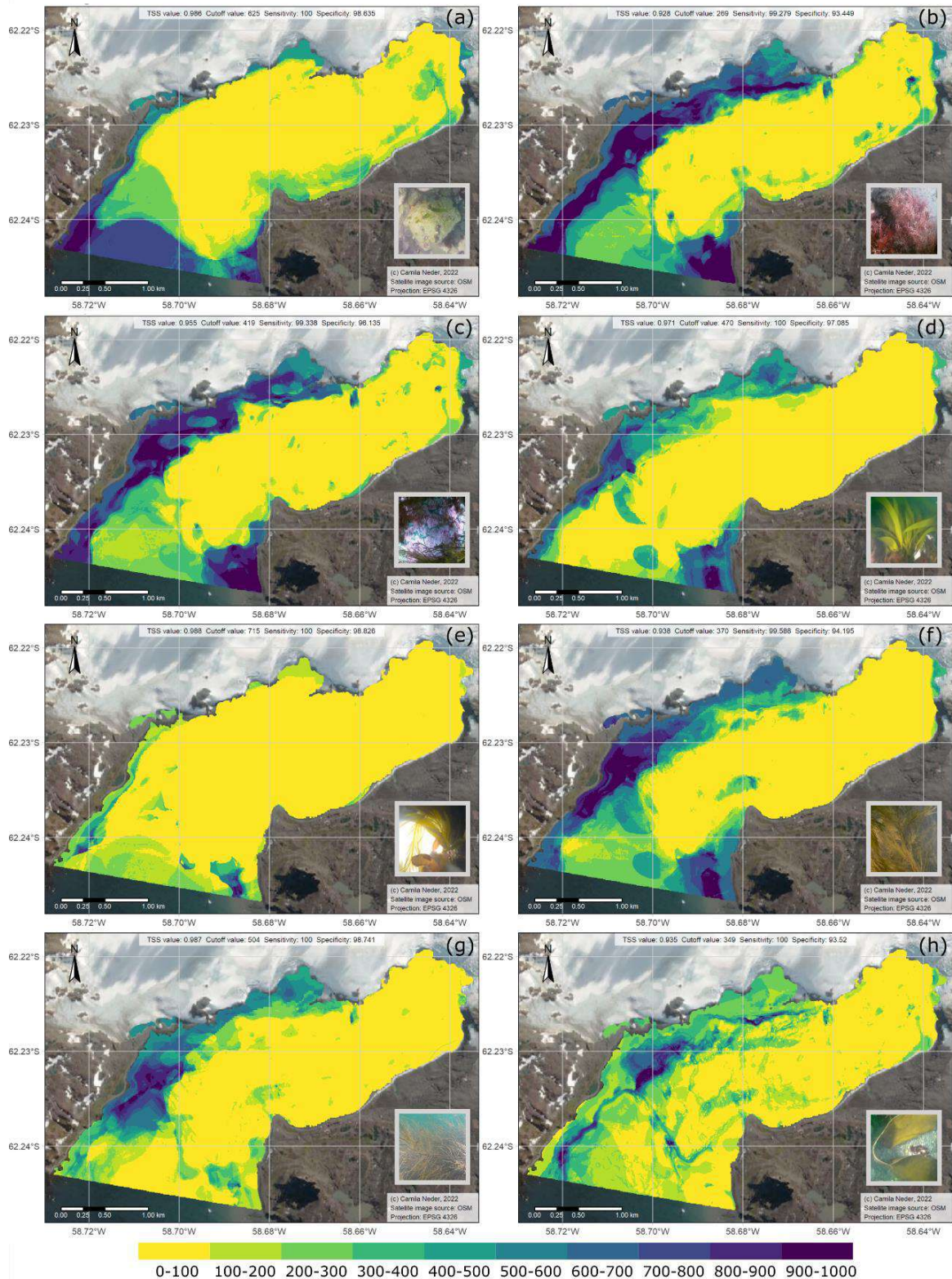


Fig. IV.6: Modelos de distribución de especies de fauna bentónica. Cada modelo final corresponde al modelo conjunto creado por especie en función de la media ponderada de los modelos individuales que superan el umbral de la métrica evaluativa de TSS estipulada individualmente para cada especie. **(a)** Macroalgas verdes Chlorophytas. **(b)** Macroalgas rojas Rhodophyceae no incrustantes, foliosas. **(c)** Familia Corallinaceae. **(d)** Macroalga parda *Ascoseira mirabilis*. **(e)** Macroalga parda *Desmarestia antarcticus*. **(f)** Macroalga parda *Desmarestia menziesii*. **(g)** Macroalga parda *Desmarestia anceps*. **(h)** Macroalga parda *Himantothallus grandifolius*.

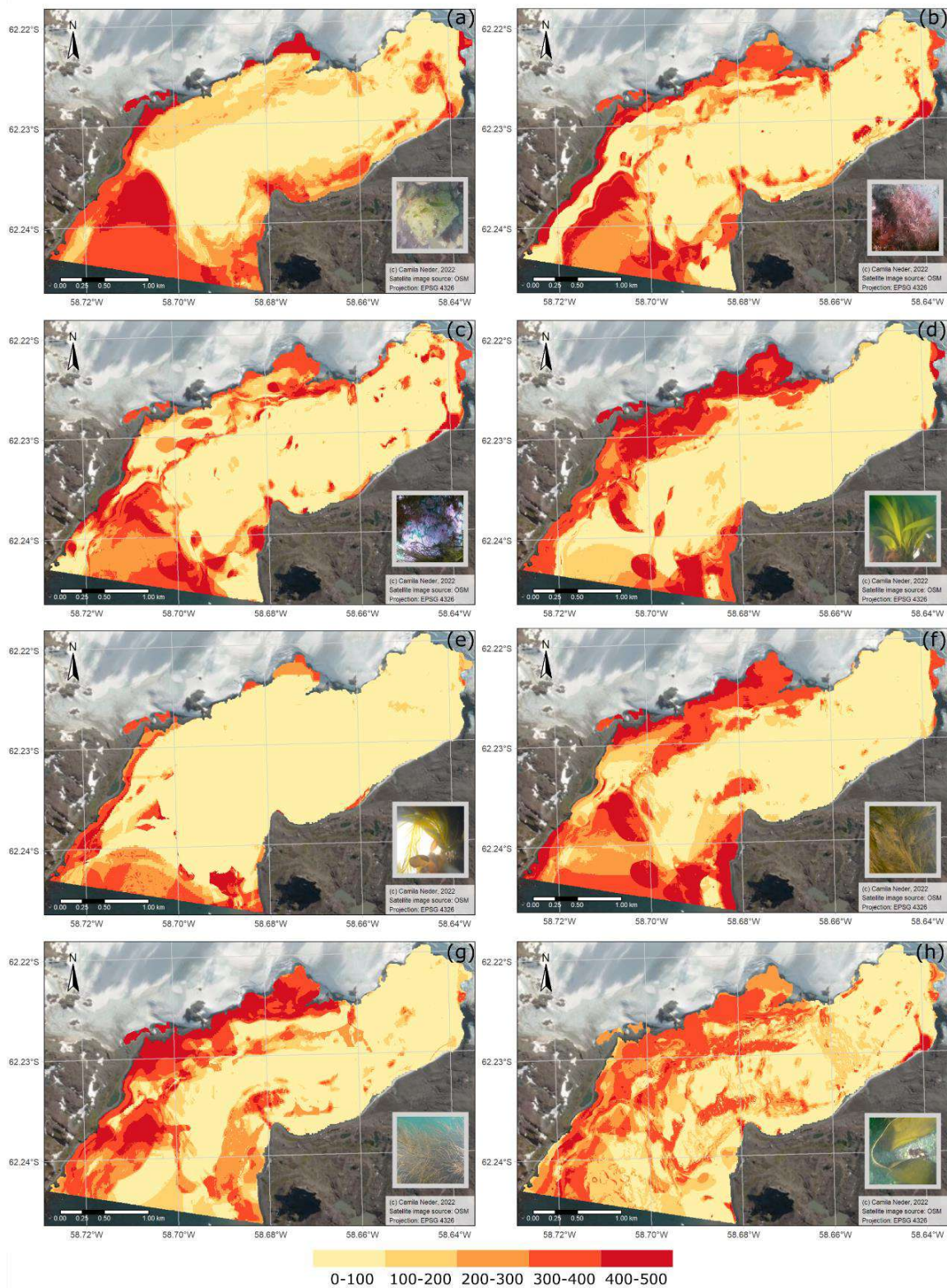


Fig.IV.7: Desvío estándar de los modelos incluidos para la construcción de modelos ensamblados de macroalgas. **(a)** Chlorophyta. **(b)** Rhodophyceae no incrustantes, foliosas. **(c)** Familia Corallinaceae. **(d)** *Ascoseira mirabilis*. **(e)** *Desmarestia antarcticus*. **(f)** *Desmarestia menziesii*. **(g)** *Desmarestia anceps*. **(h)** *Himantothallus grandifolius*.

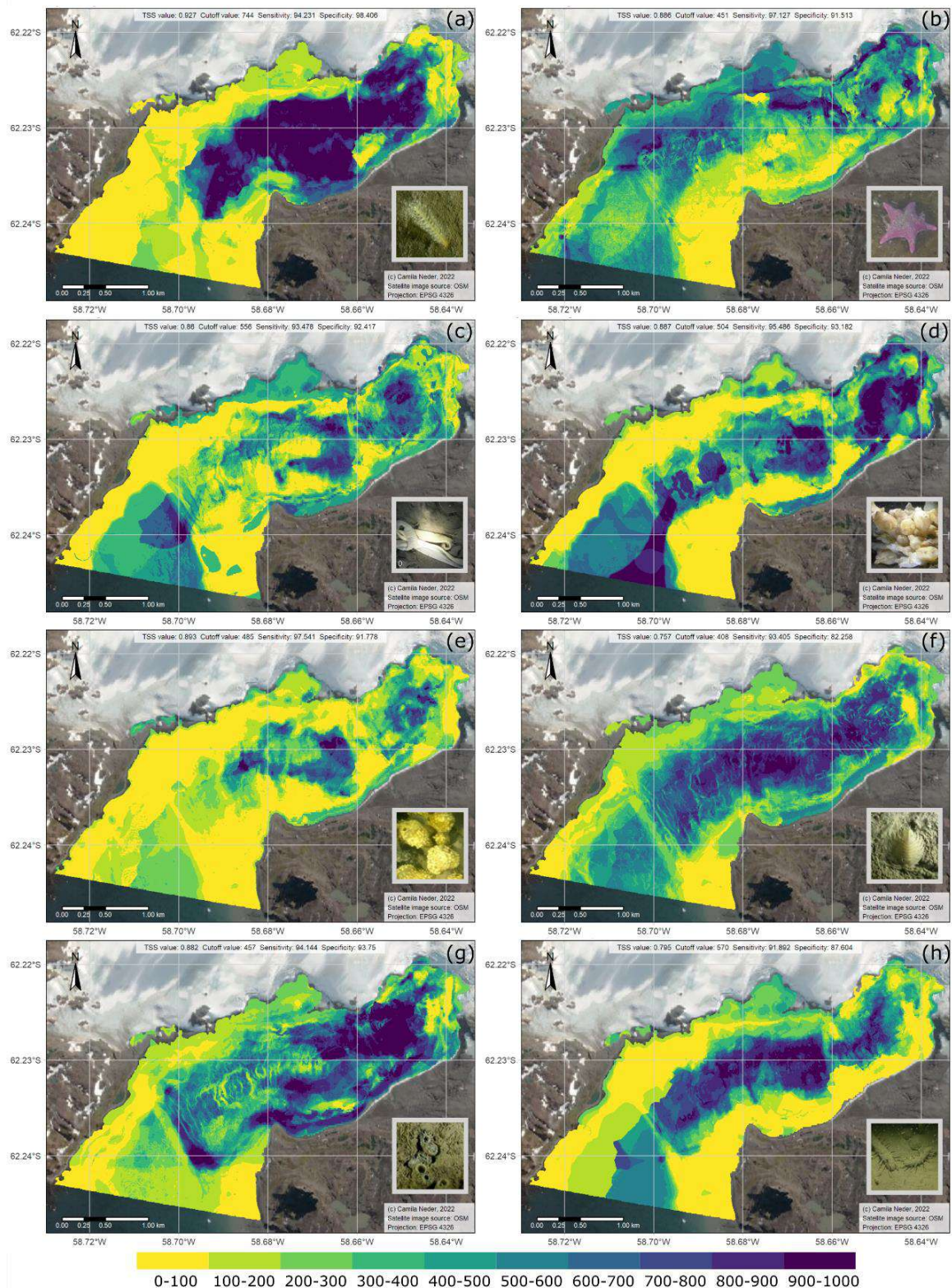


Fig.IV.8: Modelos de distribución de especies de fauna bentónica. Cada modelo final corresponde al modelo conjunto creado por especie en función de la media ponderada de los modelos individuales que superan el umbral de la métrica evaluativa de TSS estipulada individualmente para cada especie. **(a)** Pluma de mar *Malacobelemnon daytoni*. **(b)** Estrella de mar *Odontaster validus*. **(c)** Nemátodo *Parborlasia corrugatus*. **(d)** *Ascidia Molgula pedunculata*. **(e)** *Esponja Mycale acerata*. **(f)** Isópodos del género *Serolidae* spp. **(g)** Molusco *Laternula elliptica*. **(h)** Poliquetos subclase Errantia (taxón típico morfo sp1 de especie/especies no identificada/s).

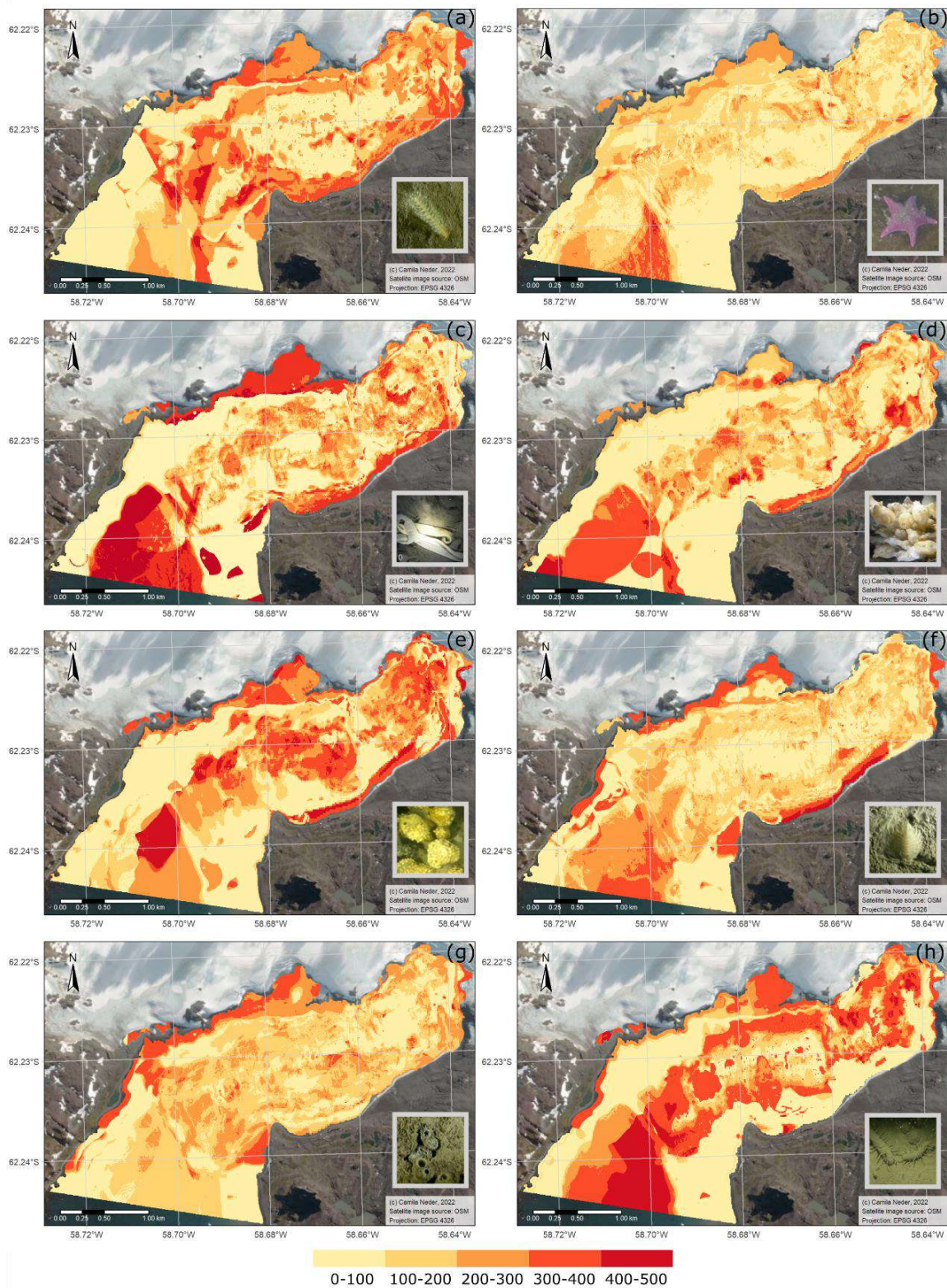


Fig.IV.9: Desvío estándar de los modelos incluidos para la construcción de modelos conjuntos de fauna. **(a)** *Malacobelemnion daytoni*. **(b)** *Odontaster validus*. **(c)** *Parborlasia corrugatus*. **(d)** *Molgula pedunculata*. **(e)** *Mycale acerata*. **(f)** Familia Serolidae spp. **(g)** *Laternula elliptica*. **(h)** Poliquetos subclase Errantia (taxón típico morfo sp1 de especie/especies no identificada/s).

IV.4.2.3 Mapas binarios

La creación de mapas binarios identificó un área total de 6,67 km² idónea como hábitat potencial para el desarrollo del bentos, donde separadamente, las macroalgas ocuparían ~3,13 km² y fauna ~5,45 km². Los diferentes valores de corte para la transformación de la idoneidad ambiental a la presencia potencial de los taxones bentónicos se resumen en la Tabla IV.6. El umbral es mayor para el límite de 'cut-off' de *biomod2* que, para las otras metodologías implementadas por maximización de la sensibilidad y especificidad, y del promedio de la idoneidad ambiental. Se observó una variación del corte más homogéneo para fauna (valores de 408-570), excepto para el pennatuláceo con valores de corte de 744 de idoneidad ambiental para asignar su presencia potencial. En el caso de las macroalgas el rango de umbral de corte fue más variado y menor al de fauna (entre 269-715), excepto por *D. anceps* y *D. antarctica* que junto con Chlorophyta demostraron los valores de corte más altos (Tabla.IV.6).

Tabla.IV.6: Límites de corte para los modelos conjuntos (umbral 1: maximización de la sensibilidad y especificidad, umbral 2: promedio de idoneidad ambiental, umbral 3: *cut-off*) para el cálculo binario de potencial presencia de cada taxón en estudio. La evaluación de cada modelo conjunto demostró valores de modelos catalogados como muy buenos/excelentes (TSS>0.7). **** Señala la metodología utilizada para la transformación binaria de la idoneidad ambiental. La doble línea separa ambos grupos: macroalgas (**Chloro:** Chlorophytas, **Rhodo.fol:** Rhodophyceae no incrustantes, **Coralli:** Familia Corallinaceae, **Asc.mir:** *Ascoseira mirabilis*, **Des.ant:** *Desmarestia antarcticus*, **Des.men:** *Desmarestia menziesii*, **Des.anc:** *Desmarestia anceps*, **Him.gran:** *Himantothallus grandifolius*) y fauna (**Mal.day:** *Malacobelemnon daytoni*, **Odo.val:** *Odontaster validus*, **Parb.cor:** *Parborlasia corrugatus*, **Mol.ped:** *Molgula pedunculata*, **Myc.ace:** *Mycale acerata*, **Sero:** género Serolidae spp., **Lat.elli:** *Laternula elliptica*, **Polych.e:** Polychaeta Errantia).

	Área presencia potencial (km ²)	Maximización sensibilidad y especificidad	Promedio idoneidad ambiental	Límite <i>cut-off</i> *	Evaluación TSS modelo conjunto
Chlor	0,826	198,635	194,942	625	0,986
Rhodo.fol	2,657	192,728	294,470	269	0,928
Coralli	1,800	195,473	278,104	419	0,955
Asc.mir	1,028	197,085	152,820	470	0,971
Des.ant	0,041	198,826	57,355	715	0,988
Des.men	1,998	193,783	246,589	370	0,938
Des.anc	0,952	198,741	172,521	504	0,987
Him.gra	0,860	193,520	168,033	349	0,935
Mal.day	1,990	192,637	391,465	744	0,927
Odo.val	2,430	182,640	370,276	451	0,886
Parb.cor	1,134	185,895	305,072	556	0,860
Mol.ped	4,235	188,668	380,472	504	0,887
Myc.ace	0,853	187,969	209,470	464	0,893
Serol	3,373	175,663	423,718	408	0,757
Lat.elli	2,675	187,894	405,885	457	0,882
Polych.e	1,486	179,492	319,716	570	0,795

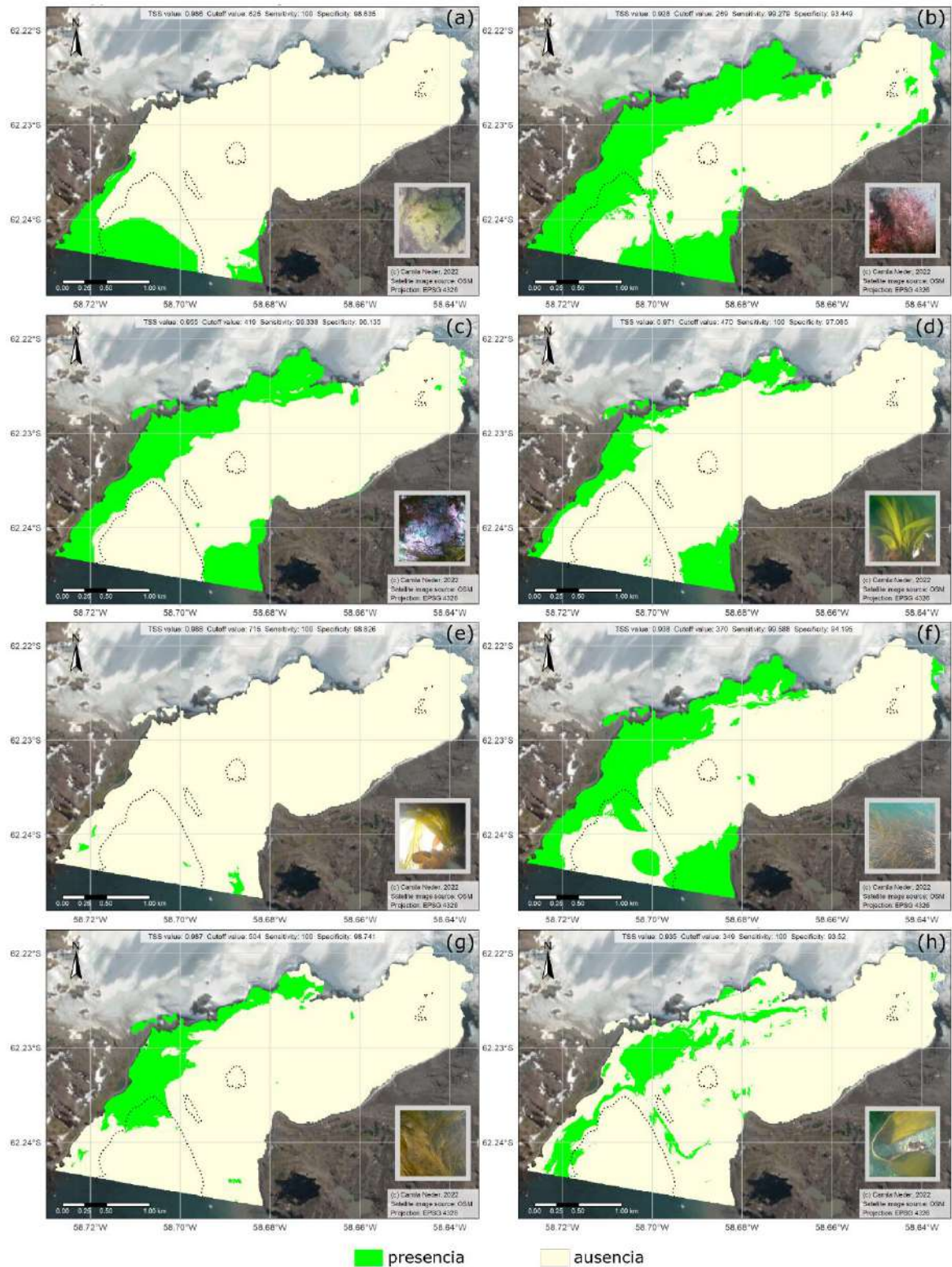


Fig.IV.10: Mapas binarios a partir del límite de corte taxón-específico de la idoneidad ambiental que determina la presencia o ausencia potencial de taxones de macroalgas analizada. **a)** Chlorophyta. **(b)** Rhodophyceae no incrustantes, foliosas. **(c)** Familia Corallinaceae. **(d)** *Ascoseira mirabilis*. **(e)** *Desmarestia antarcticus*. **(f)** *Desmarestia menziesii*. **(g)** *Desmarestia anceps*. **(h)** *Himantothallus grandifolius*. La línea punteada señala el área con una profundidad mayor a 50 m.

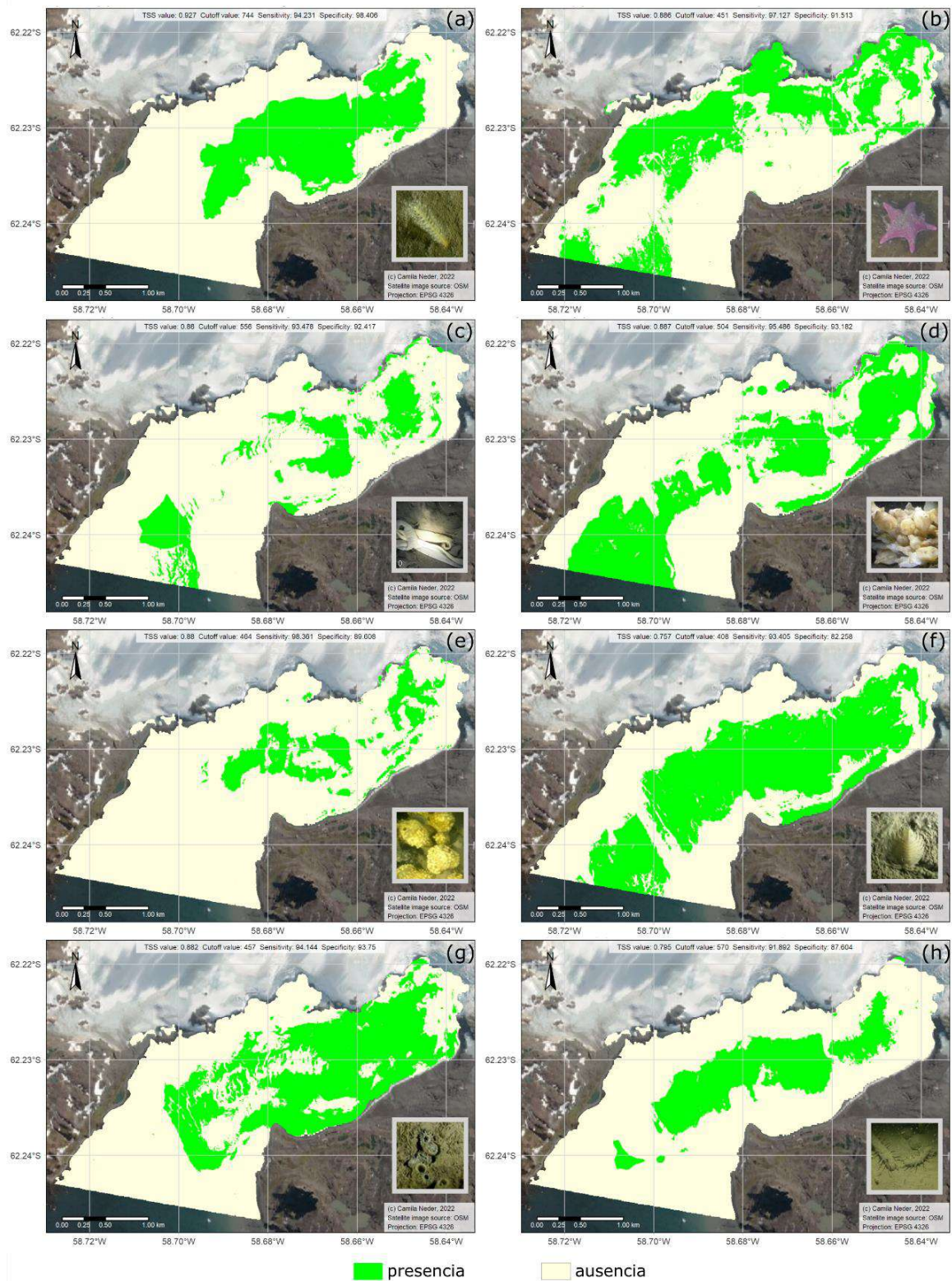


Fig.IV.11: Mapas binarios a partir del límite de corte taxón-específico de la idoneidad ambiental que determina la presencia o ausencia potencial de taxones de fauna analizada. **(a)** *Malacobelemnion daytoni*. **(b)** *Odontaster validus*. **(c)** *Parborlasia corrugatus*. **(d)** *Molgula pedunculata*. **(e)** *Mycale acerata*. **(f)** Familia Serolidae spp. **(g)** *Laternula elliptica*. **(h)** Poliquetos subclase Errantia (taxón típico morfo sp1 de especie/especies no identificada/s).

En total para los 16 taxones analizados, se observó un área más extensa posible para la presencia de *Molgula pedunculata*, seguida por Serolidae, *Laternula elliptica* y Rhodophyceae no incrustantes (Fig.IV.10 para macroalgas y Fig.IV.11 para fauna). Puntualmente estos dos últimos taxones presentan una extensión del hábitat semejante (2,6 km², Tabla IV.6) aunque no solapada (Fig.IV.11g y Fig.IV.10b, respectivamente). El pennatuláceo, *Malacobelemnon daytoni* presentó una extensión del hábitat potencial semejante a la de *Desmarestia menziesii* (Fig.IV.11a y Fig.IV.10f, respectivamente; 1,99km² Tabla IV.6). El área del hábitat potencial más estrecha, con valores menores a 1 km² fue para *D. antarctica*, seguida de Chlorophyta, *Mycale acerata* e *Himantothallus grandifolius* con extensiones semejantes, y luego por *D. anceps* en asociación a la cantidad de registros observados. El área de presencia potencial para las algas rojas fue equivalente al de las algas pardas en conjunto (Tabla IV.6). Un total de 4,5 km² resultaron idóneos para la presencia de las algas rojas (Rhodophytas no incrustantes y Corallinacea) mientras 4,9 km² para las pardas (*A. mirabilis*, *D. antarctica*, *D. menziesii*, *D. anceps*) con potencial coexistencia de hábitat.

IV.4.3 CAMBIOS EN LA DISTRIBUCIÓN DE FAUNA TÍPICA

Las modelizaciones al pasado para dos especies típicas representativas de los cambios estructurales observados en el bentos, destacaron para *Malacobelemnon daytoni* el tamaño medio del grano, la distancia al glaciar al 1956 y batimetría como variables importantes, en orden decreciente, que configuran la potencial distribución. Mientras que para *Molgula pedunculata*, batimetría ocupa el primer lugar con valores que duplican al de las demás variables ambientales, seguida de la distancia al glaciar al 1956 y la distancia a la costa actual. Las métricas evaluativas catalogan a los modelos individuales de GLM, GAM, GBM y RF como excelentes. En comparación con los MDEs al presente (Fig.IV.4), éstas resultaron más altas y homogéneas entre los diferentes algoritmos aplicados, pero menos consistentes dentro de las diferentes corridas de un mismo algoritmo (Fig.IV.12).

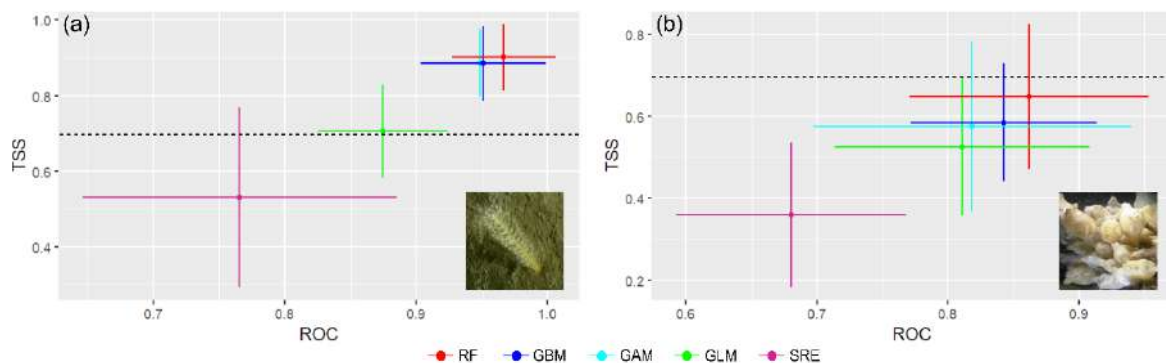


Fig.IV.12: Valores evaluativos de 'True Statistic Skills' (TSS) y 'Relative Operating Characteristic' (ROC) para la fauna analizada al pasado **(a)** Pluma de mar *Malacobelemnon daytoni*. **(b)** Ascidia *Molgula pedunculata*. Nótese las diferentes escalas de cada gráfica dependiente del valor de las métricas consideradas, por especie.

La idoneidad ambiental al pasado para *Malacobelemnion daytoni* y *Molgula pedunculata* se muestra en Fig.IV.13. El área de alta idoneidad ambiental es mayor para el pennatuláceo que para la ascidia. Sin embargo, la conversión binaria mostró un área total de 2,4 km² de potencial presencia de la ascidia mientras que 1,57 km² lo son para la pluma en el estadio del pasado. El desvío estándar de los modelos que superan el valor de umbral de TSS >0,7 indicado para cada especie en la construcción del modelo conjunto fue mayor para el pennatuláceo que para la ascidia con un alto error en la caleta interna (Fig.IV.14).

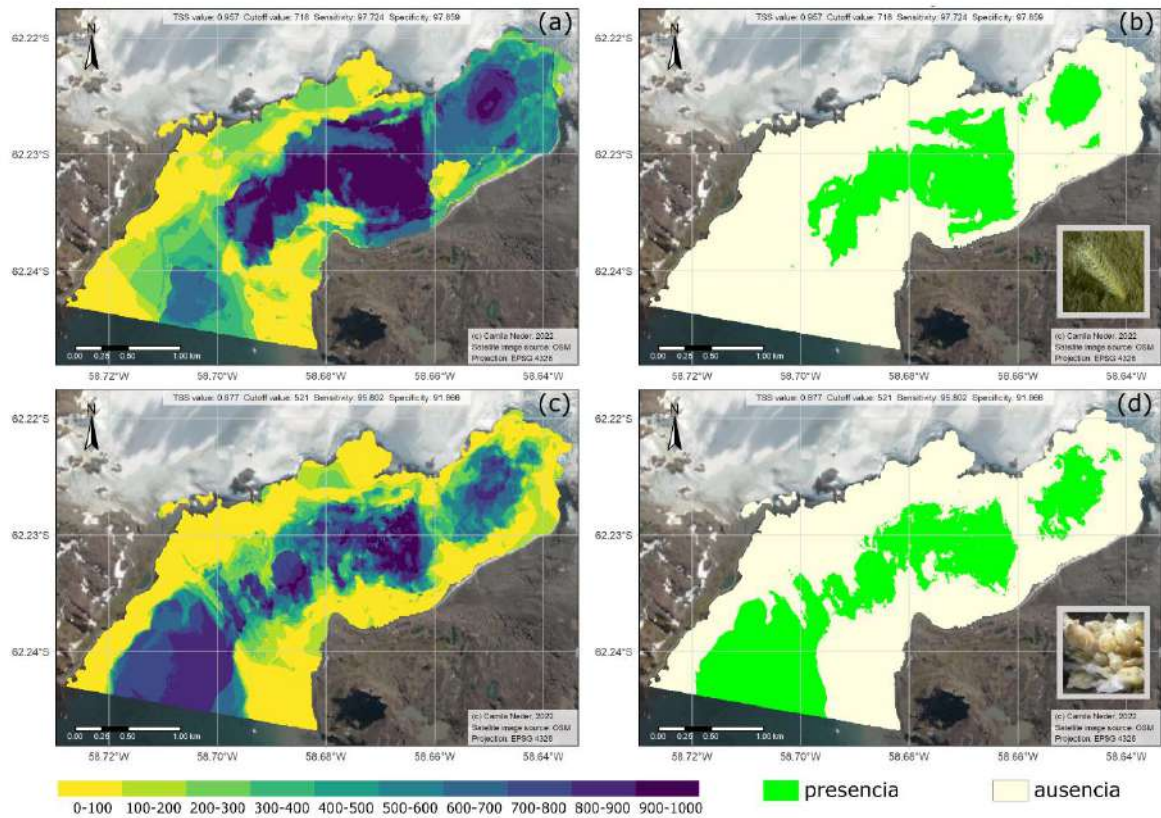


Fig.IV.13: Potencial distribución geográfica al pasado en el 1956 para (a-b) *Malacobelemnion daytoni* y (c-d) *Molgula pedunculata* con el valor evaluativo, límite de corte para transformación binaria, sensibilidad y especificidad del modelo conjunto. (a-c) Mapas de idoneidad ambiental. (b-d) Mapa binario de hábitat de potencial presencia de las especies.

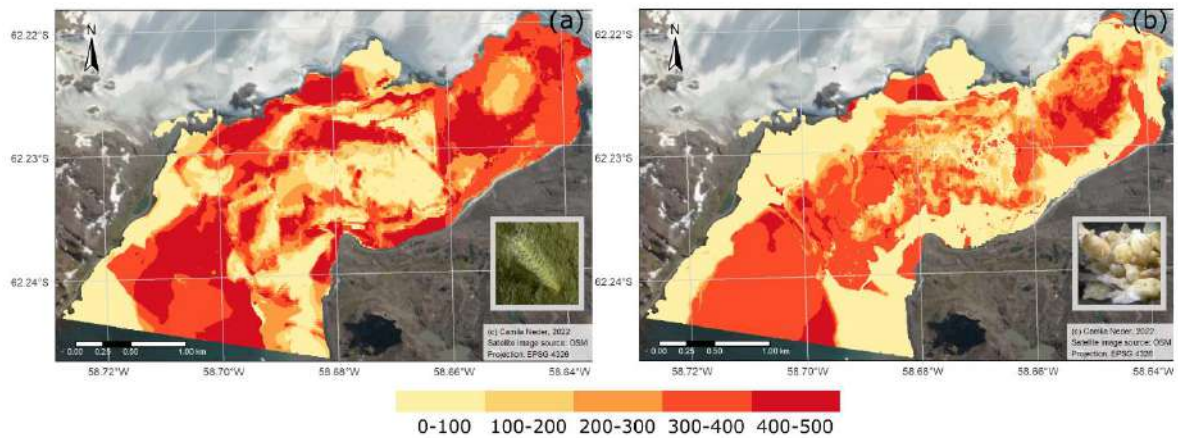


Fig. IV.14: Desvío estándar de los modelos incluidos para la construcción de modelos conjuntos de (a) *Malacobelemnion daytoni* y (b) *Molgula pedunculata*.

La distribución del hábitat de las especies de *Malacobelemnion daytoni* y *Molgula pedunculata* mostraron cambios del pasado al presente. Existe una pérdida de hábitat de 0,212 km² y 0,419 km², mientras una ganancia de hábitat 0,631 km² y 0,68 km² para la primera y segunda especie respectivamente (Fig. IV.15).

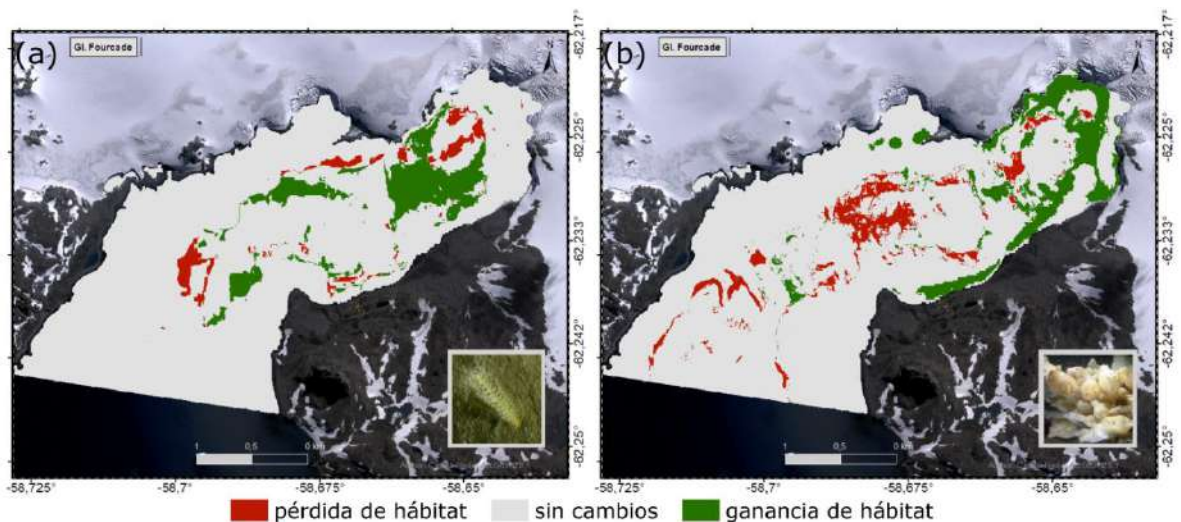


Fig. IV.15: Cambios en la distribución de dos especies representativas de sustrato blando e indicadoras de cambios estructurales de la comunidad bentónica de Caleta Potter asociados a cambios ambientales. (a) *Malacobelemnion daytoni* (b) *Molgula pedunculata*.

IV.5 Discusión

IV.5.1 LA IDONEIDAD AMBIENTAL DEL BENTOS ANTÁRTICO Y SU DISTRIBUCIÓN ACTUAL

La distribución de ocho taxones de macroalgas y ocho de fauna, representativos de las especies más frecuentes y de los cambios observados en la estructura de la comunidad bentónica en respuesta a la retracción glaciaria, fue modelada aplicando modelos individuales calibrados por cinco algoritmos diferentes (GLM, GAM, GBM, RF,

SRE) para la posterior construcción de modelos conjuntos y su transformación en mapas binarios. La idoneidad ambiental, definida por el modelo conjunto de media ponderada, con la conversión binaria permitieron identificar la distribución del hábitat de cada uno de los taxones analizados con diferencias para cada grupo (macroalgas y fauna). Se visualizó una clasificación del ensamble bentónico en asociación a lo descrito en el Capítulo III e indicado por Gutt (2007) en respuesta al tipo de sustrato, siendo más evidente entre grupos pero no dentro de él. Las macroalgas conservan un hábitat potencial en las áreas de sustrato duro de la caleta, principalmente en la margen de la costa Noroeste y hacia el Sur de la costa con Península Potter. Mientras, el hábitat potencial de la fauna considerada, domina las áreas de sustrato fino y blando alejándose de la costa, hacia la caleta central e interna. Se demostró la posibilidad de una coexistencia espacial entre ellos, donde la caleta central sería el área de mayor asociación de hábitats de los diferentes taxones analizados.

La evaluación de los modelos conjuntos denotó modelos excelentes con valores de TSS superiores a 0,75 que permiten la confiabilidad de las consecuentes transformaciones binarias y cálculos de área del hábitat del taxón para su potencial presencia. Se identificaron diferentes zonas potenciales para el desarrollo de los 16 taxones analizados con una zonación paralela a la línea de costa, con macroalgas próximas a la costa de Potter y fauna hacia dentro de la caleta. La autocorrelación espacial para las 28 variables ambientales iniciales determinó una homogeneidad ambiental en bloque a 1,54 km que señalaría la mediana de la distancia a recorrer para encontrar una variabilidad ambiental que asigne un hábitat diferente. Al reducir las variables, dicho valor fue mayor para la fauna que para las macroalgas pudiendo marcar diferentes hábitats potenciales.

IV.5.1.1 La determinación del hábitat y de la distribución del bentos antártico desde los MDEs

Puntualmente, los modelos de distribución de esta tesis contribuirían al conocimiento del nicho realizado de las especies analizadas. La relación entre la distribución y el nicho puede ser compleja, donde la distribución geográfica de una especie está asociada e influenciada por factores de movilidad, habilidad de dispersión, aspectos de la historia evolutiva y de interacciones bióticas que este tipo de modelos no contempla (Phillips 2008). En análisis posteriores, como la transformación binaria de la idoneidad ambiental, se permite estimar si el sitio será potencialmente ocupado por la especie, pero no su ocupación efectiva y distribución geográfica real. En otras palabras más simples, no necesariamente bucaremos en dicho sitio y encontraremos al taxón bentónico en estudio. Por lo que estos modelos, que buscan responder cuán posible un sitio determinado es idóneo para la ocurrencia de una especie en estudio dadas ciertas condiciones ambientales, podrían ser denominados “modelos de idoneidad de hábitat” ya que responden si un sitio es idóneo, y no si es ocupado. A su vez, diferentes decisiones llevarán a variaciones de los resultados, como la determinación del umbral de corte de transformación (Liu et al. 2005a; Thuiller et al. 2010; Torres y Jayat 2010).

Las tres metodologías aplicadas, determinaron distintos valores de umbrales para el corte que permite la transformación de la idoneidad ambiental al hábitat potencial de

presencia del taxón. Este valor de corte podría ser asociado a las restricciones ambientales que un taxón presentaría para facilitar su presencia. Es decir, cuán “específico y exigente” es en las características ambientales. Consecuentemente, valores más altos del umbral significarían que se tienen que dar un conjunto de condiciones ambientales más restrictivas para determinar el sitio de estudio como idóneo para su presencia. De esta manera, el hábitat potencial de presencia tendrá una extensión menor frente a otros taxones cuyo límite de corte sea menor. Coincidente con Liu et al. (2005a) y Torres y Jayat (2010) se evaluaron las metodologías recomendadas que maximizan la sensibilidad y especificidad, y aquella que promedia la idoneidad ambiental desde los valores de todos los píxeles de la predicción. Coincidentemente con Torres y Jayat (2010), dicha segunda metodología fue menos restrictiva que la primera sólo si se analiza a las macroalgas (excepto para Rhodophytas no incrustantes y Corallinacea, y el alga parda *Desmarestia menziesii*), pero no así para fauna donde en todos los casos fue más restrictiva. De esta manera, las evidencias confiables de las locaciones de presencia y ausencia de los taxones, en conjunto con el conocimiento exhaustivo de las variables ambientales que caracterizan Potter y el de las calibraciones implementadas, representan una ventaja para la elección del umbral que indica el hábitat potencial. Por ello, la tercera metodología de ‘cut-off’ propuesta por *biomod2* optimiza la transformación binaria de la idoneidad ambiental desde la maximización del porcentaje de presencia y ausencias correctamente predicho minimizando la diferencia entre sensibilidad y especificidad (Thuiller et al. 2016). Cabe destacar que, aunque la técnica aplicada tenga el mismo principio que el umbral 1, la metodología implementada por el paquete de R para dicho cálculo considerando los valores de cada modelización individual y no el promedio del modelo conjunto, podrían diferir en los resultados.

Al considerar el promedio de la idoneidad ambiental, sus valores porcentuales estarían asociados a la probabilidad de ocurrencia del taxón en el área de estudio y consecuentemente podría ser interpretado como un factor de frecuencia. Es decir, esto podría indicar que, si se considera toda la caleta, será más frecuente hallar a los isópodos de la familia Serolidae, aquel taxón de mayor porcentaje, que al alga *Desmarestia antarctica*, de menor porcentaje. Considerando la distribución del bentos en toda la caleta, será más frecuente hallar alguno de los taxones de fauna analizada que los de macroalgas (valores mayores al 30 % para fauna). Dentro de las macroalgas, resultaría más frecuente hallar una Rhodophyta (Corallinacea incluido) antes que una Phaeophyta. Puntualmente, se hallaría más frecuentemente algas *Desmarestia menziesii* y *D. anceps* que *Himanthothallus grandifolius* o *Ascoseira mirabilis*. Y dentro de la fauna, la esponja *Mycale acerata* resultaría menos frecuente pero posible de ser encontrada bajo un conjunto de condiciones ambientales menos restrictivas que otras especies. Sin embargo, estos resultados podrían estar implicados con el tipo de muestreo realizado donde mayoritariamente ocurre en la caleta central e interna, alejándose de la costa a profundidades < 50 m, lo que prioriza el hábitat disponible para la fauna antes que para las macroalgas. Además, en el caso de la esponja podría formar parte de la fauna asociada a macroalgas que por el muestro en video y fotos transectas no es visible cuando se encuentre bajo el canopeo.

Asociado a lo anteriormente mencionado, los hábitats idóneos de potencial presencia para los taxones señalados en los mapas binarios por el umbral de *cut-off*, muestran un solapamiento mayor por parte de la fauna, con valores de corte más homogéneos entre ellos. Sorprendentemente el valor de corte para *Malacobelemnon daytoni* (presencia para una idoneidad ambiental mayor a 715) podría estar asociado a que es una especie únicamente reportada en Potter (Sahade et al. 1998; WoRMS Editorial Board 2017). Su alto valor de corte la caracterizaría con restricciones ambientales más altas en comparación al resto de la fauna analizada. A diferencia de las algas pardas *Desmarestia antarctica* y las verdes Chlorophytas el límite de corte *cut-off* alto, podría estar implicado no sólo con las restricciones ambientales (menor tolerancia a sombramiento y distribuidas a menor profundidad, Klöser et al. 1996) sino también por el bajo número de presencias considerados en la modelización. Debido a procesos ecológicos no considerados en los modelos correlativos de MDEs como la sucesión de especies, es posible que la identificación, y consecuente presencia, se vea subestimada para aquellas macroalgas de estadíos primarios ya que podrían quedar tapadas o ser reemplazadas por otras macroalgas de mayor tamaño que no permitan la visualización de su ocurrencia.

Una vez identificado el hábitat idóneo potencial para el desarrollo de la especie, otros factores tienen que ser tenidos en cuenta, como las interacciones entre ellas para determinar su distribución. Por ejemplo, un ambiente puede ser idóneo para dos especies que establecen una relación de presa-predador, o que tiene exclusión competitiva, lo que llevará a la existencia de una u otra, pero no necesariamente a su coexistencia. Consecuentemente, la aplicación del conocimiento ecológico resultaría en una mejor aproximación a la distribución de la especie considerando, por ejemplo, límites fisiológicos, de dispersión o barreras geográficas como también interacciones bióticas (Phillips 2008). Como por ejemplo las diatomeas bentónicas, las cuales son consideradas pioneras de sustratos marinos recientes, con capacidad de inhibir el crecimiento de las macroalgas o de acondicionar el sustrato para el asentamiento de ellas (Campana et al. 2018); o la presencia de *D. menziesii* que al igual que *D. anceps* excluyen competitivamente a otras especies por la luz (Quartino et al. 2001), o asociaciones de predator-presa como *Odontaster validus* que se alimenta de esponjas como *Mycale acerata* sin sobreexplotar el stock (Gutt 2006). En este sentido, aplicar límites de cortes sería una buena herramienta para estimar la distribución de la especie. Para las macroalgas, en particular para Chlorophyta con un requerimiento de luz de ondas más cortas respecto a las otras algas, un límite de corte marcado a la profundidad de penetración de luz favorecería la interpretación de la distribución.

Los MDEs para macroalgas desarrollados en esta tesis muestran un hábitat idóneo (en mayor o menor extensión), en la caleta externa a una profundidad mayor a 50 m con una baja probabilidad de sustrato duro. Esto resulta sorprendente entendiendo que la distribución de las macroalgas, está limitada a la presencia de sustrato duro y a la luz disponible que penetre la columna de agua. La importancia acumulada para todas las macroalgas de la mediana de SPM, se hace evidente al considerar que una mayor concentración de material particulado aumenta la turbidez y disminuye la luz. El SPM adquiere especial importancia cuando en la modelización planteada no se dispone de una

variable de tipo ráster que describa la luz y/o la clorofila. Así, la profundidad jugaría un papel explicativo asociado a la penetración de la luz. En Potter, se ha determinado un límite de 40 m al cual las radiaciones que atraviesan la columna de agua son fotosintéticamente activas y consecuentemente disponibles para las macroalgas, aunque dicho límite es dependiente de la metodología de conversión implementada para el cálculo de atenuación de la luz, pudiendo llegar hasta 155 m (Klöser et al. 1993). Esto hace que dicha área >50 m pueda ser correctamente proyectada como idónea para las macroalgas. Sin embargo, el hecho de que exista una alta idoneidad ambiental en una zona de baja probabilidad de sustrato duro (determinándola como sustrato blando), podría estar asociada a la calidad del ráster de sustrato incluido, en línea con lo discutido en la [Sección III.4.1](#).

Por un lado, los más de 30 años de recolección de datos en caleta Potter proveen de información que describen el área. Esto brinda el contexto que permite describir las áreas de presencia observada, y consecuentemente, hábitat idóneo de las macroalgas que sugieren la ausencia de macroalgas en la caleta externa (L. Quartino com. pers.). Aunque los resultados de los MDEs incitan a su exploración, puesto que por las corrientes y la profundidad a la que dicha área se encuentra, se carecen de buceos o muestreos directos. El hecho de que los MDEs estimen un hábitat idóneo resulta interesante comprendiendo que según el contexto ambiental analizado y modelado, en dichas áreas existiría una probabilidad de ocurrencia del taxón. Luego, otros factores que dependerán de la fisiología del alga condicionarán la ocurrencia de ellas a cierta profundidad, distancia de la costa asociada al litoral, luz disponible y sustrato.

Por el otro, la probabilidad de sustrato duro no resultó importante en primer orden para la mayoría de las algas. La idoneidad en áreas catalogadas como ausencia de sustrato duro, y que supondrían consecuentemente una ausencia de las macroalgas, podría deberse a que dicha variable ambiental de tipo ráster fue modelada o a que, en asociación a la distribución indicada por Klöser et al. (1996), otras variables toman mayor importancia como la turbulencia y la velocidad de circulación de masas de aguas. La presencia observada de macroalgas en los videos en dicha área (especialmente de *Himantothallus grandifolius* y Rhodophytas) sobre rocas pequeñas, permite justificar dicha idoneidad y describir la situación posible. El hecho de que el ráster describa el tipo de sustrato medido como una probabilidad sugiere que la calibración para la modelización podría no estar contemplando aquellas con un sustrato duro. Puntualmente en la caleta externa, de mayor velocidad de corriente, diferentes rocas pueden ser arrastradas con el alga engrampada, como también quedando libres para ser colonizada por alguna otra. En los videos se observa la presencia de macroalgas y la de rocas, entonces esto lleva a pensar que el umbral de corte (>75%) para determinar un área con sustrato duro o no (Deregibus et al. 2022) podría resultar muy alto. De esta manera, si se considera un umbral de 40%, parte del área de la caleta externa a más de 50 m se catalogaría de sustrato duro. También es posible que los datos de muestreo de base utilizados según las categorías de dureza y rugosidad ([Sección III.3.3](#), Anexo Fig.II.C2 y Fig.II.C3) no sean óptimos para la interpolación de esta variable ambiental que contemple las rocas de tamaño pequeño, no detectables por el muestreo acústico, pero sí por

videos. Sería un error, a su vez, considerar la presencia de macroalgas como presencia de sustrato duro porque se generaría una autocorrelación entre las variables al momento de relacionarlas para estimar su distribución. Ideal sería un muestreo de granulometría que contemple también al sustrato de tamaño de grano de tipo grava y bloques de más de 1,6 cm.

Sin embargo, considerando, que la variable ambiental que describe el sustrato duro fue contemplada en los MDEs, aunque no la luz; los MDEs para describir la distribución de las macroalgas podrían mejorarse, limitando el área en función al conocimiento ecológico (Phillips 2008). En esta dirección, la profundidad condicionaría la penetración de luz disponible para las macroalgas. En la PA Occidental, la profundidad máxima citada de macroalgas es de 42 m medida directamente (Delépine et al. 1966), de 70 m por observaciones de video-transectas con vehículos de operación remota (ROV, Wiencke et al. 2014) y de 90-100 m atrapadas por dragas con mediciones indirectas para *D. anceps*, *H. grandifolius* e incluso para el alga verde *Monostroma hariatii* discutiendo valores máximos de 60 a 350 m (Zielinski 1990). Pero, en el análisis del hábitat idóneo para especies de macroalgas, (Robinson et al. 2022) reportó al alga roja *Palmaria decipiens* a 100 m de profundidad en Rothera, un sitio hacia el Sur de la PA Occidental. En Potter, la profundidad límite de la capa fotosintéticamente activa se estima a 40 m o hasta 155 según la conversión del factor de atenuación de la luz (Klöser et al. 1993).

Consecuentemente, en función de las variables ambientales consideradas en los MDEs de macroalgas que contemplan aquellas que condicionan la distribución de las macroalgas (profundidad, sustrato como la probabilidad de sustrato duro, y luz en asociación al SPM), de las profundidades a las que se han encontrado, y de evidencias confiables de las localidades de presencia, el área > 50 m sería correctamente idónea para las macroalgas aun cuando resulte sorprendente por la ausencia de estudios anteriores que registren su presencia en Potter. En el caso de la fauna, se distribuyen a profundidades conocidas >50 m (Gutt et al. 2013a y las allí mencionadas), por lo que una extrapolación fuera del rango de batimetría muestreada con la calibración efectuada en los MDEs y una evaluación correcta de la modelización no sería errónea. Además se destaca que, una aproximación al modelado que considere la distribución completa de las especies mejora la predicción (Torres y Jayat 2010), por lo que dicha área sería correctamente predicha por la modelización aplicada dando lugar a la interpretación de una buena transferencia del modelo en áreas fuera del rango de muestreo que podrán ser utilizadas para análisis posteriores. Sí, lo aquí expuesto, sugiere la necesidad de continuar con muestreos tanto espaciales como de análisis fisiológicos que contribuyan al conocimiento del desarrollo y ocurrencia del bentos antártico.

IV.5.1.2 El ensamble de macroalgas

Las macroalgas presentaron una amplia distribución hacia la costa Noroeste y una porción en la caleta externa próxima a la costa Sureste donde se encuentra el sustrato duro en el que se anclan. La distribución de las macroalgas está asociada a la concentración mediana de SPM, a la distancia al glaciar, la temperatura promedio de la columna de agua y la probabilidad de sustrato duro. Estas variables resultan

fundamentales en el análisis de importancia acumulada al considerar las 9 variables predictoras de la modelización, pudiendo ser asociadas al retroceso glaciario con la disminución de temperatura, incremento de turbidez y disponibilidad de nuevos hábitats libres de hielo. El análisis de autocorrelación indicó una homogeneidad del área dada por la latitud y longitud a una distancia mediana de 530 m. A mayores distancias, esto implicaría condiciones ambientales diferentes de hábitats potenciales para las macroalgas.

Se evidencia un patrón de distribución semejante al descrito en Wiencke et al. (2014), y la revisión allí realizada, donde en términos de idoneidad ambiental, las especies más comunes son las algas rojas y las algas pardas *Desmarestia menziesii*, *D. anceps* e *Himantothallus grandifolius*. Los MDEs determinan un área idónea semejante para ambos grupos de algas rojas (Corallinacea y no incrustantes conjuntamente) y las pardas. Las algas pardas consideradas en la modelización son endémicas de especies antárticas (Wiencke et al. 2014). Con una zonación de *H. grandifolius* a profundidades mayores que *D. menziesii* y *D. anceps*, se demostró una extensión del hábitat mayor para *D. menziesii* antes que *D. anceps* con un ambiente más restringido para *H. grandifolius*. Se destaca el hábitat potencial de *D. menziesii* a mayores rangos de profundidades que *D. anceps*, lo que demuestra una posible coexistencia hacia la costa Noroeste de la caleta. Pero, aun cuando en ocasiones sólo una de éstas estaría potencialmente presente, la similitud morfológica y el tipo de muestreo video-fotográfico podría estar influyendo en la determinación de patrones. Si bien los hábitats potenciales para la presencia de las macroalgas se encuentran solapados, de considerarse la cobertura, los patrones de distribución podrían verse más marcados en respuesta a la retracción glaciaria, al ingreso de agua de deshielo y la consecuente variación en la concentración de sedimentos particulados y temperatura de agua.

En el caso de *H. grandifolius*, se observó un área de hábitat potencial ubicada próxima a la morrena entre la transición de la caleta central y la externa, entre el hábitat fiórdico y el marino, próxima a los 50 m de profundidad. Esto podría deberse a la combinación de variables importantes dadas por la concentración de SPM y la batimetría en primer y segundo puesto respectivamente. La respuesta al SPM, diferente según el algoritmo con el que se la analiza, varía con una idoneidad ambiental alta a valores promedios de 5, 10 o 20 mg/l según RF y GBM, GLM o SRE respectivamente. Pero en un análisis global, a menor SPM y mayor profundidad, mayor idoneidad ambiental. Toma importancia también, aunque no resulte crítica para su distribución, la velocidad de la corriente. Las curvas de respuestas no presentaron variaciones en la idoneidad ambiental a los valores del límite superior del rango de velocidad muestreada. También esto se hace evidente al observar una alta idoneidad ambiental en pendientes $>10^\circ$. Esto coincide con lo indicado por Klöser et al. (1996) quienes observaron la presencia del alga en áreas con inclinación del sustrato y altas turbulencias. Sorprendente fue la importancia del porcentaje de sílice en sedimento cuando se analizó la distribución en función de las 28 variables ambientales ([Anexo IV.A1](#)). La curva de respuesta de esta modelización de parsimonia demostró una relación directa con una alta idoneidad ante valores $> 54\%$ de SiO_2 para *H. grandifolius*. Considerando el sílice presente de origen biogénico y

puntualmente de las diatomeas bentónicas ([Sección II.5.3](#)), la asociación como variable importante en la modelización podría estar dada en conceptos de sucesión primaria antes que el porcentaje *per sé*. Las diatomeas pueden acondicionar el sustrato para el desarrollo de otros organismos, y han sido visualizadas como pioneras en la colonización durante el primer año de sustratos libres, como también observadas en el biofilm que se desarrolla sobre *H. grandifolius* (Campana et al. 2018).

El desfase temporal de registros biológicos utilizados en la modelización (2009/2010 y 2016) próximos al área con mayores porcentajes de sílice a lo largo de la costa Noroeste respecto a los biogeoquímicos de sedimento (2010/2011) evitaría una interpretación directa entre SiO₂, diatomeas bentónicas de sucesión primaria y macroalgas de sucesión secundaria. Sin embargo, la presencia de diatomeas bentónicas registradas en las áreas de la caleta interna y central podría justificar la importancia del sílice para la distribución de las macroalgas de estadíos sucesionales más avanzados (*D. menziesii*, *D. anceps* e *H. grandifolius*). Consecuentemente, el ráster de porcentaje de sílice podría funcionar como indicador de potencial presencia de macroalgas y, por ende, de exclusión competitiva con otras especies o de asociación interespecífica con las macroalgas, pero no de importancia directa del sílice en sedimentos con el taxón analizado. Por ejemplo, el análisis de importancia de la corrida de parsimonia dio como resultado una importancia >1% para la estrella *Odontaster validus* y el bivalvo *Laternula elliptica*, con una respuesta directa (mayor porcentaje de sílice, mayor idoneidad; [Anexo IV.A1](#)). Esto podría reflejar el hecho de que las estrellas, idóneas en sustratos mixtos y duros, podrían estar en un ambiente con grandes cantidades de sílice ya que la fauna asociada a las macroalgas coexisten con algunas algas pardas debido a que éstas no son palatales para la herbívora (Amsler et al. 2005; Elias-Piera et al. 2020). En el caso del bivalvo su asociación también podría estar dada por la presencia de las diatomeas bentónicas y al tipo de alimentación filtrador activo, y por el otro, si se asocia al sílice como indicador de presencia de macroalgas, existe una asociación indirecta con la probabilidad de sustrato duro donde el molusco queda excluido por el tipo de sustrato.

Considerando la distribución de *Ascoseira mirabilis*, se hace evidente el hábitat potencial a una menor profundidad (~3 a 15 m) en comparación a las demás algas pardas. Además, se destaca la temperatura de la columna de agua como variable contribuyente donde ante valores promedios mayores a 1,3° C, la idoneidad de la especie incrementa. Esta especie ocurre únicamente en la PA occidental (Wiencke et al. 2014). Las macroalgas están adaptadas a las bajas temperaturas, pero no menores a 0° C principalmente para especies del orden Desmarestiales (*D. anceps*, *D. antarctica*, *H. grandifolius*, *Phaeurus antarcticus*) aunque otras algas pardas, también endémicas de Antártida, tienen requerimientos mayores de temperatura. Es el caso de *A. mirabilis*, quien crece a temperaturas < 10° C y con valores máximos de supervivencia a temperaturas promedio de 11° C (Wiencke et al. 2014). Además, coincidente con la tolerancia y supervivencia a mayores temperaturas (0-14° C) indicada por Matula et al. (2022) para *D. menziesii*, se observó una alta idoneidad ambiental para casi todo el rango de variación de temperatura del agua (1,15 - 1,8° C). Si bien el rango de temperatura evaluado en la modelización no supera los 1,8° C, la idoneidad ambiental reflejada en la curva de

respuesta de esta especie se hace óptima al superar los 1,3° C para *A. mirabilis*, mientras que para *Desmarestia* spp. lo es desde ~1,2° C con especial límite a 1,7° C para *D. anceps*, y entre ~1,15° a 1,3° C para *H. grandifolius*.

En el caso de las Rhodophytas foliosas no incrustantes, su distribución es más amplia extendiéndose en un rango mayor de profundidad y con un área idónea en las áreas recientemente libre de hielo en la caleta interna. Sorprendente fue la idoneidad ambiental para Rhodophytas no incrustantes, Corallinaceae y *D. menziesii* en la porción libre de hielo entre el 2018 y el 2020 en la caleta interna muy próxima al glaciar. Esto coincide con algunas de las algas identificadas que han colonizado las áreas nuevas libre de hielo (Quartino et al. 2013). Esto puede deberse a que la mediana de SPM es la variable destacada en primer orden de importancia en la modelización de dichos tres taxones. Además, que en la metodología implementada para la interpolación del SPM resulta en una baja concentración a una baja profundidad (< 5 m) en proximidad a la costa. Aunque próximo al glaciar los valores de SPM tenderían a ser mayores, se han observado la presencia de algunas macroalgas (C. Matula com. pers.) que coinciden con la tolerancia al sombramiento dado por un incremento de turbidez por parte de algunas algas rojas no incrustantes y de Desmarestiales (Quartino et al. 2013). Sin embargo, la falta de muestreos próximos al frente glaciar, debido al gran riesgo que presenta, expone una posible subestimación de la proyección del área idónea. Se destaca también, un óptimo de idoneidad para las Rhodophytas no incrustantes a una distancia a la costa < 400 m donde a una mayor distancia tienen el óptimo las algas pardas, aunque el algoritmo de GAM permite identificar un incremento de la idoneidad entre 700-800 m de distancia de la costa, lo que muestra la necesidad de asociación con otros factores para determinar la distribución de las algas rojas. Aumentando en distancia a la costa, *D. menziesii* responde con una alta idoneidad entre los 0-400 m de distancia a la costa y luego a los 550-650 m, rango en el cual para *H. grandifolius* fue baja a nula, induciendo una posible competencia como también en necesario el análisis en relación conjunta con la batimetría.

El análisis de la curva de idoneidad ambiental de los ocho taxones de macroalgas en respuesta a cada una de las nueve variables ambientales permite identificar los límites de los diferentes hábitats. Las curvas de respuesta de cada modelo individual no sólo determinan la importancia de las diferentes variables ambientales analizadas, sino que también refleja la consistencia de un algoritmo en la predicción. Respecto a los algoritmos, el patrón de variación de la curva en RF y GBM fue consistente, aunque también para GLM en algunos casos donde la relación entre la variable y el taxón están linealmente relacionadas ([Anexo IV.C1](#)). Se evidenció la falta de consistencia en la estimación cuando se implementó el algoritmo de GAM (puntualmente para Chlorophyta, *A. mirabilis*, Corallinacea y las tres *Desmarestia* spp. analizadas). Generalmente, aunque es un algoritmo simple, el SRE facilita la interpretación de los valores límites del rango de distribución, mientras que los algoritmos de aprendizaje como RF y GBM o aditivos GAM permiten interpretar variaciones intermedias de la idoneidad ambiental. También reflejarían la especificidad del hábitat de un taxón cuando éste presenta una idoneidad consistente dentro de un algoritmo, aunque diferente entre ellos en respuesta a una

variable o todas aquellas analizadas. Es decir, aunque el patrón de respuesta de la idoneidad ambiental varíe en los diferentes algoritmos, como es el caso de *H. grandifolius* y Rhodophytas, la homogeneidad de respuesta dentro de una misma variable determinaría el patrón de distribución que ocurre más claramente ante ciertas condiciones específicas. La Tabla IV.7 resume los valores óptimos de las nueve variables ambientales que determinan una alta idoneidad ambiental con potencial ocurrencia de cada uno de los taxones analizados.

Tabla IV.7: Valores óptimos de variables ambientales seleccionadas que determinan una alta idoneidad ambiental con potencial ocurrencia de ocho taxones de macroalgas. Las flechas indican la tendencia de asociación entre la variable ambiental y la idoneidad ambiental, donde hacia arriba es directa, hacia abajo inversa y horizontal sin variación en respuesta a los diferentes valores que toma la variable. (**Chloro:** Chlorophytas, **Rhodo.fol:** Rhodophyceae no incrustantes, **Coralli:** Familia Corallinaceae, **Asc.mir:** *Ascoseira mirabilis*, **Des.ant:** *Desmarestia antarcticus*, **Des.men:** *Desmarestia menziesii*, **Des.anc:** *Desmarestia anceps*, **Him.gran:** *Himantothallus grandifolius*).

	Chlor	Rhodo.fol	Coralli	Asc.mir	Des.ant	Des.men	Des.anc	Him.gra
bathy (m)	↓ ~2-30	↓ ~2-30	↓ ~2-25	↓ ~2-15	↓ ~2-30	↓ ~2-30	↓ ~2-30	↓ ~10-32
DistToCoast (m)	↓ 0-250	↓ 0-400	↓ 0-400	↓ ~90-300	↑ 150-300	↑ ~100-400 y 550-650	↑ ~100-500	↑ ~100-550 y 650-750
DistToGlacier (m)	↑ >300	→ ~400-1000 y 1800-2500	↑ 150-2500	↑ ~700-2500	↑ 1500-2500	↑ 1500-2500	↑ ~550-2000	↓ ~400-1700
ProbHardS (.p)	→ > 0,75	↑ > 0,75	↑ > 0,75	→ > 0,75	↑ > 0,9	→ > 0,75	↑ > 0,75	↑ > 0,75
Slope (°)	↓ < 30	→ < 30	→ < 25	↓ < 15	↓ < 15	↓ < 18	→ < 20	↑ ~6-25
spm_max (mg/l)	→ 150-450	→ 150-450	→ 150-400	↓ 100-380	→ 150-300	↓ ~120-400	↓ ~120-400	↓ ~200-450
spm_med (mg/l)	↓ ~1-22	↓ ~1-5	↓ ~0-12	↓ < 2	↓ < 2	↓ < 3	↓ < 2	↓ < 5
Temp_mly3 (° C)	↑ 1,1-1,8	→ 1,15-1,8	→ 1,15-1,8	↑ 1,3-1,8	→ 1,2-1,8	↑ 1,15-1,8	↑ 1,2-1,7	↓ 1,15-1,35
vel_med (m/s)	↓ ~0,03-0,18	↓ <0,18	→ <0,18	→ ~0,03-0,18	↓ ~0,03-0,15	→ <0,18	↓ <0,18	↓ <0,18

Dentro de las curvas de respuestas, se observó que *D. antarctica* presentaría un requerimiento de una probabilidad mayor de sustrato duro a diferencia que el resto de las Desmarestiales analizadas. Esto coincide con lo observado al analizar únicamente las presencias de las especies (Sección III.4.1) y con Klöser et al. (1994b) quienes señalan una afinidad de *H. gandifolius* a sustratos de menor granulometría comparativamente con *Desmarestia* (*D. menziesii* y *D. anceps* principalmente) y la importancia de factores como la turbulencia para determinar la distribución vertical. Esto se evidencia con el límite superior del rango de velocidad de la corriente siendo levemente mayores para *H. gandifolius*, *D. menziesii*, *D. anceps* que para *D. antarctica*. Además, se destaca la alta idoneidad ambiental a concentraciones de SPM máximas entre 150-450 mg/l que podría estar asociada con una tolerancia de las macroalgas a tormentas de sedimento con mayores rangos para Rhodophytas, seguido de *H. gandifolius*, *D. menziesii* y *D. anceps* conjuntamente, y luego de *A. mirabilis* y *D. antarctica*. La falta de variación de la idoneidad respecto al SPM para Chlorophytas, con su rango óptimo señalado por el algoritmo SRE de < 22 mg/l resulta sorprendente puesto que se esperaría un mayor requerimiento de luz y una menor tolerancia a la turbidez, aunque ciertos análisis en respuesta a la radiación ultravioleta demostraron una disminución de la biomasa de *Monostroma hariotti* indicando posiblemente que la luz directa podría afectar negativamente a las Chlorophytas (Zacher et al. 2007).

El área de extensión de hábitat potencial es mayor para las Rhodophytas no incrustantes seguida de *Desmarestia menziesii* y de Corallinacea. Particularmente, Corallinacea no ha sido considerada anteriormente en los análisis de biomasa en el área sin embargo sí se evidencia su colonización en las áreas nuevas (Quartino et al. 2001, 2013). Congruente con los autores de dichas investigaciones, se señala una gran extensión de las Corallinacea con áreas idóneas en la costa Noroeste y hacia la caleta interna próxima al glaciar. Aunque para las macroalgas se evidencia una distribución a diferentes rangos de profundidad y una mayor dominancia de las algas pardas en la caleta (Quartino et al. 2001), en los análisis de biomasa y estimaciones de carbono, la inclusión de Corallinacea podría variar los resultados dada su capacidad de biomineralización con incorporación de carbonatos de calcio y su amplia extensión de hábitat potencial.

Las extensiones de hábitat potencial más estrechas fueron observadas para las Chlorophytas y *D. antarctica*. Por un lado, esto puede deberse a una situación temporal en donde estas algas pioneras y de rápido crecimiento colonizarían sustrato rocoso libre siendo a posterior cubiertas por otras macroalgas que impiden su visualización por medio de fotografías, pero también puede deberse a su mayor restricción en el rango de distribución respecto a las condiciones ambientales de la luz y profundidad (Quartino et al. 2001; Zacher et al. 2007; Wiencke et al. 2014; Deregibus et al. 2016). Además, la menor prevalencia (relación de presencia y ausencias, con menor número de muestras) podría estar asociada a limitaciones de muestreo llevando a un área idónea más estrecha. Las Chlorophytas presentan una distribución hacia la caleta externa donde existe una baja concentración de SPM pero también próxima a la Isla de la caleta interna donde Lager et al. (2018) visualizaron su presencia, causando posiblemente una respuesta de la idoneidad ambiental como la indicada con tolerancia a una mayor turbidez. *D. antarctica* presentó un hábitat potencial coincidente en la zona de profundidad intermedia similares a *D. anceps* y *D. menziesii*, principalmente hacia la caleta externa, situación que podría variar si se considerase su cobertura.

IV.5.1.3 El ensamble de fauna bentónica

La distribución de la fauna bentónica analizada evidencia la clasificación señalada por Gutt (2007) con ensamblajes caracterizados por organismos sésiles filtradores-suspensívoros y por móviles, con una posibilidad de coexistencia de especies coincidente con los patrones identificados desde los registros de presencia mencionados en el Capítulo III. La fauna se distribuye hacia dentro de la caleta, tanto alejándose de la costa como acercándose al frente glaciar de la caleta interna. La extensión del hábitat potencial para el desarrollo fue mayor para *Molgula pedunculata*, seguida de Serolidae, *Laternula elliptica*, *Odontaster validus*, *Malacobelemnion daytoni*, Polychaeta Errantia, *Parborlasia corrugatus* y, por último, *Mycale acerata*. En el análisis considerando las 28 variables iniciales como así también el set reducido de nueve variables finales, la distribución de la fauna responde a variables ambientales glaciológicas, oceanográficas y sedimentológicas. Puntualmente fueron importantes la distancia al glaciar, el tamaño medio del grano, la mediana de la concentración de SPM, la batimetría (o índice de posición batimétrica asociado a la topografía en el caso del análisis completo de variables ambientales) y la distancia a la costa.

A lo largo de la costa Noroeste y hacia dentro de la caleta con un rango de hasta 700 m de la costa, se distribuye la estrella *Odontaster validus*. Mientras que hacia dentro de la caleta más alejado de la costa, el área resulta idónea para los demás taxones analizados. Restringidas a la caleta interna y media, se distribuyen aquellas especies típicas de sustrato blando como el molusco infaunal *Laternula elliptica*, el pennatuláceo *Malacobelemnion daytoni* y la esponja *Mycale acerata*. A mayores profundidades y distribuyéndose en la caleta interna y central como también en la externa, se encuentran los isópodos de la familia Serolidae, la ascidia *Molgula pedunculata*, el nemátodo *Parborlasia corrugatus* y Polychaeta Errantia. Puntualmente, Serolidae y en coincidencia con lo señalado por Gutt (2007), se encuentra en áreas no idóneas para las otras especies epibentónicas analizadas, sino que se ve solapado en gran medida con el hábitat del bivalvo.

Considerando cada taxón, diferentes variables adquirieron importancia para poliquetos Errantia y para la estrella *O. validus*, que no resultaron dentro del podio de importancia para el resto de las especies. La mediana de la velocidad de corriente para el poliqueto y la temperatura en la columna de agua para la estrella. Esto puede deberse a que estas especies bentónicas presentan una característica móvil respondiendo entonces a variables ambientales relacionadas con el movimiento de masas de agua. Además, coincidente con Pineda-Metz et al. (2019), las variables ambientales relacionadas con la circulación de masas de agua podrían afectar la distribución espacial de MDEs. Según la primera variable más importante para la fauna, se puede agrupar dentro del primer puesto, a variables oceanográficas (distancia al glaciar, a la costa y batimetría) para especies de diferentes estrategias alimenticias como *O. validus*, *P. corrugatus* y Serolidae, generalmente con una gran extensión del hábitat potencial; y aquellas relacionadas al sedimento para las especies filtradoras como *Molgula pedunculata* y *Laternula elliptica*. Dentro de aquellas suspensívoras oportunistas al no seleccionar partículas, pero de filtración activa y pasiva respectivamente, se encuentra el pennatuláceo *Malacobelemnion daytoni* y la esponja *Mycale acerata*, cuya idoneidad ambiental está dada por la combinación de variables oceanográficas como primer puesto y sedimentológicas en el segundo. Esto sugiere la asociación no sólo con la tolerancia a partículas en suspensión *per sé* sino también la estrategia posible para dicha tolerancia, donde en el caso de la pluma responde a la distancia al glaciar y en el de la esponja, a la batimetría.

En el caso de especies con similares estrategias de alimentación, como lo es *Parborlasia corrugatus* y *Odontaster validus*, se indican áreas idóneas para la presencia del nemátodo que coincide con la ausencia estimada por parte de la estrella. Esto es visible al solapar ambos mapas, aunque existen áreas de posible coexistencia, se destacan las áreas de la caleta externa a más de 50 m de profundidad como también al medio de la caleta central y la interna. Estas dos especies presentan características semejantes ya que ocurren en comunidades maduras y se alimentan mediante diferentes estrategias que facilitan su desarrollo en diferentes hábitats, siendo principalmente predadores, aunque también detritívoros y eficientes carroñeros, incluso de otras estrellas (Dayton et al.

1974)¹³. No obstante, se diferencian en el tipo de sustrato en el que se desarrollan, blando para el nemátodo y, tanto blando como duro para la estrella. La presencia potencial de una y la ausencia de la otra podría sugerir nichos diferentes en respuesta a características ambientales o incluso por exclusión competitiva. Sin embargo, ambas especies se encuentran en un alto rango en la cadena trófica, siendo el nemátodo un predador tope de tipo predominante carroñero y la estrella un predador activo, que no necesariamente causaría una competencia por el recurso alimenticio (Rodríguez et al. 2022).

Otras especies no modeladas en su idoneidad ambiental pueden ser tenidas en cuenta para comprender la complejidad de la estructura del bentos, como las anémonas. Si bien este grupo de organismos se encuentra anclado al sustrato y la estrella *O. validus* se vería favorecida por su movilidad para escaparse, Dayton et al. (1974) observaron que algunas estrellas heridas y fragmentadas fueron consumidas por la anémona *Urticinopsis antarcticus*. Cuando se relacionan las distribuciones de presencia y ausencia registradas desde los video-foto transectas ([Anexo III.B](#)) de dichas tres especies, se observa que en aquellos sitios donde hay un mayor registro de presencias continuas de la estrella *O. validus* no está la esponja *M. acerata*; tampoco o en menor frecuencia de ocurrencia, las anémonas. Un ejemplo ocurre en el área próxima a la costa Noroeste, en la transición entre el hábitat fiórdico de alta y baja influencia glaciar donde hay una sucesiva presencia de la estrella y sólo cinco puntos de presencia de anémonas que consideran tres especies, o donde existen menos abundancias de la estrella ante sucesivas presencias de anémonas (cuadrante 2, video-transecta del 27.01.2016). Esto llevaría a pensar que podrían existir otros factores, posiblemente químicos, que lleven a la estrella a desplazarse a otras áreas donde no se encuentre la anémona. También es necesario considerar otras especies del mismo grupo que podrían competir con los recursos, como el caso de la estrella *Perknaster fuscus antarcticus* con *Odontaster*. Aun cuando *Perknaster* no haya sido modelada, de observarse las presencias, se visualiza que aquellos sitios de presencias continuas de *Odontaster* no lo son por *Perknaster*, tampoco por la esponja *Mycale acerata*. Esto podría indicar una diferenciación del hábitat por exclusión competitiva entre las estrellas y por un caso de predador-presa con la esponja de quien se alimenta (Dayton et al. 1974; Gutt 2006).

En el caso de predador-presa entre *O. validus* y la esponja *Mycale acerata*, sólo al centro de la caleta interna y entre la transición del hábitat de baja influencia glaciar con el hábitat fiórdico, se solapan los hábitats potenciales de presencia de ambas especies. De lo contrario, existe un desplazamiento de la esponja a profundidades mayores. Ambas especies podrían alimentarse de fitodetritos y se conoce que la estrella preda sobre la esponja controlando su población y consecuentemente excluyéndola de una expansión del hábitat (Dayton et al. 1974; Gutt 2006; McClintock et al. 2008). Particularmente, la estrella presenta un hábitat potencial de presencia de mayor extensión que la esponja, siendo el de esta última aquél de extensión más estrecha en comparación con los demás taxones de fauna analizado. En el análisis de curvas de respuestas se observa como ambas

¹³ Originalmente el nemátodo fue descrito ante el género *Lineus*, por lo que en dicha cita se menciona a *Lineus corrugatus* hoy conocido como *Parborlasia corrugatus*.

especies responden con una idoneidad ambiental óptima de manera semejante ante un mismo rango de variabilidad, levemente desplazado a aguas más someras para la estrella (profundidades entre 8 y 45 m) y más profundas para la esponja (10 hasta > 50 m si se considera más de un algoritmo de asociación). La variable ambiental que colabora con la diferenciación de hábitat que tendería a explicar la posible diversificación de nicho realizado, es el SPM. La esponja presenta una idoneidad ambiental óptima a valores inferiores a la estrella del límite superior del rango tanto para concentraciones mediana como máximas de SPM: una concentración < 25 mg/l constantes y entre 200-500 mg/l máximos en tormentas de sedimento, mientras que la estrella tiene una alta idoneidad ambiental a una mediana de < 30 mg/l y máxima de 200-600 mg/l.

El hábitat potencial de presencia de las especies sésiles suspensívoras como la pluma de mar o pennatuláceo *Malacobelemnion daytoni*, la esponja *Mycale acerata*, la ascidia *Molgula pedunculata* y el bivalvo *Laternula elliptica*, se encuentra solapado. Prácticamente por completo entre la esponja con la pluma y la ascidia, debido a su estrecha extensión; y parcialmente entre el pennatuláceo y la ascidia, principalmente en la caleta central y en la interna a unos ~500 m del frente glaciar. Las cuatro especies presentan una alimentación suspensívora. Para el pennatuláceo y la ascidia con calidad filtradora oportunista de partículas de varios tamaño (> 1 µm) y sin selección de partículas para las esponjas (Dayton et al. 1974; Kowalke 1999; Servetto et al. 2017). Un área correspondiente al hábitat marino en la caleta externa a más de 50 m de profundidad resultó entre dichas especies, únicamente idónea para la ascidia *M. pedunculata*. Aquellas áreas más someras de hábitat no idóneo para ninguna de las demás especies mencionadas, lo son para el bivalvo. El hecho de que la ascidia solape casi completo el hábitat potencial de la esponja y el pennatuláceo podría estar asociado al patrón identificado para el área en el 1994 y 1998 donde ambas especies pueden coexistir aunque en abundancias diferentes, y donde dichas tres especies marcaron las diferencias en la estructura y diversidad en la caleta interna (Sahade et al. 2015). Si bien podrían competir por el recurso alimenticio, parecieran no hacerlo debido a dicho solapamiento de hábitat potencial y a que en los registros biológicos se han observado las especies en coexistencias. Aunque en algunas ocasiones y coincidente con Gutt (2007) se observaron esponjas *M. acerata* en parches aislados en un ensamble monoespecífico. A su vez, para la ascidia quien también habita sustrato rocoso podría potencialmente ocupar la zona hacia las costas, pero debido a la idoneidad ambiental analizada para las macroalgas y su presencia identificada en dichas áreas, la ausencia de hábitat potencial para la ascidia en dicha zona podría sugerir una exclusión competitiva con las especies de macroalgas por el recurso del espacio. Como también a la inversa, por ejemplo en la Isla D rocosa ubicada en la caleta interna, debido a una mayor tolerancia al SPM por parte de la ascidia que de las macroalgas .

La distribución potencial está ligada primordialmente a las características ambientales que facilitan su desarrollo ante ciertas condiciones dadas. La abundancia de las especies, que contribuirían a la explicación de los cambios espacio-temporales en la estructura del bentos antártico observados por Sahade et al. (2015) podrían estar asociados a interacciones interespecíficas no consideradas en la modelización de la idoneidad

ambiental de las especies (ej.: regulaciones de la población por parte de los predadores como las estrellas *Perknaster* u *O. validus* sobre *Mycale acerata*; Dayton et al. 1974; Gutt 2007). También, la distribución espacial dentro del parche podría marcar diferencias que impliquen la posibilidad de coexistencia de especies con exclusión competitiva no identificable en la modelización y, en línea con Teixidó et al. (2002), la complejidad y el patrón de diversidad del ensamble. En sucesivas ocasiones se observaron a las plumas de mar de un tamaño menor y más dispersas cuando están próximas a estructuras tridimensionales de ascidias, que aquellas alejadas en un cierto radio (no medible debido a la metodología de muestreo de video-transecta). También, plumas de mar y bivalvos con una distribución espacial más concentrada en un menor espacio en áreas dominadas por diatomeas bentónicas. Esto sugeriría la coexistencia de las especies a través de estrategias espaciales diferentes para la alimentación. *Molgula pedunculata*, con su largo pedúnculo que le confiere un tamaño máximo de 30 cm (Monniot y Monniot 1994) comparada con la pluma cuyo tamaño promedio máximo alcanzado es de 14 cm (N. Servetto com. pers.) podría filtrar las partículas disponibles en la columna de agua un poco más arriba. Además, las altas tasas de bombeo de las ascidias que le permitirían filtrar grandes masas de agua, generando diferentes corrientes, sumado a la estructura tridimensional, podrían influir en la calidad y cantidad de alimento disponible para el pennatuláceo en proximidad a las ascidias, llevando incluso al consumo de otro tipo de partículas como lo son las diatomeas bentónicas. Situación comprobada con análisis de isótopos y estudios estomacales del pennatuláceo y bivalvo respectivamente (Urban y Mercuri 1998; Servetto et al. 2017), y también observada en el muestreo de video-transectas por presencia de un halo “limpio” alrededor de las plumas de mar y del bivalvo en aquellas áreas cuyo sustrato está dominado por algas bentónicas que forman mantos de color amarronado.

Las diferencias en el hábitat de la esponja *Mycale acerata* y la ascidia *Molgula pedunculata* según las curvas de respuestas están marcadas por los rangos de variabilidad ambiental de la distancia a la costa y las concentraciones de SPM que determinan la alta idoneidad de las especies (Anexo Fig.IV.C22 y Fig.IV. C23). La ascidia mantiene un hábitat idóneo potencial a distancias hasta ~800 m de la costa, mientras que el pennatuláceo *Malacobelemnion daytoni* hasta ~700 m y la esponja hasta ~600 m (Anexo Fig.IV.C19). Considerando el sustrato, las tres especies presentan una idoneidad ambiental semejante ante una granulometría menor a ~0,02 mm típica de fango arcilloso y se diferencian del hábitat del bivalvo *Laternula elliptica* quien presenta una idoneidad ambiental alta a < 10 mm. Sorprende en el caso de la ascidia, la baja idoneidad ambiental para un tamaño de sustrato entre ~0,25 y 16 mm, puesto que se registró su presencia en sustratos de hasta ~15 mm e incluso duros en la Isla de la caleta interna. Lo que podría sugerir la necesidad de un sustrato más compacto para su asentamiento con preferencia de suelos arcillosos y limosos antes que arenosos. Aunque estos resultados estarían asociados a los sitios de muestreos que contemplan la presencia de la ascidia en las áreas de sustrato blando y no en el duro, dominado por macroalgas, donde potencialmente también podrían habitar. Respecto a las concentraciones de SPM, la ascidia y la pluma tiene un hábitat potencial óptimo entre ~200 y 650 mg/l máximos para la ascidia, y 600 mg/l para la pluma, con < 30

mg/l de concentración mediana para ambas. Mientras que la esponja lo hace entre ~200-500 mg/l y < 20 mg/l. Puntualmente el límite máximo marcado para la pluma de 600 mg/l coincide con aquella concentración indicada por Torre et al. (2012) a la que no existe un efecto significativo en el consumo de oxígeno. Para el pennatuláceo, otras diferencias con la ascidia están marcadas por la pendiente y la distancia al glaciar, con un hábitat potencial de presencia óptimo a < 25° y entre ~100-1500 m respectivamente para la pluma, y < 40° y entre 0-1500 m para la ascidia. La Tabla IV.8 resume los límites óptimos de idoneidad ambiental para los diferentes taxones analizados, observados desde las curvas de respuestas disponibles en el [Anexo IV.C](#).

Tabla IV.8: Valores óptimos de variables ambientales seleccionadas que determinan una alta idoneidad ambiental con potencial ocurrencia de ocho taxones de fauna. Las flechas indican la tendencia de asociación entre la variable ambiental y la idoneidad ambiental, donde hacia arriba es directa, hacia abajo inversa y horizontal sin variación en respuesta a los diferentes valores que toma la variable. (**Mal.day:** *Malacobolemnion daytoni*, **Odo.val:** *Odontaster validus*, **Parb.cor:** *Parborlasia corrugatus*, **Mol.ped:** *Molgula pedunculata*, **Myc.ace:** *Mycale acerata*, **Sero:** género Serolidae spp., **Lat.elli:** *Laternula elliptica*, **Polych.e:** Polychaeta Errantia).

	Mal.day	Odo.val	Parb.cor	Mol.ped	Myc.ace	Serol	Lat.elli	Polich.e
bathy (m)	↓ ~12-45	↓ ~8-45	↑ ~10-45	↑ ~12-45	↑ ~10-50	↓ ~12-45	↓ ~10-45	↑ ~12-45
DistToCoast (m)	↑ 50-700	↑ < 700	↑ ~50-800	↓ < 800	↓ < 600	↑ 100-750	↑ 100-700	↑ ~50-800
DistToGlacier (m)	↓ ~100-1400	↓ < 1600	↓ ~250-1500	↓ < 1500	↓ < 1400	↓ ~200-1500	↓ ~100-1600	↓ ~250-1500
mgs (mm)	↓ 0-0,02	→ ~0-14	↓ 0-0,01	↓ 0-0,02	→ 0-0,01	→ 0-0,01	↓ 0-10	↓ 0-0,01
Slope (°)	↓ < 25	↑ < 40	↓ < 30	↑ < 40	↑ < 45	↓ < 20	↓ < 22	→ < 25
spm_max (mg/l)	→ ~200-600	↑ ~200-600	↑ ~200-600	↑ ~200-650	↑ 200-500	↓ ~200-550	↑ ~200-600	→ ~200-400
spm_med (mg/l)	↓ < 30	↓ < 30	↑ < 32	↑ < 30	↑ < 25	↑ < 25	↓ < 30	↓ < 20
Temp_mly3 (° C)	↓ < 1,3	↑ < 1,5	↓ < 1,35	↑ < 1,35	↓ < 1,3	↓ < 1,3	↑ < 1,35	↓ ~1,15-1,3
vel_med (m/s)	→ < 0,12	→ < 0,15	↓ < 0,10	↓ < 0,15	↓ < 0,15	↓ < 0,1	↓ < 0,12	↓ < 0,07

Los taxones suspensívoros como la ascidia, la esponja, el bivalvo, Serolidae, y el pennatuláceo presentan cierta tolerancia al sedimento en suspensión que le beneficiaría para ocupar las áreas recientemente libres de hielo, próximas al frente glaciar. Aunque la ascidia es la más perjudicada en términos fisiológicos (Torre et al. 2012), los valores indicados desde las curvas de respuesta demuestran una posible tolerancia a concentraciones máximas y crónicas mayores que la esponja. Algunas de las características que le conferirían a *M. pedunculata* cierta adaptación a la sedimentación sería debido a su morfología donde los sifones quedan a 10-30 cm por encima del sedimento donde las concentraciones de SPM son menores en la resuspensión, y la capacidad de filtrar grandes cantidades de agua que le permitiría balancear su metabolismo aunque su consumo de oxígeno se incremente (Kowalke 1999; Torre et al. 2012). La esponja *M. acerata* tiene un sistema de defensa caracterizado por la liberación de mucus que le permite “limpiarse” ante una perturbación de sedimentación que tapone su ósculo (Dayton et al. 1974)¹⁴. Sumado a esto, su rápido crecimiento le confiere la característica de potencial competidor por el espacio dominante pero, debido a la disponibilidad de hábitat, esto no parece ser un inconveniente para el desarrollo de la esponja (Dayton et

¹⁴ Fue frecuente en los registros de video-transectas ver la esponja *Mycale acerata* con su color amarillo característico aun cuando las especies de alrededor estén cubiertas con sedimento. Las fotos de catálogo de especies representan esta situación

al. 1974). El pennatuláceo, también presenta una tasa reproductiva alta y con una madurez reproductiva al alcanzar tamaños relativamente pequeños de 1,5 cm que junto con la tolerancia a la sedimentación le conferiría una mayor capacidad para colonizar nuevos ambientes libres de hielo próximos al frente glaciar (Servetto et al. 2013, 2017). El bivalvo, por su característica infaunal junto al cierre de sus sifones puede hacerles frente a los disturbios de la sedimentación (Philipp et al. 2011a). La familia Serolidae presenta cierta movilidad, tipo “nado”, que le permitiría desplazarse del disturbio de sedimento. Sin embargo, la idoneidad ambiental modelada en la presente tesis muestra una potencial ocurrencia para la ascidia *M. pedunculata*, el bivalvo *L. elliptica* e isópodos de la familia Serolidae en el área libre de hielo al año 2000 en la caleta interna caracterizada por una alta concentración de SPM y a ~ 420 m del frente glaciar al año 2020 antes que para aquellas especies que podrían hacer frente a la sedimentación. Cabe destacar la diferencia temporal en el muestreo a esta distancia del glaciar con datos tomados en 2010/2011 comparativamente al 2016 para una mayor proporción en el resto del área, que podría llevar a diferentes proyecciones de los hábitats considerando la escala temporal de colonización.

Desde el punto de vista de la idoneidad ambiental, el área posible a ser ocupada es mayor para la ascidia *Molgula pedunculata* que para el bivalvo *Laternula elliptica*, el pennatuláceo *Malacobelemnion daytoni*, y la esponja *Mycale acerata* en toda la caleta (Tabla IV.6) y en particular, en la caleta interna (0,74 km²; 0,76 km²; 0,45 km²; 0,3 km² respectivamente). Además, considerando los registros de presencia, fueron mayores los de ascidia que los de la esponja en la caleta interna. En cierta oposición al cambio señalado del 1998 al 2010 por Sahade et al. (2015) sobre las abundancias en la caleta interna con un incremento de esponjas y una disminución de ascidias, esto no se observa en la presente modelización hipotetizando que toda área de hábitat idóneo especie-específico podría ser ocupado por al menos un individuo. En este contexto, resulta interesante la distancia analizada de autocorrelación de 1,43 km, semejante con los 1,3 km indicados por Lager et al. (2021), la cual revela una variación espacial para *Malacobelemnion daytoni* entre áreas donde la especie se encuentra presente y no. Esto podría sugerir la disponibilidad de hábitats diferentes, incluso a corta distancia (entre 1,4-1,5 km considerando los diferentes sets de variables ambientales de esta tesis). Aun cuando se reconoce que una modelización de la distribución considerando abundancias en vez de presencias/ausencias podrían marcar la diferencia en la interpretación de los resultados, los hábitats potenciales de presencia de las mencionadas especies filtradoras-suspensívoras sugerirían que los cambios observados en la comunidad del bentos podrían también deberse a un letargo en la colonización de las áreas libres de hielo y no necesariamente a cambios en la estructura del bentos (Lager et al. 2021).

Dos factores principales determinados como agentes de disturbios que afectan a la comunidad bentónica a lo largo de la PA Occidental en relación a la distancia al glaciar son los disturbios relacionados al hielo y a la sedimentación, (Smale y Barnes 2008; Moon et al. 2015; Sahade et al. 2015). La distancia al glaciar ha sido una variable asignada como importante, no sólo en otras investigaciones de análisis espaciales en Potter sino también en la caleta aledaña, Mariana (Moon et al. 2015; Jerosch et al. 2019; Kim et al. 2021,

2022; Lagger et al. 2021). Un patrón de distribución semejante al observado desde los hábitats potenciales de esta tesis, fue visualizado recientemente por Kim et al. (2021) donde especies típicas de estadios tempranos de colonización como las ascidias solitarias *Molgula pedunculata* y *Cnemidocarpa verrucosa* predominaban a lo largo de profundidades < 50 m en la proximidad al glaciar. Kim et al. (2022) señalan además una colonización de las áreas libres de hielo dominado por ascidias solitarias y poliquetos Serpulidae (símil al poliqueto *Sedentaria* sp2 indicado en esta tesis) y organismos móviles a más bajas profundidades, seguido de un ensamble en el que coexisten especies pioneras y de sucesión tardía, para luego ser reemplazadas por un ensamble maduro de esponjas y ascidias coloniales con incremento del tamaño de los organismos existentes. Además del estadio de sucesión, dicho ensamble de fauna bentónica es dependiente de la distancia al glaciar. Esto sugiere que los patrones bentónicos podrían estar relacionados a la retracción del glaciar no sólo por los impactos de hielo o la sedimentación sino también por el tiempo de exposición del área libre de hielo que hace accesible el espacio para ser colonizado por las especies. Tanto en el caso de Potter como Mariana, la retracción del glaciar ocurre de manera transversal a la caleta facilitando la observación de patrones del ensamble con cambios en la caleta interna y externa. Cuando se analiza la distancia al frente glaciar, se estaría considerando implícitamente el tiempo que un área se encuentra libre de hielo disponible para la colonización. Pero la colonización no necesariamente coincide con el área de exposición. Es decir, la retracción del glaciar puede ocurrir en un tiempo determinado diferente al de la colonización del hábitat, lo que lleva a la necesidad de considerar no sólo el tiempo desde el cuál un área se encuentra disponible sino también los procesos de sucesión o estabilidad del sustrato que favorecerían el asentamiento de otras especies, como también la circulación de masas de agua que condicionaría el transporte de larvas para permitir que un área libre de hielo pueda ser colonizada por una especie.

El conocimiento disponible respecto a la colonización de áreas nuevas libres de hielo es a partir de algunos ejemplos: el colapso de la barrera de Larsen (Gutt et al. 2013b), la retracción del glaciar Fourcade con áreas nuevas como la aparición de la Isla D en caleta Potter con gran abundancia de especies (Quartino et al. 2013; Lagger et al. 2018) y al impacto del hielo con las marcas de témpanos en el sustrato (Smale et al. 2008; Barnes 2017). Pocos trabajos investigan la sucesión en el bentos (Dayton et al. 1974; Teixidó et al. 2007), siendo en Potter únicamente realizado para las macroalgas (Campana et al. 2018, 2020), lo que abre nuevos interrogantes sobre cambios en el ensamble bentónico, desfases o no en el tiempo de colonización y disponibilidad del hábitat, quién arribaría primero, el equilibrio del sistema, entre otras. Incluso, puntualmente en el caso de Potter y la aparición de la Isla con gran riqueza de especies, sugiere la posibilidad de que dicho ensamble sea producto de una sucesión primaria o incluso que haya estado bajo el glaciar sin contacto con el hielo ya que el desarrollo del ensamble bentónico observado en gran abundancia y compleja composición no resulta compatible con los lentos procesos involucrados en el desarrollo de la estructura del bentos. Esto expone la importancia de continuar con estudios de colonización y sucesión en respuestas a los cambios ambientales en los ecosistemas costeros antárticos donde la retracción de los glaciares se ha visto acelerada.

IV.5.2 DEL PASADO AL PRESENTE: ANÁLISIS DE CAMBIOS EN LA DISTRIBUCIÓN

Los modelos de distribución de especie en un estadio del pasado presentan diferente idoneidad ambiental para el pennatuláceo *Malacobelemn non daytoni* en comparación de la ascidia *Molgula pedunculata*, principalmente en la caleta interna donde existe la mayor transferibilidad y proyección del modelo debido a la exclusión de los datos biológicos de dicha área. Existe una mayor idoneidad ambiental para *M. daytoni* que para *M. pedunculata* (Fig.IV.12a, c). Sin embargo, con un límite de corte para la conversión binaria mayor para la pluma que para la ascidia (718 y 521, respectivamente, conservando la especificidad ambiental más condicionante para la pluma); el hábitat potencial de presencia en la caleta interna es mayor para la ascidia (Fig.IV.12b, d). En lo que respecta a la caleta media y externa, no existen grandes diferencias en la extensión del hábitat al comparar con los modelos conjuntos de ambas especies al presente (Fig. IV.12a, d).

Tabla IV.9: Porcentaje de la importancia de cada una de las variables consideradas en el modelo ensamble del pasado y presente para la distribución de *Malacobelemn non daytoni* (Mal.day) y *Molgula pedunculata* (Mol.ped) y su variación como detección de cambios temporales.

	pasado (1956_coastline2020)		presente		Variación al presente	
	Mal.day	Mol.ped	Mal.day	Mol.ped	Mal.day	Mol.ped
bathy	25,379	50,211	5,000	17,043	↓ -80,30	↓ -66,06
DistToCoast	10,700	17,789	9,806	13,843	↓ -8,36	↓ -22,18
DistToGlacier	26,989	18,400	24,367	16,129	↓ -9,72	↓ -12,34
mgs	43,068	9,478	22,911	21,157	↓ -46,80	↑ 123,23
Slope	0,921	3,244	1,361	0,971	↑ 47,72	↓ -70,06
spm_max	9,561	8,467	6,328	9,229	↓ -33,81	↑ 9,00
spm_med	14,414	15,533	16,117	12,629	↑ 11,81	↓ -18,70
Temp_mly3	14,889	10,956	9,906	14,171	↓ -33,47	↑ 29,35
vel_med	7,650	15,300	7,800	0,786	↑ 1,96	↓ -94,86

En cuanto a los cambios en la importancia de las variables que condicionan la distribución de las especies analizadas a dos estadios temporales diferentes, las respuestas de los modelos conjuntos muestran variaciones no sólo en el orden de importancia sino también en su magnitud. La Tabla IV.9 muestra comparativamente el porcentaje de variación de la importancia de las variables ambientales que contribuyen a la distribución del pasado al presente para las dos especies analizadas. En el caso del pennatuláceo en su distribución actual, la distancia al glaciar en primer orden y el tamaño medio del grano en segundo son las variables más importantes. En el estadio ambiental del pasado estos puestos se invierten. En tercer orden, la batimetría es señalada importante en el pasado, sin embargo, al presente la mediana de la concentración de SPM asciende en posición y valor de importancia. Se observó que el tamaño medio del grano, la concentración máxima de SPM y la temperatura promedio de la columna de agua adquieren gran importancia para la ascidia, incrementando su valor en un 123%; 9% y 29,35% respectivamente. Aun cuando la batimetría disminuye en valor de importancia

para *Molgula pedunculata* del pasado al presente, fue posicionada en el primer orden distanciada ampliamente de las demás variables.

Los cambios del pasado al presente que reflejan una ganancia de hábitat se visualizan en mayor proporción en la caleta interna, mostrando no sólo un hábitat libre de hielo posible de ser colonizado sino también la posibilidad que al presente estas especies están adaptadas a enfrentar el material particulado en suspensión. Si bien esto era esperable para el pennatuláceo (Torre et al. 2012), es sorprendente para la ascidia. La predicción planteada que considera que las especies filtradoras menos tolerantes al sedimento en suspensión como las ascidias presentarán bajos valores de idoneidad ambiental en áreas de caleta Potter más influenciadas por el retroceso glaciar, se contradice levemente con los resultados encontrados. Aun cuando la idoneidad ambiental fue menor en la caleta interna, la proyección del hábitat potencial demuestra que dicha área es idónea para la ascidia siendo posible su actual expansión en las cercanías al frente Norte-Noreste del glaciar.

Coincidente con la estructura del bentos observada al pasado por Sahade et al. (2015), antes del pico máximo de concentración de SPM en la caleta, el área de hábitat potencial de presencia es mayor para la ascidia que para el pennatuláceo. Lo que determinaría una potencial mayor abundancia de las ascidias. En condiciones de bajas concentraciones de SPM, los patrones de base que determinarían la distribución potencial al pasado de ambas especies están relacionada principalmente con la batimetría. Además, desde la importancia de las variables ambientales se observa que el tamaño medio del grano es fundamental para el pennatuláceo con valores mínimos típicos de sustratos con gran contenido de limo y arcilla. Mientras que para la ascidia se amplía el rango hasta ~8 mm, cambiando ampliamente respecto al conocimiento del hábitat potencial al presente. Esto podría exponer que el conocimiento que teníamos del sistema en base a los sitios de muestreos de las áreas de largo tiempo de exposición libre de hielo (LTIFA) nos lleva a hipótesis de cambios de la distribución del bentos antártico observados desde la distribución en profundidad (importancia de la variable batimetría) en respuesta a cambios ambientales en relación a la distancia al glaciar, el SPM y la distancia a la costa en Potter. Pero deja de lado otras posibles asociaciones debido a una falta de muestreo en áreas recientemente liberadas, como lo es el cambio de la idoneidad ambiental de la ascidia mar en respuesta a la velocidad de la corriente. Las curvas de respuestas ([Anexo IV.C2](#)) muestra una ampliación del rango óptimo en el que el hábitat es idóneo para la pluma, pasando de < 0,05 m/s a < 0,15 m al presente, confiriéndole la capacidad de estar en zonas de mayor turbulencia.

Desde el punto de vista metodológico, la cantidad y distribución espacial de registros biológicos utilizados en los modelos al pasado exponen diferentes resultados en los análisis correlativos que ajustan los modelos individuales. Las asociaciones se establecen únicamente con los datos de las áreas libres de hielo de largo término. El incremento del desvío estándar del modelo conjunto final al pasado en comparación con el presente, señala también la falta de datos biológicos al interior de la caleta, haciendo que la transferibilidad del modelo en las áreas desconocidas de muestreo tenga mayor error. Esto denota también la importancia de la distribución de las muestras en toda la caleta

para poder colmar la mayor variabilidad de asociaciones entre los datos biológicos de presencia/ausencia de la especie y las variables ambientales. Si bien las investigaciones en lugares remotos como la Antártida son dificultosas, un muestreo exhaustivo con metodologías no invasivas como la video- y foto-transectas sumado a un seguimiento a lo largo del tiempo y estudios de asociaciones intra- e interespecíficas, resultan fundamentales para investigaciones a largo plazo y para ampliar el conocimiento de cambios estructurales de la comunidad bentónica en respuesta al cambio climático regional.

IV.5.3 LIMITACIONES DE LOS MODELOS DE DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES

Los modelos son una excelente herramienta para poder explicar y comprender sistemas más complejos. Todo modelo lleva consigo un error en la predicción y que cualquiera sea la conceptualización planteada, son aproximaciones de los procesos que apelan a describir. Es por ello necesario conjugar la generalidad, la precisión y el conocimiento disponible de la realidad del sistema, contemplando la complejidad con un buen ajuste para que el modelo resulte útil. En el caso de los modelos de distribución de taxones aplicados en esta tesis, el ajuste resultó apropiado ya que los modelos conjuntos tuvieron una evaluación por cuatro métricas diferentes que los catalogan como muy buenos o excelentes. Esto le brinda cierto grado de confiabilidad para las predicciones posteriores. Sin embargo, la interpretación ecológica por parte de la investigadora resulta crítica a la hora de aplicar dicho conocimiento en casos posteriores como solapamiento de hábitat, cálculos de riqueza potencial del área y estimaciones de carbono, entre otras. La calibración de los MDEs (y de todo modelo, en general) suele subestimarse con la facilitación de software específicos a implementar que conjugan funciones pre-diagramadas como el paquete *biomod2*. La autocorrelación espacial es un aspecto importante para la interacción entre el espacio geográfico y ambiental (Elith y Leathwick 2009). La metodología implementada en esta tesis con una división de bloques que contemplan la autocorrelación espacial permitió seleccionar datos de entrada representativos de la distribución espacial del taxón en estudio. La división de datos para la calibración y la evaluación contribuye a la validación del modelo para las comparaciones de las predicciones. A su vez, las diferentes técnicas analíticas implementadas por los algoritmos aplicados permitieron evaluar diferentes tipos de relaciones correlativas entre las variables ambientales y los registros biológicos para, a posterior, crear modelos conjuntos que contemplen aquellos modelos individuales de mejor ajuste. Esto favorece la explicación e interpretación del sistema desde varias aristas de la realidad posible.

IV.5.3.1 ¿Qué datos de entrada?

Existen entonces diferentes escuelas no sólo planteadas desde el concepto de base a lo que los modelos de distribución apuntan, abordadas en esta tesis (si la modelización de la idoneidad ambiental, del hábitat, de la distribución, del nicho de la especie fundamental o realizado), sino también a los conceptos de la calibración. En este último contexto, algunas de las discusiones se ven reflejadas en la aplicación de dos conceptos

de los MDEs. Uno tiene lugar al comienzo, en la preparación de los datos: la selección de los datos de entrada (abordado en esta sección), y el otro al final del proceso: la proyección del modelo usando un solo algoritmo o el desarrollo de un modelo conjuntos (abordado en la sección siguiente).

Enfocando inicialmente en el uso de los datos de entrada, una reducción de las variables predictoras que permita un mejor ajuste del modelo con una interpretación más acertada de la realidad, resulta siempre ideal. Por ello, la selección de aquellas variables ambientales de relevancia ecológica y estadística para la especie en estudio (o de la entidad de mayor nivel taxonómico) es uno de los pasos fundamentales para una buena transferibilidad del MDEs evitando un sobreajuste del modelo (Cerasoli et al. 2021). Sobre todo, cuando se utilizan ciertos algoritmos ante otros, ej.: modelos lineales versus de aprendizaje. También lo es, la selección de registros biológicos que relacionarán.

Principalmente, en ambientes marinos a diferencia de los terrestres y cuando se considera un mismo tiempo y espacio, asegurar la independencia de los datos resulta más desafiante. La distribución de las especies suele estar caracterizada inadecuadamente con mayores muestreos en áreas de mayor acceso, más relevantes ecológicamente o incluso de alto interés económico lo que disminuye el número de registros o implica un considerable incremento en el esfuerzo de muestreo (Griffiths y Waller 2016; Guillaumot et al. 2018b; de la Hoz et al. 2019). Según la distribución espacial de los registros biológicos como también la escala de resolución de las variables ambientales, diferentes análisis de correlación espacial, como los implementados en esta tesis, pueden ser tomados en cuenta con una validación cruzada para particionar los datos de calibración y evaluación del modelo que, aunque siempre se pueda mejorar su ajuste, permitiría cierta independencia de los datos cuando se proyecta la idoneidad ambiental de un taxón en el mismo tiempo y espacio.

En el comienzo de la preparación de los datos y según algunas escuelas diferentes, se incorpora además el tipo de dato utilizado, ¿presencias únicamente?, ¿uso y cantidad de pseudoausencias?, ¿presencias y ausencias? Enfocándose inicialmente en las pseudoausencias, es fundamental primero definir las. Éstas son áreas sin información específica sobre la presencia de especies que se asume la 'no-presencia' de la especie con el propósito de brindar un contraste estadístico para los análisis propuestos en la que se basa la modelización (Soberón y Peterson 2005). Dicho contraste, es necesario para la aplicación de los algoritmos utilizados en MDEs, excepto Maxent que trabaja sólo con presencias. Teniendo esto en cuenta y, dado como objetivo identificar la idoneidad ambiental para una especie y proyectar su presencia actual o futura a escala espacial; se puede o no usar las pseudoausencias según los datos disponibles para generar un contraste entre el área donde se puede encontrar la especie y aquella donde no.

Desde el punto práctico de aplicación de pseudoausencias, estas son equivalente a un cero. Es decir, que informan un resultado negativo del registro de la especie: "no se registra/observa/encuentra dicha especie". Entonces, aquí surge la pregunta: ¿si se dispone de una muestra donde la especie en estudio no es visualizada, por qué producir una pseudoausencia aleatoria? En el caso contiguo de la decisión del uso de pseudoausencias, entra en juego la cantidad y posición de ellas. La creación de

pseudoausencias define previamente las condiciones ambientales para la especie donde está presente, por ejemplo, aplicando el algoritmo SRE, para luego ser generadas aleatoriamente fuera del rango ambiental. Puesto que los datos disponibles con calidad fotográfica permiten identificar la presencia o no de la especie en ese punto de muestra, es posible considerar dicho sitio como una ausencia. Resulta evidente que tal ausencia podría deberse a situaciones temporales como un instante en el que la fotografía no captó la especie en estudio, pero al costado sí se encuentra, o a que es un ambiente propicio para el desarrollo de la especie pero que aún no llegó a colonizarlo y consecuentemente no se registra la especie. También a situaciones espaciales, donde el solapamiento de otras especies evita su visualización como el caso de macroalgas que cubren estrellas, ascidias y esponjas subestimando posiblemente la determinación de su hábitat potencial.

Se podría trabajar únicamente con presencias y la generación de pseudoausencias, pero resulta mejor no desperdiciar parte de la muestra e incluso aprovechar el registro de resultados negativos como sería la no observación de una especie (H. Griffiths y A. Van de Putte com. pers.). Incluso, las ausencias reales han sido recomendadas de ser recolectadas puesto que están más cerca de los límites de rangos naturales de variabilidad ambiental y aunque las pseudoausencias en ocasiones puedan generar modelos con un valores evaluativo mayor, no siempre garantizan un mapa de distribución geográfica potencial preciso (Liao y Chen 2022). Además, Elith et al. (2006) menciona que, un paso siguiente para mejorar el desempeño de los modelos en la predicción de la distribución de una especie, es usar un conjunto de datos independiente y bien estructurado de presencias-ausencias para la validación. Por ello, para la presente tesis se decidió utilizar presencias y ausencias. Donde se consideró la no-visualización de las especies en la muestra como cero, prestando especial cuidado, a aquellas áreas potencialmente idóneas, pero no visibles por cuestiones metodológicas del diseño de muestreo aplicado en las video-transectas, asumiendo la posibilidad de la subestimación en la identificación de la idoneidad ambiental de la especie en estudio. De esta manera, la creación de las áreas contrastantes a la presencia en la modelización, está basada en la situación real de una muestra tomada en vez de una creación aleatoria que también asume pre-conceptos. Además, la metodología de video-transectas con las más de 622341 fotogramas analizados favorece el análisis e interpretación del entorno marino más allá de la muestra fotográfica tomada que permita identificar la presencia o la ausencia de las especies en estudio, para a posterior, realizar una interpretación de los modelos de distribución en función del conocimiento del sistema y metodologías implementadas.

IV.5.3.2 ¿Uno o varios? La aplicación de modelos conjuntos

En esta tesis, se ha demostrado que algunos algoritmos de aprendizaje y métodos de análisis de regresión presentan un buen desempeño a la hora de modelar la distribución de especies bentónica en caleta Potter coincidente con otras investigaciones en el área de estudio y en otras zonas antárticas (Neder 2016; Chaabani 2018; Guillaumot et al. 2018a, 2021; Jerosch et al. 2019; Lagger et al. 2021). Los modelos de aprendizaje de *Generalized Boosting Model* (GBM o BRT) tienen una mejor transferibilidad que los modelos de

Random Forest (RF), es decir se desempeñan mejor para predecir eventos independientes, pero las predicciones son dependientes del esfuerzo de muestreo (Elith y Leathwick 2009; Phillips et al. 2009; Guillaumot et al. 2018b). Incluso cuando entre los modelos de aprendizaje existan ciertas diferencias en la transferibilidad, en esta tesis el uso de datos de presencia/ausencia desde el análisis de video-transectas sumadas a las foto-transectas disponibles de estudios anteriores, permite un incremento de los datos disponibles para correr modelos confiables con una mejor predicción en aquellas áreas donde se carecen registros biológicos.

Los desempeños de modelos de aprendizaje GBM y RF, en comparación con modelos lineales generalizados (GLM), los aditivos (GAM) o los modelos descriptivos (SRE), resultaron diferentes con mejores validaciones para los dos primeros, de buen desempeño para los dos contiguos, aunque con intentos fallidos para GAM en algunas ocasiones de modelización de macroalgas; y de desempeño más bajo para el último. Respecto a la naturaleza de GBM y RF, ambos son métodos de aprendizaje que incrementan su desempeño para la predicción de la distribución de las especies. GBM puede ser utilizado para ajustar regresiones, realizar clasificaciones y determinar la clasificación mediante la aplicación de métodos de refuerzo a los árboles de regresión, es decir aumentando, incrementando y mejorando desde el conocimiento aprendido en el árbol anterior para reducir el error. De esta manera, el modelo final se construye mediante una adición progresiva de árboles mientras se reponen los datos mal predichos en el árbol anterior. En el caso de RF, la lógica subyacente es similar. RF construye múltiples árboles de decisión mediante técnicas de regresión no paramétricas dividiendo la variable de respuesta en dos grupos permitiendo la menor cantidad de variación en cada grupo (presencia versus ausencia) con un número de observaciones aleatorias como conjunto de prueba o entrenamiento y permutación de las variables ambientales predictoras. Luego combina los árboles juntos para hacer un “bosque” para una predicción estable y más precisa con la garantía de independencia de los árboles. La naturaleza de los modelos tendrá un efecto en los modelos de distribución de especies de mejor desempeño ya que (i) en ambos algoritmos no es necesario reducir el conjunto de variables predictoras porque sólo se utilizan las mejores variables (las más importantes para la predicción, independientemente de la preselección) mientras que las no informativas se descartan, (ii) generalmente los árboles son insensibles a los valores extremos, (iii) los métodos de refuerzo y empaquetado (“*boosting*” utilizado en GBM y “*bagging*” en RF) mejoran los modelos de los árboles, y también, (iv) debido a la validación cruzada aplicada se limita el posible sobreaprendizaje de estos modelos (Elith y Leathwick 2009; Phillips et al. 2009; Guillaumot et al. 2018b). En el caso de GAM, combina modelos aditivos y modelos GLM aplicando una función suavizada al relacionar las variables que son útiles para describir distribuciones con una forma compleja que no encajan en los modelos lineales estándares. Los datos no necesariamente tienen una distribución normal (se usan en datos binarios como presencia y ausencia) pero sí sus errores, y suman cierta flexibilidad a las relaciones lineales mientras automatiza la complejidad paramétrica, generando que sean más dependientes de las variables predictoras (Venables y Dichmont 2004). Por ello en algunos casos como con *Chlorophytas* y *Desmarestia antarctica* pudo haber fallado, debido a un sobreajuste por

una falta de registros biológicos y una mayor variabilidad dada por las variables ambientales. Por último, el SRE es un algoritmo más simple y de fácil interpretación que considera el equilibrio climático de una especie donde estará presente en toda el área idónea y ausente en aquella que no lo es. Sin embargo, suele subestimar el rango de variación climática que la especie efectivamente toleraría (Araújo y Pearson 2005).

Sabiendo que hay ciertos algoritmos que rinden más o tienen un mejor desempeño, ¿por qué no utilizar sólo modelos simples? En primer lugar, porque la simulación de una predicción depende de la forma en que la construyamos y busquemos las relaciones de las variables, del qué y cómo relacionar. Dado que cada algoritmo proporciona una manera diferente de relacionar los datos de registros biológicos con los abióticos, cada modelo individual predecirá un resultado ligeramente diferente (Araújo y New 2007; Guo et al. 2015; de la Hoz et al. 2019). En segundo lugar, porque no existe un único buen algoritmo que resulte el indicado para describir todas las especies, bajo ciertas condiciones particulares en todas las escalas temporales y espaciales, consecuentemente la selección tiene que ser dada para el desafío del estudio planteado (Qiao et al. 2015). En tercer lugar, las posibles inconsistencias en las predicciones y proyecciones de MDEs se han abordado mediante el uso de métodos de conjunto. Los modelos conjuntos tienen algunas ventajas que el uso de modelos individuales no, ya que pueden ser más realistas por la combinación ponderada de aquellos modelos con una mayor precisión determinada por un umbral (Guisan y Thuiller 2005; Araújo y New 2007; Thuiller et al. 2009; Guo et al. 2015). A su vez, se ha observado que la predicción de la idoneidad ambiental desde modelos conjunto produce predicciones más consistentes y de buena aplicación para ecosistemas marinos (de la Hoz et al. 2019; Cerasoli et al. 2021). Por lo tanto, en esta tesis, se ha realizado un esfuerzo para ajustar la calibración de los MDEs considerando la autocorrelación espacial, la distribución de los registros biológicos y la partición de los datos, como también las características de los algoritmos que más contribuyen al modelo conjunto para su construcción.

IV.6 Conclusiones

Entre los factores estructurantes de las comunidades bentónicas en Antártida, se encuentran el impacto de hielo y la sedimentación. Ambos están relacionados con el cambio climático en línea directa con la retracción de los glaciares. En el presente capítulo se construyeron y aplicaron modelos de distribución de especies a 16 taxones representativos de macroalgas y fauna bentónica para conocer el potencial efecto de variables ambientales relacionadas al retroceso del glaciar Fourcade. Un área total de 6,67 km² resultó idónea como hábitat potencial para el desarrollo de los taxones representativos del bentos antártico. Se mejoró la predicción de la idoneidad ambiental analizada en previas investigaciones a través de una calibración que considera un bloqueo del área según la autocorrelación espacial de las variables ambientales involucradas, contemplando las zonas de presencia/ausencia de los taxones analizados. El análisis de autocorrelación espacial que consideró inicialmente 28 variables ambientales hidrológicas, glaciológicas, oceanográficas, sedimentológicas y bieogeoquímicas indicó una diferencia ambiental a 1,54 km de distancia.

Entre las variables de importancia acumulada para todos los taxones se destacan aquellas relacionadas al cambio climático, en especial al retroceso glaciar, y aquellas que describen el sustrato. Para la fauna, en orden decreciente, éstas fueron: la distancia al glaciar, el tamaño medio del grano, la batimetría y la mediana de concentración de SPM; y para las macroalgas: la mediana de SPM, la distancia al glaciar, la temperatura promedio de la columna de agua, la probabilidad de sustrato duro y la batimetría. En algunos casos por especie resultaron también importantes variables ambientales relacionadas con la circulación de masas de agua y la temperatura. El tipo de sustrato en Potter ya sea medido desde la probabilidad de sustrato duro o el tamaño medio de grano marca una diferencia espacial de la distribución de los taxones analizados con las macroalgas y la fauna bentónica, separando el hábitat idóneo para cada grupo. Pero se observó un solapamiento de hábitats de potencial ocurrencia dentro de cada grupo marcando una potencial coexistencia de los taxones analizados. El mayor solapamiento se observó para la fauna suspensívora en la caleta central de intermedia-baja influencia glaciar. Dicho solapamiento podría estar relacionado con la circulación de las corrientes y los vórtices de transporte de partículas que conllevan a un aumento de partículas de alimento como también a la facilidad de transporte de las larvas pelágicas para colonizar nuevos ambientes, potencialmente retroalimentado por la formación de estructuras tridimensionales por parte de dichos organismos suspensívoros.

La respuesta de los diferentes algoritmos varió según los taxones modelados. Generalmente, el desempeño fue mayor y consistente su curva de respuesta para algoritmos de aprendizaje RF y GBM. Mientras que el menor fue SRE, aunque la curva de respuesta permite identificar límites de variabilidad ambiental para una óptima idoneidad con semejanzas para organismos que comparten el tipo de alimentación. Las diferencias entre grupos sobre las evaluaciones de los modelos podrían estar asociadas a la mayor amplitud en la variabilidad ambiental posible a ser ocupada por el taxón. Es decir, las macroalgas se encuentran presentes bajo condiciones ambientales más constantes, respondiendo de manera semejante al conjunto de variables ambientales con una respuesta más homogénea entre las diferentes corridas. Se encontraron restringidas hacia la costa Noroeste y Sureste de la caleta que corresponde a cierto rango de variabilidad ambiental, posiblemente dado desde la mayor estabilidad ambiental por la profundidad a la que se distribuyen, que favorecería su idoneidad y consecuentemente, una mejor evaluación de los modelos individuales. Mientras, la fauna se distribuye potencialmente a lo largo de toda la caleta a ~100-300 m de la costa, en condiciones con un rango más amplio, generando que la evaluación sea menor. Sin embargo, todas las modelizaciones individuales incluidos en cada modelo conjunto de cada taxón fueron consideradas buenas por las métricas evaluativas, creando así modelos conjuntos excelentes ($TSS > 0,75$) que describen la idoneidad ambiental de taxones bentónicos en función de la batimetría, la distancia al glaciar, la distancia a la costa, la pendiente, la concentración mediana y máxima de material particulado en suspensión (SPM) en la columna de agua, el tipo de sustrato ya sea probabilidad de sustrato duro o tamaño de grano medio, la temperatura promedio del agua en estadio estatificado y la mediana de la velocidad de la corriente. Dada la potencial coexistencia o no de las especies analizadas, se discuten no sólo la interpretación de las variables ambientales influyentes en la

distribución del bentos sino también los diferentes procesos ecológicos como predación y competencia que condicionarían el solapamiento de hábitat potencial de ocurrencia modelado en esta tesis.

Las áreas libres de hielo desde el 1995, próximas al frente glaciar en el hábitat fiórdico de alta influencia glaciar en la caleta interna, resultaron idóneas para todos los taxones de fauna analizados como, en una menor extensión, para Chlorophytas cerca de la isla, y Rhodophyta no incrustantes y Corallinaceae, y Phaeophytas *Desmarestia menziesii* e *Himanthothallus grandifolius* próximas al glaciar. Sin embargo, para una distancia < 450 m el hábitat es idóneo para para la ascidia *Molgula pedunculata*, isópodos de familia Serolidae, el bivalvo *Laternula elliptica*, la esponja *Mycale acerata*, la estrella *Odontaster validus*, y el nemátodo *Parborlasia corrugatus* quedando excluidas el pennatuláceo *Malacobelemnion daytoni* y poliquetos de la subclase Errantia. Esto sorprende puesto que estas últimas dos son especies que presentan tolerancia a altas concentraciones de sedimento en la columna de agua, sugiriendo que otros factores además de la sedimentación resultarían importantes para el establecimiento de especies en las áreas nuevas recientemente libre de hielo altamente influenciadas por el glaciar. El incremento de materia inorgánica que ingresa la escorrentía glaciar y el SPM, disminuiría la producción primaria y consecuentemente afectaría a la producción secundaria por sedimentación y dilución de alimento (Deregibus et al. 2017; Hoffmann et al. 2018), podría ser un factor que explique la falta de idoneidad ambiental en la cercanía al glaciar para algunas especies, principalmente suspensívoras, más allá de la distancia al glaciar y su tolerancia al SPM. Asociado además a las tasas de filtración, la dilución de la materia orgánica llevaría a un esfuerzo mayor de filtración para conseguir alimento que condicionaría también el metabolismo del organismo (Kowalke et al. 2001; Torre et al. 2012). Sin embargo, dado que la mayoría de la fuente energética para el bentos es de origen alóctona, es decir por fuera del sistema (Quartino et al. 2008; Marina et al. 2018); la sedimentación no limitaría el asentamiento de la fauna en las áreas recientemente libre de hielo (Lagger et al. 2021) aunque sí podría condicionar la colonización y permanencia de las macroalgas por un sombramiento y disminución de la luz (Quartino et al. 2013).

Al menos que las concentraciones sobrepasen el límite de tolerancia de las especies de fauna analizada (valores máximos ~600 mg/l o superiores, pero > 40 mg/l constantes por períodos prolongados, estimados desde la modelización considerando los ocho taxones del zoobentos) que afecten la supervivencia de las especies, el SPM o el disturbio por el hielo no explicarían la baja idoneidad ambiental en las áreas recientemente libres de hielo para algunas de las especies pioneras con tolerancia a la sedimentación y de alta tasas reproductivas como el pennatuláceo *Malacobelemnion daytoni* o subclase Polychaeta Errantia. Consecuentemente, otros factores resultarían importantes como el tiempo de exposición del área libre de hielo o la circulación de las masas de agua para el transporte de larvas pelágicas. Esto junto a lo abordado en la [Sección II.4.2.3](#), asociarían un posible retraso en la colonización de dichas áreas más que una falta de idoneidad ambiental. Aunque, se destaca la potencialidad de hábitat para otras especies sésiles como la ascidia *Molgula pedunculata*, el bivalvo *Laternula elliptica* y la esponja *Mycale acerata*, o incluso móviles como la estrella *Odontaster validus* y los isópodos Serolidae,

con posible coexistencia entre algunos de los taxones mencionados, donde la competencia interespecífica intervendría para la ocupación efectiva de dichos hábitats. Cabe destacar que la variable ambiental que describe el tiempo de exposición del área libre de hielo en Potter se encuentra altamente correlacionada con un gran número de otras variables ambientales glaciológicas, oceanográficas, sedimentológicas y biogeoquímicas ([Anexo IV.A](#); Tabla IV.A3) pudiendo ser la variable explicativa del sistema en respuesta al cambio climático desde la mirada del retroceso glaciar y el consecuente ingreso de agua de deshielo con las respuestas desencadenantes (incremento de sedimentos en suspensión, disminución salinidad y temperatura, variaciones de luz, etc.). Sin embargo, esa misma razón de correlación es la que lleva en el uso de la herramienta de MDEs a excluirla de la modelización.

El conocimiento disponible respecto a la colonización y sucesión de organismos bentónicos, como también un muestreo actualizado en las áreas recientemente libres de hielo próximas al frente glaciar resulta importante para continuar con el estudio de recambio temporal del bentos antártico que considere además la abundancia de las especies y con futuras investigaciones que permitan predecir y obtener respuestas ante el cambio climático. En dicha dirección de estudio, el siguiente capítulo aborda el análisis de expansión del bentos en las áreas nuevas libres de hielo con potencial secuestro de carbono para la mitigación al cambio climático, a partir del uso de los MDEs aquí aplicados.

Asociaciones
interespecíficas y Carbono
azul: una perspectiva desde
los Modelos de Distribución
de Especies

V.1 Nuevas áreas y Carbono Azul

Los rápidos cambios físicos observados, como la retracción de los glaciares, en respuesta al calentamiento global que ocurren en la Península Antártica hacen de esta región un área óptima para llevar a cabo experimentos naturales e investigar cómo responden los ecosistemas costeros a dichos cambios (Constable et al. 2014; Lager et al. 2017, 2018). Entre los cambios visibles, se incluye la exposición de nuevo sustrato, potencialmente disponibles para la colonización del fondo marino ya sea por procesos de sucesión primaria o secundaria, originada principalmente a través de dos procesos: (1) el retroceso de los glaciares o hasta el colapso completo de barreras de hielo, que abre nuevas áreas libres de hielo (Quartino et al. 2013; Moon et al. 2015; Lager et al. 2017; Lee et al. 2017), y (2) el impacto del hielo de témpanos o desprendimientos, que barre el sustrato donde se produciría una recolonización con un reemplazo de especies tras un incremento de heterogeneidad al crear un nuevo espacio que amplía el existente (Scambos et al. 2004; Smale et al. 2008; Gutt et al. 2013b; Barnes et al. 2018). Desde el primer proceso, la apertura de nuevas zonas libres de hielo, es cada vez más frecuente alrededor de la Antártida, pero los procesos de colonización y sucesión siguen siendo poco estudiados en asociación con el hábitat ganado (Barnes et al. 2018, 2020).

Los océanos son grandes sumideros de carbono tanto en la bomba física como la biológica. En el bentos, las macroalgas son macrófitos marinos altamente productivos identificadas globalmente con un desempeño crucial en la captura y exportación de carbono (Krause-Jensen y Duarte 2016). Mientras que la fauna, y especialmente los organismos suspensívoros, representan un gran porcentaje de biomasa y ocupan un gran papel en el sumidero de carbono al formar “bosques de animales” gracias a su estructura tridimensional que brinda sustrato para otras especies epibentónicas y transferir energía desde la columna de agua a sus estructuras sésiles (Rimondino et al. 2015; Rossi et al. 2020). Existe un mayor impacto en la captura de carbono por parte de las grandes estructuras marinas bentónicas como bosques de macroalgas o de animales mientras más antiguas y maduras son, almacenando y fijando carbono en sus estructuras vivas como biomasa durante mayor tiempo que las pelágicas, dando así una contribución de la naturaleza a la mitigación el cambio climático por la inmovilización de Carbono, el cuál ha sido mayormente tenido en cuenta en estructuras vegetales que en animales (Henley et al. 2019; Barnes et al. 2020; Quartino et al. 2020; Rossi y Rizzo 2020).

Se le da el nombre de “**Carbono Azul**”, al carbono almacenado, fijado y potencialmente secuestrado por organismos marinos. En el caso de la Antártida, presenta una fuerte interacción con la pérdida de masas de hielo de las regiones polares y los nuevos hábitats generados, y representa una posible y significativa retroalimentación negativa al proceso del cambio climático (Barnes et al. 2018).

El uso de metodologías que describan las condiciones ambientales en las que el bentos se desarrollaría y predigan su distribución, ha abierto nuevas posibilidades en la gestión de ecosistemas ya que sus resultados son simples y de fácil comprensión (Reiss et al. 2015). Entre algunas de las aplicaciones considerando los ecosistemas bentónicos, se encuentran el de conocimiento de áreas de mayor diversidad de especies u ocurrencia de

ellas para diseñar y monitorear áreas marinas protegidas, invasión de especies y control de plagas, el estudio de la distribución de especies en peligro de extinción, análisis ante condiciones ambientales cambiantes con la finalidad de estudiar procesos a largo plazo y proyectar respuesta a cambio climático, entre otros (Guisan y Thuiller 2005; Reiss et al. 2015; Goldsmit et al. 2018; Taverna et al. 2022).

Existen diferentes desafíos en el conocimiento de la distribución cuando se abordan múltiples especies conjuntamente. Varios factores tienen que ser considerados como el registro de especies, las covariables ambientales, las características morfológicas de las especies y sus relaciones filogenéticas, entre otras (Tikhonov et al. 2020). Sin embargo, también se han implementado algunas metodologías para generar inferencias a nivel de comunidad. Como la coexistencia de especies puede tener nichos que se intersectan, el solapamiento de MDEs individuales proveería información sobre la riqueza de especies y la composición del sistema (Araújo y Guisan 2006; Pineda y Lobo 2009). Los datos composicionales son datos no-negativos que son expresados a un total (generalmente 1 o 100%) donde los valores del total originales no son de interés sino sus valores relativos, proporcionales o de composición (Martín-Fernández y Thió-Henestrosa 2016). Generalmente se usan en ecología para abundancia relativa de especies (Greenacre 2016). En esta dirección, usando los MDEs como herramienta para otras investigaciones aun cuando no trabajen desde la base de la abundancia, facilitan estudios de comunidades que permitan el conocimiento de asociaciones interespecíficas y de estimación de la biodiversidad de un sitio a través de clasificaciones post modelización.

Con la motivación de utilizar los MDEs más allá de la aplicación práctica del conocimiento de la idoneidad ambiental para una especie, sino también como una herramienta para el estudio del ensamble bentónico; se tienen como objetivos en el presente capítulo (i) evaluar diferentes aproximaciones para explorar las asociaciones interespecíficas del ensamble bentónico, (ii) estimar las asociaciones interespecíficas de los taxones analizados a partir de la generación de mapas de composición desde la base de MDEs, (iii) calcular la potencial expansión del bentos en áreas recientemente libres de hielo por la retracción glaciaria Fourcade en Potter, (iv) estimar la potencial captación de carbono, refiriéndose a fijación y almacenamiento sobre la base de la idoneidad ambiental de los taxones estudiados. Para la presente tesis se definen como modelos de composición o modelos composicionales a aquellos modelos de distribución de especies que proyectan la distribución potencial de una entidad taxonómica mayor. Mientras que los mapas de composición hacen alusión al solapamiento de distribuciones potenciales de especies individuales para evaluar patrones de comunidad.

V.2 Metodología

V.2.1 HÁBITAT DE VARIAS ESPECIES EN CONJUNTO

Con la finalidad de (i) evaluar diferentes aproximaciones para explorar las asociaciones interespecíficas desde la interpretación de la idoneidad ambiental de entidades taxonómicas de niveles superiores, se aplicaron dos metodologías:

-Método 1, Modelización compuesta: Se crearon modelos compuestos de una entidad de mayor nivel taxonómico (ej.: Clase Phaeophyceae, Clase Rhodophyceae, género *Desmarestia* spp.) a partir de la modelización de su distribución aplicando la metodología de la [Sección IV.3.3](#) para macroalgas. Los datos biológicos consistieron en la unión de aquellas presencias de los taxones pertenecientes a cada uno de las clases o géneros analizados. Así, por ejemplo, siempre que en una foto o en un segundo de la video-transecta se observase una *Desmarestia menziesii*, implicó una presencia para dicha especie, para el género *Desmarestia* y para la clase Phaeophyceae. Mientras que, aunque en ocasiones menos frecuentes, si en al menos una de las especies incluidos no fuera posible identificar su presencia o confirmar su ausencia, el punto de muestreo de la entidad de mayor nivel taxonómico quedó excluido de los datos de entrada, aun cuando todas las demás especies hayan sido identificadas como ausentes.

-Método 2, Mapas de composición: Se construyeron mapas de composición a partir de la superposición de las proyecciones individuales de hábitat potenciales de presencia de cada una de los taxones analizados en la [Sección IV.4.3](#).

Luego, se compararon ambas metodologías con la creación de mapas de diferencia que permiten visualizar la ganancia de hábitat por el modelo de composición, las áreas sin cambios en la predicción por ambas metodologías y la ganancia de hábitat por la composición de los taxones individuales. Además, se analizó el orden de importancia de las variables ambientales al modelar dicha composición comparado con el promedio de los taxones individualmente modelados involucrados en la superposición.

La clase Rhodophyceae reúne algas rojas foliosas no incrustantes y de Corallinacea. El género *Desmarestia* spp. incluye a *D. antarctica*, *D. menziesii* y *D. anceps*. La clase Phaeophyceae reúne algas pardas *Adenocystis utricularis*, *Phaeurus antarcticus*, *Ascoseira mirabilis*, *D. antarctica*, *D. menziesii* y *D. anceps*. Cabe destacar que la distribución de especies de *A. utricularis* y *P. antarcticus* no fueron modeladas individualmente.

V.2.2 ENSAMBLE BENTÓNICO DE POTTER: ASOCIACIONES Y RIQUEZA POTENCIAL

Con la finalidad de (ii) estimar las asociaciones interespecíficas de los taxones conspicuos del bentos antártico, y considerando que el método 2 de creación de mapas de composición brinda una aproximación más correcta al analizar el hábitat posible de una entidad de mayor nivel taxonómico; se construyeron mapas de composición para el grupo de fauna y macroalgas en función de los resultados del Capítulo IV. A su vez, se analizó la comunidad bentónica a partir de la superposición de las proyecciones individuales de todos los taxones analizados, creando así un mapa de asociación interespecífica que se permite determinar la riqueza del área de estudio desde el ensamble bentónico considerado.

V.2.3 EXPANSIÓN DE ÁREAS RECIENTEMENTE LIBRES DE HIELO

Desde la base de los resultados de idoneidad ambiental obtenidos del Capítulo IV con su posterior análisis de mapas de composición expuestos en el Capítulo V, se estimó el

área de expansión de macroalgas y la de fauna antártica desde la primera posición georreferenciada del glaciar Fourcade por Rückamp et al. (2011) en el 1956 al 2020, año representativo a la situación del presente. Se aplicó la herramienta 'Clip' (ArcGIS 10.8.1) para recortar el área correspondiente a dicho período. A posterior, se asume que cada pixel de hábitat idóneo con potencial ocurrencia del taxón modelado desde MDEs podrá ser colonizado con una biomasa y carbono promedio a su especie y/o por investigaciones previas. Se consideró además las áreas de baja y alta influencia glaciar diferencialmente (LGI y HGI, respectivamente del inglés *low and high glacial influence*, ubicadas dentro de los hábitats fiórdicos de baja y alta influencia glaciar LMFH y HMFH, correspondiente).

V.2.4 ESTIMACIÓN DE CARBONO

Para el caso de las macroalgas, se calculó el área posible de ser ocupada por las macroalgas extraída del mapa de composición (riqueza potencial > 0) correspondiente a dicho período. Se asumió que el nuevo hábitat libre de hielo pudo haber sido colonizado en igual tipo de taxón y alcanzados valores similares de porcentaje de cobertura y biomasa seca diferenciales en el área de baja y alta influencia glaciar, coincidentes con el experimento de colonización *in situ* sobre sustrato natural realizado en análisis de cuadratas durante los años 2010-2014 en Deregibus et al. (2022). Respectivamente, considerando individualmente la cobertura de los taxones implicados en dicha investigación luego de los cuatros años de experimento (macroalgas foliosas, coralinas y diatomeas bentónicas), para el área LGI la cobertura total de $73,4 \pm 10,86$ % corresponde a una biomasa seca total de $95,55 \pm 31,33$ g PS/m². Mientras, para el área HGI, $52 \pm 5,1$ % de cobertura corresponden a una biomasa seca total $18,75 \pm 7,38$ g PS/m² (Deregibus et al. 2022). Esto determinó un carbono total de $29,55 \pm 18,81$ g C orgánico/m² para el área LGI y de $5,4 \pm 4,6$ g C orgánico/m² para el área HGI calculado por Deregibus et al. (2022) a partir de diferentes factores de conversión obtenidos de literatura especie-específicos (Gómez et al. 1997; Peters et al. 2005; Quartino y Boraso De Zaixso 2008). A posterior, se estimó la potencial captación de carbono promedio (fijación y asimilación) multiplicando dichos valores experimentales de carbono por el total de sustrato recientemente expuesto de alta idoneidad ambiental apto para la colonización de macroalgas bentónicas en los hábitats de baja y alta influencia glaciar, respectivamente, para la duración del experimento informado por Deregibus D. (2010-2014), desde la posición más antigua conocida del glaciar en 1956 y el área completa de Potter analizada. Se reconocen las posibles subestimaciones desde el diseño de muestreo planteado al considerar la cobertura de aquellas especies que caen sobre la cuadrata desestimando la porción del individuo que pueda quedar fuera de él, como también la falta de análisis bajo el canopeo de macroalgas.

Tabla VI.1: Valores de peso seco libre de cenizas (PSLC) y de Carbono extraídos de literatura para la estimación de carbono asimilado por la fauna bentónica analizada. **Mal.day:** *Malacobelemnon daytoni*, **Odo.val:** *Odontaster validus*, **Parb.cor:** *Parborlasia corrugatus*, **Mol.ped:** *Molgula pedunculata*, **Myc.ace:** *Mycale acerata*, **Sero:** género Serolidae spp., **Lat.elli:** *Laternula elliptica*, **Polych.e:** Polychaeta Errantia.

	<i>PSLC.Ind</i>	<i>Fuente PSLC</i>	<i>g C org.Ind</i>	<i>Desvío g C org.Ind</i>	<i>Fuente g C</i>
Mal.day	0,0013 ± 0,0006 gPSLC (n:166)	Servetto (2014)	0,0006	0,0003	Tarantelli (2015) (n:5)
Odo.val	1,69 ± 1,15 gPSLC (n:35)	A. Agüera (com. pers.)	0,7259	0,4955	Tarantelli (2015) (n:6)
Parb.cor	10,505 ± 2,9 g PSLC (n:90)	Obermüller et al. (2013)	4,7882	1,3396	Tarantelli (2015) (n:5)
Mol.ped	1,51 ± 1,72 gPSLC (n:114)	R. Sahade y L. Torre (com. pers.)	0,6617	0,7537	Tarantelli (2015) (n:4)
Mic.ace(min 1 cm alto)	0,0119 ± 0,0067 gPSLC (n:8)	N. Servetto (com. pers.) y Kowalke (1998)	0,0049	0,0028	Tarantelli (2015) (n:4)
Mic.ace(máx 150 cm alto)	1,785 ± 1,005 gPSLC (n:8)	N. Servetto (com. pers.) y Kowalke (1998)	0,7383	0,4186	Tarantelli (2015) (n:4)
Serol	0.6622 ± 0.0050 g PSLC (n:109)	Luxmoore (1984)	0,3022	0,0374	Tarantelli (2015) (n:5)
Lat.elli	2,36 ± 1,503 gPSLC (n:259)	W. Mercuri y L. Torre (com. pers.)	1,0136	0,6477	Tarantelli (2015) (n:10)
Polych.e	0,081681 ± 0,0915 gPSLC (n:34)	U. Breaeckman (com. pers.)	0,0408	0,0458	50% factor

En el caso de la fauna bentónica, se calculó, por taxón analizado, el área posible de ser ocupado desde los mapas binarios durante el 1956 al 2020, en el hábitat de baja y alta influencia glaciar (valor igual a 1 en función del valor de corte de alta idoneidad ambiental). En este caso, se asumió que, en cada pixel de potencial presencia del ráster binario de la especie analizada (valor = 1), al menos un individuo de dicha especie colonizará esos 25 m². Luego, se utilizaron los factores de conversión extraídos de literatura e indicados en la Tabla V.1, para estimar el carbono orgánico promedio de un individuo de un taxón analizado en función a su peso seco libre de ceniza promedio y extrapolar dicho valor mínimo para el área de Potter libre de hielo durante el mencionado período.

Se aplicó para ambos casos de macroalgas y fauna la siguiente ecuación (Ec. 7):

$$RIFA_{LGI} * SP_{LGI} + RIFA_{HGI} * SP_{HGI} \quad (\text{Ec. 7})$$

donde RIFA es el área reciente libre de hielo (m² para macroalgas y en número de píxeles para fauna) en un determinado hábitat del fiordo (LGI, baja influencia glaciar o HGI, alta influencia glaciar) y SP el atributo (cobertura, densidad, peso seco, carbono) de la especie considerada. En este caso, se considera a las macroalgas y fauna bentónica analizada con el atributo de contenido de carbono orgánico estimado en función de la

cobertura total de macroalgas o de la densidad de individuos asumida para los ocho taxones de fauna bentónica a partir de la conversión de peso seco por taxón y carbono promedio obtenidos desde la literatura (Luxmoore 1984; Kowalke 1998; Obermüller et al. 2013; Servetto 2014, Deregibus et al. 2022, datos no publicados de biomasa de Sahade R., Torre L., Servetto N., Agüera A., Mercuri W., Braeckman U. com. pers.).

Para estimar comparativamente con otros estudios en caleta Potter y otros tres fiordos de la Península Antártica Occidental según el área de retracción glaciaria (toneladas de C por km² de retracción glaciaria por año), la tasa de C capturado anual fue dividida por la tasa de retracción glaciaria durante el 1956 y el 2020.

V.3 Resultados y Discusión

V.3.1 MODELOS DE COMPOSICIÓN VERSUS MAPAS DE COMPOSICIÓN

Se compararon dos metodologías para la determinación del hábitat de una entidad de alto nivel taxonómico, una a partir del modelo de distribución de la entidad y otra desde la creación de mapas de composición por solapamiento de hábitat especie-específico. Los modelos de distribución de los taxones de mayor nivel taxonómico (Fig.V.1) con su desvío estándar de los algoritmos individuales incluidos en el modelo conjunto (Fig.V.2) y su conversión binaria (Fig.V.3a-c), muestran una alta idoneidad ambiental para las macroalgas a lo largo de la costa Noroeste de la caleta. Esto coincide con lo observado en la Fig.IV.6 y Fig.IV.10, donde aquellos taxones más frecuentes en la observación (Rhodophyceae no incrustantes, *Desmarestia menziesii* y *D. anceps*) marcan el patrón observado en los modelos de composición. Se observa un valor de corte para la conversión binaria menor a aquél observado para cada una de las modelizaciones de los taxones individuales (300 para la clase Rhodophyceae, 425 para el género *Desmarestia* spp. y 312 para la clase Phaeophyceae) indicando una menor especificidad ambiental.

La Tabla V.2 resume las variables ambientales en orden de importancia para las tres entidades en la modelización de su idoneidad ambiental. Se observó una asociación a las variables ambientales relacionadas al cambio climático, como la mediana de SPM, la distancia al glaciar y la temperatura de la columna de agua. Coincide con lo observado en las modelizaciones individuales (Capítulo IV) donde la concentración de SPM ocupó también el primer puesto. Se hace evidente una respuesta similar de la idoneidad ambiental de las tres entidades analizadas ante las variables consideradas, con mayores variaciones para Rhodophytas. Particularmente para dichas algas rojas responde a la pendiente, la batimetría y temperatura promedio de la columna del agua con doble picos de alta idoneidad entre 0-10° y 30-40° de pendiente, a ~10 m y ~20-25 m de profundidad y entre 1,1-1,4° C y 1,5-1,6° C de temperatura. Esto podría reflejar la historia de vida diferente de las algas incluidos en la modelización (algas crustosas Corallinacea y algas rojas no incrustantes) que se distribuyen en la zona intermareal eulitoral y sublitoral, en diferentes pendientes y presentan capacidades diferentes ante la exposición a la radiación solar, la disecación y tolerancias de temperaturas (Wiencke et al. 2007).

Tabla.V.2: Orden de importancia de las variables ambientales según Método 1 modelización de composición de entidades taxonómicas de mayor nivel.

	Rhodophyceae	<i>Desmarestia</i> spp.	Phaeophyceae
1er orden	spm_med	spm_med	spm_med
2do orden	DistToGlacier	DistToCoast	DistToGlacier
3er orden	ProbHardS	DistToGlacier	bathy
4to orden	bathy	Temp_mly3	spm_max
5to orden	spm_max	ProbHardS	ProbHardS

Respecto al SPM desde el análisis de curvas de respuestas, las tres entidades demostraron una alta idoneidad ambiental a valores de la mediana de concentración menores a 20 mg/l y de concentración máxima menores a 400 mg/l. Pero al considerar las variaciones internas en la respuesta a través de otros algoritmos, ocurre una abrupta caída de la idoneidad cuando los valores superan los ~5 mg/l. Esto demostraría los posibles límites superiores de tolerancia de las macroalgas analizadas, pero también la relación inversa de la idoneidad ambiental en respuesta al incremento del SPM. Puntualmente en el caso de Phaeophyceae, la mediana de la concentración de SPM muestra valores menos constantes en el límite superior al cual la entidad taxonómica habitaría potencialmente, ya que los valores varían en < 20, 15, 10 y hasta 5 mg/l para algunas de las corridas. Esto puede deberse a las diferentes especies involucradas en el análisis con requerimientos de luz diferentes, como lo son las macroalgas anticipadoras a la estacionalidad de régimen de luz en primavera/verano (*Desmarestia menziesii*, *D. anceps*, *D. antarctica*, *Himantothallus grandifolius*, *Ascoseira mirabilis*) en comparación de las respondedoras a la estacionalidad (ej.: *Adenocystis utricularis*) quienes no crecen ni se reproducen antes de que se presenten las condiciones favorables de luz (Wiencke et al. 2007; Wiencke y Amsler 2012).

Al considerar el conjunto de diferentes taxones de macroalgas, la probabilidad de sustrato duro adquiere una mayor importancia. Las curvas de respuestas desde los algoritmos de RF y GBM, resultan más específicas para identificar variaciones intermedias de la idoneidad ambiental en función de la variación ambiental. Para las tres entidades (Rhodophyceae, *Desmarestia* spp. y Phaeophyceae), se observa un incremento de la idoneidad ambiental cuando la probabilidad de sustrato duro es 0,4. Esto va en línea con lo discutido en los capítulos anteriores ([Sección II.5.3.1](#) y [III.4.1](#)) y respecto a la importancia del sustrato para las macroalgas y a la probabilidad a la que se asume un sustrato duro (> 0,75; siguiendo a Deregibus et al. 2022) que sugeriría la necesidad de determinar un umbral menor coincidente con las visualizaciones de roca desde videos y el ráster modelado.

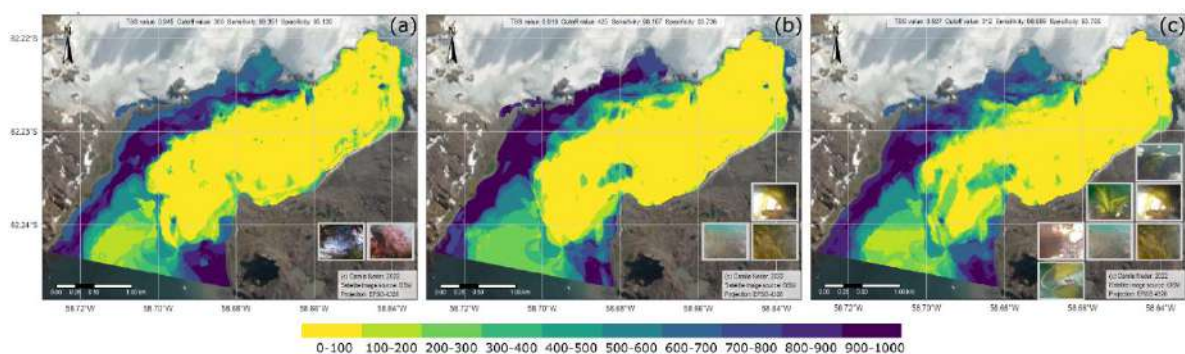


Fig.V.1: Modelos conjunto de composición de entidades de nivel de clase y género del grupo de macroalgas. **(a)** Rhodophyceae (algas rojas foliosas no incrustantes y de Corallinacea). **(b)** *Desmarestia* spp. (*D. antarctica*, *D. menziesii* y *D. anceps*). **(c)** Phaeophyceae (algas pardas *Adenocystis utricularis*, *Phaeurus antarcticus*, *Ascoseira mirabilis*, *D. antarctica*, *D. menziesii* y *D. anceps*, e *Himantothallus grandifolius*).

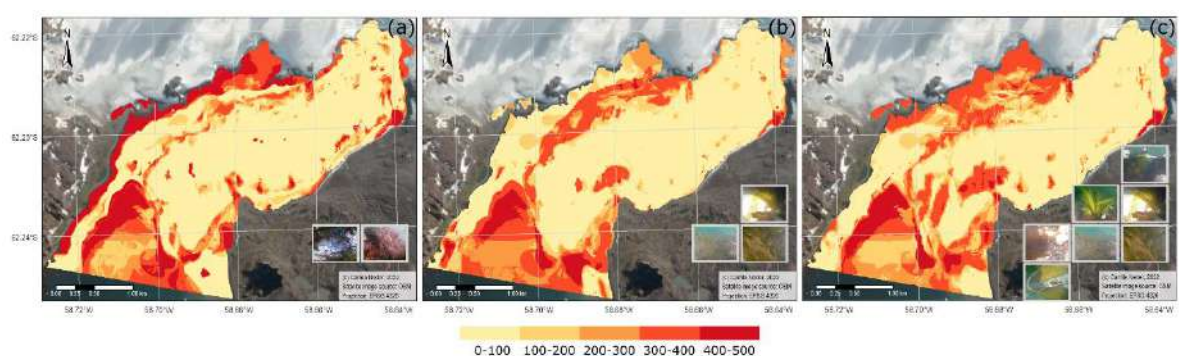


Fig.V.2: Desvío estándar de modelos de composición de taxones de nivel de clase y género del grupo de macroalgas. **(a)** Rhodophyceae (algas rojas foliosas no incrustantes y de Corallinacea). **(b)** *Desmarestia* spp. (*D. antarctica*, *D. menziesii* y *D. anceps*). **(c)** Phaeophyceae (algas pardas *Adenocystis utricularis*, *Phaeurus antarcticus*, *Ascoseira mirabilis*, *D. antarctica*, *D. menziesii* y *D. anceps*, e *Himantothallus grandifolius*).

Tabla.V.3: Orden de importancia de las variables ambientales según Método 2 a partir del promedio de las modelizaciones de cada taxón individualmente.

	Rhodophyceae	<i>Desmarestia</i> spp.	Phaeophyceae
1er orden	spm_med	spm_med	spm_med
2do orden	DistToGlacier	ProbHardS	Temp_mly3
3er orden	bathy	Temp_mly3	ProbHardS
4to orden	ProbHardS	DistToGlacier	DistToGlacier
5to orden	spm_max	DistToCoast	bathy

En comparación con la segunda metodología aplicada, la superposición de las proyecciones individuales de cada taxón analizado (Fig. V.3d-f) muestra una amplia coincidencia con aquellas expuestas en los mapas binarios del método 1 (Fig.V.3a-c) como también ampliando la extensión en la costa Noroeste del patrón general de distribución de macroalgas descrito por Klöser et al. (1996) y Quartino y Boraso De Zaisso (2008). En el caso de las Rhodophyceae, no se visualizaron diferencias claras en los patrones espaciales idóneos para la presencia de las algas rojas. Sí se hace evidente para las algas pardas, tanto el género *Desmarestia* spp. como la clase Phaeophyta hacia la caleta

externa en el hábitat marino cuyo patrón de distribución potencial se asemeja al patrón del ráster de probabilidad de sustrato duro. La Tabla V.3 resume el orden de las variables ambientales desde el promedio de la importancia por taxón. Al comparar ambas metodologías, se observan diferencias en el hábitat de distribución proyectado cuyas áreas de ganancia en extensión de hábitat potencial, por una u otra, son indicadas en la Fig.V.4.

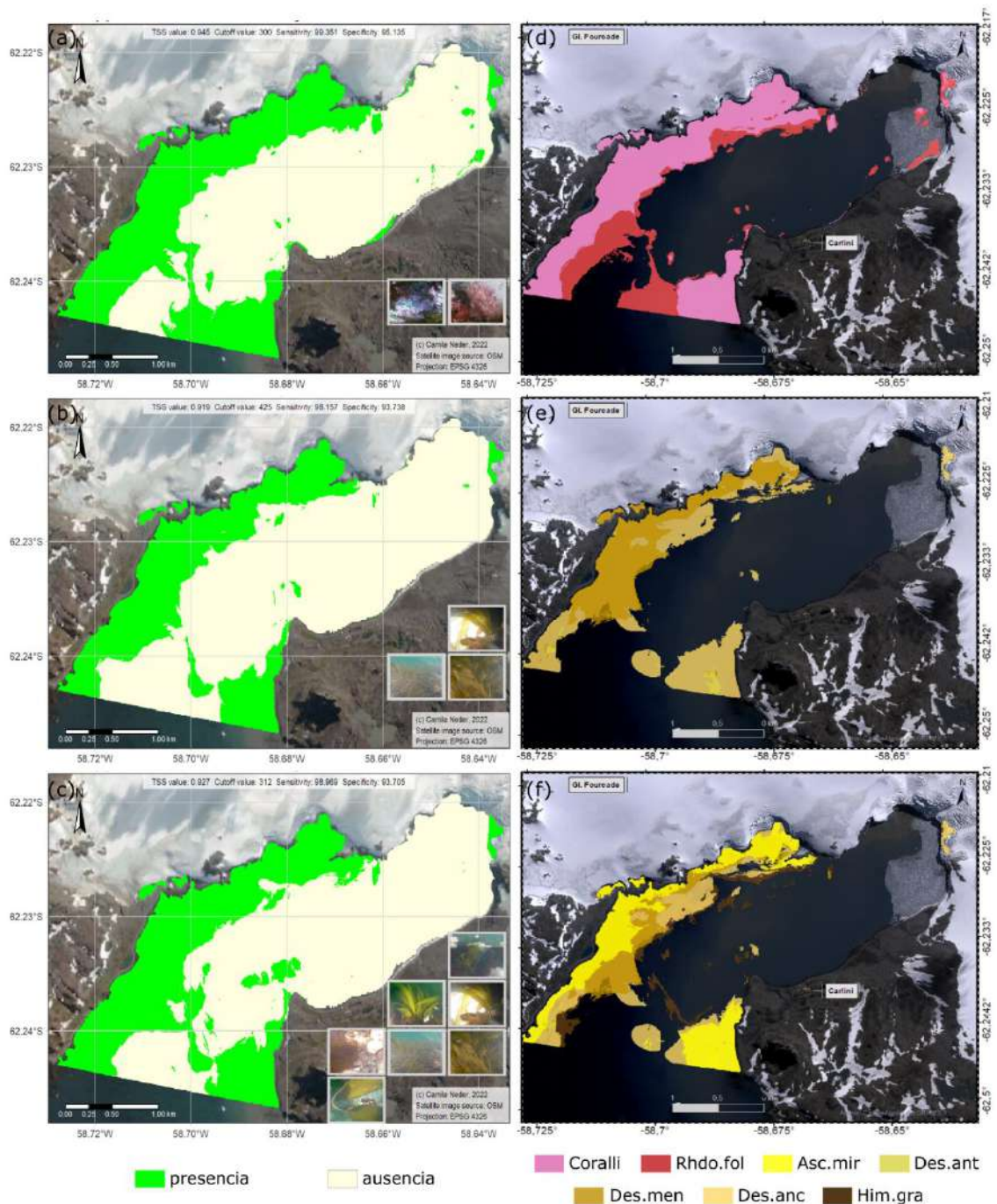


Fig.V.3: Hábitat potencial de presencia para entidades de alto nivel taxonómico de macroalgas (hábitat compuesto). **(a, b, c)** Método 1: Modelos de composición. **(d, e, f)** Método 2: Mapas de composición. **(a, d)** Rhodophyceae (algas rojas foliosas no incrustantes y de Corallinacea). **(b, e)** *Desmarestia* spp. (*D. antarctica*, *D. menziesii* y *D. anceps*). **(c, f)** Phaeophyceae (algas pardas *Adenocystis utricularis*, *Phaeurus*

antarcticus, *Ascoseira mirabilis*, *D. antarctica*, *D. menziesii* y *D. anceps*, e *Himantothallus grandifolius* para Método 1, se excluyen las dos primeras para Método 2 por falta de Modelo de Distribución de Especies - MDEs-). Nótese la diferente escala espacial.

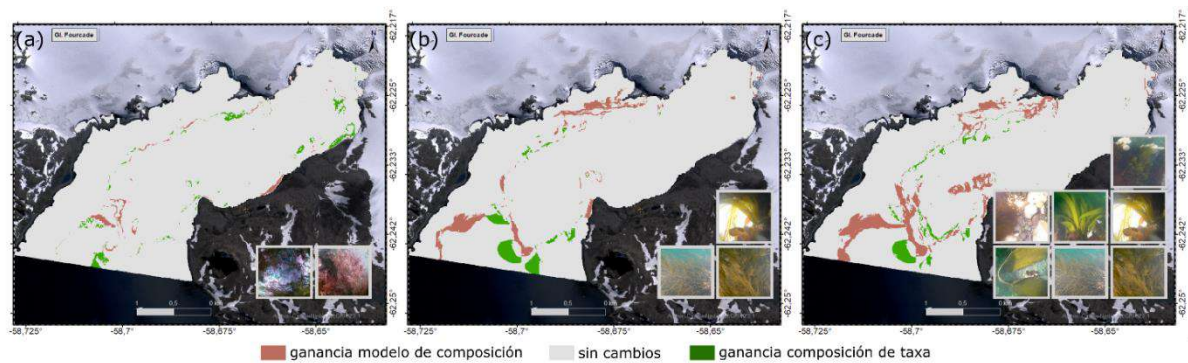


Fig.V.4: Diferencias en la distribución del hábitat de taxones de macroalgas resultante de diferentes metodologías de composición. **(a)** Rhodophyceae (composición diferencial de algas rojas foliosas no incrustantes y de Corallinacea). **(b)** *Desmarestia* spp. (composición diferencial de *D. antarctica*, *D. menziesii* y *D. anceps*). **(c)** Phaeophyceae (composición diferencial de algas pardas *Adenocystis utricularis*, *Phaeurus antarcticus*, *Ascoseira mirabilis*, *D. antarctica*, *D. menziesii* y *D. anceps*, e *Himantothallus grandifolius* para Método 1, excluyendo las dos primeras para Método 2 debido a una falta de modelos de distribución de especie).

En el caso de Rhodophyceae, el modelo de composición (método 1) indicó un área de 2,63 km² idónea para dicha clase (Fig. V.3a), mientras que la composición por taxones individuales (método 2) un área de 2,66 km² (Fig.V.3d). En lo que respecta al orden de importancia de las variables, entre ambas metodologías de composición varía el orden de aquellas variables ubicadas en la tercera y cuarta posición: batimetría y probabilidad de sustrato duro (Tabla V.2 versus Tabla.V.3). En lo que respecta al primer y segundo lugar, se conserva la mediana de SPM y la distancia al glaciar respectivamente. Aunque, sus valores difieren siendo levemente más altos en la composición por superposición que en la de modelización (52,61% versus 50,13% para SPM_med, y 20,58% versus 20,23% para la distancia al glaciar; respectivamente). Puesto que el conjunto de datos biológicos utilizado en el modelo de composición involucra ambos taxones individualmente modelados (Rhodophyceae foliosas no incrustantes y Corallinaceae), no se esperan variaciones significativas entre una y otra metodología. Sin embargo, la composición taxón-específica demarca una ganancia de hábitat de 0,111 km² cuando se superponen las proyecciones de los taxones individuales, en comparación a la modelización de composición que proyecta una ganancia de hábitat de 0,081 km² no estimada por la otra metodología (Fig.V.4a).

En el caso de *Desmarestia* spp. y Phaeophyceae existe una sobreestimación del área idónea a la colonización de las especies involucradas en cada grupo. Para el género *Desmarestia* spp. el modelo de composición indicó un área de 2,149 km² idónea para dicha clase (Fig.V.3b), mientras que la composición por taxones individuales un área de 2,045 km² (Fig.V.3e). Para la clase Phaeophyceae, el método 1 indicó un área de 2,68 km² idónea para dicha clase (Fig.V.3c), mientras que el método 2, un área de 2,344 km² (Fig.V.3f). En lo que respecta al orden de importancia de las variables, entre ambas

metodologías de composición existe una mayor variación en comparación a la clase Rhodophyceae. Para *Desmarestia* spp. y Phaeophyceae, se conserva la primera variable importante que fue la mediana de SPM, con un valor mayor de importancia para el método 1 que para el método 2 con superposición de las modelizaciones individuales por especie (65,11% versus 46,39% para *Desmarestia* spp. y 68,24% versus 50,321% para Phaeophyceae; respectivamente). En la ganancia de hábitat, el modelo de composición proyectó 0,27 km² de área idónea para el género *Desmarestia* que no lo hace la superposición de las especies (Fig.V.4b). Por el contrario, este método 2 proyectó tan sólo un poco más de la mitad de ganancia de hábitat (0,165 km²) del método 1. Semejante fue el caso de la clase Phaeophyceae: el método 1 de modelo de composición proyectó 0,477 km² de ganancia de hábitat, mientras el método 2 de composición por especies individualmente modeladas, una ganancia de 0,141 km² (Fig.V.4c).

Estas diferencias para las algas pardas pueden deberse a una falta de información en los datos biológicos utilizados como datos de entrada en los modelos de distribución. En el caso de la clase Phaeophyceae, hay una mayor cantidad de especies no consideradas en la modelización individual, por ejemplo, *Adenocystis urticularis* y *Phaeurus antarcticus*. Mientras que para *Desmarestia* spp. puede deberse a la dificultad de diferenciación de *D. menziesii* y *D. anceps* en el tipo de muestreo realizado. Esto condicionaría la presencia para la especie, pero sin embargo, no la indicación del género implicado; disminuyendo así, la proyección del hábitat especie-específico debido a una falta de información. Si bien las dos metodologías de composición suponen diferencias, el caso de Rhodophyceae muestra cómo la superposición de cada taxón o especie individualmente modelada brinda una mejor aproximación de la proyección total del hábitat idóneo para la especie. Pero cuando existe una falta de información respecto al conjunto completo de especies que conformarían el ensamble de comunidad bentónica, la aproximación de composición mediante la modelización del taxón de mayor nivel taxonómico es una excelente herramienta para conocer la expansión del hábitat. Aunque, no así para interpretar la respuesta a las variables ambientales y cómo varía la idoneidad ambiental según el rango de variabilidad de ellas.

V.3.2 HÁBITAT DEL ENSAMBLE BENTÓNICO DE CALETA POTTER

A partir de los mapas de composición del ensamble bentónico de taxones analizados, un hábitat total de extensión de **6,667 km² resultó idóneo para el bentos de caleta Potter**. En el caso de las macroalgas, la extensión del hábitat fue de 3,127 km² y para la fauna analizada de 5,455 km². El análisis de las asociaciones interespecíficas del ensamble bentónico considerado demostró una mayor cantidad de asociaciones indicado por un mayor solapamiento de taxones en la caleta central (Fig.V.5). Dicha área de solapamiento es coincidente con el área de mayor complejidad del ensamble dada por la cantidad de taxones que interaccionarían. En el caso de las macroalgas, la extensión del área disminuye en relación con la complejidad del ensamble de la siguiente forma: área ocupada por 1 taxón > 5 > 4 > 3 > 2 > 6 > 7 taxones (Fig.V.5a, Fig.V.6a). Mientras para fauna, existe una mayor área en orden decreciente de asociación interespecífica (1>2>3>4>5>6>7>8 taxones potencialmente coexistentes, Fig.V.5b). En el Capítulo IV se

discutieron las potenciales coexistencias de cada grupo y qué conllevaría a un solapamiento de hábitats ([Sección IV.5.1](#)).

La creación de los mapas de composición a partir de la superposición del hábitat modelado para cada taxón individualmente resultó de alta complejidad de asociación y se dificulta la visualización de la composición de la comunidad bentónica analizada (Fig.V.5). El patrón indicado en el Capítulo IV desde las modelizaciones individuales se expone en el solapamiento y las asociaciones interespecíficas que demuestran la potencial riqueza de Potter. Las macroalgas se distribuyen hacia la costa Noroeste y Sureste con una porción en la caleta externa potencial para algas verdes, rojas y pardas. Mientras que en la caleta interna las áreas de baja profundidad próximas a la Isla resultan idóneas principalmente para Rhodophytas, y aquellas próximas al frente glaciar resultan hábitat potencial para Desmarestiales (*D. menziesii* e *Himantothallus grandifolius*) y Rhodophytas tanto crustosas Corallinacea como no. La fauna analizada se distribuye en toda la caleta a ~100-300 m de la costa y presentó un solapamiento mayor del hábitat principalmente para aquellos taxones con tipos de alimentación semejantes cuya potencial coexistencia fue discutida en la [Sección IV.5.1.3](#). Hacia la costa Noroeste en solapamiento con las macroalgas, se distribuye la estrella *Odontaster validus*. En dicha área, aunque no observada, la capacidad de la ascidia *Molgula pedunculata* en habitar, al igual que la estrella y las macroalgas en sustrato duro, podría facilitar la idoneidad de hábitat. Sin embargo, otros procesos ecológicos como exclusión competitiva podrían afectar su ocurrencia. Se observó que, sobre la costa Noroeste hacia la caleta externa, se extiende la ascidia junto con la estrella donde existe una falta de idoneidad ambiental para las macroalgas o sólo el hábitat potencialmente idóneo para algas verdes y algunas rojas. En la caleta externa, se extiende también el hábitat de isópodos Serolidae, el nemátodo *Parborlasia corrugatus* y subclase Polychaeta Errantia. En la caleta central e interna el hábitat de la fauna bentónica está compuesto por los ocho taxones en estudio.

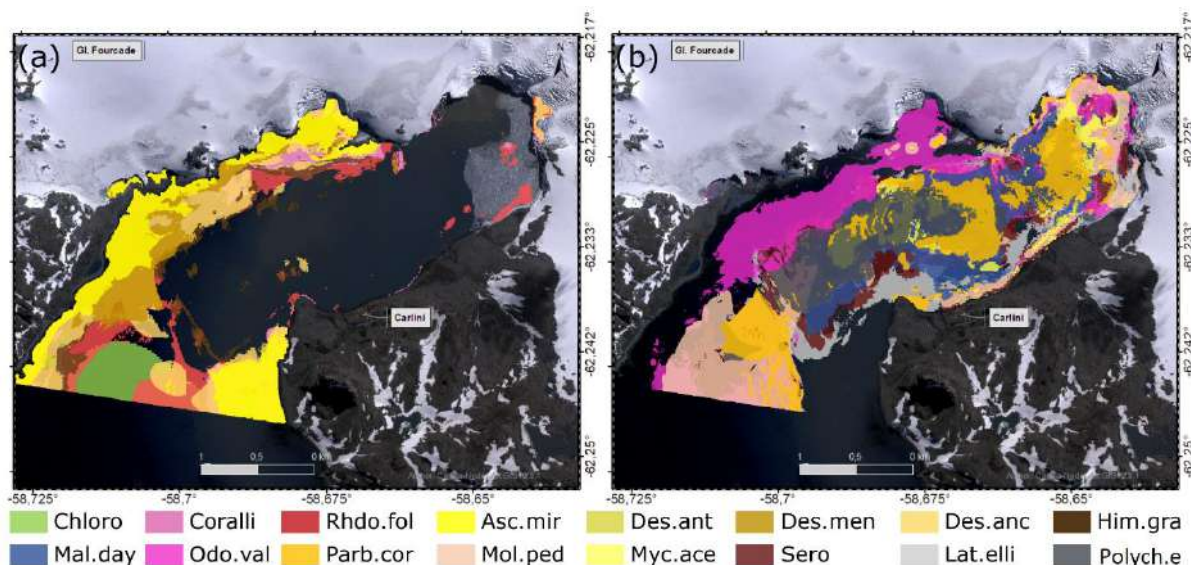


Fig.V.5: Mapas de composición para (a) Macroalgas y (b) Fauna. La composición del ensamble bentónico representativo de la comunidad bentónica de Caleta Potter no queda totalmente representada por el solapamiento existente y la transparencia del color del hábitat.

Se observa una alta complejidad del sistema en la caleta interna y central, representada por un ensamble formado 4-10 taxones bentónicos con potencial coexistencia, siendo más complejo a mayor profundidad para la fauna bentónica (Fig.V.6b) y a menor profundidad y en cercanía a la costa Noroeste para las macroalgas (Fig.V.6a). La mayor riqueza potencial para macroalgas ocurre a lo largo de toda la costa Noroeste con 5 taxones y para fauna ocurre en medio de la caleta interna y en la caleta central en el área de transición entre los hábitats fiórdicos de alta y baja influencia glaciar con los 8 taxones analizados. Comparativamente con el análisis de videos y la clasificación asignada al tipo de ensamble bentónico compuesto por una comunidad compleja de mayor riqueza de especies y dominancia de zoobentos (Tipo.1.3), el área indicada para la fauna con una riqueza mayor a 4 taxones (Fig.V.6b) coincide con una evaluación realizada que modeló la distribución de dicha entidad. Lo que muestra la posibilidad de hacer un análisis respecto al ensamble bentónico a través de modelizaciones post clasificaciones. Es decir, a la inversa de lo generado con el método 2 de solapamiento de MDEs individuales. De estandarizar la metodología que defina los diferentes tipos de ensamble en función de características, por ejemplo, funcionales o de conectividad entre las especies como también de composición de especies involucradas en la clase del ensamble definido, la caracterización espacial del ensamble bentónico podrá ser también asociada a la interpretación de la idoneidad ambiental y respuesta a cambios en la variabilidad ambiental a partir de la modelización espacial de su distribución considerando la clase (ej. Tipo 1.3) como taxón en estudio.

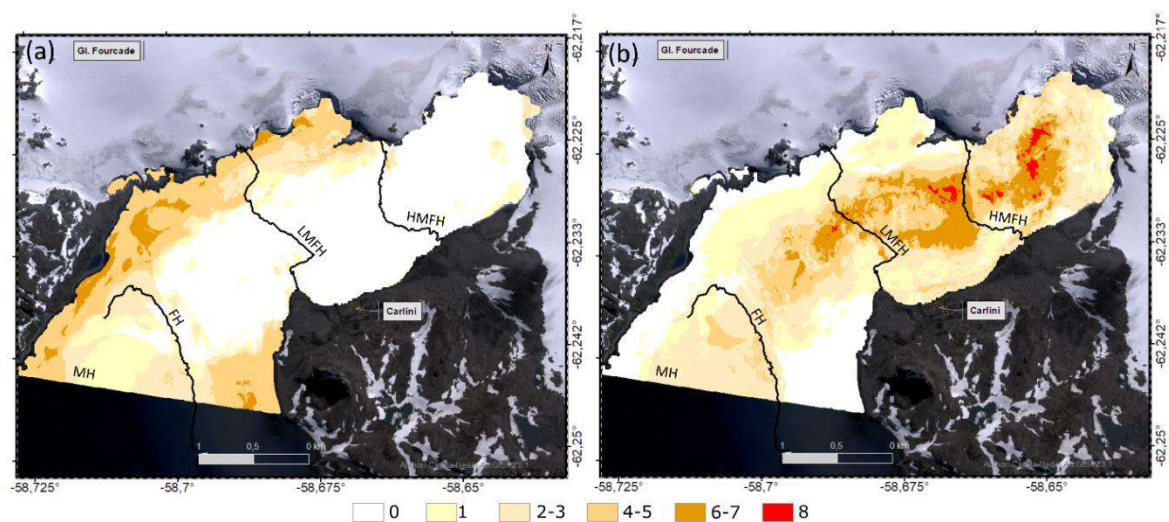


Fig.V.6: Coexistencia de hábitat para taxones bentónicos analizados como indicador de la asociación interespecífica. **(a)** Macroalgas. **(b)** Fauna

En una actualización al análisis de mapas de comunidad de Weber (2017), se observa un hábitat potencial de comunidad mixta en la costa Noroeste con un potencial desarrollo de las macroalgas hacia la costa Sureste de la Península Potter. El autor plantea desde el uso de los MDEs un cambio de hábitat dominado por un taxón a un ensamble mixto desde el 1993 al 2016. Esto también se observa en la presente tesis donde los mapas de composición al presente marcan una asociación interespecífica entre las macroalgas

verdes, rojas y parda, con principales asociaciones entre las rojas y pardas en la margen de la costa Noroeste. Por otro lado, coincidentemente con los cambios observados por Sahade et al. (2015) en la fauna bentónica desde el 1994 al 2009, sí se observa al presente un ensamble de tipo mixto con una dominancia potencial de especies filtradoras suspensívoras sésiles y especies móviles. Sin embargo, las áreas nuevas libres de hielo, próximas al frente glaciar a ~420 m de distancia, resultaron únicamente idóneas para la ascidia *Molgula pedunculata*, la esponja *Mycale acerata*, el bivalvo *Laternula elliptica* y el isópodo Serolidae. Y puntualmente aquellas liberadas entre el 2018-2020, no resultaron idóneas para ninguna especie de fauna, aunque sí potenciales para Rhodophytas y algunas Desmarestiales. A diferencia de lo mencionado por los autores, los resultados de esta tesis marcan que el hábitat fiórdico de alta influencia glaciar sería idóneo para todas las especies analizadas, pero si se considera la extensión posible a ser ocupada por cada taxón, la ascidia seguiría siendo potencialmente dominante antes que la esponja. Sin embargo, la falta de la consideración de la abundancia de especies en el análisis de MDEs podría cambiar los resultados como también la ausencia de datos de muestreo de amplia distribución a posterior del 2010/2011 en dichos ~400 m próximos al frente glaciar. Puesto que en la caleta central e interna se observa un gran solapamiento de los 8 taxones de fauna analizados, se esperaría que las áreas recientemente libres de hielo en la caleta interna a menor distancia del glaciar que la mencionada, sean igualmente idóneas para ensamblajes mixtos sólo que aún no visualizable. Lo que podría indicar un tiempo de recambio en la estructura del ensamble bentónico que va a destiempo de aquél de retracción glaciar y apertura de áreas nuevas asociado a un letargo en la colonización.

La asociación interespecífica del grupo de macroalgas analizado (Fig.V.6a) subestima la complejidad para la clase de Rhodophyceae (desglosado en Fig.V.7a) puesto que se analizaron solamente dos subgrupos: algas rojas no incrustantes de tipo folioso y la familia de crustosas Corallinaceae, y para las áreas potenciales de Chlorophytas que considera al menos dos especies: *Monostroma hariotii* y un morfo de alga verde sin género identificado, posiblemente pseudo-*Monostroma*. En la caleta interna, principalmente en la zona de la Isla, que presenta un tipo de sustrato rocoso a bajas profundidades, muestra un hábitat posible de desarrollo y colonización de las algas rojas situación que ocurre en menor medida con las algas pardas, dado sólo por *Himantothallus grandifolius* y su posible tolerancia a turbulencias y su bajo requerimiento de luz en comparación con otras algas pardas (Klöser et al. 1993, 1996). En el caso del desglose del análisis de asociación interespecífica de la clase Phaeophyceae, se consideraron sólo las especies individualmente modeladas (Fig. 7c). Existe entonces, una subestimación de las asociaciones interespecíficas para el grupo de algas pardas puesto que sólo cinco de las siete especies registradas fueron consideradas en dicho análisis. Sin embargo, en los tres casos analizados (Rhodophyceae, *Desmarestia* spp. y Phaeophyceae) existe un incremento de las asociaciones interespecíficas hacia la costa Noroeste de la caleta que limita con Península Barton, y hacia la costa Sureste que limita con Península Potter en la caleta externa (Fig.V.7). Esto sugeriría un tipo de ensamble más complejo al existir una potencial coexistencia entre las especies.

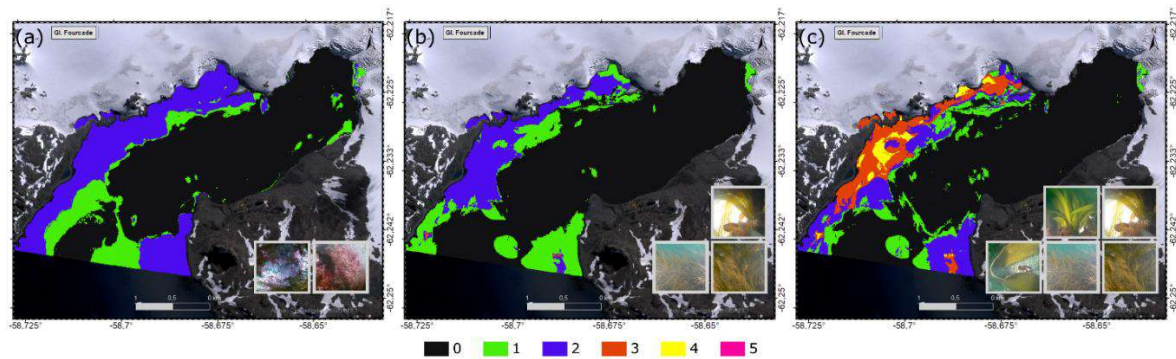


Fig.V.7: Coexistencia de hábitat para taxones de macroalgas analizados como indicador de la asociación interespecífica. **(a)** Rhodophyceae (asociación entre algas rojas foliosas no incrustantes y de Corallinacea). **(b)** *Desmarestia* spp. (asociación entre *D. antarctica*, *D. menziesii* y *D. anceps*). **(c)** Phaeophyceae (asociación entre algas pardas *Ascoseira mirabilis*, *D. antarctica*, *D. menziesii* y *D. anceps*, e *Himantothallus grandifolius*).

Las asociaciones interespecíficas conjuntas para el ensamblaje bentónico de Potter entre macroalgas y fauna analizada quedan representadas en la Fig.V.8 demostrando las áreas de potencial riqueza y mayor diversidad. Existe una marcada diferencia entre el hábitat con mayores asociaciones ocupado por las macroalgas (Fig.V.6a) y por fauna (Fig.V.6b) sin una coexistencia de hábitat entre el total de 16 taxones analizados (Fig.V.8). Se observa una mayor cantidad de especies potencialmente coexistiendo en el medio de la caleta interna y en la central, próximo al límite que separa el hábitat fiórdico de alta y baja influencia glaciar. El máximo número de asociaciones ocurre en la costa Noroeste en dirección opuesta a la Base Carlini, en un área estimada de 400 m², con 10 especies coexistiendo. Mientras que aquellas áreas más extensas y de mayor riqueza ocurren en el medio de la caleta interna y en la transición del área de alta a baja influencia glaciar en la caleta central. A diferencia de lo indicado por Siciński et al. (2012) para las caletas ubicadas hacia la otra margen del glaciar Fourcade y cuenca Warszawa sobre la Bahía Admiralty (Fig.I.1), dichas áreas de sustrato blando y de influencia glaciar resultaron las de potencial mayor riqueza. Sin embargo, este análisis es únicamente comparativo con las 16 especies consideradas en esta tesis. Si se analiza el área potencialmente ocupada por más de 8 taxones, tuvo una extensión total de 69300 m² (0,069 km²). La asociación interespecífica de cinco taxones ocupó la mayor extensión de hábitat con 1,38 km² de la caleta, seguida por el siguiente ordenamiento 4 < 3 < 2 < 6 < 1 < 7 < 8 < 9 < 10 taxones potencialmente coexistiendo. El promedio para toda el área de estudio considerando el valor de cada pixel dio un valor de diversidad de 3,88 taxones, lo que significaría que por cada 25 m² analizado, se encontrarían potencialmente de 3 a 4 especies.

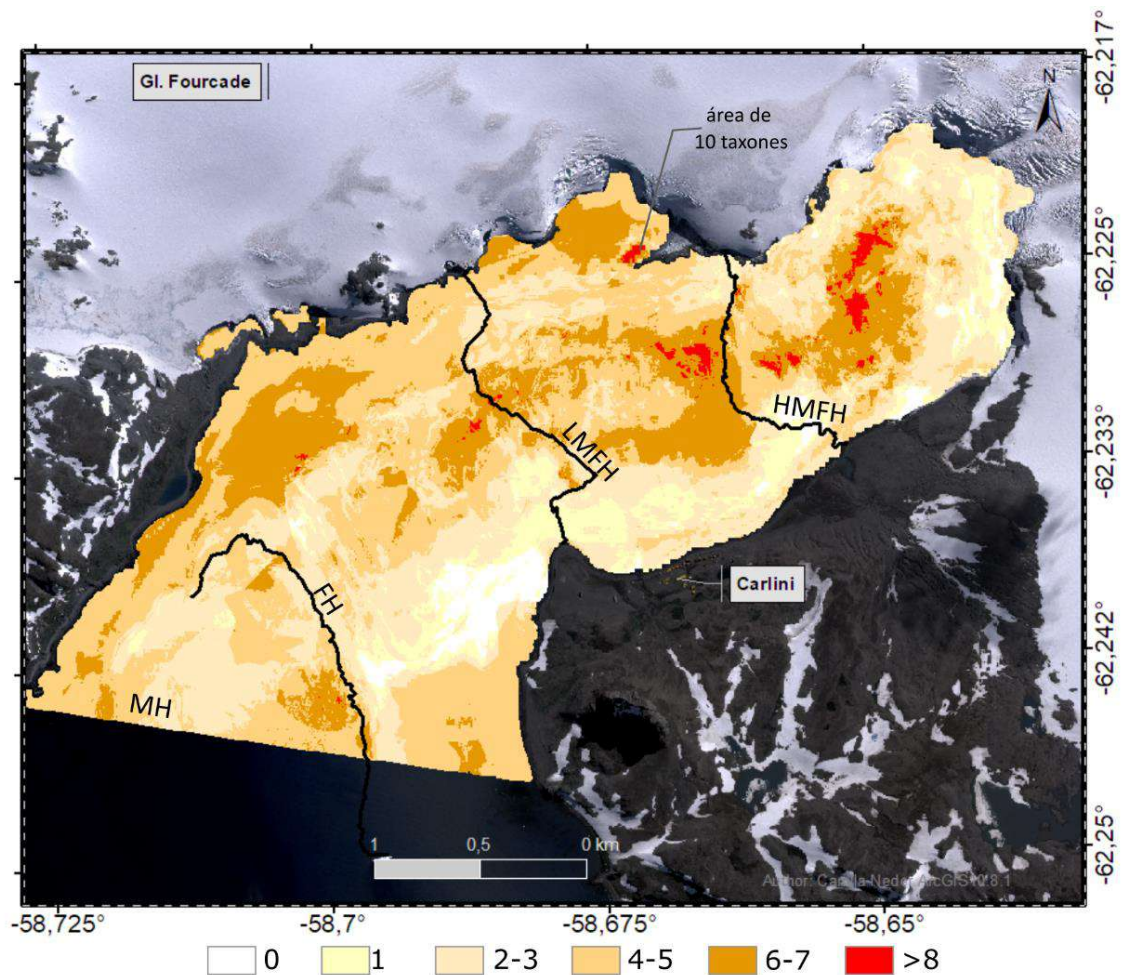


Fig.V.8: Asociación interespecífica con potencial coexistencia de hábitat para el total de taxones bentónicos analizados. El valor máximo de asociaciones corresponde a 10. Las líneas señalan, desde la caleta interna a la externa, los hábitats de alta (HMFH) y baja (LMFH) influencia glaciar, fiórdico (FH) y marino (MH).

La combinación de los mapas de composición (Fig.V.6) junto con los de potencial coexistencia de hábitat (Fig.V.8) permite interpretar las asociaciones entre especies y visualizar aquellas áreas idóneas para un solo taxón. Las macroalgas muestran una clara distribución de las algas rojas foliosas no incrustantes en las áreas recientemente libres de hielo en la caleta interna, y del alga parda *Himantothallus grandifolius* a mayor profundidad. Aunque en el caso de la fauna bentónica esa interpretación es más compleja. Se evidencia el área de distribución de la estrella *Odontaster validus* hacia la costa Noroeste típica de sustrato duro y con una potencial coexistencia con las macroalgas. Hacia la costa Sur en la caleta central, en el área de alta dinámica oceanográfica de circulación y velocidad de corriente con un moderado impacto de olas correspondiente a la transición entre el hábitat de fiordo y el de baja influencia glaciar (Fig. 4a-c), existe una presencia única de los taxones analizados, primordialmente del molusco infaunal *Laternula elliptica* con algunos sectores por Serolidae. Sorprendente fue aquella área total en Potter ocupada por un solo taxón analizado (0,567 km², Fig.V.8). Principalmente corresponde a *Laternula elliptica*, seguido de *Malacobelemnon daytoni* y de Serolidae en el área de la caleta del medio dentro del LMFH y FH. En la caleta interna

próximo al glaciar a una distancia entre 250-300m, dentro del HMFH, el área ocupada por una sola especie corresponde a *L. elliptica* seguido de *Molgula pedunculata*, *Parborlasia corrugatus* y Serolidae.

La mayor complejidad del ensamble está indicada por los centros rojos de alta riqueza en la caleta central e interna como también la presencia potencial de un único taxón o la ausencia de ellos (en función de los analizados) hacia la costa que bordea la Península Potter, expone una asociación con la circulación de masas de agua. En un análisis integrador con las características ambientales que describen el área de estudio ([Sección II.4.3](#)) y el estudio de la dinámica de SPM ([Sección II.4.2.3](#)), se observa una asociación con los vórtices de circulación de agua y la velocidad de la corriente, como también con el transporte de partículas y las zonas de alto rozamiento de partículas con consecuente sedimentación (Fig.II.17, Fig.II.27h-k, Fig.II.21, Fig.II.18; respectivamente). La circulación de masas de agua ha sido asociada como un factor contribuyente en la distribución del bentos, el transporte de alimento y el asentamiento de larvas (Andrew et al. 2002; Pineda-Metz et al. 2019). A su vez, las influencias geográficas en los ambientes marinos dan un desafío a modelar ya que las corrientes marinas pueden impedir la dispersión de las especies (Elith y Leathwick 2009).

El hecho de que las partículas sean transportadas a lo largo de la caleta, ingresando desde la costa Sureste aledaña a la Península Potter, y permanezcan por más tiempo en la caleta central en vórtices que limitan el transporte hacia la caleta interna; podría explicar por qué no se encuentran ciertas especies en las áreas recientemente libres de hielo desde hace menos de cinco años o por qué lo hacen más frecuentemente algunas ante otras. Sumado al análisis de autocorrelación espacial de los modelos de distribución individuales de los taxones en estudio, a distancias relativamente cortas < 1,5 km implicarían hábitats diferentes para el bentos que también permitiría justificar la diferencia de riqueza en áreas próximas. La mayoría de las especies consideradas tienen una larva de vida libre pelágica; lecitotrófica para las ascidias, esponjas, bivalvo, pluma de mar (Urban y Mercuri 1998; McClintock et al. 2005; Tatián et al. 2005; Servetto y Sahade 2016), que junto con una variación en el tiempo de liberación y duración de la larva antes del asentamiento, favorecería el reclutamiento de ciertas especies. Los resultados de esta tesis sobre los patrones de circulación y el análisis de post-procesamiento Lagrangiano sumado a las interpretaciones del ensamble bentónico complejo con formación de estructuras tridimensionales dominado por organismos suspensívoros, contribuyen al conocimiento del sistema pelágico y al transporte de dichas larvas desde la caleta central a la interna que quedarían retenidas por más tiempo en circulación en un mismo punto por los vórtices y consecuentemente sería posible el asentamiento de especies en áreas de circulación siempre y cuando la longevidad de la larva lo permita.

V.3.3 EXPANSIÓN DEL BENTOS EN ÁREAS LIBRE DE HIELO

La estimación de la expansión del área reciente libre de hielo (RIFA) de posible colonización por las macroalgas y por la fauna bentónica analizada, se expone en las Tablas V.4 y Tabla V.5 respectivamente. Durante el 1956 y el 2020, un total de ~1,5 km² resultaron potencialmente idóneos para la colonización y hábitat del bentos analizado,

donde 0,417 km² lo fue para las macroalgas, mientras que 1,35 km² lo fue para la fauna con un solapamiento de un área de 0,266 km² con potencial coexistencia por ambos grupos. Nótese que los totales de las áreas recientemente libres de hielo con una idoneidad ambiental para la potencial colonización de los diferentes taxones de fauna bentónica en estudio representan una superposición del hábitat idóneo y no necesariamente una sumatoria del área posible a ser colonizada de cada una de ellas, puesto que está calculado desde la asunción que al menos un individuo habitará potencialmente el área de 25 m² que ocupa un pixel.

Las asociaciones interespecíficas entre 1956-2020, derivadas de las Fig.V.6, exponen un máximo de 6 taxones en potencial coexistencia para las macroalgas (Fig.V.7a) con una mayor área de expansión y colonización potencial en el área de baja influencia glaciar (LGI). Mientras que, para la fauna analizada el máximo de taxones en potencial coexistencia fue de 8 con una mayor área de expansión hacia la caleta interna en el área de alta influencia glaciar (Fig.V.7c). En el caso del período 2010-2014 conservado para las macroalgas, el área de potencial colonización es pequeña (0,052 km²) que dificulta su visualización (Fig.V.7b).

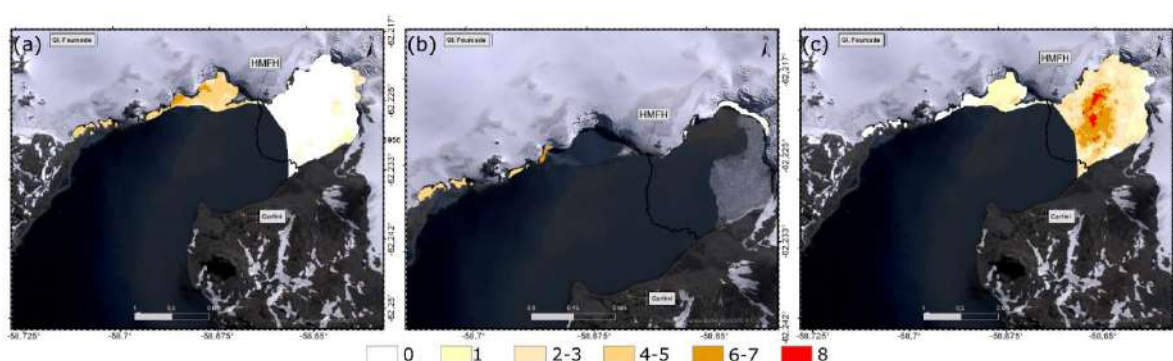


Fig.VI.1: Asociación interespecífica de taxones analizados para macroalgas y fauna bentónica en las áreas recientemente libres de hielo ante diferentes períodos. **(a)** Área de expansión de macroalgas durante los años 1956 y 2020. **(b)** Área de expansión de macroalgas durante los años 2010 y 2014 correspondiente al período de experimentación de colonización y sucesión *in situ* de Deregibus et al. (2022) **(c)** Área de expansión de fauna durante los años 1956 y 2020. El valor numérico corresponde a la cantidad de taxones potencialmente coexistiendo en el área indicada. La línea divide el hábitat fiórdico de alta influencia glaciar (HMFH).

V.3.4 ESTIMACIÓN DE CARBONO CAPTURADO DESDE LA BASE DE MDES DE TAXONES BENTÓNICOS ANALIZADOS EN POTTER

Para las **macroalgas** y suponiendo una colonización similar a la observada por Deregibus et al. (2022), en aquellas áreas recientemente libres de hielo durante los años 1956 y 2020, respetando la diferencia de biomasa de las áreas dentro de los hábitats de fiordo de alta y baja influencia glaciar, se habría almacenado **9,726 ± 6,317 toneladas de C orgánico** (Tabla V.4). Esta estimación de carbono se encuentra dentro del rango menor que aquella estimada en dicha investigación al analizar el área posible a ser colonizada por las macroalgas en una aproximación univariada, considerando únicamente la probabilidad de sustrato duro expuesto luego de la retracción glaciar (13,84 ± 8,83 t C) y

apenas mayor que cuando el modelo de idoneidad ambiental considerado fuese el de Jerosch et al. (2019) ($8,5 \pm 5,52$; Deregibus et al. 2022). Mientras, para la **fauna** bentónica analizada, aun cuando el área idónea resultó mayor que para las macroalgas, supone una estimación mínima de Carbono almacenado de **$0,157 \pm 0,083$ ton C durante 1956-2020**. Donde, considerando ambos grupos, un total de $9,882 \pm 6,4$ ton C capturado habría sido fijado y almacenado por el ensamble bentónico en estudio durante 1956-2020. La diferencia entre los valores aportados por las macroalgas y la fauna, es que para las primeras el análisis surge desde experimentos de colonización y cobertura *in situ* que permiten estimar diferencialmente la captura de carbono en las áreas de alta y baja influencia glaciaria. Para la fauna, el hecho de considerar sólo un individuo de tamaño y peso promedio por cada pixel idóneo del hábitat potencial en un área de 25 m^2 , podría estar subestimando los valores estimados ya que se han observado densidades diferentes en las distintas áreas libres de hielo (Sahade et al. 2015; Lagger et al. 2017, 2018, 2021; Torre et al. 2021). Sin embargo, la distribución espacial de las muestras y la falta de estudios de colonización y sucesión en fauna llevan a un ajuste de la metodología para estimar el carbono. Resulta importante considerar para futuras estimaciones, la cobertura y/o densidad idealmente en cada pixel y su potencial variación en áreas de diferente influencia glaciaria, para realizar una mejor aproximación en el caso de la fauna. Para el caso de las macroalgas, utilizar el hábitat potencial de presencia de cada especie (o taxón) para, con el factor de conversión de C especie-específico, estimar individualmente la captación de C, mejoraría la estimación total, como también la consideración del individuo completo que caiga dentro de la muestra o aquellos que se encuentran en capas más abajo (“sotobosque o bajo el canopeo”) de aquella primera capa visualizada desde la captura fotográfica.

Tabla V.4: Área estimada de expansión de macroalgas en las áreas recientemente libres de hielo (RIFA) y el Carbono estimado a diferentes escalas temporales. Nótese que el valor total de carbono para el período 1956-2020 y 2010-2014 es expresado en toneladas.

	RIFA presencia macroalga (km^2)	Carbono (g)
1956-2020 (HGI)	0,108	584415 ± 497835
1956-2020 (LGI)	0,309	$9141292,5 \pm 5818873,5$
2010-2014 (HGI)	0,005	25650 ± 21850
2010-2014 (LGI)	0,047	$1385156,25 \pm 881718,75$
Total 1956-2020	<i>0,418</i>	<i>$9,726 \pm 6,317$ (ton)</i>
Total 2010-2014	<i>0,052</i>	<i>$1,411 \pm 0,904$ (ton)</i>

Tabla V.5: Área idónea de colonización de fauna bentónica en las áreas recientemente libres de hielo (RIFA) y el Carbono estimado a diferentes escalas temporales. Nótese que el valor total de carbono para el período 1956-2020 en los diferentes hábitats de fiordo de influencia glaciar es expresado en toneladas. Además, el valor total del área de presencia de fauna representa la superposición total y no la sumatoria de cada una de las especies analizadas. **Mal.day:** *Malacobelemnon daytoni*, **Odo.val:** *Odontaster validus*, **Parb.cor:** *Parborlasia corrugatus*, **Mol.ped:** *Molgula pedunculata*, **Myc.ace:** *Mycale acerata*, **Sero:** género Serolidae spp., **Lat.elli:** *Laternula elliptica*, **Polych.e:** Polychaeta Errantia.

	RIFA presencia fauna 1956-2020 (km ²)	Carbono 1956- 2020 (HGI)	Carbono 1956-2020 (LGI)	Carbono Total 1956- 2020
Mal.day	0,451	0 ± 0	10,91 ± 5,04	10,91 ± 5,04
Odo.val	0,747	5488,91 ± 3746,76	16203,26 ± 11060,44	21692,18 ± 14807,2
Parb.cor	0,338	1685,44 ± 471,54	63031,59 ± 17634,35	64717,03 ± 18105,89
Mol.ped	0,780	1079,87 ± 1230,07	19568,58 ± 22290,44	20648,45 ± 23520,51
Myc.ace (min 1 cm alto)	0,303	2,38 ± 1,35	57,21 ± 1,35	59,59 ± 33,79
Myc.ace (máx 150 cm alto)		357,33 ± 202,6	8581,72 ± 4865,79	8939,05 ± 5068,39
Serol	0,696	218,16 ± 27,02	8198,26 ± 1015,22	8416,42 ± 1042,23
Lat.elli	0,785	901,11 ± 575,8	30911,36 ± 19752,24	31812,46 ± 20328,05
Polych.e	0,226	0 ± 0	369,77 ± 414,23	369,77 ± 414,23
TOTAL	1,34885	0,010 ± 0,006 (ton)	0,147 ± 0,077 (ton)	0,157 ± 0,083 (ton)

Los valores estimados de captura de carbono emergentes de las áreas libres de hielo entre 1956 y el presente 2020 suponen una tasa aproximada de 0,152 y 0,002 toneladas de C anuales para Potter, para macroalgas y fauna bentónica respectivamente. Estas tasas de valores mínimos, son semejantes a las tasas indicadas en promedio anual para otros fiordos de la Península Antártica Occidental (Barnes et al. 2020). Al relativizar el área de retracción glaciar (1,606 km², [Sección II.4.1](#)), puntualmente para caleta Mariana, entre 8-12,03 t C por año fueron estimados en las áreas libres de hielo entre 1978 y 2019 considerando el zoobentos, mientras que en Potter un total de 6,14 t C considerando macroalgas y zoobentos entre 1956 y 2020. La Tabla V.6 resume los valores de esta tesis y aquellos comparativos con otras investigaciones considerando las macroalgas con una misma metodología aplicada a la de esta tesis (Deregibus et al. env.) y para el zoobentos considerando una metodología diferente (Barnes et al. 2020). En un total para Potter, los valores anuales relativizados por áreas libres de hielo son semejantes en un ~76% (estimación de ~23% menor de C capturado total en caleta Potter que Mariana) y se encuentran dentro del mismo orden de magnitud que aquellos de la caleta aledaña, caleta Mariana. Se destaca que no se han considerado el total de especies posible como tampoco el Carbono secuestrado en sedimentos que incrementaría los valores. A su vez, las estimaciones de esta tesis subestiman al zoobentos al considerar un solo individuo y no estimar la abundancia potencial, mientras que las estimaciones para caleta Mariana

subestiman a las macroalgas al no ser consideradas en el cálculo. Esto condicionaría los valores totales, llevando a un incremento en la estimación total en ambas caletas. Comparativamente con los cálculos de Deregibus et al. (2022) los valores estimados se asemejan a los calculados en esta tesis, aunque no consideraron al zoobentos, lo que causaría que incremente aún más el valor estimado de C capturado anual. La diferencia en un ~10% que conlleva a que las estimaciones por dichos autores sea menos que las de esta tesis puede estar dada por el área total de hábitat potencial estimado para la presencia de las macroalgas, siguiendo a Jerosch et al. (2019), quien determinó un total de 0,367 km² versus los 0,417 km² estimados considerando dos años más de áreas libres de hielo.

Tabla V.6: Estimación de Carbono capturado por año, relativizado por área libre de hielo. Valores comparativos con Caleta Potter y otros fiordos (Caleta Mariana, Bahía Børgen, Caleta Sheldon) de investigaciones por Deregibus et al. (2022) referentes a macroalgas y por Barnes et al. (2020) referente al zoobentos. Se resalta que las mencionadas tasas anuales varían al considerar y/o fraccionar el período analizado

	<i>Esta tesis</i>		<i>Otros autores</i>		
	Potter 1956-2020 macroalgas	Potter 1956-2020 fauna	Potter 1956-2018 (Deregibus et al. 2022.)	Caleta Mariana (Barnes et al. 2020)	Promedio de 3 fiordos de PA Occidental (Barnes et al. 2020)
Retracción glaciar (km ² /año)	0,0251	0,0251	0,0250	0,0428	0,1445
Tasa de C capturado por año (t C/año)	0,152	0,002	0,137	0,3426	2,0950
C capturado por año según retracción glaciar (t C/km ²)	6,06	0,10	5,48	8,01	14,50
Total	6,153				

Cuando se considera el área completa de caleta Potter, el valor de Carbono capturado se incrementa a $0,58 \pm 0,33$ t C con un área colonizada por la fauna bentónica de 5,45 km². Al considerar diferencialmente los hábitats fiórdicos de alta y baja influencia glaciar, las macroalgas habrían colonizado un área potencial de 0,13 km²; mientras que en el resto de la caleta de 2,80 km². Consecuentemente, aplicando la misma metodología que asume una respuesta diferencial en la colonización y biomasa implicada en el área HGI y LGI como lo indica Deregibus et al. (2022), el **Carbono asimilado total** para el área de estudio por las macroalgas es igual a $83,37 \pm 53,22$ ton C. Considerando además la estimación mínima de la fauna (Tabla V.5), el carbono total asimilado por los taxones considerados para Potter es de **$83,95 \pm 53,54$ t C**. Según el desvío para la determinación del rango, entre 30,4 y 137,5 t C habrían sido capturadas, refiriéndose a fijación y almacenamiento, en toda el área de estudio representado por las macroalgas como grupo y por la fauna considerando las especies modeladas, donde las macroalgas aportarían el 99% de él considerando que dicho valor puede ser menor debido a la subestimación del C

estimado para la fauna. Comparativamente con otras áreas como podría ser los humedales de turba en el área Subantártica Península Mitre, Patagonia Argentina, estos valores se encuentran por debajo cuatro órdenes de magnitud (C. Lager pers.com), resaltando también que la metodología aquí planteada con la provisión de valores mínimos no permitiría dicha comparación al no cuantificar abundancias de especies. Sin embargo, resultan de menor diferencia cuando se amplía el área relativa de estudio. Teniendo en cuenta que el glaciar Fourcade se encuentra prácticamente sobre tierra, pero aún queda una pequeña porción cubierta de hielo, como se expuso en esta tesis, existiría aún nuevas áreas potenciales para la colonización del bentos hasta que encuentre su línea de apoyo con la tierra. Incluso, considerando que al menos 216 fiordos de la Península Antártica Occidental se encuentran en retracción (Barnes et al. 2020), estos valores podrían generar ~1329 toneladas anuales de Carbono capturado contribuyendo a la mitigación del cambio climático, valores que resultan interesantes cuando se considera que el océano retiene el 24% del C antropogénico emitido desde la Segunda Revolución Industrial en 1870 al 2017, mientras que la biósfera un 31% (Smetacek 2021).

V.4 Conclusiones

En el presente Capítulo se evaluaron diferentes metodologías para investigar sobre asociaciones interespecíficas espaciales desde la aplicación de modelos de distribución de especies (MDEs) con el fin último de conocer áreas potenciales de mayor riqueza de especies en Potter. Comparativamente con los resultados de la modelización de taxones individuales, los modelos de composición permiten la identificación de patrones generales de distribución y respuesta a las condiciones ambientales, pero pierden la información especie-específica que brindaría una diversificación de hábitat. Considerando la extensión más inclusiva ya sea por el método 2 de superposición de hábitat de taxones individuales para Rhodophyceae y por el método 1 de modelización de la entidad taxonómica de nivel superior para el género *Desmarestia* spp. y la clase Phaeophyceae, resultó idónea un área total de 2,66 km², 2,15 km² y 2,68 km² para cada una de dichas entidades de macroalgas.

Las asociaciones interespecíficas, suponiendo una potencial coexistencia de especies, demostraron una riqueza promedio de más de 3 taxones, con una riqueza máxima de 10. Las áreas de amplia riqueza según las 16 especies analizadas ocurren en el medio de la caleta interna y en la caleta central en la transición del hábitat fiórdico de alta a baja influencia glaciar (> 8 taxones). Se destaca que, para algunos taxones considerados, la riqueza está subestimada debido a que se consideraron grupos y no especies, como es el caso de las Rhodophytas no incrustantes, la familia Corallinacea y Serolidae. Sorprende que aquellas áreas de altas concentraciones de SPM sean las que presentan una mayor complejidad del ensamble bentónico con mayor número de taxones involucrados. La circulación de masas de agua adquiere gran importancia cuando se observa la distribución espacial de la complejidad del ensamble. Las áreas libres de hielo desde el 2008 presentaron una baja riqueza. Esto lleva a la necesidad de aportes al conocimiento de la historia de vida de las especies analizadas desde la reproducción, sucesión y tiempos de

colonización de áreas nuevas libres de hielo que tendrían un potencial efecto en la biomasa y captura de carbono en áreas costeras altamente perturbadas por los retrocesos glaciares como respuestas al cambio climático.

Las pérdidas de masas de hielo, como la retracción de glaciación, dan lugar a una importante retroalimentación negativa del cambio climático al abrir espacios nuevos potenciales para la colonización de especies, incremento de biomasa y consecuente captura de Carbono. En el caso de Potter, la retracción glaciación desde el 1956 al presente abrió una extensión de 1,606 km² libre de hielo, donde ~1,55 km² resultan hábitats idóneos para macroalgas y fauna con potencial solapamiento en 0,266 km². Particularmente un total de 0,417 km² fueron posibles de ser colonizadas por las macroalgas y 1,35 km² por la fauna. La aplicación de MDEs, que determinan la idoneidad ambiental y el consecuente hábitat potencial de colonización y presencia de un taxón, ofrece una aproximación para la estimación de carbono espacialmente. Y puntualmente permite la aproximación asociada a la determinación de áreas ganadas en respuesta a dicha retracción glaciación, de crucial importancia dadas las nuevas áreas emergentes en la Península Antártica en respuesta al cambio climático. Refiriéndose al carbono fijado y asimilado por los taxones en estudio, junto a investigaciones en Potter de colonización y aplicando factores de conversión, se puede estimar que un total de $9,73 \pm 6,32$ y de $0,16 \pm 0,08$ toneladas de C orgánico habrían sido capturadas por las macroalgas y la fauna bentónica, respectivamente, durante 1956 al presente 2020. Esto significa una tasa aproximada total de 0,154 ton C/año y una tasa anual relativizada a la retracción del glaciación Fourcade de 6,15 ton C por km². Considerando el área total de Potter, se estimó un total de $83,95 \pm 53,54$ ton C orgánico capturado por las macroalgas y fauna analizada. Dichas estimaciones van en la línea con aquellas calculadas para otros fiordos de la Península Antártica Occidental.

Se destaca que dichos valores totales, aunque mínimos para el zoobentos al considerar sólo 8 taxones y la metodología aplicada de un único individuo de biomasa y carbono promedio que ocupa un área de 25 m², son una primera aproximación al Carbono total capturado espacialmente en caleta Potter. Comprender los límites de distribución y de tolerancias metabólicas y fisiológicas de las especies en relación a su presencia, abundancia y coexistencia de hábitats resultan temas claves para una mejoría en las proyecciones de sumidero de carbono. En un contexto de cambio climático con el incremento de áreas nuevas libres de hielo, lo aquí estimado y analizado para el fiordo de caleta Potter puede ser aplicado como caso de estudio para otros fiordos cuya retracción glaciación no ha sido arduamente estudiada, proyectando una situación similar en aquellas áreas donde sus glaciares ya se encuentran sobre tierra o potencialmente lo harán en los próximos años.

En un contexto de cambio climático, una aproximación con Modelos de Distribución de Especies

VI.1 Conclusiones generales

El cambio climático, causado por un incremento de las emisiones antrópicas de gases de efecto invernadero, principalmente del dióxido de carbono (CO_2) aumenta la temperatura global siendo las respuestas en la Península Antártica (PA) una de las áreas del planeta que triplicó la media global durante la segunda mitad del siglo XX. Esto ha llevado a un incremento de la temperatura oceánica, una reducción de la extensión del hielo marino, una disminución en la acumulación de nieve y el retroceso de numerosos glaciares entre algunos de los muchos cambios observados en la criósfera con consecuencias a nivel ecosistémico. Dos procesos fundamentales han sido asociados a cambios en estructura, diversidad y abundancia del bentos: los impactos de hielo por icebergs o desprendimientos, que remueven organismos bentónicos disminuyendo la biomasa; y el retroceso de glaciares hasta el colapso de barreras de hielo que abren nuevos espacios posibles de ser colonizados incrementando potencialmente la biomasa del sistema y contribuyendo consecuentemente a la mitigación del cambio climático desde la captura de carbono.

El glaciar Fourcade que rodea caleta Potter, estudiado en esta tesis, se encuentra sobre la tierra casi en su totalidad y abrió desde el año 1956 al 2020 un área libre de hielo de $1,606 \text{ km}^2$ disponibles para la colonización del bentos. A su vez, su derretimiento con una acelerada tasa de retracción entre el año 1995 y el 2000 de $0,064 \text{ km}^2/\text{año}$ ha sido asociado a un pico máximo de material terrígeno arrastrado hacia el mar por escorrentía del agua de deshielo. Este ingreso de sedimentos ha sido determinado como uno de los estresores más importantes que condicionan el asentamiento y supervivencia de las especies bentónicas. Pero a su vez, investigaciones sobre la estabilidad y complejidad trófica de Potter sugieren un sistema con gran estabilidad que le permite hacer frente a perturbaciones. En este contexto, la presente tesis aborda la pregunta de ¿cómo se distribuyen las especies bentónicas en caleta Potter? y ¿cuál es su respuesta frente al cambio climático regional?

Para responder a dicha pregunta se aplicaron Modelos de Distribución de Especies (MDEs) que implicaron la modelización de variables ambientales que caractericen el área de Potter. La gran variabilidad espacio-temporal de la concentración del material particulado en suspensión (SPM) no fue captada por los modelos multivariados aplicados en esta tesis, llevando a la aplicación de análisis geoestadísticos con el desarrollo innovador de índices de desempeño que permiten la evaluación y comparación entre diferentes configuraciones del modelo. La configuración del radio de vecindad es un paso determinante para el buen desempeño del modelo donde además dos algoritmos resultaron eficientes con un alto índice de rendimiento: el Kriging Ordinario por defecto configurado de ArcGIS y el Kriging Bayesiano Empírico configurado para un número máximo y mínimo de vecinos con la media de las distancias euclidianas del vecino más alejado, como máximo, y la mitad de éste, como mínimo. Sin embargo, aunque estos análisis resultan una buena herramienta de predicción espacial, para el SPM tampoco captan su variabilidad fluctuante en una escala temporal, la cual es dependiente de la descarga de agua de deshielo y de las condiciones meteorológicas. Algunas de las

soluciones posibles señalan la modelización de varios días correspondientes a condiciones meteorológicas típicas de un verano antártico, o a la aplicación de modelos numéricos hidrodinámicos como FESOM-C con la inclusión de datos oceanográficos, meteorológicos y de SPM *in situ*.

La dinámica del SPM modelada en la presente tesis, muestra la variabilidad espacio-temporal de la pluma de sedimento durante 120 días en un verano austral destacando que responde a la circulación del agua en la caleta asignada por la combinación de la topografía, la marea y el viento. También es sensible a los eventos meteorológicos de altas temperaturas atmosféricas, precipitación, dirección y velocidad del viento, los cuales condicionan el flujo de agua de deshielo y subsiguiente arrastre de SPM por escorrentía con un posible retardo de cinco días en la respuesta de la concentración del SPM medida en la columna de agua. Los tres escenarios evaluados de descarga de SPM desde el frente glaciar, con la elección de aquel intermedio de 1,35 mg/l por su mejor desempeño para el ajuste del modelo dinámico de SPM, evidencian la necesidad de cerciorar dicho valor *in situ* en futuras investigaciones.

El análisis conjunto de 41 variables ambientales oceanográficas, glaciológicas, sedimentológicas y biogeoquímicas con el transporte de partículas y la dinámica de las concentraciones del SPM, resalta, por un lado, a la variable del tiempo de exposición del área libre de hielo como una variable altamente correlacionada con otras. Consecuentemente ésta resulta indicadora de varios cambios ambientales asociados al bentos como la retracción del glaciar directamente e indirectamente a los impactos de hielo, e ingreso de SPM con cambios en la salinidad y temperatura, estresores que condicionan la colonización, establecimiento y distribución del bentos en áreas nuevas. Por el otro, permite dividir el área en diferentes hábitats y actualizar la clasificación anteriormente realizada para Potter ampliando la extensión del área de influencia glaciar. En un gradiente de mayor a menor influencia glaciar, se diferencian tres zonas que comprenden cuatro hábitats: (i) la caleta interna con el hábitat fiórdico de agua de deshielo de alta influencia glaciar (HMFH); (ii) la caleta central representada por el hábitat fiórdico de agua de deshielo de baja influencia glaciar (LMFH) y el hábitat de fiordo (FH) y (iii) la caleta externa representada por el hábitat marino (HM) típico de bajas concentraciones de SPM.

Los resultados de los MDEs demostraron un área total de 6,67 km² idónea para el bentos analizado (3,13 km² para macroalgas y 5,45 km² para la fauna analizada). Donde la presencia de macroalgas está restringida principalmente hacia la costa Noroeste y al Sur de la caleta; mientras que, para el zoobentos, ocurre más hacia el centro de la caleta distanciada a ~100-300 m de la costa. Se evidencia la división de ensamblaje caracterizado por el tipo de sustrato al considerar en los análisis a las macroalgas y el zoobentos conjuntamente por ser áreas costeras de aguas someras < 200 m de profundidad.

Se hipotetizó (H1) que la distribución de especies bentónicas en el área de estudio presenta un patrón determinado por variables ambientales ligadas al retroceso glaciar, como el aporte de sedimento, el tipo de sustrato y el impacto del hielo, quedando comprobada con el análisis general de la importancia acumulada de variables ambientales. Dicho análisis determinó que la idoneidad total de las macroalgas estaría condicionada por (en orden decreciente) a la mediana de SPM, la distancia al glaciar, la

temperatura promedio en la columna de agua en estado estratificado, la probabilidad de sustrato duro y la batimetría. Y la de la fauna bentónica por distancia al glaciar, tamaño medio del grano, la mediana de la concentración de SPM, batimetría y distancia a la costa. Mientras que aquella hipótesis (H2) referente a la distribución en función del tipo de alimentación, resultaría parcialmente rechazada.

Desde los cambios observados en la estructura y composición del ensamble bentónico en Potter asociados al incremento de SPM durante el 1994, 1998 al 2009 (Sahade et al. 2015), se predijeron diferentes respuestas del bentos en relación a la alimentación presente. En el área de mayor influencia glaciar en la caleta interna, (P1) las ascidias y esponjas presentarán bajos valores de idoneidad ambiental, (P2) los bivalvos, altos valores y (P3) las especies depredadoras, detritívoras o carroñeras presentarán altos valores de idoneidad ambiental en un área más amplia en comparación con el resto de las especies en estudio. Sin embargo, desde el análisis de hábitat proyectado a partir de MDEs en esta tesis, se observa que existen evidencias que permiten su parcial rechazo.

Considerando especies filtradoras-suspensívoras, a ~500 del frente glaciar en la caleta interna, tanto la ascidia *Molgula pedunculata* como la esponja *Mycale acerata* mostraron una alta idoneidad ambiental. Incluso, los cambios analizados del pasado al presente comprobaron que (H3) las especies bentónicas responden a los cambios ambientales con cambios en su distribución al reflejar una ganancia de hábitat por parte de la ascidia o el pennatuláceo en la caleta interna de gran influencia glaciar, mostrando no sólo un hábitat libre de hielo posible de ser colonizado sino también la posibilidad que, al presente, esté adaptada a enfrentar el material particulado en suspensión. Esperable para la pluma, pero no para la ascidia donde sus curvas de respuestas sugieren una tolerancia a valores altos de eventos máximos de concentración de SPM e intermedios ante eventos frecuentes. En cuanto al bivalvo *Laternula elliptica*, áreas someras próximas al frente glaciar que no resultaron idóneas las otras especies suspensívoras sí lo fueron para el bivalvo. Esto indica que la existencia de posibles umbrales límites provocarían cambios en la estructura del ensamble bentónico causando un potencial colapso del sistema. Para el ensamble bentónico los impactos de hielo resultan un disturbio, mientras que el ingreso de sedimentos por escorrentía, un estresor. Cuando el sedimento se convierte en un disturbio, es aún una pregunta abierta que lleva a seguir anticipando posibles respuestas.

En lo que respecta a la extensión del hábitat total de potencial presencia resultó amplio para las especies depredadoras, detritívoros o carroñeros, como la estrella *Odontaster validus* o el nemátodo *Parborlasia corrugatus*, no fue más extensa en comparación con los demás taxones de fauna. Sí lo fue el umbral límite de conversión binaria de la idoneidad ambiental lo que determinaría una especificidad ambiental menor en comparación a las otras especies que determinaría su presencia. En el caso de Serolidae, presentó un amplio hábitat potencial que podría estar relacionado a su característica vágil que le permita tolerar la turbulencia de la resuspensión del SPM como también hacer frente a dicho estresor. Sorprendente resultó que aquella especie con la mayor la extensión del hábitat potencial para el desarrollo fue para *Molgula pedunculata*, confiriéndole una potencial dominancia en el área caracterizada por su rasgo de pionera y en ensamblajes avanzados como también la posibilidad de habitar sustratos duros como blandos. Sin embargo, aun cuando podría habitar el área de sustrato duro de la caleta, la proyección de dicha área como idónea para las macroalgas llevaría a una exclusión competitiva de la ascidia desplazándola a ocupar otros hábitats.

A su vez, en un análisis considerando las áreas libres de hielo desde el 1956 al presente desde la base de los MDEs, se estimó un área potencial de colonización y expansión del bentos total de $\sim 1,55 \text{ km}^2$ considerando ambos grupos de macroalgas y fauna, con un solapamiento de un área de $0,266 \text{ km}^2$ de potencial coexistencia por ambos grupos. Si bien se afirma que (H4) especies colonizadoras de hábitat rocosos como las macroalgas presentan una idoneidad ambiental diferente en las áreas recientemente libres de hielo, frente a aquellas especies colonizadoras de hábitat de sustrato blando y se comprueba que (P4) la retracción del glaciar presenta una oportunidad de hábitat para las macroalgas mientras que para la fauna representa un estresor, no se puede afirmar que disminuye el nicho ecológico a nivel ambiental puesto que durante la retracción glaciar entre el 1956 y el 2020 dicha área libre de hielo pudo haber sido colonizada por los taxones en estudio al considerar la expansión de hábitat. Las áreas nuevas libres de hielo habrían sido colonizadas tanto por macroalgas como por fauna, pero se proyecta diferente a lo esperado para fauna. Distancias próximas al frente glaciar a $\sim 420 \text{ m}$ resultaron únicamente idóneas para la ascidia *Molgula pedunculata*, la esponja *Mycale acerata*, el bivalvo *Laternula elliptica* y el isópodo Serolidae. Sí se destaca que las áreas idóneas de colonización para las macroalgas hacia el frente glaciar ubicado al Noroeste potenciales para Rhodophytas y algunas Desmarestiales, mientras que para la fauna, hacia el frente glaciar Norte y durante la última retracción del glaciar Fourcade conocida durante el 2018-2020, dicha área no resultó idónea para ningún taxón del zoobentos analizado.

Cuando el interés sobre la distribución está sobre un conjunto de especies, diferentes metodologías resultan relevantes como la modelización de la entidad superior que englobe a las especies en conjunto o la creación de mapas de composición. Los hábitats idóneos para la potencial presencia de una especie, modelados individualmente y a posterior solapados brinda una mejor aproximación de la proyección total del hábitat idóneo para la entidad/ensamble en conjunto estudiado. Sin embargo, cuando existe una falta de información respecto al conjunto completo de especies que conformarían el ensamble de comunidad bentónica, la aproximación de composición mediante la modelización del taxón de mayor nivel taxonómico es una excelente herramienta para conocer la expansión del hábitat.

Una de las características principales observadas desde la creación de mapas de composición fue que el solapamiento de los taxones analizados implicaría una potencial coexistencia de hasta 10 taxones en la caleta central de intermedia-baja influencia glaciar. Esta riqueza potencial estaría asociada a la circulación de masas de agua y a los vórtices de transporte de partículas que caracterizan dicha área con una gran dinámica reteniendo las partículas de alimento o incluso larvas pelágicas, por más tiempo dentro del vórtice antes de ser exportadas fuera de la caleta. Esto, retroalimentado potencialmente por la formación de estructuras tridimensionales de los organismos filtradores-suspensívoros que modifican la circulación residual local del agua, llevaría a un incremento de la riqueza en el área donde el estrés causado por la influencia del glaciar resulta intermedio. Se comprueba así la predicción que señala (P5) al área de mayor dinámica en la influencia de la retracción glaciar (la caleta central, puntualmente el hábitat LMFH) como aquella de mayor composición de taxones.

Más allá de la aplicación de los modelos y el análisis espacial de la idoneidad ambiental, esta herramienta puede aplicarse para proyectar respuestas del bentos frente al cambio climático regional en asociación al retroceso glaciar y la generación de nuevas áreas libres de hielo. Por ello, en la presente tesis se estimó el potencial de captación de carbono, refiriéndose a la fijación y almacenamiento. Puntualmente para las macroalgas, durante la retracción del glaciar desde el 1956 al 2020, del total de área libre de hielo, 0,417 km² resultaron idóneos, que desde la base de estudios *in situ* de colonización y cálculos de biomasa especie-específico en respuesta a áreas de distinta influencia glaciar y el uso de factores de conversión de carbono realizados en otras investigaciones, implicaron un almacenamiento de 9,726 ± 6,317 toneladas de C orgánico. Se asume la posible subestimación de dicho valor al considerar el muestreo desde cuadratas que dejan de lado aquella porción del individuo que cae fuera de ella o aquellos organismos bajo el canopeo de las macroalgas en capas más profundas a aquella visualizada desde una fotografía. Para la fauna la estimación de C es mínima donde los 1,35 km² idóneos de las áreas libres de hielo se consideró sólo la potencial presencia de un único individuo de biomasa y carbono promedio, lo que implicó una estimación mucho menor de 0,157 ± 0,083 toneladas de C. Estos valores resultaron relativos a otros fiordos de la PA en función de su tasa de retracción glaciar. Las diferencias de estos cálculos podrían estar dadas debido a las diferentes tasas de retracción glaciar dadas en diferentes períodos como también debido a la estimación de las áreas potencialmente colonizables del bentos. En algunos casos dichas áreas asignadas desde grupos funcionales que subestiman las macroalgas, y en otros, como en esta tesis, subestimaciones de la abundancia del zoobentos y parcialmente de las macroalgas. Sin embargo, para Potter estos primeros cálculos estimativos de C capturado fueron mejorados al considerar una metodología más correcta de la idoneidad ambiental de cada taxón de macroalgas como también la inclusión del zoobentos en los cálculos. Podrían ser mejorados si se analiza una conversión de C especie-específico como también densidades diferentes del zoobentos en las áreas de alta, intermedia y baja influencia glaciar. Al analizar el área total de Potter por los 16 taxones considerados el carbono tal asimilado resultó de 83,948 ± 53,544 toneladas de C.

El cambio climático y la intensificación del uso de los recursos no renovables están provocando cambios masivos en los sistemas costeros antárticos y en el ciclo del carbono. Estos sistemas albergan ensamblajes bentónicos de gran biodiversidad y biomasa que son considerados una importante contribución de la naturaleza a la humanidad y requieren planes estratégicos de observación y gestión. Si los glaciares, altamente sensibles a la temperatura, continúan retrocediendo a las tasas actuales podrían conducir a posibles cambios irreversibles en la estructura y composición del ecosistema. Consecuentemente, la conexión interdisciplinaria e integral que permita una mayor comprensión entre la biodiversidad y las contribuciones de la naturaleza como la mitigación al cambio climático, junto a estudios continuos a largo plazo en los ecosistemas marinos y la aplicación de metodologías no invasivas como los modelos; será crucial para el desarrollo de estrategias de conservación y gestión que incluyan el futuro impacto climático con la generación de bases de datos disponibles, accesibles, interoperables y reusables.

Bibliografía

- Abele D, Vasquez S, Buma AGJ, Hernandez E (2017) Pelagic and benthic communities of the Antarctic ecosystem of Potter Cove : genomics and ecological implications. *Mar Genomics* 33:1–11.
<https://doi.org/10.1016/j.margen.2017.05.001>
- Ahn I-Y, Moon HW, Jeon M, Kang SH (2016) First record of massive blooming of benthic diatoms and their association with megabenthic filter feeders on the shallow seafloor of an Antarctic Fjord: Does glacier melting fuel the bloom? *Ocean Sci J* 51:273–279.
<https://doi.org/10.1007/s12601-016-0023-y>
- Allouche O, Tsoar A, Kadmon R (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *J Appl Ecol* 43:1223–1232.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- Alurralde G (2018) Enlace bento-pelágico en un ecosistema costero antártico afectado por el deshielo: una aproximación ecológica. 192
- Alurralde G, Fuentes VL, De Troch M, Tatián M (2020) Suspension feeders as natural sentinels of the spatial variability in food sources in an Antarctic fjord: A stable isotope approach. *Ecol Indic* 115:106378.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106378>
- Amsler CD, Iken K, McClintock JB, et al (2005) Comprehensive evaluation of the palatability and chemical defenses of subtidal macroalgae from the Antarctic Peninsula. *Mar Ecol Prog Ser* 294:141–159.
<https://doi.org/10.3354/meps294141>
- Andrew N, Thrush S, Cummings V, et al (2002) Ecology and biodiversity of coastal benthic communities in McMurdo Sound , Ross Sea : development of sampling protocols and initial results. *Atmos Res* 2002:
- Androsov A, Fofonova V, Kuznetsov I, et al (2019) FESOM-C v.2: Coastal dynamics on hybrid unstructured meshes. *Geosci Model Dev* 12:1009–1028.
<https://doi.org/10.5194/gmd-12-1009-2019>
- Annett AL, Fitzsimmons JN, Séguret MJM, et al (2017) Controls on dissolved and particulate iron distributions in surface waters of the Western Antarctic Peninsula shelf. *Mar Chem* 196:81–97.
<https://doi.org/10.1016/j.marchem.2017.06.004>
- Araújo MB, Guisan A (2006) Five (or so) challenges for species distribution modelling. *J Biogeogr* 1677–1688.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01584.x>
- Araújo MB, New M (2007) Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol Evol* 22:42–47.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010>
- Araújo MB, Pearson RG (2005) Equilibrium of species' distributions with climate. *Ecography (Cop)* 28:693–695.
<https://doi.org/10.1111/j.2005.0906-7590.04253.x>
- Araújo MB, Pearson RG, Thuiller W, Erhard M (2005) Validation of

- species-climate impact models under climate change. *Glob Chang Biol* 11:1504–1513. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001000.x>
- Ardini F, Bazzano A, Rivaro P, et al (2016) Trace elements in marine particulate and surface sediments of Kongsfjorden, Svalbard Islands. *Rend Fis Acc Lincei* 27:183–190. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s12210-016-0524-8>
- Arntz W, Brey T, Gerdes D, et al (1992) Patterns of life history and population dynamics of benthic invertebrates under the high Antarctic conditions of the Weddel Sea. *Mar eutrophication Popul Dyn* 221–230
- Aromokeye DA, Willis-Poratti G, Wunder LC, et al (2021) Macroalgae degradation promotes microbial iron reduction via electron shuttling in coastal Antarctic sediments. *Environ Int* 156:. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106602>
- Barnes DKA (2017) Polar zoobenthos blue carbon storage increases with sea ice losses, because across-shelf growth gains from longer algal blooms outweigh ice scour mortality in the shallows. *Glob Chang Biol* 1–9. <https://doi.org/10.1111/gcb.13772>
- Barnes DKA, Conlan KE (2007) Disturbance, colonization and development of Antarctic benthic communities. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 362:11–38. <https://doi.org/10.1098/rstb.2006.1951>
- Barnes DKA, Fleming A, Sands CJ, et al (2018) Icebergs, sea ice, blue carbon and Antarctic climate feedbacks. *Philos Trans R Soc A Math Phys Eng Sci* 376:. <https://doi.org/10.1098/rsta.2017.0176>
- Barnes DKA, Peck LS (2008) Vulnerability of Antarctic shelf biodiversity to predicted regional warming. *Clim Res* 37:149–163. <https://doi.org/10.3354/cr00760>
- Barnes DKA, Sands CJ (2017) Functional group diversity is key to Southern Ocean benthic carbon pathways. *PLoS One* 12:1–14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179735>
- Barnes DKA, Sands CJ, Cook A, et al (2020) Blue carbon gains from glacial retreat along Antarctic fjords: What should we expect? *Glob Chang Biol* 26:2750–2755. <https://doi.org/10.1111/gcb.15055>
- Barrand NE, Vaughan DG, Steiner N, et al (2013) Trends in Antarctic Peninsula surface melting conditions from observations and regional climate modeling. *J Geophys Res Earth Surf* 118:315–330. <https://doi.org/10.1029/2012JF002559>
- Barthel D, Gutt J (1992) Sponge associations in the eastern Weddell Sea. *Antarct Sci* 4:137–150. <https://doi.org/10.1017/S0954102092000221>
- Basher Z, Costello MJ (2016) The past , present and future distribution of a deep-sea shrimp in the Southern Ocean. *PeerJ* 4:22. <https://doi.org/10.7717/peerj.1713>
- Becker EA, Forney KA, Thayre BJ, et al (2016) Habitat-Based Density Models for Three Cetacean Species off Southern California Illustrate Pronounced Seasonal Differences.

- 4:1–14.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00121>
- Bennett MM, Glasser NF (2011) *Glacial geology: ice sheets and landforms*. John Wiley & Sons.
- Berryhill HL (1983) *The sea floor*
- Bers AV, Momo F, Schloss IR, Abele D (2013) Analysis of trends and sudden changes in long-term environmental data from King George Island (Antarctica): Relationships between global climatic oscillations and local system response. *Clim Change* 116:789–803.
<https://doi.org/10.1007/s10584-012-0523-4>
- Blair TC, McPherson JG (1999) Grain-size and textural classification of coarse sedimentary particles. *J Sediment Res* 69:6–19.
<https://doi.org/10.2110/jsr.69.6>
- Blindow N, Suckro SK, Rückamp M, et al (2010) Geometry and thermal regime of the King George Island ice cap, Antarctica, from GPR and GPS. *Ann Glaciol* 51:103–109.
<https://doi.org/10.3189/172756410791392691>
- Blocken B, Gualtieri C (2012) Ten iterative steps for model development and evaluation applied to Computational Fluid Dynamics for Environmental Fluid Mechanics. *Environ Model Softw* 33:1–22.
<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.02.001>
- Booij N, Ris R, Holthuijsen L (1999) A third-generation wave model for coastal regions. 1. Model description and validation. *J Geophys Res* 104:7649–7666
- Boyle EA, Edmond JM, Sholkovitz ER (1977) The mechanism of iron removal in estuaries. *Geochim Cosmochim Acta* 41:1313–1324.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0016-7037\(77\)90075-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0016-7037(77)90075-8)
- Braeckman U, Pasotti F, Hoffmann R, et al (2021) Glacial melt disturbance shifts community metabolism of an Antarctic seafloor ecosystem from net autotrophy to heterotrophy. *Commun Biol* 4:1–11.
<https://doi.org/10.1038/s42003-021-01673-6>
- Brasier MJ, Constable A, Melbourne-Thomas J, et al (2019) Observations and models to support the first Marine Ecosystem Assessment for the Southern Ocean (MEASO). *J Mar Syst* 197:.
<https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2019.05.008>
- Braun MH, Betsch T, Seehaus T (2016) King George Island TanDEM-X DEM, Link to GeoTIFF. PANGAEA
- Brey T, Clarke A (1993) Population dynamics of marine benthic invertebrates in Antarctic and subantarctic environments: Are there unique adaptations? *Antarct Sci* 5:253–266.
<https://doi.org/10.1017/S0954102093000343>
- Brey T, Dahm C, Gorny M, et al (1996) Do Antarctic benthic invertebrates show an extended level of eurybathy? *Antarct Sci* 8:3–6.
<https://doi.org/10.1017/s0954102096000028>
- Brey T, Voigt M, Jenkins K, Ahn IY (2011) The bivalve *Laternula elliptica* at King George Island - a biological recorder of climate forcing in the west antarctic peninsula region. *J Mar Syst* 88:542–552.

- <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2011.07.004>
- Britannica TE of E (2017) Beaufort scale. *Enycl. Br.*
- Burchard H, Bolding K, Villarreal MR (2004) Three-dimensional modelling of estuarine turbidity maxima in a tidal estuary. *Ocean Dyn* 54:250–265.
<https://doi.org/10.1007/s10236-003-0073-4>
- Büttner O, Becker A, Kellner S, et al (1998) Geostatistical Analysis of surface sediment in an acid mining lake. *Water Air Soil Pollut* 108:297–316
- Campana GL, Zacher K, Deregibus D, et al (2018) Succession of Antarctic benthic algae (Potter Cove, South Shetland Islands): structural patterns and glacial impact over a four-year period. *Polar Biol* 41:377–396.
<https://doi.org/10.1007/s00300-017-2197-x>
- Campana GL, Zacher K, Momo FR, et al (2020) Successional Processes in Antarctic Benthic Algae. *Antarct Seaweeds* 241–264.
https://doi.org/10.1007/978-3-030-39448-6_12
- Cao Y, DeWalt RE, Robinson JL, et al (2013) Using Maxent to model the historic distributions of stonefly species in Illinois streams: The effects of regularization and threshold selections. *Ecol Modell* 259:30–39.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.03.012>
- Carter L, McCave IN, Williams MJM (2008) Circulation and Water Masses of the Southern Ocean: A Review. *En: Florindo F, Siebert M* (eds) *Developments in Earth and Environmental Sciences*. Elsevier, pp 85–114
- CCAMLR - Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (2018) Proposal on a conservation measure establishing a marine protected area in the Domain 1 (Western Antarctic Peninsula and South Scotia Arc). Hobart, Tasmania
- Čengić M, Rost J, Remenska D, et al (2020) On the importance of predictor choice, modelling technique, and number of pseudo-absences for bioclimatic envelope model performance. *Ecol Evol* 10:12307–12317.
<https://doi.org/10.1002/ece3.6859>
- Cerasoli F, Besnard A, Marchand MA, et al (2021) Determinants of habitat suitability models transferability across geographically disjunct populations: Insights from *Vipera ursinii ursinii*. *Ecol Evol*.
<https://doi.org/10.1002/ece3.7294>
- Chaabani S (2018) Modeling the distribution of Cold Water Corals in the Weddell Sea. Université de Bordeaux, University of Southampton, Universidad del País Vasco, Liège Université
- Clark GF, Stark JS, Palmer AS, et al (2017) The Roles of Sea-Ice, Light and Sedimentation in Structuring Shallow Antarctic Benthic Communities. *PLoS One* 12:..
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0168391>
- Clark MS, Husmann G, Thorne MAS, et al (2013) Hypoxia impacts large adults first: Consequences in a warming world. *Glob Chang Biol* 19:2251–2263.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12197>

- Clarke A (2008) Ecological stoichiometry in six species of Antarctic marine benthos. *Mar Ecol Prog Ser* 369:25–37.
<https://doi.org/10.3354/meps07670>
- Clarke A, Barnes DKA, Hodgson DA (2005) How isolated is Antarctica? *Trends Ecol Evol* 20:1–3.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.10.004>
- Clarke A, Crame JA (1992) The Southern Ocean benthic fauna and climate change: a historical perspective. *Philos Trans - R Soc London, B* 338:299–309.
<https://doi.org/10.1098/rstb.1992.0150>
- Clarke A, Murphy EJ, Meredith MP, et al (2007) Climate change and the marine ecosystem of the western Antarctic Peninsula. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 362:149–166.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2006.1958>
- Colwell RK, Rangel TF (2009) Hutchinson's duality: The once and future niche. *Proc Natl Acad Sci U S A* 106:19651–19658.
<https://doi.org/10.1073/pnas.0901650106>
- Comiso JC, Gersten RA, Stock L V., et al (2017) Positive trend in the Antarctic sea ice cover and associated changes in surface temperature. *J Clim* 30:2251–2267.
<https://doi.org/10.1175/JCLI-D-16-0408.1>
- Comiso JC, Parkinson CL, Markus T, et al (2022) Current State of Sea Ice Cover.
<https://earth.gsfc.nasa.gov/cryo/data/current-state-sea-ice-cover>.
 Accessed 25 ago 2022
- Constable AJ, Melbourne-Thomas J, Corney SP, et al (2014) Climate change and Southern Ocean ecosystems I: How changes in physical habitats directly affect marine biota. *Glob Chang Biol* 20:3004–3025.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12623>
- Convey P, Chown SL, Clarke A, et al (2014) The spatial structure of antarctic biodiversity. *Ecol. Monogr.* 84
- Cook AJ, Fox AJ, Vaughan DG, Ferrigno JG (2005) Retreating Glacier Fronts on the Antarctic Peninsula over the Past Half-Century. *Science (80-)* 308:541–544.
<https://doi.org/10.1126/science.1104235>
- Cook AJ, Holland PR, Meredith MP, et al (2016) Ocean forcing of glacier retreat in the western Antarctic Peninsula. *Science (80-)* 353:283–286
- Cook AJ, Vaughan DG (2010) Overview of areal changes of the ice shelves on the Antarctic Peninsula over the past 50 years. *Cryosph* 4:77–98.
<https://doi.org/10.5194/tcd-3-579-2009>
- Cooke JG (1984) Glossary of technical terms. En: May RM (ed) *Exploitation of Marine Communities*. Springer-Verlag, Berlin
- Cordone G, Salinas V, Marina TI, et al (2020) Green vs brown food web: Effects of habitat type on multidimensional stability proxies for a highly-resolved Antarctic food web. *Food Webs* 25:e00166.
<https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2020.e00166>
- Danilov S, Androsov A (2015) Cell-vertex discretization of shallow water

- equations on mixed unstructured meshes. *Ocean Dyn* 65:33–47. <https://doi.org/10.1007/s10236-014-0790-x>
- Danilov S, Sidorenko D, Wang Q, Jung T (2017) Improving the inter-hemispheric gradient of total column atmospheric CO₂ and CH₄ in simulations with the ECMWF semi-Lagrangian atmospheric global model. *Geosci Model Dev* 10:1–25. <https://doi.org/10.5194/gmd-10-1-2017>
- Dauner ALL, MacCormack WP, Hernández EA, Martins CC (2017) Sources and distribution of biomarkers in surficial sediments from a polar marine ecosystem (Potter Cove, King George Island, Antarctica). *Polar Biol* 0:0. <https://doi.org/10.1007/s00300-017-2120-5>
- Dayton PK (1971) Competition, Disturbance, and Community Organization: The provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecol Monogr* 41:351–389
- Dayton PK, Jarrell SC, Kim S, et al (2019) Benthic responses to an Antarctic regime shift: food particle size and recruitment biology. *Ecol Appl* 29:1–20. <https://doi.org/10.1002/eap.1823>
- Dayton PK, Robilliard GA, Paine RT, Dayton LB (1974) Biological Accommodation in the Benthic Community at McMurdo Sound, Antarctica. *Ecol Monogr* 44:105–128. <https://doi.org/10.2307/1942321>
- de Aranzamendi MC, Martínez JJ, Sahade R (2010) Shape differentiation and characterization in the two morphotypes of the Antarctic limpet *Nacella concinna* using Elliptic Fourier analysis of shells. *Polar Biol* 33:1163–1170. <https://doi.org/10.1007/s00300-010-0803-2>
- de la Hoz CF, Ramos E, Puente A, Juanes JA (2019) Temporal transferability of marine distribution models: The role of algorithm selection. *Ecol Indic* 106:105499. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105499>
- Dean N, Raftery AE, Scrucca L (2018) Variable Selection for Gaussian Model-Based Clustering: Package ‘clustvarsel’. 1–7
- Delépine R, Lamb IM, Zimmermann MH (1966) Preliminary Report on the Marine Vegetation of the Antarctic Peninsula. Proc Fifth Int Seaweed Symp Halifax, August 25–28, 1965 107–116. <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-011841-3.50016-1>
- Deregibus D, Campana GL, Neder C, et al (2022) Chasing glacier retreat: macroalgal expansion and blue carbon gains in coastal ice-free areas. En: 10° SCAR- Open Science Conference. SCAR
- Deregibus D, Quartino ML, Campana GL, et al (2016) Photosynthetic light requirements and vertical distribution of macroalgae in newly ice-free areas in Potter Cove, South Shetland Islands, Antarctica. *Polar Biol* 39:. <https://doi.org/10.1007/s00300-015-1679-y>
- Deregibus D, Quartino ML, Zacher K, et al (2017) Understanding the link between sea ice, ice scour and Antarctic benthic biodiversity-the need for cross-station and international collaboration. *Polar*

- Rec (Gr Brit) 53:143–152.
<https://doi.org/10.1017/S0032247416000875>
- Di Febbraro M, Martinoli A, Russo D, et al (2016) Modelling the effects of climate change on the risk of invasion by alien squirrels. *Hystrix* 27:1–8.
<https://doi.org/10.4404/hystrix-27.1-11776>
- Dierssen HM, Smith RC, Vernet M (2002) Glacial meltwater dynamics in coastal waters west of the Antarctic peninsula. *Proc Natl Acad Sci U S A* 99:1790–5.
<https://doi.org/10.1073/pnas.032206999>
- DigitalGlobe (2014) Base Map: WorldView-2 scene 103001001F612100, 07/03/2013, under a CC BY License, with Permission from Maxar-EU Space Imaging-DigitalGlobe.
- do Amaral LR, Della Justina DD (2019) Spatial dependence degree and sampling neighborhood influence on interpolation process for fertilizer prescription maps. *Eng Agric* 39:85–95.
<https://doi.org/10.1590/1809-4430-ENG.AGRIC.V39NEP85-95/2019>
- Downey R V., Griffiths HJ, Linse K, Janussen D (2012) Diversity and distribution patterns in high Southern latitude sponges. *PLoS One* 7:.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041672>
- Doxaran D, Ehn J, Bélanger S, et al (2012) Optical characterisation of suspended particles in the Mackenzie River plume (Canadian Arctic Ocean) and implications for ocean colour remote sensing. *Biogeosciences* 9:3213–3229.
<https://doi.org/https://doi.org/10.5194/bg-9-3213-2012>
- Dubos N, Preau C, Lenormand M, et al (2021) Assessing the effect of sample bias correction in species distribution models when independent data is unavailable. *Tbd* 1–44
- Ducklow HW, Clarke A, Dickhut R, et al (2012) The Marine System of the Western Antarctic Peninsula. En: Rogers AD, Johnston NM, Murphy EJ, Clarke A (eds) *Antarctic Ecosystems*. John Wiley and Sons Ltd, Chichester, U. K., pp 121–159
- Egbert GD, Erofeeva SY (2002) Efficient Inverse Modeling of Barotropic Ocean Tides. *J Atmos Ocean Technol* 19:183–204.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1175/1520-0426\(2002\)019<0183:EIMOBO>2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1175/1520-0426(2002)019<0183:EIMOBO>2.0.CO;2)
- Eleftheriou A, McIntyre A (2005) *Methods for the study of marine benthos*, 3rd edn. Blackwell Science
- Elias-Piera F, Rossi S, Petti MA V, et al (2020) Fauna associated with morphologically distinct macroalgae from Admiralty Bay, King George Island (Antarctica). *Polar Biol* 43:1535–1547.
<https://doi.org/10.1007/s00300-020-02726-y>
- Elith J, Graham CH, Anderson RP, et al (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography (Cop)* 29:129–151
- Elith J, Graham HC (2009) Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography*

- (Cop) 32:66–77.
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05505.x>
- Elith J, Leathwick JR (2009) Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annu Rev Ecol Syst* 40:415–436.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.l>
- Elith J, Leathwick JR, Hastie T (2008) A working guide to boosted regression trees. 802–813.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01390.x>
- Eljebri S, Mounir M, Faroukh AT, et al (2019) Application of geostatistical methods for the spatial distribution of soils in the irrigated plain of Doukkala, Morocco. *Model Earth Syst Environ* 5:669–687.
<https://doi.org/10.1007/s40808-018-0558-2>
- Elton C (1927) *Animal Ecology*. Sidgwick and Jackson, London
- ESRI. Inc (2016) Environmental Systems Research Institute, Inc. Desktop 10.4.1/10.6.1/10.8.1. In: Esri. <https://support.esri.com/es/Products/Desktop/arcgis-desktop/arcmap/10-4-1>
- Etherington LL, Hooge PN, Hooge ER, Hill DF (2007) Oceanography of Glacier Bay, Alaska: Implications for biological patterns in a glacial fjord estuary. *Estuaries and Coasts* 30:927–944.
<https://doi.org/10.1007/BF02841386>
- Falk U, Gieseke H, Kotzur F, Braun M (2016) Monitoring snow and ice surfaces on King George Island, Antarctic Peninsula, with high-resolution TerraSAR-X time series. *Antarct Sci* 28:135–149.
<https://doi.org/10.1017/S0954102015000577>
- Falk U, López DA, Silva-Busso A (2018a) Multi-year analysis of distributed glacier mass balance modelling and equilibrium line altitude on King George Island, Antarctic Peninsula. *Cryosphere* 12:1211–1232.
<https://doi.org/10.5194/tc-12-1211-2018>
- Falk U, Silva-Busso A (2021) Discharge of groundwater flow to Potter Cove on King George Island, Antarctic Peninsula. *Hydrol Earth Syst Sci* 25:3227–3244.
<https://doi.org/10.5194/hess-25-3227-2021>
- Falk U, Silva-Busso A, Pölcher P (2018b) A simplified method to estimate the run-off in Periglacial Creeks: A case study of King George Islands, Antarctic Peninsula. *Philos Trans R Soc A Math Phys Eng Sci* 376:20170166.
<https://doi.org/10.1098/rsta.2017.0166>
- Fettweis M, Nechad B, Van den Eynde D (2007) An estimate of the suspended particulate matter (SPM) transport in the southern North Sea using SeaWiFS images, in situ measurements and numerical model results. *Cont. Shelf Res.* 27:1568–1583
- Fofonova V, Androsov A, Sander L, et al (2019) Non-linear aspects of the tidal dynamics in the Sylt-Rømø Bight, south-eastern North Sea. *Ocean Sci* 15:1761–1782.
<https://doi.org/10.5194/os-15-1761-2019>
- Fofonova V, Danilov S, Androsov A, et al (2015) Impact of wind and tides on the Lena River freshwater plume

- dynamics in the summer season. *Ocean Dyn* 65:951–968. <https://doi.org/10.1007/s10236-015-0847-5>
- Fofonova V, Kärnä T, Klingbeil K, et al (2021) Plume spreading test case for coastal ocean models. *Geosci Model Dev Discuss* 2021:1–50. <https://doi.org/10.5194/gmd-2020-438>
- Friedlander AM, Goodell W, Salinas-de-leo P, et al (2020) Spatial patterns of continental shelf faunal community structure along the Western Antarctic Peninsula. *PLoS One* 15:e0239895. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0239895>
- Fuentes V, Alurralde G, Meyer B, et al (2016) Glacial melting: an overlooked threat to Antarctic krill. *Sci Reports* 6:1–12. <https://doi.org/10.1038/srep27234>
- Galimberti G, Soffritti G, Maso M Di (2012) Classification Trees for Ordinal Responses in R: The rpartScore Package. 47:
- Gao H, Wang J, Zhao P (1996) The Updated Kriging Variance and Optimal Sample Design ~ Haiyu Gao , 2 Jiahua Wang , 3 and Pengda Zhao 4. *Math Geol*
- Garcia MD, Fernández Severini MD, Spetter C, et al (2019) Effects of glacier melting on the planktonic communities of two Antarctic coastal areas (Potter Cove and Hope Bay) in summer. *Reg Stud Mar Sci* 30:100731. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100731>
- Gerdes D, Klages M, Arntz W, et al (1992) Quantitative investigations on macrobenthos communities of the southeastern Weddell Sea shelf based on multibox corer samples. *Polar Biol* 12:291–301. <https://doi.org/10.1007/BF00238272>
- Gili JM (1996) Ecología trófica de organismos suspensívoros bentónicos de la Antártida. En: Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología (ed). pp 41–50
- Gili JM, Coma R, Orejas C, et al (2001) Are antarctic suspension-feeding communities different from those elsewhere in the world? *Polar Biol* 24:473–485. <https://doi.org/10.1007/s003000100257>
- Glasser NF (2011) Polythermal Glaciers BT - Encyclopedia of Snow, Ice and Glaciers. En: Singh VP, Singh P, Haritashya UK (eds). Springer Netherlands, Dordrecht, pp 865–867
- Gokmen S, Dagalp R, Kilickaplan S (2022) Multicollinearity in measurement error models. *Commun Stat - Theory Methods* 51:474–485. <https://doi.org/10.1080/03610926.2020.1750654>
- Goldsmith J, Archambault P, Chust G, et al (2018) Projecting present and future habitat suitability of ship-mediated aquatic invasive species in the Canadian Arctic. *Biol Invasions* 20:501–517. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1553-7>
- Gómez I, Huovinen P (2020) Antarctic Seaweeds
- Gómez I, Weykam G, Klöser H, Wiencke C (1997) Photosynthetic light requirements, metabolic carbon balance and zonation of sublittoral macroalgae from King George Island

- (Antarctica). *Mar Ecol Prog Ser* 148:281–293.
<https://doi.org/10.3354/meps148281>
- Grange LJ, Smith CR (2013) Megafaunal communities in rapidly warming fjords along the West Antarctic Peninsula: Hotspots of abundance and beta diversity. *PLoS One* 8:
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0077917>
- Gray JS (2001) Marine diversity: the paradigms in patterns of species richness examined. *Sci Mar* 65:41–56
- Gray JS, Elliott M (2009) Ecology of Marine Sediments. *Ecology* 63:241
- Greenacre M (2016) Compositional Data Analysis (CoDA). *POLMAR COURSE* 75
- Gregg WW, Ginoux P, Schopf PS, Casey NW (2003) Phytoplankton and iron: Validation of a global three-dimensional ocean biogeochemical model. *Deep Res Part II Top Stud Oceanogr* 50:3143–3169.
<https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2003.07.013>
- Griffiths HJ (2010) Antarctic Marine Biodiversity – What Do We Know About the Distribution of Life in the Southern Ocean? 5:e11683.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011683>
- Griffiths HJ, Barnes DKA, Linse K (2009) Towards a generalized biogeography of the Southern Ocean benthos. *J Biogeogr* 36:162–177.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.01979.x>
- Griffiths HJ, Waller CL (2016) The first comprehensive description of the biodiversity and biogeography of Antarctic and Sub-Antarctic intertidal communities. *J Biogeogr* 43:1143–1155.
<https://doi.org/10.1111/jbi.12708>
- Grinnell J (1917) The Niche-Relationships of the California Thrasher. *Auk* 34:427–433.
<https://doi.org/10.2307/4072271>
- Guillaumot C (2021) Modelling the response of Antarctic marine species to environmental changes. Methods, applications and limitations. Université Bourgogne Franche-Comté
- Guillaumot C, Alexis SF, Marc M, et al (2018a) Benthic species of the Kerguelen Plateau show contrasting distribution shifts in response to environmental changes. *Ecol Evol* 1–16.
<https://doi.org/10.1002/ece3.4091>
- Guillaumot C, Camille M, Bruno D, Thomas S (2020) Extrapolation in species distribution modelling. Application to Southern Ocean marine species. *Prog Oceanogr* 102438.
<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2020.102438>
- Guillaumot C, Danis B, Saucède T (2021) Species distribution modelling of the Southern Ocean benthos: A review on methods, cautions and solutions. *Antarct Sci* 33:349–372.
<https://doi.org/10.1017/S0954102021000183>
- Guillaumot C, Jean A, Thomas S, et al (2019) Broad-scale species distribution models applied to data-poor areas. *Prog Oceanogr* 175:198–207.
<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2019.04.007>
- Guillaumot C, Martin A, Eléaume M,

- Saucède T (2018b) Methods for improving species distribution models in data-poor areas: example of sub-Antarctic benthic species on the Kerguelen Plateau. *Mar Ecol Prog Ser* 594:149–164. <https://doi.org/10.3354/meps12538>
- Guisan A, Thuiller W (2005) Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecol Lett* 8:993–1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Guo C, Lek S, Ye S, et al (2015) Uncertainty in ensemble modelling of large-scale species distribution: Effects from species characteristics and model techniques. *Ecol Modell* 306:67–75. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.002>
- Gutt J (2000) Some “driving forces” structuring communities of the sublittoral Antarctic macrobenthos. *Antarct Sci* 12:297–313. <https://doi.org/10.1017/S095410200000365>
- Gutt J (2007) Antarctic macro-zoobenthic communities: a review and an ecological classification. *Antarct Sci* 19:165. <https://doi.org/10.1017/S0954102007000247>
- Gutt J (2001) On the direct impact of ice on marine benthic communities, a review. *Polar Biol* 24:553–564. <https://doi.org/10.1007/s003000100262>
- Gutt J (2006) Coexistence of macro-zoobenthic species on the Antarctic shelf: An attempt to link ecological theory and results. *Deep Res Part II Top Stud Oceanogr* 53:1009–1028. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2006.02.012>
- Gutt J, Alvaro MC, Barco A, et al (2016) Macroepibenthic communities at the tip of the Antarctic Peninsula, an ecological survey at different spatial scales. *Polar Biol* 39:829–849. <https://doi.org/10.1007/s00300-015-1797-6>
- Gutt J, Barnes DKA, Lockhart SJ, van de Putte A (2013a) Antarctic macrobenthic communities: A compilation of circumpolar information. *Nat Conserv* 4:1–13. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.4.4499>
- Gutt J, Cape M, Dimmler W, et al (2013b) Shifts in Antarctic megabenthic structure after ice-shelf disintegration in the Larsen area east of the Antarctic Peninsula. *Polar Biol* 36:895–906. <https://doi.org/10.1007/s00300-013-1315-7>
- Gutt J, Griffiths HJ, Jones CD (2013c) Circumpolar overview and spatial heterogeneity of Antarctic macrobenthic communities. *Mar Biodivers* 43:.. <https://doi.org/10.1007/s12526-013-0152-9>
- Gutt J, Isla E, Xavier JC, et al (2021) Antarctic ecosystems in transition – life between stresses and opportunities. *Biol Rev* 96:798–821. <https://doi.org/10.1111/brv.12679>
- Gutt J, Koubbi P, Eléaume M (2007) Mega-epibenthic diversity off Terre Adélie (Antarctica) in relation to disturbance. *Polar Biol* 30:1323–1329. <https://doi.org/10.1007/s00300-007-0293-z>
- Gutt J, Piepenburg D (2003) Scale-

- dependent impact on diversity of Antarctic benthos caused by grounding of icebergs. *Mar Ecol Prog Ser* 253:77–83. <https://doi.org/10.3354/meps253077>
- Hass HC, Kuhn G, Wöfl A-C, et al (2013) Modern sedimentation patterns in Potter Cove, King George Island, Antarctica. *Geophys Res Abstr Vol 15* 15:EGU2013-13192
- Heine JN, McClintock JB, Slattery M, Weston J (1991) Energetic composition, biomass, and chemical defense in the common antarctic nemertean *Parborlasia corrugatus* McIntosh. *J Exp Mar Bio Ecol* 153:15–25. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(05\)80003-6](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(05)80003-6)
- Hendry KR, Meredith MP, Ducklow HW, Hendry KR (2018) The marine system of the West Antarctic Peninsula : status and strategy for progress. *Phil Trans R Soc Lond A* 376:20170179. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1098/rsta.2017.0179>
- Hengl T, Toomanian N, Reuter HI, Malakouti MJ (2007) Methods to interpolate soil categorical variables from profile observations: Lessons from Iran. *Geoderma* 140:417–427. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.04.022>
- Henkel S, Kasten S, Hartmann JF, et al (2018) Iron cycling and stable Fe isotope fractionation in Antarctic shelf sediments, King George Island. *Geochim Cosmochim Acta* 237:320–338. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2018.06.042>
- Henley SF, Jones EM, Venables HJ, et al (2018) Macronutrient and carbon supply , uptake and cycling across the Antarctic Peninsula shelf during summer Subject Areas. <https://doi.org/10.1098/rsta.2017.0168>
- Henley SF, Schofield OM, Hendry KR, et al (2019) Variability and change in the west Antarctic Peninsula marine system: Research priorities and opportunities. *Prog Oceanogr* 173:208–237. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2019.03.003>
- Hoffmann R, Pasotti F, Vázquez S, et al (2018) Spatial variability of biogeochemistry in shallow coastal benthic communities of Potter Cove (Antarctica) and the impact of a melting glacier. *PLoS One* 13:e0207917. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0207917>
- Hogg A, Spence P, Heerdegen A, et al (2015) Circulation of the Southern Ocean. <https://www.youtube.com/watch?v=8VMSF28J9H4>. Accessed 14 nov 2022
- Howe JA, Austin WEN, Forwick M, et al (2010) Fjord systems and archives: a review. *Geol Soc London, Spec Publ* 344:5–15. <https://doi.org/10.1144/SP344.2>
- Huisman O, de By RA (2009) *Principles of Geographic Information Systems*, 4th edn. ITC International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation, Netherlands
- Husmann G, Abele D, Rosenstiel P, et al (2013) Age-dependent expression of stress and antimicrobial genes in the hemocytes and siphon tissue of the Antarctic bivalve, *Laternula elliptica*, exposed to injury and starvation. *Cell Stress Chaperones*

- 19:15–32.
<https://doi.org/10.1007/s12192-013-0431-1>
- Hutchinson G (1957) Concluding remarks. *Cold Spring Harb Symp Quant Biol* 22:415–427.
<https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>
- Il Lee Y, Lim HS, Il Yoon H (2004) Geochemistry of soils of King George Island, South Shetland Islands, West Antarctica: Implications for pedogenesis in cold polar regions. *Geochim Cosmochim Acta* 68:4319–4333.
<https://doi.org/10.1016/j.gca.2004.01.020>
- Ilicic D, Woodhouse J, Karsten U, et al (2022) Antarctic Glacial Meltwater Impacts the Diversity of Fungal Parasites Associated With Benthic Diatoms in Shallow Coastal Zones. *Front Microbiol* 13:.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.805694>
- IPCC (2018) Annex I: Glossary [Matthews, J.B.R. (ed.)]. En: M. Tignor and TW (eds.). M-DVPZH-OPDRJSPRSAPWM-OCPRPSCJBRMYCXZMIGELTM (ed) *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change.*, Cambridge University Press, UK and New York, pp 541–562
- IPCC (2019a) Summary for policymakers. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA
- IPCC (2019b) IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate
- Jansen J, Hill NA, Dunstan PK, et al (2018) Abundance and richness of key Antarctic seafloor fauna correlates with modelled food availability. *Nat Ecol Evol* 2:71–80.
<https://doi.org/10.1038/s41559-017-0392-3>
- Javari M (2016) Geostatistical and Spatial Statistical Modelling of Precipitation Variations in Iran. *J Civ Environ Eng* 6:.
<https://doi.org/10.4172/2165-784X.1000230>
- Jerosch K (2013) Geostatistical mapping and spatial variability of surficial sediment types on the Beaufort Shelf based on grain size data. *J Mar Syst* 127:5–13.
<https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2012.02.013>
- Jerosch K, Pehlke H, Scharf F, et al (2018) Benthic meltwater fjord habitats formed by rapid glacier recession on King. *Philos Trans R Soc A* 376: 20170:
- Jerosch K, Scharf F, Deregibus D, et al (2016) The potential macroalgae habitat shifts in an Antarctic Peninsula fjord due to climate change. En: *Geophysical Research Abstracts EGU General Assembly Vol 18, EGU Genera.* p 3053
- Jerosch K, Scharf FK, Deregibus D, et al (2019) Ensemble Modeling of Antarctic Macroalgal Habitats Exposed to Glacial Melt in a Polar Fjord. *Front Ecol Evol* 7:207.
<https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00207>
- Jerosch K, Scharf FK, Deregibus D, et al (2015) High resolution bathymetric compilation for Potter Cove, WAP, Antarctica, with links to data in

- ArcGIS format. PANGAEA.
<https://doi.org/10.1594/PANGAEA.853593>
- Jerosch K, Schlüter M, Pesch R (2006) Spatial analysis of marine categorical information using indicator kriging applied to georeferenced video mosaics of the deep-sea Håkon Mosby Mud Volcano. *Ecol Inform* 1:391–406. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2006.05.003>
- Jiménez L, Soberón J, Christen JA, Soto D (2019) On the problem of modeling a fundamental niche from occurrence data. *Ecol Modell* 397:74–83. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.01.020>
- Johnston K, Ver Hoef JM, Krivoruchko K, Lucas N (2003) Using ArcGIS geostatistical analyst. Redlands, United States of America
- Kamble KH, Aggrawal P (2011) Geostatistical Analyst for Deciding Optimal Interpolation Strategies for Delineating Compact Zones. *Int J Geosci* 02:585–596. <https://doi.org/10.4236/ijg.2011.24061>
- Kim D, Ahn I-Y, Noh J, et al (2022) Shifts in benthic megafauna communities after glacier retreat in an Antarctic fjord. *En: SCAR*
- Kim D, Seong J, Ahn I (2021) Patterns , drivers and implications of ascidian distributions in a rapidly deglaciating fjord , King George Island , West Antarctic Peninsula. *Ecol Indic* 125:107467. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107467>
- Kim H, Ducklow HW, Abele D, et al (2018) Inter-decadal variability of phytoplankton biomass along the coastal West Antarctic Peninsula Subject Areas
- Kim S, Kim JH, Lim JH, et al (2020) Distribution and control of bacterial community composition in marian cove surface waters, king george island, antarctica during the summer of 2018. *Microorganisms* 8:1–12. <https://doi.org/10.3390/microorganisms8081115>
- King MA, Padman L (2005) Accuracy assessment of ocean tide models around Antarctica. *Geophys Res Lett* 32:. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2005GL023901>
- Klöser H, Ferreyra G, Schloss IR, et al (1993) Seasonal variation of algal growth conditions in sheltered Antarctic bays: the example of Potter Cove (King George Island, South Shetlands). *J Mar Syst* 4:289–301. [https://doi.org/10.1016/0924-7963\(93\)90025-H](https://doi.org/10.1016/0924-7963(93)90025-H)
- Klöser H, Ferreyra GA, Schloss IR, et al (1994a) Hydrography of Potter Cove, a Small Fjord-like Inlet on King George Island (South Shetlands). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 38:523–537
- Klöser H, Mercuri G, Laturnus F, et al (1994b) On the competitive balance of macroalgae at Potter Cove (King George Island, South Shetlands). *Polar Biol* 14:11–16. <https://doi.org/10.1007/BF00240266>
- Klöser H, Quartino ML, Wiencke C (1996) Distribution of macroalgae and macroalgal communities in gradients of physical conditions in Potter Cove, King George Island, Antarctica. *Hydrobiologia* 333:1–17. <https://doi.org/10.1007/BF0002095>

- Koppes M, Hallet B, Rignot E, et al (2015) Observed latitudinal variations in erosion as a function of glacier dynamics. *Nature* 526:100–103. <https://doi.org/10.1038/nature15385>
- Kowalke J (1998) Energy budgets of benthic suspension feeding animals of the Potter Cove (King George Island, Antarctica). *Ber Polarforsch/Rep Polar Res* 0 I–VII 286:1–147
- Kowalke J (1999) Filtration in antarctic ascidians - Striking a balance. *J Exp Mar Bio Ecol* 242:233–244. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(99\)00108-2](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(99)00108-2)
- Kowalke J, Tatián M, Sahade R, Arntz W (2001) Production and respiration of Antarctic ascidians. *Polar Biol* 24:663–669. <https://doi.org/10.1007/s003000100266>
- Krause-Jensen D, Duarte CM (2016) Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nat Geosci* 9:737–742. <https://doi.org/10.1038/ngeo2790>
- Krivoruchko K (2004) Introduction to Modeling Spatial Processes Using Geostatistical Analyst. *Esri* 1–27
- Kuhn M (2011) The caret Package
- Kumar A, Maroju S, Bhat A (2007) Application of ArcGIS geostatistical analyst for interpolating environmental data from observations. *Environ Prog* 26:220–225. <https://doi.org/10.1002/ep.10223>
- Kuznetsov I, Androsov A, Fofonova V, Danilov S (2020) Evaluation and Application of Newly Designed Finite Volume Coastal Model FESOM-C , Effect of Variable Resolution in the Southeastern North Sea. *Water* 12:5. <https://doi.org/10.3390/w12051412>
- Lagger C, Neder C, Merlo P, et al (2021) Tidewater glacier retreat in Antarctica: The table is set for fast-growing opportunistic species, is it? *Estuar Coast Shelf Sci* 260:107447. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107447>
- Lagger C, Nime M, Torre L, et al (2018) Climate Change, Glacier Retreat and a New Ice-Free Island Offer New Insights on Antarctic Benthic Responses. *Ecography (Cop)* 40:1–12. <https://doi.org/10.1111/ecog.03018>
- Lagger C, Servetto N, Torre L, Sahade R (2017) Benthic colonization in newly ice-free soft-bottom areas in an Antarctic fjord. *PLoS One* 12:e0186756. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186756>
- Lambert G (2005) Ecology and natural history of the protochordates. *Can J Zool* 83:34–50. <https://doi.org/10.1139/z04-156>
- Lee JR, Raymond B, Bracegirdle TJ, et al (2017) Climate change drives expansion of Antarctic ice-free habitat. *Nat Publ Gr.* <https://doi.org/10.1038/nature22996>
- Liao CC, Chen YH (2022) The effects of true and pseudo-absence data on the performance of species distribution models at landscape scale. *Taiwania* 67:9–20. <https://doi.org/10.6165/tai.2022.67.9>

- Lim CH (2014) Modelling Waves and Currents in Potter Cove, Antarctica
- Lim CH, Lettmann K, Wolff J-O (2013) Numerical study on wave dynamics and wave-induced bed erosion characteristics in Potter Cove, Antarctica. *Ocean Dyn* 63:1151–1174.
<https://doi.org/10.1007/s10236-013-0651-z>
- Linse K, Griffiths HJ, Barnes DKA, et al (2013) The macro- and megabenthic fauna on the continental shelf of the eastern Amundsen Sea, Antarctica. *Cont Shelf Res* 68:8.012
<https://doi.org/10.1016/j.csr.2013.08.012>
- Liu C, Berry PM, Dawson TP, Pearson RG (2005a) Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography (Cop)* 28:385–393.
<https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.03957.x>
- Liu H, Wang L, Jezek KC (2005b) Delineation of dry and melt snow zones in Antarctica using microwave remote sensing data. *Int Geosci Remote Sens Symp* 8:5452–5455.
<https://doi.org/10.1109/IGARSS.2005.1525974>
- Luxmoore RA (1982) The reproductive biology of some serolid isopods from the Antarctic. *Polar Biol* 1:3–11.
<https://doi.org/10.1007/BF00568750>
- Luxmoore RA (1984) A comparison of the respiration rate of some Antarctic isopods with species from lower latitudes. *Br. Antarct. Surv. Bull.* 62:53–65
- Luxmoore RA (1985) The Energy Budget of a Population of the Antarctic Isopod *Serolis polita* BT - Antarctic Nutrient Cycles and Food Webs. En: Siegfried WR, Condy PR, Laws RM (eds). Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp 389–396
- Mabit L, Bernard C, Makhlof M, Laverdière MR (2008) Spatial variability of erosion and soil organic matter content estimated from ¹³⁷Cs measurements and geostatistics. *Geoderma* 145:245–251.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.03.013>
- Maechler M, Rousseeuw P, Struyf A, et al (2019) Package ‘cluster’ cluster: Cluster Analysis Basics and 2.0.7-1. , Extensions. R package version
- Marcías ML, Deregibus D, Saravia LA, et al (2017) Life between tides: Spatial and temporal variations of an intertidal macroalgal community at Potter Peninsula, South Shetland Islands, Antarctica. *Estuar Coast Shelf Sci* 187:193–203.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.12.023>
- Marina TI, Salinas V, Cordone G, et al (2018) The Food Web of Potter Cove (Antarctica): complexity, structure and function. *Estuar Coast Shelf Sci* 200:141–151.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.10.015>
- Marshall J, Hill C, Perelman L, Adcroft A (1997) Hydrostatic, quasi-hydrostatic, and nonhydrostatic ocean modeling. *J Geophys Res* 102:5733–5752
- Martín-Fernández JA, Thió-Henestrosa S (2016) Compositional Data Analysis. En: Josep Antoni M-F, Thió-Henestrosa S (eds) *CoDaWork: International Workshop on Compositional Data Analysis*, 1^a

- edn. Springer Cham, Spain
- Martinez M (2021) A molecular view on adaptation on local and continental scales in the Sub-Antarctic and Antarctic bivalve *Aequiyoldia*. Universität Bremen
- Mateo RG, Felicísimo ÁM, Muñoz J (2011) Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Rev Chil Hist Nat* 84:217–240. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2011000200008>
- Matula CV, Quartino ML, Nuñez JD, et al (2022) Effects of seawater temperature and seasonal irradiance on growth, reproduction, and survival of the endemic Antarctic brown alga *Desmarestia menziesii* (Phaeophyceae). *Polar Biol* 45:559–572. <https://doi.org/10.1007/s00300-021-02991-5>
- McClintock JB, Amsler CD, Baker BJ, van Soest RWM (2005) Ecology of antarctic marine sponges: an overview. *Integr Comp Biol* 45:359–368. <https://doi.org/10.1093/icb/45.2.359>
- McClintock JB, Angus RA, Ho C, et al (2008) A laboratory study of behavioral interactions of the Antarctic keystone sea star *Odontaster validus* with three sympatric predatory sea stars. *Mar Biol* 154:1077–1084. <https://doi.org/10.1007/s00227-008-1001-4>
- McGillicuddy DJ, Sedwick PN, Dinniman MS, et al (2015) Iron supply and demand in an Antarctic shelf ecosystem. *Geophys Res Lett* 42:8088–8097. <https://doi.org/10.1002/2015GL065727>
- McLaughlin RL, Carl LM, Middel T, et al (2001) Potentials and Pitfalls of Integrating Data From Diverse Sources: Lessons from a Historical Database for Great Lakes Stream Fishes. *Fisheries* 26:14–23. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(2001\)026<0014:PAPOID>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2001)026<0014:PAPOID>2.0.CO;2)
- Melo-Merino SM, Reyes-Bonilla H, Lira-Noriega A (2020) Ecological niche models and species distribution models in marine environments: A literature review and spatial analysis of evidence. *Ecol Modell* 415:108837. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108837>
- Menge BA, Sutherland JP (1987) Community regulation: variation in disturbance, competition, and predation in relation to environmental stress and recruitment. *Am Nat* 130:730–757. <https://doi.org/10.1086/284741>
- Meredith M, Sommerkorn M, Cassotta S, et al (2019) Polar regions. En: [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama NMW (eds.). (ed) IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp 203–320
- Meredith MP, Falk U, Valeria A, et al (2018) Anatomy of a glacial meltwater discharge event in an Antarctic cove. *Philos Trans R Soc A Math Phys Eng Sci*. <https://doi.org/10.1098/rsta.2017.0163>
- Merow C, Smith MJ, Edwards TC, et al

- (2014) What do we gain from simplicity versus complexity in species distribution models? *Ecography (Cop)* 37:1267–1281. <https://doi.org/10.1111/ecog.00845>
- Meyer H, Pebesma E (2020) Predicting into unknown space? Estimating the area of applicability of spatial prediction models. 1–16
- Monge-Nájera J (2015) ¿Existen realmente los ensambles y ensamblajes ecológicos? *Rev Biol Trop* 63:575–577
- Monien D, Monien P, Brünjes R, et al (2017) Meltwater as a source of potentially bioavailable iron to Antarctica waters. *Antarct Sci* 29:277–291. <https://doi.org/10.1017/S095410201600064X>
- Monien D, Monien P, Schnetger B, Brumsack H-J (2013) Suspended particulate matter in melt water streams on Potter Peninsula, King George Island, maritime Antarctica. *Inst. Chem. Biol. Mar. Environ. Carl-von-Ossietzky Univ. Oldenburg, Ger.*
- Monien P, Lettmann KA, Monien D, et al (2014a) Redox conditions and trace metal cycling in coastal sediments from the maritime Antarctic. *Geochim Cosmochim Acta* 141:26–44. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2014.06.003>
- Monien P, Lettmann KA, Monien D, et al (2014b) Sediment and pore water geochemistry of sediment cores, Potter Cove, King George Island. *PANGAEA*. <https://doi.org/10.1594/PANGAEA.832335>
- Monien P, Schnetger B, Brumsack H-J, et al (2011) A geochemical record of late Holocene palaeoenvironmental changes at King George Island (maritime Antarctica). *Antarct Sci* 23:255–267. <https://doi.org/10.1017/S095410201100006X>
- Monniot C, Monniot F (1994) Ascidiens collected in the Weddell Sea by the RV “polarstern” (EPOS cruise leg 3). *Bull du Museum Natl d’Histoire Nat Sect A Zool Biol Ecol Anim* 16:13–37
- Moon H-W, Wan Hussin WMR, Kim H-C, Ahn I-Y (2015) The impacts of climate change on Antarctic nearshore mega-epifaunal benthic assemblages in a glacial fjord on King George Island: Responses and implications. *Ecol Indic* 57:280–292. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.04.031>
- Moritz C, Lévesque M, Gravel D, et al (2013) Modelling spatial distribution of epibenthic communities in the Gulf of St. Lawrence, Canada. *J Sea Res* 78:75–84. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2012.10.009>
- Morley SA, Abele D, Barnes DKA, et al (2020) Global Drivers on Southern Ocean Ecosystems: Changing Physical Environments and Anthropogenic Pressures in an Earth System. *Front Mar Sci* 7:1–24. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.547188>
- Muscarella R, Galante PJ, Soley-Guardia M, et al (2014) ENMeval: An R package for conducting spatially independent evaluations and estimating optimal model complexity for Maxent ecological niche models. *Methods Ecol Evol* 5:1198–1205. <https://doi.org/10.1111/2041->

- 210x.12261
- Neder C (2016) El bentos de Caleta Potter (Antártida): Un meta-análisis usando modelos de distribución de especies. Tesis título profesional Biólogo. FCEFYN, Universidad Nacional de Córdoba
- Neder C, Fofonova V, Androsov A, et al (2022) Modelling suspended particulate matter dynamics at an Antarctic fjord impacted by glacier melt. *J Mar Syst* 231:103734. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2022.103734>
- Neder C, Fofonova V, Androsov A, et al (2019) A new hydrodynamic model for terrestrial run-off in West Antarctic glaciated coves. En: 5th Young Earth Scientist YES Network Congress. Berlin
- Neder C, Jerosch K, Monien D, et al (2016a) Suspended particulate matter (SPM) and meteorological data in Potter Cove (74 stations), Carlini Station, King George Island (Isla 25 de Mayo) of 21 years German-Argentinian cooperation (1992-2013) compiled within IMCONet. PANGAEA. <https://doi.org/10.1594/PANGAEA.871275>
- Neder C, Jerosch K, Ruiz Barlett E, et al (2016b) A compilation of physical oceanography CTD profiles (Conductivity, Temperature & Density), voltage, turbidity and salinity - 123 Stations in Potter Cove, KGI, Antarctic during 24 years of German-Argentinian cooperation (1991-2015). PANGAEA. <https://doi.org/10.1594/PANGAEA.869413>
- Neder C, Jerosch K, Ruiz Barlett E, Schloss IR (2017) A join of 85 physical oceanography CTD profiles with meteorological variables in Potter Cove, Carlini Station, King George Island (Isla 25 de Mayo) during 24 years German-Argentinian cooperation (1991-2015) compiled within IMCONet. PANGAEA. <https://doi.org/10.1594/PANGAEA.870573>
- Neder C, Jerosch K, Scharf FK (2016c) What is available and who does it? Metadata available for German-Argentinian Cooperation compiled during IMCOAST/IMCONET Project: 25 Years of investigation in Potter Cove, Carlini Station, King George Island-Isla 25 de Mayo. PANGAEA. <https://doi.org/10.1594/PANGAEA.869248>
- Neder C, Sahade R, Abele D, et al (2020) Default Versus Configured-Geostatistical Modeling of Suspended Particulate Matter in Potter Cove , West Antarctic Peninsula. *Fluids* 5:235. <https://doi.org/doi:10.3390/fluids504023>
- Nelson DM, Gordon LI (1982) Production and pelagic dissolution of biogenic silica in the Southern Ocean. *Geochim Cosmochim Acta* 46:491–501. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(82\)90153-3](https://doi.org/10.1016/0016-7037(82)90153-3)
- Nori J, Leynaud GC, Volante J, et al (2017) Reptile species persistence under climate change and direct human threats in north-western Argentina. *Environ Conserv* 1–7. <https://doi.org/10.1017/S0376892917000285>
- O'Malley J (2007) U . S . Geological Survey ArcMap Sediment Classification Tool : Installation and User Guide. US Geol Surv Open-File Rep 1186:38 p.

- Obermüller BE, Truebano M, Peck LS, et al (2013) Reduced seasonality in elemental CHN composition of Antarctic marine benthic predators and scavengers. *J Exp Mar Bio Ecol* 446:328–333.
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.06.001>
- Oerlemans J (2005) Extracting a climate signal from 169 glacier records. *Science* (80-) 308:675–677.
<https://doi.org/10.1126/science.1107046>
- Oerlemans J (1994) Quantifying global warming from the retreat of glaciers. *Science* 264:243–245.
<https://doi.org/10.1126/science.264.5156.243>
- Oerlemans J, Nick FM (2005) A minimal model of a tidewater glacier. *Ann Glaciol* 42:1–6.
<https://doi.org/10.3189/172756405781813023>
- Olbers D, Borowski D, Völker C, Wölff JO (2004) The dynamical balance, transport and circulation of the Antarctic Circumpolar Current. *Antarct Sci* 16:439–470.
<https://doi.org/10.1017/S0954102004002251>
- Ormond RFG, Gage JD, Angel M V (1997) *Marine Biodiversity - Patterns and Processes*. Cambridge University Press, New York
- Osmanoğlu B, Braun M, Hock R, Navarro FJ (2013) Surface velocity and ice discharge of the ice cap on King George Island, Antarctica. *Ann Glaciol* 54:111–119.
<https://doi.org/10.3189/2013AoG63A517>
- Pakhomov EA, Fuentes V, Schloss IR, et al (2003) Beaching of the tunicate *Salpa thompsoni* at high levels of suspended particulate matter in the Southern Ocean. *Polar Biol* 26:427–431.
<https://doi.org/10.1007/s00300-003-0494-z>
- Palomo G, Iribarne O (2000) Sediment bioturbation by polychaete feeding may promote sediment stability. *Bull Mar Sci* 67:249-257(9)
- Pasotti F, Manini E, Giovannelli D, et al (2015a) Antarctic shallow water benthos in an area of recent rapid glacier retreat. *Mar Ecol* 36:716–733.
<https://doi.org/10.1111/maec.12179>
- Pasotti F, Saravia LA, De Troch M, et al (2015b) Benthic trophic interactions in an Antarctic shallow water ecosystem affected by recent glacier retreat. *PLoS One* 10:.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141742>
- Peck LS (2002) Ecophysiology of Antarctic marine ectotherms: limits to life. *Polar Biol* 25:31–40.
<https://doi.org/10.1007/s003000100308>
- Peck LS (2005) Prospects for surviving climate change in Antarctic aquatic species. *Front Zool* 2:9.
<https://doi.org/10.1186/1742-9994-2-9>
- Perry A, Low PJ, Ellis JR, J.D. Reynolds AL (2005) Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science* (80-) 308:1912–1915.
<https://doi.org/10.1126/science.1111322>
- Peters KJ, Amsler CD, Amsler MO, et al (2005) A comparative analysis of the nutritional and elemental composition of macroalgae from the western Antarctic Peninsula.

- Phycologia 44:453–463.
[https://doi.org/10.2216/0031-8884\(2005\)44\[453:ACAOTN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2216/0031-8884(2005)44[453:ACAOTN]2.0.CO;2)
- Peterson AT, Papeş M, Eaton M, et al (2007) Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: A comparison of GARP and Maxent. *Ecography (Cop)* 30:550–560.
<https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05102.x>
- Peterson AT, Soberón J (2012) Species distribution modeling and ecological niche modeling: Getting the Concepts Right. *Nat a Conserv* 10:102–107.
<https://doi.org/10.4322/natcon.2012.019>
- Peterson AT, Soberón J, Pearson RG, et al (2011) Ecological niches and geographic distributions
- Pętliski M, Sziło J, MacDonell S, et al (2017) Recent deceleration of the ice elevation change of Ecology Glacier (King George Island, Antarctica). *Remote Sens* 9:7–9.
<https://doi.org/10.3390/rs9060520>
- Pfeffer WT (2007) A simple mechanism for irreversible tidewater glacier retreat. *J Geophys Res* 112:3–25.
<https://doi.org/10.1029/2006JF000590>
- Philipp EER, Husmann G, Abele D (2011a) The impact of sediment deposition and iceberg scour on the Antarctic soft shell clam *Laternula elliptica* at King George Island, Antarctica. *Antarct Sci* 23:127–138.
<https://doi.org/10.1017/S0954102010000970>
- Philipp EER, Husmann G, Abele D (2011b) Suspended particulate matter and respiration experiments of *Laternula elliptica* in Potter Cove, King George Island, Western Antarctic Peninsula. Suppl. to Philipp, EER al. impact sediment Depos. Iceb. scour Antarct. soft shell clam *Laternula elliptica* King Georg. Island, Antarct. *Antarct. Sci.* 23(2), 127–138,
<https://doi.org/10.1017/S095410201000>
- Phillips SJ (2008) Transferability, sample selection bias and background data in presence-only modelling: A response to Peterson et al. (2007). *Ecography (Cop)* 31:272–278.
<https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5378.x>
- Phillips SJ, Dudik M, Elith J, et al (2009) Sample Selection Bias and Presence-Only Distribution Models : Implications for Background and Pseudo-Absence Data Published by : Ecological Society of America Linked references are available on JSTOR for this article : Your use of the JSTOR archive indica. *Ecol Appl* 19:181–197
- Pineda-Metz SEA, Isla E, Gerdes D (2019) Benthic communities of the Filchner Region (Weddell Sea, Antarctica). *Mar Ecol Prog Ser* 628:37–54.
<https://doi.org/10.3354/meps13093>
- Pineda E, Lobo J (2009) Assessing the accuracy of species distribution models to predict amphibian species richness patterns. *J Anim Ecol* 78:182–190.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.0>
- Plouffe CCF, Robertson C, Chandrapala L (2015) Comparing interpolation techniques for monthly rainfall mapping using multiple evaluation criteria and auxiliary data sources: A

- case study of Sri Lanka. *Environ Model Softw* 67:57–71. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.01.011>
- Qiao H, Soberón J, Peterson AT (2015) No silver bullets in correlative ecological niche modelling: Insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. *Methods Ecol Evol* 6:1126–1136. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12397>
- Quartino ML (2003) Aspectos ecológicos de macroalgas marinas de Caleta Potter, Shetland del Sur, Antártida
- Quartino ML, Boraso de Zaixso AB, Momo FR (2008) Macroalgal production and the energy cycle of Potter Cove. En: Wiencke, C., Ferreyra, G.A., Abele, D., Marensi S (Eds. . (ed) *Ber. Polarforsch. Meeresforsch.* p 68e74
- Quartino ML, Boraso De Zaixso AL (2008) Summer macroalgal biomass in Potter Cove, South Shetland Islands, Antarctica: Its production and flux to the ecosystem. *Polar Biol* 31:281–294. <https://doi.org/10.1007/s00300-007-0356-1>
- Quartino ML, Deregibus D, Campana GL, et al (2013) Evidence of Macroalgal Colonization on Newly Ice-Free Areas following Glacial Retreat in Potter Cove (South Shetland Islands), Antarctica. *PLoS One* 8:e58223. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0058223>
- Quartino ML, Klöser H, Schloss IR, Wiencke C (2001) Biomass and associations of benthic marine macroalgae from the inner Potter Cove (King George Island, Antarctica) related to depth and substrate. *Polar Biol* 24:349–355. <https://doi.org/10.1007/s003000000218>
- Quartino ML, Saravia LA, Campana GL, et al (2020) Production and Biomass of Seaweeds in Newly Ice-Free Areas: Implications for Coastal Processes in a Changing Antarctic Environment. En: Gómez I, Huovinen P (eds) *Antarctic Seaweeds: Diversity, Adaptation and Ecosystem Services*. Springer International Publishing, Cham, pp 155–171
- R Core Team (2021) A language and environment for statistical computing. *R Found. Stat. Comput.*
- Reiss H, Birchenough S, Borja A, et al (2015) Benthos distribution modelling and its relevance for marine ecosystem management. *ICES J Mar Sci* 72:297–315. <https://doi.org/doi:10.1093/icesjms/fsu107>
- Reiss H, Cunze S, König K, et al (2011) Species distribution modelling of marine benthos: a North Sea case study. *Mar Ecol Prog Ser* 442:71–86. <https://doi.org/10.3354/meps09391>
- Riisgård HU, Larsen PS (2010) Particle capture mechanisms in suspension-feeding invertebrates. *Mar Ecol Prog Ser* 418:255–293. <https://doi.org/10.3354/meps08755>
- Rimondino C, Torre L, Sahade R, Tatián M (2015) Sessile macro-epibiotic community of solitary ascidians, ecosystem engineers in soft substrates of Potter Cove, Antarctica. *Polar Res* 34:24338. <https://doi.org/10.3402/polar.v34.24338>
- Ripley B, Venables B, Bates DM, et al

- (2002) Package 'MASS'
- Ripple WJ, Estes JA, Schmitz OJ, et al (2016) What is a Trophic Cascade? *Trends Ecol Evol* 31:842–849. <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2016.08.010>
- Robinson BJO, Morley SA, Rizouli A, et al (2022) New confirmed depth limit of Antarctic macroalgae: *Palmaria decipiens* found at 100 m depth in the Southern Ocean. *Polar Biol* 45:1459–1463. <https://doi.org/10.1007/s00300-022-03071-y>
- Robinson TP, Metternicht G (2006) Testing the performance of spatial interpolation techniques for mapping soil properties. *Comput Electron Agric* 50:97–108. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2005.07.003>
- Rodriguez ID, Marina TI, Schloss IR, Saravia LA (2022) Marine food webs are more complex but less stable in sub-Antarctic (Beagle Channel, Argentina) than in Antarctic (Potter Cove, Antarctic Peninsula) regions. *Mar Environ Res* 174. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105561>
- Roese M (1998) Tesis Aspectos de la circulación en Caleta Potter, Islas Shetland del Sur, Antártida
- Rossi S, Bramanti L, Gori A, Orejas C (2017) An overview of the Animal Forest of the World. En: Rossi S (ed) *Marine Animal Forests- The Ecology of Benthic Biodiversity Hotspots*. Springer International Publishing
- Rossi S, Coppari M, Viladrich N (2020) *Marine Animal Forests*
- Rossi S, Rizzo L (2020) Marine Animal Forests as Carbon Immobilizers or Why We Should Preserve These Three-Dimensional Alive Structures
- Rückamp M, Braun M, Suckro S, Blindow N (2011) Observed glacial changes on the King George Island ice cap, Antarctica, in the last decade. *Glob Planet Change* 79:99–109. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2011.06.009>
- Ruiz Barlett E, Sierra ME, Costa AJ, Tosonotto G V. (2021) Interannual variability of hydrographic properties in Potter Cove during summers between 2010 and 2017. *Antarct Sci* 20:1–20. <https://doi.org/10.1017/S0954102020000668>
- Ruiz MB, Taverna A, Servetto N, et al (2020) Hidden diversity in Antarctica: Molecular and morphological evidence of two different species within one of the most conspicuous ascidian species. *Ecol Evol* 00:1–17. <https://doi.org/10.1002/ece3.6504>
- Sahade R, Lagger C, Momo FR, et al (2015) Climate change, glacier retreat and shifts in an Antarctic benthic ecosystem. *Sci Adv* 1:e1500050. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500050>
- Sahade R, Tarantelli MS, Tatián M, Mercuri G (2008) Benthic community shifts: A possible linkage to climate change? *Ber Polarforsch Meeresforsch* 571:331–337
- Sahade R, Tatián M, Kowalke J, et al (1998) Benthic faunal associations on soft substrates at Potter Cove, King George Island, Antarctica. *Polar Biol* 19:85–91. <https://doi.org/10.1007/s0030000050218>
- Savaglia V, Matula CV, Quartino ML, et al

- (2019) Physiological response to irradiance, temperature and co-cultivation in Antarctic engineering brown algae (*Desmarestia menziesii* and *D. anceps*). *Polar Biol* 42:2031–2044.
<https://doi.org/10.1007/s00300-019-02578-1>
- Scambos TA, Bohlander JA, Shuman CA, Skvarca P (2004) Glacier acceleration and thinning after ice shelf collapse in the Larsen B embayment, Antarctica. *Geophys Res Lett* 31:2001–2004.
<https://doi.org/10.1029/2004GL020670>
- Schloss IR (1997) Escalas témporo-espaciales de variabilidad del fitoplancton costero Antártico. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
- Schloss IR (2010a) Suspended particulate matter measured on water samples of two stations at Potter Cove, King George Island, Western Antarctic Peninsula (1992–2010)
- Schloss IR (2010b) Suspended particulate matter measured on water samples of station PotterCove_3, King George Island, Western Antarctic Peninsula (2002–2010)
- Schloss IR, Abele D, Moreau S, et al (2012) Response of phytoplankton dynamics to 19-year (1991–2009) climate trends in Potter Cove (Antarctica). *J Mar Syst* 92:53–66.
<https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2011.10.006>
- Schloss IR, Ferreyra GA (2002) Primary production, light and vertical mixing in Potter Cove, a shallow bay in the maritime Antarctic. *Polar Biol* 25:41–48.
<https://doi.org/10.1007/s003000100309>
- Schloss IR, Ferreyra GA, González O, et al (2008) Long term hydrographic conditions and climate trends in Potter Cove. *J Chem Inf Model* 53:1689–1699.
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Schloss IR, Ferreyra GA, Mercuri G, Kowalke J (1999) Particle flux in an Antarctic shallow coastal environment: a sediment trap study. 63:99–111
- Schloss IR, Ferreyra GA, Ruiz-Pino D (2002) Phytoplankton biomass in Antarctic shelf zones: A conceptual model based on Potter Cove, King George Island. *J Mar Syst* 36:129–143.
[https://doi.org/10.1016/S0924-7963\(02\)00183-5](https://doi.org/10.1016/S0924-7963(02)00183-5)
- Schloss IR, Neder C, Jerosch K (2016) Suspended particulate matter (SPM) stations of 3 georeferenced transects in Potter Cove 1996–1997. PANGAEA
- Schloss IR, Wasilowska A, Dumont D, et al (2014) On the phytoplankton bloom in coastal waters of southern King George Island (Antarctica) in January 2010: An exceptional feature? *Limnol Oceanogr* 59:195–210.
<https://doi.org/10.4319/lo.2014.59.1.0195>
- Schofield O, Ducklow HW, Martinson DG, et al (2010) How do polar marine ecosystems respond to rapid climate change? *Science* 328:1520–1523.
<https://doi.org/10.1126/science.1185779>
- Scrosati RA, Knox AS, Valdivia N, Molis M (2011) Species richness and

- diversity across rocky intertidal elevation gradients in Helgoland: Testing predictions from an environmental stress model. *Helgol Mar Res* 65:91–102. <https://doi.org/10.1007/s10152-010-0205-4>
- Scrucca L, Fraley C, Raftery AE, et al (2019) mclust 5: clustering, classification and density estimation using Gaussian finite mixture models. *R J* 8/1 205–233
- Seoane J, Bustamante J (2001) Modelos predictivos de la distribución de especies: una revisión de sus limitaciones. *Ecología* 15:9–21
- Servetto N (2014) Rol ecosistémico de *Malacobelemnion daytoni* (Octocorallia, Pennatulacea, Kophobelemnidae) en comunidades bentónicas de Caleta Potter, Isla 25 de Mayo, Antártida. Universidad Nacional de Córdoba
- Servetto N, Rossi S, Fuentes V, et al (2017) Seasonal trophic ecology of the dominant Antarctic coral *Malacobelemnion daytoni* (Octocorallia, Pennatulacea, Kophobelemnidae). *Mar Environ Res* 130:264–274. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.08.003>
- Servetto N, Sahade R (2016) Reproductive seasonality of the Antarctic sea pen *Malacobelemnion daytoni* (Octocorallia, Pennatulacea, Kophobelemnidae). *PLoS One* 11:1–16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0163152>
- Servetto N, Torre L, Sahade R (2013) Reproductive biology of the Antarctic “sea pen” *Malacobelemnion daytoni* (Octocorallia, Pennatulacea). *Polar Res* 32:1–11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0163152>
- Siciński J, Pabis K, Jazdzewski K, et al (2012) Macrozoobenthos of two Antarctic glacial coves: A comparison with non-disturbed bottom areas. *Polar Biol* 35:355–367. <https://doi.org/10.1007/s00300-011-1081-3>
- Silva AB, Arigony-Neto J, Braun MH, et al (2020) Spatial and temporal analysis of changes in the glaciers of the Antarctic Peninsula. *Glob Planet Change* 184:103079. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2019.103079>
- Simões JC, Bremer UF, Aquino FE, Ferron FA (1999) Morphology and variations of glacial drainage basins in the King George Island ice field, Antarctica. *Ann Glaciol* 29:220–224. <https://doi.org/10.3189/172756499781821085>
- Simpson G, Castelltort S (2006) Coupled model of surface water flow, sediment transport and morphological evolution. *Comput Geosci* 32:1600–1614. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2006.02.020>
- Smale DA, Barnes DKA (2008) Likely responses of the Antarctic benthos to climate-related changes in physical disturbance during the 21st century, based primarily on evidence from the West Antarctic Peninsula region. *Ecography (Cop)* 31:289–305. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.05456.x>
- Smale DA, Brown KM, Barnes DKA, et al (2008) Ice scour disturbance in Antarctic waters. *Science* (80-)

- 321:371.
<https://doi.org/10.1126/science.1158647>
- Smetacek VS (2021) Mitigating the Impacts of Climate Change by Manipulating the Global Carbon Cycle. *GeographyandyouCom*
- Smith RC, Baker KS, Dierssen HM, et al (2001) Variability of primary production in an antarctic marine ecosystem as estimated using a multi-scale sampling strategy. *Am Zool* 41:40–56.
<https://doi.org/10.1093/icb/41.1.40>
- Soberón J (2007) Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecol Lett* 10:1115–1123.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x>
- Soberón J, Peterson AT (2005) Interpretation of models of fundamental Ecological Niches and species' distributional areas. *Biodivers Informatics* 2:1–10
- Sparaventi E, Rodríguez-Romero A, Barbosa A, et al (2021) Trace elements in Antarctic penguins and the potential role of guano as source of recycled metals in the Southern Ocean. *Chemosphere* 285:131423.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131423>
- Stammerjohn SE, Martinson DG, Smith RC, Iannuzzi RA (2008) Sea ice in the western Antarctic Peninsula region: Spatio-temporal variability from ecological and climate change perspectives. *Deep Res Part II Top Stud Oceanogr* 55:2041–2058.
<https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2008.04.026>
- Steffen W, Rockström J, Richardson K, et al (2018) Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proc Natl Acad Sci U S A* 115:8252–8259.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115>
- Szió J, Bialik R (2018) Recession and Ice Surface Elevation Changes of Baranowski Glacier and Its Impact on Proglacial Relief (King George Island, West Antarctica). *Geosciences* 8:355.
<https://doi.org/10.3390/geosciences8100355>
- Tarantelli MS (2015) Estructura trófica del ecosistema de Caleta Potter, Shetland del Sur, Antártida. Universidad Nacional de Córdoba
- Tatián M, Antacli JC, Sahade R (2005) Ascidiaceae (Tunicata, Ascidiacea): species distribution along the Scotia Arc. *Sci Mar* 69:205–214.
<https://doi.org/10.3989/scimar.2005.69s2205>
- Tatián M, Sahade R, Mercuri G, et al (2008) Feeding ecology of benthic filter-feeders at Potter Cove, an Antarctic coastal ecosystem. *Polar Biol* 31:509–517.
<https://doi.org/10.1007/s00300-007-0379-7>
- Taverna A, Reyna PB, Giménez DR, Tatián M (2022) Disembarking in port: Early detection of the ascidian *Asciella scabra* (Müller, 1776) in a SW Atlantic port and forecast of its worldwide environmental suitability. *Estuar Coast Shelf Sci* 272:.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.107883>
- Teixidó N, Garrabou J, Arntz WE (2002) Spatial pattern quantification of Antarctic benthic communities using landscape indices. *Mar Ecol Prog Ser* 242:1–14.

- <https://doi.org/10.3354/meps242001>
- Teixidó N, Garrabou J, Gutt J, Arntz WE (2007) Iceberg Disturbance and Successional Spatial Patterns: The Case of the Shelf Antarctic Benthic Communities. *Ecosistemas Revista científica y técnica Ecol y Medio Ambient* 10:142–157. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9012-9>
- Therneau ATM, Atkinson B, Ripley B, Ripley MB (2007) The rpart Package
- Thrush SF, Hewitt JE, Cummings VJ, et al (2004) Muddy waters : elevating sediment input to coastal and estuarine habitats
- Thuiller W, Georges D, Engler R, Georges MD (2016) The biomod2 package: the updated object-oriented version of BIOMOD package. 1–104
- Thuiller W, Georges D, Gueguen M, et al (2021) biomod2: Ensemble Platform for Species Distribution Modeling. In: R Packag. version 3.5.1. <https://cran.r-project.org/package=biomod2>
- Thuiller W, Lafourcade B, Araújo MB (2010) Presentation Manual for BIOMOD
- Thuiller W, Lafourcade B, Engler R, Araújo MB (2009) BIOMOD A plataform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography (Cop)* 32:369–373. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05742.x>
- Tikhonov G, Opedal ØH, Abrego N, et al (2020) Joint species distribution modelling with the r-package Hmsc. *Methods Ecol Evol* 11:442–447. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13345>
- Torre L, Abele D, Lager C, et al (2014) When shape matters: Strategies of different Antarctic ascidians morphotypes to deal with sedimentation. *Mar Environ Res* 99:179–187. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.05.014>
- Torre L, Alurralde G, Lager C, et al (2021) Antarctic ascidians under increasing sedimentation: Physiological thresholds and ecosystem hysteresis. *Mar Environ Res* 167:105284. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105284>
- Torre L, Servetto N, Eöry ML, et al (2012) Respiratory responses of three Antarctic ascidians and a sea pen to increased sediment concentrations. *Polar Biol* 35:1743–1748. <https://doi.org/10.1007/s00300-012-1208-1>
- Torre L, Tabares PCC, Momo F, et al (2017) Climate change effects on Antarctic benthos: a spatially explicit model approach. *Clim Change* 141:733–746. <https://doi.org/10.1007/s10584-017-1915-2>
- Torres R, Jayat JP (2010) Para Cuatro Especies De Mamíferos Típicas Del Chaco En Argentina. *Mastozoología Neotrop* 17:335–352
- TPXO (2020) OSU TPXO9-Atlas Latest Version: v4. <https://www.tpxo.net/global/tpxo9-atlas>
- Turner J, Lu H, White I, et al (2016) Absence of 21st century warming on Antarctic Peninsula consistent with natural variability. *Nature* 535:411–415. <https://doi.org/10.1038/nature18645>

- Turner J, Marshall GJ, Clem K, et al (2020) Antarctic temperature variability and change from station data. *Int J Climatol* 40:2986–3007. <https://doi.org/10.1002/joc.6378>
- U.S. Geological Survey (2019) Landsat 8 Surface Reflectance Code (LASRC) Product Guide. (No. LSDS-1368 Version 2.0). 40
- Urban H-J, Mercuri G (1998) Population dynamics of the bivalve *Laternula elliptica* from Potter Cove, King George Island, South Shetland Islands. *Antarct Sci* 10:153–160. <https://doi.org/10.1017/S0954102098000200>
- Valavi R, Elith J, Lahoz-Monfort JJ, Guillerá-Arroita G (2019) blockCV: An R package for generating spatially or environmentally separated folds for k-fold cross-validation of species distribution models. *Methods Ecol Evol* 10:225–232. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13107>
- Valdivia N, Díaz MJ, Garrido I, Gómez I (2015) Consistent richness-biomass relationship across environmental gradients in a marine macroalgal-dominated subtidal community on the western antarctic peninsula. *PLoS One* 10:1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138582>
- van Rijn LC (1984) Sediment Transport, Part I: Bed load transport. *J Hydraul Eng* 110:1431–1456
- van Rijn LC (1985) Sediment transport. Part 2 Suspended load transport. *J Hydraul Eng* 110:1613–1641
- van Rijn LC (1987) Mathematical modelling of morphological processes in the case of suspended sediment transport.
- Vaughan DG (2006) Recent trends in melting conditions on the Antarctic Peninsula and their implications for ice-sheet mass balance and sea level. *Arctic, Antarct Alp Res* 38:147–152. [https://doi.org/10.1657/1523-0430\(2006\)038\[0147:RTIMCO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/1523-0430(2006)038[0147:RTIMCO]2.0.CO;2)
- Vaughan DG, Doake CSM (1996) Recent atmospheric warming and retreat of ice shelves on the Antarctic Peninsula. *Nature* 379:328–331. <https://doi.org/10.1038/379328a0>
- Vaughan DG, Marshall GJ, Connolley WM, et al (2003) Recent rapid regional climate warming on the Antarctic Peninsula. *Clim Change* 60:243–274. <https://doi.org/10.1023/A:1026021217991>
- Venables WN, Dichmont CM (2004) GLMs, GAMs and GLMMs: An overview of theory for applications in fisheries research. *Fish Res* 70:319–337. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.08.011>
- Viehweger IA (2018) Thesis Sediment comparison of physical, chemical and biological properties of different locations in Potter Cove, Antarctica. Hochschule Bremerhaven
- Wadham JL, De’Ath R, Monteiro FM, et al (2013) The potential role of the Antarctic Ice Sheet in global biogeochemical cycles. *Earth Environ Sci Trans R Soc Edinburgh* 104:55–67. <https://doi.org/10.1017/S1755691013000108>
- Walbridge S, Slocum N, Pobuda M, Wright DJ (2018) Unified geomorphological analysis

- workflows with benthic terrain modeler. *Geosci* 8: <https://doi.org/10.3390/geoscience8030094>
- Weber L (2017) Macroalgal distribution shifts during the climate change induced glacier retreat in Potter Cove, West Antarctic Peninsula, 1993-2016. Hochschule Karlsruhe
- Webster R, Oliver MA (2007) *Geostatistics for Environmental Scientists.*, 2nd Editio. John Wiley & SoNS. Ltd, Chichester
- Wentworth CK (1922) A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *J Geol* 30:377–392. <https://doi.org/10.1086/622910>
- Whittaker RJ, Willis KJ, Field R (2001) Scale and species richness: Towards a general, hierarchical theory of species diversity. *J Biogeogr* 28:453–470. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2001.00563.x>
- Wiencke C, Amsler CD (2012) Seaweeds and Their Communities in Polar Regions. En: C. Wiencke and K. Bischof (eds.) (ed) *Seaweed Biology*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2012, pp 471–493
- Wiencke C, Amsler CD, Clayton MN (2014) Antarctic Macroalgae. *Biogeogr Atlas South Ocean* 11–14
- Wiencke C, Clayton MN, Gómez I, et al (2007) Life strategy, ecophysiology and ecology of seaweeds in polar waters. *Rev Environ Sci Biotechnol* 6:95–126. <https://doi.org/10.1007/s11157-006-9106-z>
- Williams G (2018) *The Rattle Package : Quick Start Guide*. R J 2–4
- Włodarska-Kowalczyk M, Pearson TH, Kendall MA (2005) Benthic response to chronic natural physical disturbance by glacial sedimentation in an Arctic fjord. *Mar Ecol Prog Ser* 303:31–41
- Wölfel A-C, Hass HC, Kuhn G (2013) Grain size, TOC, TC, TN, TS and sulphate distribution in surface sediments from Potter Cove, King George Island, Antarctica. *PANGAEA*. <https://doi.org/10.1594/PANGAEA.815205>
- Wölfel A-C, Lim CH, Hass HC, et al (2014) Distribution and characteristics of marine habitats in a subpolar bay based on hydroacoustics and bed shear stress estimates-Potter Cove, King George Island, Antarctica. *Geo-Marine Lett* 34:435–446. <https://doi.org/10.1007/s00367-014-0375-1>
- Wölfel A-C, Wittenberg N, Feldens P, et al (2016) Submarine landforms related to glacier retreat in a shallow Antarctic fjord. *Antarct Sci* 12:1–12. <https://doi.org/10.1017/S0954102016000262>
- WoRMS Editorial Board (2017) *World Register of Marine Species*
- Wright DJ, Lundblad ER, Larkin EM, et al (2005) ArcGIS Benthic Terrain Modeler. In: Esri. <http://maps.csc.noaa.gov/digitalcoast/tools/btm>.
- Yoo K, Kyung Lee M, Il Yoon H, et al (2015) Hydrography of Marian Cove, King George Island, West Antarctica: Implications for ice-proximal sedimentation during summer. *Antarct Sci* 27:185–196
- Zacher K, Wulff A, Molis M, et al (2007) Ultraviolet radiation and consumer effects on a field-grown intertidal macroalgal assemblage in Antarctica. *Glob Chang Biol*

- 13:1201–1215.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01349.x>
- Zamboni N (2011) Comunidades epibentónicas de Caleta Potter, Antártida: estructura, distribución y dinámica espacio-temporal. FCEFYN, Universidad Nacional de Córdoba
- Zananiri I, Vakalas I (2019) Geostatistical mapping of marine surficial sediment types in the Northern Aegean Sea using indicator kriging. *Geo-Marine Lett* 39:363–376.
<https://doi.org//doi.org/10.1007/s00367-019-00581-3>
- Zentek R, Heinemann G (2020) Verification of the regional atmospheric model CCLM v5.0 with conventional data and lidar measurements in Antarctica. *Geosci Model Dev* 13:1809–1825.
<https://doi.org/10.5194/gmd-13-1809-2020>
- Zhang Z, Xu S, Capinha C, et al (2019) Using species distribution model to predict the impact of climate change on the potential distribution of Japanese whiting *Sillago japonica*. *Ecol Indic* 104:333–340.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.023>
- Zielinski K (1990) Bottom macroalgae of the Admiralty Bay (King George Island , South Shetlands , Antarctica) Introduction Littoral and sublittoral zones of the Southern Ocean are characterized by the extremely abundant aggregations of thallophytic macroalgae , strongly O. *Polish Polar Res* 11:95–131
- Zuur AF, Ieno EN, Elphick CS (2010) A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods Ecol Evol* 1:3–14.
<https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>
- Zwerschke N, Morley SA, Peck LS, Barnes DKA (2021) Can Antarctica’s shallow zoobenthos ‘bounce back’ from iceberg scouring impacts driven by climate change? *Glob Chang Biol* 1–9.
<https://doi.org/10.1111/gcb.15617>

Información complementaria



ANEXO Capítulo II

A. GLACIAR FOURCADE

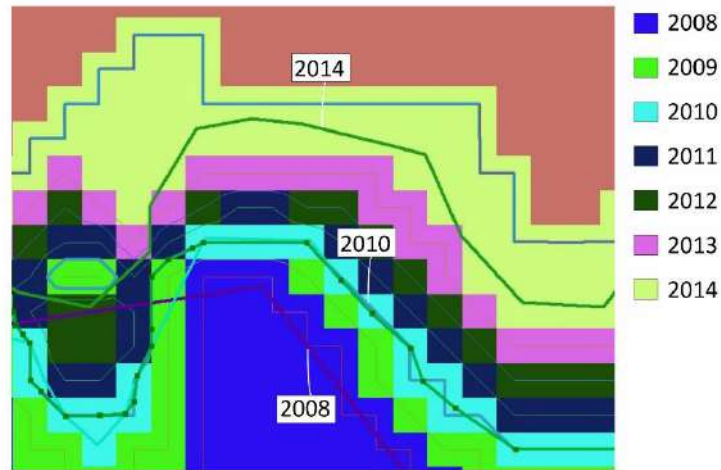


Fig.II.A1: Resultado intermedio de la herramienta *'topo to raster'* (ArcGIS 10.6) para estimar la posición del frente glaciar al año 2010. Desde dos líneas del frente glaciar (al año 2008 y 2014) georreferenciadas por imágenes satelitales, se crea un ráster que permite la creación de una línea al interconectar cada píxel pasando por el punto central de él. Los colores del ráster representan los años intermedios. A posterior se editó la línea seleccionada del 2010 para que coincida con el avance y retroceso glaciar entre 2008 y 2014 a diferentes sitios del frente glaciar.

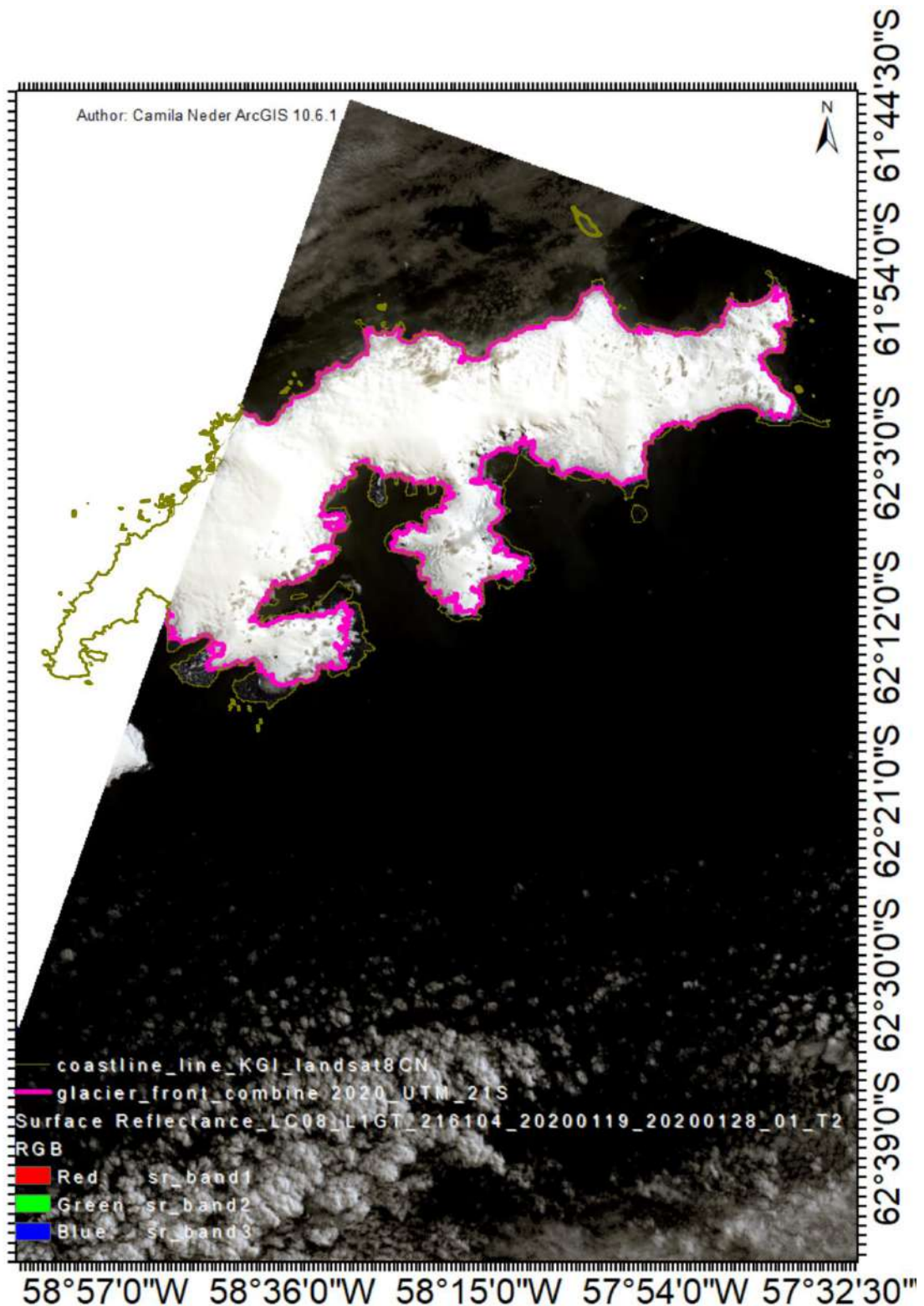


Fig.II.A2: Imagen satelital Landsat 8 del 19/01/2020-28/01/20200 donde se observa la posición del casquete de hielo de la Isla 25 de Mayo/King George Island actualizada al presente y la línea de costa con más de 200 islas anteriormente no indicadas. Se desconoce si al 2013 dichas islas habían sido ya descubiertas.

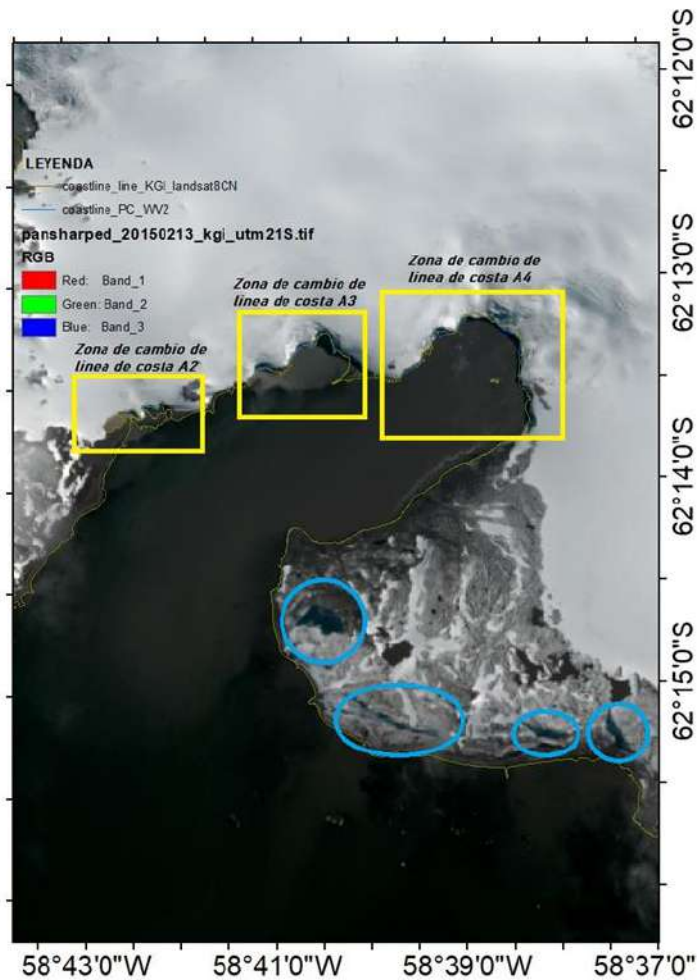


Fig.II.A3: Imagen satelital Landsat 8 del 13/02/2015 en caleta Potter donde se observa la diferencia de la línea de costa del 2016 y el 2018 dentro de los cuadrantes de zonas de cambio. A su vez, dentro de los círculos, el color celeste en zonas terrestres permite identificar aquellas zonas de acumulación de agua de deshielo y/o precipitaciones.

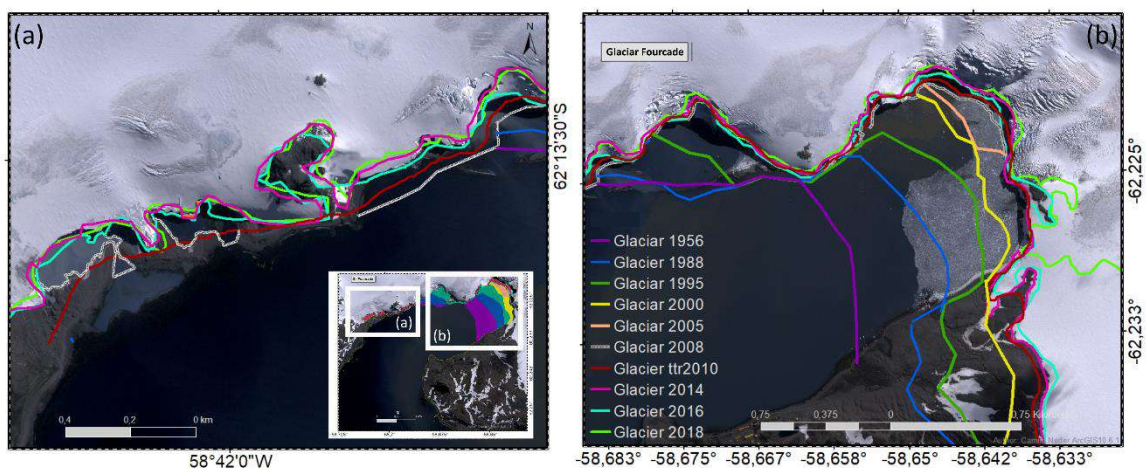


Fig.II.A4: Retracción glaciér en áreas (a) al Oeste de la caleta y (b) al Norte, donde se observa un avance del frente glaciér al 2016. Generalmente esto sucede cuando hay un adelgazamiento del espesor y está próximo al colapso o al desprendimiento del glaciér llegando hasta la línea de quiebre y punto de contacto con la tierra (U. Falk com. pers.).

B. MATERIAL PARTICULADO EN SUSPENSIÓN (SPM)

B1. Estimaciones por modelos multivariados lineales generalizados y de clústeres

Tabla II.B1.1: Tabla resumen de variables ambientales con mayor influencia para el SPM por diferentes métodos de Monte Carlo, Análisis de clasificación de árboles (CART), Boruta, Random Forest (RF), Recursive Feature Elimination (RFE) y Análisis de componentes principales (PCA). Se destacan únicamente las primeras 10 variables importantes de las 100 variables analizadas al considerar variables meteorológicas de hasta 5 días antes del día del muestreo.

Order Data 3.3	MONTE CARLO	CART	BORUTA	RF	RFE	PCA
1	bathymetry	bathymetry	bathymetry	bathymetry	Tmin	Tmax1
2	Tmax2	Tmax1	Tmax2	Tmax1		Pressure_4
3	sed_mud	Tmax2	sed_mud	sed_mud		bathymetry
4	Tmax1		Tmax1	Tmax2		Precip_5
5	Tmin		Precip_5	Wdirec		Tmax2
6	Wspeed		Wdirec	Precip_5		sed_mud
7	Pressure_4			Tmin		Wdirec
8	Wdirec			Tmin1		
9	Tmin1			Pressure_4		
10	Precip_5			Wspeed		

Tabla II.B1.2: Tabla resumen de reducción de variables ambientales asociadas y de mayor influencia con SPM en tres rondas de selección de parsimonia. Aquellas con numeración corresponden a la cantidad de días antes del muestreo de SPM. Se observa una importancia de aquellas variables asociadas a la precipitación, temperaturas atmosféricas promedio y máximas como también el viento tanto en dirección como velocidad. Las variables no siguen un orden de influencia.

1ra selección (Datos 3.1)	2da selección (Datos 3.2)	3ra selección (Datos 3.3)
batimetría	batimetría	batimetría
bed sheer stress	bed sheer stress	-
distancia a la costa	distancia a la costa	-
distancia al glaciar	distancia al glaciar	-
precipitación 5	precipitación 5	precipitación 5
presión 4	presión 4	presión 4
humedad relativa min 5	-	-
sedimento fino	sedimento fino	sedimento fino
sedimento arena	sedimento arena	-
concentración SiO2	concentración SiO2	-
pendiente	pendiente	-
temperatura max 1	temperatura max 1	temperatura max 1
temperatura max 2	temperatura max 2	temperatura max 2
temperatura max 5	-	-
temperatura promedio 2	temperatura promedio 2	-
temperatura promedio	-	-
temperatura min	temperatura min	temperatura min
temperatura min 1	temperatura min 1	temperatura min 1
temperatura min 2	-	-
concentración TOC	concentración TOC	-
velocidad de corriente promedio	velocidad de corriente promedio	-
dirección viento 5	-	-
dirección viento	dirección viento	dirección viento
viento max 2	viento max 2	-
velocidad viento 5	-	-
velocidad viento	velocidad viento	velocidad viento

B2. Estimaciones por modelos geoestadísticos

La presente sección de Anexo pertenece al material suplementario de Neder et al. (2020), razón por la cual se encuentra en inglés siguiendo el formato original. Sólo se tradujeron los subtítulos de las diferentes secciones implicadas.

Sección I) Exploración de datos

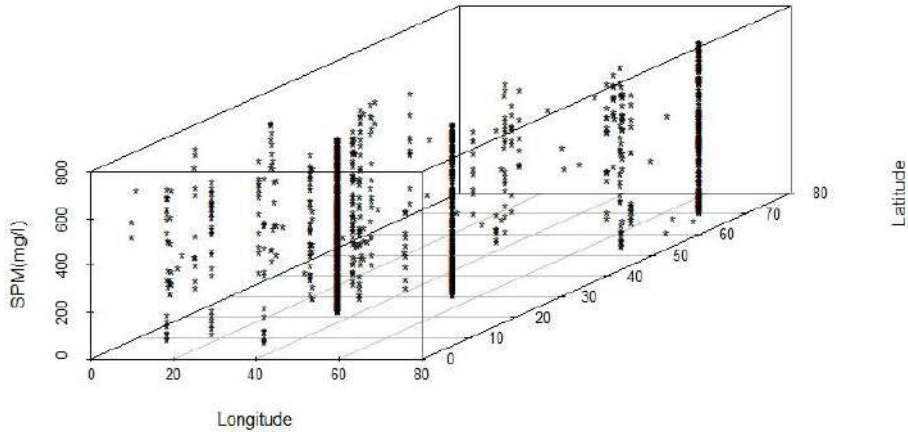


Fig.II.B2.S1 : Diagrama de dispersión de los valores de material particulado en suspensión (SPM) en diferentes puntos de muestreo en caleta Potter. Este diagrama muestra la diferencia en el muestreo dentro de la caleta entre las dos décadas de años de muestreo de SPM (1992-2012). El número de mediciones en las tres ubicaciones a largo plazo de la Estación Carlini es evidente, con una alta densidad de puntos.

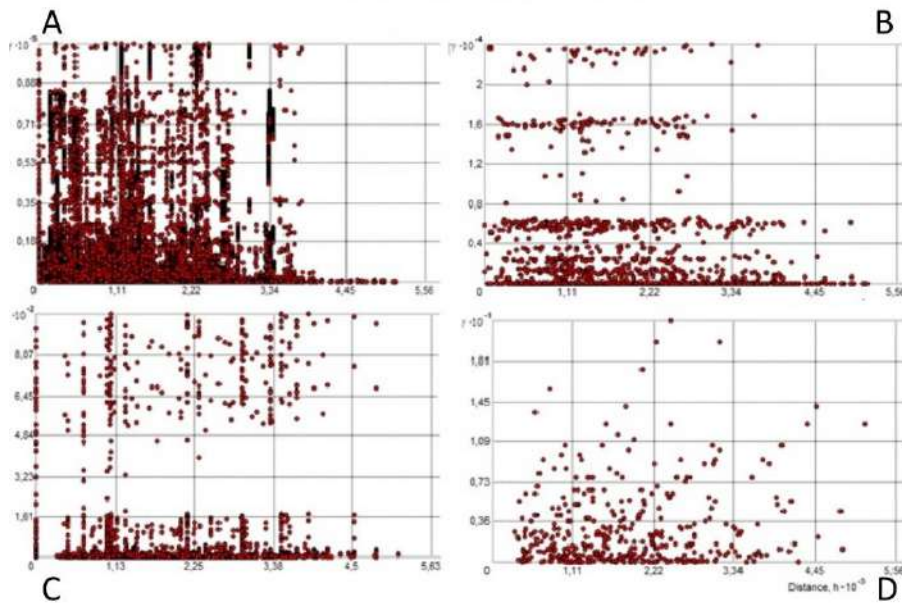


Fig.II.B2.S2: Gráficos de nubes de semivariogramas de particionamiento de datos SPM. **(A)** Conjunto de datos 1.0-Datos SPM de dos décadas- Semivariograma en la nube SPM 1992-2012 todos los valores, estaciones y profundidad. **(B)** Conjunto de datos 1.1.-Dos décadas de profundidad superficial Datos SPM Semivariograma SPM 0-5 m de profundidad valores medios de verano 1992-2012 para la estación excluyendo el valor atípico. **(C)** Conjunto de datos 2.0 – Datos SPM de un verano. Semivariograma para un verano SPM 2010-2011. **(D)** Conjunto de datos 2.1.- Datos SPM de un día sin arroyos de agua de deshielo (MWS) Semivariograma SPM 09/02/2011 a una profundidad de 0-5 m.

Trend Analysis for Data set 2.1

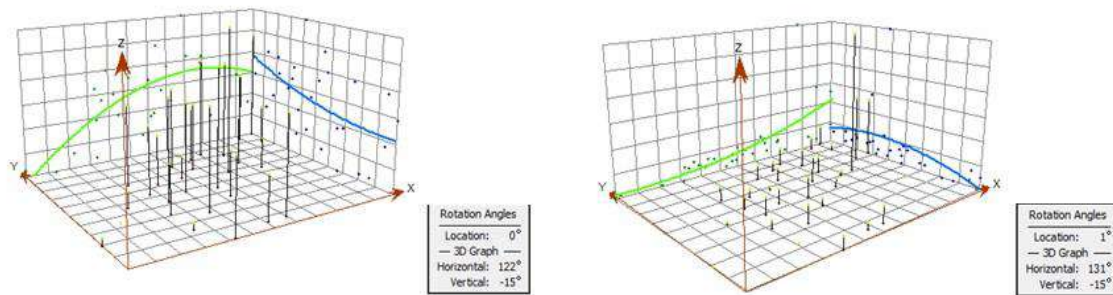


Fig.II.B2.S3: Análisis de tendencias para datos SPM de un día sin entrada de arroyos de agua de deshielo (izquierda) y con (derecha).

Sección II) Configuración detallada del procedimiento y diferencias estadísticas entre modelos geoestadísticos

Los valores por defecto se configuraron siguiendo las opciones automáticas indicadas por Geostatistical Wizard de ArcGIS 10.4.1 aplicando los tres métodos: Kriging Simple (SK0), Kriging Ordinario (OK0) y Kriging Bayesiano Empírico (EBK0). Para los modelos ajustados se aplicaron diferentes configuraciones. Dado que el semivariograma condiciona la salida, se eligió la opción optimizada. Para el Kriging Simple y el Kriging Ordinario se optimizó con un cálculo de 'nugget' y umbral de partición 'sill' como factor 'verdadero' y anisotropía como 'falso'. En el caso de Kriging Bayesiano Empírico, el modelo se optimizó por defecto mediante una simulación de 100 semivariogramas y un factor de superposición, con un tipo semivariograma 'potencia' excepto al transformar los datos (Fig. S.4 variograma único por modelo, con un mejor ajuste para el algoritmo EBK). Los mapas de Kriging y Ordinary Kriging (SK1, SK2 y OK3) han sido configurados por la herramienta optimizada, luego la radio máxima se configuró de forma predeterminada. El Kriging Bayesiano Empírico se configuró con la variación del vecindario: distancia media lejana dividida por la media de la distancia al vecino más cercano (EBK4 y EBK5), la mitad de la media de distancia al vecino lejano dividida por la distancia al vecino más cercano (EBK7) y la media de la distancia al vecino lejano dividida por la mitad de la media de distancia al vecino más lejano (EBK8). Los datos de EBK5 se transformaron logarítmicamente empíricamente en función del gráfico de tendencias, el semivariograma se configuró como "exponencial" y el modelo EBK6 evitó la configuración del vecindario debido a su factor de suavizado. Cuando fue posible para EBK, el radio se configuró como la suma de la distancia más lejana para cada punto. EBK6 fue suave del modelado EBK4, por lo que las configuraciones podrían corresponder. Sin embargo, cuando se definió EBK6A, no se permitió configurar un radio de 144,15 y se determinó por defecto.

Cuando se configuraron EBK4A y EBK8A con el modelo Kriging Bayesiano Empírico, se definió una búsqueda de vecindario en un sector con 5 vecinos máximos y 1 vecino mínimo, y un radio de 144,15 que es la suma de la distancia euclidiana del vecindario más lejano; la interpolación es similar a un mapa de Voronoi. Una posible explicación es que buscar en una dirección solamente (un sector), con un radio específico como vecino más

lejano y una proporción de vecindario que considera la distancia mínima donde se puede encontrar un vecino, podría resultar en una triangulación única para interpolar como en un Voronoi.

Annex Table	Code	Data used	Absolute value MS	1- RMSS	Absolute value RMSS	Neighbour	Radio	Trend I	Ratio numbers of Neighbours	Radio	Transformation	Smooth	Trend	Optimized	%Improvement in Mean Standard	%Improvement in Root Mean Square Standard	Performance Index (Factor 0,7 RMSS)	Performance Index (Factor 0,5 RMSS)	Comment
0.Simple Kriging	SK0.A	09.02.2011	0,021	-0,007	0,007	Default (4 and 45%)	Default	Default No removed	5/2 (4 and 45%)	3149,917	YES Normal Score	NO	NO	NO			0,011	0,014	
	SK0.B	09.02.2011 + MWS	0,036	0,099	0,099					4710,17						0,080	0,068		
0.Ordinary Kriging	OK0.A	09.02.2011	0,043	0,003	0,003	Default (4 and 45%)	Default	Default No removed	5/2 (4 and 45%)	default from semivariogram	NO	NO	NO	NO			0,015	0,023	Default
	OK0.B	09.02.2011 + MWS	0,002	0,001	0,001					3166,99						0,001	0,002		
0. Empirical Bayesian Kriging	EBK0.A	09.02.2011	0,014	0,020	0,020	Default (full sector)	Default	Default No removed	15/10 (full sector)	default from semivariogram	NO	NO	NO	NO			0,018	0,017	
	EBK0.B	09.02.2011 + MWS	0,026	0,036	0,036					2176,52						0,033	0,031		
1.Simple Kriging	SK1.A	09.02.2011	0,014	-0,006	0,006	MFAN / MCN (4 and 45%)	Default	Corrected with section neighbour (4 and 45%)	5/2 (4 and 45%)	3694	NO	NO	NO	YES	33,600	8,045	0,008	0,010	Optimized
	SK1.B	09.02.2011 + MWS	0,101	-0,188	0,188				31/2 (4 and 45%)	3866,17						181,407	89,489	0,162	0,144
2.Simple Kriging (tendence removed)	SK2.A	09.02.2011	#IVALOR!	#####	#####	MFAN / MCN (full sector)	---	YES	5/1 (full sector)	---	NO	NO	YES	YES	---	---	---	#IVALOR!	Trend remove and optimized is not possible because it's required an
	SK2.B	09.02.2011 + MWS	0,015	-0,269	0,269				31/1 (full sector)	3866,178						58,846	171,521	0,193	0,142
3.Ordinary Kriging	OK3.A	09.02.2011	0,038	0,010	0,010	MFAN / MCN (4 and 45%)	optimized	Corrected with section neighbour (4 and 45%)	5/1 (4 and 45%)	1138,32	NO	NO	NO	YES	11,370	219,677	0,018	0,024	Optimized variogram(in this case the number of lag is near to the summatory)
	OK3.B	09.02.2011 + MWS	0,003	-0,021	0,021				31/1 (4 and 45%)	optimized (2853,16)						-10,937	1840,531	0,015	0,012
4.EBK(mean furthest away/ mean closest neighbour)	EBK4.A	09.02.2011	0,017	0,071	0,071	MFAN / MCN (full sector)	ΣFAN	NO	5/1 (full sector)	144,15	NO	NO	NO	NO	-19,077	251,435	0,055	0,044	28 samples. Equal to EBK5 but in this case a map is possible
	EBK4.B	09.02.2011 + MWS	0,018	0,057	0,057				31/1 (full sector)	1004,9						31,423	180,342	0,045	0,037
5.EBK(transfer med data)	EBK5.A	09.02.2011	0,002	0,009	0,009	MFAN / MCN (full sector)	Default	NO	5/1 (full sector)	2174,52	YES(Empirical)	NO	NO	NO	88,863	53,605	0,007	0,005	Transformation Empirical because log transformation is not possible due to
	EBK5.B	09.02.2011 + MWS	0,018	-0,036	0,036				31/1 (full sector)	2174,52	YES (log empirical)					31,735	77,882	0,030	0,027
6.EBK(smooth)	EBK6.A	09.02.2011	0,001	0,018	0,018	Default by smooth	Default	NO	changed by default when is changed by default when is smooth	2174,52	NO	YES (0,2)	NO	NO	94,396	9,185	0,013	0,010	Radio default. When radio is determine as summatory of far away neighbour any station is included in the model. The
	EBK6.B	09.02.2011 + MWS	0,010	0,032	0,032				2174,52						60,978	57,210	0,025	0,021	30 Samples, one has an unestable estimation (Number 27)
7.EBK(1/2 mean furthest away neighbour / mean closest & radio)	EBK7.A	09.02.2011	0,024	0,057	0,057	(1/2MFAN) / MCN (4 and 45%)	ΣFAN	NO	2/1 (4 and 45%)	144,15	NO	NO	NO	NO	64,109	181,329	0,047	0,041	28 samples. Semivariogram power
	EBK7.B	09.02.2011 + MWS	0,013	0,062	0,062				15/1 (4 and 45%)	1004,9						47,842	208,080	0,048	0,038
8.EBK(mean furthest away/1/2 mean furthest away neighbour)	EBK8.A	09.02.2011	0,013	-0,002	0,002	MFAN / (1/2MFAN) (full sector)	ΣFAN	NO	5/2 (full sector)	144,15	NO	NO	NO	NO	10,342	89,142	0,005	0,007	28 samples. Similar to EBK3 but full sector and radio of summatory
	EBK8.B	09.02.2011 + MWS	0,001	0,005	0,005				31/15 (full sector)	1004,9					YES (log empirical)		97,114	74,923	0,004

Tabla II.B2.S1. Números detallados de la configuración de los diferentes parámetros aplicados.

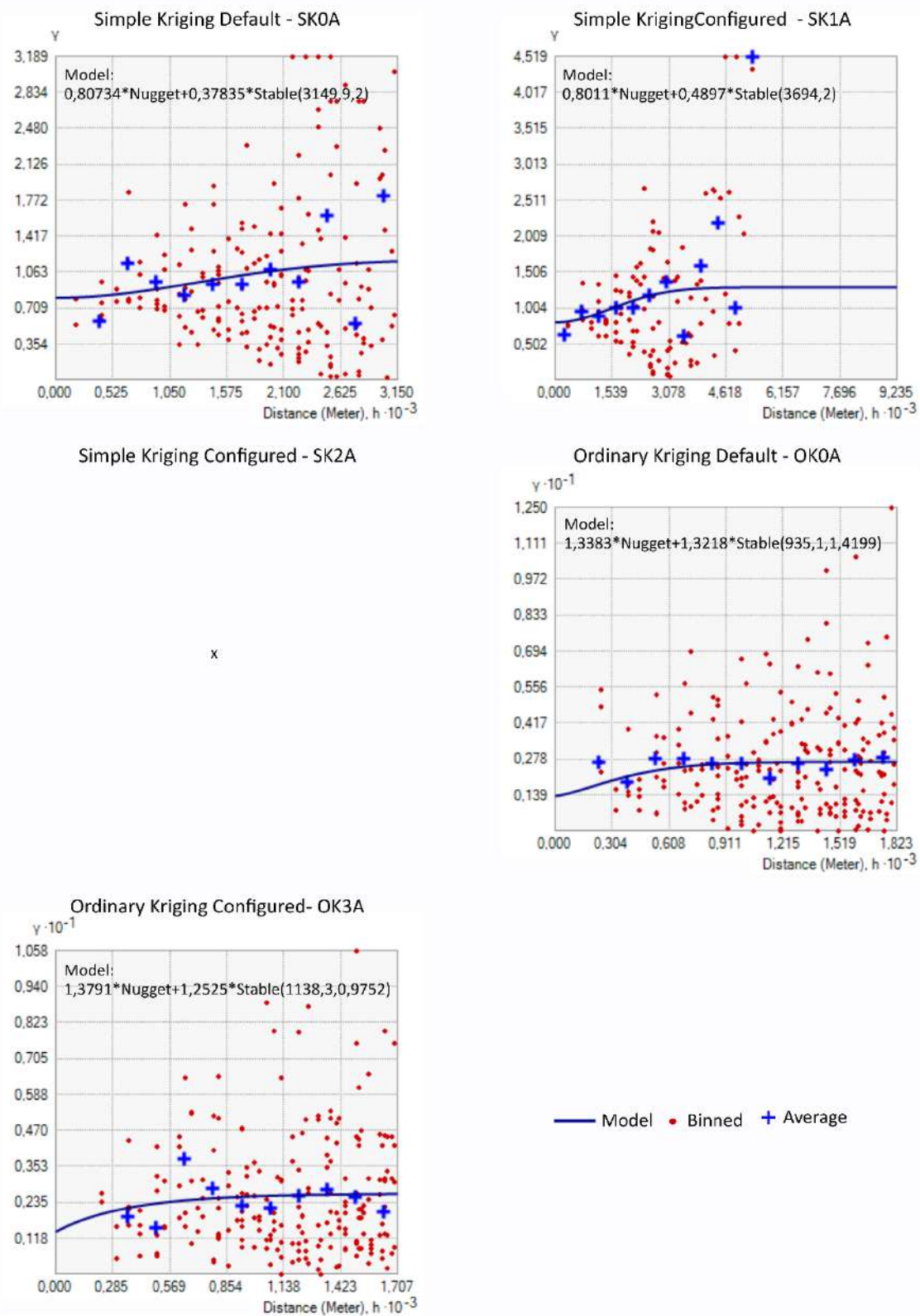


Fig.II.B2.S4(A): Semivariograma y su modelo de cada Kriging Simple (SK) y Kriging Ordinario (OK) por defecto y configurado de datos de partículas en suspensión sin entrada de arroyos de agua de deshielo (datos SPM A, sin MWS). No se realizó el modelo SK2 Continuar en la figura S.4b para datos SPM con entrada MWS.

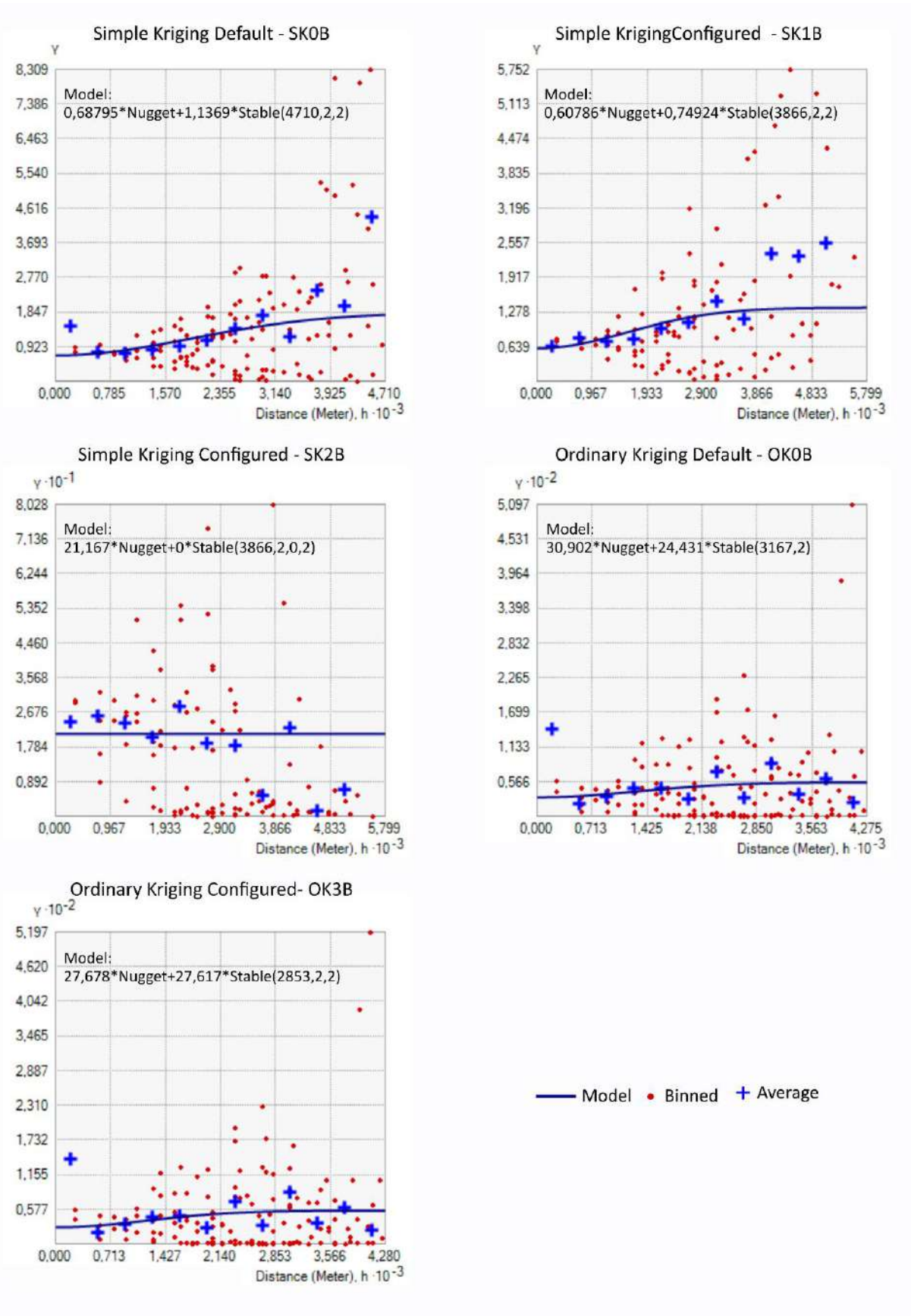


Fig.II.B2.S4(B): Modelo de semivariograma y semivariograma de cada Kriging Simple (SK) y Kriging Ordinario (OK) por defecto y configurado de datos de partículas en suspensión sin entrada de corrientes de agua de deshielo (datos SPM A, sin MWS). Continuación de la figura S4(I).

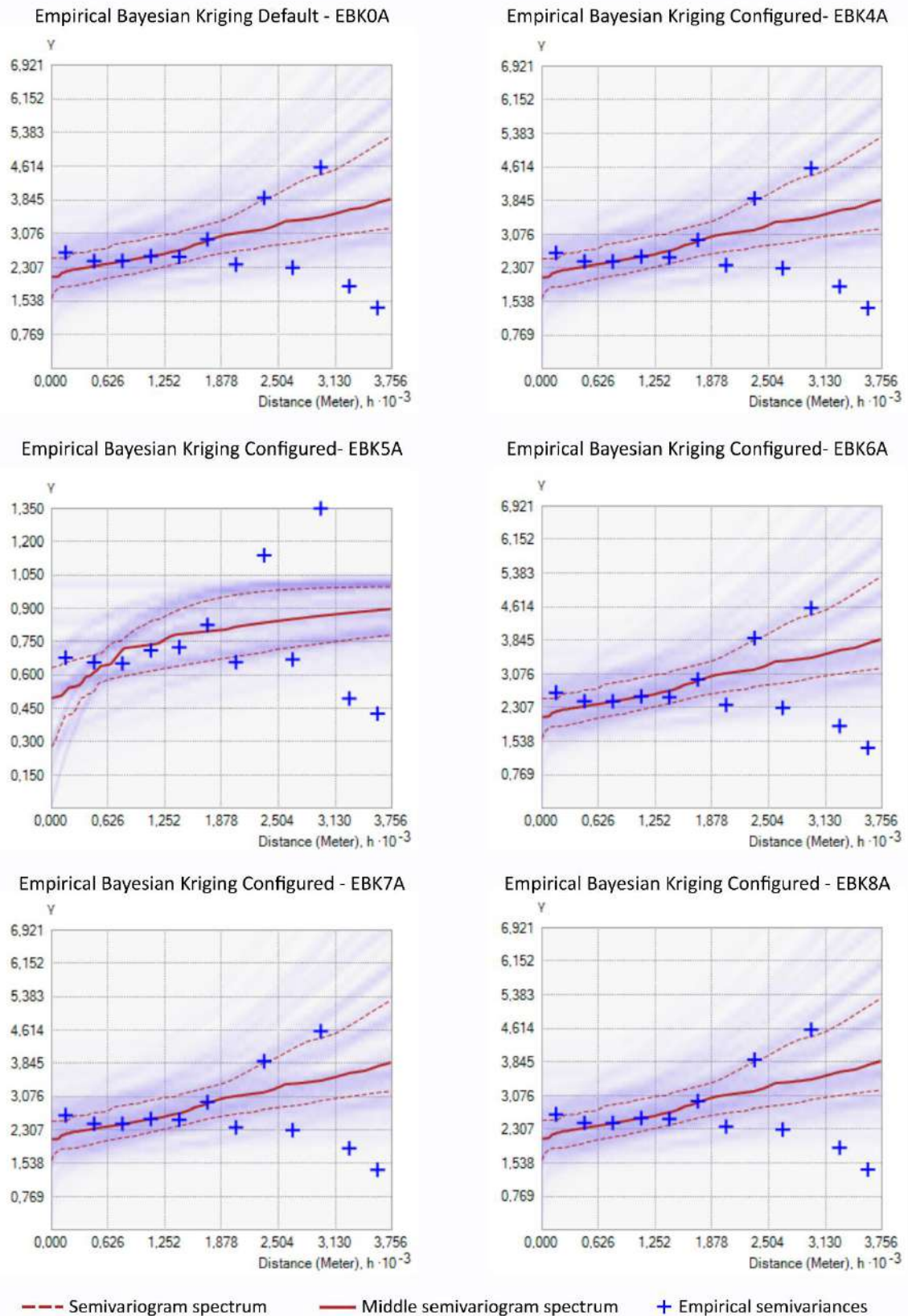


Fig.II.B2.S5 (A): Semivariograma y su modelo de cada Kriging Bayesiano Empírico (EBK) por defecto y configurado de datos de partículas en suspensión sin entrada de arroyos de agua de deshielo (datos SPM A, sin MWS. Continúe en la figura S.5(II) para los datos SPM con entrada MWS. Se pueden visualizar diferencias claras en el semivariograma de datos transformados (EBK5) en comparación con otros

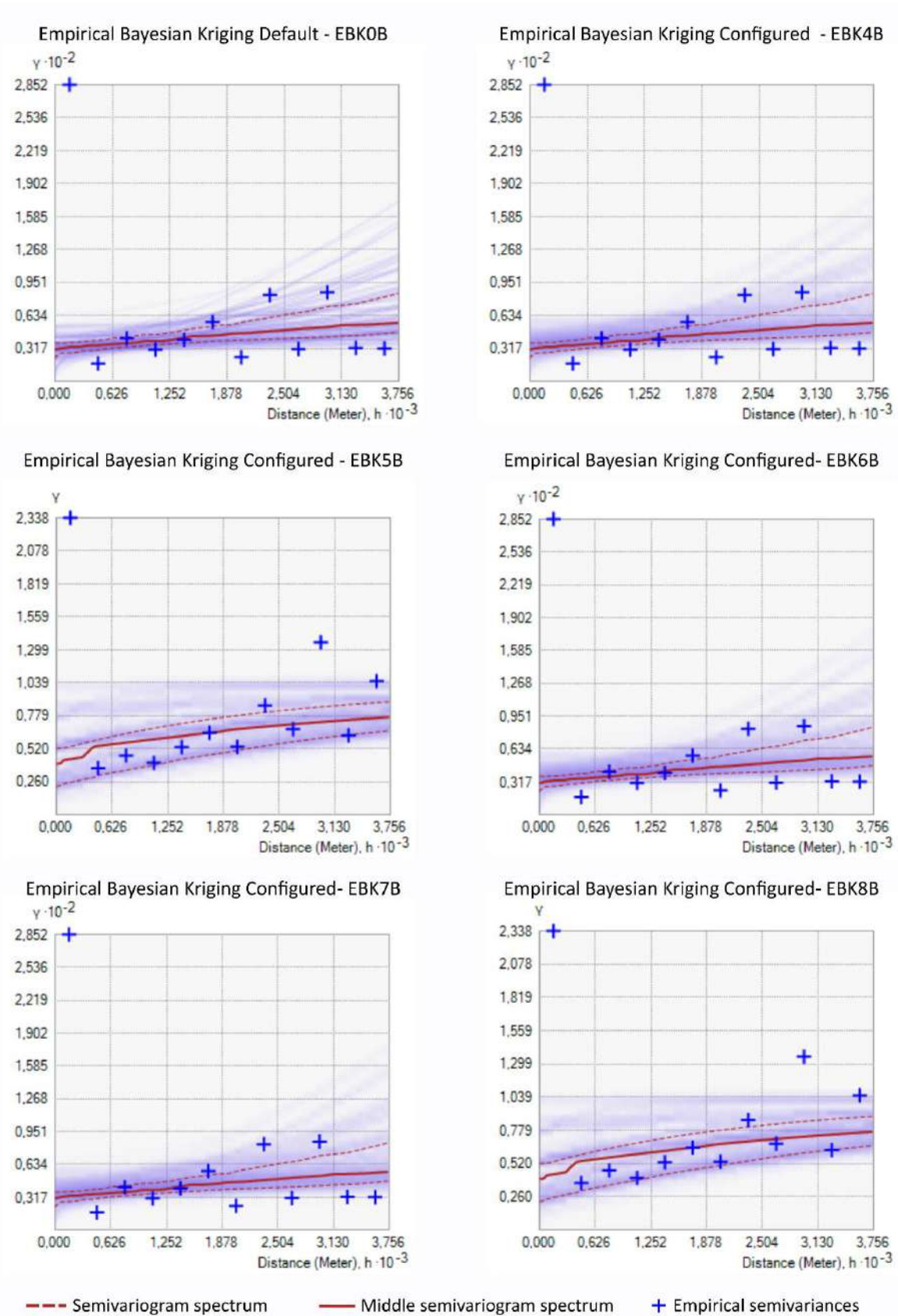


Fig.II.B2.S5(B): Semivariograma y su modelo de cada Kriging Bayesiano Empírico (EBK) por defecto y configurado de datos de partículas en suspensión con entrada de arroyos de agua de deshielo (datos SPM B, con MWS). Se pueden visualizar diferencias claras en el semivariograma de datos transformados (EBK5 y EBK8) en comparación con otros.

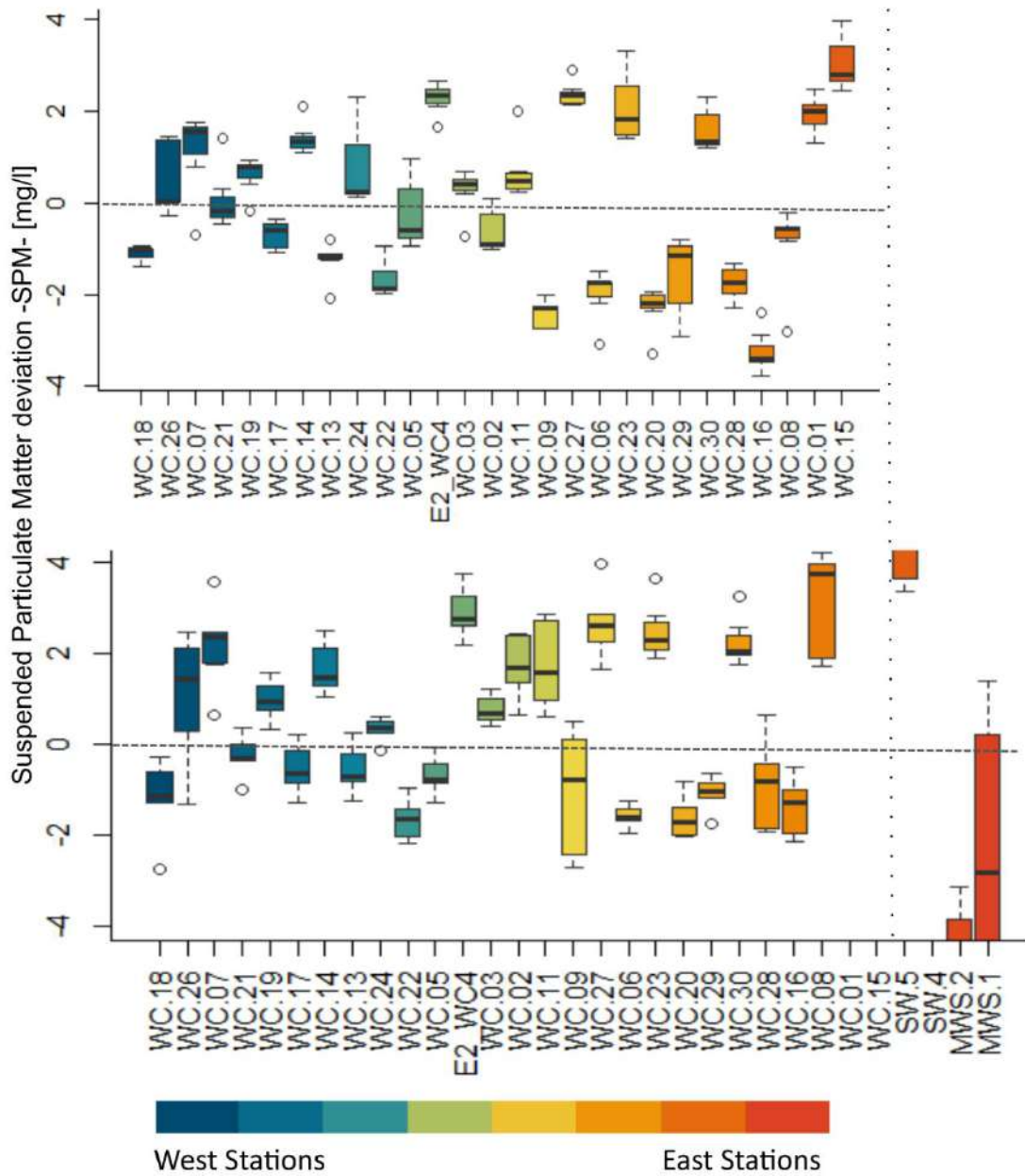


Fig.II.B2.S6: Zoom de la variación de errores estadísticos entre los diferentes métodos de interpolación aplicados delineados por ubicación de estación ordenados de oeste a este. **Arriba:** sin entrada de corrientes de agua de deshielo. **Abajo:** con entrada de corrientes de agua de deshielo. El valor de desviación es la diferencia entre el valor SPM interpolado y los medidas SPM. La orientación oeste desde la costa tiene una mayor distancia a los puntos de entrada SPM, mientras que a la costa este, las estaciones están más cerca de los ríos de agua de deshielo. Línea discontinua en cero significa el umbral donde el valor previsto es igual a los interpolados. Misma escala para visualizar las diferencias de cada método de interpolación. Es una clasificación errónea más alta del oeste al este de la caleta.

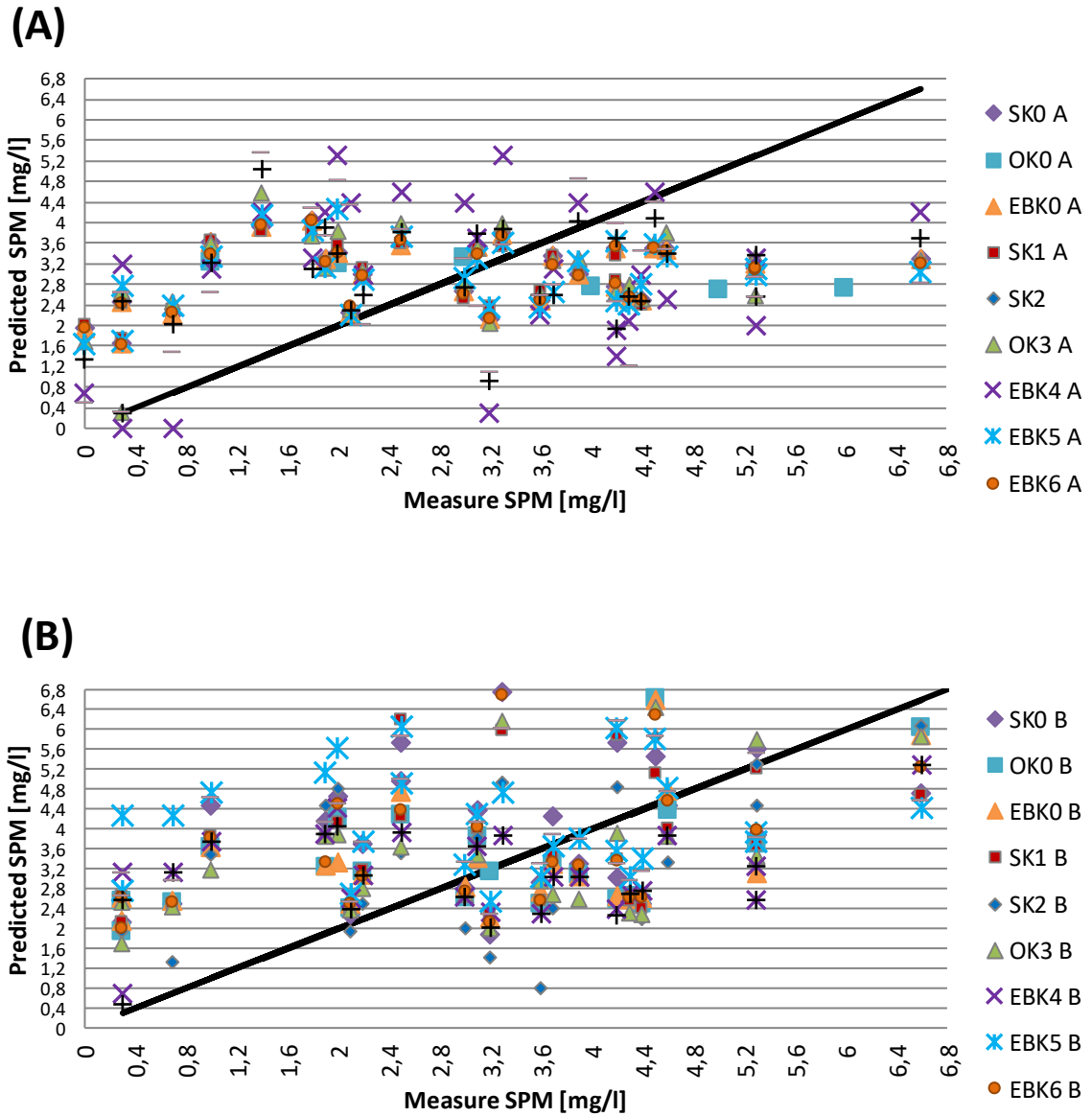


Fig.II.B2.S7(I): Diagrama de dispersión de los valores observados vs pronosticados para todos los métodos de interpolación de datos SPM de un día **(A)** sin y **(B)** con corrientes de agua de deshielo. Clasificación errónea de las concentraciones de SPM Día de verano con condiciones climáticas medias 09/01/2016. Escala comparable (continuar Fig. S.7(II) para una vista a escala).

(B)

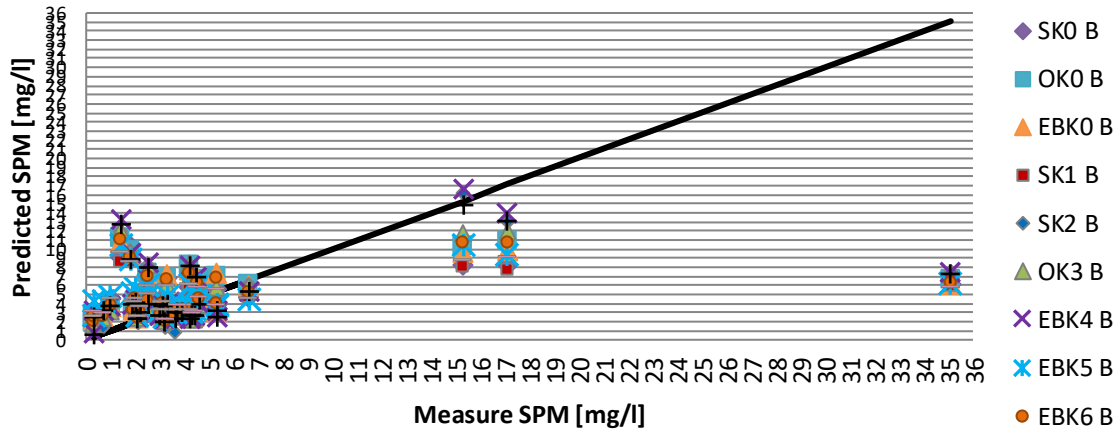


Fig.II.B2.S7(II): Diagrama de dispersión de valores observados vs pronosticados para todos los métodos de interpolación de datos SPM de un día con entrada de corrientes de agua de deshielo. La escala completa continuó desde la Figura 3. Aquí se muestran las concentraciones extremas de medición de las entradas de origen SPM (estaciones MWS).

Tabla II.B2.S2: Orden de mejora en la media estandarizada (MS) y la media cuadrática raíz estandarizada (RMSS) de los 22 modelos geoestadísticos configurados. Desempeño de los modelos evaluados con dos factores ponderados 0,7 (70% utilizado en el presente estudio) y 0,5 (50%). En *cursiva gris*, aquellos modelos que disminuyen en MS o RMSS.

	Mejora positiva de MS	Mejora positiva de RMSS	Valor absoluto DE un día de SPM	Valor absoluto DE un día de SPM +MWS	Índice de desempeño del factor RMSS 0,7	Índice de desempeño 0,5
1º	EBK8.B	EBK8.A	OK3	SK2	OK0.B	OK0.B
2º	EBK6.A	EBK8.B	EBK7	EBK7	EBK8.B	EBK7.A
3º	EBK5.A	EBK5.A	EBK6	OK3	EBK8.A	OK3.B
4º	EBK6.B	EBK6.A	EBK0	EBK4	EBK5.A	EBK6.B
5º	SK2.B	SK1.A	SK0	EBK6	SK1.A	EBK4.A
6º	EBK7.B	<i>EBK6.B</i>	SK1	SK1	SK0.A	EBK5.B
7º	SK1.A	<i>EBK5.B</i>	EBK5	EBK8	EBK6.A	EBK5.A
8º	EBK5.B	<i>SK1.B</i>	OK0	OK0	OK0.A	SK0.A
9º	EBK4.B	<i>SK2.B</i>	EBK8	EBK0	OK3.B	EBK0.A
10º	OK3.A	<i>EBK4.B</i>	EBK4	SK0	OK3.A	EBK8.A
11º	EBK8.A	<i>EBK7.A</i>		EBK5	EBK0.A	OK0.A
12º	<i>OK3.B</i>	<i>EBK7.B</i>			EBK6.B	SK2.B
13º	<i>EBK4.A</i>	<i>OK3.A</i>			EBK5.B	SK1.A
14º	<i>EBK7.A</i>	<i>EBK4.A</i>			EBK0.B	EBK0.B
15º	<i>SK1.B</i>	<i>OK3.B</i>			EBK4.B	EBK7.B
16º	<i>SK2.A</i>	<i>SK2.A</i>			EBK7.A	EBK4.B
17º					EBK7.B	EBK8.B
18º					EBK4.A	EBK6.A
19º					SK0.B	SK0.B
20º					SK1.B	OK3.A
21º					SK2.B	SK2.A
22º					SK2.A	SK1.B

B3. Estimaciones por modelo numérico de FESOM-C

La presente sección de Anexo corresponde a fragmentos del material suplementario de Neder et al. (2022), razón por la cual se encuentra en inglés siguiendo su formato original. Sólo se tradujeron los subtítulos de las diferentes secciones implicadas. La Fig.II.B3.1 resume el flujo de modelización aplicado para FESOM-C.

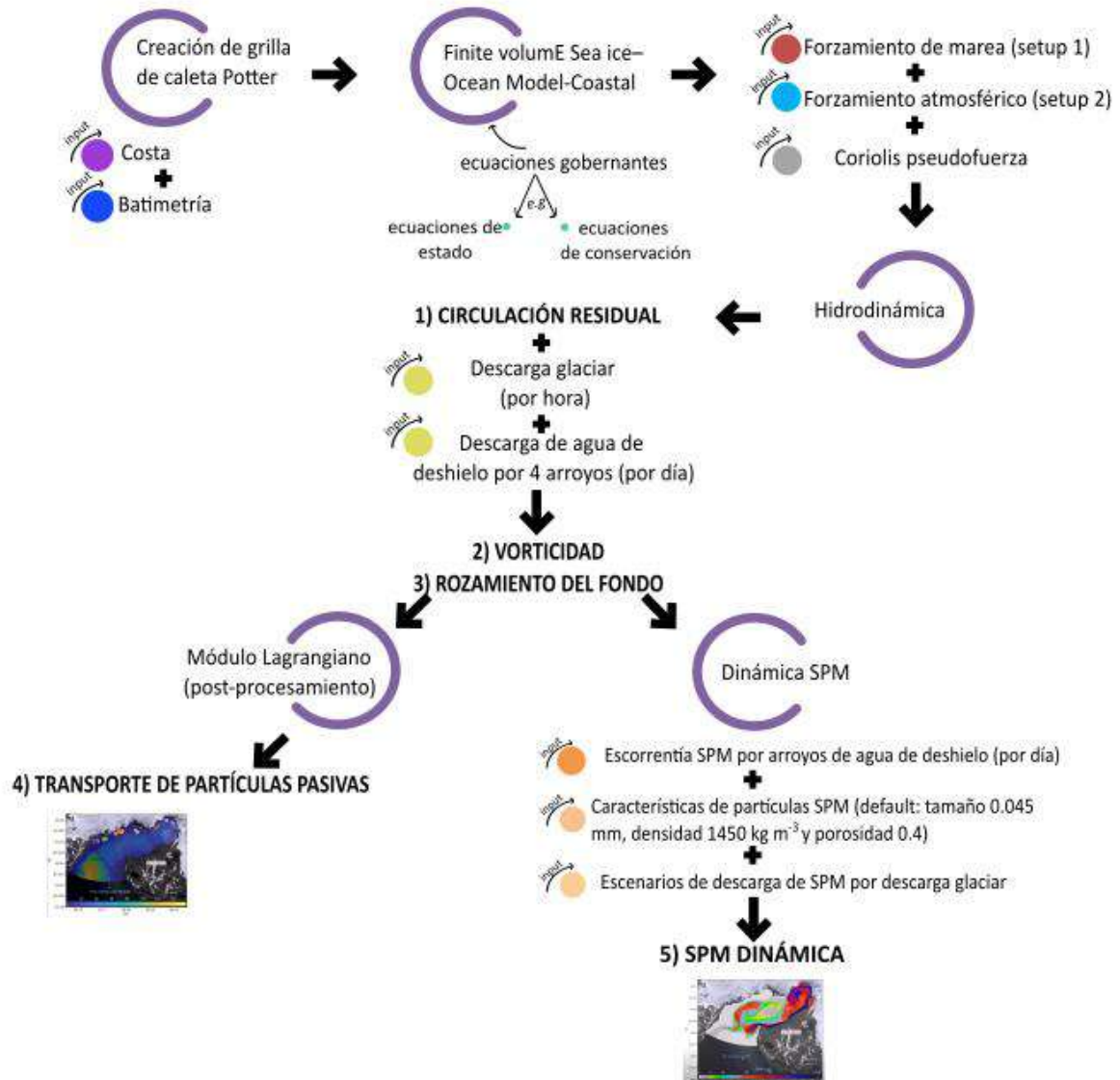


Fig.II.B3.1: El flujo de trabajo para la aplicación del Finite volumE Sea ice-Ocean Model-Coastal FESOM-C consiste en la creación de una grilla o malla del área de estudio a partir de delimitar la línea de costa y la batimetría. Luego, se aplica el modelo a partir de las ecuaciones gobernantes de dinámica de fluidos y termodinámica (ecuaciones de estado y de conservación) para a posterior implementar dos tipos de forzamientos: uno de marea (setup 1) y el otro atmosférico con la consideración del viento (setup 2). Con el conocimiento de la hidrodinámica del área de estudio se conoce la circulación residual que al incluir los datos de descarga glaciár, por hora, y los del agua dulce de deshielo por los cuatro arroyos (MWS), de mediciones diarias, se obtiene de resultado la vorticidad y el rozamiento del fondo (*bedsheer stress* del inglés) que facilitan el conocimiento sobre la turbulencia del fluido. Luego considerando partículas pasivas sin características particulares se puede rastrear su recorrido con el módulo Lagrangiano de post-procesamiento. Por otro lado, si se caracteriza las partículas propiamente como las del material particulado

en suspensión (SPM), sumado a las mediciones diarias de descarga de escorrentía del SPM por los arroyos de agua de deshielo y el ingreso de partículas desde el frente glaciar, se obtiene la dinámica del SPM y la variabilidad espacio-temporal del fenómeno de formación de la pluma de sedimento.

Sección I) Análisis del vientos

Se compararon las décadas y la temporada de verano objetivo 2010/11 y se clasificó la velocidad del viento teniendo en cuenta las categorías Beaufort del viento (Britannica, 2017¹⁵; World Meteorological Organization, 2012)¹⁶. Se excluyeron los vientos en calma por falta de dirección. Datos proporcionados por el Servicio Nacional Meteorológico 2019, Exp.175494, Argentina desde diciembre de 1990 hasta febrero de 2019.

Las condiciones de viento clasificadas según las categorías de Beaufort (Britannica 20171) para tres décadas en Caleta Potter (veranos entre 1990-2019, manuscrito Neder et al. 2022 Fig. 3a) muestran una mayor frecuencia del tipo brisa en todas sus subclases de velocidad (1,6 - 10,7 m/s, Tabla S1), con un 80,09% donde la brisa fresca ocurre casi un cuarto del total de veces (22,2% de frecuencia del total de eventos, Tabla II.B3.A2a). La primera y segunda décadas (veranos entre 1990-2000 y 2001-2010, manuscrito Fig. 3b y c, Tabla S2b y c) tienen el mismo patrón de frecuencia de velocidad del viento pero diferente en la dirección, donde la mayoría de los eventos vienen del oeste y norte/suroeste (WSW-W-WNW, Tabla II.B3.A3). En cambio, la tercera década (veranos entre 2011-2019) difiere en el orden del porcentaje total de eventos de brisa ligera, moderada y fuerte, así como vendaval fresco y moderado y aire ligero (Tabla II.B3.A2d). Sorprendentemente, en la tercera década analizada faltaron los vientos fuertes, como una tormenta violenta. Como excepción, en el verano de 2002 se produjo un único huracán (08.12.2001).

Tabla II.B3.A1: Porcentaje comparable de clases de viento durante tres décadas. Las clases de Beaufort son seguidas por la velocidad clasificada por la Organización Meteorológica Mundial (2012). Otra terminología expuesta por Britannica (2017) varía en las clases 7-10 donde la clase 7 puede llamarse cerca de vendaval, la clase 8 como vendaval y la clase 10 como tormenta en lugar del vendaval moderado, fresco y entero como se usa en el presente estudio.

Beaufort class	Viento	Velocidad (m/s)	Velocidad [km/h]	1990 - 2019	1ra Década 1990-2000	2da Década 2001-2010	3ra Década 2011-2019
0-1	Calm+Light	0 - 1.5	< 1 - 5	6,93	8,18	8,11	4,81
2-6	Brisa	1.6 – 13.8	6 - 49	80,09	75,56	79,27	84,50
7-10	Vendaval	13.9 – 28.4	50 - 102	12,93	16,21	12,53	10,69
11-12	Tormenta y viento fuerte	28.5 - >32.7	103 - >117	0,04	0,05	0,08	0,00

¹⁵ Britannica, T.E. of E., 2017. Beaufort scale. Encycl. Br.

¹⁶ World Meteorological Organization, 2012. Manual on Marine Meteorological Services: Volume 1 Global Aspects.

Tabla II.B3.A2: Porcentaje total de evento por tipo de viento individual durante un período analizado completo y separado por década. **(a)** Análisis del viento para todo el período 1990-2019. **(b)** Análisis del viento en el primer decenio 1990-2000. **(c)** Análisis eólico segundo decenio 2001-2010. **(d)** Análisis eólico tercera década 2011-2019 (un año menos que una década).

(a)			(b)		
Beaufort	Viento	Total Eventos (%)	Beaufort	Viento	Total Events (%)
5	Brisa fresca	22,20	5	Brisa fresca	26,36
6	Brisa fuerte	15,72	6	Brisa fuerte	15,53
3	Brisa ligera	15,83	3	Brisa ligera	13,97
4	Brisa moderada	15,30	4	Brisa moderada	11,28
2	Brisa muy débil	11,04		Vendaval moderado	10,17
0	Calma	5,06	2	Brisa muy débil	8,42
7	Vendaval moderado	8,69	0	Calma	7,53
8	Vendaval fresco	3,50	8	Vendaval fresco	5,20
1	Ventolina	1,87	1	Ventolina	0,65
9	Vendaval fuerte	0,53	9	Vendaval fuerte	0,62
11	Temporal duro	0,04		Tormenta vendaval	0,22
10	Tormenta vendaval	0,21	11	Temporal duro	0,05
12	Huracán	0,00	12	Huracán	0,00

(c)			(d)		
Beaufort	Viento	Total Events (%)	Beaufort	Viento	Total Events (%)
5	Brisa fresca	22,44	5	Brisa fresca	18,64
6	Brisa fuerte	16,24	4	Brisa moderada	18,24
3	Brisa ligera	15,90	3	Brisa ligera	17,25
4	Brisa moderada	15,59	6	Brisa fuerte	15,38
7	Vendaval moderado	8,37	2	Brisa muy débil	14,99
2	Brisa muy débil	9,11		Vendaval moderado	7,81
0	Calma	5,76	7	Calma	2,42
8	Vendaval fresco	3,31	0	Calma	2,42
1	Ventolina	2,36	1	Ventolina	2,39
9	Vendaval fuerte	0,48	8	Vendaval fresco	2,33
10	Tormenta vendaval	0,38	9	Vendaval fuerte	0,52
11	Temporal duro	0,07		Tormenta vendaval	0,04
12	Huracán	0,01	10	vendaval	0,04
			11	Temporal duro	0,00
			12	Huracán	0,00

Tabla II.B3.A3: Eventos de dirección del viento comparables durante tres décadas.

Dirección	Eventos (%) 1990-2019	Eventos (%) 1990-2000	Eventos (%) 2001-2010	Eventos (%) 2011-2019
N	4,68	3,23	5,04	5,44
NNE	2,21	3,04	2,36	1,45
NE	6,32	6,25	7,92	4,88
ENE	3,49	4,84	3,47	2,48
E	9,90	5,36	9,05	14,12
ESE	2,61	2,71	2,57	2,57
SE	2,63	1,94	3,13	2,68
SSE	0,56	0,74	0,59	0,40
S	1,91	1,01	2,85	1,73
SSW	2,23	2,94	3,19	0,82
SW	10,68	10,58	13,05	8,57
WSW	7,31	13,83	5,54	4,03
W	23,02	16,32	19,16	31,65
WNW	9,31	13,47	8,44	6,96
NW	10,25	9,60	10,48	10,52
NNW	2,88	4,12	3,15	1,69
calm	5,33	8,16	6,11	2,48
NA	0,00	0,00	0,00	0,01

Sección II) Iniciación y configuración FESOM-C

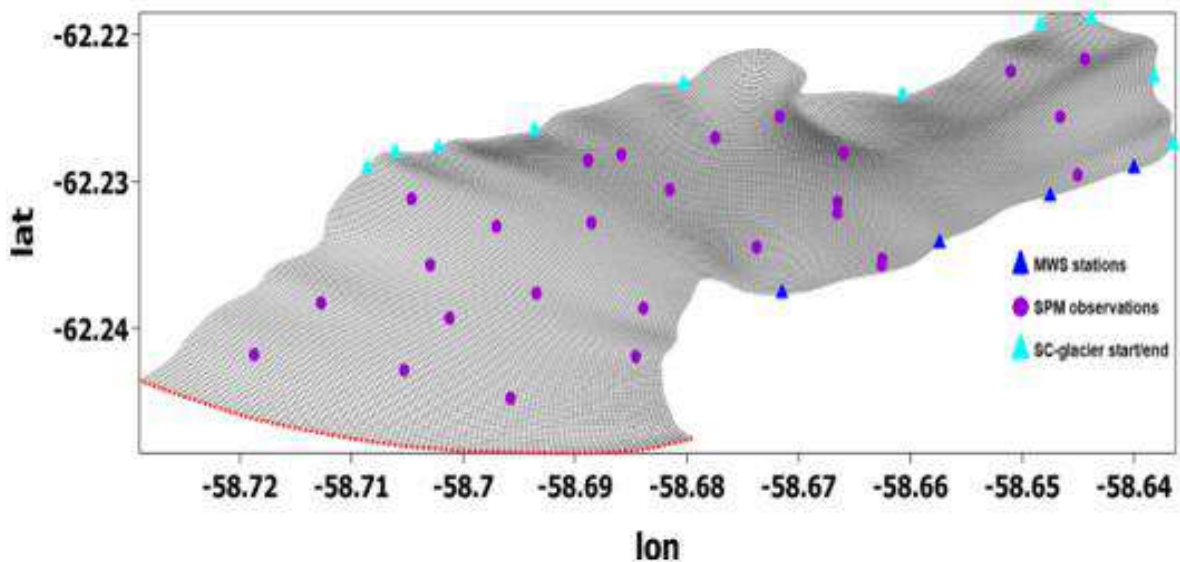


Fig.II.B3.B1: La malla no estructurada utilizada en el presente estudio. La línea punteada roja muestra el límite abierto en Maxwell Bay. Cuatro corrientes de agua de deshielo (MWS), partículas suspendidas (SPM) y bordes de descarga de subcuencas glaciares (SC) identifican las mediciones *in situ*.

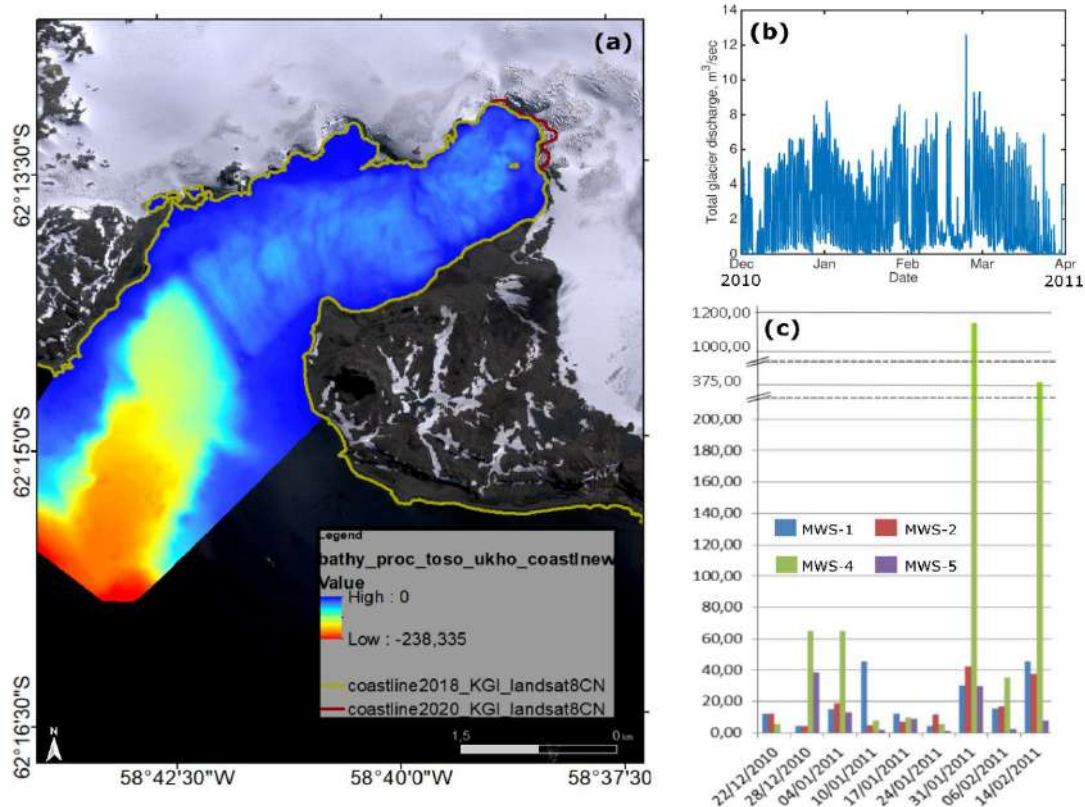


Fig. II.B3.B2: Datos observacionales en Potter Cove para datos de entrada en FESOM-C a) Batimetría y costa actualizadas a 2018 utilizadas en el modelo FESOM-C y a áreas libres de hielo de 2020 (datos originales de Jerosch et al. 2015)¹⁷ (b) Suma de la descarga glaciaria observada ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) entre las subcuencas para el período comprendido entre diciembre de 2010 y abril de 2011 (datos originales de Falk et al. 2015, 2018ab, 2020)¹⁸. (c) Escorrentía de partículas suspendidas (SPM) para el verano 2010/2011 para cada corriente de agua de deshielo (MWS, datos originales de Monien et al. 2017)¹⁹. Concentraciones medias de SPM: MWS-1: $91,1 \pm 184,8 \text{ mg L}^{-1}$, MWS-2: $20,1 \pm 13,2 \text{ mg L}^{-1}$, MWS-4: $296,6 \pm 489,0 \text{ mg L}^{-1}$ y MWS-5: $14,8 \pm 14,5 \text{ mg L}^{-1}$.

¹⁷ Jerosch K, Scharf FK, Deregibus D, et al (2015) Compilación batimétrica de alta resolución para Potter Cove, WAP, Antártida, con enlaces a datos en formato ArcGIS. PANGAEA. <https://doi.org/10.1594/PANGAEA.853593>

¹⁸ Falk U, López DA, Silva-Busso A (2018a) Análisis multianual del modelado de balance de masa glaciaria distribuido y altitud de la línea de equilibrio en la isla Rey Jorge, Península Antártica. *Cryosphere* 12:1211–1232. <https://doi.org/10.5194/tc-12-1211-2018>

Falk U, Silva-Busso A, Pölcher P (2018b) Un método simplificado para estimar la escorrentía en arroyos periglaciales: un estudio de caso de las Islas Rey Jorge, Península Antártica. *Philos Trans R Soc A Math Phys Eng Sci* 376:20170166. <https://doi.org/10.1098/rsta.2017.0166>

Falk U, Silva-busso A (2020) Descarga de flujo de agua subterránea a la ensenada Potter en la isla Rey Jorge, Península Antártica. *Hydrol Earth Syst Sci* 1–24. <https://doi.org/10.5194/hess-25-3227-2021>

¹⁹ Monien D, Monien P, Brünjes R, et al (2017) Agua de deshielo como fuente de hierro potencialmente biodisponible para las aguas de la Antártida. *Antarct Sci* 29:277–291. <https://doi.org/10.1017/S095410201600064X>

Sección III) Modelo hidrográfico

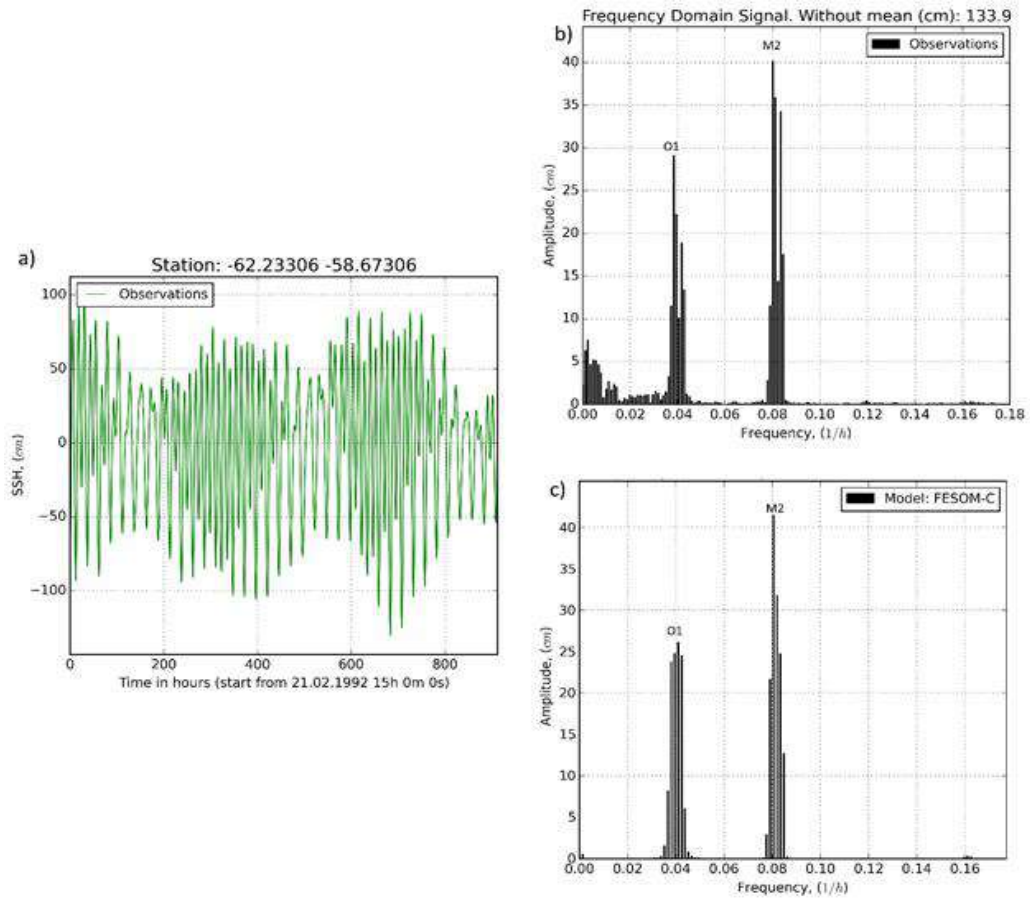


Fig.II.B3.C1: Análisis de altura de la superficie del mar. **(a)** Comportamiento de SSH durante un mes en 1992 en la estación con coordenadas (-58,67306 Long, -62,23306 Lat). Las amplitudes de marea alcanzan 1,1 m durante las mareas de primavera -período no analizado en el presente estudio-. **(b)** Espectro de señal obtenido sobre la base del análisis de la transformada rápida de Fourier (FFT). **(c)** El espectro de una señal SSH simulada en la misma posición en la Configuración 1 (impulsada solo por el forzamiento de marea).

Sección IV) Simulación de Material Particulado en Suspensión para el verano 2010/2011

Tabla II.B3.D1: Desviación cuadrática media de la raíz (RMSD) en el error mg/l para simulaciones de experimentos numéricos ordenados por RMSD decreciente para todo el período analizado. Observaciones medias y máximas para todo el período, incluida la medición en la fecha de entrada SPM alta (31 de enero) y sin ella.

		Incl. 31 de enero, N de obs.= 63	sin 31 de enero, N de obs. = 57	Tamaño del diámetro del SPM (m)	Densidad del SPM (kg/m³)	Velocidad de asentamiento (%)	Escenario SPM (mg/l) i) 0,27 ii) 1.35 iii) 2.7
Forzamiento de mareas	Parametrización 1	8.94	4.36	4.5x10- 5	1450.0	100	ii)
Forzamiento de mareas y viento	Parametrización 1	6.45	4.30	4.5x10- 5	1450.0	100	ii)
	Parametrización 4	7.24	4.2	4.5x10- 5	1450.0	90	ii)
	Parametrización 3	10.16	3.57	4.0x10- ⁵	1450.0	100	ii)
	Parametrización 5	10.16	3.6	4.0x10- ⁵	1450.0	100	iii)
	Parametrización 2	13.87	4.3	4.5x10- 5	1305.0	100	ii)
	Parametrización 9	13.87	4.3	4.5x10- 5	1305.0	100	i)
	Parametrización 10	13.87	4.3	4.5x10- 5	1305.0	100	iii)
	Parametrización 6	18.59	4.1	4.0x10- ⁵	1305.0	100	iii)
	Parametrización 7	18.59	4.1	4.0x10- ⁵	1305.0	100	ii)
	Parametrización 8	20.16	4.8	4.5x10- 5	1232.5	100	ii)

C. VARIABLES AMBIENTALES OCEANOGRÁFICAS Y DEL FONDO

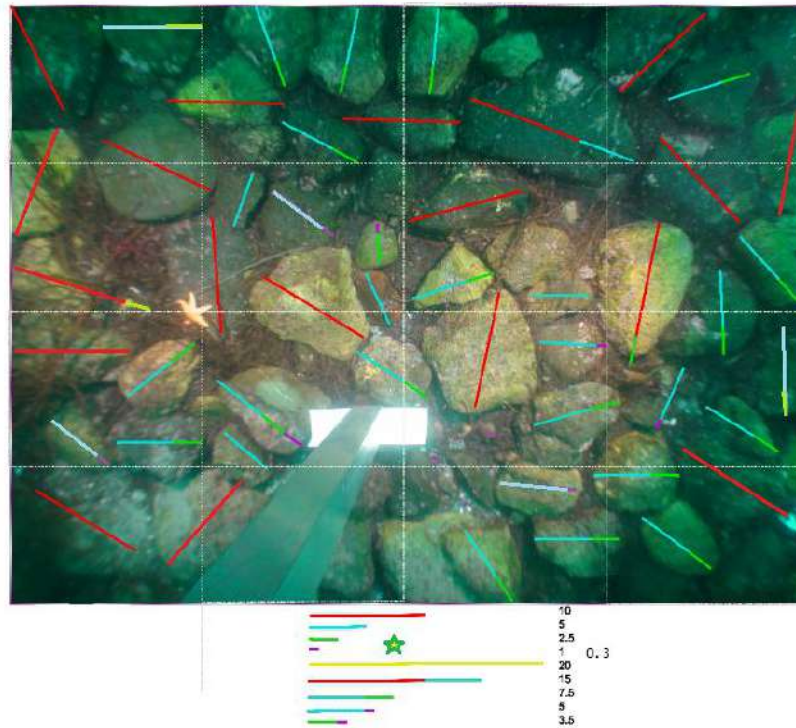


Fig.II.C1: Metodología aplicada para la estimación del tamaño promedio de grano a partir de fotografías subacuáticas. Primero se dividió por cuadrantes y luego, se midieron las rocas o granos para estimar la granulometría a partir del tamaño de la regla existente en la foto.

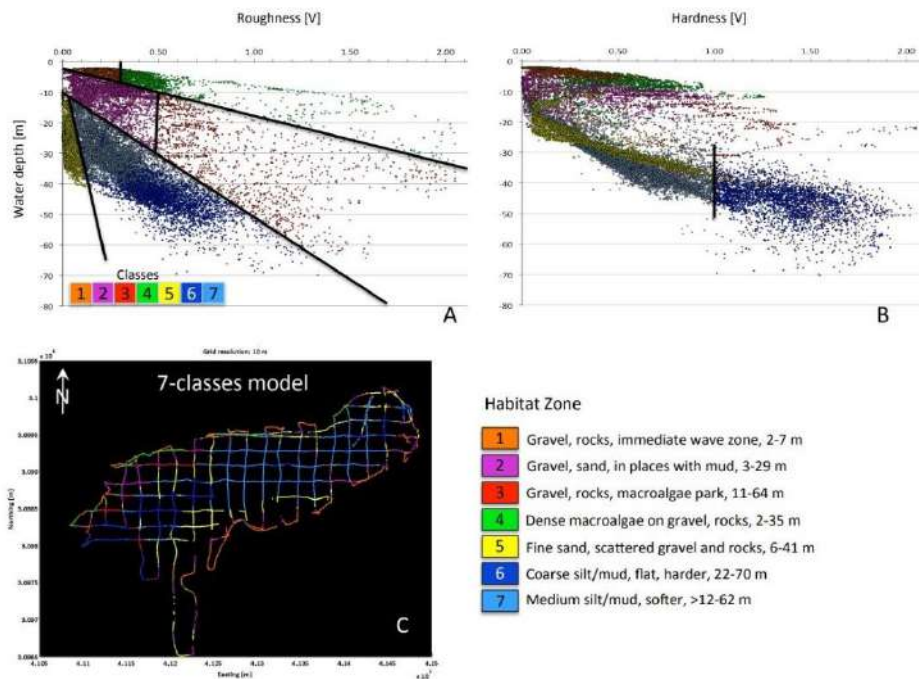


Fig.II.C2: Clasificación de Hass et al. (2013) según rugosidad y dureza del sustrato. Datos accesibles por el proyecto de la Unión Europea IMCONet (FP7 IRSES, action no. 319718). **(A)** Rugosidad y **(B)** dureza de las muestras de sedimento según sistema acústico. **(C)** Distribución espacial de las 7 clases.

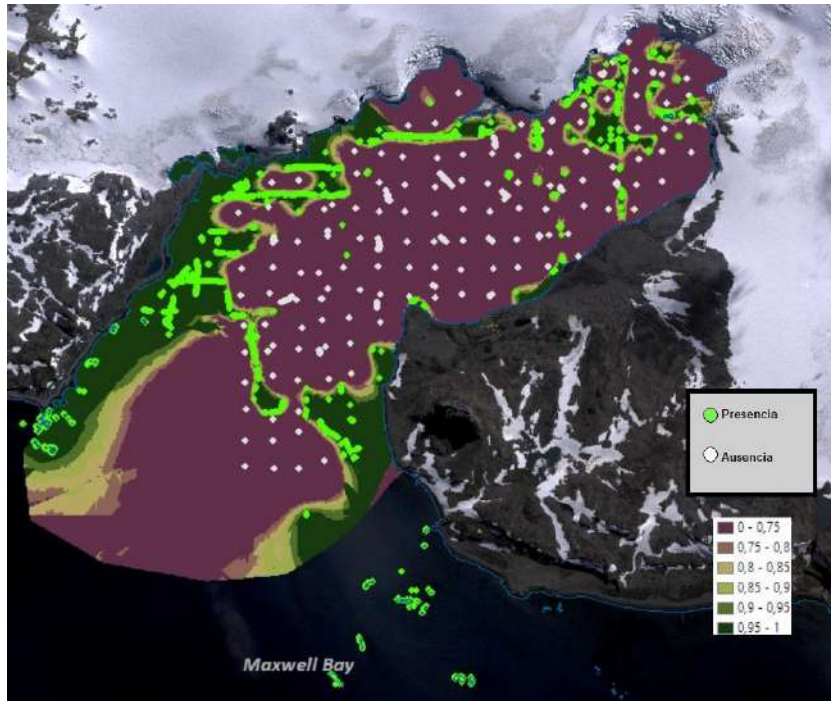


Fig.II.C3: Puntos de presencia y ausencia de sustrato duro para la modelización del ráster de base de probabilidad de sustrato duro.

ANEXO Capítulo III

A. CATÁLOGO DE ESPECIES

A1. Especies registradas

Tabla III.A1: Especies observadas en diferentes áreas de Potter por diferentes autores para las foto-transectas utilizadas: Isla (Lagger et al. 2018), NIFA, *new ice-free area* de inglés (Lagger et al. 2017), MTIFA, *middle-term ice-free area* de inglés (Lagger et al. 2021), LTIFA, *long-term ice-free area* de inglés (Sahade et al. 2015), y originales de esta tesis para las video-transectas. “NA” refiere a no-available-data ya que en los análisis originales de las publicaciones asociadas no se informan dichas especies y entonces, se desconoce la ausencia de ellas o la falta de identificación/búsqueda del observador. Se podría asumir una ausencia de especies, ya que de lo contrario se informa el morfo (C. Lagger com. pers.). Sin embargo, a los fines de evitar resultados erróneos ligados a la ausencia y puesto que se disponen de datos actualizados al 2016 de gran cobertura espacial, en la presente tesis se omitieron dichas muestras para aquellos taxones no informados. Para el acrónimo del taxón véase la Tabla.III.1. Se realizará un catálogo con videos representativos del cada especie.

	Áreas				MovingImage_CN
	ISLA	NIFA	MTIFA	LTIFA	Video
Mon.har	observadas	NA	observadas	NA	observadas
Chloro	observadas	NA	observadas	NA	observadas
Des.ant	NA	NA	NA	observadas	observadas
Des.anc	NA	observadas	observadas	observadas	observadas
Des.men	NA	observadas	observadas	observadas	observadas
Des	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Him.gra	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Ade.urt	NA	NA	NA	NA	observadas
Pha.ant	NA	NA	NA	observadas	observadas
Asc.mir	NA	NA	NA	observadas	observadas
Phaeo	NA	NA	observadas	observadas	observadas
Gigar	NA	NA	NA	observadas	observadas
Plo.car	observadas	NA	NA	NA	NA
Pal.dec	observadas	NA	observadas	NA	NA
Coralli	observadas	NA	NA	observadas	observadas
Rhod.fol	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Rhodo	observadas	NA	NA	observadas	observadas
Mic.ace	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Hali.spp	observadas	observadas	NA	observadas	observadas pero no indicadas para todas las muestras
Sty.bor	NA	NA	NA	observadas	observadas pero no indicadas para todas las muestras
Ros.ant	NA	NA	NA	observadas	NA
Den.ant	NA	NA	NA	NA	observadas pero no indicadas para todas las muestras
Sponge	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Urti.antP	NA	NA	NA	observadas	NA
Art.vic	observadas	NA	NA	NA	observadas pero no indicadas para todas las muestras
Hor.sco	observadas	observadas	observadas	NA	observadas pero no indicadas para todas las muestras
Anem	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Mal.day	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Acly	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Octo	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Lyr.flav	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas

Bryo.1	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Bryo.2	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Bryo.3	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Bryo.A	observadas	observadas	observadas	NA	observadas
Bryo.B	observadas	NA	NA	NA	observadas
Bryo.C	observadas	NA	NA	NA	observadas
Bryo.D	observadas	NA	NA	NA	observadas
Bryozoo	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Polych.Ssp1	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Polych.Ssp2	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas pero no indicadas para todas las muestras
Polych.esp1	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Polych	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Parb.cor	observadas	NA	observadas	observadas	observadas
Pantopoda	NA	NA	NA	NA	observadas
Lat.elli	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Aeq.eig	NA	NA	NA	NA	observadas
Nac.con	observadas	NA	NA	observadas	observadas
Neo.eat	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Mar.mol	observadas	NA	NA	observadas	observadas pero no indicadas para todas las muestras
Dor.kerg	observadas	NA	NA	observadas	observadas
Gast.sp1	NA	NA	observadas	observadas	observadas
Sero	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Glyp.ant	observadas	NA	NA	observadas	observadas
Isopoda	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Crino	observadas	NA	NA	observadas	observadas
Odo.val	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Odo.mer	observadas	NA	NA	observadas	observadas
Dipl.bru	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Lab.ann	observadas	NA	observadas	observadas	observadas
Perk.aur	observadas	observadas	NA	observadas	observadas
Perk.fant	observadas	observadas	NA	observadas	observadas
Perk.spp	observadas	observadas	NA	observadas	observadas
Aster	observadas	999	999	observadas	observadas
Oph.vic	observadas	NA	observadas	observadas	observadas
Ste.neu	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Mol.ped	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Cne.ver.comp	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Apl.rad	NA	NA	observadas	observadas	observadas pero no indicadas para todas las muestras
Apl.falk	NA	NA	NA	observadas	observadas pero no indicadas para todas las muestras
Apl.sp	NA	NA	observadas	observadas	observadas
Syn.ada	NA	NA	NA	observadas	observadas
Asc.cha	observadas	NA	observadas	observadas	observadas
Cor.ant	observadas	observadas	observadas	observadas	observadas
Pyu.obe	NA	NA	NA	observadas	observadas
Pyu.bou	observadas	NA	NA	observadas	observadas
Pyu	observadas	NA	NA	observadas	observadas
Syc.gai	observadas	NA	NA	observadas	observadas
Syco.sill	NA	observadas	NA	observadas	observadas pero no indicadas para todas las muestras
Dist.cyl	NA	NA	NA	observadas	observadas pero no indicadas para todas las muestras
Tyl.spe	NA	NA	NA	observadas	observadas
Fish	NA	NA	NA	NA	observadas pero no indicadas para todas las muestras

A2. Tipo de sustrato

El tipo de sustrato se identifica para los fotogramas de las video-transectas referenciando aquellas área libre de bentos donde se pueda visualizar el sustrato. En aquellos sitios completamente cubiertos por macroalgas y/o zoobentos, o cuando la calidad de video no permite la identificación, se indicó como no-dato.

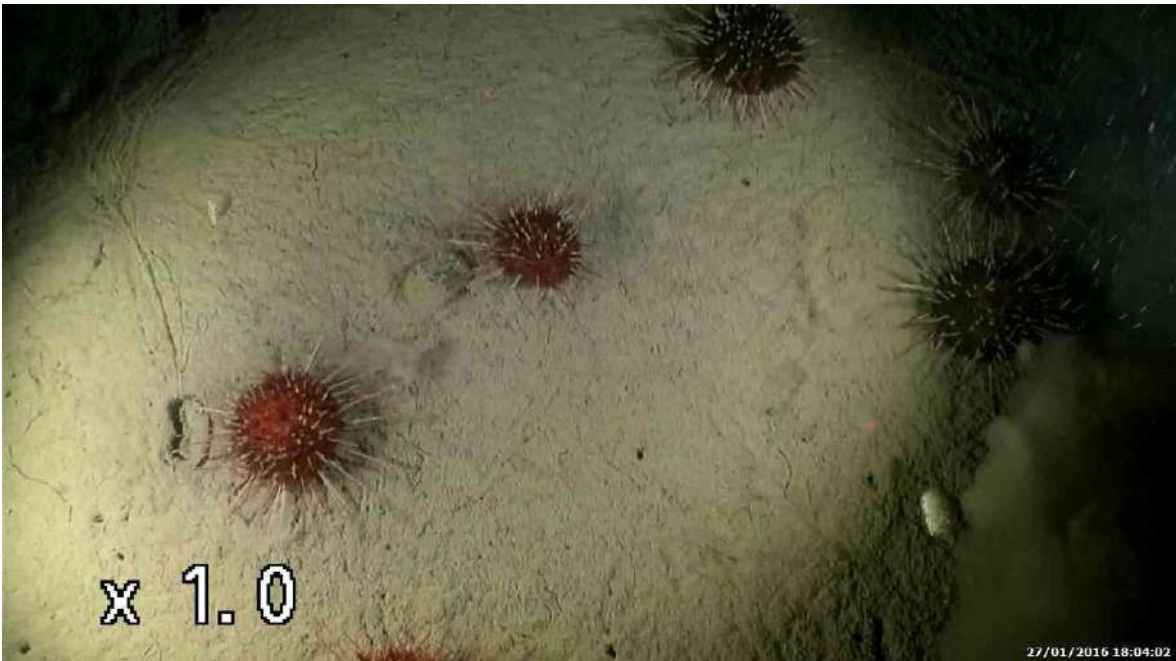
- **Fino:** Más del 75% de la imagen es arena, limo, arcilla o una mezcla de ellos.



Captura de video 18/01/2016_0000223



Frame 18/01/2016_Snapshot.jpg



Captura de video 20160127-210402-170 GMT-00081844 Erizos de mar en sustrato blando fino

- **Mixto fino:** sedimento fino como arena, limo y arcilla con algo de grava. Sedimento fino más que grava en un porcentaje entre 50-70%.



Captura de video 18/01/2016_0000531

- **Mixto:** Arena y guijarros o rocas en una relación de 50-50%.



Captura de video 18/01/2016_0000626



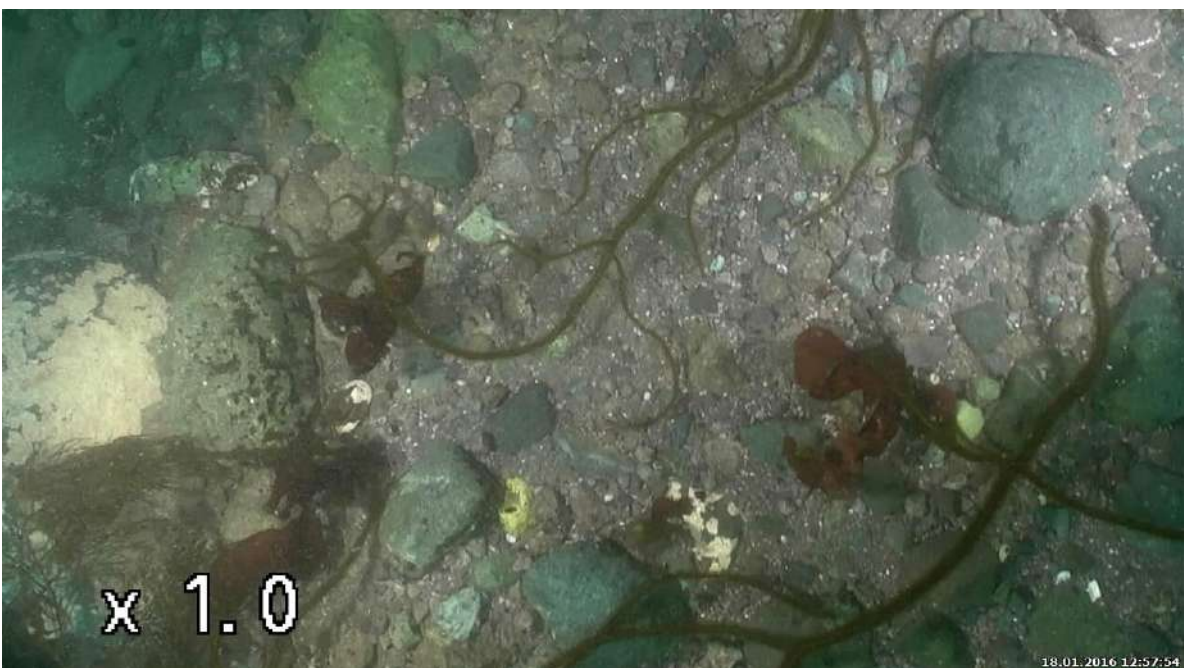
Captura de video 18/01/2016_0001482

- **Mixto Rocoso:** Roca con sedimento de menor tamaño de arena o guijarros. Más de grava que de sedimento fino. Grava entre 50-70%.



Captura de video 18/01/2016_0000827

- **Rocoso:** Grava y rocas grandes. En algunos casos son más rugosas y puntiagudas que otras. Más del 75% de la imagen es rocas, se determinó sustrato tipo rocoso.



Captura de video 18/01/2016_005776



Captura de video 18/01/2016_14407. La imagen en vertical permite visualizar mejor el ambiente.

A3. Tipo de ensamble

- **Tipo 1: Sustrato descubierto:** Sustrato libre descubierto, sin macroalgas, esponjas ni ascidias que cubran el sustrato. Puede observarse algún isópodo, estrella o pluma de mar aisladamente.



Captura de video 18/01/2016_00004948

- **Tipo 1.1. Sustrato fino con colchones de diatomeas:** En este caso, el suelo no está cubierto por macroalgas, similar al Tipo 1. Sin embargo, las diatomeas bentónicas están presentes como parche o cubriendo todo el marco formando un parche más grande en la zona. También están presentes plumas de mar como *Malacobelemnion daytoni* o el bivalvo *Laternulla elliptica*.



Captura de video 27/01/2016_20160127_191956 con alga roja cubierta de sedimento.



Captura de video 27/01/2016_20160127-192335-027 Aunque la captura está movida donde se visualiza también sedimento en suspensión. En el sustrato se observa



Captura de video con diatomeas cubierta y la presencia de *Odontaster validus*.

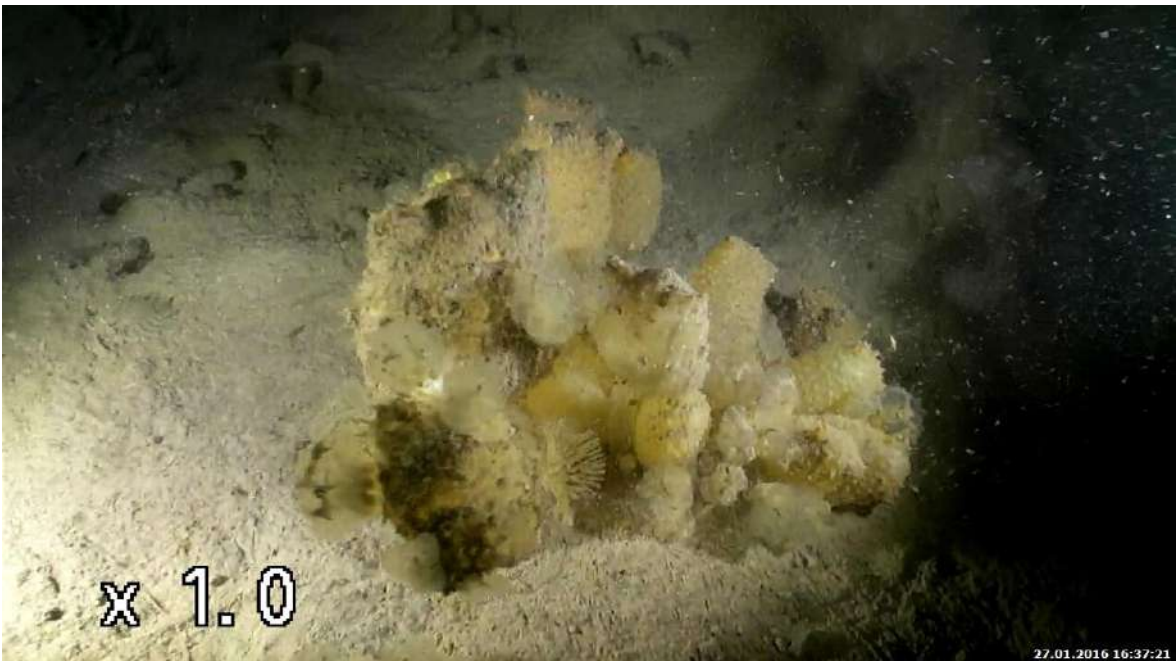


Erizo *Sterechinous neumayeri* con halo de diatomeas lo que podría indicar un posible consumo de ellas y/o desplazamiento



Captura de video 24/02/2016_Frame 161737. Tipo 1.1b con un colchón más denso de diatomeas y posibles hongos o bacterias bentónicas

- **Tipo 1.2. Ensamble de especies suspensívoros de ascidias y/o esponjas:** En este caso, el suelo no está cubierto por macroalgas. Sin embargo, hay ascidias o esponjas presentes. Para que se considere Tipo 1.2, al menos 5 ascidias individuales deben estar juntas.



Captura de video 27/01/2016_20160127-1637219



Captura de video 10/02/2016_ 10022016_222024

- **Tipo 1.3. Ensamble mixto complejo:** Diferentes especies presentes, ascidias y/o esponjas con el nemátodo *Parborlasia corrugatus*, *Odontaster validus* u otros asteroidea y/o *Sterechinous neumayeri*.



Captura de video 27/01/2016_20162701_180332



IDEA_2010_ISLA_T3_DSC01593_complexcommTipo com1.3

- **Tipo 1.4. Parche de ascidias y/o esponjas con detrito de macroalgas:**

Ascidias/esponjas con grandes macroalgas arrastradas por la corriente: Similar a la comunidad compleja (Tipo 1.3) o al ensamble de especies suspensívoras (Tipo 1.2) pero también existen detritus de macroalgas.



Captura de video 10/02/2016 10022016_222855 Ascidias con presencia de esponjas, estrellas y briozoos.



Captura de video 17/02/2016_170808

- **Tipo 2. Macroalgas rojas con sustrato libre o como especie dominante:** Rhodophyta. Macroalgas rojas en mayor porcentaje respecto al sustrato sin cobertura. A veces aparecen algunas pequeñas feofitas.



Captura de video 18/01/2016_00006328

- **Tipo 3. Algas pardas con sustrato descubierto:** Phaeophytas. Macroalgas pardas con más porcentaje que sustrato descubierto. Generalmente es *Ascoseira mirabilis*.



Captura de video 18/01/2016_00002519

- **Tipo 4. Macroalgas pardas y rojas con sustrato descubierto:** Rhodophytas and Phaeophytas juntas. Generalmente algas rojas con *Ascoseira mirabilis*. Asteroideas pueden estar presentes. El porcentaje de la imagen entre 25 – 75% es descubierto.



Captura de video 18/01/2016_0007126

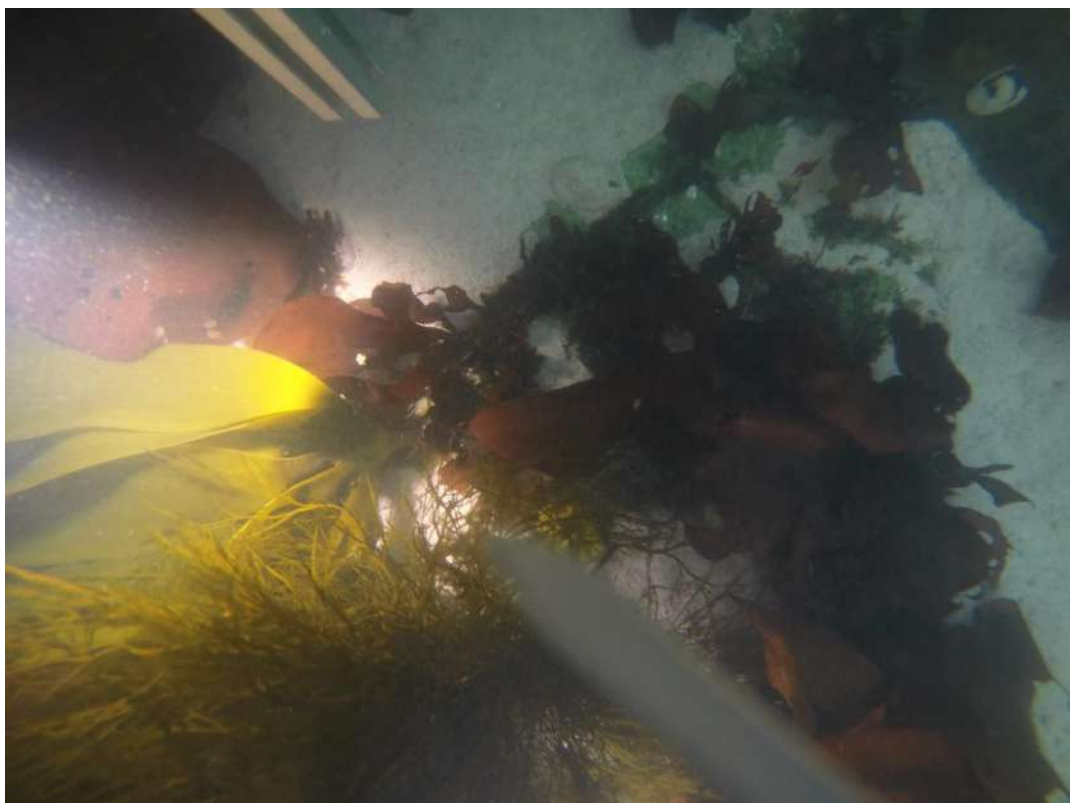


Captura de video 18/01/2016_00034332

- **Tipo 5. Mix comunidad 1:** Rhodophytas y Phaeophytas juntas. Generalmente macroalgas rojas con *Desmarestia* sp. El tamaño de las macroalgas parece mayor que el 'Tipo 4' con una cobertura levemente mayor. También podría haber especies de Asteroidea. Hay un porcentaje del 25% o 50% de la imagen con descubierto.



Captura de video 18/01/2016_0007346



Captura de video 06/02/2016 06022016_G0015584. Gran cobertura



Frame type
18/01/2016_0007658

La orientación horizontal muestra la superficie en la parte superior e inferior grabada.

- **Tipo 6. Mix comunidad 2:** Rhodophytas y Phaeophytas juntas. Generalmente las Phaeophytas son dominantes sobre las Rhodophytas. En la imagen las macroalgas pardas están en un punto visible. Sin embargo, las macroalgas rojas no. Se pueden encontrar debajo de las macroalgas pardas; esto es visible cuando la cámara se mueve sobre la línea de transecto. Generalmente comienza lo que considero es *Desmarestia menziesii* con macroalgas rojas, poco porcentaje de sustrato descubierto. Seguido por lo que considero es *Desmarestia anceps*, *Ascoseira mirabilis*, algunas algas rojas y *Himantothalus grandifolius* cubren completamente el video de la línea de transecto. También podrían estar presentes especies de Asteroidea. Sin embargo, como las macroalgas en esta comunidad Tipo tienen generalmente una cobertura del 85-100%, es difícil visualizarlas.



Captura de video 18/01/2016_00024495



Captura de video 18/01/2016_00015912

- **Tipo 7. Macroalgas pardas, gran cobertura:** Phaeophytas. Generalmente es lo que considero es *Desmarestia* sp. con *Ascoseira mirabilis* o sólo *Desmarestia* sp. Esto podría ser similar a la "Comunidad mixta 2", pero no se ven algas rojas. No significa necesariamente que no existan. Parece un parche completo de Phaeophytas.



Captura de video 18/01/2016_0023932



Captura de video 18/01/2016_0026039

- **Tipo 8. Ensamble mixto complejo:** Es un paso continuo en complejidad al ensamble Tipo 7 donde es posible ver ascidias y estrellas junto con macroalgas y bryozoo.



Captura de video 27/01/2016_190339(788)



Captura de video 10/02/2016_202407

- **Tipo 9. Detritos de macroalgae:** Grandes macroalgas muertas arrastradas por la corriente. No es posible identificar otro tipo de ensamblaje ya que el detritus juega el 50% del papel en la imagen. Podría ser similar al tipo 1.4 cuando hay algunas ascidias presentes pero la cantidad de detritus es mayor.



Captura de video 20160217-191456-768 GMT

B. DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE TAXONES IDENTIFICADOS (EN ORDEN ALFABÉTICO)

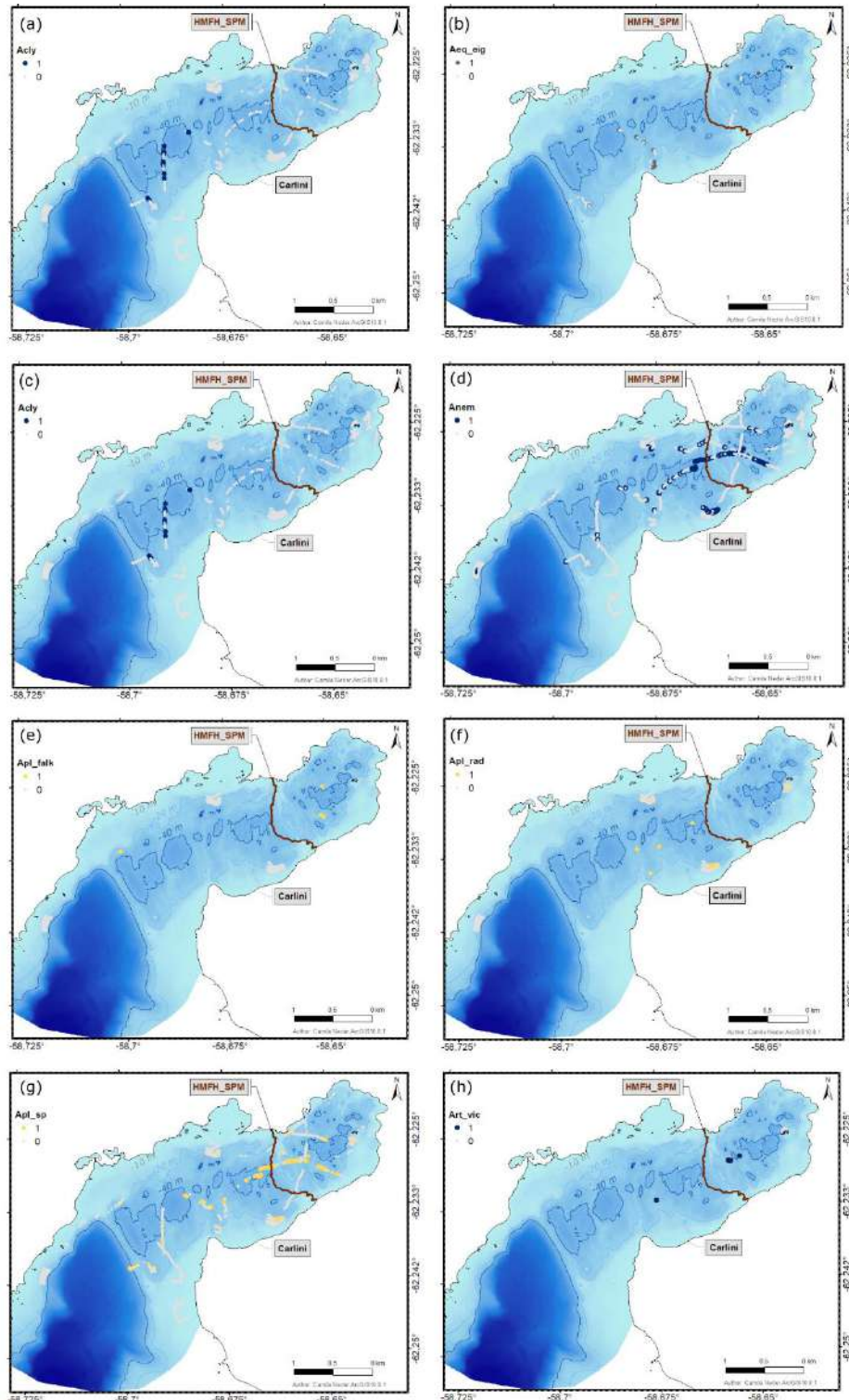


Fig.III.B1: Distribución espacial de presencias (1) y ausencias (0) muestreadas para (a) Alga parda *Adenocystis utricularis*. (b) Bivalvo *Aequiyoldia eightsii*. (c) Orden Alcyonace (dos morfos de Octocorallia). (d) Actiniidae (3 spp: *Urticinopsis antarctica*, *Hormosoma scotti* o *Artemidactix victrix*). (e-g) Cuando posible fuese la división del ascidia: *Aplidium falklandicum* o *Aplidium radiatum*, de lo contrario *Aplidium* spp. (h) Anémone *Artemidactix victrix*. La Tabla.III.1 muestra la cantidad de presencias/ausencias por taxón.

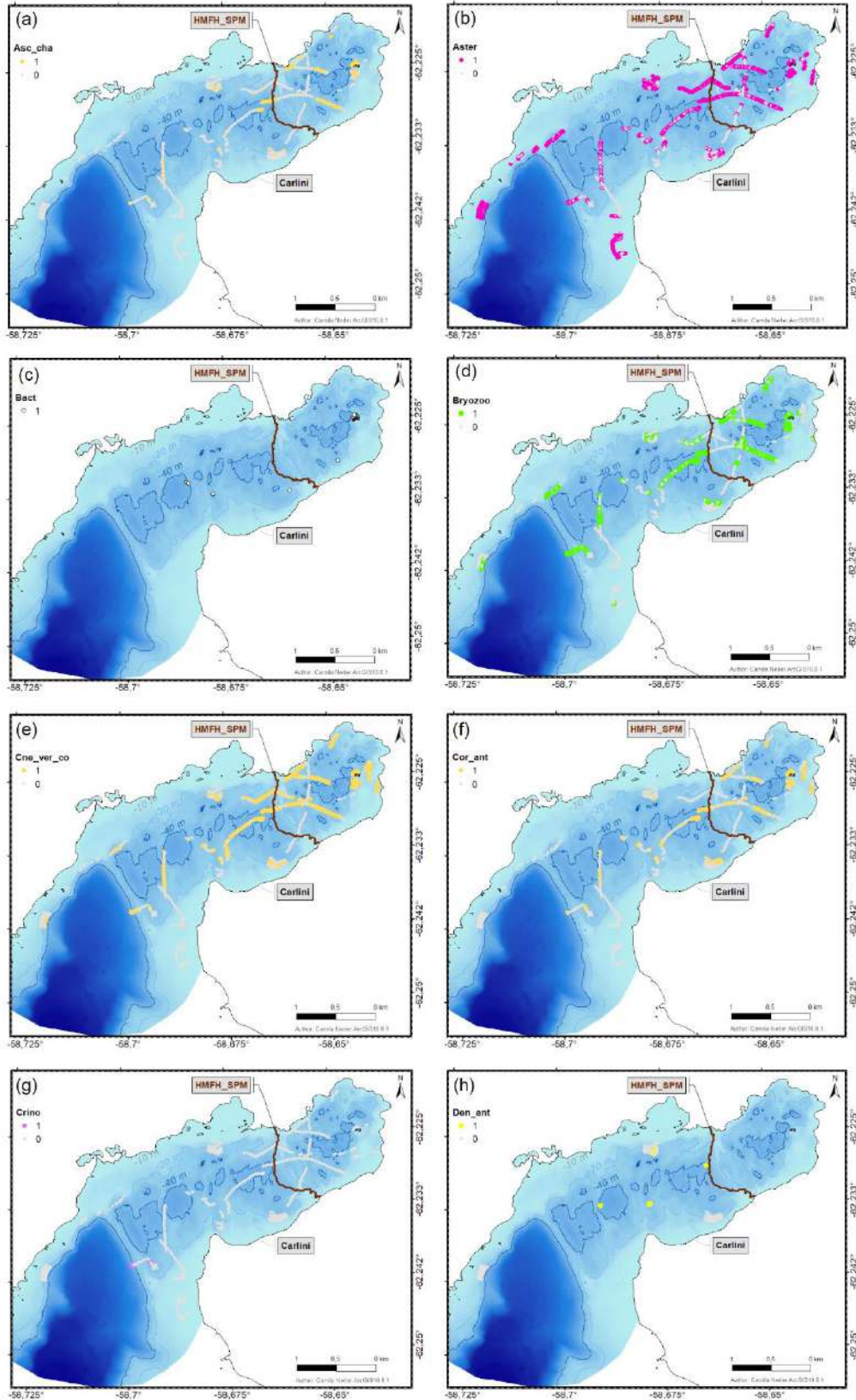


Fig.III.B2: Distribución espacial de presencias (1) y ausencias (0) muestreadas para (a) *Ascidia challengerii*. (b) Orden Asteriida (incluye 5 especies y un mínimo de 3 morfos). (c) Red de bacteria u hongos bentónicos. (d) Phylum Bryozoa (7 morfos). (e) Complejo de ascidia *Cnemidocarpa verrucosa*. (f) *Ascidia Corella antarctica*. (g) Clase Crinoidea (h) Esponja *Dendrilla antarctica*. La Tabla.III.1 muestra la cantidad de observaciones de presencias/ausencias por taxón.

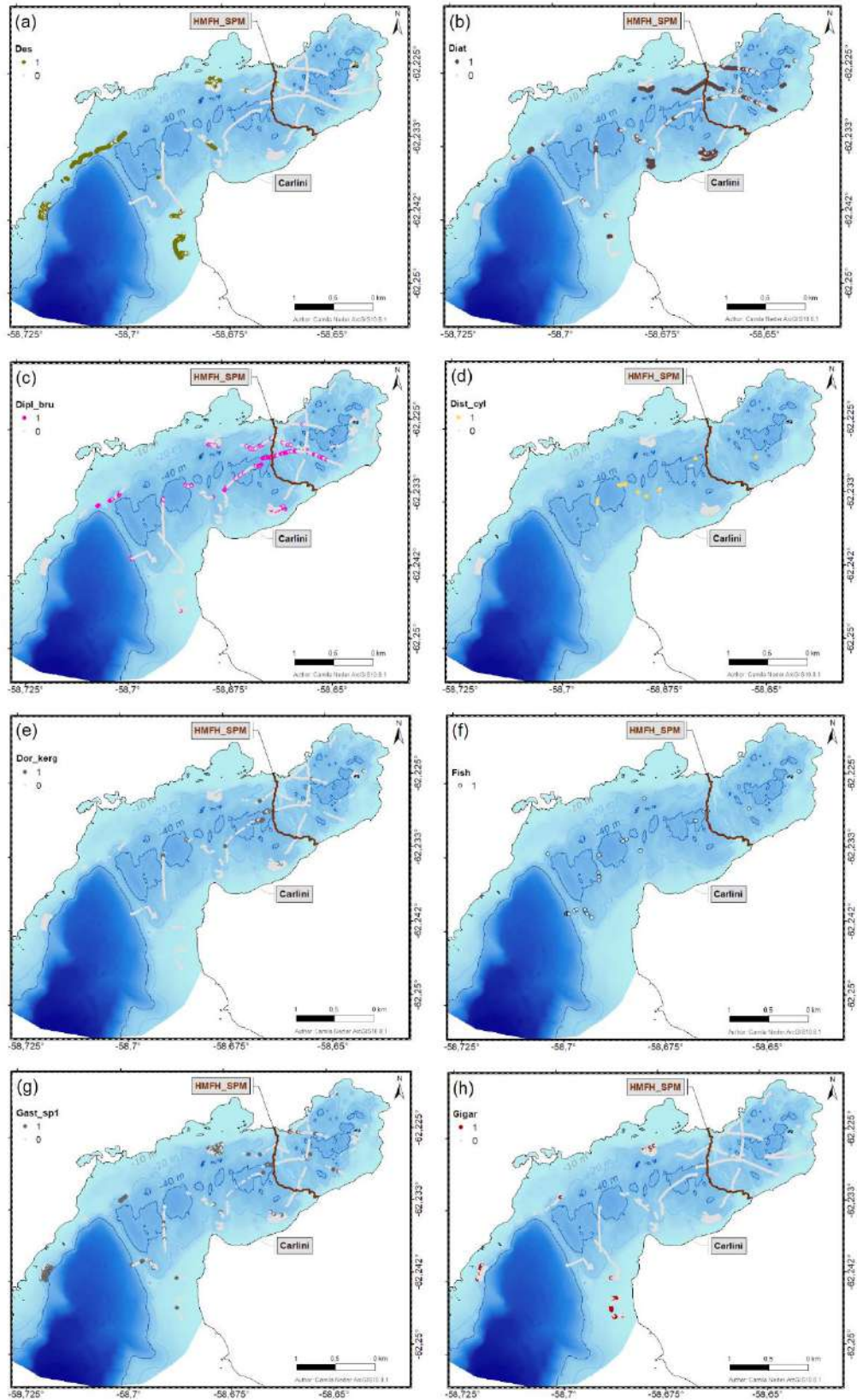


Fig.III.B3: Distribución espacial de presencias (1) y ausencias (0) muestreadas para (a) Algas pardas del género *Desmarestia* spp. (incluye 3 especies) (b) Diatomeas bentónicas. (c) Estrella *Diplasterias brucei*. (d) Ascidia *Distaplia cylindrica*. (e) Molusco *Doris kerguelensis*. (f) Grupo Peces. (g) Molusco morfo gasterópodo sp1. (h) Alga roja Gigartinales *Sarcopeltis antarctica*. La Tabla.III.1 muestra la cantidad de observaciones de presencias/ausencias por taxón.

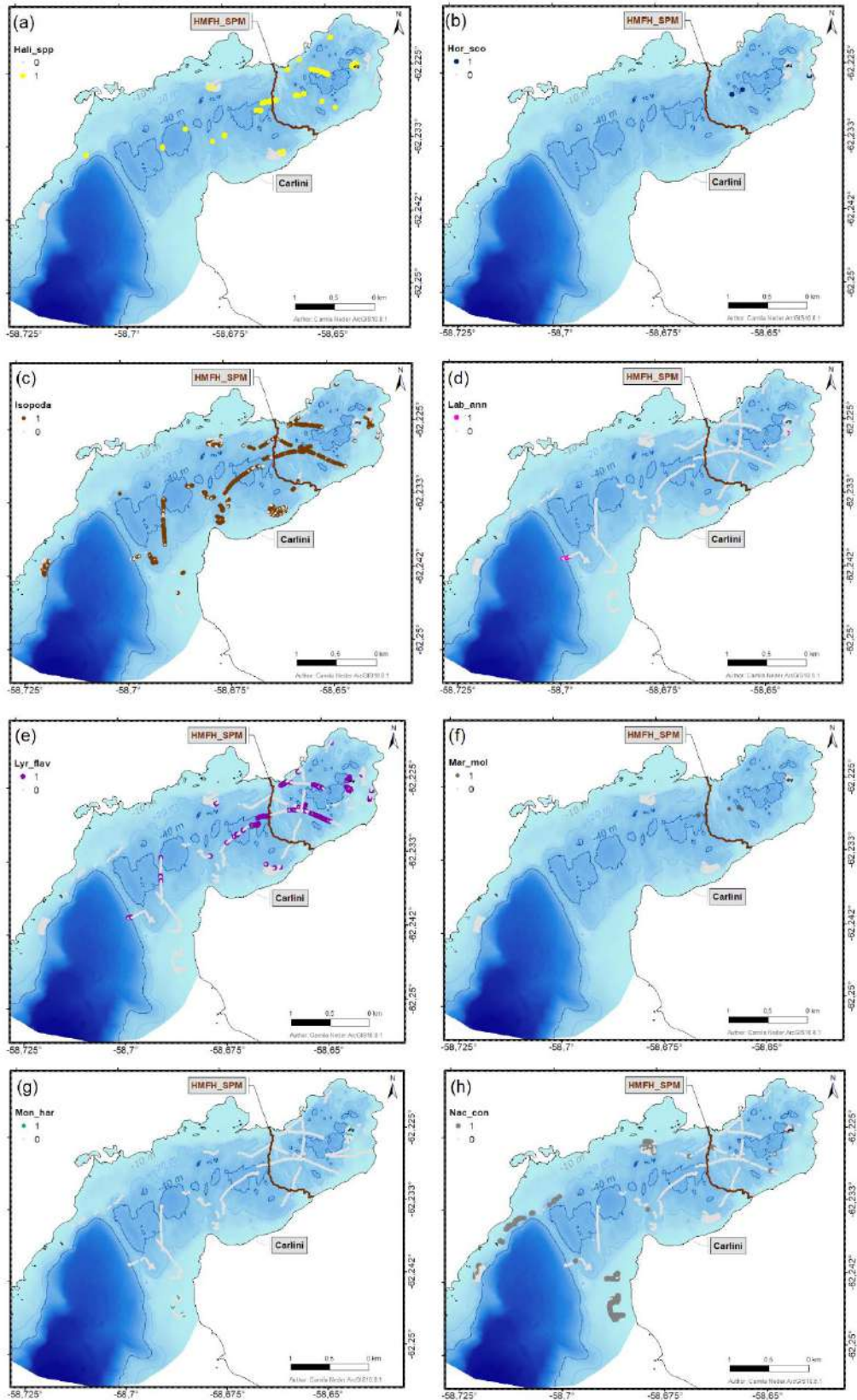


Fig.III.B4: Distribución espacial de presencias (1) y ausencias (0) muestreadas para (a) Esponja del género *Haliclonidae* spp. (incluye 4 morfos). (b) Anémona *Hormosoma scotti*. (c) Orden Isopoda. (d) Estrella *Labidiaster annulatus*. (e) Ctenóforo *Lyrocteis flavopallidus*. (f) Molusco *Marseniopsis mollis*. (g) Alga verde *Monostroma hariotii*. (h) Molusco *Nacella concinna*. La Tabla.III.1 muestra la cantidad de observaciones de presencias/ausencias por taxón.

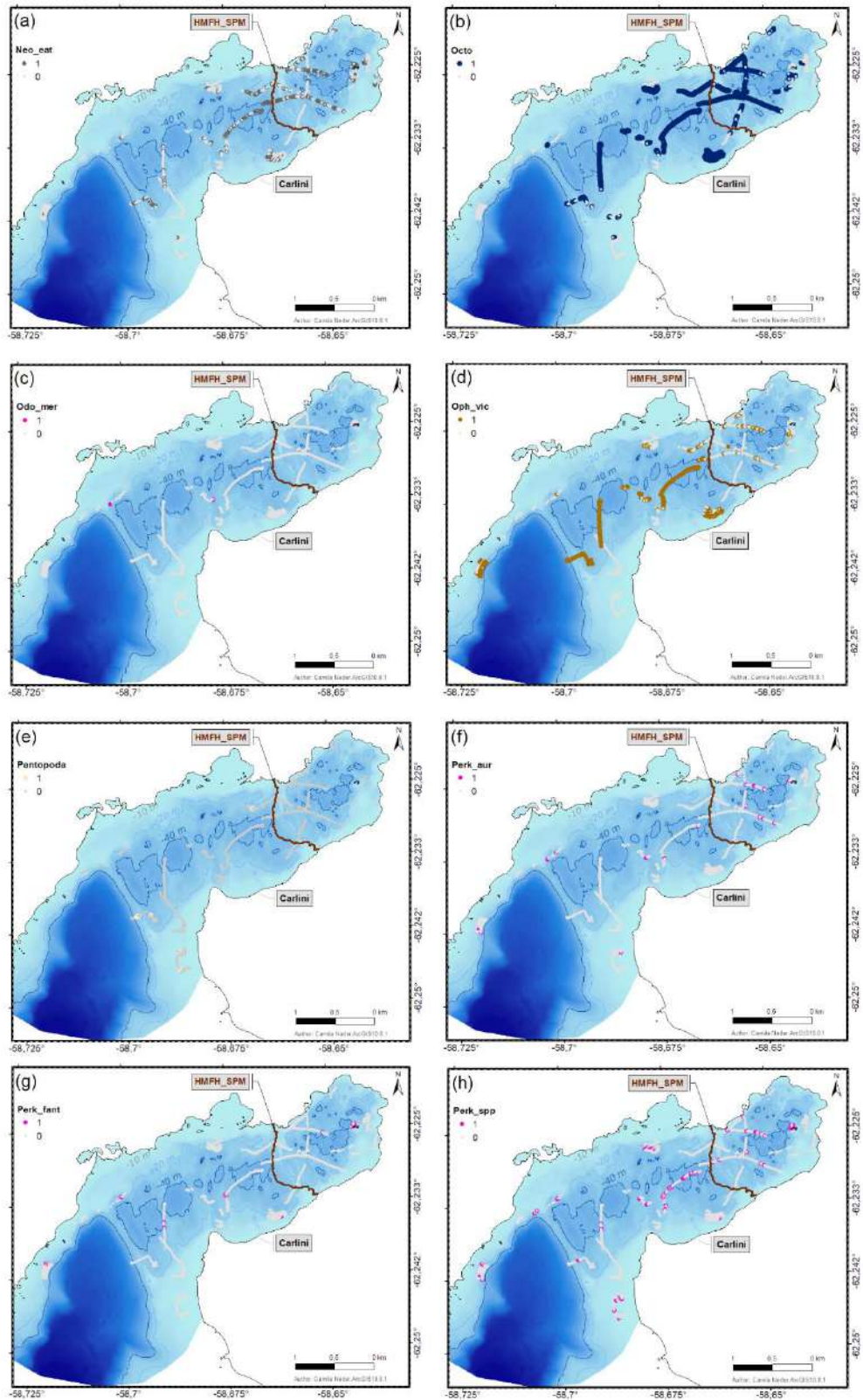


Fig.III.B5: Distribución espacial de presencias (1) y ausencias (0) muestreadas para **(a)** Molusco *Neobuccinum eatoni*. **(b)** Orden Octocorallia (incluye un Pennatulacea y dos posibles morfos de Alcyonae). **(c)** Estrella *Odontaster meridionalis*. **(d)** Ophiura *Ophionotus victoriae*. **(e)** Orden Pantopoda (posiblemente dos morfos). **(f)** Estrellas *Perknaster fuscus antarcticus*, **(g)** Alga verde *Perknaster aurorae* y **(h)** Género *Perknaster* spp. (anteriores y dos posibles morfos). La Tabla.III.1 muestra la cantidad de observaciones de presencias/ausencias por taxón.

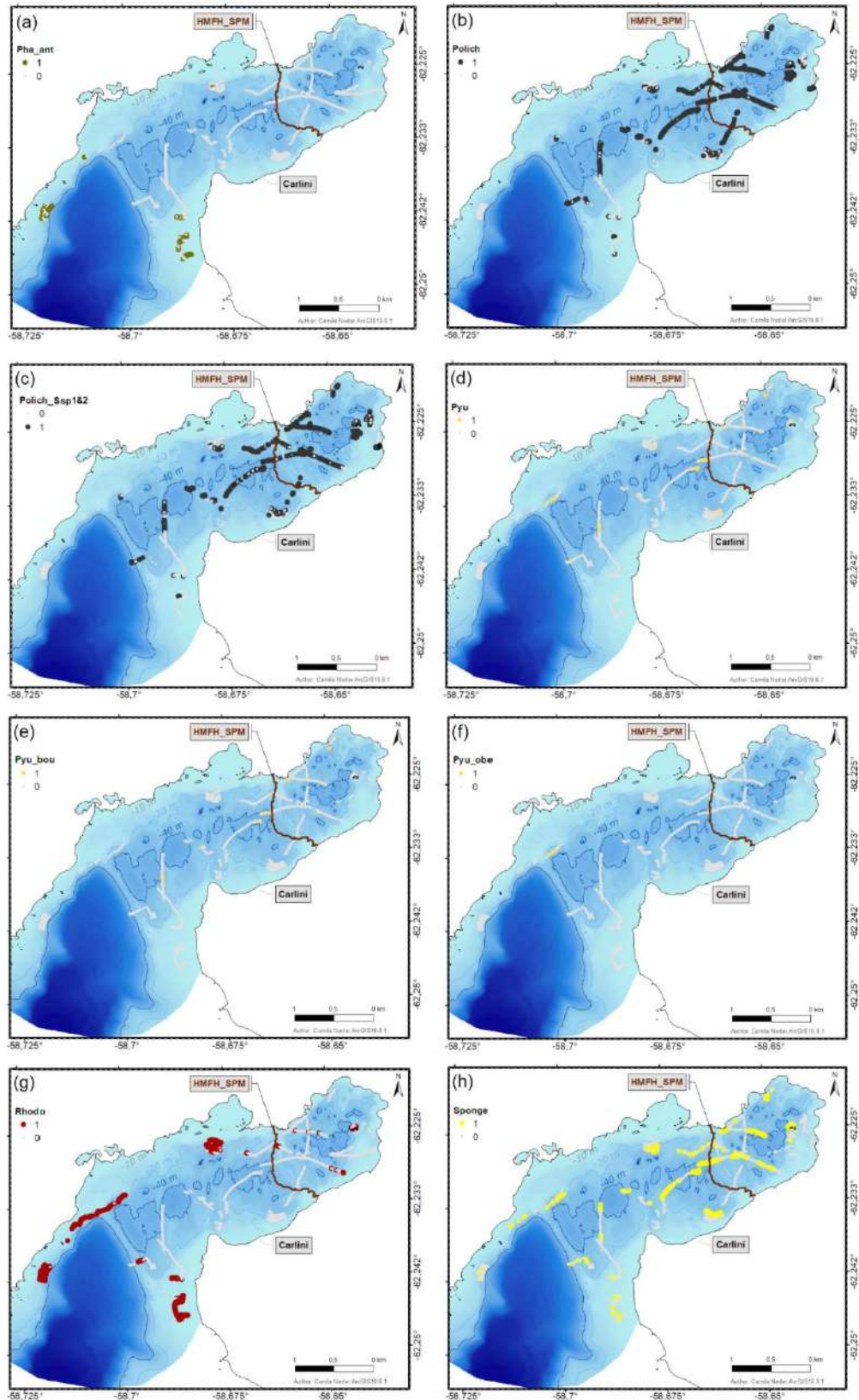


Fig.III.B6: Distribución espacial de presencias (1) y ausencias (0) muestreadas para **(a)** Alga parda *Phaeus antarcticus*. **(b)** Clase Polychaeta (dos morfos Sedentaria y al menos un morfo Errantia). **(c)** Polychaeta Sedentaria (Ssp1 and Ssp2). **(d)** Ascidia género *Pyura* spp. incluye a: *P. setosa* **(e)** *P. obesa* y **(f)** *P. bouvetensis*. **(g)** Algas rojas Phylum Rhodophyta. **(h)** Phylum Porifera. La Tabla.III.1 muestra la cantidad de observaciones de presencias/ausencias por taxón.

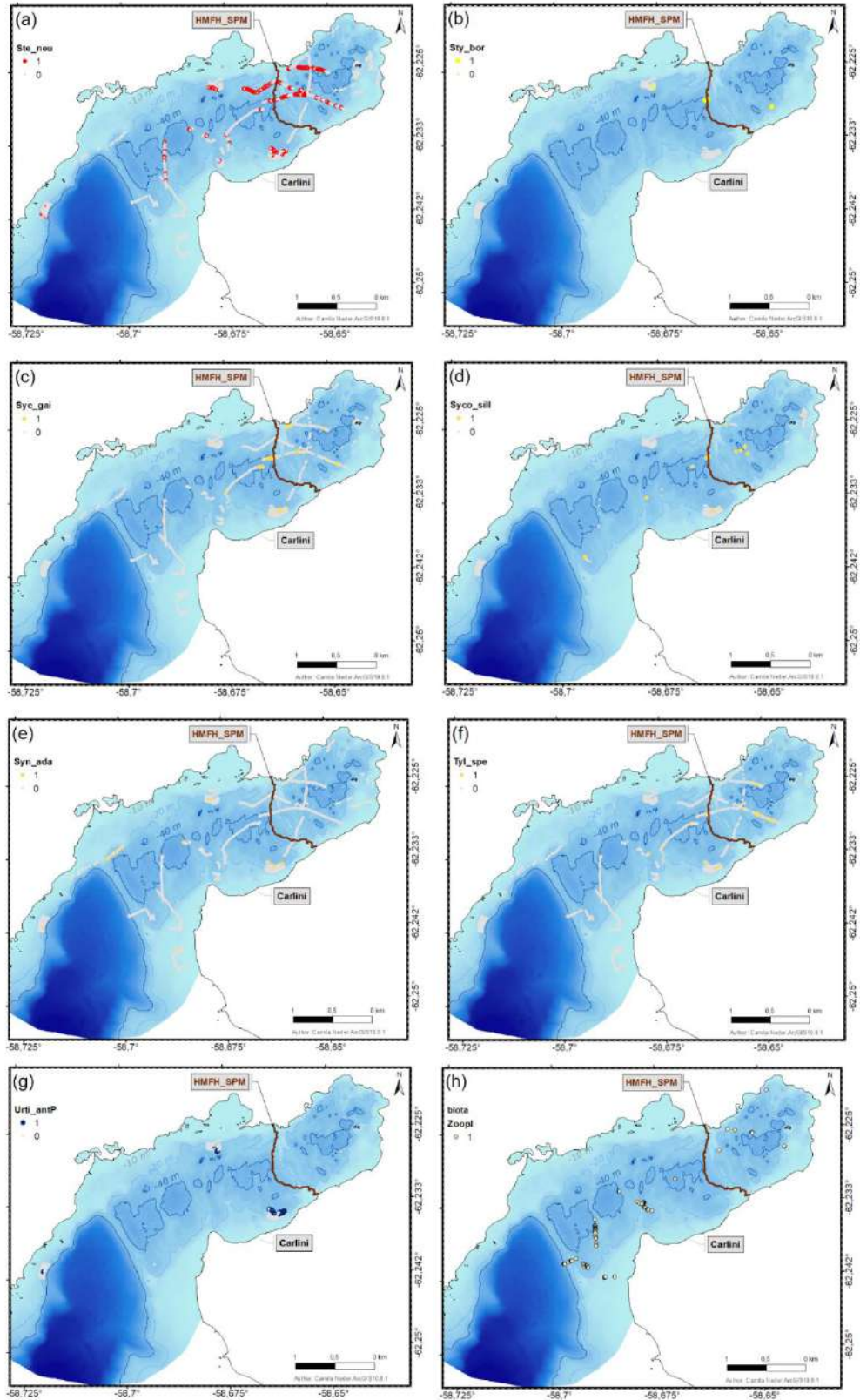


Fig.III.B7: Distribución espacial de presencias (1) y ausencias (0) muestreadas para **(a)** Erizo de mar *Sterechinus neumayeri*. **(b)** Esponja *Stylocordyla borealis*. **(c)** Ascidia *Sycozoa gaimardi*. **(d)** Ascidia *Sycozoa sigillinoides*. **(e)** Ascidia *Synoicum adareanum*. **(f)** Ascidia *Tylobranchion speciosum*. **(g)** Anémona *Urticinopsis antarctica*. **(h)** Multicrustacea (Zooplankton como Amphipoda y decapoda). La Tabla.III.1 muestra la cantidad de observaciones de presencias/ausencias por taxón.

El análisis de las video-transectas muestra ciertas transectas de muy baja visibilidad o nula porque alta turbulencias y sedimentación, por lejanía al sustrato o por desplazamientos del bote con la cámara fuera del agua. Sin embargo, en todos los casos, esto se aclaró en la planilla de análisis. Se colocó un '999' para los taxones analizados, y se comentaron las condiciones ambientales. Esto lleva a que las video-transectas finalmente utilizadas para los análisis sean aquellas mostradas en verde en la figura Fig. III.B8.

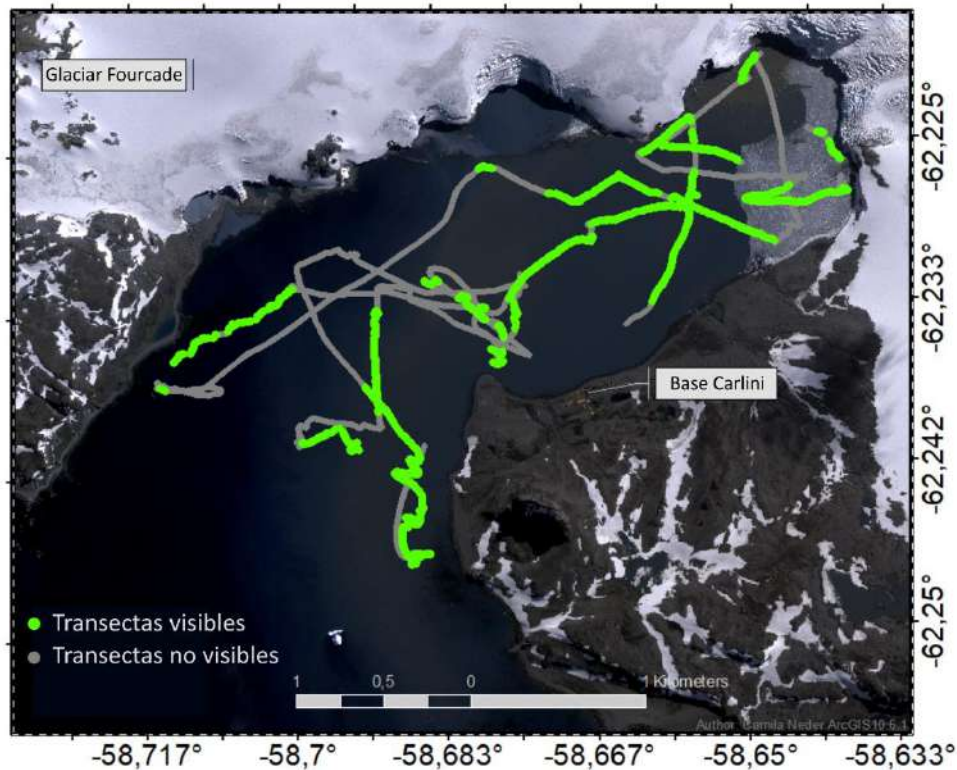


Fig.III.B8: Registros biológicos de video-transectas durante 2016 (K.Jerosch y D. Abele con análisis en esta tesis). Se muestran las partes visibles y no de los videos que permiten una mejor interpretación de los resultados diferenciales en las observaciones de presencia/ausencia de los taxones.

C. RANGOS DE VARIABILIDAD AMBIENTAL PARA TAXONES IDENTIFICADOS

Este anexo describe información suplementaria al Capítulo III en relación a los taxones observados y considerados para los análisis de ensamble del bentos del área de caleta Potter, como también para los modelos de distribución de especies. Para más información sobre acrónimos de especies y/o variables ver Tabla II.1ª-h (Capítulo II). Rango de variabilidad calculado sólo para las observaciones de presencia de los taxones.

Tabla III.C1a: Rango de variabilidad ambiental de parámetros relacionados a la oceanografía de fondo: batimetría (bathy, [m]), Índice de posición batimétrica (adimensional) amplio (BPI_broad) y fino (BPI_fine), pendiente (slope, [°]), y distancias: a la costa (DistToCoast, [m]) y glaciar (DistToGlacier,[m]) para las presencias de taxones bentónicos encontrados. Se conserva el nombre original del ráster. Continúa en Tabla III.C1b. *Sólo presente en las foto-transectas del verano estaciones LTIFA y/o NIFA. Para el acrónimo del taxón véase la Tabla.III.1.

Spp.\Var1	bathy	BPI_broa	BPI_fine	Slope	DistToCoast	DistToGlacier
Detritus	2,92 - 51,98	-20 - 65	-3 - 6	0,50 - 26,26	72 - 843	205 - 2228
Bact	9,14 - 41,99	-16 - 13	-8 - 17	5,07 - 45,99	0 - 623	71 - 1018
Diat	3,58 - 43,16	-18 - 47	-3 - 7	0,17 - 30,17	29 - 696	58 - 1997
Zoopl	5,17 - 43,31	-17 - 42	-5 - 7	0,32 - 20,14	71 - 823	43 - 1764
Mon_har	2,62 - 30,41	-8 - 47	-6 - 3	0,57 - 39,18	7 - 280	315 - 2236
Chloro	2,23 - 30,78	-8 - 66	-6 - 3	0,41 - 39,18	7 - 280	315 - 2258
Des_ant	2,72 - 31,24	13 - 65	0 - 2	0,37 - 23,94	89 - 475	618 - 2263
Des_anc	3,26 - 32,80	-9 - 63	-4 - 5	0,51 - 27,46	81 - 478	298 - 2219
Des_men	2,32 - 33,99	-9 - 66	-3 - 5	0,37 - 29,04	50 - 598	295 - 2263
Des	2,32 - 33,99	-9 - 66	-8 - 9	0,37 - 45,99	0 - 598	282 - 2263
Him_gra	3,43 - 40,32	-16 - 65	-4 - 9	0,53 - 41,28	0 - 764	297 - 2004
Ade_urt	2,23 - 12,45	34 - 48	0 - 3	0,37 - 20,08	144 - 283	740 - 2262
Pha_ant	2,32 - 31,31	-1 - 66	0 - 2	0,40 - 23,94	91 - 281	387 - 2262
Asc_mir	2,32 - 30,27	13 - 50	0 - 5	0,37 - 22,58	50 - 465	303 - 2263
Phaeo	2,23 - 40,32	-16 - 66	-4 - 7	0,37 - 29,04	50 - 801	282 - 2263
Gigar	2,62 - 20,06	3 - 66	-2 - 5	0,54 - 19,07	92 - 440	355 - 2236
Plo_car*	10,37 - 30,61	-8 - 12	-7 - 17	13,64 - 45,99	0 - 22	292 - 356
Pal_dec*	9,14 - 26,99	-4 - 13	-2 - 17	10,64 - 41,62	0 - 150	317 - 398
Coralli	2,21 - 33,16	-10 - 66	-8 - 6	0,37 - 45,99	0 - 751	227 - 2263
Rhod_fol	2,21 - 31,83	-8 - 66	-7 - 17	0,37 - 45,99	0 - 756	117 - 2263
Rhodo	2,21 - 33,16	-10 - 66	-8 - 17	0,37 - 45,99	0 - 756	117 - 2263
Mic_ace	3,67 - 45,82	-21 - 46	-8 - 17	0,00 - 42,99	0 - 691	35 - 1994
Hali_spp	9,14 - 45,92	-22 - 38	-8 - 17	0,17 - 45,99	0 - 679	63 - 1152
Sty_bor	24,01 - 36,67	-13 - 0	0 - 1	8,32 - 12,38	192 - 448	456 - 637
Ros_ant*	24,49 - 25,61	0 - 0	0 - 0	18,51 - 19,23	157 - 158	1164 - 1164
Den_ant	19,95 - 40,32	-16 - 3	-2 - 2	5,17 - 14,44	216 - 691	346 - 1020
Sponge	3,47 - 45,92	-22 - 62	-8 - 17	0,00 - 45,99	0 - 801	35 - 2260
Urti_ant*	24,49 - 30,91	-6 - 52	-3 - 1	4,89 - 19,23	141 - 298	424 - 1447
Art_vic	10,51 - 35,94	-13 - 12	-3 - 16	1,86 - 39,53	5 - 480	352 - 1027
Hor_sco	14,48 - 35,94	-13 - 7	-4 - 12	4,91 - 42,52	5 - 409	150 - 453
Anem	10,51 - 45,29	-21 - 53	-5 - 16	0,00 - 42,52	5 - 827	150 - 1466
Mal_day	3,67 - 45,95	-22 - 47	-8 - 8	0,00 - 29,97	28 - 703	38 - 1994
Acly	32,10 - 42,22	-13 - 13	-2 - 6	2,21 - 19,63	544 - 686	787 - 1432
Octo	3,67 - 49,93	-22 - 47	-8 - 8	0,00 - 29,97	28 - 843	29 - 1994
Lyr_flav	7,88 - 49,93	-22 - 14	-6 - 8	0,00 - 40,63	16 - 843	47 - 1449
Bryo_1	12,90 - 47,95	-8 - 51	-4 - 5	1,35 - 29,33	34 - 831	90 - 1527
Bryo_2	19,44 - 29,82	3 - 25	-4 - 3	7,44 - 16,87	216 - 787	404 - 1445
Bryo_3	25,14 - 42,98	-19 - 13	-2 - 2	10,11 - 18,10	141 - 570	393 - 1131
Bryo_A	11,27 - 45,00	-21 - 17	-5 - 2	0,84 - 30,46	41 - 801	103 - 1447
Bryo_B	12,90 - 50,96	-21 - 9	-6 - 3	0,01 - 32,67	25 - 842	81 - 1450
Bryo_C	0,94 - 51,98	-22 - 21	-5 - 9	0,01 - 44,35	0 - 843	35 - 1456

Tabla III.C1b: Continuación de Tabla III.C1a.

spp\Var1	bathy	BPI_broad	BPI_fine	Slope	DistToCoast	DistToGlacier
Bryo_D	6,49 - 45,92	-22 - 46	-6 - 9	0,01 - 42,71	14 - 678	38 - 2202
Bryozoo	0,94 - 51,98	-22 - 51	-6 - 9	0,01 - 44,35	0 - 843	35 - 2202
Polych_Ssp	3,58 - 47,95	-21 - 46	-8 - 13	0,00 - 43,21	5 - 838	36 - 1997
Polych_S_1	0,94 - 51,98	-20 - 42	-6 - 3	0,77 - 40,54	7 - 842	38 - 1732
Polych_Esp	10,86 - 51,98	-21 - 22	-5 - 11	0,00 - 41,62	7 - 841	36 - 1480
Polych	0,94 - 51,98	-21 - 46	-8 - 13	0,00 - 43,21	5 - 842	36 - 2202
Parb_cor	3,67 - 51,98	-21 - 51	-5 - 15	0,01 - 42,99	0 - 842	32 - 2202
Pantopoda	3,64 - 34,79	1 - 46	-2 - 3	0,54 - 13,74	245 - 784	508 - 2202
Lat_elli	3,67 - 45,92	-22 - 60	-5 - 9	0,00 - 30,78	28 - 819	29 - 1994
Aeq_eig	13,10 - 42,70	-17 - 17	-3 - 7	2,64 - 20,44	60 - 625	78 - 1537
Nac_con	2,21 - 32,12	-8 - 64	-8 - 17	0,37 - 45,99	0 - 728	280 - 2263
Neo_eat	3,67 - 45,92	-22 - 52	-8 - 17	0,00 - 42,39	0 - 809	40 - 1994
Mar_mol	29,94 - 45,00	-21 - -7	-3 - 0	0,69 - 38,95	22 - 473	342 - 582
Dor_kerg	23,24 - 45,92	-22 - 0	-2 - 4	0,69 - 40,54	11 - 684	201 - 1163
Gast_sp1	5,05 - 50,96	-20 - 66	-5 - 6	0,63 - 27,20	29 - 843	43 - 2107
Sero	3,67 - 45,92	-22 - 55	-5 - 7	0,00 - 27,05	28 - 814	40 - 1994
Glyp_ant	5,03 - 41,96	-17 - 50	-2 - 2	2,21 - 20,22	69 - 690	199 - 1688
Isopoda	3,67 - 45,92	-22 - 59	-5 - 7	0,00 - 26,26	28 - 814	40 - 1994
Crino	34,79 - 49,96	3 - 13	-2 - 2	5,98 - 24,37	618 - 836	1452 - 1458
Odo_val	3,67 - 47,95	-21 - 66	-8 - 17	0,00 - 45,99	0 - 831	28 - 2239
Odo_mer	9,14 - 33,77	-10 - 23	-6 - 15	6,11 - 43,21	0 - 405	305 - 1018
Dipl_bru	4,42 - 50,96	-21 - 46	-3 - 5	0,00 - 24,52	106 - 842	190 - 2239
Lab_ann	19,68 - 52,99	0 - 24	0 - 2	5,39 - 24,37	124 - 848	367 - 1451
Perk_aur	2,79 - 42,97	-19 - 59	-3 - 7	0,83 - 35,83	14 - 571	67 - 2039
Perk_fant	15,25 - 39,79	-12 - 58	-6 - 11	0,01 - 42,71	7 - 601	303 - 1357
Perk_spp	2,79 - 45,05	-21 - 59	-6 - 11	0,01 - 42,71	7 - 739	46 - 2260
Aster	2,23 - 52,99	-21 - 66	-8 - 17	0,00 - 45,99	0 - 848	28 - 2263
Oph_vic	7,97 - 51,98	-22 - 65	-5 - 7	0,00 - 28,45	29 - 848	54 - 1549
Ste_neu	10,33 - 44,75	-20 - 64	-4 - 6	0,17 - 29,97	35 - 696	95 - 1517
Mol_ped	0,94 - 51,98	-22 - 51	-8 - 17	0,00 - 45,99	0 - 843	32 - 1752
Cne_ver_co	5,08 - 51,98	-22 - 51	-8 - 17	0,00 - 45,99	0 - 843	29 - 1778
Apl_rad	19,60 - 44,75	-20 - 3	-3 - 2	0,01 - 29,33	65 - 562	355 - 1266
Apl_falk	26,17 - 35,15	-12 - 13	-1 - 1	4,83 - 14,53	309 - 475	364 - 697
Apl_sp	11,19 - 49,96	-22 - 27	-5 - 6	0,01 - 29,33	32 - 843	74 - 1501
Syn_ada	3,64 - 43,90	-18 - 47	-2 - 2	0,54 - 20,34	145 - 628	387 - 1994
Asc_cha	8,47 - 51,98	-21 - 14	-8 - 17	0,35 - 45,34	0 - 842	60 - 1449
Cor_ant	8,02 - 49,96	-22 - 14	-8 - 17	0,01 - 45,99	0 - 838	35 - 1469
Pyu_obe	26,03 - 38,96	-16 - 14	-5 - 1	7,01 - 15,83	426 - 481	489 - 684
Pyu_bou	13,75 - 45,00	-21 - 9	-6 - 6	1,24 - 42,52	10 - 589	40 - 1197
Pyu	13,75 - 45,00	-21 - 17	-6 - 6	1,24 - 42,52	10 - 801	40 - 1447
Syc_gai	10,22 - 45,82	-21 - 12	-4 - 1	0,32 - 39,56	25 - 601	74 - 1212
Syc_sill	13,75 - 45,91	-21 - 13	-5 - 3	1,86 - 18,10	32 - 624	78 - 1463
Dist_cyl	15,41 - 43,81	-17 - 9	-3 - 4	2,44 - 17,45	132 - 684	520 - 1240
Tyl_spe	21,97 - 45,00	-21 - 1	-3 - 3	0,01 - 21,17	132 - 557	285 - 1183
Fish	20,21 - 50,96	-19 - 29	-3 - 5	2,42 - 24,62	97 - 843	185 - 1549

Tabla III.C2a: Rango de variabilidad ambiental de parámetros relacionados al tipo de sustrato para las presencias de taxones bentónicos encontrados. Tamaño medio del grano (mgs) en milímetros (mm), probabilidad de sustrato duro (ProbHardS), clasificación sedimento tipo Folk y Shepard. Continúa en Tabla III.C2b. *Sólo presente en las foto-transectas del verano 2008/2009 en estación LTIFA o del 2009/2010 en NIFA. Para el acrónimo del taxón véase la Tabla.III.1.

spp\Var2	mgs	ProbHardS	Sediments_Folk	Sediments_Shepard
Detritus	0,01 - 15,38	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Bact	0,01 - 0,23	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Diat	0,01 - 15,31	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Zoopl	0,01 - 0,21	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Mon_har	0,01 - 0,18	0 - 1	arena / arcilla	arena / limo arcillosa
Chloro	0,01 - 15,08	0 - 1	fango arenoso / arcilla	arena-arcilla-limo / limo arcillosa
Des_ant	0,11 - 15,38	1	fango arenoso / arena	arena limosa / arena
Des_anc	0,02 - 15,64	0 - 1	fango arenoso / arena arcillosa	limo arenoso / limo arcillosa
Des_men	0,01 - 15,64	0 - 1	fango arenoso / arena arcillosa	limo arenoso / limo arcillosa
Des	0,01 - 15,64	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Him_gra	0,01 - 15,40	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Ade_urt	0,11 - 13,71	1	arena / arena	arena limosa / arena
Pha_ant	0,02 - 15,38	0 - 1	fango arenoso / fango	arena-arcilla-limo / arena
Asc_mir	0,01 - 12,61	0 - 1	fango arenoso / fango	arena limosa / limo arcillosa
Phaeo	0,01 - 15,64	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Gigar	0,01 - 15,08	0 - 1	fango arenoso / fango	arena-arcilla-limo / limo arcillosa
Plo_car*	0,01 - 0,01	0 - 1	arena arcillosa / arcilla	limo arcillosa / limo arcillosa
Pal_dec*	0,01 - 0,01	0	arena arcillosa / arcilla	limo arcillosa / limo arcillosa
Coralli	0,01 - 15,64	0-1	fango arenoso / arcilla	arena-arcilla-limo / limo arcillosa
Rhod_fol	0,01 - 15,64	0-1	fango arenoso / arcilla	arena-arcilla-limo / limo arcillosa
Rhodo	0,01 - 15,64	0-1	fango arenoso / arcilla	arena-arcilla-limo / limo arcillosa
Mic_ace	0,01 - 0,18	0-1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Hali_spp	0,01 - 12,02	0-1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Sty_bor	0,01 - 0,17	0	fango arenoso / arcilla	limo arcillosa / limo arcillosa
Ros_ant*	0,03 - 0,03	0	fango arenoso / fango arenoso	limo arenoso / arena limosa
Den_ant	0,01 - 0,02	0-1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Sponge	0,01 - 15,32	0-1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Urti_ant*	0,01 - 12,35	0-1	fango arenoso / fango-arena	limo arenoso / limo arcillosa
Art_vic	0,01 - 0,02	0 - 0,82	fango arenoso / arcilla	limo arcillosa / limo arcillosa
Hor_sco	0,01 - 0,02	0 - 0,82	fango arenoso / arcilla	limo arcillosa / limo arcillosa
Anem	0,01 - 13,18	0-1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Mal_day	0,01 - 8,85	0-1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Acly	0,02 - 0,04	0	fango arenoso / fango arenoso	limo arenoso / limo arcillosa
Octo	0,01 - 8,85	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Lyr_flav	0,01 - 0,17	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Bryo_1	0,01 - 15,40	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Bryo_2	0,01 - 15,40	0 - 1	fango arenoso / arena	arena limosa / limo arcillosa
Bryo_3	0,01 - 14,72	0 - 1	fango arenoso / arena arcillosa	arena-arcilla-limo / limo arcillosa
Bryo_A	0,01 - 0,16	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Bryo_B	0,01 - 0,17	0 - 0,99	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Bryo_C	0,01 - 0,20	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa

Tabla III.C2b: Continuación de Tabla III.C2a

spp\Var2	mgs	ProbHardS	Sediments_Folk	Sediments_Shephard
Bryo_D	0,01 - 15,40	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Bryozoo	0,01 - 15,40	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Polych_Ssp	0,01 - 14,72	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Polych_S_1	0,01 - 0,19	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Polych_Esp	0,01 - 0,11	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Polych	0,01 - 14,72	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Parb_cor	0,01 - 13,68	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Pantopoda	0,01 - 0,18	0 - 1	fango arenoso / arena arcillosa	arena limosa / limo arcillosa
Lat_elli	0,01 - 14,72	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Aeq_eig	0,01 - 0,09	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Nac_con	0,01 - 14,72	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Neo_eat	0,01 - 13,96	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Mar_mol	0,01 - 0,01	0	arena arcillosa / arcilla	limo arcillosa / limo arcillosa
Dor_kerg	0,01 - 0,03	0 - 0,89	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Gast_sp1	0,01 - 15,40	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Sero	0,01 - 15,40	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Glyp_ant	0,01 - 13,59	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Isopoda	0,01 - 14,72	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Crino	0,04 - 0,06	0	fango arenoso / sandy	arena limosa / arena limosa
Odo_val	0,01 - 15,64	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Odo_mer	0,01 - 7,67	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Dipl_bru	0,01 - 15,32	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Lab_ann	0,01 - 0,06	0	arena / arena arcillosa	arena limosa / limo arcillosa
Perk_aur	0,01 - 15,40	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Perk_fant	0,01 - 15,32	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Perk_spp	0,01 - 15,64	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Aster	0,01 - 15,64	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Oph_vic	0,01 - 14,44	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Ste_neu	0,01 - 14,24	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Mol_ped	0,01 - 14,72	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Cne_ver_co	0,01 - 15,40	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Apl_rad	0,01 - 0,08	0	fango arenoso / arena arcillosa	limo arenoso / limo arcillosa
Apl_falk	0,01 - 14,13	0 - 1	arena / arcilla	arena limosa / limo arcillosa
Apl_sp	0,01 - 15,40	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Syn_ada	0,01 - 15,40	0 - 1	fango arenoso / arena fangosa	arena-arcilla-limo / limo arcillosa
Asc_cha	0,01 - 0,18	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Cor_ant	0,01 - 0,17	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Pyu_obe	0,01 - 14,72	0 - 1	arena / arcilla	arena limosa / limo arcillosa
Pyu_bou	0,01 - 0,03	0 - 0,99	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Pyu	0,01 - 14,72	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Syc_gai	0,01 - 0,17	0 - 0,99	fango arenoso / arcilla	arena-arcilla-limo / limo arcillosa
Syco_sill	0,01 - 0,04	0 - 0,79	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Dist_cyl	0,01 - 0,03	0	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Tyl_spe	0,01 - 0,17	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa
Fish	0,01 - 7,20	0 - 1	fango arenoso / arcilla	limo arenoso / limo arcillosa

Tabla III.C3a: Rango de variabilidad ambiental de parámetros relacionados al material particulado en suspensión (SPM, mg/l) para las presencias de taxones bentónicos encontrados. SPM máximo (spm_max) promedio (spm_mean), mediana (spm_med), mínimo (spm_min). Continúa en Tabla III.C3b. *Sólo presente en las foto-transectas del verano 2008/2009 en estación LTIFA o del 2009/2010 en NIFA

spp\Var3	spm_max	spm_mean	spm_med	spm_min
Detritus	140,16 - 642,81	5,24 - 61,55	0,00 - 33,12	0,00 - 0,002
Bact	202,75 - 390,26	11,82 - 31,46	1,46 - 21,15	0,00 - 0,000
Diat	154,46 - 604,87	4,22 - 63,10	0,01 - 34,80	0,00 - 0,001
Zoopl	181,85 - 554,85	6,80 - 48,13	0,22 - 29,79	0,00 - 0,000
Mon_har	141,35 - 455,99	5,79 - 39,52	0,00 - 24,95	0,00 - 0,000
Chloro	102,80 - 455,99	3,88 - 39,52	0,00 - 24,95	0,00 - 0,0004
Des_ant	104,59 - 215,49	3,90 - 12,77	0,00 - 1,76	0,00 - 0,000
Des_anc	135,05 - 505,32	5,17 - 31,93	0,00 - 17,60	0,00 - 0,000
Des_men	102,80 - 444,16	3,88 - 36,53	0,00 - 22,86	0,00 - 0,000
Des	102,80 - 505,32	3,88 - 36,53	0,00 - 22,86	0,00 - 0,000
Him_gra	151,78 - 556,02	6,09 - 40,45	0,01 - 25,06	0,00 - 0,000
Ade_urt	102,80 - 213,74	3,88 - 12,02	0,00 - 0,20	0,00 - 0,000
Pha_ant	102,80 - 266,89	3,88 - 20,89	0,00 - 10,61	0,00 - 0,000
Asc_mir	102,80 - 374,32	3,88 - 15,81	0,00 - 3,85	0,00 - 0,000
Phaeo	102,80 - 556,02	3,88 - 40,45	0,00 - 25,06	0,00 - 0,000
Gigar	135,05 - 263,27	5,17 - 20,89	0,00 - 10,61	0,00 - 0,000
Plo_car*	356,09 - 385,83	24,91 - 31,46	16,85 - 21,15	0,00 - 0,000
Pal_dec*	360,46 - 489,90	25,85 - 43,26	17,61 - 28,29	0,00 - 0,000
Coralli	102,80 - 505,32	3,88 - 31,93	0,00 - 21,15	0,00 - 0,000
Rhod_fol	102,80 - 525,27	3,88 - 43,26	0,00 - 28,29	0,00 - 0,000
Rhodo	102,80 - 525,27	3,88 - 36,90	0,00 - 23,20	0,00 - 0,000
Mic_ace	154,84 - 691,44	6,11 - 74,96	0,02 - 43,02	0,00 - 0,005
Hali_spp	178,70 - 691,44	11,57 - 74,96	0,12 - 43,02	0,00 - 0,005
Sty_bor	248,46 - 299,59	13,15 - 21,44	1,46 - 11,26	0,00 - 0,000
Ros_ant*	287,85 - 287,85	15,25 - 15,25	3,11 - 3,11	0,00 - 0,000
Den_ant	201,80 - 306,46	14,17 - 21,44	0,99 - 11,26	0,00 - 0,000
Sponge	104,59 - 694,24	3,90 - 74,96	0,00 - 43,02	0,00 - 0,005
Urti_ant**	172,38 - 287,85	11,72 - 21,44	0,71 - 11,26	0,00 - 0,000
Art_vic	218,20 - 380,72	12,44 - 27,38	1,62 - 18,52	0,00 - 0,000
Hor_sco	199,54 - 377,14	20,43 - 28,63	13,48 - 19,58	0,00 - 0,000
Anem	169,69 - 694,24	7,08 - 74,96	0,71 - 43,02	0,00 - 0,005
Mal_day	145,15 - 694,24	6,11 - 74,96	0,02 - 43,02	0,00 - 0,005
Acly	203,15 - 278,22	6,71 - 16,34	0,82 - 1,75	0,00 - 0,000
Octo	145,15 - 694,24	6,11 - 74,96	0,02 - 43,02	0,00 - 0,005
Lyr_flav	169,11 - 694,24	7,20 - 74,96	0,84 - 43,02	0,00 - 0,005
Bryo_1	173,67 - 438,54	6,70 - 36,03	0,26 - 22,99	0,00 - 0,000
Bryo_2	194,25 - 273,56	7,09 - 20,89	0,26 - 10,61	0,00 - 0,000
Bryo_3	215,49 - 677,56	12,77 - 68,42	0,33 - 36,31	0,00 - 0,003
Bryo_A	169,11 - 677,56	7,29 - 68,42	0,91 - 36,31	0,00 - 0,003
Bryo_B	170,93 - 694,24	7,20 - 74,27	0,84 - 40,72	0,00 - 0,004
Bryo_C	158,16 - 694,24	7,08 - 74,96	0,83 - 43,02	0,00 - 0,005

Tabla III.C3b: Continuación de Tabla III.C3b

spp\Var3	spm_max	spm_mean	spm_med	spm_mi
Bryo_D	138,80 - 694,24	5,30 - 74,96	0,00 - 43,02	0,00 - 0,005
Bryozoo	138,80 - 694,24	5,30 - 74,96	0,00 - 43,02	0,00 - 0,005
Polych_Ssp	151,01 - 694,24	6,09 - 74,27	0,01 - 40,72	0,00 - 0,004
Polych_S_1	158,16 - 520,71	7,09 - 50,93	0,25 - 25,91	0,00 - 0,001
Polych_Esp	169,11 - 694,24	6,71 - 74,96	0,82 - 43,02	0,00 - 0,005
Polych	138,80 - 694,24	5,30 - 74,96	0,00 - 43,02	0,00 - 0,005
Parb_cor	138,80 - 567,93	4,43 - 55,33	0,00 - 29,21	0,00 - 0,001
Pantopoda	138,80 - 254,72	5,30 - 15,31	0,00 - 2,88	0,00 - 0,000
Lat_elli	154,84 - 694,24	4,22 - 74,27	0,02 - 39,68	0,00 - 0,004
Aeq_eig	201,99 - 448,19	4,78 - 34,47	0,02 - 13,13	0,00 - 0,001
Nac_con	102,80 - 526,70	3,88 - 34,46	0,00 - 21,15	0,00 - 0,000
Neo_eat	154,84 - 694,24	6,11 - 74,96	0,02 - 43,02	0,00 - 0,005
Mar_mol	207,85 - 350,39	13,90 - 25,42	1,76 - 17,80	0,00 - 0,000
Dor_kerg	199,64 - 691,44	11,82 - 74,96	0,98 - 43,02	0,00 - 0,005
Gast_sp1	150,02 - 564,13	5,69 - 55,33	0,00 - 29,21	0,00 - 0,000
Sero	154,84 - 694,24	4,28 - 74,27	0,02 - 37,89	0,00 - 0,004
Glyp_ant	173,67 - 569,18	4,22 - 53,54	0,02 - 24,42	0,00 - 0,001
Isopoda	151,01 - 694,24	4,22 - 74,27	0,02 - 37,89	0,00 - 0,004
Crino	250,65 - 254,72	6,80 - 7,09	0,87 - 0,89	0,00 - 0,000
Odo_val	124,69 - 694,24	4,76 - 74,96	0,00 - 43,02	0,00 - 0,005
Odo_mer	202,75 - 381,15	12,26 - 30,99	0,26 - 21,00	0,00 - 0,000
Dipl_bru	124,69 - 677,73	4,76 - 67,63	0,00 - 40,72	0,00 - 0,002
Lab_ann	240,08 - 473,36	7,16 - 42,07	0,85 - 26,10	0,00 - 0,000
Perk_aur	138,30 - 694,24	6,52 - 74,27	0,01 - 37,89	0,00 - 0,004
Perk_fant	169,49 - 381,15	8,89 - 30,99	0,62 - 21,00	0,00 - 0,000
Perk_spp	103,83 - 694,24	3,89 - 74,27	0,00 - 37,89	0,00 - 0,004
Aster	102,80 - 694,24	3,88 - 74,96	0,00 - 43,02	0,00 - 0,005
Oph_vic	169,49 - 694,24	6,35 - 74,96	0,46 - 43,02	0,00 - 0,005
Ste_neu	169,69 - 654,05	7,42 - 64,01	0,65 - 40,72	0,00 - 0,002
Mol_ped	158,16 - 694,24	6,95 - 74,96	0,23 - 43,02	0,00 - 0,005
Cne_ver_co	166,05 - 694,24	6,71 - 74,96	0,19 - 43,02	0,00 - 0,005
Apl_rad	201,99 - 621,35	12,44 - 50,48	1,61 - 27,41	0,00 - 0,002
Apl_falk	178,70 - 228,79	12,29 - 16,65	0,33 - 7,98	0,00 - 0,000
Apl_sp	169,11 - 694,24	6,76 - 74,96	0,33 - 43,02	0,00 - 0,005
Syn_ada	155,29 - 287,57	6,09 - 20,89	0,01 - 10,61	0,00 - 0,000
Asc_cha	169,11 - 625,73	6,70 - 63,31	0,80 - 31,31	0,00 - 0,001
Cor_ant	169,69 - 694,24	6,71 - 74,96	0,82 - 43,02	0,00 - 0,005
Pyu_obe	209,34 - 219,56	12,08 - 22,09	0,26 - 15,13	0,00 - 0,000
Pyu_bou	169,11 - 625,73	8,52 - 63,31	0,97 - 31,31	0,00 - 0,001
Pyu	169,11 - 691,44	7,29 - 74,96	0,26 - 43,02	0,00 - 0,005
Syc_gai	219,02 - 677,73	9,24 - 67,63	1,23 - 32,10	0,00 - 0,002
Syco_sill	217,29 - 377,28	6,80 - 34,35	0,88 - 22,56	0,00 - 0,000
Dist_cyl	199,05 - 544,21	12,13 - 54,11	0,98 - 26,83	0,00 - 0,001
Tyl_spe	169,69 - 577,36	11,73 - 54,81	1,00 - 30,51	0,00 - 0,000
Fish	179,94 - 694,24	6,70 - 74,27	0,27 - 40,72	0,00 - 0,004

Tabla III.C4a: Rango de variabilidad ambiental de parámetros biogeoquímicos relacionados al porcentaje (%) de contenido de hierro (Fe₂O₃) y Sílice (SiO₂) en el sedimento. Continúa en Tabla III.C4b.
*Sólo presente en las foto-transectas del verano 2008/2009 en estación LTIFA o del 2009/2010 en NIFA.

spp\Var4	Fe2O3_02cm	Fe2O3_12cm	SiO2_02cm	SiO2_12cm
Detritus	7,41 - 8,91	7,65 - 8,98	52,34 - 54,13	52,25 - 55,80
Bact	7,90 - 8,89	7,83 - 8,95	52,51 - 53,63	52,16 - 55,36
Diat	7,56 - 8,90	7,61 - 8,98	52,34 - 53,99	52,25 - 55,84
Zoopl	7,78 - 8,69	7,67 - 8,79	52,60 - 53,69	52,60 - 54,80
Mon_har	7,79 - 8,89	7,65 - 8,94	52,51 - 52,91	52,18 - 53,84
Chloro	7,57 - 8,89	7,65 - 8,94	52,51 - 53,92	52,18 - 55,30
Des_ant	7,76 - 7,80	7,65 - 7,84	52,87 - 53,83	53,78 - 55,32
Des_anc	7,70 - 7,89	7,64 - 7,86	52,89 - 53,84	53,82 - 55,49
Des_men	7,33 - 7,95	7,59 - 7,90	52,86 - 54,14	53,68 - 56,17
Des	7,33 - 8,89	7,59 - 8,95	52,51 - 54,18	52,17 - 56,21
Him_gra	7,37 - 8,86	7,59 - 8,94	52,51 - 54,13	52,19 - 55,98
Ade_urt	7,73 - 7,84	7,64 - 7,85	52,86 - 53,72	53,68 - 55,26
Pha_ant	7,55 - 7,84	7,64 - 7,84	52,86 - 53,93	53,68 - 55,36
Asc_mir	7,33 - 7,84	7,59 - 7,86	52,86 - 54,14	53,68 - 56,17
Phaeo	7,32 - 8,77	7,59 - 8,91	52,51 - 54,18	52,29 - 56,26
Gigar	7,38 - 7,80	7,63 - 7,82	52,87 - 54,13	53,78 - 55,89
Plo_car*	8,85 - 8,89	8,93 - 8,95	52,51 - 52,54	52,17 - 52,21
Pal_dec*	8,66 - 8,86	8,85 - 8,93	52,51 - 52,57	52,17 - 52,43
Coralli	7,32 - 8,88	7,59 - 8,95	52,52 - 54,18	52,19 - 56,26
Rhod_fol	7,32 - 8,89	7,59 - 8,95	52,51 - 54,18	52,17 - 56,26
Rhodo	7,32 - 8,89	7,59 - 8,95	52,51 - 54,18	52,17 - 56,26
Mic_ace	7,53 - 8,89	7,65 - 8,95	52,51 - 54,09	52,17 - 55,57
Hali_spp	7,56 - 8,89	7,72 - 8,95	52,51 - 53,92	52,16 - 55,66
Sty_bor	7,68 - 8,36	7,83 - 8,46	52,90 - 53,89	53,45 - 54,82
Ros_ant*	7,89 - 7,89	8,00 - 8,00	53,23 - 53,23	54,13 - 54,13
Den_ant	7,51 - 8,70	7,72 - 8,59	52,69 - 54,10	52,98 - 55,45
Sponge	7,49 - 8,89	7,64 - 8,95	52,51 - 54,10	52,16 - 55,81
Urti_ant**	7,65 - 7,98	7,76 - 8,20	53,19 - 53,89	53,76 - 54,93
Art_vic	8,05 - 8,85	8,02 - 8,93	52,54 - 53,53	52,18 - 54,19
Hor_sco	8,41 - 8,87	8,39 - 8,94	52,46 - 53,53	52,18 - 53,46
Anem	7,56 - 8,87	7,63 - 8,94	52,46 - 53,98	52,17 - 55,70
Mal_day	7,53 - 8,91	7,61 - 8,98	52,34 - 54,09	52,25 - 55,88
Acly	7,83 - 7,97	7,80 - 8,07	53,48 - 53,67	53,98 - 54,34
Octo	7,53 - 8,91	7,61 - 8,98	52,34 - 54,09	52,25 - 55,88
Lyr_flav	7,67 - 8,89	7,63 - 8,97	52,35 - 53,90	52,16 - 55,88
Bryo_1	7,48 - 8,78	7,69 - 8,91	52,51 - 54,10	52,27 - 55,64
Bryo_2	7,51 - 7,84	7,71 - 7,86	53,51 - 54,10	54,22 - 55,45
Bryo_3	7,55 - 8,25	7,77 - 8,14	53,19 - 53,93	53,90 - 55,35
Bryo_A	7,75 - 8,92	7,65 - 8,98	52,32 - 53,71	52,25 - 55,81
Bryo_B	7,78 - 8,89	7,70 - 8,94	52,51 - 53,77	52,16 - 55,71
Bryo_C	7,57 - 8,90	7,64 - 8,98	52,35 - 53,77	52,17 - 55,86

Tabla III.C4b: Continuación de Tabla III.C4a.

spp\Var4	Fe2O3_02cm	Fe2O3_12cm	SiO2_02cm	SiO2_12cm
Bryo_D	7,73 - 8,90	7,64 - 8,98	52,35 - 53,83	52,16 - 55,86
Bryozoo	7,48 - 8,90	7,64 - 8,98	52,34 - 54,10	52,16 - 55,86
Polych_Ssp	7,55 - 8,90	7,63 - 8,98	52,34 - 53,98	52,16 - 55,88
Polych_S_1	7,76 - 8,91	7,67 - 8,97	52,32 - 53,76	52,18 - 55,77
Polych_Esp	7,60 - 8,90	7,68 - 8,98	52,34 - 53,96	52,16 - 55,75
Polych	7,55 - 8,90	7,63 - 8,98	52,34 - 53,98	52,16 - 55,88
Parb_cor	7,57 - 8,88	7,65 - 8,95	52,51 - 53,97	52,18 - 55,55
Pantopoda	7,72 - 7,84	7,65 - 7,86	52,90 - 53,85	53,82 - 55,14
Lat_elli	7,43 - 8,91	7,62 - 8,98	52,34 - 54,13	52,25 - 55,81
Aeq_eig	7,79 - 8,72	7,75 - 8,64	52,66 - 53,63	52,86 - 55,15
Nac_con	7,32 - 8,89	7,59 - 8,95	52,51 - 54,18	52,16 - 56,24
Neo_eat	7,54 - 8,91	7,65 - 8,98	52,34 - 53,98	52,16 - 55,68
Mar_mol	8,08 - 8,88	8,08 - 8,93	52,52 - 53,63	52,17 - 54,05
Dor_kerg	7,65 - 8,90	7,74 - 8,98	52,34 - 53,77	52,18 - 55,28
Gast_sp1	7,37 - 8,77	7,59 - 8,91	52,52 - 54,13	52,29 - 55,97
Sero	7,37 - 8,91	7,59 - 8,98	52,32 - 54,13	52,25 - 55,97
Glyp_ant	7,53 - 8,49	7,75 - 8,53	52,88 - 53,95	53,16 - 55,44
Isopoda	7,37 - 8,91	7,59 - 8,98	52,32 - 54,13	52,25 - 55,97
Crino	7,82 - 7,83	7,79 - 7,87	53,47 - 53,52	54,03 - 54,30
Odo_val	7,32 - 8,90	7,59 - 8,98	52,34 - 54,14	52,16 - 56,09
Odo_mer	7,69 - 8,88	7,73 - 8,95	52,52 - 53,81	52,17 - 55,50
Dipl_bru	7,59 - 8,58	7,64 - 8,58	52,83 - 53,98	52,87 - 55,70
Lab_ann	7,83 - 8,70	7,86 - 8,88	52,55 - 53,52	52,38 - 54,31
Perk_aur	7,75 - 8,89	7,64 - 8,95	52,51 - 53,83	52,17 - 55,35
Perk_fant	7,75 - 8,89	7,76 - 8,95	52,51 - 53,83	52,17 - 55,38
Perk_spp	7,51 - 8,89	7,64 - 8,95	52,51 - 53,96	52,17 - 55,52
Aster	7,32 - 8,90	7,59 - 8,98	52,34 - 54,14	52,16 - 56,09
Oph_vic	7,57 - 8,76	7,64 - 8,90	52,52 - 53,94	52,30 - 55,66
Ste_neu	7,57 - 8,71	7,64 - 8,60	52,69 - 53,99	52,88 - 55,71
Mol_ped	7,55 - 8,91	7,62 - 8,98	52,33 - 53,98	52,16 - 55,88
Cne_ver_co	7,53 - 8,92	7,62 - 8,98	52,32 - 54,09	52,16 - 55,88
Apl_rad	7,60 - 8,78	7,79 - 8,91	52,51 - 53,95	52,27 - 55,41
Apl_falk	7,76 - 8,71	7,84 - 8,62	52,68 - 53,83	52,92 - 55,32
Apl_sp	7,60 - 8,78	7,76 - 8,91	52,51 - 53,95	52,27 - 55,45
Syn_ada	7,55 - 7,97	7,65 - 8,19	52,90 - 53,93	53,78 - 55,43
Asc_cha	7,57 - 8,89	7,65 - 8,95	52,51 - 53,92	52,16 - 55,81
Cor_ant	7,55 - 8,90	7,70 - 8,98	52,33 - 53,93	52,16 - 55,71
Pyu_obe	7,75 - 8,53	7,84 - 8,51	53,23 - 53,83	53,11 - 55,34
Pyu_bou	7,84 - 8,89	7,77 - 8,94	52,51 - 53,77	52,17 - 55,52
Pyu	7,65 - 8,89	7,77 - 8,94	52,51 - 53,89	52,17 - 55,52
Syc_gai	7,55 - 8,88	7,64 - 8,93	52,52 - 53,93	52,18 - 55,86
Syco_sill	7,81 - 8,90	7,78 - 8,95	52,34 - 53,64	52,34 - 55,50
Dist_cyl	7,77 - 8,55	7,91 - 8,56	53,01 - 53,75	53,02 - 54,30
Tyl_spe	7,86 - 8,71	7,91 - 8,62	52,68 - 53,75	52,91 - 54,29
Fish	7,75 - 8,90	7,75 - 8,98	52,35 - 53,92	52,26 - 55,25

Tabla III.C5a: Rango de variabilidad ambiental de salinidad (PSU) a distintas capas de la columna de agua: 1 a 5 m (Sal_1to5m), 5 a 15 m (Sal_5to15m), mayor a 15 m (Sal_deeper15), promedio ponderado en columna simulando situación de mezcla (Sal_mean_ly3) y ponderado por profundidad de fondo simulando estratificación (Sal_ly3). Continúa en Tabla III.C5b. *Sólo presente en las foto-transectas del verano 2008/2009 en estación LTIFA o del 2009/2010 en NIFA.

spp\Var5	Sal_1to5m	Sal_5to15m	Sal_deeper15	Sal_mean_ly3	Sal_mly3
Detritus	33,41 - 33,87	33,91 - 34,04	34,04 - 34,12	33,79 - 34,01	33,65 - 33,98
Bact	33,41 - 33,82	33,93 - 34,01	34,04 - 34,08	33,79 - 33,97	33,67 - 33,97
Diat	33,41 - 33,82	33,93 - 34,01	34,04 - 34,11	33,79 - 33,97	33,67 - 34,01
Zoopl	33,38 - 33,82	33,91 - 34,01	34,04 - 34,11	33,78 - 33,97	33,70 - 33,98
Mon_har	33,41 - 33,70	33,91 - 33,94	34,04 - 34,08	33,79 - 33,91	33,64 - 33,81
Chloro	33,41 - 33,87	33,91 - 34,04	34,04 - 34,12	33,79 - 34,01	33,64 - 33,97
Des_ant	33,64 - 33,87	33,91 - 34,04	34,05 - 34,12	33,87 - 34,01	33,64 - 33,97
Des_anc	33,61 - 33,86	33,91 - 34,04	34,06 - 34,12	33,88 - 34,01	33,69 - 33,98
Des_men	33,61 - 33,87	33,91 - 34,04	34,05 - 34,12	33,87 - 34,01	33,64 - 33,98
Des	33,41 - 33,87	33,91 - 34,04	34,04 - 34,12	33,79 - 34,01	33,64 - 33,98
Him_gra	33,41 - 33,87	33,93 - 34,04	34,05 - 34,12	33,80 - 34,01	33,67 - 33,98
Ade_urt	33,64 - 33,74	33,91 - 33,99	34,05 - 34,08	33,87 - 33,94	33,64 - 33,96
Pha_ant	33,64 - 33,87	33,91 - 34,04	34,05 - 34,12	33,87 - 34,01	33,64 - 33,97
Asc_mir	33,64 - 33,85	33,91 - 34,04	34,05 - 34,12	33,87 - 34,00	33,64 - 33,97
Phaeo	33,42 - 33,87	33,91 - 34,04	34,05 - 34,12	33,80 - 34,01	33,64 - 33,98
Gigar	33,64 - 33,87	33,91 - 34,04	34,05 - 34,12	33,87 - 34,01	33,64 - 33,97
Plo_car*	33,41 - 33,42	33,93 - 33,93	34,04 - 34,05	33,79 - 33,80	33,67 - 33,80
Pal_dec*	33,41 - 33,45	33,93 - 33,93	34,05 - 34,05	33,80 - 33,81	33,67 - 33,81
Coralli	33,41 - 33,87	33,91 - 34,04	34,04 - 34,12	33,79 - 34,01	33,64 - 33,97
Rhod_fol	33,41 - 33,87	33,91 - 34,04	34,04 - 34,12	33,79 - 34,01	33,64 - 33,97
Rhodo	33,41 - 33,87	33,91 - 34,04	34,04 - 34,12	33,79 - 34,01	33,64 - 33,97
Mic_ace	33,40 - 33,82	33,92 - 34,01	34,04 - 34,10	33,79 - 33,97	33,67 - 33,98
Hali_spp	33,41 - 33,82	33,92 - 34,01	34,04 - 34,09	33,79 - 33,97	33,67 - 33,97
Sty_bor	33,53 - 33,79	33,94 - 34,01	34,06 - 34,08	33,84 - 33,96	33,91 - 33,96
Ros_ant*	33,76 - 33,76	34,00 - 34,00	34,10 - 34,10	33,95 - 33,95	33,87 - 33,87
Den_ant	33,51 - 33,82	33,96 - 34,01	34,06 - 34,09	33,84 - 33,97	33,84 - 33,97
Sponge	33,38 - 33,86	33,91 - 34,04	34,04 - 34,12	33,78 - 34,01	33,64 - 33,98
Urti_ant**	33,75 - 33,86	34,00 - 34,04	34,08 - 34,12	33,95 - 34,01	33,86 - 33,97
Art_vic	33,42 - 33,80	33,93 - 34,01	34,05 - 34,09	33,80 - 33,97	33,67 - 33,96
Hor_sco	33,41 - 33,58	33,93 - 33,95	34,04 - 34,06	33,79 - 33,87	33,67 - 33,87
Anem	33,41 - 33,86	33,93 - 34,04	34,04 - 34,12	33,79 - 34,01	33,67 - 33,98
Mal_day	33,38 - 33,82	33,91 - 34,01	34,04 - 34,10	33,78 - 33,97	33,53 - 33,98
Acly	33,79 - 33,82	34,00 - 34,01	34,08 - 34,10	33,97 - 33,97	33,96 - 33,98
Octo	33,38 - 33,82	33,91 - 34,01	34,04 - 34,11	33,78 - 33,97	33,53 - 33,98
Lyr_flav	33,38 - 33,82	33,91 - 34,01	34,04 - 34,09	33,78 - 33,97	33,67 - 33,97
Bryo_1	33,43 - 33,86	33,93 - 34,04	34,05 - 34,12	33,80 - 34,01	33,76 - 33,98
Bryo_2	33,78 - 33,80	34,00 - 34,01	34,08 - 34,10	33,96 - 33,97	33,90 - 33,97
Bryo_3	33,72 - 33,80	33,99 - 34,01	34,08 - 34,09	33,93 - 33,97	33,88 - 33,97
Bryo_A	33,40 - 33,80	33,93 - 34,01	34,04 - 34,09	33,79 - 33,97	33,67 - 33,97
Bryo_B	33,41 - 33,82	33,93 - 34,01	34,04 - 34,09	33,79 - 33,97	33,76 - 33,97
Bryo_C	33,38 - 33,82	33,91 - 34,01	34,04 - 34,09	33,78 - 33,97	33,42 - 33,98

Tabla III.C5b: Continuación de Tabla III.C5a.

spp\Var5	Sal_1to5m	Sal_5to15m	Sal_deeper15	Sal_mean_ly3	Sal_mly3
Bryo_D	33,38 - 33,82	33,91 - 34,01	34,04 - 34,09	33,78 - 33,97	33,67 - 33,98
Bryozoo	33,38 - 33,86	33,91 - 34,04	34,04 - 34,12	33,78 - 34,01	33,42 - 33,98
Polych_Ssp	33,38 - 33,82	33,91 - 34,01	34,04 - 34,10	33,78 - 33,97	33,53 - 33,97
Polych_S_1	33,39 - 33,80	33,91 - 34,01	34,04 - 34,10	33,78 - 33,97	33,42 - 33,97
Polych_Esp	33,38 - 33,82	33,91 - 34,01	34,04 - 34,11	33,78 - 33,97	33,53 - 33,98
Polych	33,38 - 33,82	33,91 - 34,01	34,04 - 34,11	33,78 - 33,97	33,42 - 33,98
Parb_cor	33,39 - 33,86	33,92 - 34,04	34,04 - 34,12	33,78 - 34,01	33,67 - 34,01
Pantopoda	33,65 - 33,80	33,92 - 34,01	34,07 - 34,11	33,88 - 33,97	33,70 - 33,97
Lat_elli	33,38 - 33,86	33,91 - 34,04	34,04 - 34,12	33,78 - 34,01	33,53 - 34,01
Aeq_eig	33,50 - 33,82	33,96 - 34,01	34,06 - 34,11	33,84 - 33,97	33,84 - 34,01
Nac_con	33,41 - 33,86	33,91 - 34,04	34,04 - 34,12	33,79 - 34,01	33,64 - 33,98
Neo_eat	33,38 - 33,86	33,91 - 34,04	34,04 - 34,12	33,78 - 34,01	33,67 - 33,98
Mar_mol	33,41 - 33,69	33,93 - 33,98	34,05 - 34,08	33,80 - 33,92	33,80 - 33,92
Dor_kerg	33,41 - 33,82	33,93 - 34,01	34,04 - 34,10	33,79 - 33,97	33,67 - 33,97
Gast_sp1	33,38 - 33,87	33,91 - 34,04	34,04 - 34,12	33,78 - 34,01	33,68 - 33,98
Sero	33,38 - 33,85	33,91 - 34,04	34,04 - 34,12	33,78 - 34,01	33,53 - 34,01
Glyp_ant	33,53 - 33,86	33,95 - 34,04	34,06 - 34,12	33,85 - 34,01	33,85 - 34,01
Isopoda	33,38 - 33,86	33,91 - 34,04	34,04 - 34,12	33,78 - 34,01	33,53 - 34,01
Crino	33,79 - 33,80	34,01 - 34,01	34,09 - 34,11	33,96 - 33,97	33,97 - 33,97
Odo_val	33,38 - 33,87	33,91 - 34,04	34,04 - 34,12	33,78 - 34,01	33,67 - 33,98
Odo_mer	33,41 - 33,80	33,93 - 34,00	34,04 - 34,08	33,79 - 33,96	33,67 - 33,97
Dipl_bru	33,53 - 33,82	33,91 - 34,01	34,06 - 34,10	33,85 - 33,97	33,78 - 33,97
Lab_ann	33,44 - 33,80	33,93 - 34,01	34,05 - 34,09	33,81 - 33,97	33,81 - 33,97
Perk_aur	33,41 - 33,86	33,93 - 34,04	34,04 - 34,12	33,79 - 34,01	33,72 - 33,97
Perk_fant	33,41 - 33,84	33,93 - 34,04	34,04 - 34,12	33,79 - 34,00	33,79 - 33,97
Perk_spp	33,41 - 33,86	33,91 - 34,04	34,04 - 34,12	33,79 - 34,01	33,65 - 33,97
Aster	33,38 - 33,87	33,91 - 34,04	34,04 - 34,12	33,78 - 34,01	33,64 - 33,98
Oph_vic	33,43 - 33,86	33,93 - 34,04	34,05 - 34,12	33,81 - 34,01	33,53 - 33,98
Ste_neu	33,51 - 33,86	33,94 - 34,04	34,06 - 34,12	33,84 - 34,01	33,79 - 33,98
Mol_ped	33,38 - 33,86	33,91 - 34,04	34,04 - 34,12	33,78 - 34,01	33,42 - 33,98
Cne_ver_co	33,38 - 33,86	33,91 - 34,04	34,04 - 34,12	33,78 - 34,01	33,67 - 33,98
Apl_rad	33,43 - 33,81	33,93 - 34,01	34,05 - 34,10	33,80 - 33,97	33,80 - 33,97
Apl_falk	33,51 - 33,80	33,95 - 34,01	34,06 - 34,09	33,84 - 33,97	33,84 - 33,95
Apl_sp	33,43 - 33,82	33,93 - 34,01	34,05 - 34,11	33,80 - 33,98	33,75 - 33,98
Syn_ada	33,70 - 33,86	33,94 - 34,04	34,08 - 34,12	33,91 - 34,01	33,70 - 33,97
Asc_cha	33,41 - 33,82	33,92 - 34,01	34,04 - 34,11	33,79 - 33,97	33,67 - 33,98
Cor_ant	33,38 - 33,82	33,91 - 34,01	34,04 - 34,11	33,78 - 33,97	33,67 - 33,98
Pyu_obe	33,56 - 33,80	33,95 - 34,01	34,06 - 34,09	33,86 - 33,97	33,86 - 33,97
Pyu_bou	33,38 - 33,81	33,91 - 34,01	34,04 - 34,09	33,78 - 33,97	33,76 - 33,98
Pyu	33,38 - 33,81	33,91 - 34,01	34,04 - 34,10	33,78 - 33,97	33,76 - 33,98
Syc_gai	33,41 - 33,81	33,93 - 34,01	34,05 - 34,10	33,79 - 33,97	33,76 - 33,97
Syco_sill	33,40 - 33,80	33,93 - 34,01	34,04 - 34,11	33,79 - 33,97	33,76 - 33,97
Dist_cyl	33,54 - 33,82	33,95 - 34,01	34,06 - 34,10	33,85 - 33,97	33,89 - 33,97
Tyl_spe	33,51 - 33,80	33,94 - 34,01	34,06 - 34,10	33,84 - 33,97	33,84 - 33,96
Fish	33,41 - 33,82	33,93 - 34,01	34,04 - 34,11	33,79 - 33,97	33,67 - 33,98

Tabla III.C6a: Rango de variabilidad ambiental de temperatura (° C) a distintas capas de la columna de agua: 1 a 5 m (Temp_1to5m), 5 a 15 m (Temp_5to15m), mayor a 15 m (Temp_deeper15), promedio ponderado en columna simulando situación de mezcla (Temp_mean_ly3) y ponderado por profundidad de fondo simulando estratificación (Temp_ly3). Continúa en Tabla III.C6b. *Sólo presente en las foto-transectas del verano 2008/2009 en estación LTIFA o del 2009/2010 en NIFA.

spp\Var6	Temp_1to5m	Temp_5to15m	Temp_deeper15m	Temp_mean_ly3	Temp_ly3
Detritus	1,24 - 1,79	1,10 - 1,53	0,93 - 1,27	1,09 - 1,53	1,14 - 1,79
Bact	1,32 - 1,39	1,16 - 1,25	0,99 - 1,02	1,16 - 1,22	1,16 - 1,31
Diat	1,24 - 1,69	1,10 - 1,45	0,93 - 1,15	1,09 - 1,42	1,09 - 1,69
Zoopl	1,34 - 1,55	1,16 - 1,31	0,97 - 1,12	1,16 - 1,33	1,16 - 1,37
Mon_har	1,36 - 1,79	1,23 - 1,53	0,99 - 1,27	1,19 - 1,53	1,19 - 1,79
Chloro	1,34 - 1,79	1,13 - 1,53	0,94 - 1,28	1,14 - 1,53	1,14 - 1,79
Des_ant	1,43 - 1,79	1,16 - 1,53	0,94 - 1,27	1,18 - 1,53	1,20 - 1,79
Des_anc	1,34 - 1,77	1,16 - 1,51	0,94 - 1,19	1,16 - 1,49	1,15 - 1,73
Des_men	1,33 - 1,79	1,13 - 1,53	0,94 - 1,28	1,14 - 1,53	1,14 - 1,79
Des	1,33 - 1,79	1,12 - 1,53	0,94 - 1,28	1,14 - 1,53	1,14 - 1,79
Him_gra	1,33 - 1,69	1,13 - 1,45	0,94 - 1,15	1,14 - 1,42	1,14 - 1,69
Ade_urt	1,62 - 1,79	1,32 - 1,53	1,12 - 1,28	1,36 - 1,53	1,25 - 1,79
Pha_ant	1,34 - 1,79	1,13 - 1,53	0,94 - 1,28	1,14 - 1,53	1,14 - 1,79
Asc_mir	1,35 - 1,79	1,13 - 1,53	0,94 - 1,28	1,14 - 1,53	1,16 - 1,79
Phaeo	1,33 - 1,79	1,12 - 1,53	0,94 - 1,28	1,14 - 1,53	1,14 - 1,79
Gigar	1,33 - 1,79	1,13 - 1,53	0,94 - 1,27	1,14 - 1,53	1,14 - 1,79
Plo_car*	1,37 - 1,38	1,24 - 1,25	1,01 - 1,02	1,21 - 1,22	1,21 - 1,31
Pal_dec*	1,35 - 1,38	1,22 - 1,24	0,99 - 1,01	1,19 - 1,21	1,19 - 1,31
Coralli	1,33 - 1,79	1,12 - 1,53	0,94 - 1,28	1,14 - 1,53	1,14 - 1,79
Rhod_fol	1,33 - 1,79	1,12 - 1,53	0,94 - 1,28	1,14 - 1,53	1,14 - 1,79
Rhodo	1,33 - 1,79	1,12 - 1,53	0,94 - 1,28	1,14 - 1,53	1,14 - 1,79
Mic_ace	1,25 - 1,69	1,10 - 1,45	0,94 - 1,12	1,10 - 1,42	1,13 - 1,69
Hali_spp	1,26 - 1,65	1,11 - 1,34	0,94 - 1,15	1,10 - 1,38	1,12 - 1,44
Sty_bor	1,33 - 1,38	1,13 - 1,20	0,97 - 1,02	1,14 - 1,20	1,14 - 1,20
Ros_ant*	1,25 - 1,25	1,10 - 1,10	0,94 - 0,94	1,10 - 1,10	1,19 - 1,19
Den_ant	1,33 - 1,40	1,13 - 1,20	0,96 - 1,02	1,14 - 1,20	1,14 - 1,20
Sponge	1,25 - 1,79	1,10 - 1,53	0,94 - 1,25	1,10 - 1,52	1,12 - 1,79
Urti_ant**	1,25 - 1,44	1,10 - 1,17	0,94 - 0,96	1,10 - 1,18	1,14 - 1,20
Art_vic	1,32 - 1,39	1,14 - 1,24	0,96 - 1,01	1,14 - 1,21	1,13 - 1,31
Hor_sco	1,32 - 1,39	1,20 - 1,25	1,00 - 1,01	1,18 - 1,21	1,20 - 1,31
Anem	1,25 - 1,55	1,10 - 1,31	0,94 - 1,12	1,10 - 1,33	1,10 - 1,31
Mal_day	1,24 - 1,69	1,10 - 1,45	0,93 - 1,12	1,09 - 1,42	1,09 - 1,69
Acly	1,37 - 1,49	1,17 - 1,26	1,00 - 1,02	1,18 - 1,25	1,18 - 1,25
Octo	1,24 - 1,69	1,10 - 1,45	0,93 - 1,12	1,09 - 1,42	1,09 - 1,69
Lyr_flav	1,25 - 1,56	1,10 - 1,31	0,94 - 1,12	1,10 - 1,33	1,09 - 1,31
Bryo_1	1,25 - 1,56	1,10 - 1,31	0,94 - 1,12	1,10 - 1,33	1,14 - 1,31
Bryo_2	1,34 - 1,54	1,13 - 1,30	0,97 - 1,10	1,14 - 1,31	1,15 - 1,32
Bryo_3	1,26 - 1,43	1,11 - 1,19	0,95 - 1,02	1,11 - 1,21	1,14 - 1,31
Bryo_A	1,31 - 1,55	1,13 - 1,30	0,96 - 1,11	1,13 - 1,32	1,10 - 1,31
Bryo_B	1,33 - 1,56	1,16 - 1,31	0,97 - 1,12	1,16 - 1,33	1,16 - 1,31
Bryo_C	1,31 - 1,56	1,13 - 1,31	0,96 - 1,12	1,13 - 1,33	1,10 - 1,33

Tabla III.C6b: Continuación de Tabla III.C6a.

spp\Var6	Temp_1to5m	Temp_5to15m	Temp_deeper15m	Temp_mean_ly3	Temp_ly3
Bryo_D	1,31 - 1,77	1,13 - 1,51	0,95 - 1,19	1,13 - 1,49	1,10 - 1,63
Bryozoo	1,25 - 1,77	1,10 - 1,51	0,94 - 1,19	1,10 - 1,49	1,10 - 1,63
Polych_Ssp	1,25 - 1,69	1,10 - 1,45	0,94 - 1,12	1,10 - 1,42	1,09 - 1,69
Polych_S_1	1,31 - 1,56	1,13 - 1,31	0,96 - 1,12	1,13 - 1,33	1,14 - 1,37
Polych_Esp	1,25 - 1,56	1,10 - 1,31	0,93 - 1,12	1,09 - 1,33	1,09 - 1,33
Polych	1,25 - 1,77	1,10 - 1,51	0,93 - 1,19	1,09 - 1,49	1,09 - 1,69
Parb_cor	1,25 - 1,77	1,10 - 1,51	0,93 - 1,19	1,09 - 1,49	1,10 - 1,69
Pantopoda	1,39 - 1,77	1,19 - 1,51	1,00 - 1,19	1,19 - 1,49	1,19 - 1,69
Lat_elli	1,24 - 1,69	1,10 - 1,45	0,93 - 1,12	1,09 - 1,42	1,09 - 1,69
Aeq_eig	1,33 - 1,48	1,16 - 1,24	0,97 - 1,01	1,17 - 1,24	1,17 - 1,20
Nac_con	1,32 - 1,79	1,12 - 1,53	0,94 - 1,28	1,14 - 1,53	1,14 - 1,79
Neo_eat	1,24 - 1,69	1,10 - 1,45	0,93 - 1,12	1,09 - 1,42	1,09 - 1,69
Mar_mol	1,37 - 1,39	1,19 - 1,25	1,00 - 1,02	1,19 - 1,21	1,19 - 1,21
Dor_kerg	1,25 - 1,40	1,10 - 1,25	0,94 - 1,02	1,10 - 1,21	1,13 - 1,27
Gast_sp1	1,26 - 1,73	1,11 - 1,48	0,94 - 1,18	1,10 - 1,47	1,14 - 1,73
Sero	1,24 - 1,69	1,10 - 1,45	0,93 - 1,12	1,09 - 1,42	1,09 - 1,69
Glyp_ant	1,33 - 1,49	1,13 - 1,25	0,94 - 1,03	1,14 - 1,25	1,14 - 1,27
Isopoda	1,24 - 1,69	1,10 - 1,45	0,93 - 1,12	1,09 - 1,42	1,09 - 1,69
Crino	1,49 - 1,56	1,25 - 1,31	1,01 - 1,12	1,25 - 1,33	1,24 - 1,27
Odo_val	1,25 - 1,78	1,10 - 1,52	0,94 - 1,20	1,10 - 1,50	1,10 - 1,69
Odo_mer	1,35 - 1,50	1,16 - 1,25	0,99 - 1,08	1,17 - 1,27	1,17 - 1,31
Dipl_bru	1,25 - 1,78	1,10 - 1,52	0,94 - 1,20	1,10 - 1,50	1,10 - 1,64
Lab_ann	1,36 - 1,56	1,23 - 1,31	1,00 - 1,12	1,20 - 1,33	1,20 - 1,28
Perk_aur	1,33 - 1,69	1,16 - 1,47	0,94 - 1,15	1,15 - 1,43	1,16 - 1,64
Perk_fant	1,25 - 1,46	1,10 - 1,25	0,93 - 1,02	1,09 - 1,22	1,13 - 1,23
Perk_spp	1,25 - 1,78	1,10 - 1,51	0,93 - 1,19	1,09 - 1,50	1,13 - 1,79
Aster	1,25 - 1,79	1,10 - 1,53	0,93 - 1,28	1,09 - 1,53	1,10 - 1,79
Oph_vic	1,24 - 1,56	1,10 - 1,31	0,93 - 1,12	1,09 - 1,33	1,10 - 1,35
Ste_neu	1,25 - 1,45	1,10 - 1,24	0,94 - 1,03	1,10 - 1,24	1,10 - 1,32
Mol_ped	1,24 - 1,56	1,10 - 1,31	0,93 - 1,12	1,09 - 1,33	1,09 - 1,34
Cne_ver_co	1,24 - 1,56	1,10 - 1,31	0,93 - 1,12	1,09 - 1,33	1,09 - 1,35
Apl_rad	1,25 - 1,37	1,10 - 1,24	0,94 - 1,01	1,10 - 1,20	1,13 - 1,27
Apl_falk	1,33 - 1,43	1,19 - 1,20	0,98 - 1,02	1,17 - 1,21	1,12 - 1,31
Apl_sp	1,25 - 1,56	1,10 - 1,31	0,94 - 1,12	1,10 - 1,33	1,09 - 1,31
Syn_ada	1,25 - 1,69	1,10 - 1,45	0,94 - 1,12	1,10 - 1,42	1,14 - 1,69
Asc_cha	1,25 - 1,56	1,10 - 1,31	0,94 - 1,12	1,10 - 1,33	1,09 - 1,31
Cor_ant	1,25 - 1,56	1,10 - 1,31	0,94 - 1,12	1,09 - 1,33	1,10 - 1,31
Pyu_obe	1,37 - 1,47	1,19 - 1,22	1,00 - 1,07	1,19 - 1,25	1,20 - 1,31
Pyu_bou	1,33 - 1,42	1,17 - 1,28	0,98 - 1,05	1,17 - 1,25	1,17 - 1,31
Pyu	1,25 - 1,55	1,10 - 1,30	0,94 - 1,11	1,10 - 1,32	1,14 - 1,31
Syc_gai	1,25 - 1,41	1,10 - 1,25	0,94 - 1,02	1,09 - 1,21	1,13 - 1,31
Syco_sill	1,25 - 1,49	1,10 - 1,25	0,94 - 1,02	1,09 - 1,25	1,17 - 1,31
Dist_cyl	1,24 - 1,40	1,10 - 1,20	0,93 - 1,02	1,09 - 1,20	1,13 - 1,21
Tyl_spe	1,25 - 1,39	1,10 - 1,22	0,94 - 1,02	1,09 - 1,20	1,10 - 1,20
Fish	1,33 - 1,56	1,13 - 1,31	0,95 - 1,12	1,14 - 1,33	1,14 - 1,28

Tabla III.C7a: Rango de variabilidad ambiental de parámetros oceanográficos: fuerza de rozamiento (adimensional) de circulación de agua máxima (bs_max), promedio (bs_mean), mediana (bs_med) y mínima (bs_min). Debido a la extensión del ráster (buffer de área de Neder et al. 2022), algunas muestras quedan por fuera del rango, viéndose sugestionado el límite de variabilidad. Continúa en Tabla III.C7b. *Sólo presente en las foto-transectas del verano 2008/2009 en estación LTIFA o del 2009/2010 en NIFA.

spp\Var7	bs_max	bs_mean2	bs_med	bs_min
Detritus	0,01 - 1,07	0,014 - 1,075	0,001 - 0,173	0,000 - 0,055
Bact	0,06 - 1,12	0,058 - 1,118	0,004 - 0,154	0,001 - 0,069
Diat	0,01 - 1,79	0,005 - 1,795	0,000 - 0,325	0,000 - 0,135
Zoopl	0,03 - 0,93	0,029 - 0,933	0,002 - 0,054	0,001 - 0,018
Mon_har	0,29 - 1,15	0,288 - 1,145	0,043 - 0,131	0,022 - 0,077
Chloro	0,01 - 1,15	0,014 - 1,145	0,001 - 0,131	0,000 - 0,077
Des_ant	0,01 - 0,34	0,014 - 0,340	0,001 - 0,049	0,000 - 0,034
Des_anc	0,00 - 0,33	0,005 - 0,329	0,000 - 0,047	0,000 - 0,033
Des_men	0,01 - 1,72	0,005 - 1,715	0,000 - 0,092	0,000 - 0,036
Des	0,00 - 1,72	0,005 - 1,715	0,000 - 0,153	0,000 - 0,069
Him_gra	0,01 - 1,72	0,005 - 1,715	0,000 - 0,106	0,000 - 0,076
Ade_urt	0,01 - 0,34	0,005 - 0,338	0,000 - 0,050	0,000 - 0,035
Pha_ant	0,01 - 0,34	0,013 - 0,336	0,001 - 0,048	0,000 - 0,033
Asc_mir	0,01 - 0,34	0,006 - 0,344	0,000 - 0,051	0,000 - 0,036
Phaeo	0,00 - 1,72	0,005 - 1,715	0,000 - 0,106	0,000 - 0,076
Gigar	0,01 - 0,33	0,014 - 0,333	0,001 - 0,050	0,000 - 0,035
Plo_car*	0,40 - 1,07	0,396 - 1,074	0,035 - 0,140	0,018 - 0,069
Pal_dec*	0,53 - 1,84	0,525 - 1,837	0,029 - 0,378	0,013 - 0,346
Coralli	0,00 - 1,07	0,005 - 1,074	0,000 - 0,140	0,000 - 0,069
Rhod_fol	0,00 - 1,84	0,005 - 1,837	0,000 - 0,378	0,000 - 0,346
Rhodo	0,00 - 1,79	0,005 - 1,795	0,000 - 0,140	0,000 - 0,069
Mic_ace	0,02 - 1,33	0,019 - 1,327	0,002 - 0,156	0,001 - 0,126
Hali_spp	0,02 - 1,12	0,017 - 1,118	0,002 - 0,154	0,000 - 0,069
Sty_bor	0,12 - 0,27	0,120 - 0,265	0,005 - 0,008	0,001 - 0,004
Ros_ant*	0,14 - 0,14	0,140 - 0,140	0,006 - 0,006	0,001 - 0,001
Den_ant	0,02 - 0,29	0,019 - 0,295	0,002 - 0,008	0,001 - 0,004
Sponge	0,01 - 1,72	0,007 - 1,715	0,001 - 0,156	0,000 - 0,126
Urti_ant**	0,02 - 0,14	0,017 - 0,140	0,001 - 0,008	0,000 - 0,004
Art_vic	0,06 - 0,45	0,058 - 0,455	0,005 - 0,037	0,002 - 0,018
Hor_sco	0,06 - 1,67	0,058 - 1,675	0,008 - 0,097	0,007 - 0,044
Anem	0,02 - 1,79	0,017 - 1,795	0,001 - 0,106	0,000 - 0,064
Mal_day	0,01 - 1,93	0,012 - 1,928	0,001 - 0,401	0,000 - 0,368
Acly	0,02 - 0,07	0,019 - 0,069	0,002 - 0,006	0,001 - 0,004
Octo	0,01 - 1,93	0,012 - 1,928	0,001 - 0,401	0,000 - 0,368
Lyr_flav	0,02 - 1,70	0,019 - 1,696	0,001 - 0,154	0,000 - 0,076
Bryo_1	0,01 - 0,89	0,012 - 0,891	0,001 - 0,052	0,000 - 0,024
Bryo_2	0,01 - 0,12	0,012 - 0,119	0,001 - 0,007	0,000 - 0,004
Bryo_3	0,02 - 0,33	0,025 - 0,326	0,002 - 0,063	0,001 - 0,036
Bryo_A	0,03 - 1,51	0,027 - 1,505	0,001 - 0,100	0,000 - 0,068
Bryo_B	0,02 - 1,12	0,021 - 1,118	0,001 - 0,154	0,001 - 0,066
Bryo_C	0,03 - 5,07	0,026 - 5,065	0,001 - 0,170	0,000 - 0,067

Tabla III.C7b: Continuación de Tabla III.C7a.

spp\Var7	bs_max	bs_mean	bs_med	bs_min
Bryo_D	0,02 - 1,39	0,017 - 1,393	0,001 - 0,154	0,000 - 0,066
Bryozoo	0,01 - 5,07	0,012 - 5,065	0,001 - 0,170	0,000 - 0,068
Polych_Ssp	0,02 - 1,93	0,018 - 1,928	0,001 - 0,401	0,000 - 0,368
Polych_S_1	0,04 - 5,07	0,035 - 5,065	0,004 - 0,176	0,001 - 0,076
Polych_Esp	0,02 - 1,39	0,019 - 1,393	0,001 - 0,092	0,000 - 0,064
Polych	0,02 - 5,07	0,018 - 5,065	0,001 - 0,401	0,000 - 0,368
Parb_cor	0,02 - 1,93	0,019 - 1,928	0,001 - 0,401	0,000 - 0,368
Pantopoda	0,03 - 0,31	0,034 - 0,310	0,003 - 0,045	0,002 - 0,031
Lat_elli	0,01 - 2,09	0,012 - 2,093	0,001 - 0,401	0,000 - 0,368
Aeq_eig	0,03 - 0,65	0,029 - 0,654	0,002 - 0,056	0,000 - 0,014
Nac_con	0,01 - 1,07	0,005 - 1,074	0,000 - 0,140	0,000 - 0,069
Neo_eat	0,02 - 1,79	0,017 - 1,795	0,001 - 0,156	0,000 - 0,126
Mar_mol	0,05 - 0,69	0,053 - 0,693	0,005 - 0,078	0,001 - 0,034
Dor_kerg	0,02 - 1,06	0,021 - 1,062	0,002 - 0,118	0,001 - 0,064
Gast_sp1	0,01 - 1,72	0,014 - 1,715	0,001 - 0,092	0,000 - 0,042
Sero	0,02 - 2,09	0,015 - 2,093	0,001 - 0,114	0,000 - 0,068
Glyp_ant	0,02 - 1,36	0,019 - 1,359	0,001 - 0,232	0,000 - 0,083
Isopoda	0,01 - 2,09	0,014 - 2,093	0,001 - 0,232	0,000 - 0,083
Crino	0,03 - 0,04	0,034 - 0,038	0,003 - 0,004	0,002 - 0,003
Odo_val	0,01 - 2,09	0,005 - 2,093	0,000 - 0,401	0,000 - 0,368
Odo_mer	0,01 - 1,01	0,012 - 1,006	0,001 - 0,136	0,000 - 0,069
Dipl_bru	0,01 - 1,72	0,005 - 1,715	0,000 - 0,092	0,000 - 0,060
Lab_ann	0,03 - 1,14	0,034 - 1,142	0,003 - 0,093	0,002 - 0,057
Perk_aur	0,01 - 1,01	0,012 - 1,006	0,001 - 0,136	0,000 - 0,065
Perk_fant	0,01 - 1,09	0,014 - 1,089	0,001 - 0,153	0,000 - 0,069
Perk_spp	0,01 - 1,09	0,005 - 1,089	0,000 - 0,153	0,000 - 0,069
Aster	0,01 - 2,09	0,005 - 2,093	0,000 - 0,401	0,000 - 0,368
Oph_vic	0,01 - 1,12	0,014 - 1,124	0,001 - 0,092	0,000 - 0,064
Ste_neu	0,02 - 1,79	0,015 - 1,795	0,001 - 0,114	0,000 - 0,060
Mol_ped	0,02 - 5,07	0,018 - 5,065	0,001 - 0,401	0,000 - 0,368
Cne_ver_co	0,01 - 2,09	0,013 - 2,093	0,001 - 0,401	0,000 - 0,368
Apl_rad	0,09 - 1,15	0,094 - 1,149	0,005 - 0,100	0,001 - 0,068
Apl_falk	0,02 - 0,17	0,025 - 0,168	0,002 - 0,004	0,001 - 0,001
Apl_sp	0,02 - 1,70	0,018 - 1,700	0,001 - 0,100	0,000 - 0,068
Syn_ada	0,01 - 0,31	0,012 - 0,311	0,001 - 0,045	0,000 - 0,031
Asc_cha	0,03 - 1,60	0,026 - 1,604	0,001 - 0,300	0,000 - 0,264
Cor_ant	0,02 - 2,09	0,019 - 2,093	0,001 - 0,401	0,000 - 0,368
Pyu_obe	0,01 - 0,05	0,012 - 0,052	0,001 - 0,009	0,000 - 0,007
Pyu_bou	0,03 - 1,09	0,027 - 1,089	0,001 - 0,153	0,000 - 0,066
Pyu	0,01 - 1,09	0,012 - 1,089	0,001 - 0,153	0,000 - 0,066
Syc_gai	0,03 - 0,82	0,030 - 0,824	0,003 - 0,078	0,000 - 0,034
Syco_sill	0,04 - 1,13	0,038 - 1,133	0,004 - 0,064	0,001 - 0,014
Dist_cyl	0,02 - 0,40	0,021 - 0,397	0,002 - 0,020	0,001 - 0,009
Tyl_spe	0,03 - 1,70	0,026 - 1,700	0,001 - 0,093	0,000 - 0,050
Fish	0,01 - 1,74	0,015 - 1,743	0,001 - 0,114	0,000 - 0,060

Tabla III.C8a: Rango de variabilidad ambiental de parámetros oceanográficos: velocidad (m/s) de la corriente marina máxima (vel_max), promedio (vel_mean), mediana (vel_med) y mínima (vel_min). Debido a la extensión del ráster (buffer de área de Neder et al. 2022), algunas muestras quedan por fuera del rango, viéndose sugestionado el límite de variabilidad. Continúa en Tabla III.C8b. *Sólo presente en las foto-transectas del verano 2008/2009 en estación LTIFA o del 2009/2010 en NIFA.

spp\Var8	vel_max	vel_mean	vel_med	vel_min
Detritus	0,067 - 0,621	0,012 - 0,171	0,009 - 0,120	0,000 - 0,022
Bact	0,138 - 0,605	0,026 - 0,178	0,015 - 0,151	0,000 - 0,004
Diat	0,042 - 0,770	0,011 - 0,251	0,009 - 0,195	0,000 - 0,018
Zoopl	0,096 - 0,553	0,019 - 0,100	0,014 - 0,076	0,000 - 0,010
Mon_har	0,310 - 0,614	0,104 - 0,167	0,083 - 0,154	0,001 - 0,013
Chloro	0,067 - 0,614	0,013 - 0,167	0,009 - 0,154	0,000 - 0,014
Des_ant	0,067 - 0,336	0,012 - 0,111	0,009 - 0,106	0,000 - 0,002
Des_anc	0,040 - 0,331	0,011 - 0,109	0,009 - 0,105	0,000 - 0,002
Des_men	0,042 - 0,758	0,011 - 0,116	0,009 - 0,109	0,000 - 0,003
Des	0,040 - 0,758	0,011 - 0,178	0,009 - 0,151	0,000 - 0,003
Him_gra	0,042 - 0,758	0,011 - 0,159	0,009 - 0,152	0,000 - 0,014
Ade_urt	0,042 - 0,335	0,011 - 0,112	0,009 - 0,108	0,000 - 0,002
Pha_ant	0,064 - 0,334	0,012 - 0,110	0,009 - 0,105	0,000 - 0,002
Asc_mir	0,043 - 0,338	0,011 - 0,114	0,009 - 0,109	0,000 - 0,002
Phaeo	0,040 - 0,758	0,011 - 0,159	0,009 - 0,152	0,000 - 0,014
Gigar	0,067 - 0,333	0,012 - 0,112	0,009 - 0,108	0,000 - 0,002
Plo_car*	0,353 - 0,597	0,087 - 0,174	0,074 - 0,151	0,002 - 0,003
Pal_dec*	0,406 - 0,778	0,079 - 0,305	0,064 - 0,336	0,002 - 0,015
Coralli	0,040 - 0,597	0,011 - 0,174	0,009 - 0,151	0,000 - 0,003
Rhod_fol	0,040 - 0,778	0,011 - 0,305	0,009 - 0,336	0,000 - 0,015
Rhodo	0,040 - 0,758	0,011 - 0,174	0,009 - 0,151	0,000 - 0,004
Mic_ace	0,080 - 0,662	0,020 - 0,196	0,014 - 0,198	0,000 - 0,022
Hali_spp	0,076 - 0,655	0,018 - 0,178	0,012 - 0,151	0,000 - 0,024
Sty_bor	0,139 - 0,649	0,026 - 0,041	0,015 - 0,037	0,000 - 0,002
Ros_ant*	0,215 - 0,215	0,030 - 0,030	0,018 - 0,018	0,000 - 0,000
Den_ant	0,080 - 0,298	0,020 - 0,041	0,016 - 0,037	0,000 - 0,002
Sponge	0,046 - 0,758	0,012 - 0,196	0,009 - 0,198	0,000 - 0,024
Urti_ant**	0,082 - 0,215	0,014 - 0,041	0,010 - 0,037	0,000 - 0,002
Art_vic	0,139 - 0,379	0,031 - 0,090	0,024 - 0,076	0,001 - 0,003
Hor_sco	0,139 - 0,724	0,045 - 0,143	0,047 - 0,119	0,002 - 0,003
Anem	0,082 - 0,758	0,014 - 0,143	0,010 - 0,132	0,000 - 0,022
Mal_day	0,063 - 0,814	0,012 - 0,316	0,010 - 0,345	0,000 - 0,024
Acly	0,081 - 0,152	0,020 - 0,039	0,016 - 0,035	0,000 - 0,001
Octo	0,063 - 0,814	0,012 - 0,316	0,010 - 0,345	0,000 - 0,024
Lyr_flav	0,080 - 0,724	0,016 - 0,178	0,012 - 0,152	0,000 - 0,022
Bryo_1	0,063 - 0,542	0,012 - 0,106	0,010 - 0,087	0,000 - 0,015
Bryo_2	0,063 - 0,197	0,012 - 0,040	0,010 - 0,036	0,000 - 0,002
Bryo_3	0,090 - 0,313	0,018 - 0,115	0,014 - 0,101	0,000 - 0,008
Bryo_A	0,094 - 0,704	0,016 - 0,153	0,013 - 0,143	0,000 - 0,015
Bryo_B	0,084 - 0,605	0,017 - 0,178	0,013 - 0,147	0,000 - 0,020
Bryo_C	0,092 - 1,269	0,016 - 0,173	0,012 - 0,149	0,000 - 0,024

Tabla III.C8b: Continuación de Tabla III.C8a.

spp\Var8	vel_max	vel_mean	vel_med	vel_min
Bryo_D	0,076 - 0,605	0,014 - 0,178	0,011 - 0,147	0,000 - 0,024
Bryozoo	0,063 - 1,269	0,012 - 0,178	0,010 - 0,149	0,000 - 0,024
Polych_Ssp	0,076 - 0,797	0,014 - 0,316	0,011 - 0,345	0,000 - 0,022
Polych_S_1	0,109 - 1,269	0,028 - 0,167	0,017 - 0,152	0,000 - 0,014
Polych_Esp	0,080 - 0,720	0,016 - 0,144	0,012 - 0,135	0,000 - 0,024
Polych	0,076 - 1,269	0,014 - 0,316	0,011 - 0,345	0,000 - 0,024
Parb_cor	0,088 - 0,797	0,015 - 0,316	0,011 - 0,345	0,000 - 0,014
Pantopoda	0,106 - 0,629	0,028 - 0,106	0,024 - 0,102	0,000 - 0,002
Lat_elli	0,063 - 0,819	0,012 - 0,316	0,009 - 0,345	0,000 - 0,024
Aeq_eig	0,100 - 0,461	0,020 - 0,089	0,012 - 0,068	0,000 - 0,003
Nac_con	0,042 - 0,597	0,011 - 0,174	0,009 - 0,151	0,000 - 0,003
Neo_eat	0,078 - 0,814	0,014 - 0,196	0,010 - 0,198	0,000 - 0,022
Mar_mol	0,131 - 0,468	0,025 - 0,126	0,015 - 0,103	0,000 - 0,003
Dor_kerg	0,084 - 0,655	0,020 - 0,157	0,015 - 0,132	0,000 - 0,014
Gast_sp1	0,067 - 0,758	0,012 - 0,128	0,009 - 0,113	0,000 - 0,013
Sero	0,076 - 0,819	0,013 - 0,153	0,010 - 0,143	0,000 - 0,014
Glyp_ant	0,067 - 0,644	0,015 - 0,199	0,011 - 0,143	0,000 - 0,011
Isopoda	0,067 - 0,819	0,013 - 0,199	0,009 - 0,143	0,000 - 0,011
Crino	0,107 - 0,113	0,029 - 0,033	0,026 - 0,030	0,000 - 0,001
Odo_val	0,042 - 0,819	0,011 - 0,316	0,009 - 0,345	0,000 - 0,024
Odo_mer	0,063 - 0,578	0,012 - 0,171	0,010 - 0,151	0,000 - 0,002
Dipl_bru	0,042 - 0,758	0,011 - 0,144	0,009 - 0,135	0,000 - 0,022
Lab_ann	0,106 - 0,615	0,028 - 0,145	0,025 - 0,130	0,000 - 0,013
Perk_aur	0,063 - 0,578	0,012 - 0,171	0,009 - 0,146	0,000 - 0,008
Perk_fant	0,073 - 0,597	0,013 - 0,178	0,009 - 0,151	0,000 - 0,002
Perk_spp	0,042 - 0,597	0,011 - 0,178	0,009 - 0,151	0,000 - 0,008
Aster	0,042 - 0,819	0,011 - 0,316	0,009 - 0,345	0,000 - 0,024
Oph_vic	0,067 - 0,621	0,012 - 0,144	0,009 - 0,135	0,000 - 0,020
Ste_neu	0,067 - 0,758	0,013 - 0,144	0,010 - 0,135	0,000 - 0,022
Mol_ped	0,076 - 1,269	0,014 - 0,316	0,011 - 0,345	0,000 - 0,024
Cne_ver_co	0,067 - 0,819	0,014 - 0,316	0,011 - 0,345	0,000 - 0,024
Apl_rad	0,177 - 0,616	0,030 - 0,153	0,018 - 0,143	0,000 - 0,017
Apl_falk	0,090 - 0,237	0,018 - 0,027	0,014 - 0,016	0,000 - 0,000
Apl_sp	0,078 - 0,649	0,014 - 0,153	0,011 - 0,143	0,000 - 0,024
Syn_ada	0,063 - 0,322	0,012 - 0,106	0,009 - 0,101	0,000 - 0,002
Asc_cha	0,092 - 0,728	0,016 - 0,273	0,012 - 0,292	0,000 - 0,015
Cor_ant	0,080 - 0,819	0,016 - 0,316	0,012 - 0,345	0,000 - 0,024
Pyu_obe	0,064 - 0,133	0,013 - 0,047	0,010 - 0,047	0,000 - 0,003
Pyu_bou	0,095 - 0,597	0,016 - 0,178	0,013 - 0,147	0,000 - 0,007
Pyu	0,064 - 0,597	0,013 - 0,178	0,010 - 0,147	0,000 - 0,022
Syc_gai	0,100 - 0,603	0,021 - 0,126	0,012 - 0,103	0,000 - 0,014
Syco_sill	0,113 - 0,613	0,025 - 0,102	0,015 - 0,068	0,000 - 0,003
Dist_cyl	0,084 - 0,470	0,020 - 0,062	0,015 - 0,052	0,000 - 0,004
Tyl_spe	0,094 - 0,384	0,016 - 0,090	0,012 - 0,068	0,000 - 0,006
Fish	0,070 - 0,611	0,014 - 0,144	0,011 - 0,135	0,000 - 0,020

Tabla III.C9a: Rango de variabilidad de parámetros oceanográficos: coeficiente de arrastre (N/m²) suave (hydro_TAU_mi), moderado (hydro_TAU_mo) y alto (hydro_TAU_r) en el suelo marino inducido por efecto de olas, y variable estimada de tiempo de exposición (años) del área libre de hielo (expo_icefree). Continúa en Tabla III.C9b.

spp\Var9	hydro_TAU_mi	hydro_TAU_mo	hydro_TAU_r	expo_icefree
Detritus	0,001 - 0,191	0,001 - 0,459	0,000 - 0,967	17 - 318
Bact	0,001 - 0,009	0,005 - 0,032	0,009 - 0,077	22 - 179
Diat	0,001 - 0,118	0,001 - 0,284	0,000 - 0,573	16 - 388
Zoopl	0,001 - 0,113	0,004 - 0,251	0,011 - 0,497	16 - 293
Mon_har	0,002 - 0,189	0,006 - 0,455	0,015 - 0,966	22 - 312
Chloro	0,002 - 0,192	0,006 - 0,462	0,015 - 0,975	22 - 320
Des_ant	0,005 - 0,189	0,012 - 0,455	0,042 - 0,965	154 - 319
Des_anc	0,005 - 0,156	0,010 - 0,370	0,025 - 0,776	83 - 319
Des_men	0,004 - 0,189	0,010 - 0,455	0,025 - 0,966	16 - 321
Des	0,002 - 0,189	0,006 - 0,455	0,015 - 0,966	16 - 321
Him_gra	0,002 - 0,122	0,005 - 0,295	0,011 - 0,600	16 - 303
Ade_urt	0,010 - 0,192	0,036 - 0,462	0,111 - 0,976	231 - 320
Pha_ant	0,006 - 0,192	0,011 - 0,462	0,039 - 0,977	90 - 321
Asc_mir	0,006 - 0,192	0,015 - 0,462	0,050 - 0,976	79 - 321
Phaeo	0,002 - 0,192	0,005 - 0,462	0,011 - 0,977	16 - 321
Gigar	0,007 - 0,189	0,025 - 0,455	0,077 - 0,966	86 - 319
Plo_car*	0,001 - 0,002	0,005 - 0,008	0,013 - 0,020	22 - 22
Pal_dec*	0,002 - 0,004	0,006 - 0,012	0,015 - 0,033	22 - 27
Coralli	0,001 - 0,192	0,004 - 0,462	0,011 - 0,977	22 - 321
Rhod_fol	0,001 - 0,192	0,005 - 0,462	0,009 - 0,977	16 - 321
Rhodo	0,001 - 0,192	0,004 - 0,462	0,009 - 0,977	16 - 321
Mic_ace	0,001 - 0,115	0,004 - 0,275	0,009 - 0,550	22 - 304
Hali_spp	0,001 - 0,010	0,003 - 0,037	0,008 - 0,098	22 - 247
Sty_bor	0,002 - 0,007	0,005 - 0,023	0,010 - 0,064	95 - 131
Ros_ant*	0,002 - 0,002	0,006 - 0,006	0,012 - 0,012	60 - 60
Den_ant	0,001 - 0,011	0,004 - 0,035	0,010 - 0,090	33 - 209
Sponge	0,001 - 0,181	0,003 - 0,435	0,008 - 0,917	16 - 318
Urti_ant**	0,002 - 0,009	0,006 - 0,026	0,011 - 0,071	59 - 157
Art_vic	0,001 - 0,005	0,004 - 0,012	0,010 - 0,029	22 - 153
Hor_sco	0,001 - 0,003	0,004 - 0,007	0,010 - 0,018	17 - 67
Anem	0,001 - 0,009	0,004 - 0,026	0,009 - 0,071	16 - 274
Mal_day	0,001 - 0,115	0,004 - 0,275	0,008 - 0,550	16 - 304
Acly	0,002 - 0,006	0,006 - 0,016	0,018 - 0,042	168 - 284
Octo	0,001 - 0,115	0,004 - 0,275	0,008 - 0,550	16 - 304
Lyr_flav	0,001 - 0,015	0,002 - 0,049	0,003 - 0,119	16 - 276
Bryo_1	0,002 - 0,012	0,005 - 0,040	0,010 - 0,103	26 - 285
Bryo_2	0,004 - 0,011	0,011 - 0,036	0,032 - 0,097	82 - 273
Bryo_3	0,002 - 0,009	0,004 - 0,031	0,010 - 0,083	65 - 202
Bryo_A	0,002 - 0,013	0,004 - 0,045	0,009 - 0,109	13 - 271
Bryo_B	0,001 - 0,011	0,004 - 0,040	0,009 - 0,098	22 - 276
Bryo_C	0,001 - 0,014	0,001 - 0,047	0,000 - 0,114	16 - 277

Tabla III.C9b: Continuación de Tabla III.C9a.

spp\Var9	hydro_TAU_mi	hydro_TAU_mo	hydro_TAU_r	expo_icefree
Bryo_D	0,001 - 0,144	0,003 - 0,344	0,008 - 0,716	16 - 318
Bryozoo	0,001 - 0,144	0,001 - 0,344	0,000 - 0,716	13 - 318
Polych_Ssp	0,001 - 0,117	0,003 - 0,281	0,008 - 0,565	16 - 304
Polych_S_1	0,001 - 0,051	0,001 - 0,130	0,000 - 0,261	14 - 293
Polych_Esp	0,001 - 0,012	0,003 - 0,043	0,009 - 0,103	16 - 285
Polych	0,001 - 0,144	0,001 - 0,344	0,000 - 0,716	16 - 318
Parb_cor	0,001 - 0,144	0,001 - 0,344	0,000 - 0,716	16 - 381
Pantopoda	0,004 - 0,144	0,011 - 0,344	0,032 - 0,716	16 - 318
Lat_elli	0,001 - 0,115	0,001 - 0,275	0,000 - 0,550	16 - 387
Aeq_eig	0,001 - 0,007	0,001 - 0,024	0,000 - 0,058	30 - 374
Nac_con	0,001 - 0,192	0,004 - 0,462	0,008 - 0,977	22 - 321
Neo_eat	0,001 - 0,115	0,002 - 0,275	0,004 - 0,550	16 - 304
Mar_mol	0,002 - 0,002	0,004 - 0,007	0,009 - 0,018	22 - 119
Dor_kerg	0,002 - 0,005	0,004 - 0,017	0,009 - 0,045	17 - 213
Gast_sp1	0,001 - 0,113	0,004 - 0,279	0,009 - 0,565	16 - 313
Sero	0,001 - 0,115	0,002 - 0,275	0,001 - 0,550	14 - 382
Glyp_ant	0,001 - 0,110	0,001 - 0,242	0,000 - 0,479	42 - 386
Isopoda	0,001 - 0,117	0,001 - 0,275	0,000 - 0,550	14 - 386
Crino	0,003 - 0,006	0,006 - 0,016	0,015 - 0,043	274 - 281
Odo_val	0,001 - 0,165	0,002 - 0,391	0,003 - 0,825	16 - 319
Odo_mer	0,002 - 0,008	0,006 - 0,031	0,015 - 0,097	22 - 216
Dipl_bru	0,002 - 0,165	0,004 - 0,391	0,009 - 0,825	16 - 319
Lab_ann	0,003 - 0,004	0,006 - 0,012	0,014 - 0,036	26 - 277
Perk_aur	0,001 - 0,152	0,004 - 0,369	0,009 - 0,748	22 - 296
Perk_fant	0,001 - 0,014	0,004 - 0,040	0,010 - 0,107	22 - 247
Perk_spp	0,001 - 0,167	0,004 - 0,396	0,009 - 0,842	22 - 318
Aster	0,001 - 0,192	0,002 - 0,462	0,003 - 0,977	16 - 321
Oph_vic	0,001 - 0,014	0,004 - 0,041	0,009 - 0,109	26 - 285
Ste_neu	0,001 - 0,012	0,004 - 0,038	0,008 - 0,092	16 - 273
Mol_ped	0,001 - 0,106	0,001 - 0,239	0,000 - 0,473	13 - 282
Cne_ver_co	0,001 - 0,114	0,003 - 0,254	0,006 - 0,503	13 - 284
Apl_rad	0,002 - 0,009	0,004 - 0,032	0,008 - 0,085	26 - 201
Apl_falk	0,001 - 0,005	0,004 - 0,020	0,010 - 0,070	33 - 202
Apl_sp	0,001 - 0,009	0,003 - 0,033	0,008 - 0,085	26 - 282
Syn_ada	0,002 - 0,116	0,006 - 0,278	0,011 - 0,557	65 - 304
Asc_cha	0,001 - 0,013	0,004 - 0,045	0,009 - 0,109	22 - 284
Cor_ant	0,001 - 0,011	0,002 - 0,040	0,004 - 0,098	13 - 284
Pyu_obe	0,002 - 0,008	0,005 - 0,029	0,011 - 0,092	57 - 212
Pyu_bou	0,001 - 0,009	0,004 - 0,035	0,009 - 0,084	16 - 260
Pyu	0,001 - 0,009	0,004 - 0,035	0,009 - 0,092	16 - 271
Syc_gai	0,001 - 0,014	0,004 - 0,047	0,009 - 0,114	22 - 237
Syco_sill	0,001 - 0,009	0,004 - 0,033	0,009 - 0,079	16 - 282
Dist_cyl	0,002 - 0,005	0,004 - 0,011	0,010 - 0,028	90 - 218
Tyl_spe	0,001 - 0,005	0,004 - 0,009	0,009 - 0,023	33 - 179
Fish	0,002 - 0,008	0,004 - 0,028	0,010 - 0,090	16 - 283

D. PROMEDIO DE VARIABLES AMBIENTALES PARA DE PRESENCIA DE TAXONES IDENTIFICADOS

Tabla III.D1: Promedio de variables ambientales analizadas para taxones analizados de bacterias, diatomeas bentónicas, zooplancton y Chlorophytas como phyllum y la especie *Monostroma hariotii* (Mon_har). Cabe destacar que si bien detritus no es un taxón bentónico *per se* el concepto apunta a un estadio de las macroalgas.

	Detritus	Bact	Diat	Zoopl	Mon_har	Chloro
bathy	29,41	25,13	18,80	28,52	7,66	5,17
BPI_broad	2,08	-2,07	8,03	12,78	34,86	41,59
BPI_fine	0,09	2,60	0,86	0,40	-0,11	-0,04
DistToCoast	397,82	137,57	217,67	501,35	167,64	180,65
DistToGlacier	1120,52	449,71	776,34	1331,48	1762,27	2072,00
expo_icefree	199	59	124	208	246	288
Fe2O3_02cm	7,92	8,60	7,92	7,87	8,02	7,86
Fe2O3_12cm	7,91	8,66	7,93	7,84	7,95	7,77
hydro_TAU_mi	0,01	0,00	0,01	0,01	0,13	0,16
hydro_TAU_mo	0,03	0,01	0,03	0,03	0,31	0,39
hydro_TAU_r	0,06	0,02	0,08	0,06	0,64	0,82
mgs	0,36	0,02	0,62	0,07	0,11	0,53
ProbHardS	0,06	0,30	0,16	0,09	0,88	0,95
Sal_1to5m	33,79	33,52	33,67	33,79	33,61	33,65
Sal_5to15m	34,00	33,95	33,97	34,00	33,92	33,92
Sal_deeper15	34,09	34,06	34,07	34,10	34,06	34,06
Sal_mean_ly3	33,96	33,84	33,91	33,96	33,86	33,87
Sal_mly3	33,94	33,82	33,87	33,95	33,69	33,68
Sediments Folk	fango-arena	arena	fango arenoso	arena arcillosa	fango arenoso	arena arcillosa
Sediments Shephard	arena limosa	limo arcilloso	arena arcillosa	arena limosa	arena	arena
SiO2_02cm	53,30	52,78	53,32	53,37	52,80	52,89
SiO2_12cm	54,12	52,81	54,44	54,05	53,47	53,72
Slope	8,09	28,55	7,97	6,35	5,22	2,93
Temp_1to5m	1,39	1,37	1,41	1,44	1,67	1,74
Temp_5to15m	1,20	1,23	1,22	1,23	1,45	1,49
Temp_deeper15m	1,00	1,01	1,01	1,01	1,17	1,22
Temp_mean_ly3	1,20	1,20	1,21	1,23	1,43	1,48
Temp_ly3	1,22	1,22	1,25	1,22	1,64	1,71
bs_max	0,14	0,58	0,27	0,09	0,45	0,32
bs_mean	0,01	0,07	0,02	0,01	0,06	0,04
bs_med	0,00	0,03	0,01	0,00	0,03	0,03
bs_min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
spm_max	285,05	325,14	292,10	246,59	202,04	160,58
spm_mean	18,43	23,74	21,82	12,45	11,64	7,53
spm_med	4,81	14,31	9,58	2,38	4,60	1,34
spm_min	1,8E-05	4,9E-05	3,1E-05	4,2E-06	4,5E-05	1,4E-05
vel_max	0,193	0,400	0,258	0,155	0,371	0,315
vel_mean	0,04	0,11	0,06	0,03	0,11	0,10
vel_med	0,03	0,09	0,05	0,03	0,11	0,10
vel_min	1,13E-03	1,57E-03	1,48E-03	7,39E-04	2,73E-03	1,93E-03

Tabla III.D2: Promedio de variables ambientales analizadas para taxones analizados macroalgas pardas Phaeophytas: *Desmarestia antarctica* (Des_ant), *D. menziesii* (Des_men), *D. anceps* (Des_anc), *Desmarestia spp.* (Des), *Himantothallus grandifolius* (Him_gra), *Adenocystis utricularis* (Ade_urt), *Phaeurus antarcticus* (Pha_ant), *Ascoseira mirabilis* (Asc_mir) y Phaeophytas (Phaeo).

	Des_ant	Des_men	Des_anc	Des	Him_gra	Ade_urt	Pha_ant	Asc_mir	Phaeo
bathy	6,57	6,16	12,11	9,84	22,49	3,72	5,10	4,43	10,84
BPI_broad	46,66	42,53	34,57	37,09	19,06	44,69	45,40	45,18	35,75
BPI_fine	0,11	0,48	1,73	0,80	0,93	0,02	0,14	0,14	0,80
DistToCoast	239,54	225,67	248,03	242,23	439,24	210,24	199,91	233,55	269,72
DistToGlacier	2073,40	1762,21	958,89	1424,65	773,32	2125,43	1986,20	2015,21	1420,61
expo_icefree	296	288	243	264	195	307	291	304	260
Fe2O3_02cm	7,79	7,79	7,77	7,78	7,76	7,80	7,79	7,79	7,78
Fe2O3_12cm	7,70	7,71	7,81	7,76	7,84	7,68	7,68	7,68	7,75
hydro_TAU_mi	0,13	0,10	0,03	0,07	0,01	0,15	0,13	0,13	0,07
hydro_TAU_mo	0,31	0,25	0,07	0,17	0,03	0,36	0,31	0,31	0,17
hydro_TAU_r	0,66	0,52	0,17	0,37	0,08	0,76	0,64	0,64	0,37
mgs	1,66	2,57	9,13	4,92	8,38	0,23	1,50	0,73	4,74
ProbHardS	1,00	0,93	0,97	0,91	0,78	1,00	0,97	0,98	0,90
Sal_1to5m	33,68	33,70	33,75	33,73	33,79	33,67	33,70	33,68	33,73
Sal_5to15m	33,93	33,95	33,99	33,97	34,01	33,92	33,94	33,93	33,97
Sal_deeper15	34,07	34,08	34,08	34,08	34,09	34,07	34,08	34,07	34,08
Sal_mean_ly3	33,90	33,91	33,94	33,92	33,96	33,89	33,91	33,90	33,93
Sal_mly3	33,75	33,76	33,89	33,82	33,95	33,70	33,72	33,72	33,82
Sediments Folk	arena arcillosa	arena arcillosa	arena arcillosa	arena arcillosa	arena arcillosa	arena arcillosa	arena arcillosa	arena arcillosa	arena arcillosa
Sediments Shephard	arena	arena	arena limosa	arena	arena limosa	arena	arena	arena	arena
SiO2_02cm	53,00	53,14	53,62	53,32	53,76	52,89	53,01	52,97	53,34
SiO2_12cm	53,93	54,12	54,92	54,43	55,10	53,81	53,91	53,90	54,45
Slope	3,04	2,84	8,58	5,45	12,95	1,33	2,06	1,68	6,03
Temp_1to5m	1,72	1,67	1,59	1,62	1,45	1,74	1,69	1,71	1,61
Temp_5to15m	1,46	1,42	1,32	1,37	1,21	1,49	1,44	1,47	1,36
Temp_deeper15m	1,17	1,15	1,11	1,12	1,03	1,19	1,15	1,16	1,12
Temp_mean_ly3	1,45	1,42	1,34	1,37	1,23	1,47	1,43	1,45	1,36
Temp_ly3	1,65	1,60	1,38	1,49	1,22	1,71	1,65	1,67	1,48
bs_max	0,27	0,23	0,07	0,17	0,08	0,30	0,25	0,28	0,17
bs_mean	0,04	0,03	0,01	0,02	0,01	0,04	0,04	0,04	0,02
bs_med	0,03	0,02	0,01	0,02	0,00	0,03	0,03	0,03	0,01
bs_min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
spm_max	145,24	181,02	242,58	205,83	224,73	144,87	150,42	156,44	202,32
spm_mean	6,16	7,62	11,22	9,61	13,39	5,83	6,57	6,21	9,60
spm_med	0,11	0,27	0,54	0,59	2,00	0,00	0,12	0,05	0,70
spm_min	0,0E+00	1,6E-07	0,0E+00	3,6E-07	2,1E-06	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	5,2E-07
vel_max	0,284	0,253	0,117	0,202	0,129	0,311	0,268	0,295	0,201
vel_mean	0,09	0,08	0,03	0,06	0,03	0,10	0,09	0,10	0,06
vel_med	0,09	0,08	0,03	0,06	0,02	0,10	0,09	0,09	0,06
vel_min	1,36E-03	1,20E-03	5,07E-04	9,47E-04	5,22E-04	1,45E-03	1,26E-03	1,39E-03	9,46E-04

Tabla III.D3: Promedio de variables ambientales analizadas para taxones analizados macroalgas rojas Rhodophytas: *Gigartina skottsbergi* (Gigar), *Plocamium cartilagineum* (Plo_car) y *Palmaria decipiens* (Pal_dec), Corallinaceae (Coralli), Rhodopytas no incrustantes (Rhodo_fol), Rhodophytas que incluyen todas las anteriores (Rhodo). *Sólo presente en las foto-transectas del verano 2009/2010 en estación NIFA.

	Gigar	Plo_car*	Pal_dec*	Coralli	Rhodo_fol	Rhodo
bathy	4,74	21,49	20,16	6,36	7,64	7,79
BPI_broad	44,11	0,88	2,57	42,59	40,25	40,26
BPI_fine	0,10	0,88	1,82	0,57	0,33	0,53
DistToCoast	215,13	6,11	81,74	220,05	241,59	235,77
DistToGlacier	1925,74	319,86	360,98	1760,92	1759,15	1676,59
expo_icefree	287	22	26	282	274	272
Fe2O3_02cm	7,78	8,87	8,75	7,79	7,79	7,79
Fe2O3_12cm	7,66	8,94	8,90	7,72	7,72	7,73
hydro_TAU_mi	0,12	0,00	0,00	0,11	0,11	0,10
hydro_TAU_mo	0,28	0,01	0,01	0,26	0,26	0,23
hydro_TAU_r	0,58	0,02	0,02	0,54	0,53	0,49
mgs	0,77	0,01	0,01	2,51	1,98	2,75
ProbHardS	0,97	0,74	0,00	0,94	0,92	0,92
Sal_1to5m	33,71	33,41	33,43	33,70	33,70	33,71
Sal_5to15m	33,95	33,93	33,93	33,95	33,95	33,95
Sal_deeper15	34,08	34,04	34,05	34,08	34,08	34,08
Sal_mean_ly3	33,91	33,79	33,80	33,91	33,91	33,91
Sal_mly3	33,73	33,77	33,78	33,76	33,76	33,78
Sediments Folk	arena arcillosa	arcilla	arcilla	arena arcillosa	arena arcillosa	arena arcillosa
Sediments Shephard	arena	limo arcilloso	limo arcilloso	arena	arena	arena
SiO2_02cm	52,99	52,52	52,53	53,15	53,13	53,19
SiO2_12cm	53,94	52,19	52,31	54,13	54,10	54,19
Slope	1,76	35,19	20,51	3,86	4,23	4,57
Temp_1to5m	1,66	1,38	1,37	1,68	1,65	1,65
Temp_5to15m	1,43	1,25	1,24	1,42	1,41	1,40
Temp_deeper15m	1,12	1,02	1,00	1,15	1,13	1,13
Temp_mean_ly3	1,40	1,21	1,20	1,42	1,40	1,39
Temp_ly3	1,63	1,23	1,22	1,60	1,58	1,56
bs_max	0,28	0,90	1,00	0,22	0,24	0,22
bs_mean	0,04	0,11	0,09	0,03	0,03	0,03
bs_med	0,03	0,05	0,06	0,02	0,02	0,02
bs_min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
spm_max	156,45	375,76	439,03	179,07	175,17	183,03
spm_mean	7,04	29,33	36,94	7,79	8,13	8,34
spm_med	0,44	19,99	23,54	0,51	0,89	0,75
spm_min	0,0E+00	9,7E-05	3,1E-04	7,9E-07	3,0E-06	1,0E-06
vel_max	0,299	0,541	0,568	0,245	0,262	0,243
vel_mean	0,10	0,15	0,13	0,08	0,08	0,08
vel_med	0,09	0,13	0,12	0,08	0,08	0,07
vel_min	1,51E-03	2,29E-03	1,09E-02	1,17E-03	1,29E-03	1,15E-03

Tabla III.D4: Promedio de variables ambientales analizadas para taxones analizados zoobentos de esponjas: *Mycale acerata* (Myc_ace), *Halicionidae* spp. (Hali_spp) y *Palmaria decipiens* (Pal_dec), *Stylocordyla borealis* (Sty_bor), *Rosella antarctica* (Ros_ant), *Dentrilla antarctica* (Den_ant) y Porifera incluyendo las anteriores (Sponge). *Sólo presente en las foto-transectas del verano 2008/2009 en estación LTIFA.

	Myc_ace	Hali_spp	Sty_bor	Ros_ant*	Den_ant	Sponge
bathy	38,22	35,52	32,60	25,05	33,51	35,40
BPI_broad	-14,10	-11,88	-9,00	0,00	-9,47	-10,40
BPI_fine	-0,20	-0,19	0,10	0,00	-1,02	-0,25
DistToCoast	456,02	374,16	397,92	157,61	378,15	412,02
DistToGlacier	631,14	522,39	533,93	1164,09	889,60	607,35
expo_icefree	113	92	110	60	157	109
Fe2O3_02cm	8,24	8,28	8,07	7,89	7,98	8,20
Fe2O3_12cm	8,19	8,27	8,13	8,00	7,97	8,19
hydro_TAU_mi	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
hydro_TAU_mo	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
hydro_TAU_r	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02	0,03
mgs	0,01	0,02	0,03	0,03	0,02	0,28
ProbHardS	0,15	0,29	0,00	0,00	0,09	0,25
Sal_1to5m	33,68	33,63	33,67	33,76	33,77	33,66
Sal_5to15m	33,98	33,97	33,98	34,00	33,99	33,98
Sal_deeper15	34,08	34,07	34,07	34,10	34,08	34,07
Sal_mean_ly3	33,91	33,89	33,90	33,95	33,95	33,90
Sal_mly3	33,91	33,89	33,92	33,87	33,95	33,90
Sediments Folk	arena	arcilla	arcilla	arena-arcilla	fango-arena	arena
Sediments Shephard	limo arcilloso	limo arcilloso	limo arcilloso	arena-limo-arcilla	arena-limo-arcilla	limo arcilloso
SiO2_02cm	53,41	53,32	53,52	53,23	53,10	53,38
SiO2_12cm	53,84	53,69	54,05	54,13	54,22	53,87
Slope	9,07	11,46	9,68	18,87	7,82	9,48
Temp_1to5m	1,37	1,37	1,37	1,25	1,35	1,38
Temp_5to15m	1,19	1,20	1,18	1,10	1,17	1,20
Temp_deeper15m	0,99	1,01	1,01	0,94	0,99	1,01
Temp_mean_ly3	1,18	1,19	1,19	1,10	1,17	1,19
Temp_ly3	1,18	1,20	1,19	1,19	1,17	1,20
bs_max	0,35	0,29	0,24	0,14	0,10	0,27
bs_mean	0,03	0,02	0,01	0,01	0,00	0,02
bs_med	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01
bs_min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
spm_max	421,39	313,95	289,50	287,85	216,92	333,01
spm_mean	35,41	20,33	14,65	15,25	15,23	24,05
spm_med	17,42	8,76	3,09	3,11	3,06	10,61
spm_min	5,9E-04	1,4E-04	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	2,4E-04
vel_max	0,246	0,280	0,465	0,215	0,172	0,243
vel_mean	0,07	0,05	0,03	0,03	0,03	0,05
vel_med	0,06	0,04	0,02	0,02	0,03	0,04
vel_min	5,24E-03	1,75E-03	4,10E-04	4,04E-04	4,29E-04	2,72E-03

Tabla III.D5: Promedio de variables ambientales analizadas para taxones analizados zoobentos de cnidaria y ctenophora: anémonas: *Urticinopsis antarctica* (Urti_ant), *Artemidactis victrix* (Art_vic), *Hormosoma scotti* (Hor_sco), Anemonae (Anem) incluyendo las anteriores y aquella anémonas no posible de identificar la especie; plumas de mar: *Malacobelemnion daytoni* (Mal_day), dos morfos de Alcyonae (Alcy, Octocorallia (Octo) incluyendo las dos anteriores; ctenóforo: *Lyrocteis flavopallidus* (Lyr_flav). *Sólo presente en las foto-transectas del verano 2008/2009 en estación LTIFA.

	Urti_ant*	Art_vic	Hor_sco	Anem	Mal_day	Alcy	Octo	Lyr_flav
bathy	28,45	30,46	29,78	37,24	31,24	36,41	31,18	37,41
BPI_broad	1,13	-7,17	-7,15	-12,99	-6,34	-0,81	-6,12	-13,45
BPI_fine	-0,71	-0,40	1,08	-0,63	0,26	1,46	0,27	-0,69
DistToCoast	191,63	416,41	314,64	440,92	410,54	633,04	410,37	417,20
DistToGlacier	1084,56	693,07	409,82	640,78	674,36	1024,35	677,95	589,21
expo_icefree	77	102	48	114	119	235	120	107
Fe2O3_02cm	7,88	8,28	8,58	8,14	8,12	7,94	8,12	8,27
Fe2O3_12cm	8,00	8,26	8,58	8,13	8,09	7,92	8,09	8,25
hydro_TAU_mi	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
hydro_TAU_mo	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
hydro_TAU_r	0,02	0,02	0,01	0,02	0,03	0,03	0,03	0,01
mgs	1,05	0,01	0,01	0,06	0,03	0,02	0,03	0,01
ProbHardS	0,08	0,38	0,19	0,13	0,09	0,00	0,09	0,15
Sal_1to5m	33,77	33,67	33,52	33,69	33,69	33,81	33,69	33,64
Sal_5to15m	34,01	33,97	33,95	33,98	33,98	34,01	33,98	33,97
Sal_deeper15	34,09	34,07	34,06	34,07	34,07	34,09	34,07	34,07
Sal_mean_ly3	33,96	33,91	33,84	33,91	33,91	33,97	33,91	33,89
Sal_mly3	33,90	33,90	33,82	33,91	33,90	33,97	33,90	33,91
Sediments Folk	fango-arena	fango arenoso	fango	arcilla	arena	arena-arcilla	fango arenoso	arcilla
Sediments Shephard	arena limosa	limo arcilloso	limo arcilloso	limo arcilloso	arena arcillosa	limo arcilloso	arena arcillosa	limo arcilloso
SiO2_02cm	53,35	53,22	53,11	53,47	53,40	53,61	53,39	53,36
SiO2_12cm	54,20	53,72	53,00	53,97	54,08	54,12	54,08	53,74
Slope	14,76	7,07	13,47	6,98	8,83	11,70	8,90	7,30
Temp_1to5m	1,28	1,36	1,38	1,37	1,37	1,42	1,37	1,37
Temp_5to15m	1,12	1,18	1,22	1,19	1,19	1,21	1,19	1,19
Temp_deeper15m	0,95	0,98	1,00	1,00	1,00	1,01	1,00	1,00
Temp_mean_ly3	1,12	1,17	1,20	1,19	1,18	1,21	1,19	1,19
Temp_ly3	1,19	1,17	1,21	1,19	1,19	1,22	1,19	1,18
bs_max	0,13	0,09	0,30	0,26	0,16	0,04	0,16	0,22
bs_mean	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01
bs_med	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01
bs_min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
spm_max	275,43	230,06	251,54	307,68	268,64	260,43	268,99	310,77
spm_mean	15,74	18,94	23,37	20,82	19,05	10,67	19,00	21,93
spm_med	3,98	10,17	15,39	7,78	7,75	1,12	7,74	8,88
spm_min	0,0E+00	4,1E-06	1,6E-05	1,9E-04	6,5E-05	0,0E+00	6,7E-05	2,4E-04
vel_max	0,202	0,170	0,243	0,237	0,212	0,107	0,211	0,224
vel_mean	0,03	0,04	0,07	0,04	0,04	0,03	0,04	0,04
vel_med	0,02	0,04	0,06	0,03	0,04	0,02	0,04	0,03
vel_min	6,39E-04	1,94E-03	2,83E-03	1,66E-03	1,48E-03	4,17E-04	1,48E-03	2,25E-03

Tabla III.D6: Promedio de variables ambientales analizadas para taxones analizados zoobentos bryozoo: anémonas: 7 morfos diferentes (Bryo_1 a Bryo_3 y Bryo_A a Bryo_D) que suponen ser diferentes especies por lo que, aun no conociendo el género, se tomaron en cuenta independientemente; Bryozoo considerando los anteriores (Bryozoo).

	Bryo_1	Bryo_2	Bryo_3	Bryo_A	Bryo_B	Bryo_C	Bryo_D	Bryozoo
bathy	27,52	25,98	31,78	30,07	36,22	34,93	38,56	35,22
BPI_broad	15,94	13,30	-2,90	-6,68	-11,23	-9,93	-14,50	-8,03
BPI_fine	0,59	0,66	0,10	-1,65	-0,72	-0,23	-0,42	-0,28
DistToCoast	539,98	469,79	392,81	249,83	404,58	396,29	441,42	429,93
DistToGlacier	965,87	634,68	707,66	365,10	607,16	583,81	585,95	632,97
expo_icefree	217	197	131	53	113	103	104	120
Fe2O3_02cm	7,81	7,75	7,91	8,64	8,20	8,27	8,25	8,19
Fe2O3_12cm	7,87	7,84	7,96	8,66	8,18	8,21	8,19	8,15
hydro_TAU_mi	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
hydro_TAU_mo	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
hydro_TAU_r	0,06	0,07	0,04	0,03	0,02	0,02	0,02	0,03
mgs	6,52	13,41	4,43	0,02	0,02	0,03	0,04	1,09
ProbHardS	0,53	0,95	0,30	0,30	0,14	0,20	0,16	0,22
Sal_1to5m	33,79	33,80	33,77	33,51	33,65	33,63	33,66	33,67
Sal_5to15m	34,01	34,01	34,00	33,95	33,97	33,97	33,98	33,98
Sal_deeper15	34,09	34,09	34,09	34,06	34,07	34,07	34,07	34,08
Sal_mean_ly3	33,96	33,97	33,95	33,84	33,90	33,89	33,90	33,91
Sal_mly3	33,94	33,93	33,92	33,83	33,91	33,89	33,90	33,90
Sediments Folk	arena arcillosa	arena arcillosa	arena arcillosa	fango arenoso	arena	arena	arcilla	arena
Sediments Shephard	arena limosa	arena limosa	arena	arena arcillosa	arena arcillosa	arena arcillosa	limo arcilloso	arena arcillosa
SiO2_02cm	53,65	53,83	53,64	52,78	53,36	53,32	53,44	53,42
SiO2_12cm	54,75	55,30	54,62	52,91	53,94	53,86	53,87	54,00
Slope	12,79	13,57	13,61	14,33	10,14	10,19	8,86	10,10
Temp_1to5m	1,46	1,43	1,36	1,35	1,38	1,37	1,37	1,39
Temp_5to15m	1,23	1,19	1,16	1,21	1,19	1,20	1,19	1,20
Temp_deeper15m	1,04	1,03	0,99	1,00	1,00	1,00	1,00	1,01
Temp_mean_ly3	1,24	1,22	1,17	1,19	1,19	1,19	1,19	1,20
Temp_ly3	1,25	1,27	1,21	1,19	1,19	1,19	1,19	1,20
bs_max	0,06	0,02	0,16	0,63	0,22	0,22	0,30	0,23
bs_mean	0,00	0,00	0,02	0,04	0,01	0,02	0,02	0,02
bs_med	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
bs_min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
spm_max	234,65	218,30	378,61	354,75	308,47	344,65	392,31	341,92
spm_mean	11,37	12,66	31,65	31,56	22,15	26,65	31,06	25,39
spm_med	1,59	0,76	13,83	19,61	9,06	12,89	14,86	11,54
spm_min	6,8E-06	0,0E+00	7,5E-04	1,8E-04	1,2E-04	3,9E-04	4,9E-04	3,5E-04
vel_max	0,119	0,086	0,204	0,416	0,205	0,205	0,240	0,211
vel_mean	0,03	0,02	0,05	0,08	0,04	0,05	0,06	0,05
vel_med	0,02	0,01	0,05	0,06	0,03	0,04	0,05	0,04
vel_min	6,99E-04	4,00E-04	2,98E-03	4,29E-03	1,78E-03	3,44E-03	4,10E-03	3,19E-03

Tabla III.D7: Promedio de variables ambientales analizadas para taxones analizados zoobentos polychaeta: morfo 1 Sedentaria (Polych_Ssp1), morfo 2 Sedentaria (Polych_Ssp2), morfo típico 1 Errantia (Polych_Esp), Polychaeta incluyendo a los anteriores (Polych); nemátodo *Parborlasia corrugatus* (Parb_cor) y artrópodo del orden Pantopoda (Panto).

	Polych_Ssp	Polych_Ssp2	Polych_Esp	Polych	Parb_cor	Panto
bathy	31,01	8,69	38,20	31,40	32,81	22,07
BPI_broad	-6,45	14,60	-13,29	-6,79	-7,57	25,86
BPI_fine	0,44	1,19	-0,42	0,26	0,12	1,11
DistToCoast	347,52	97,66	479,46	367,30	394,82	562,83
DistToGlacier	555,06	228,15	670,75	573,78	640,74	1551,70
expo_icefree	93	36	117	97	113	259
Fe2O3_02cm	8,27	8,32	8,18	8,24	8,20	7,81
Fe2O3_12cm	8,27	8,67	8,14	8,25	8,20	7,79
hydro_TAU_mi	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
hydro_TAU_mo	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,10
hydro_TAU_r	0,03	0,01	0,02	0,02	0,03	0,23
mgs	0,08	0,02	0,01	0,06	0,03	0,07
ProbHardS	0,24	0,06	0,12	0,18	0,26	0,29
Sal_1to5m	33,62	33,46	33,70	33,63	33,66	33,75
Sal_5to15m	33,97	33,94	33,98	33,97	33,98	33,98
Sal_deeper15	34,07	34,05	34,08	34,07	34,07	34,09
Sal_mean_ly3	33,89	33,81	33,92	33,89	33,90	33,94
Sal_mly3	33,88	33,52	33,91	33,86	33,90	33,90
Sediments Folk	arena	fangody-arena	arena	arena	fango arenoso	arena arcillosa
Sediments Shephard	arena arcillosa	arena-limo-arcilla	arena arcillosa	arena arcillosa	arena arcillosa	arena
SiO2_02cm	53,22	52,73	53,46	53,26	53,28	53,37
SiO2_12cm	53,75	52,92	53,95	53,76	53,83	54,19
Slope	9,97	7,69	7,48	9,04	10,29	7,31
Temp_1to5m	1,37	1,34	1,37	1,37	1,37	1,58
Temp_5to15m	1,20	1,21	1,19	1,19	1,19	1,34
Temp_deeper15m	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,09
Temp_mean_ly3	1,19	1,18	1,19	1,19	1,19	1,34
Temp_ly3	1,19	1,29	1,19	1,20	1,19	1,35
bs_max	0,24	3,31	0,23	0,46	0,13	0,12
bs_mean	0,02	0,13	0,02	0,03	0,01	0,02
bs_med	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
bs_min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
spm_max	283,42	216,94	335,61	294,10	257,75	214,65
spm_mean	20,63	17,68	25,32	21,71	17,33	7,48
spm_med	9,57	10,15	11,08	9,94	7,04	0,88
spm_min	8,6E-05	1,1E-05	3,4E-04	1,6E-04	2,1E-05	0,0E+00
vel_max	0,233	0,957	0,235	0,286	0,180	0,224
vel_mean	0,05	0,10	0,05	0,05	0,04	0,05
vel_med	0,04	0,06	0,04	0,04	0,03	0,05
vel_min	2,04E-03	4,13E-03	2,90E-03	2,47E-03	1,33E-03	7,12E-04

Tabla III.D8: Promedio de variables ambientales analizadas para taxones analizados zoobentos moluscos bivalvia: *Laternula elliptica* (Lat.elli), *Aequiyoldia eightsii* (Aeq.eig) y moluscos gasterópodos: *Nacella concinna* (Nac_con), *Neobuccinum eatoni* (Neo_eat), *Marsenipsis mollis* (Mar_mol), *.Doris kerguellensis* (Dor_kerg) y un morfo no identificado el género de tamaño pequeño (Gast_sp1).

	Lat_elli	Aeq_eig	Nac_con	Neo_eat	Mar_mol	Dor_kerg	Gast_sp1
bathy	29,00	27,05	4,94	33,14	38,54	41,10	28,69
BPI_broad	-1,77	-2,15	43,28	-6,82	-14,86	-16,59	9,07
BPI_fine	0,41	0,39	0,26	0,08	-1,55	-0,39	0,32
DistToCoast	347,32	319,38	218,24	410,63	427,96	523,38	355,57
DistToGlacier	699,64	1064,17	1918,77	683,96	519,47	675,36	786,86
expo_icefree	115	186	293	111	93	130	140
Fe2O3_02cm	8,15	7,90	7,80	8,16	8,24	8,13	7,91
Fe2O3_12cm	8,13	7,90	7,70	8,14	8,25	8,12	7,94
hydro_TAU_mi	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,01
hydro_TAU_mo	0,01	0,01	0,29	0,01	0,01	0,01	0,02
hydro_TAU_r	0,03	0,02	0,61	0,02	0,01	0,01	0,05
mgs	0,23	0,04	0,96	0,05	0,01	0,01	4,42
ProbHardS	0,22	0,01	0,92	0,16	0,00	0,01	0,45
Sal_1to5m	33,66	33,79	33,69	33,67	33,64	33,73	33,75
Sal_5to15m	33,98	34,00	33,94	33,98	33,97	33,99	34,00
Sal_deeper15	34,07	34,08	34,07	34,08	34,07	34,08	34,09
Sal_mean_ly3	33,90	33,96	33,90	33,91	33,89	33,93	33,94
Sal_mly3	33,90	33,96	33,74	33,90	33,89	33,93	33,93
Sediments Folk	arena	fangody-arena	arena arcillosa	arena	arcilla	arena	fango arenoso
Sediments Shephard	arena arcillosa	arena-limo-arcilla	arena	arena arcillosa	limo arcilloso	limo arcilloso	arena
SiO2_02cm	53,29	53,17	53,04	53,35	53,49	53,59	53,59
SiO2_12cm	53,95	54,22	53,93	53,92	53,73	53,98	54,56
Slope	8,48	7,72	2,32	9,25	6,62	9,72	12,01
Temp_1to5m	1,38	1,35	1,69	1,38	1,38	1,37	1,40
Temp_5to15m	1,20	1,17	1,44	1,19	1,20	1,18	1,19
Temp_deeper15m	1,00	0,99	1,15	1,00	1,01	1,00	1,00
Temp_mean_ly3	1,19	1,17	1,43	1,19	1,20	1,18	1,20
Temp_ly3	1,20	1,17	1,64	1,19	1,20	1,18	1,20
bs_max	0,18	0,13	0,26	0,25	0,19	0,34	0,17
bs_mean	0,01	0,01	0,04	0,02	0,01	0,02	0,01
bs_med	0,01	0,00	0,03	0,01	0,00	0,01	0,00
bs_min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
spm_max	286,47	244,30	168,25	296,98	268,84	381,43	246,60
spm_mean	20,05	16,28	7,14	19,56	18,09	30,19	15,56
spm_med	8,89	2,90	0,53	7,99	7,99	13,40	4,34
spm_min	5,5E-05	5,5E-05	1,1E-06	1,6E-04	3,6E-07	5,4E-04	2,2E-06
vel_max	0,197	0,195	0,278	0,242	0,199	0,260	0,204
vel_mean	0,04	0,03	0,09	0,05	0,04	0,05	0,03
vel_med	0,04	0,03	0,09	0,04	0,03	0,04	0,03
vel_min	1,58E-03	5,87E-04	1,34E-03	1,70E-03	1,42E-03	3,35E-03	8,38E-04

Tabla III.D9: Promedio de variables ambientales analizadas para taxones analizados zoobentos isópodos: Serolidae (Sero), *Glyptonotus antarcticus* (Glyp_ant) y del orden Isopoda incluyendo los anteriores y ejemplares similares al género Natatolana pero sin identificar su especie (Isopoda), crinoideo de especie no identificada (Crino); echinodermos como estrellas de mar: *Odontaster validus* (Odo_val), *O. meridionalis* (Odo_mer), *Diplasterias brucei* (Dip_bru) y la estrella sol *Labidaster annulatus* (Lab_ann).

	Sero	Glyp_ant	Isopoda	Crino	Odo_val	Odo_mer	Dipl_bru	Lab_ann
bathy	30,89	19,47	29,08	42,16	24,27	27,09	36,10	41,20
BPI_broad	-3,85	6,84	-1,52	8,60	1,48	-0,18	-10,47	8,10
BPI_fine	0,47	0,33	0,45	-0,20	1,06	0,04	-0,33	0,80
DistToCoast	431,90	154,05	387,40	744,49	272,57	291,93	461,94	752,44
DistToGlacier	817,32	1290,66	903,67	1455,69	475,18	763,35	657,53	1335,89
expo_icefree	146	196	153	277	84	145	128	250
Fe2O3_02cm	8,10	7,83	8,05	7,82	8,15	8,08	8,09	7,92
Fe2O3_12cm	8,08	7,82	8,03	7,84	8,15	8,11	8,10	7,97
hydro_TAU_mi	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
hydro_TAU_mo	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
hydro_TAU_r	0,03	0,01	0,02	0,03	0,03	0,04	0,02	0,02
mgs	0,14	0,14	0,24	0,05	0,89	1,38	0,69	0,05
ProbHardS	0,06	0,00	0,06	0,00	0,33	0,24	0,13	0,00
Sal_1to5m	33,72	33,79	33,73	33,80	33,62	33,70	33,70	33,76
Sal_5to15m	33,99	33,99	33,99	34,01	33,97	33,98	33,98	34,00
Sal_deeper15	34,08	34,09	34,08	34,10	34,07	34,07	34,08	34,09
Sal_mean_ly3	33,93	33,96	33,93	33,97	33,88	33,92	33,92	33,95
Sal_mly3	33,92	33,96	33,93	33,97	33,86	33,92	33,92	33,95
Sediments Folk	fango arenoso	arena arcillosa	fango arenoso	fangody-arena	arena	arena arcillosa	arena	arena arcillosa
Sediments Shephard	arena	arena limosa	arena	arena limosa	arena arcillosa	arena limosa	limo arcilloso	arena limosa
SiO2_02cm	53,28	52,98	53,25	53,50	53,33	53,11	53,50	53,42
SiO2_12cm	53,98	54,13	54,02	54,19	54,14	54,08	54,10	54,10
Slope	7,60	7,44	7,64	16,07	13,53	15,46	7,47	18,43
Temp_1to5m	1,37	1,36	1,37	1,53	1,39	1,39	1,39	1,53
Temp_5to15m	1,18	1,18	1,18	1,29	1,21	1,20	1,19	1,30
Temp_deeper15m	0,99	0,98	0,99	1,07	1,01	1,01	1,01	1,10
Temp_mean_ly3	1,18	1,17	1,18	1,30	1,20	1,20	1,19	1,31
Temp_ly3	1,19	1,20	1,19	1,26	1,21	1,19	1,19	1,26
bs_max	0,13	0,25	0,15	0,04	0,28	0,23	0,21	0,16
bs_mean	0,01	0,03	0,01	0,00	0,03	0,02	0,01	0,01
bs_med	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01
bs_min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
spm_max	250,39	353,94	265,63	253,25	289,71	248,78	293,72	280,75
spm_mean	16,42	25,34	17,86	6,97	21,62	17,75	19,26	10,75
spm_med	5,59	8,63	6,00	0,88	10,78	6,02	6,56	3,42
spm_min	1,4E-05	4,5E-05	1,8E-05	0,0E+00	1,1E-04	1,5E-05	1,4E-04	3,4E-05
vel_max	0,189	0,251	0,196	0,110	0,254	0,222	0,215	0,176
vel_mean	0,04	0,06	0,04	0,03	0,06	0,05	0,04	0,04
vel_med	0,03	0,04	0,03	0,03	0,05	0,04	0,03	0,04
vel_min	9,61E-04	1,64E-03	1,00E-03	5,52E-04	1,87E-03	6,82E-04	1,65E-03	1,75E-03

Tabla III.D10: Promedio de variables ambientales analizadas para taxones analizados zoobentos equinodermos: estrellas de mar *Perknaster aurorae*, *Perknaster fuscus antarcticus*, al menos una especie de *Perknaster* identificada como diferente a las anteriores mencionadas, Asteroidea que incluye las estrellas aquí mencionadas y las identificadas en la Tabla III.D9; ophiuros: *Ophionotus victoriae* (Oph_vic) y erizos de mar: *Sterechinus neumayeri*.

	Perk_aur	Perk_fant	Perk_spp	Aster	Oph_vic	Ste_neu
bathy	25,55	29,53	27,50	20,89	34,96	26,85
BPI_broad	3,25	-0,52	1,81	12,89	-0,28	-2,93
BPI_fine	1,29	-0,36	0,97	0,53	0,19	1,81
DistToCoast	304,13	330,79	365,73	299,68	560,23	302,93
DistToGlacier	677,66	712,34	800,22	945,30	1100,87	432,03
expo_icefree	117	111	123	158	195	70
Fe2O3_02cm	8,25	8,28	8,15	8,01	7,98	8,22
Fe2O3_12cm	8,19	8,28	8,11	7,99	7,94	8,19
hydro_TAU_mi	0,01	0,00	0,01	0,04	0,00	0,00
hydro_TAU_mo	0,02	0,01	0,04	0,09	0,01	0,01
hydro_TAU_r	0,06	0,03	0,08	0,19	0,03	0,03
mgs	1,80	2,74	1,76	1,43	0,15	0,07
ProbHardS	0,41	0,47	0,32	0,50	0,02	0,18
Sal_1to5m	33,64	33,66	33,69	33,67	33,79	33,61
Sal_5to15m	33,97	33,98	33,98	33,97	34,00	33,97
Sal_deeper15	34,07	34,08	34,08	34,07	34,09	34,07
Sal_mean_ly3	33,89	33,91	33,92	33,90	33,96	33,88
Sal_mly3	33,88	33,90	33,87	33,84	33,95	33,87
Sediments Folk	arena	fango arenoso	fango arenoso	fango arenoso	arena arcillosa	arcilla
Sediments Shephard	arena arcillosa	arena arcillosa	arena arcillosa	arena arcillosa	arena limosa	limo arcilloso
SiO2_02cm	53,18	53,05	53,24	53,29	53,39	53,35
SiO2_12cm	53,89	53,71	54,01	54,14	54,08	54,03
Slope	12,92	13,28	10,52	9,39	7,63	9,09
Temp_1to5m	1,38	1,36	1,40	1,47	1,41	1,37
Temp_5to15m	1,20	1,18	1,21	1,27	1,20	1,19
Temp_deeper15m	1,00	0,99	1,00	1,04	1,00	1,00
Temp_mean_ly3	1,19	1,18	1,20	1,26	1,20	1,19
Temp_ly3	1,21	1,18	1,23	1,33	1,20	1,19
bs_max	0,16	0,21	0,16	0,24	0,09	0,20
bs_mean	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02
bs_med	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01
bs_min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
spm_max	286,58	260,34	256,36	248,17	256,16	277,18
spm_mean	22,96	16,35	18,30	16,49	13,81	21,92
spm_med	10,07	6,52	7,76	6,49	3,44	12,22
spm_min	3,9E-04	1,1E-05	1,2E-04	7,5E-05	6,8E-05	7,5E-05
vel_max	0,193	0,211	0,242	0,245	0,159	0,214
vel_mean	0,05	0,05	0,05	0,06	0,03	0,05
vel_med	0,05	0,04	0,04	0,06	0,03	0,05
vel_min	1,96E-03	7,27E-04	1,35E-03	1,58E-03	9,15E-04	2,18E-03

Tabla III.D11: Promedio de variables ambientales analizadas para taxones analizados zoobentos ascidias: *Molgula pedunculata* (Mol_ped), el complejo *Cnemidocarpa verrucosa* (Cne_ver), *Aplidium radiatum* (Apl_rad), *Aplidium falklandicum* (Apl_falk), género *Aplidium* incluyendo a las anteriores (Apl_spp), *Synoicum adareanum* (Syn_ada), *Ascidia challengerii* (Asc_cha), *Corella antarctica* (Cor_ant), *Pyura obesa* (Pyu_obe).

	Mol_ped	Cne_ver_co	Apl_rad	Apl_falk	Apl_spp	Syn_ada	Asc_cha	Cor_ant	Pyu_obe
bathy	33,49	30,82	30,32	32,10	36,35	33,80	31,32	34,57	28,61
BPI_broad	-8,48	-6,41	-5,98	-5,45	-11,84	-1,59	-7,16	-10,58	10,82
BPI_fine	-0,18	-0,08	-1,60	-0,02	-0,27	-0,27	0,16	-0,37	-0,51
DistToCoast	367,88	323,97	345,02	362,15	456,57	498,97	291,51	365,49	465,54
DistToGlacier	581,77	525,74	958,38	564,71	675,09	788,86	527,65	568,25	630,74
expo_icefree	99	89	121	117	125	172	91	99	198
Fe2O3_02cm	8,29	8,30	8,04	8,43	8,16	7,87	8,31	8,27	7,79
Fe2O3_12cm	8,25	8,27	8,08	8,43	8,14	7,98	8,30	8,25	7,88
hydro_TAU_mi	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01
hydro_TAU_mo	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02
hydro_TAU_r	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,06	0,02	0,02	0,07
mgs	0,09	0,10	0,02	2,90	0,08	2,95	0,02	0,01	11,94
ProbHardS	0,19	0,21	0,00	0,52	0,10	0,34	0,22	0,19	0,95
Sal_1to5m	33,62	33,60	33,76	33,58	33,69	33,80	33,60	33,64	33,79
Sal_5to15m	33,97	33,96	34,00	33,97	33,98	34,01	33,96	33,97	34,01
Sal_deeper15	34,07	34,07	34,09	34,07	34,07	34,09	34,07	34,07	34,09
Sal_mean_ly3	33,89	33,88	33,95	33,87	33,92	33,96	33,88	33,89	33,96
Sal_mly3	33,88	33,87	33,92	33,91	33,92	33,96	33,87	33,89	33,92
Sediments Folk	arena	arena	fangody-arena	arcilla	arena	fangody-arena	arena	arena	arena arcillosa
Sediments Shephard	arena arcillosa	arena arcillosa	arena	arena arcillosa	arena arcillosa	arena arcillosa	arena arcillosa	arena arcillosa	arena limosa
SiO2_02cm	53,24	53,20	53,13	53,11	53,49	53,65	53,21	53,30	53,80
SiO2_12cm	53,76	53,77	54,03	53,47	53,92	54,49	53,66	53,73	55,19
Slope	10,67	11,32	7,35	8,58	7,79	14,65	13,78	10,45	11,94
Temp_1to5m	1,37	1,37	1,32	1,36	1,37	1,40	1,37	1,37	1,44
Temp_5to15m	1,20	1,20	1,14	1,19	1,19	1,19	1,20	1,19	1,20
Temp_deeper15m	1,00	1,00	0,96	0,99	1,00	1,02	1,00	1,00	1,03
Temp_mean_ly3	1,19	1,19	1,14	1,18	1,19	1,20	1,19	1,19	1,22
Temp_ly3	1,20	1,20	1,17	1,19	1,18	1,20	1,20	1,20	1,28
bs_max	0,25	0,23	0,20	0,08	0,24	0,06	0,33	0,32	0,02
bs_mean	0,02	0,02	0,01	0,00	0,01	0,00	0,03	0,02	0,00
bs_med	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00
bs_min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
spm_max	317,18	301,36	285,91	220,94	327,97	230,53	323,33	334,24	215,52
spm_mean	23,59	22,08	18,87	14,03	23,95	12,55	22,45	24,11	13,07
spm_med	11,14	10,66	6,15	3,22	10,08	1,64	10,39	11,18	1,00
spm_min	2,2E-04	1,6E-04	9,9E-05	0,0E+00	1,8E-04	0,0E+00	1,2E-04	1,9E-04	0,0E+00
vel_max	0,224	0,234	0,234	0,160	0,255	0,128	0,271	0,272	0,086
vel_mean	0,05	0,05	0,04	0,02	0,04	0,02	0,06	0,06	0,02
vel_med	0,04	0,04	0,03	0,01	0,04	0,02	0,05	0,05	0,01
vel_min	2,69E-03	2,38E-03	2,15E-03	2,70E-04	2,71E-03	3,53E-04	2,10E-03	2,65E-03	4,76E-04

Tabla III.D12: Promedio de variables ambientales analizadas para taxones analizados zoobentos ascidias: *Pyura bouvetensis* (Pyu_bou), género *Pyura* incluyendo a la anterior y a aquellas mencionadas en la Tabla III.D11 (Pyu), *Sycozoa gaimardi* (Syc_gai), *S. sigillinoides* (Syc_sig), *Distaplia cylindrica* (Dist_cyl), *Tylobranchion speciosum* (Tyl_spe) y vertebrados grupo de peces (Fish).

	Pyu_bou	Pyu	Syc_gai	Syc_sill	Dist_cyl	Tyl_spe	Fish
bathy	32,13	32,22	33,42	34,62	36,53	34,74	35,93
BPI_broad	-7,23	-1,95	-9,73	-6,93	-11,03	-10,94	-0,48
BPI_fine	-0,38	-0,34	-0,33	-0,80	0,42	-0,64	0,40
DistToCoast	324,03	403,80	370,36	426,44	538,96	366,71	577,53
DistToGlacier	516,18	601,08	501,76	806,14	802,89	606,27	1034,83
expo_icefree	100	139	90	131	163	93	197
Fe2O3_02cm	8,25	8,04	8,18	8,12	8,02	8,43	7,96
Fe2O3_12cm	8,21	8,06	8,14	8,11	8,07	8,41	7,97
hydro_TAU_mi	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
hydro_TAU_mo	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01
hydro_TAU_r	0,03	0,04	0,03	0,02	0,02	0,01	0,03
mgs	0,01	4,19	0,01	0,02	0,02	0,03	0,21
ProbHardS	0,19	0,44	0,21	0,07	0,00	0,22	0,04
Sal_1to5m	33,62	33,70	33,64	33,70	33,78	33,59	33,77
Sal_5to15m	33,97	33,99	33,97	33,98	34,00	33,96	34,00
Sal_deeper15	34,07	34,08	34,07	34,08	34,08	34,07	34,09
Sal_mean_ly3	33,89	33,92	33,89	33,92	33,95	33,87	33,95
Sal_mly3	33,88	33,90	33,88	33,91	33,96	33,91	33,95
Sediments Folk	fango arenoso	fango arenoso	arena	fango arenoso	fangody-arena	arcilla	arena arcillosa
Sediments Shephard	arena arcillosa	arena	limo arcilloso	arena	arena arcillosa	limo arcilloso	arena
SiO2_02cm	53,32	53,55	53,46	53,37	53,47	53,13	53,48
SiO2_12cm	53,85	54,38	54,09	53,89	54,05	53,38	54,09
Slope	9,44	10,30	8,75	9,29	9,28	7,54	11,13
Temp_1to5m	1,38	1,40	1,37	1,38	1,37	1,35	1,43
Temp_5to15m	1,20	1,19	1,19	1,19	1,17	1,19	1,22
Temp_deeper15m	1,01	1,02	1,00	1,00	1,00	0,99	1,02
Temp_mean_ly3	1,20	1,20	1,19	1,19	1,18	1,17	1,22
Temp_ly3	1,21	1,23	1,20	1,20	1,18	1,16	1,21
bs_max	0,24	0,17	0,25	0,14	0,11	0,10	0,14
bs_mean	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
bs_med	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01
bs_min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
spm_max	295,57	286,76	350,75	273,83	253,59	240,57	294,30
spm_mean	19,95	18,91	26,38	17,64	16,58	16,89	18,65
spm_med	9,53	6,74	11,87	7,58	3,65	6,90	6,39
spm_min	7,6E-05	1,3E-04	2,4E-04	2,3E-07	4,9E-05	9,3E-07	3,9E-04
vel_max	0,233	0,194	0,252	0,243	0,158	0,186	0,185
vel_mean	0,05	0,04	0,05	0,04	0,03	0,03	0,04
vel_med	0,04	0,03	0,04	0,03	0,02	0,02	0,04
vel_min	1,33E-03	1,73E-03	2,42E-03	1,44E-03	5,56E-04	9,48E-04	2,08E-03

ANEXO Capítulo IV

A. CORRIDA PRELIMINAR PARA REDUCCIÓN Y SELECCIÓN DE VARIABLES DE ENTRADA

Los registros biológicos del bentos sufrieron un adelgazamiento conservando un punto por píxel (resolución 5x5 m) y omitiendo aquellos por fuera de la extensión del ráster más restrictivo que es SPM. La Fig.IV.A1 muestra los 140 puntos que quedan por fuera de la extensión del área de estudio estipulada.



Fig.IV.A1: Muestreo que sobresalen el área marcada en naranja correspondiente a la extensión de la capa de ráster de material particulado en suspensión (SPM).

De las 41 variables ambientales que caracterizan glaciológica-, oceanográfica-, sedimentológica- y biogeoquímicamente a caleta Potter (Capítulo II), se conservaron sólo un subset inicial de 28 variables para el presente (excluye el coeficiente de arrastre por olas) y sólo una interpolación espacial de: un tipo de clasificación de sustrato, las condiciones bioquímicas en la primera capa superficial y de las variables oceanográficas (coeficiente de arrastre de transporte de partículas y velocidad de las corrientes). Luego, por principio de parsimonia en la creación de Modelos de Distribución de Especies (MDEs) con el algoritmo *Generalized Boosted Model* y el análisis de importancia de la variable (por *biomod2*), un análisis de correlación de Spearman ($r_s > 0.6$ para determinar las familia de variables ambientales correlacionadas) y un análisis de multicolinealidad ($VIF > 10$), fue reducido finalmente a 9 variables de relevancia ecológica para el análisis de la distribución de taxones bentónicos seleccionados ([Sección IV.2](#)). Por un lado, dada la cantidad de parámetros ambientales considerados, existe una deficiencia del rango de análisis en función de la cantidad de puntos existentes de muestreo, entonces el índice VIF no resulta sensible para determinar la inflación de los factores. Sin embargo, este paso previo a la modelización final de los MDEs permite identificar las variables de mayor contribución a la distribución de los taxones que podrán ser incluidos a posterior, considerando la historia de la especie, como dato de entrada para la modelización final con otros algoritmos de buen desempeño (Neder et al. 2016). Consecuentemente, la selección pone el foco en la correlación, la importancia de la variable y el objetivo de la tesis.

A1. Análisis de importancia de las variables con modelo GBM usando *biomod2*

El análisis de importancia menor de 0.01 (1%) para todas las especies analizadas de fauna y macroalgas respectivamente, llevó a una reducción del conjunto de variables ambientales, a excepción de alguna que, por decisión de la investigación planteada, se desea evaluar la respuesta (como la distancia al glaciar y temperatura promedio). La Tabla IV.A1 resume la cantidad de especies de fauna o taxones de macroalgas con una importancia mayor a 1% por variable ambiental, donde cero implica no importante para todas los taxones. De las 28 variables analizadas, esto implicó, para la fauna bentónica, excluir índice de posición batimétrica fino, tiempo de exposición del área libre de hielo, probabilidad de sustrato duro, salinidad promedio en la columna de agua en estado estratificado (mly3), tipo de sedimento Shepard, temperatura a 5-15m, a >15m y promedio en columna de agua en estado de mezcla ponderado (mean_ly3). Mientras para las macroalgas, las variables no importantes difieren de aquellas en fauna (Tabla IV.A1 señaladas en gris).

Tabla.IV.A1: Conjunto final de variables ambientales seleccionadas como importante para la cantidad de taxones por grupo de fauna y macroalga informada. Los cuadrados muestran la proporción de las especies analizadas por cada grupo para la cual la variable ambiental analizada es importante. En gris marcado aquellas que difieren entre ambos grupos (importante versus no importante). Se considera importante para la distribución cuando el valor de importancia de la variable es $\geq 1\%$ (0.01 del valor devuelto por *biomod2* con una corrida de 10 permutaciones).

	FAUNA	MACROALGAS
bathy	4	2
bpi_broad	6	2
bpi_fine	0	0
bs_dynamics_mean	1	2
DistToCoast	6	2
DistToGlacier	3	0
Expo_icefree	0	2
Fe2O3_12cm	4	4
mgs	7	1
ProbHardS	0	4
Sal_1_5m	4	1
Sal_5_15m	3	4
Sal_d15m	4	1
sal_mean_ly3	1	0
Sal_mly3_mix	0	1
Sediments_Shepard	0	0
SiO2_12cm	2	4
Slope	2	2
spm_max	3	0
spm_mean	1	1
spm_med	3	4
spm_min	3	3
Temp_1_5	1	0
Temp_5_15m	0	2
Temp_d15m	0	2
Temp_mean_ly3	0	0
Temp_mly3_mix	1	1
vel_med	2	2

En el caso de las macroalgas, la Fig.IV.A2a muestra una mayor importancia acumulada para el porcentaje de sílice en sedimentos con una gran representatividad para *Himantothallus grandifolius*, seguida de la temperatura promedio ponderada por

profundidad con mayor importancia para la especie *Ascoseira mirabilis*. En tercer orden, la probabilidad de sustrato duro y cuarto la mediana de la concentración de SPM (Tabla IV.A2). Para la fauna bentónica, la Fig.IV.A2b muestra el porcentaje de importancia de cada una de las 28 variables ambientales analizadas por especie indicando una gran importancia acumulada, en orden, para distancia al glaciar al 2020, el tamaño medio del grano, el índice de posición batimétrica y la mediana de la concentración de SPM. En el caso de la primera variable la mayor representatividad está dada por la estrella de mar *Odontaster validus*, mientras que, para la segunda variable, la importancia está repartida en la mayoría de las especies analizadas. En el caso del índice de posición batimétrica, considerando todas las especies analizadas está correlacionado ($r_s=0,765 \pm 0,028$) con la batimetría por lo que, aún importante, fue excluido del set final de variables reducidas para modelar la idoneidad ambiental de las especies bentónicas.

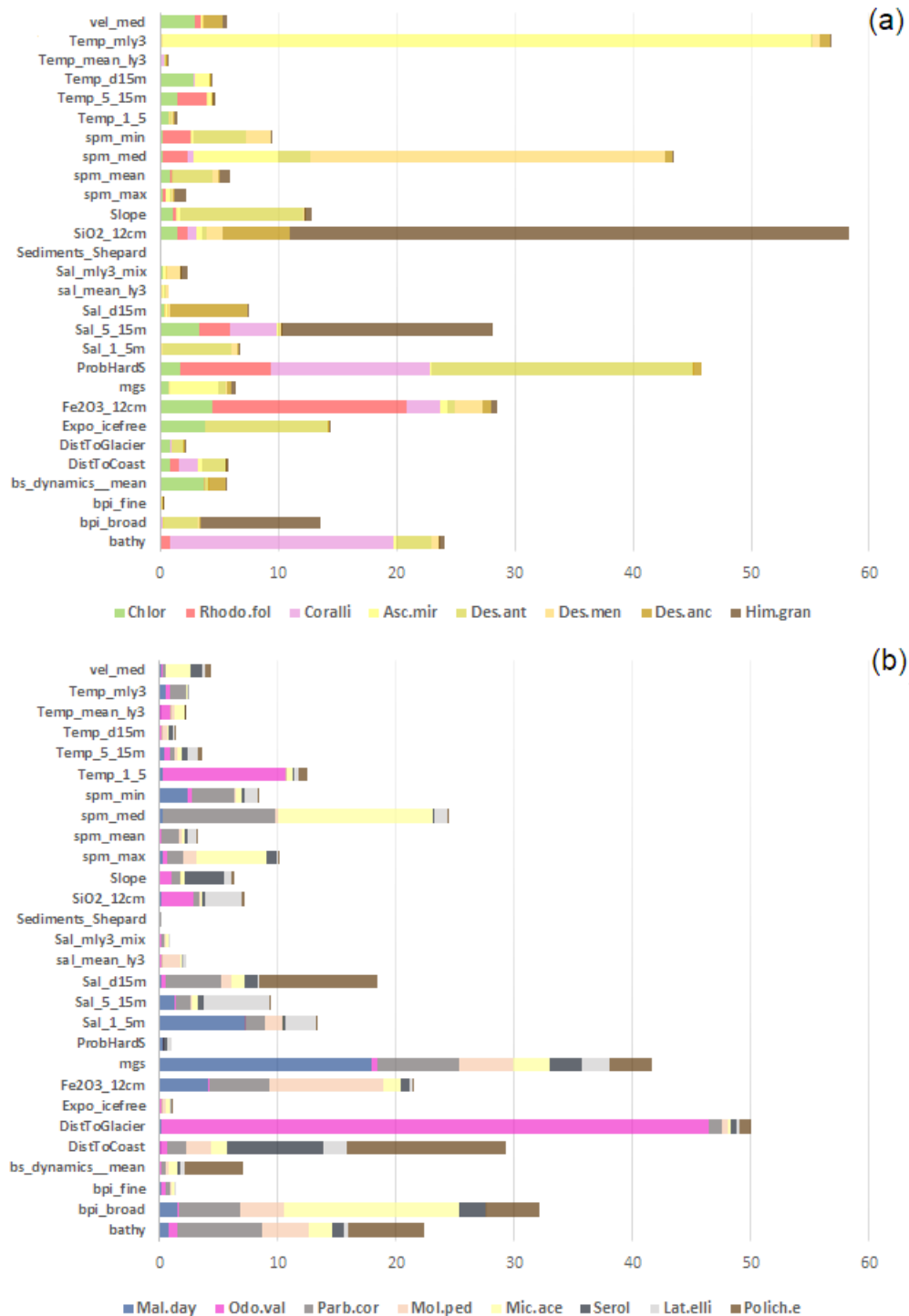


Fig.IV.A2: Porcentaje acumulado de la importancia de las 28 variables ambientales predictivas relacionadas directa o indirectamente con la historia de vida del ensamble de comunidad bentónica analizado. **(a)** Taxones de macroalgas antárticas **(b)**. Especies de fauna bentónica antártica.

Sorprendente fue la heterogeneidad en la determinación de variables importantes, contribuyentes en mayor medida (porcentaje > 1%), al modelo de parsimonia para las macroalgas en comparación de la fauna bentónica. Si bien para las macroalgas, el porcentaje de hierro fue una de las variables de mayor importancia para la mitad de las especies de macroalgas analizadas (Tabla IV.A1), no se incluyó en el modelo final puesto

que presentó una alta correlación positiva ($r_s = 0,788 \pm 0,017$) con la mediana de SPM y una correlación negativa mayor a 0,6 ($r = -0,603 \pm 0,007$) con la distancia al glaciar para las especies de macroalgas. Una situación similar ocurre con la ascidia *Molgula pedunculata*, donde el porcentaje de hierro en sedimento ocupa el primer puesto de importancia para dicha especie (Tabla IV.A2) pero fue excluido por una correlación negativa promedio media-alta con el tamaño medio del grano ($r_s = -0,6193 \pm 0,016$) considerando todos los taxones analizados. Estas correlaciones junto con la distribución espacial del porcentaje de hierro (Fig. II.26l-m) se relaciona con el ingreso de hierro por sedimentos desde el ecosistema terrestre al marino arrastrado por agua de deshielo típico de sistemas costeros (Annett et al. 2017; Morley et al. 2020). Aun cuando Aromokeye et al. (2021), demostró la importancia del detritus de macroalgas en la reducción del hierro pudiéndolo transformar en biológicamente disponible; en el caso de Potter, la importancia de esta variable está implícitamente relacionada con el ingreso de agua de deshielo y las consecuencias que desencadena.

Tabla IV.A2: Orden de importancia de variables ambientales del resultado del análisis de parsimonia con el algoritmo *Generalized Boosting Model* (GBM) para cada una de los taxones bentónicos analizados. La línea doble divide el grupo de taxones de fauna del de macroalgas

	1°	2°	3°	4°	5°
Mal.day	mgs	Sal_1_5m	Fe2O3_12cm	spm_min	bpi_broad
Odo.val	DistToGlacier	Temp_1_5	SiO2_12cm	Slope	restantes < 1%
Parb.cor	spm_med	bathy	mgs	bpi_broad	Fe2O3_12cm
Mol.ped	Fe2O3_12cm	mgs	bathy	bpi_broad	DistToCoast
Mic.ace	bpi_broad	spm_med	spm_max	mgs	vel_med
Serol	DistToCoast	Slope	mgs	bpi_broad	Sal_d15m
Lat.elli	Sal_5_15m	SiO2_12cm	Sal_1_5m	mgs	DistToGlacier
Polych.e	DistToCoast	Sal_d15m	bathy	bs_dynamics_mean	bpi_broad
Chlor	Fe2O3_12cm	Expo_icefree	bs_dynamics_mean	Sal_5_15m	vel_med
Rhodo.fol	Fe2O3_12cm	ProbHardS	Sal_5_15m	Temp_5_15m	spm_min
Coralli	bathy	ProbHardS	Sal_5_15m	Fe2O3_12cm	DistToCoast
Asc.mir	Temp_mly3	spm_med	mgs	Temp_d15m	restantes < 1%
Des.ant	ProbHardS	Slope	Expo_icefree	Sal_1_5m	spm_min
Des.men	spm_med	Fe2O3_12cm	spm_min	SiO2_12cm	Sal_mly3
Des.anc	Sal_d15m	SiO2_12cm	vel_med	bs_dynamics_mean	restantes < 1%
Him.gran	SiO2_12cm	Sal_5_15m	bpi_broad	restantes < 1%	

A2. Análisis de correlación

El análisis de correlación de Spearman y Pearson considerando individualmente cada taxón resultó reflejar las asociaciones con el retroceso del glaciar y el consecuente ingreso de agua de deshielo y sedimentos, como también las asociaciones oceanográficas dada por la circulación de masas de agua. Puntualmente la variable tiempo de exposición del

área libre de hielo presenta una correlación con la mayoría de las demás variables ambientales. Esto sugiere que dichas variables podrían ser representativas de diferentes condiciones ambientales de la caleta como así también de la disponibilidad de hábitats diferentes para la colonización de organismos bentónicos. No se encuentran correlacionadas las variables de pendiente, índice de posición batimétrica fino (BPI), probabilidad de sustrato duro ni concentración mínima de SPM con ninguna de las otras variables analizadas.

Los valores de correlación (0,6-0,75 intermedia; >0,75 alta) denotaron las siguientes correlaciones permitiendo su interpretación asociada:

- Batimetría: directamente correlacionado con el índice de posición batimétrica (BPI) amplio, distancia a la costa, salinidad y temperatura promedio de la columna de agua en estado de mezcla. Lo que refleja que distribución del bentos posiblemente asociada a la batimetría estaría implicando otras respuestas frente a variables asociadas al ingreso de agua de deshielo desde la costa al sistema marino.

- BPI amplio: directa e intermedicamente correlacionado con batimetría, distancia al glaciar, tiempo de exposición del área libre de hielo, tamaño del grano y probabilidad de sustrato duro. Esta variable reflejaría las variaciones en la morfología del sustrato asociado a la retracción del glaciar condicionando también el tipo de sustrato blando o duro. A su vez, y en asociación al tiempo libre de hielo, reflejaría los diferentes hábitats de fondo disponibles para la colonización de los taxones. Sin embargo, el valor del índice *per sé*, no condicionaría la distribución de la especie. Sorprende la correlación indirecta e intermedia no paramétrica con el porcentaje de hierro en el sustrato y la relación lineal directa con la temperatura a diferentes profundidades de la columna, pudiendo reflejar una asociación con el agua de deshielo. Esto implicaría, en una asociación a la circulación del agua, temperaturas más baja en zonas de depresiones del fondo, y que ante diferentes morfologías del sustrato de tipo montañas (BPI alto) existiría una menor porcentaje del hierro en el sedimento. Esto último podría deberse a que el material particulado que ingresa por el agua de deshielo (u otras partículas de alimento, larvas, etc.), al sedimentar, se acumularía preferentemente en zonas de depresiones. Consecuentemente, el BPI amplio (o fino, aunque no haya demostrado correlación) podría estar asociado a la generación y disponibilidad de microhábitats para el asentamiento de organismos bentónicos ([Sección II.5.3](#)).

- Distancia al glaciar: directa y altamente correlacionada con el tiempo de exposición del área libre de hielo, e intermedicamente con salinidad a 1 a 5 m, >15 m y en la columna de agua en un estado de mezcla, y con la temperatura a 1 a 5 m. A su vez, se correlaciona inversamente y con valores intermedios con el porcentaje de hierro a 02-12cm del sedimento y SPM mediana. Esto refleja la asociación de la distancia al glaciar con el ingreso de agua de deshielo a la caleta y partículas de sedimento arrastradas desde la tierra al mar que incorporarían hierro.

- Tiempo de exposición del área libre de hielo: Está correlacionada con varias variables más allá de la evidente directa y alta asociación con la distancia al glaciar que refleja la asociación en función de la retracción del glaciar. Con el tamaño medio del grano, la salinidad y la temperatura también tiene una correlación directa y alta. Puntualmente con la salinidad entre 5 a 15 m, la correlación es más baja. Y aunque bajo índice de correlación, también con la temperatura en la primera capa de la columna de agua, de 1 a 5 m. A su vez, existe una correlación alta e indirecta con SPM promedio y

mediana, y con el porcentaje de hierro en sedimento. Esto refleja la asociación con el ingreso de agua de deshielo que arrastra partículas de sedimento fino que podrían sedimentarse y modificar la morfología del sustrato como así también acumularse y cambiar la composición de granulometría próxima al frente glaciar. Además, disminuiría salinidad del agua marina. La gran correlación de esta variable ambiental con otras podría explicar la distribución del bentos al comprender que el tiempo de exposición implicaría otros procesos ambientales y ecológicos asociados.

- Coeficiente de tensión del fondo o rozamiento del arrastre de partículas directa y altamente correlacionado con la velocidad media de corriente, e intermedicamente correlacionado con la concentración de SPM promedio, mediana y mínima. Indirecta e intermedicamente correlacionado con el set de salinidad y la distancia a la costa.

- Distancia a la costa: está correlacionada inversamente con la profundidad tanto para el análisis de fauna como de macroalgas, lo que resulta evidente en sistemas marinos donde existe un patrón de incremento de la profundidad a mayor distancia de la costa y con isobaras paralelas a la costa. Además, sólo para macroalgas, está directa e intermedicamente correlacionada con el conjunto de variables de salinidad. Se interpreta que también con el ingreso de agua de deshielo, ya que próxima a la costa Norte y del frente glaciar, como también a la costa este en la margen de la Base Carlini existe un ingreso de agua de deshielo (Fig.II.1, [Sección II.3.2](#)). Además, inversamente con la velocidad media de corriente. Puntualmente estas correlaciones de la distancia a la costa ocurren con el muestreo de Chlorophyta, de lo contrario no se halló correlación cuando se analiza un muestreo con mayor cantidad de muestras. Esto se refleja en la Tabla IV.A1 que contempla el promedio de correlación de todos los taxones conjuntamente.

- Porcentaje de hierro (Fe_2O_3) en sedimento: inversamente correlacionada con la salinidad, el porcentaje de sílice (SiO_2), tiempo de exposición al área libre de hielo y la distancia al glaciar y el BPI amplio. Puntualmente con una alta correlación a la capa de 1 a 5 m de salinidad y el promedio en la columna de agua en estado de mezcla. A su vez, alta y directamente correlacionada con el SPM mediana y media. Esto se relaciona con la retracción glaciar, el deshielo y el ingreso de sedimentos terrígenos al sistema marino que, frente a una sedimentación, incrementan el porcentaje de componentes como hierro o sílice (Henkel et al. 2018; Aromokeye et al. 2021). Así, asociaciones del porcentaje de hierro con la distribución del bentos podrían no estar relacionados con valores límites de concentración del hierro acumulado en el sedimento sino de manera indirecta con variables ambientales asociadas al retroceso glaciar. (Léase BPI amplio para una interpretación asociada entre estas variables).

- Porcentaje de sílice (SiO_2) en sedimento: está correlacionado inversa y altamente con el porcentaje de hierro, y directamente con valores intermedios con la salinidad a las diferentes profundidades. El sílice podría estar asociado con el ingreso de agua de deshielo que incorpora sílice al sistema y consecuentemente muestra la correlación con salinidad y la sombra de SPM que afectaría la producción primaria. Pero el hecho de que exista una alta correlación inversa con el hierro sugeriría que es de origen biogénico, donde las microalgas de diatomeas bentónicas podrían consumir el hierro del sedimento. El hecho de que en las capas inferiores de sedimento haya una disminución del contenido de SiO_2 coincidiría con una menor abundancia de las diatomeas

- Tamaño medio del grano: existe una correlación intermedia con la clasificación de tipo de sedimento Shepard, el BPI amplio, la distancia al glaciar, el tiempo de exposición del área libre de hielo y el porcentaje de hierro. Esto infiere la asociación de la variable

con aquellas otras asociadas al fondo marino ya sea por el tipo de sustrato o por los hábitats formados y su disponibilidad. La retracción del glaciar ejerce presión en el suelo del fondo modificando su morfología (Wölfel et al. 2016). La asociación con la clasificación de sedimento es esperable, aunque no relevante su relación inversa puesto que la clasificación toma números indistintos. La tendencia es que mayor es la clasificación menor es el tamaño de grano, ya que refleja el contenido de limo y arcilla únicamente para el análisis de la fauna bentónica. Si bien es menor que el límite indicado ($r=0,59$), existe una correlación directa lineal con la probabilidad de sustrato duro.

- Salinidad a diferentes profundidades de la columna de agua: lógicamente, están altamente correlacionadas entre ellas. Además, existe una correlación directa con distancia a la costa y al glaciar, el tiempo de exposición al área libre de hielo; y una correlación inversa con el porcentaje de hierro y de sílice, la mediana de SPM y la velocidad mediana de la corriente. Estas variables se relacionan con el ingreso de agua de deshielo y sedimentos, y con la dinámica de circulación de masas de agua. Al mismo tiempo, con el conocimiento del área que se dispone en Potter gracias a más de tres décadas de investigaciones, la salinidad podría ser una variable representativa de la disponibilidad de hábitat al estar asociada con el ingreso de agua de deshielo, puntualmente entre 1 a 5 m de profundidad, al Norte de la caleta interna de Potter; y consecuente e indirectamente asociada, con la retracción del glaciar.

- Temperatura a diferentes profundidades de la columna de agua: al igual que la salinidad, están correlacionadas entre sí y con el índice de posición batimétrica a gran escala. Sólo existe una correlación directa, lineal e intermedia entre la profundidad y el promedio de temperatura en la columna de agua en estado estratificado. Se esperaría que esté correlacionada con la salinidad debido al ingreso de agua de deshielo del glaciar de baja temperatura y salinidad. Sin embargo, no se encontró dicha asociación, por lo que, debido a que hay una correlación con el BPI amplio, la temperatura podría estar asociada con las variables oceanográficas de circulación de agua que varían la temperatura espacialmente en la caleta.

- Concentración de Material Particulado en Suspensión (SPM): Existe una correlación directa y alta del máximo de concentración de SPM con el valor promedio y mediana. Sin embargo, no ocurre lo mismo con el valor mínimo, ya que son muy bajos comparativamente con los máximos encontrados en la modelización dinámica del SPM ([Sección II.4.2.3](#)). La mediana y el promedio de SPM son aquellas variables más correlacionadas con las otras analizadas. Respecto a la temperatura en la primera capa de la columna (1 a 5 m), distancia al glaciar y tiempo de exposición del área libre de hielo, la correlación es inversa intermedia para las dos primeras y alta para la última mencionada. Además, existe una correlación directa y alta con el porcentaje de hierro e intermedia con el coeficiente de rozamiento de arrastre de partículas. Estas asociaciones demuestran la relación al ingreso del agua de deshielo enriquecida de material terrestre que transporta sedimentos. Referirse a las demás inferencias explicadas anteriormente para comprender las asociaciones entre las variables.

Un par de variables altamente correlacionadas linealmente se vio, generalmente, reflejado en el análisis por correlación de alternativa no paramétrica. Por ello, la Tabla IV.A3 resume los índices de correlación de Spearman promedio para las 28 variables ambientales analizadas y los 16 taxones bentónicos, intermedia ($r_s = 0,6-0,75$ tanto directa como indirecta en amarillo Tabla IV.A3) o alta ($r_s = >0,75$ directa en azul e

indirecta en rojo Tabla IV.A3) ya que asume además, la correlación analizada de Pearson. Los valores de correlación se reducen al evaluar el promedio de todas los taxones y no sólo de aquellos donde el valor de correlación es mayor a $>0,6$. Cabe destacar que la correlación se realiza por corrida de modelización de parsimonia por taxón, por lo tanto, es dependiente de la ubicación y cantidad de puntos muestreados para cada taxón desde la que se extrae el valor de la variable a analizar la correlación. Esta cantidad de muestras considerados en el análisis cual puede variar (ver [Sección IV.3.1](#) para conocer el n). Por ello, los valores índices indicados en la Tabla IV.A3 se utilizaron para la toma de decisión de selección de variables ambientales.

Además, se interpretaron los resultados del análisis de autocorrelación espacial donde la salinidad a una profundidad de 1 a 5 m, como también el promedio en columna en un estado de mezcla arrojaron los rangos más amplios de autocorrelación espacial (Fig.IV.A3). Considerando las 28 variables ambientales preseleccionadas, una distancia de 1540 m (sin considerar los rangos extremos *outliers*) determina una homogeneidad ambiental que dividiría a la caleta en diferentes cuadrantes.

Tabla IV.A3: Índices de correlación de Spearman promedio entre variables ambientales analizados para los 16 taxones bentónicos. En la margen inferior de la diagonal se encuentran la correlación y en la superior, su desvío. En amarillo se resaltan los valores intermedios (rs: 0.6-0,7) de correlación directa o inversa; en azul valores altos de correlación directa (rs>0,70) y en rojo valores altos de correlación inversa (rs< -0,70).

spp FAUNA y MACROALGAS/ correlación spearman	bathy	bpi_broad	bpi_fine	bs_dynamics__mean	DistToCoast	DistToGlacier	Expo_icefree	Fe2O3_12cm	mgs	ProbHardS	Sal_1_5m	Sal_5_15m	Sal_d15m	sal_mean_ly3	Sal_mly3	Sediments_Shepard	SiO2_12cm	Slope	spm_max	spm_mean	spm_med	spm_min	Temp_1_5	Temp_5_15m	Temp_d15m	Temp_mean_ly3	Temp_mly3	vel_med
bathy		0,028	0,019	0,039	0,031	0,054	0,049	0,052	0,028	0,045	0,026	0,047	0,044	0,029	0,041	0,034	0,046	0,053	0,055	0,058	0,062	0,034	0,058	0,074	0,067	0,064	0,077	0,036
bpi_broad	0,765		0,016	0,037	0,043	0,057	0,053	0,041	0,018	0,064	0,054	0,071	0,069	0,057	0,074	0,018	0,043	0,052	0,043	0,057	0,054	0,067	0,035	0,095	0,105	0,072	0,082	0,037
bpi_fine	0,237	0,239		0,050	0,036	0,063	0,068	0,072	0,033	0,028	0,073	0,060	0,066	0,072	0,064	0,024	0,066	0,024	0,034	0,055	0,056	0,063	0,054	0,029	0,038	0,023	0,026	0,041
bs_dynamics__mean	0,466	0,221	-0,128		0,051	0,087	0,064	0,059	0,047	0,067	0,042	0,047	0,075	0,043	0,039	0,040	0,052	0,074	0,065	0,053	0,057	0,048	0,047	0,049	0,046	0,046	0,036	0,007
DistToCoast	-0,631	-0,380	0,076	-0,636		0,080	0,076	0,098	0,059	0,022	0,077	0,089	0,095	0,079	0,074	0,059	0,097	0,080	0,065	0,067	0,076	0,049	0,039	0,074	0,065	0,049	0,054	0,055
DistToGlacier	0,071	0,434	0,029	-0,099	0,281		0,017	0,047	0,032	0,067	0,039	0,068	0,042	0,042	0,065	0,024	0,080	0,055	0,060	0,040	0,032	0,077	0,042	0,069	0,086	0,056	0,054	0,077
Expo_icefree	0,032	0,469	0,117	-0,387	0,351	0,882		0,024	0,030	0,075	0,027	0,055	0,034	0,030	0,056	0,023	0,059	0,059	0,047	0,022	0,011	0,061	0,040	0,084	0,112	0,081	0,063	0,057
Fe2O3_12cm	-0,326	-0,583	-0,122	0,340	-0,093	-0,578	-0,774		0,016	0,066	0,041	0,065	0,047	0,042	0,066	0,036	0,049	0,068	0,043	0,018	0,017	0,070	0,048	0,094	0,119	0,092	0,076	0,054
mgs	0,427	0,728	0,022	0,011	-0,174	0,668	0,670	-0,619		0,064	0,020	0,039	0,040	0,023	0,043	0,018	0,030	0,053	0,056	0,042	0,035	0,069	0,044	0,080	0,109	0,081	0,076	0,038
ProbHardS	0,330	0,449	0,085	0,140	-0,292	0,155	0,260	-0,232	0,339		0,051	0,063	0,049	0,052	0,065	0,026	0,051	0,047	0,033	0,069	0,073	0,042	0,058	0,047	0,071	0,051	0,054	0,067
Sal_1_5m	-0,111	0,296	0,143	-0,586	0,385	0,692	0,846	-0,703	0,568	0,002		0,012	0,009	0,001	0,014	0,025	0,046	0,075	0,053	0,025	0,030	0,062	0,036	0,060	0,103	0,066	0,046	0,029
Sal_5_15m	-0,237	0,176	0,172	-0,655	0,362	0,450	0,637	-0,554	0,407	-0,079	0,901		0,013	0,008	0,014	0,031	0,040	0,087	0,066	0,050	0,062	0,059	0,047	0,058	0,101	0,070	0,046	0,032
Sal_d15m	-0,103	0,334	0,104	-0,481	0,320	0,743	0,818	-0,661	0,569	-0,003	0,925	0,890		0,008	0,013	0,040	0,047	0,080	0,070	0,041	0,041	0,065	0,043	0,067	0,105	0,072	0,050	0,053
sal_mean_ly3	-0,127	0,312	0,143	-0,600	0,394	0,676	0,835	-0,705	0,562	-0,006	0,990	0,932	0,945		0,012	0,026	0,045	0,077	0,055	0,028	0,034	0,063	0,038	0,063	0,104	0,069	0,047	0,030
Sal_mly3	-0,401	0,041	0,110	-0,653	0,474	0,450	0,622	-0,464	0,341	-0,157	0,876	0,939	0,837	0,897		0,035	0,039	0,074	0,055	0,051	0,064	0,052	0,048	0,042	0,087	0,056	0,031	0,026
Sediments_Shepard	-0,096	-0,401	0,009	0,152	-0,032	-0,515	-0,507	0,346	-0,637	-0,031	-0,541	-0,426	-0,524	-0,520	-0,430		0,036	0,047	0,070	0,041	0,026	0,045	0,039	0,077	0,096	0,071	0,072	0,032
SiO2_12cm	0,091	0,249	0,212	-0,470	0,076	0,142	0,440	-0,693	0,365	0,029	0,597	0,675	0,540	0,609	0,593	-0,214		0,087	0,058	0,048	0,055	0,076	0,067	0,082	0,125	0,098	0,075	0,039
Slope	-0,097	-0,069	0,041	0,117	-0,283	-0,323	-0,302	0,260	-0,109	0,061	-0,130	0,062	-0,097	-0,108	0,053	0,067	0,074		0,039	0,051	0,058	0,072	0,035	0,073	0,064	0,053	0,050	0,072
spm_max	-0,012	-0,084	-0,058	0,334	-0,419	-0,245	-0,389	0,406	-0,051	-0,122	-0,308	-0,106	-0,141	-0,274	-0,118	0,051	-0,109	0,440		0,028	0,036	0,035	0,032	0,063	0,048	0,048	0,047	0,061
spm_mean	0,012	-0,408	-0,137	0,523	-0,354	-0,545	-0,801	0,718	-0,452	-0,355	-0,687	-0,540	-0,590	-0,688	-0,502	0,315	-0,410	0,287	0,633		0,005	0,042	0,037	0,065	0,077	0,058	0,052	0,054
spm_med	-0,031	-0,431	-0,129	0,514	-0,337	-0,681	-0,897	0,778	-0,564	-0,353	-0,761	-0,583	-0,692	-0,752	-0,540	0,433	-0,460	0,301	0,557	0,047		0,047	0,038	0,080	0,098	0,073	0,067	0,059
spm_min	0,368	0,080	-0,176	0,542	-0,486	-0,206	-0,478	0,309	0,028	-0,272	-0,447	-0,397	-0,340	-0,431	-0,424	0,114	-0,307	0,117	0,513	0,650	0,599		0,042	0,052	0,059	0,048	0,033	0,053
Temp_1_5	0,172	0,518	0,065	-0,127	0,123	0,350	0,543	-0,531	0,392	0,417	0,258	0,061	0,186	0,270	0,092	-0,161	0,197	-0,194	-0,352	-0,622	-0,571	-0,352		0,037	0,071	0,026	0,023	0,052
Temp_5_15m	0,281	0,344	-0,095	0,214	-0,088	-0,022	-0,002	-0,031	0,095	0,238	-0,327	-0,510	-0,356	-0,316	-0,473	0,049	-0,349	-0,185	-0,183	-0,145	-0,062	0,090	0,695		0,028	0,012	0,012	0,047
Temp_d15m	0,204	0,196	-0,044	0,055	0,087	-0,067	0,030	-0,078	0,072	0,187	-0,246	-0,432	-0,349	-0,257	-0,366	0,010	-0,166	-0,238	-0,290	-0,168	-0,121	-0,002	0,638	0,837		0,014	0,015	0,056
Temp_mean_ly3	0,220	0,403	-0,027	0,032	0,049	0,118	0,235	-0,262	0,216	0,294	-0,074	-0,269	-0,131	-0,061	-0,219	-0,046	-0,083	-0,200	-0,280	-0,351	-0,290	-0,112	0,885	0,918	0,874		0,017	0,057
Temp_mly3	0,439	0,541	0,022	0,180	-0,121	0,088	0,156	-0,222	0,257	0,292	-0,140	-0,338	-0,187	-0,134	-0,385	-0,077	-0,141	-0,222	-0,249	-0,271	-0,212	0,032	0,751	0,883	0,783	0,889		0,042
vel_med	0,446	0,208	-0,117	0,907	-0,558	-0,141	-0,411	0,370	-0,077	0,140	-0,616	-0,703	-0,545	-0,632	-0,703	0,160	-0,559	0,070	0,226	0,481	0,518	0,426	-0,066	0,356	0,157	0,140	0,265	

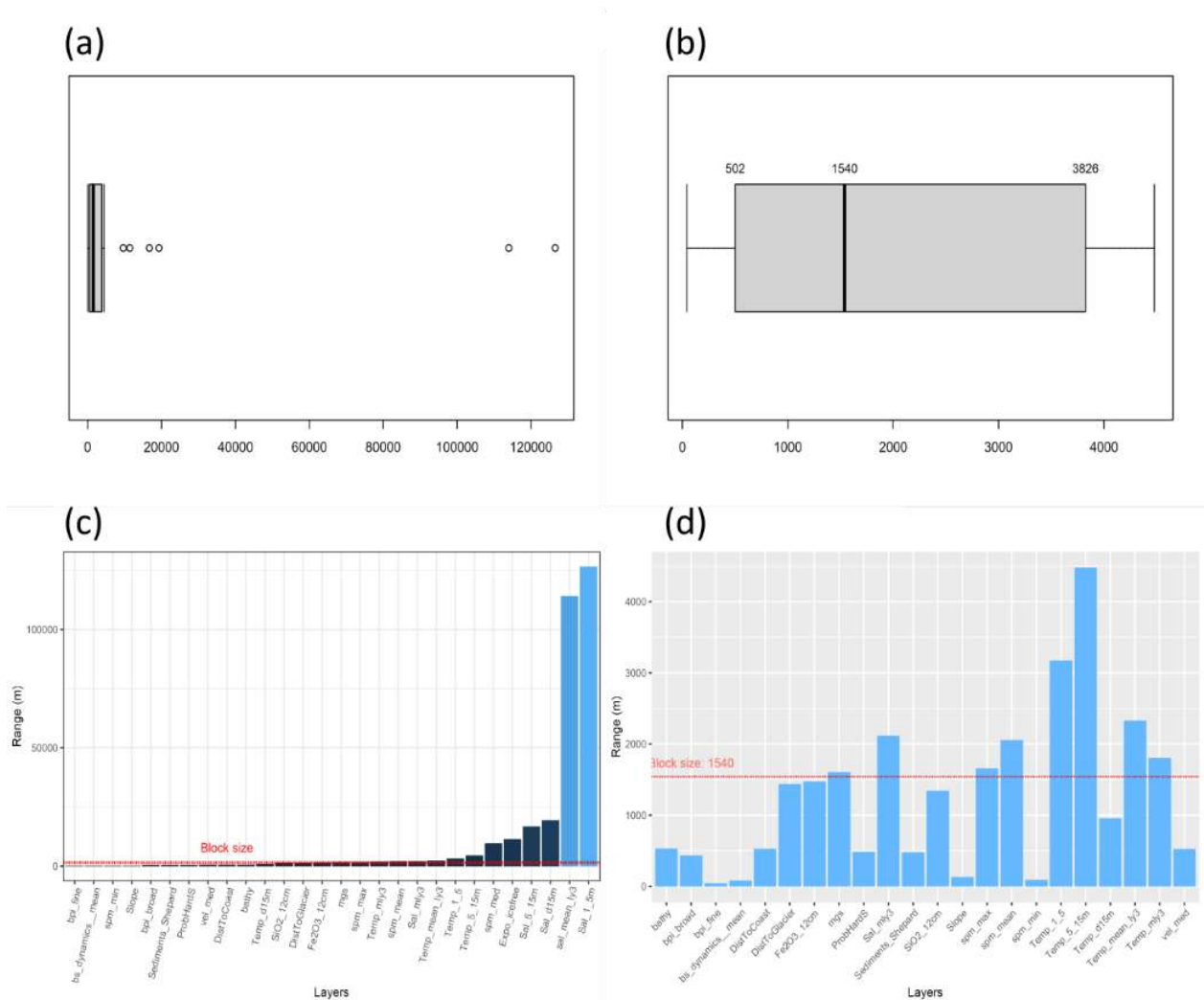


Fig.IV.A3: Análisis de autocorrelación espacial considerando las 28 variables ambientales preseleccionadas. **(a,b)** Boxplot del rango de autocorrelación espacial. **(c,d)** Rango de autocorrelación espacial (en metros) para cada una de las variables ambientales consideradas y el promedio del tamaño del bloque (*'block size'*). **(a,c)** con valores extremos (outliers) y **(b,d)** sin outliers.

A3. Decisión a base de conocimiento técnico a priori y aprendizaje

Aun cuando el análisis estadístico determine la exclusión de la variable ambiental, se conservaron aquellas directamente relacionadas con cambio climático y la retracción glaciaria como distancia al glaciar y SPM máximo. Finalmente, la modelización de la distribución de especies en Caleta Potter se desarrolló con un set final de variables ambientales para ambos grupos reducido a 9: batimetría, distancia a la costa al 2020, distancia al frente glaciario en 2020, pendiente, SPM mediana y máximo, temperatura promedio de la columna de agua (mly3), velocidad mediana y, tamaño medio del grano (representativo de sustrato fino) para fauna y probabilidad de sustrato duro para macroalgas.

B. CALIBRACIÓN DE LOS MODELOS DE DISTRIBUCIÓN INDIVIDUALES

Se consideraron cuatro metodologías diferentes para la calibración implementada en la modelización de la distribución de taxones bentónicos. Esto implicó un análisis de la variación en la proyección y evaluación del modelo conjunto a en función de la partición de datos. Los cuatro métodos difieren al considerar la distribución espacial de los registros biológicos (presencias y ausencias) y la autocorrelación espacial. La autocorrelación espacial es la distancia a la que existe una independencia ambiental de acuerdo a un parámetro ambiental determinado o un conjunto de ellos. En el caso de las variables ambientales consideradas para fauna, el análisis de la mediana de la autocorrelación espacial basado en 7500 puntos de pixel de muestreo (Anexo Fig.IV.B1) arrojó como resultado una distancia de 1439 m, mientras que para las macroalgas de 530 m. Lo que implica que la consideración de la variable de probabilidad de sustrato duro, a diferencia del tamaño de grano, asociada a las ocho variables ambientales restantes (Anexo IV.A3) dan una homogeneidad del ambiente a una menor distancia.

El **método 1 de calibración** particiona los datos con una división en bloque, de un tamaño que contempla la distancia (en metros) a la cual se asegura la independencia ambiental de acuerdo al conjunto de variables ambientales determinado (Fig.IV.B1, Fig.IV.B2a). Para ello se diseñó un texto específico de programación utilizando el paquete 'blockCV' (Valavi et al. 2019) que primero considera los sitios donde se encuentran los registros biológicos, luego se combinaron las funciones 'SpatialAutoRange' para calcular el tamaño de rango óptimo de autocorrelación y 'spatialBlock' para la generación de los bloques. Se determinó tamaño del bloque ('range.size') como la mediana de la distancia del conjunto de variables ambientales consideradas, asegurando una autocorrelación espacial. A posterior se numeran los bloques aleatoriamente y se iteran para calibración usando todos menos el par de bloques que corresponde a una misma numeración, los cuales se consideran para la evaluación. Se configuró la cantidad de iteraciones como la mitad de la totalidad de bloques posibles (L2)²⁰. El **método 2** sigue a Valavi et al. (2018) y la partición tipo 'EnvBlock' a través de un análisis de clusters (Fig.IV.B2b). Se especifica el conjunto de condiciones ambientales similares basadas en las covariables de entrada y el número elegido de clusters en el espacio ambiental (posiblemente multivariado) quedando así todas las muestras biológicas comprendidas dentro de dicho cluster ambiental consideradas para la partición de datos. Utiliza, para la calibración, todos los datos excepto uno para la evaluación. Los resultados son semejantes a la partición 70%-30% del método 4. Sin embargo, esto no garantiza que todos los clusters contengan registros de especies, especialmente cuando los datos de las especies no están dispersos en toda el área de estudio. El método 1, aunque ideal para la calibración, es dependiente de la distribución espacial de los registros biológicos. Por lo que en ocasiones de un bajo número de muestreo o de una aglomeración espacial de muestras en lo que podría ser un solo bloque, la calibración resulta insuficiente y consecuentemente el modelo erróneo. Por ello, el método 3 resultaría de una buena aproximación para dichos casos. El **método**

²⁰ El paquete *shiny* y la ventana externa desde la función 'foldExplorer' permite explorar cómo se toman los bloques en cada iteración para generar un modelo diferente en cada corrida. De dicha exploración se extrajeron las imágenes del método 1 y 2 de la Fig.IV.B2a,b.

3 considera la validación cruzada y partición de datos automatizada de *biomod2* propuesta por Muscarella et al. (2014) y determina una partición en bloque, similar al método 1, pero por latitud y longitud (Fig.IV.B2c). Se consideró un balance de las presencias, es decir que en cada bloque haya una misma cantidad de presencias. Esto permite contemplar aquellos casos en donde las presencias de las especies estén conglomeradas en una zona particular del área de estudio (por ejemplo, para las macroalgas en el caso de Potter). Además, se consideró como número de iteraciones (k-folds) igual a L2, es decir a la mitad de la cantidad de particiones totales indicadas por el cálculo de autocorrelación espacial. El **método 4** considera la clásica división de 70% de los registros biológicos para calibración y el 30% restante para evaluación (Fig.IV.B2d).

Dicha partición de datos fue utilizada para correr los algoritmos de *Generalized Linear Model* (GLM), *Generalized Additive Model* (GAM), *Generalized Boosting Model*, *Random Forest* (RF) y *Surface Range Envelop* (SRE). Se evaluó por TSS, ROC, KAPPA y ACCURACY.

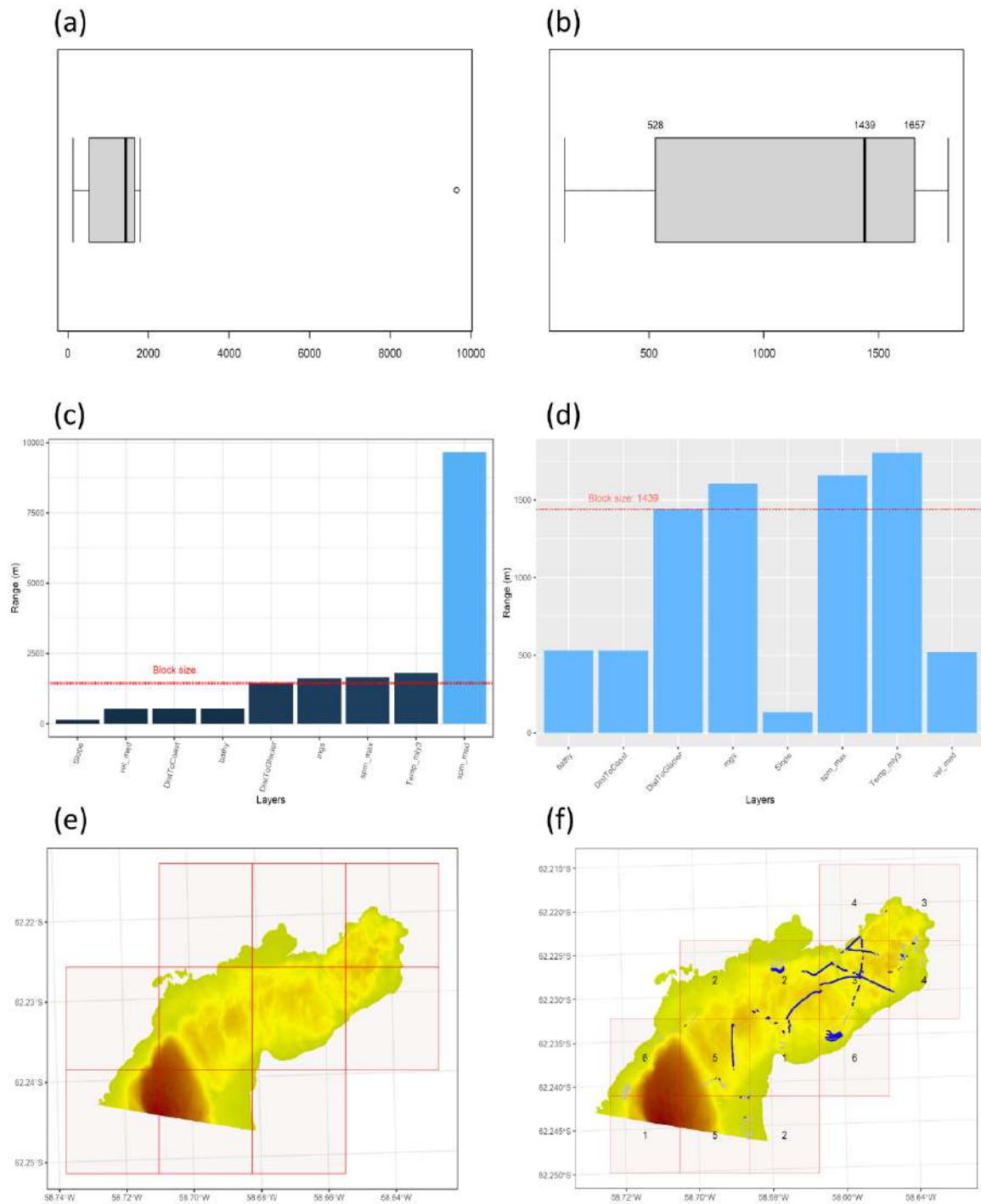


Fig. IV.B1: Pasos en la calibración considerando la autocorrelación espacial y la distribución en el área de los registros biológicos (ejemplo para fauna). **(a,b)** Boxplot del rango de autocorrelación espacial **(a)** con valores extremos (outliers) y **(b)** sin outliers para el conjunto de 9 variables ambientales consideradas en el análisis de la distribución de fauna bentónica. **(c,d)** Rango de autocorrelación espacial (en metros) para cada una de las variables ambientales consideradas **(c)** con valores extremos (outliers) y **(d)** sin outliers que permiten el cálculo promedio del tamaño del bloque ('*block size*'). **(e)** División en bloque con un tamaño de 1439 m (para fauna) o 530 m (para macroalgas). **(f)** Asignación aleatoria de números a cada bloque para la posterior consideración de los registros biológicos dentro de él, en cada iteración, para la calibración (todos excepto aquellos de igual número) y la evaluación (aquellos asignados con una misma numeración). El ejemplo corresponde a el pennatuláceo *Malacobelemnion daytoni* donde los puntos azules son las presencias y los grises las ausencias registradas.

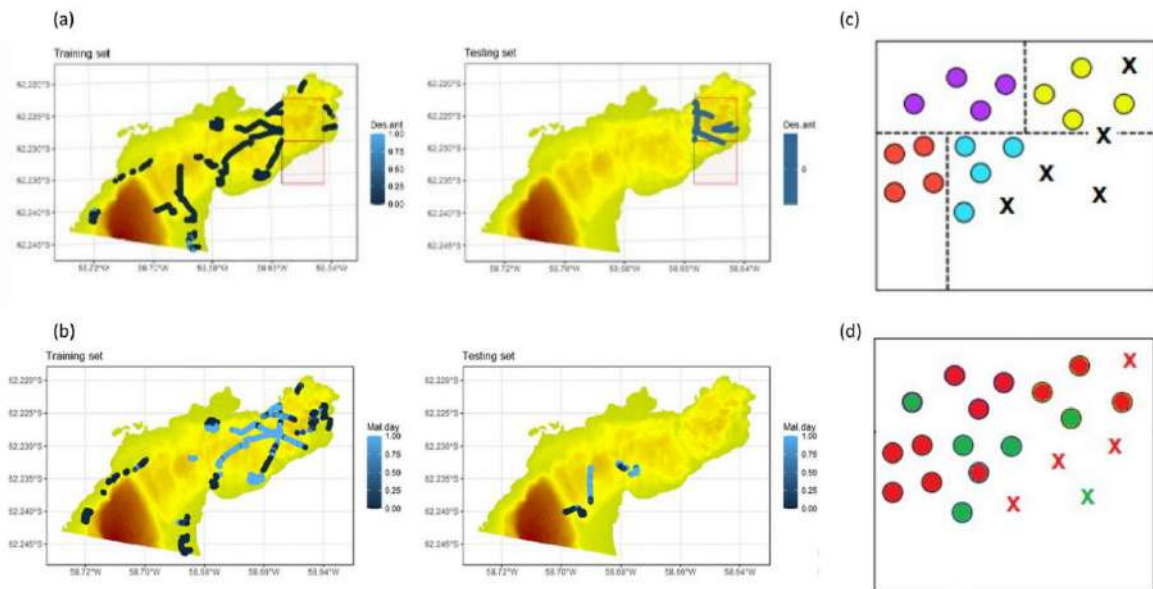


Fig.IV.B2: Métodos evaluados para la calibración de los modelos de distribución de especies. **(a)** Método 1, partición por bloque con un tamaño según la mediana del rango de autocorrelación espacial del conjunto de variables ambientales utilizado. **(b)** Método 2, partición por clusters. **(c)** Método 3, partición por bloque considerando los límites de latitud y longitud con un balance de presencias. Las presencias quedan representadas por los círculos y las cruces las ausencias. Los diferentes colores representan los grupos de registros biológicos de presencia observada considerados para una misma iteración. **(d)** Método 4, partición 70% para calibración (en rojo) y 30% para evaluación (en verde) considerando presencias y ausencias.

C. MODELOS INDIVIDUALES POR TAXONES BENTÓNICOS ANALIZADOS

C1. Modelos al presente

Según la calibración desarrollada, se corrieron entre 275 y 300 modelos individuales por taxón para macroalgas y 30 para fauna. Las figuras Fig.IV.C1-10 muestran la idoneidad ambiental promedio predicha por algoritmo según cada taxón para el estadio del presente que contempla la distribución del bentos desde la última década (2010-2020). Se dividen en grupo de macroalgas, representados en Fig.IV.C1-5 y para fauna en Fig.IV.C6-10. La Tabla IV.C1 y IV.C2 muestran los valores evaluativos promedios de KAPPA, TSS, ROC y ACCURACY para cada taxón.

GLM

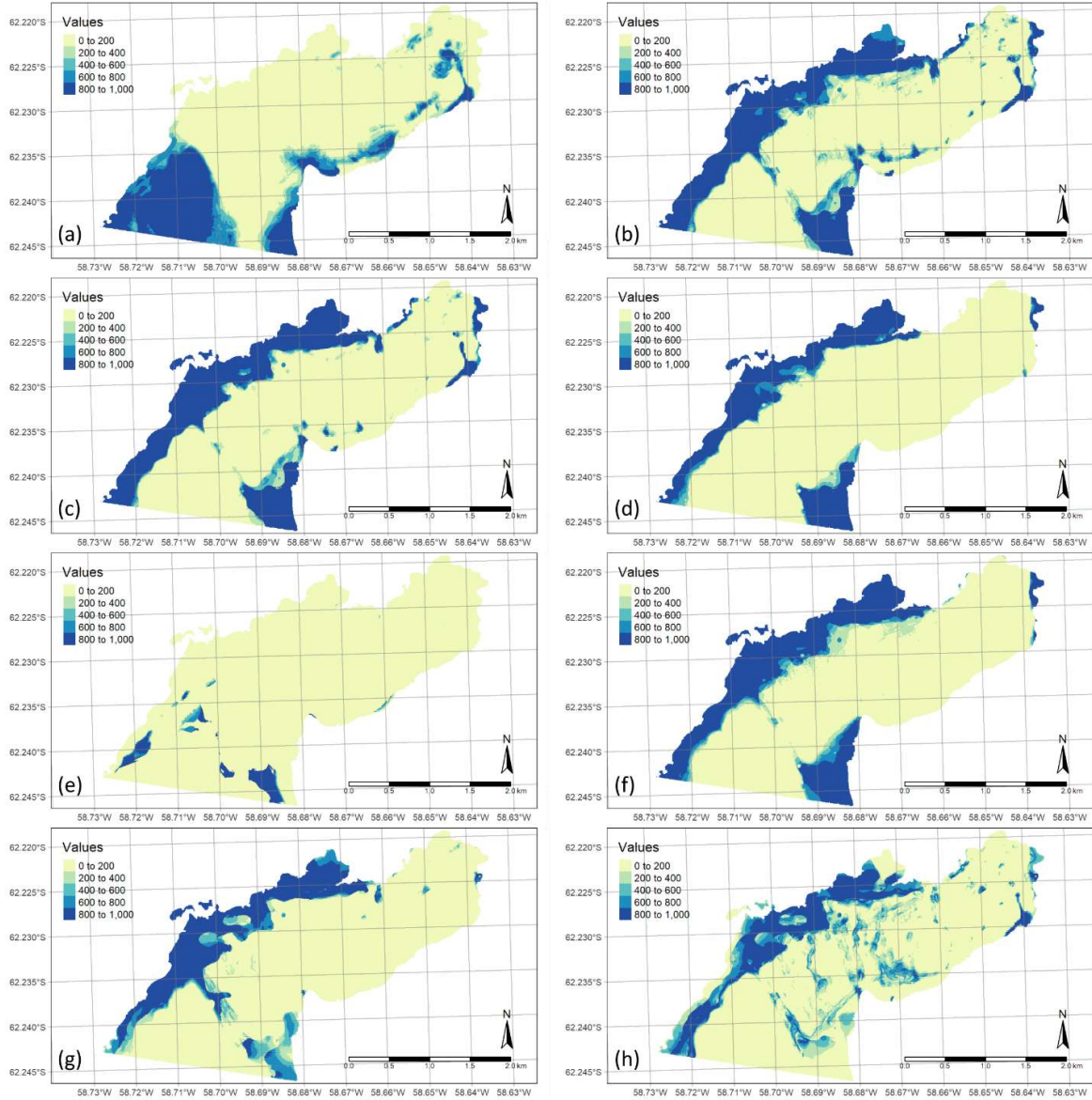


Fig.IV.C1: Promedio de modelizaciones individuales de *Generalized Linear Model* (GLM). **(a)** Macroalgas verdes Chlorophytas. **(b)** Macroalgas rojas Rhodophyceae no incrustantes, foliosas. **(c)** Familia Corallinaceae. **(d)** Macroalga parda *Ascoseira mirabilis*. **(e)** Macroalga parda *Desmarestia antarcticus*. **(f)** Macroalga parda *Desmarestia menziesii*. **(g)** Macroalga parda *Desmarestia anceps*. **(h)** Macroalga parda *Himantothallus grandifolius*.

GAM

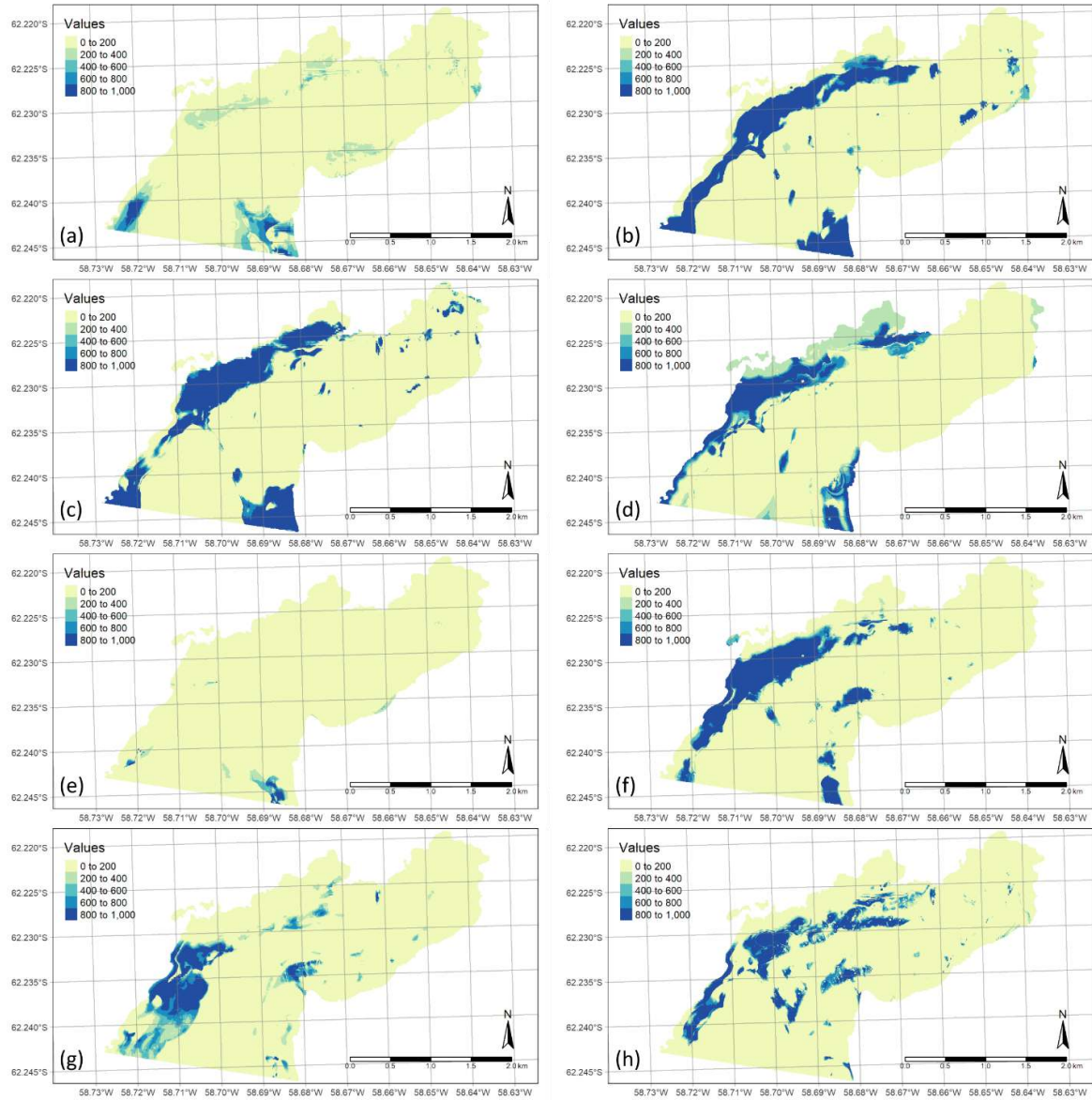


Fig.IV.C2: Promedio de modelizaciones individuales de *Generalized Additive Model* (GAM). **(a)** Macroalgas verdes *Chlorophytas*. **(b)** Macroalgas rojas *Rhodophyceae* no incrustantes, foliosas. **(c)** Familia *Corallinaceae*. **(d)** Macroalga parda *Ascoseira mirabilis*. **(e)** Macroalga parda *Desmarestia antarcticus*. **(f)** Macroalga parda *Desmarestia menziesii*. **(g)** Macroalga parda *Desmarestia anceps*. **(h)** Macroalga parda *Himantothallus grandifolius*.

GBM

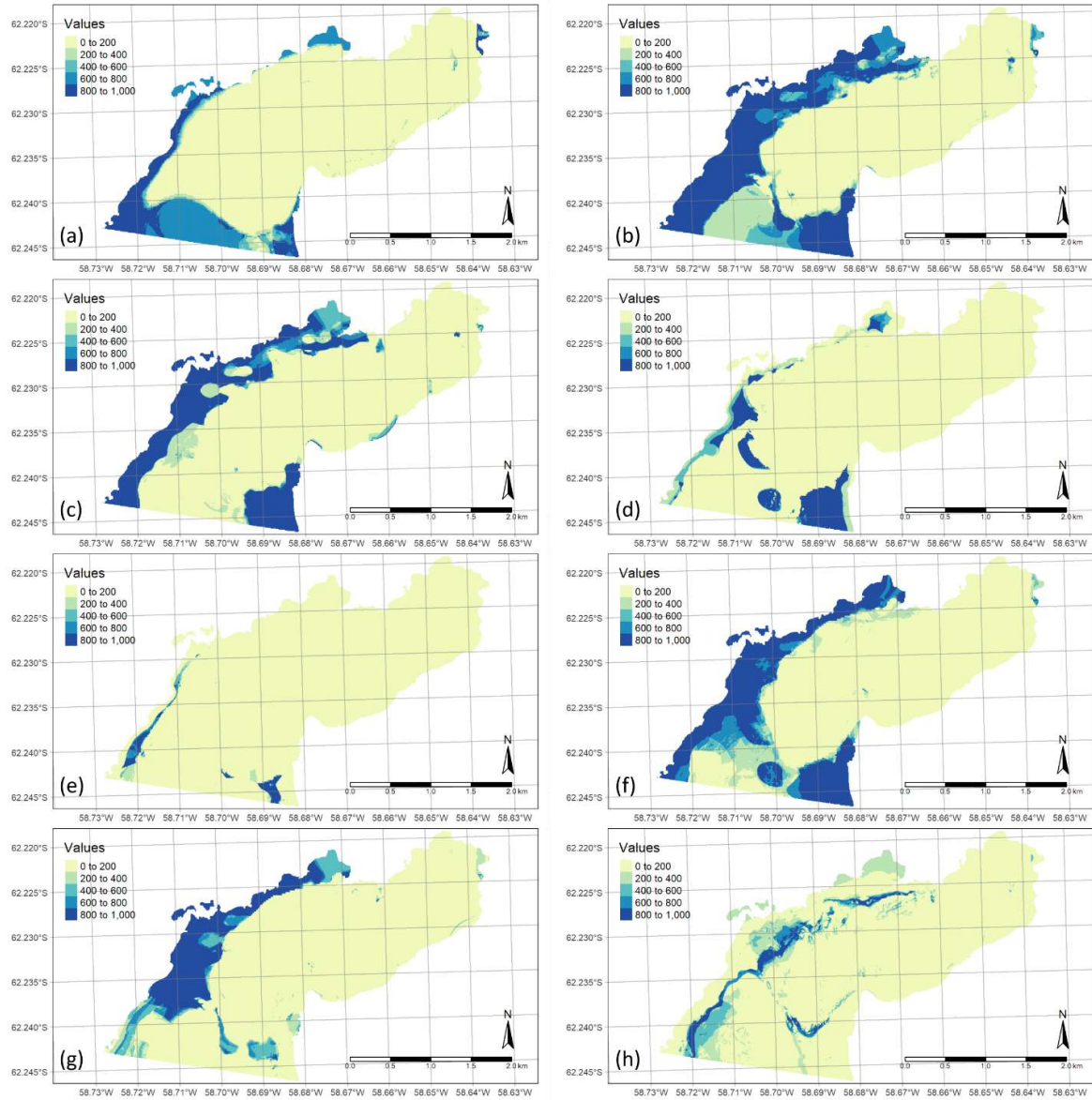


Fig.IV.C3: Promedio de modelizaciones individuales de *Generalized Boosting Model* (GBM). **(a)** Macroalgas verdes *Chlorophytas*. **(b)** Macroalgas rojas *Rhodophyceae* no incrustantes, foliosas. **(c)** Familia *Corallinaceae*. **(d)** Macroalga parda *Ascoseira mirabilis*. **(e)** Macroalga parda *Desmarestia antarcticus*. **(f)** Macroalga parda *Desmarestia menziesii*. **(g)** Macroalga parda *Desmarestia anceps*. **(h)** Macroalga parda *Himantothallus grandifolius*.

RF

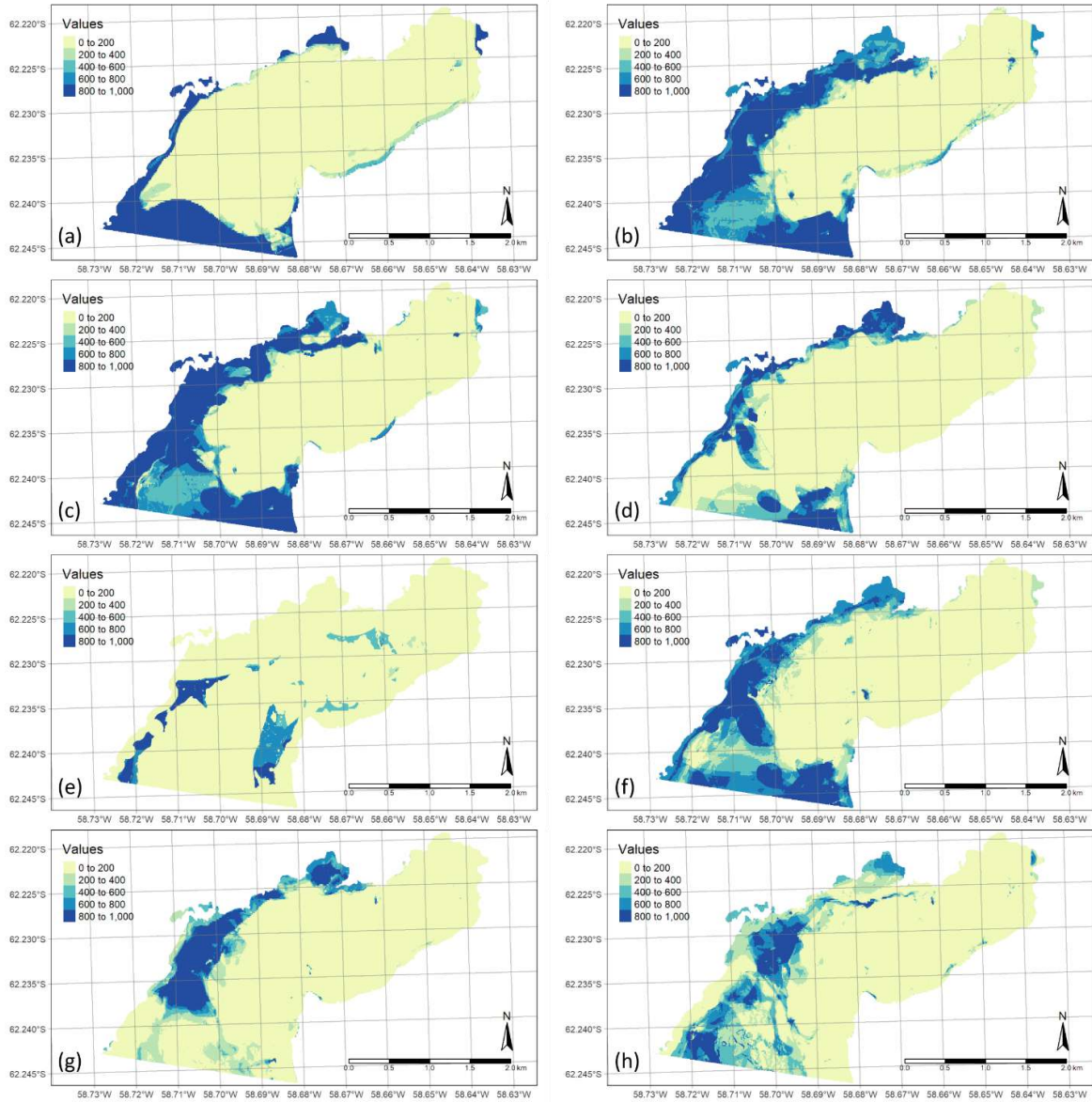


Fig.IV.C4: Promedio de modelizaciones individuales de *Random Forest* (RF). **(a)** Macroalgas verdes *Chlorophytas*. **(b)** Macroalgas rojas *Rhodophyceae* no incrustantes, foliosas. **(c)** Familia *Corallinaceae*. **(d)** Macroalga parda *Ascoseira mirabilis*. **(e)** Macroalga parda *Desmarestia antarcticus*. **(f)** Macroalga parda *Desmarestia menziesii*. **(g)** Macroalga parda *Desmarestia anceps*. **(h)** Macroalga parda *Himantothallus grandifolius*.

SRE

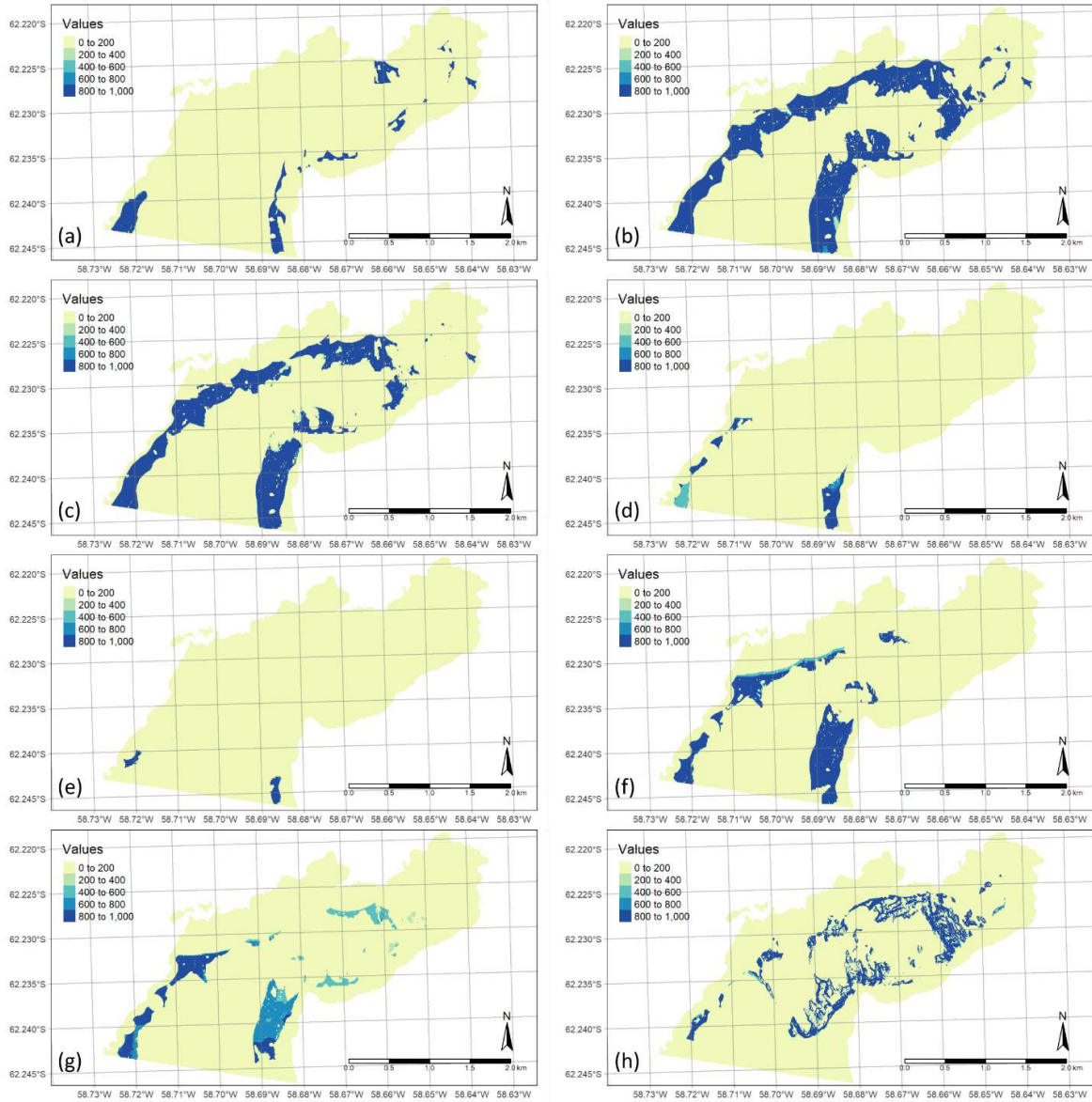


Fig.IV.C5: Promedio de modelizaciones individuales de *Surface Range Envelop* (SRE). (a) Macroalgas verdes Chlorophytas. (b) Macroalgas rojas Rhodophyceae no incrustantes, foliosas. (c) Familia Corallinaceae. (d) Macroalga parda *Ascoseira mirabilis*. (e) Macroalga parda *Desmarestia antarcticus*. (f) Macroalga parda *Desmarestia menziesii*. (g) Macroalga parda *Desmarestia anceps*. (h) Macroalga parda *Himantothallus grandifolius*.

GLM

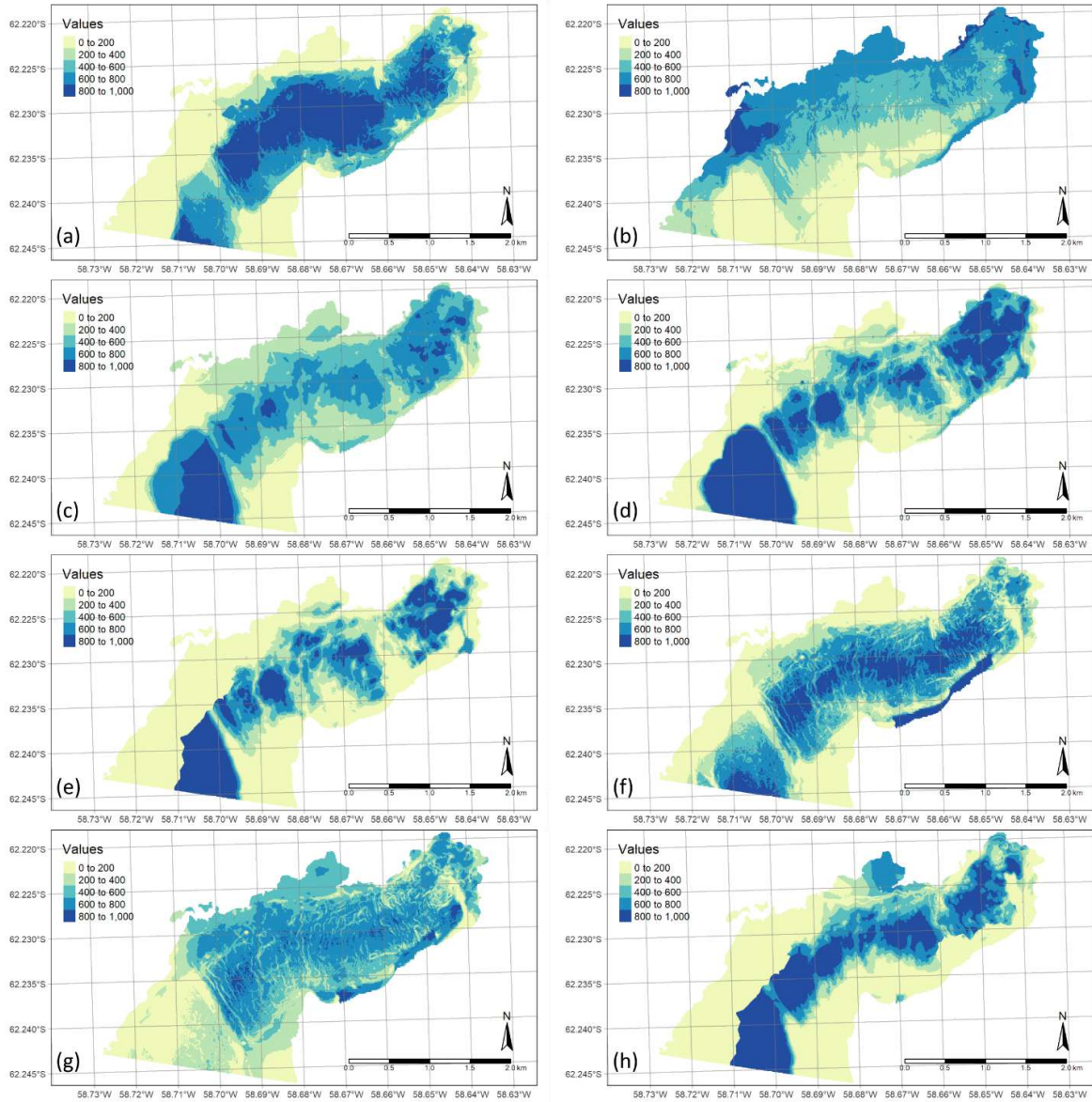


Fig.IV.C6: Promedio de modelizaciones individuales de *Generalized Linear Model* (GLM). **(a)** Pluma de mar *Malacobelemnion daytoni*. **(b)** Estrella de mar *Odontasater validus*. **(c)** Nemátodo *Parborlasia corrugatus*. **(d)** Ascidia *Molgula pedunculata*. **(e)** Esponja *Mycale acerata*. **(f)** Isópodos del género *Serolidae* spp. **(g)** Molusco *Laternula elliptica*. **(h)** Subclase Polychaeta Errantia de morfo típico posible más de una especie no identificada.

GAM

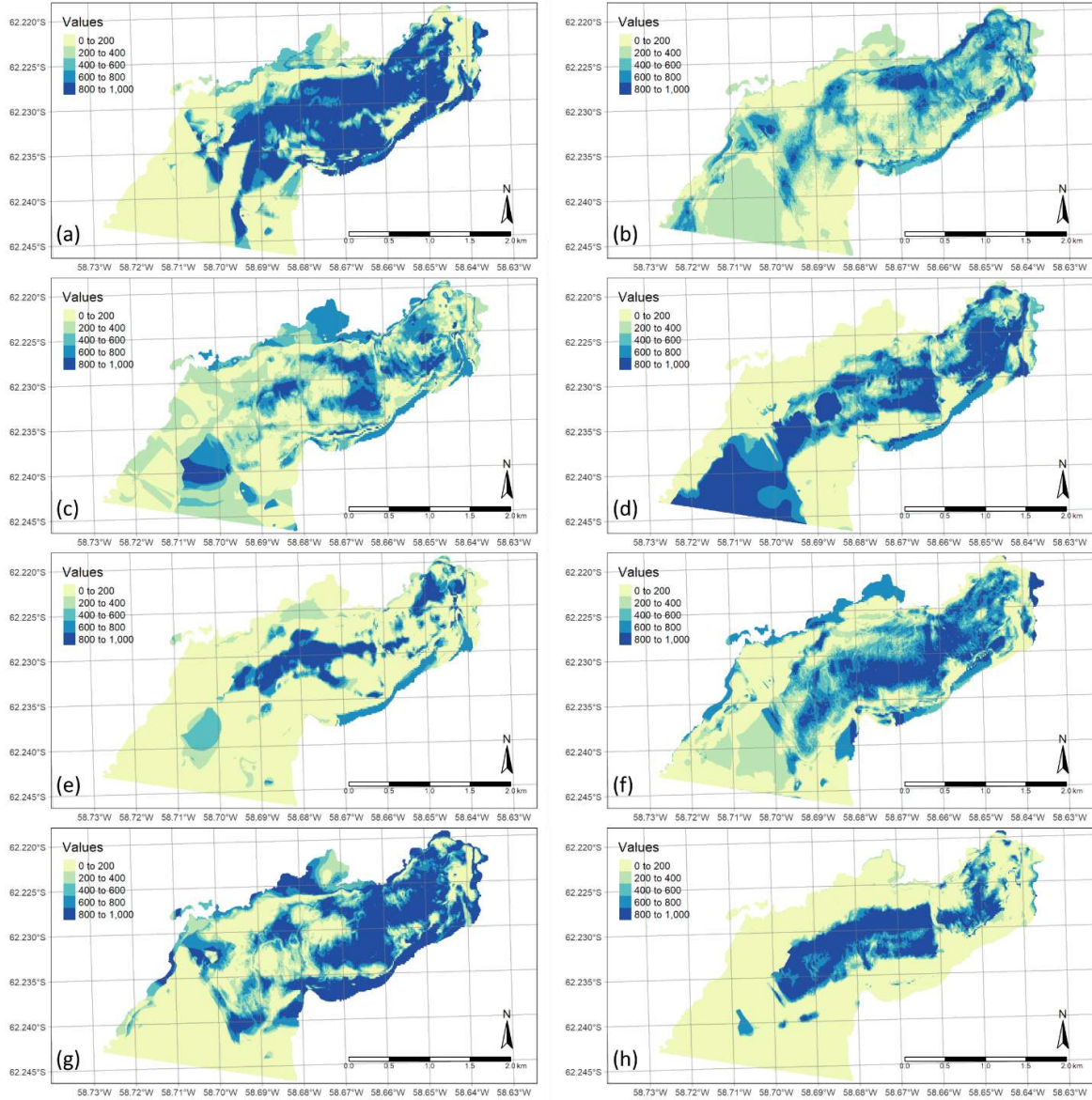


Fig.IV.C7: Promedio de modelizaciones individuales de *Generalized Additive Model* (GAM). (a) Pluma de mar *Malacobolemnion daytoni*. (b) Estrella de mar *Odontaster validus*. (c) Nemátodo *Parborlasia corrugatus*. (d) Ascidia *Molgula pedunculata*. (e) Esponja *Mycale acerata*. (f) Isópodos del género *Serolidae* spp. (g) Molusco *Laternula elliptica*. (h) Subclase Polychaeta Errantia de morfo típico posible más de una especie no identificada.

GBM

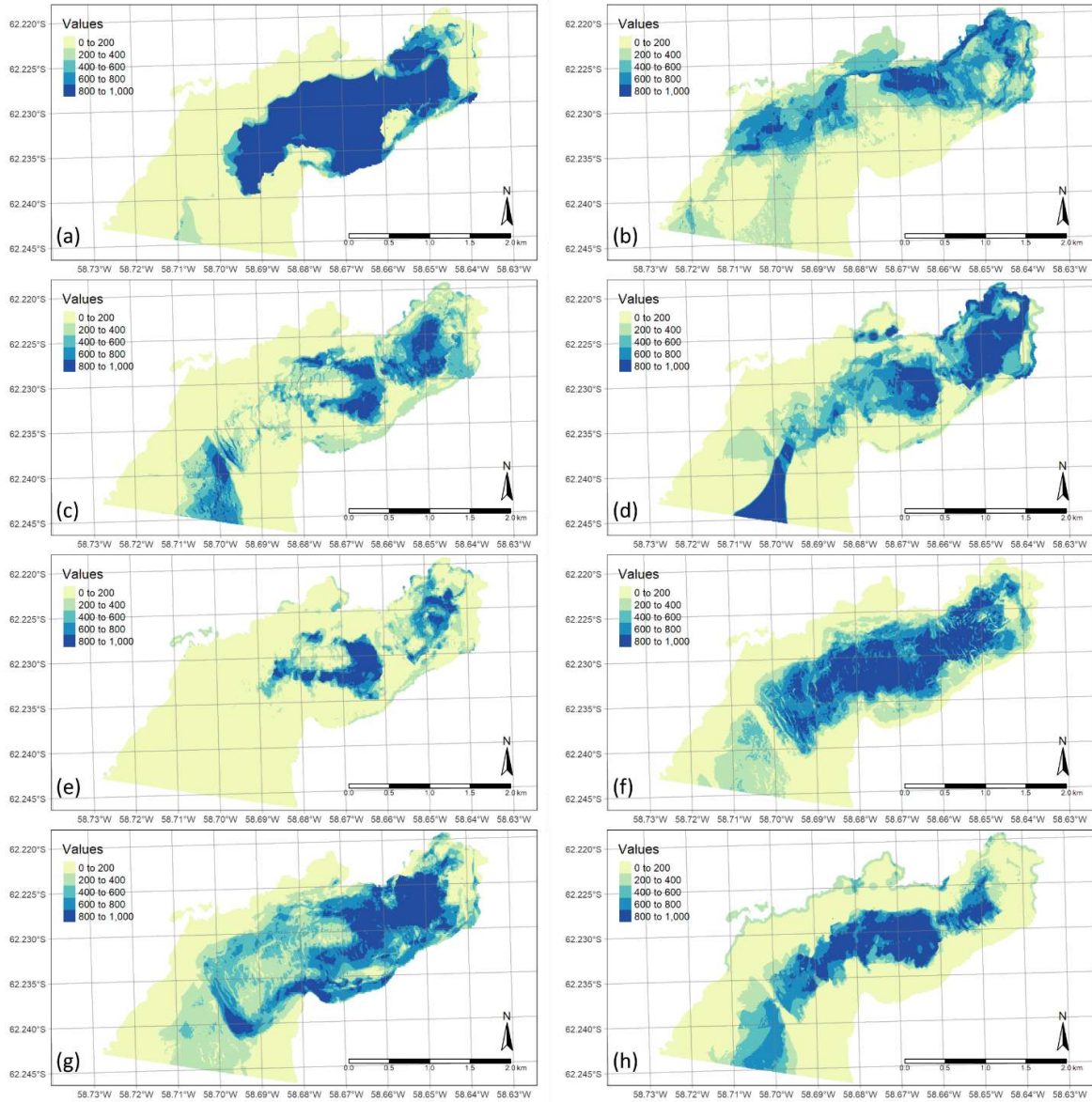


Fig.IV.C8: Promedio de modelizaciones individuales de *Generalized Boosting Model* (GBM). **(a)** Pluma de mar *Malacobolemnion daytoni*. **(b)** Estrella de mar *Odontasater validus*. **(c)** Nemátodo *Parborlasia corrugatus*. **(d)** *Ascidia Molgula pedunculata*. **(e)** *Espanja Mycale acerata*. **(f)** Isópodos del género *Serolidae* spp. **(g)** *Molusco Laternula elliptica*. **(h)** Subclase Polychaeta Errantia de morfo típico posible más de una especie no identificada.

RF

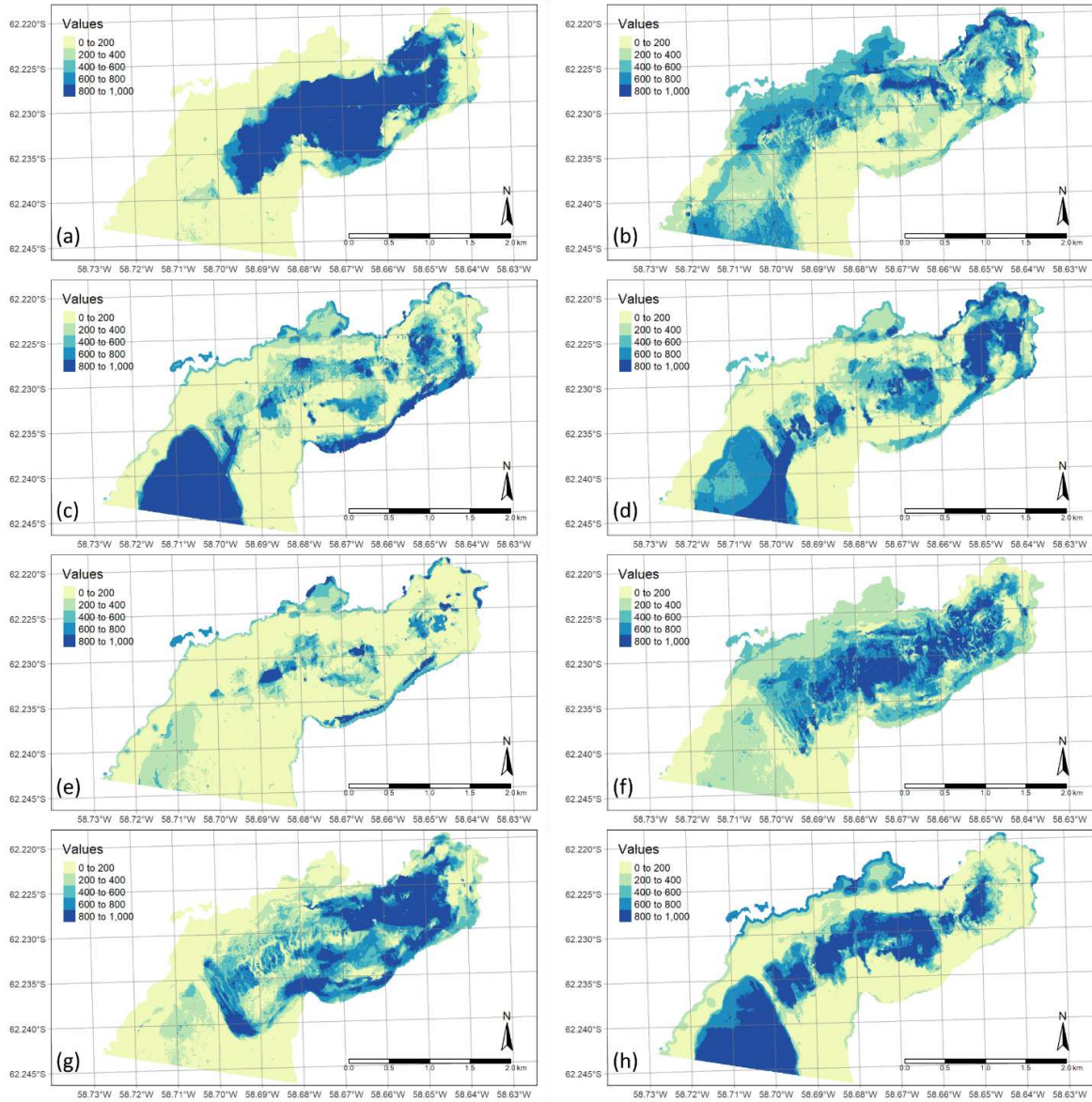


Fig.IV.C9: Promedio de modelizaciones individuales de *Random Forest* (RF). (a) Pluma de mar *Malacobolemnion daytoni*. (b) Estrella de mar *Odontaster validus*. (c) Nemátodo *Parborlasia corrugatus*. (d) Ascidia *Molgula pedunculata*. (e) Esponja *Mycale acerata*. (f) Isópodos del género *Serolidae* spp. (g) Molusco *Laternula elliptica*. (h) Subclase Polychaeta Errantia de morfo típico posible más de una especie no identificada.

SRE

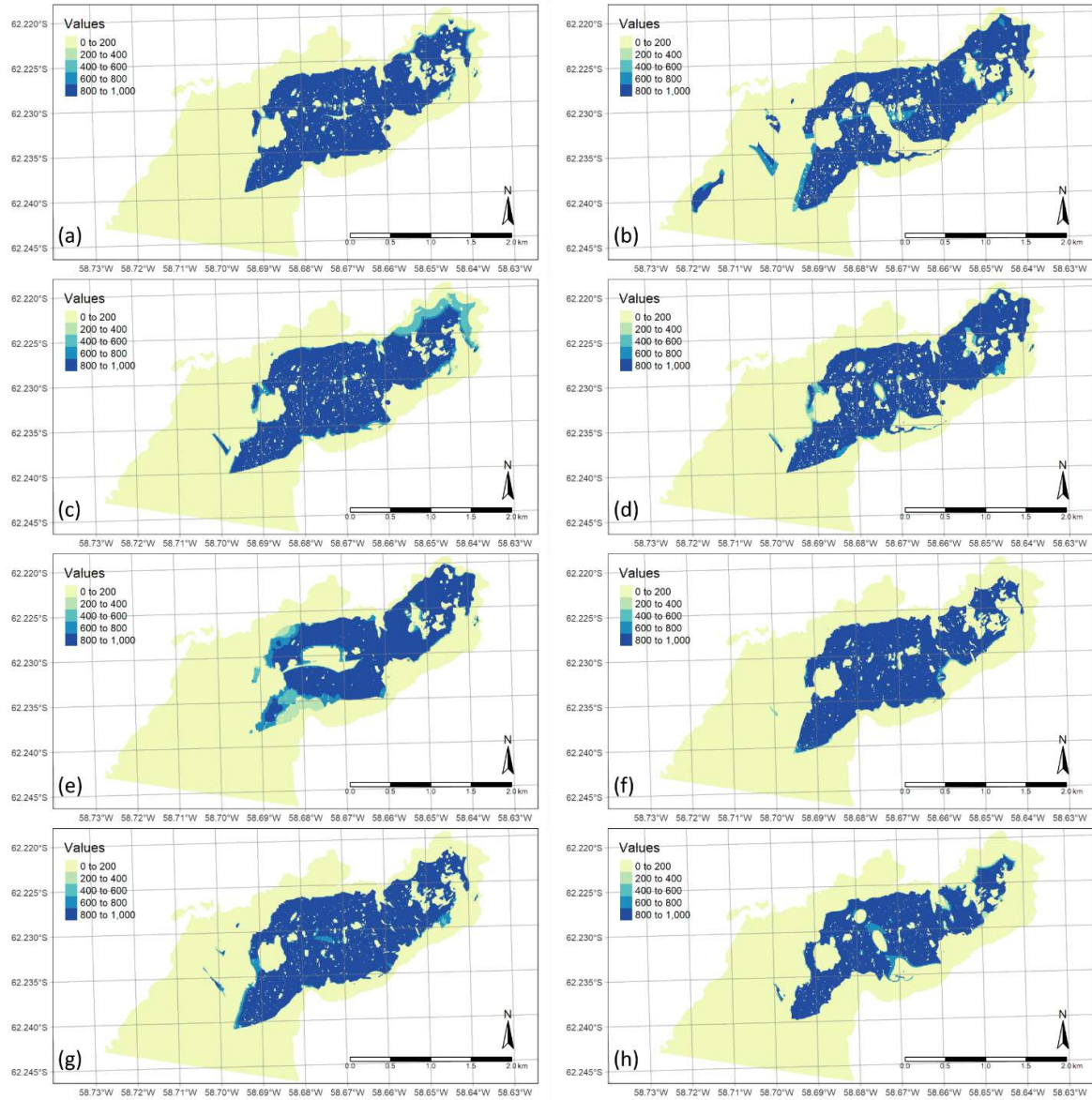


Fig.IV.C10: Promedio de modelizaciones individuales de *Surface Range Envelop* (SRE). Proyección geográfica de distribución potencial señala a toda la fauna analizada con predominancia en la caleta interna y central. **(a)** Pluma de mar *Malacobelemnion daytoni*. **(b)** Estrella de mar *Odontaster validus*. **(c)** Nemátodo *Parborlasia corrugatus*. **(d)** Ascidia *Molgula pedunculata*. **(e)** Esponja *Mycale acerata*. **(f)** Isópodos del género *Serolidae* spp. **(g)** Molusco *Laternula elliptica*. **(h)** Subclase Polychaeta Errantia de morfo típico posible más de una especie no identificada.

Tabla IV.C1: Evaluación de modelizaciones individuales para macroalgas. Promedio de valores de evaluación por métricas de *True Statistics Skills* (TSS), *Relative Operating Characteristic* (ROC), *Kohen's Kappa* (KAPPA) y *Accuracy* fracción correcta (ACCURACY) para cada algoritmo *Generalized Linear Model* (GLM), *Generalized Additive Model* (GAM), *Generalized Boosting Model*, *Random Forest* (RF) y *Surface Range Envelop* (SRE). En color se señalan aquellos algoritmos catalogados como modelos buenos (TSS>0,6; Thuiller et al. 2010).

		KAPPA	TSS	ROC	ACCURACY
Chlor	GLM	0,499	0,864	0,935	0,986
	GAM	0,444	0,673	0,831	0,984
	GBM	0,551	0,884	0,952	0,986
	RF	0,601	0,851	0,942	0,987
	SRE	0,138	0,472	0,733	0,983
Rhodo.fol	GLM	0,753	0,796	0,940	0,927
	GAM	0,835	0,893	0,979	0,950
	GBM	0,835	0,899	0,977	0,949
	RF	0,855	0,904	0,981	0,956
	SRE	0,266	0,384	0,692	0,818
Coralli	GLM	0,806	0,852	0,971	0,949
	GAM	0,869	0,924	0,985	0,964
	GBM	0,872	0,925	0,986	0,965
	RF	0,898	0,941	0,989	0,973
	SRE	0,340	0,480	0,740	0,841
Asc.mir	GLM	0,762	0,930	0,978	0,969
	GAM	0,766	0,908	0,960	0,970
	GBM	0,798	0,939	0,983	0,975
	RF	0,815	0,933	0,983	0,977
	SRE	0,567	0,617	0,808	0,949
Des.ant	GLM	0,520	0,945	0,976	0,982
	GAM	0,549	0,789	0,893	0,982
	GBM	0,563	0,931	0,969	0,984
	RF	0,596	0,921	0,966	0,985
	SRE	0,283	0,540	0,770	0,980
Des.men	GAM	0,767	0,875	0,965	0,964
	GBM	0,780	0,893	0,974	0,965
	GLM	0,748	0,861	0,959	0,960
	RF	0,819	0,890	0,971	0,972
	SRE	0,401	0,573	0,786	0,918
Des.anc	GAM	0,767	0,875	0,965	0,964
	GBM	0,780	0,893	0,974	0,965
	GLM	0,748	0,861	0,959	0,960
	RF	0,819	0,890	0,971	0,972
	SRE	0,401	0,573	0,786	0,918
Him.gran	GAM	0,699	0,863	0,951	0,956
	GBM	0,702	0,870	0,960	0,957
	GLM	0,554	0,813	0,915	0,938
	RF	0,751	0,884	0,970	0,967
	SRE	0,260	0,520	0,760	0,928

Tabla IV.C2: Evaluación de modelizaciones individuales para fauna. Promedio de valores de evaluación por métricas de *True Statistics Skills* (TSS), *Relative Operating Characteristic* (ROC), *Kohen's Kappa* (KAPPA) y *Accuracy* fracción correcta (ACCURACY) para cada algoritmo *Generalized Linear Model* (GLM), *Generalized Additive Model* (GAM), *Generalized Boosting Model*, *Random Forest* (RF) y *Surface Range Envelop* (SRE). En color se señalan aquellos algoritmos catalogados como modelos buenos (TSS>0,6; Thuiller et al. 2010).

		KAPPA	TSS	ROC	ACCURACY
Mal.day	GLM	0,516	0,547	0,806	0,776
	GAM	0,729	0,744	0,920	0,872
	GBM	0,819	0,827	0,951	0,919
	RF	0,857	0,860	0,966	0,936
	SRE	0,399	0,421	0,710	0,723
Odo.val	GLM	0,239	0,292	0,639	0,793
	GAM	0,348	0,397	0,732	0,799
	GBM	0,384	0,454	0,768	0,811
	RF	0,380	0,434	0,753	0,808
	SRE	0,031	0,050	0,516	0,778
Parb.cor	GLM	0,139	0,366	0,676	0,920
	GAM	0,194	0,372	0,696	0,921
	GBM	0,249	0,456	0,749	0,923
	RF	0,273	0,437	0,751	0,927
	SRE	0,034	0,111	0,555	0,920
Mol.ped	GLM	0,450	0,510	0,798	0,782
	GAM	0,517	0,541	0,834	0,818
	GBM	0,550	0,580	0,859	0,830
	RF	0,642	0,652	0,889	0,864
	SRE	0,132	0,161	0,581	0,707
Mic.ace	GLM	0,253	0,517	0,778	0,958
	GAM	0,307	0,639	0,828	0,957
	GBM	0,363	0,645	0,854	0,958
	RF	0,396	0,588	0,828	0,959
	SRE	0,026	0,117	0,551	0,956
Serol	GLM	0,437	0,464	0,771	0,771
	GAM	0,419	0,487	0,773	0,763
	GBM	0,495	0,537	0,811	0,793
	RF	0,512	0,548	0,811	0,799
	SRE	0,238	0,254	0,627	0,688
Lat.elli	GLM	0,326	0,339	0,685	0,688
	GAM	0,526	0,532	0,814	0,778
	GBM	0,578	0,583	0,834	0,797
	RF	0,657	0,649	0,878	0,843
	SRE	0,177	0,170	0,584	0,634
Polych.e	GLM	0,427	0,596	0,830	0,904
	GAM	0,416	0,647	0,845	0,904
	GBM	0,457	0,648	0,861	0,910
	RF	0,457	0,656	0,855	0,905
	SRE	0,193	0,353	0,676	0,893

Las curvas de respuesta para cada taxón se observan en las siguientes figuras (Fig.IV.C11-Fig.IV.C26). Se visualiza para los algoritmos de aprendizaje, GBM y RF, una respuesta más consistente y homogénea para la determinación de la idoneidad ambiental del taxón analizado función de cada variable ambiental. Por otro lado, SRE muestra una respuesta simple para la determinación de rangos límites donde la idoneidad ambiental es alta. Se observa además la relación del taxón con la variable ambiental si es directa o indirecta, como también cuando no existe variación donde dicha variable tiene una baja importancia.

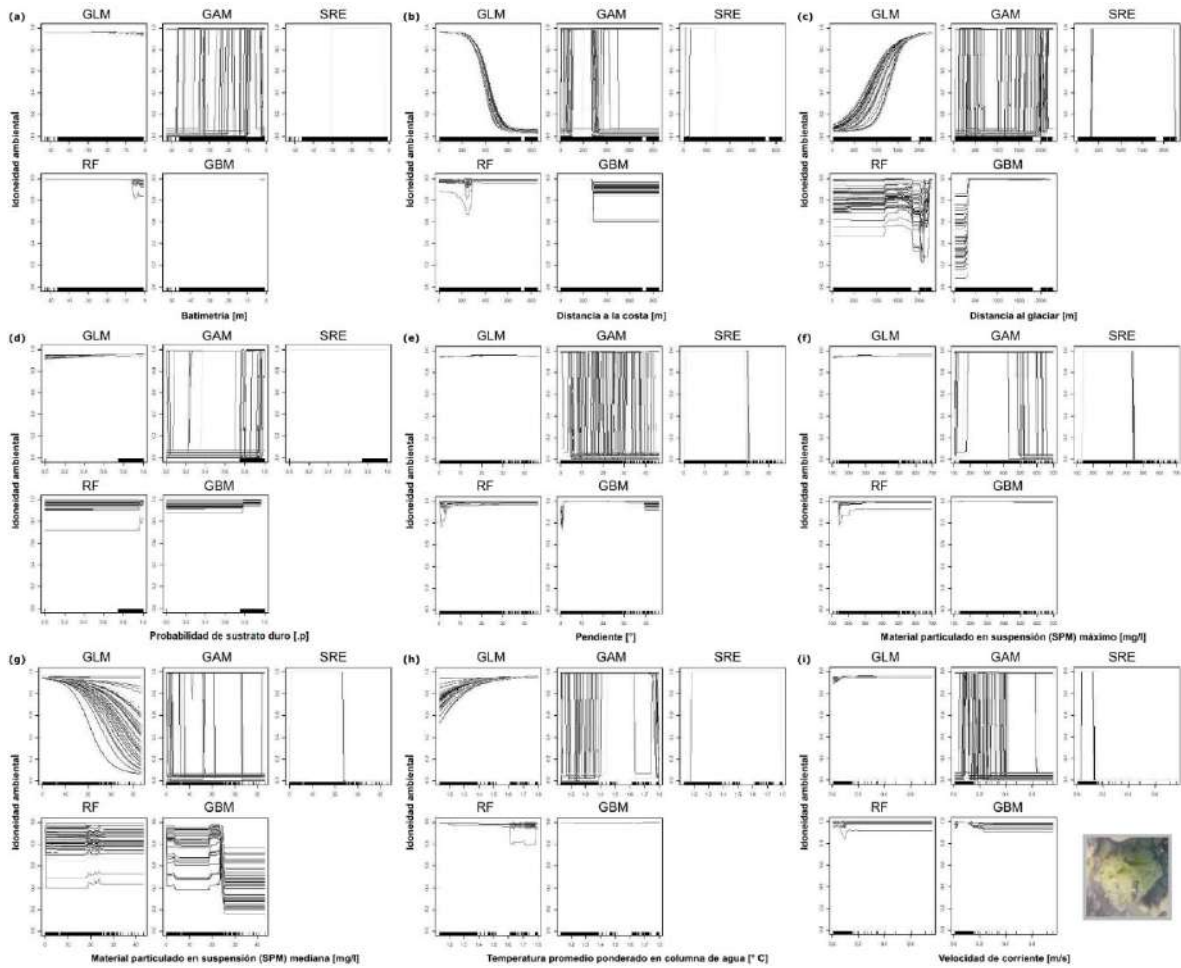


Fig.IV.C11: Curva de respuesta de la idoneidad ambiental (medida como probabilidad de ocurrencia de 0 a 1) de Chlorophyta para las 9 variables ambientales seleccionadas y consideradas en la modelización del taxón.

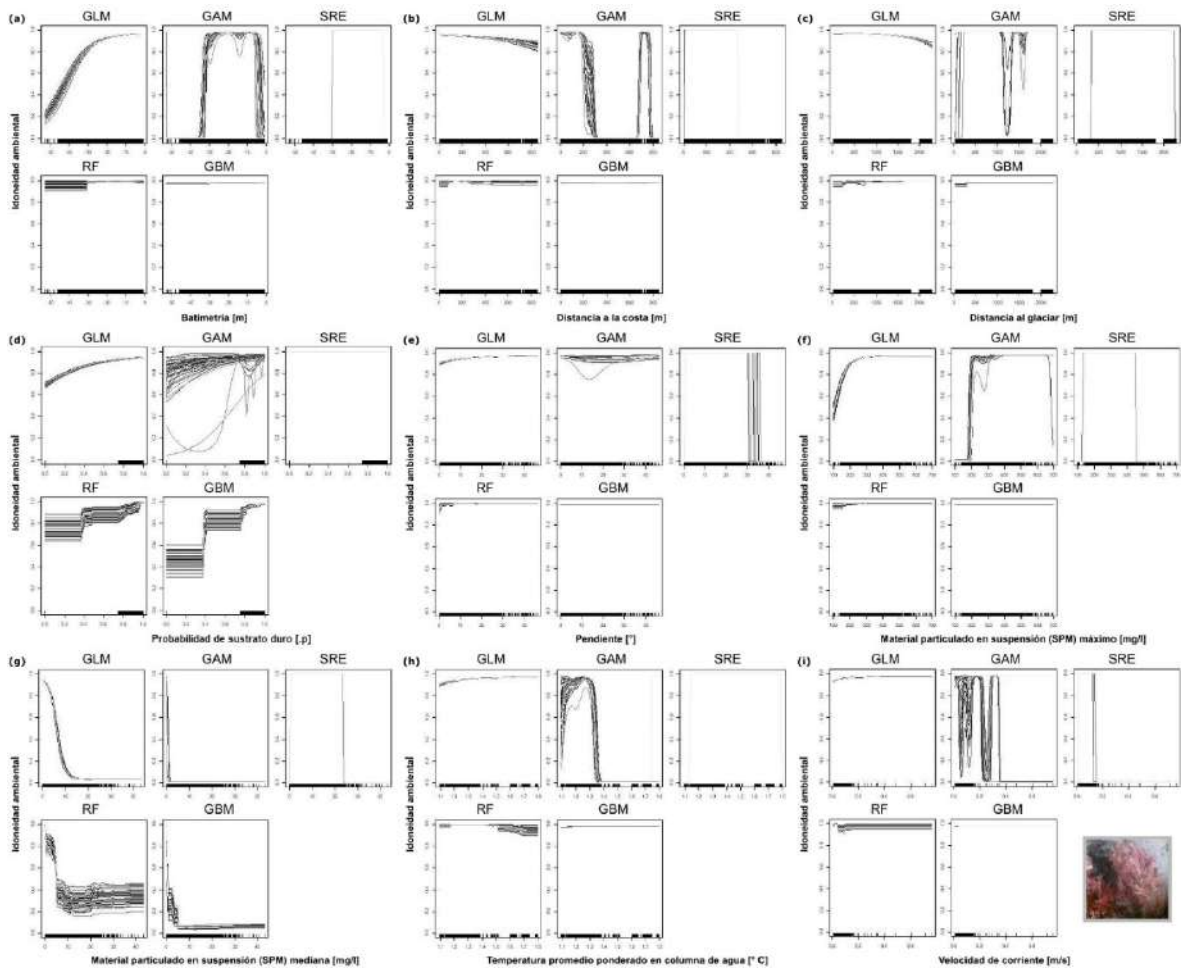


Fig.IV.C12: Curva de respuesta de la idoneidad ambiental (medida como probabilidad de ocurrencia de 0 a 1) de Rhodophyta no incrustantes para las 9 variables ambientales seleccionadas y consideradas en la modelización del taxón.

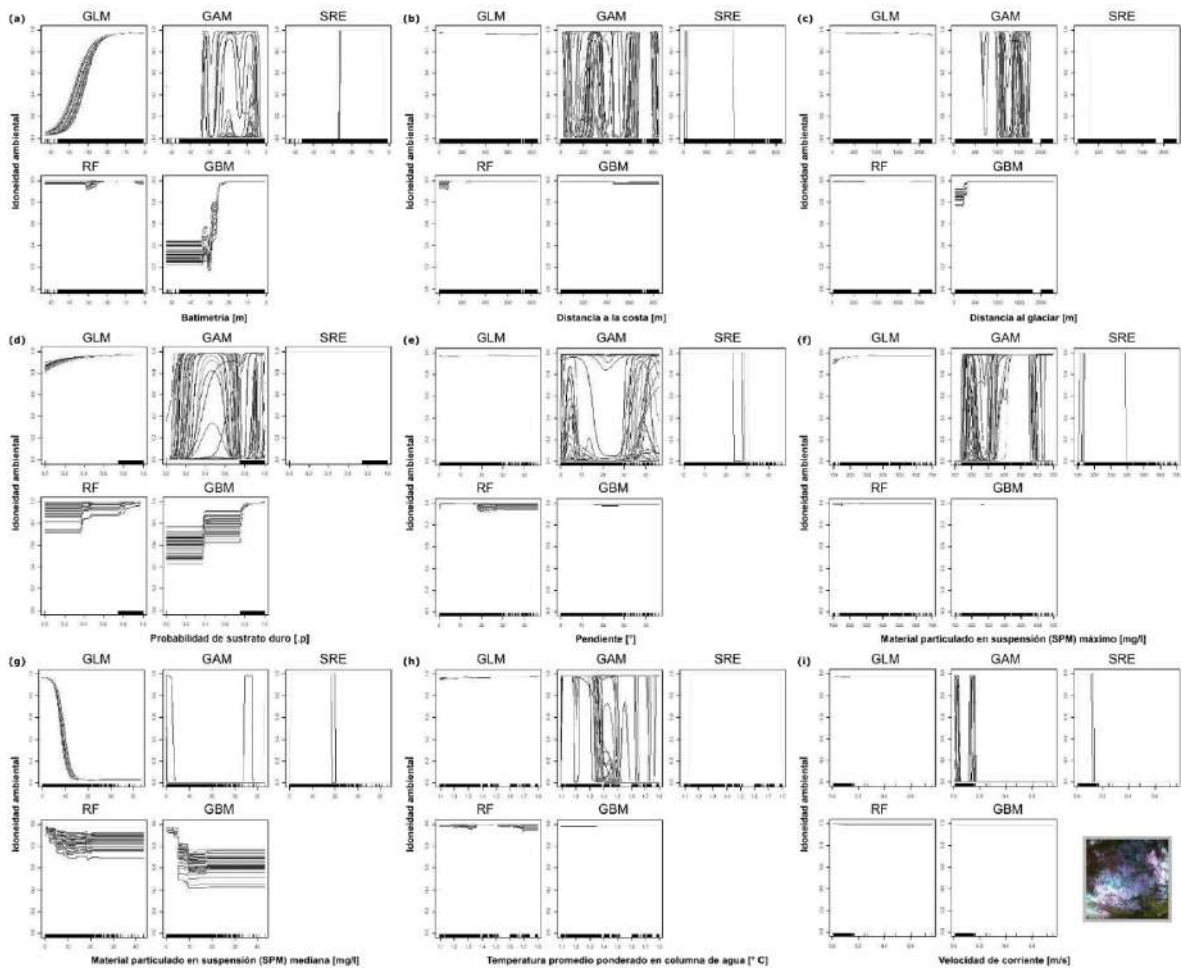


Fig.IV.C13: Curva de respuesta de la idoneidad ambiental (medida como probabilidad de ocurrencia de 0 a 1) de Corallinacea para las 9 variables ambientales seleccionadas y consideradas en la modelización del taxón.

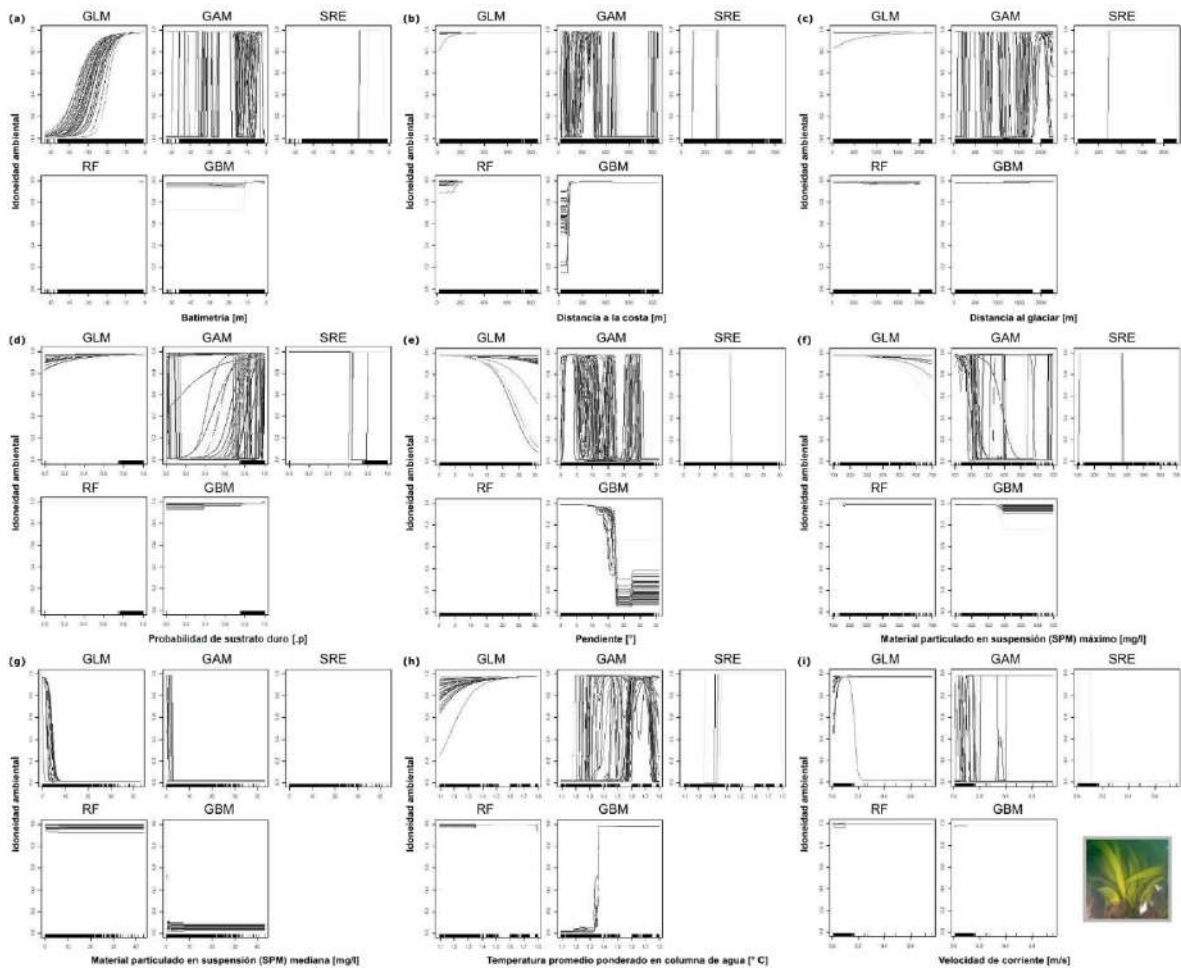


Fig.IV.C14: Curva de respuesta de la idoneidad ambiental (medida como probabilidad de ocurrencia de 0 a 1) de *Ascoseira mirabilis* para las 9 variables ambientales seleccionadas y consideradas en la modelización del taxón.

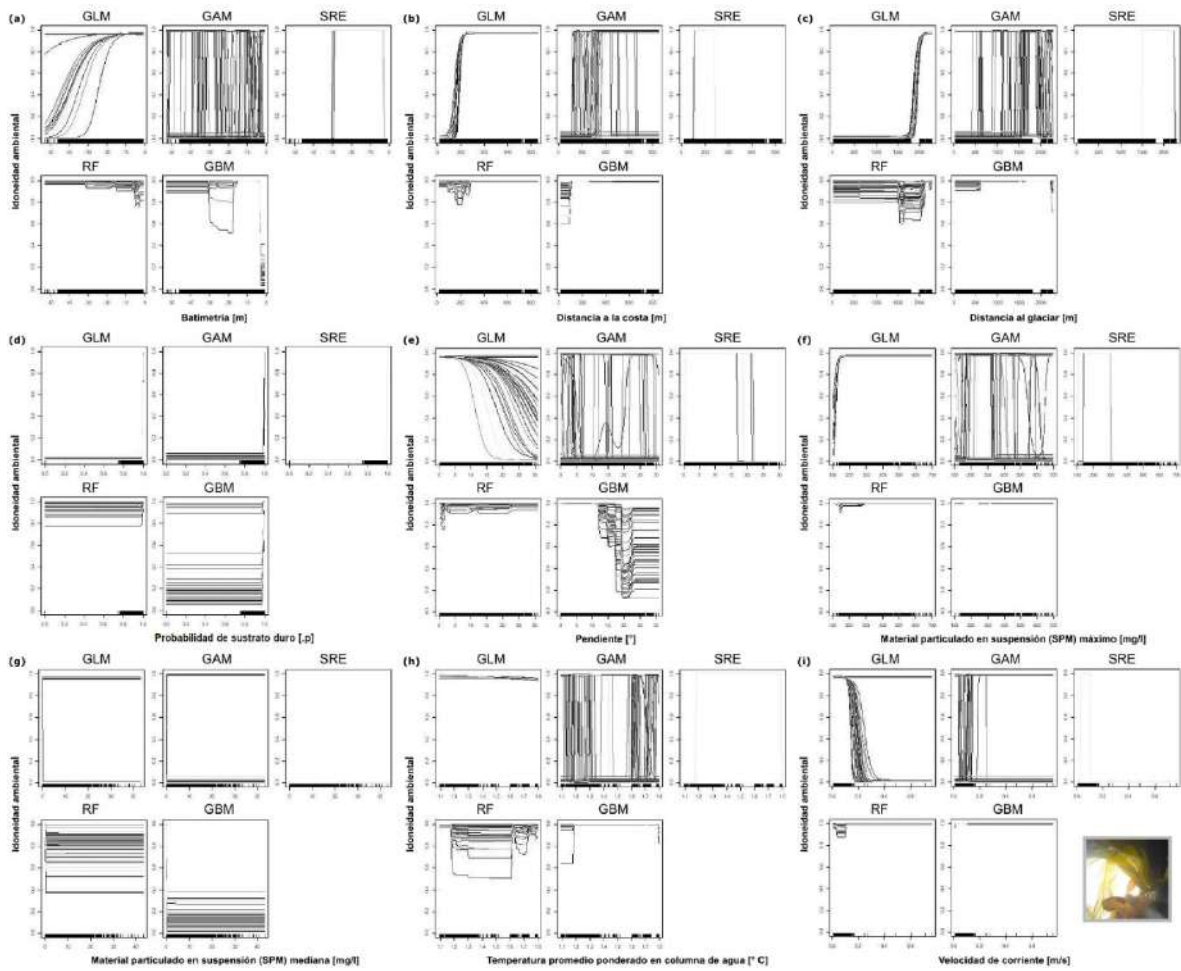


Fig.IV.C15: Curva de respuesta de la idoneidad ambiental (medida como probabilidad de ocurrencia de 0 a 1) de *Desmarestia antarctica* para las 9 variables ambientales seleccionadas y consideradas en la modelización del taxón.

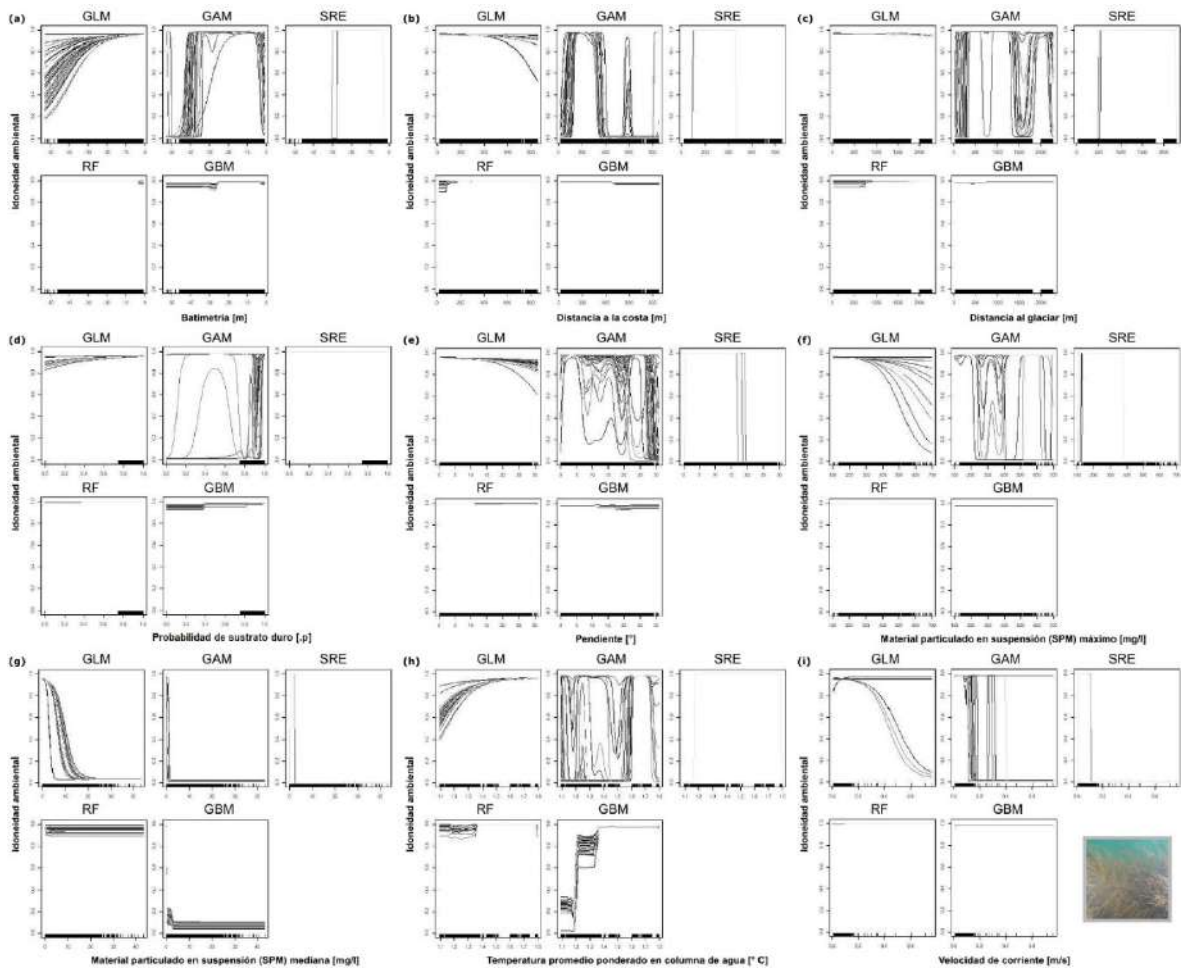


Fig.IV.C16: Curva de respuesta de la idoneidad ambiental (medida como probabilidad de ocurrencia de 0 a 1) de *Desmarestia menziesii* para las 9 variables ambientales seleccionadas y consideradas en la modelización del taxón.

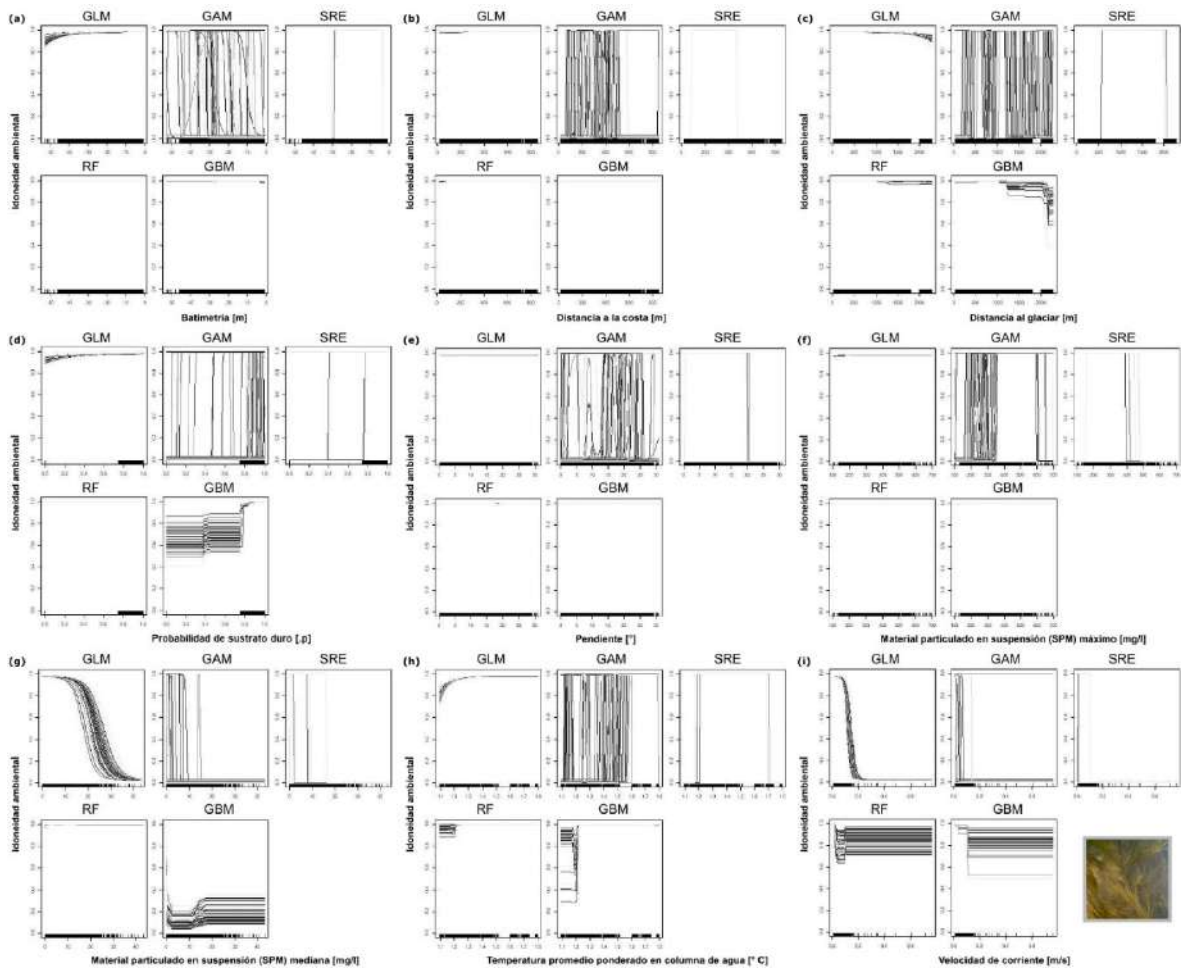


Fig.IV.C17: Curva de respuesta de la idoneidad ambiental (medida como probabilidad de ocurrencia de 0 a 1) de *Desmarestia anceps* para las 9 variables ambientales seleccionadas y consideradas en la modelización del taxón.

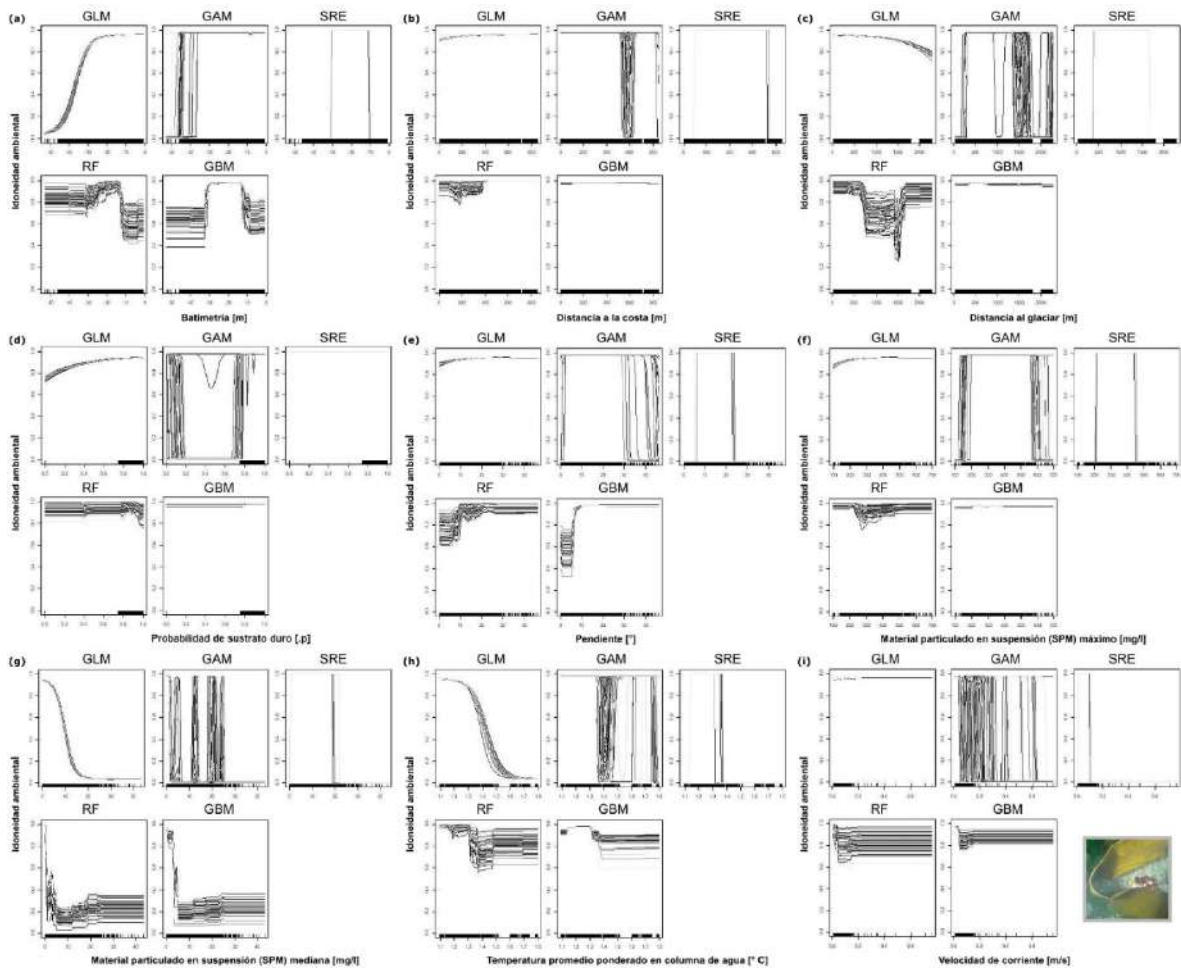


Fig. IV.C18: Curva de respuesta de la idoneidad ambiental (medida como probabilidad de ocurrencia de 0 a 1) de *Himantothallus grandifolius* para las 9 variables ambientales seleccionadas y consideradas en la modelización del taxón.

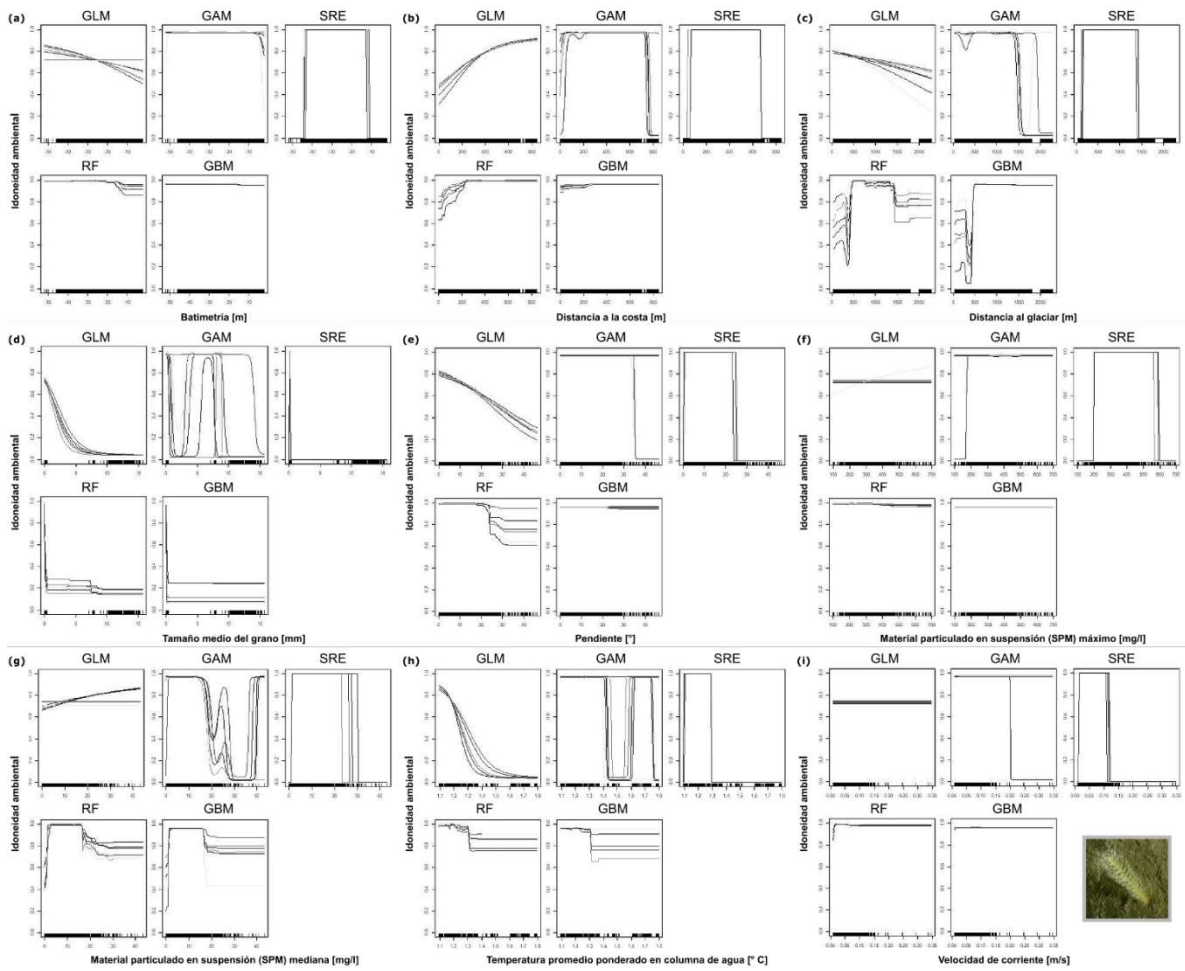


Fig.IV.C19: Curva de respuesta de la idoneidad ambiental (medida como probabilidad de ocurrencia de 0 a 1) de *Malacobelemnion daytoni* para las 9 variables ambientales seleccionadas y consideradas en la modelización del taxón.

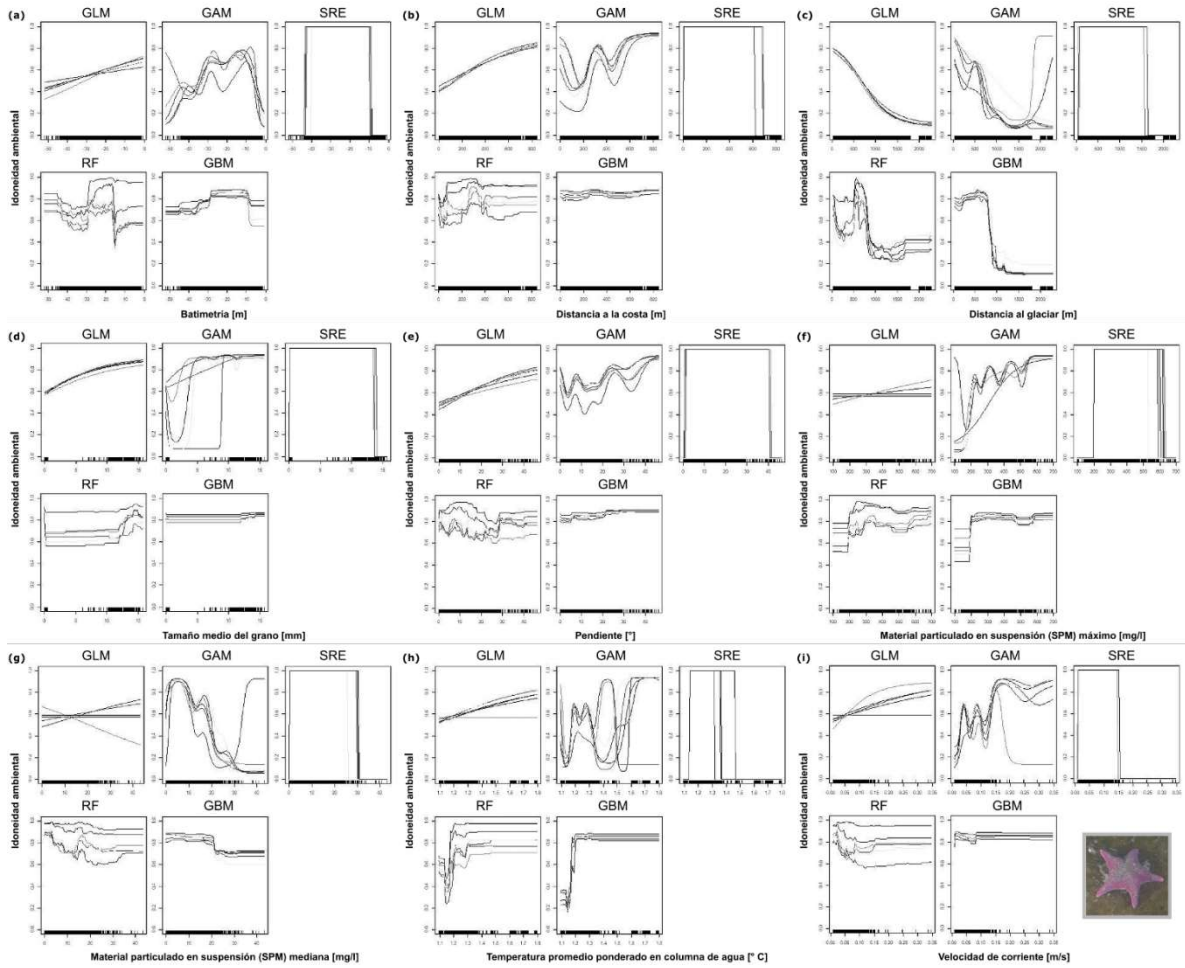


Fig.IV.C20: Curva de respuesta de la idoneidad ambiental (medida como probabilidad de ocurrencia de 0 a 1) de *Odontaster validus* para las 9 variables ambientales seleccionadas y consideradas en la modelización del taxón.

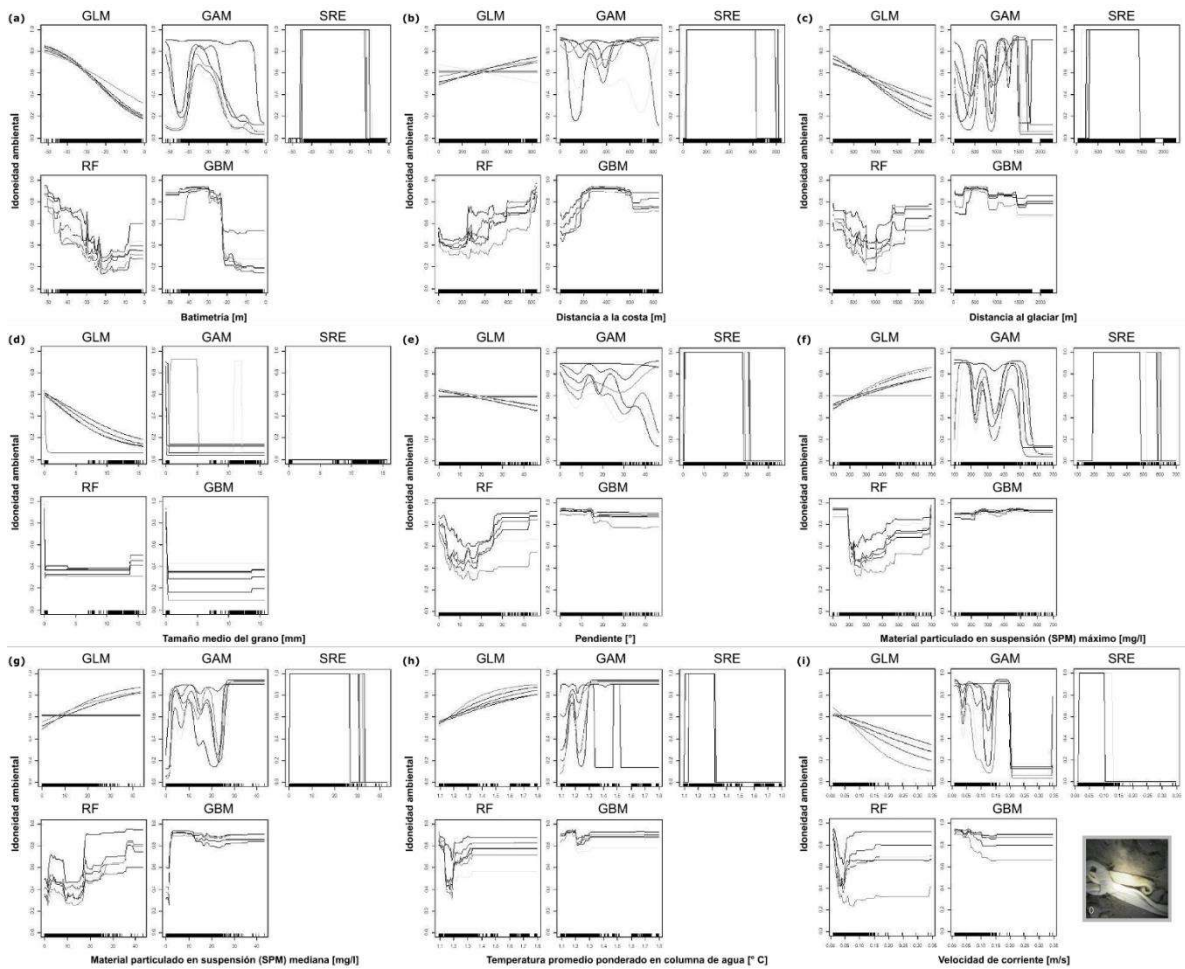


Fig.IV.C21: Curva de respuesta de la idoneidad ambiental (medida como probabilidad de ocurrencia de 0 a 1) de *Parborlasia corrugatus* para las 9 variables ambientales seleccionadas y consideradas en la modelización del taxón.

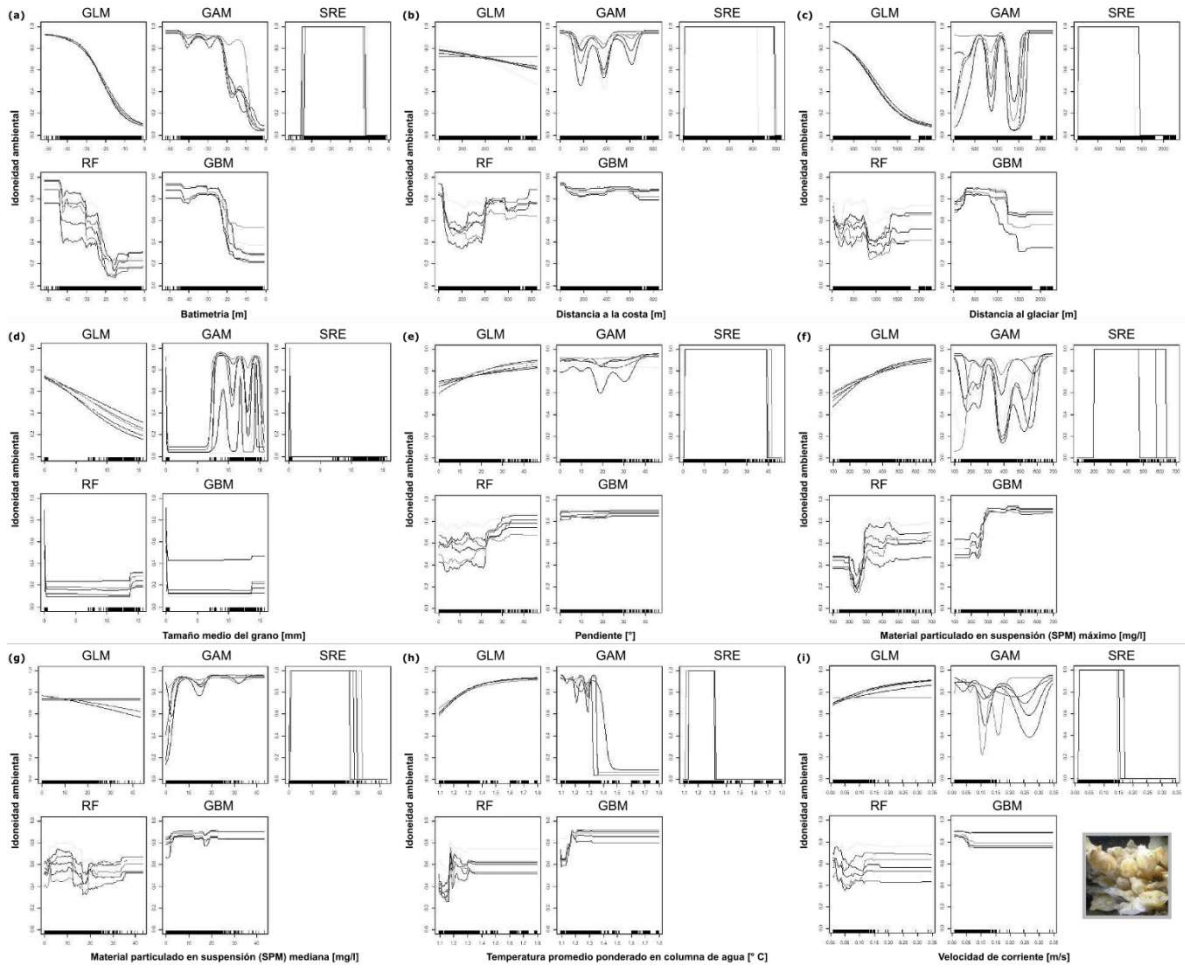


Fig.IV.C22: Curva de respuesta de la idoneidad ambiental (medida como probabilidad de ocurrencia de 0 a 1) de *Molgula pedunculata* para las 9 variables ambientales seleccionadas y consideradas en la modelización del taxón.

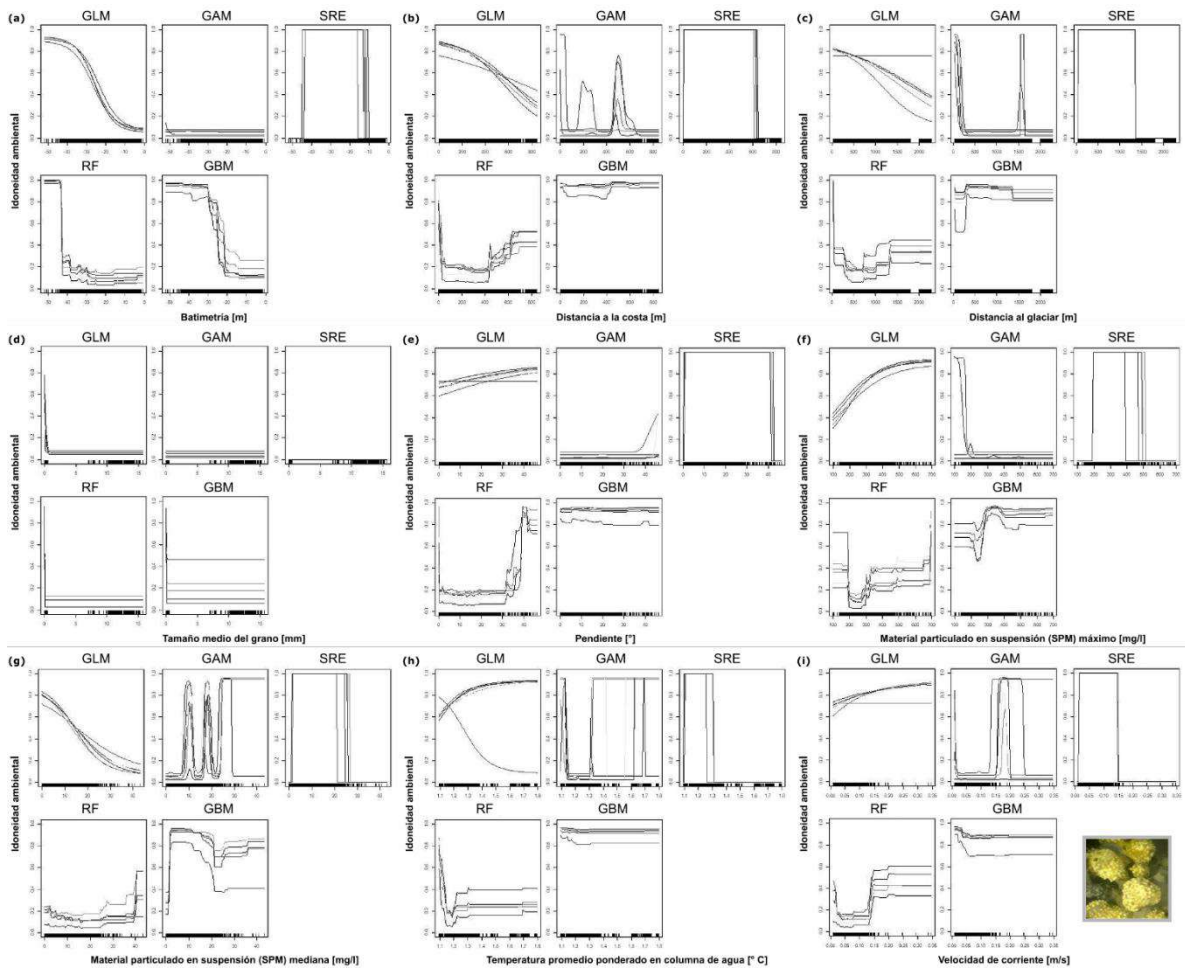


Fig.IV.C23: Curva de respuesta de la idoneidad ambiental (medida como probabilidad de ocurrencia de 0 a 1) de *Mycale acerata* para las 9 variables ambientales seleccionadas y consideradas en la modelización del taxón.

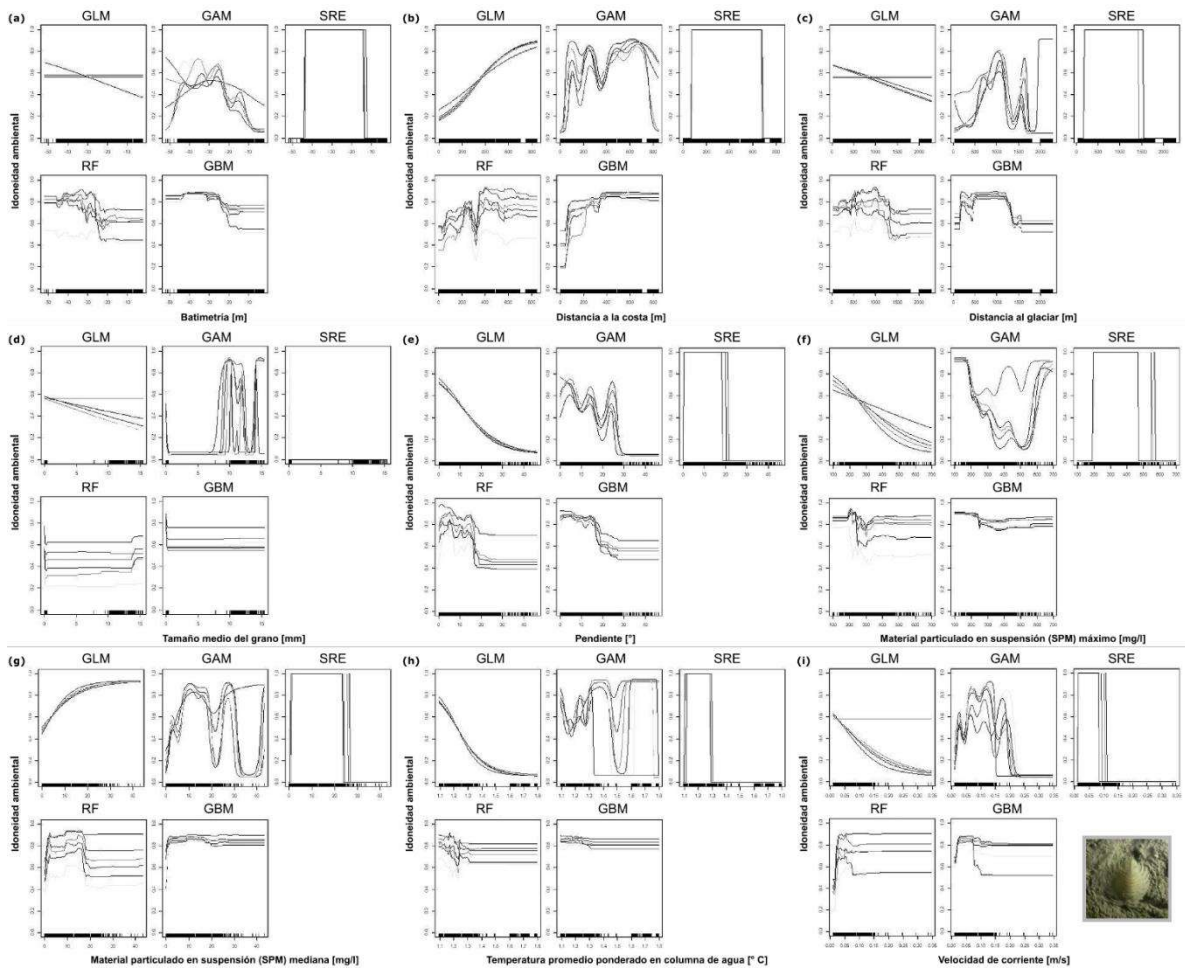


Fig.IV.C24: Curva de respuesta de la idoneidad ambiental (medida como probabilidad de ocurrencia de 0 a 1) de Serolidae para las 9 variables ambientales seleccionadas y consideradas en la modelización del taxón.

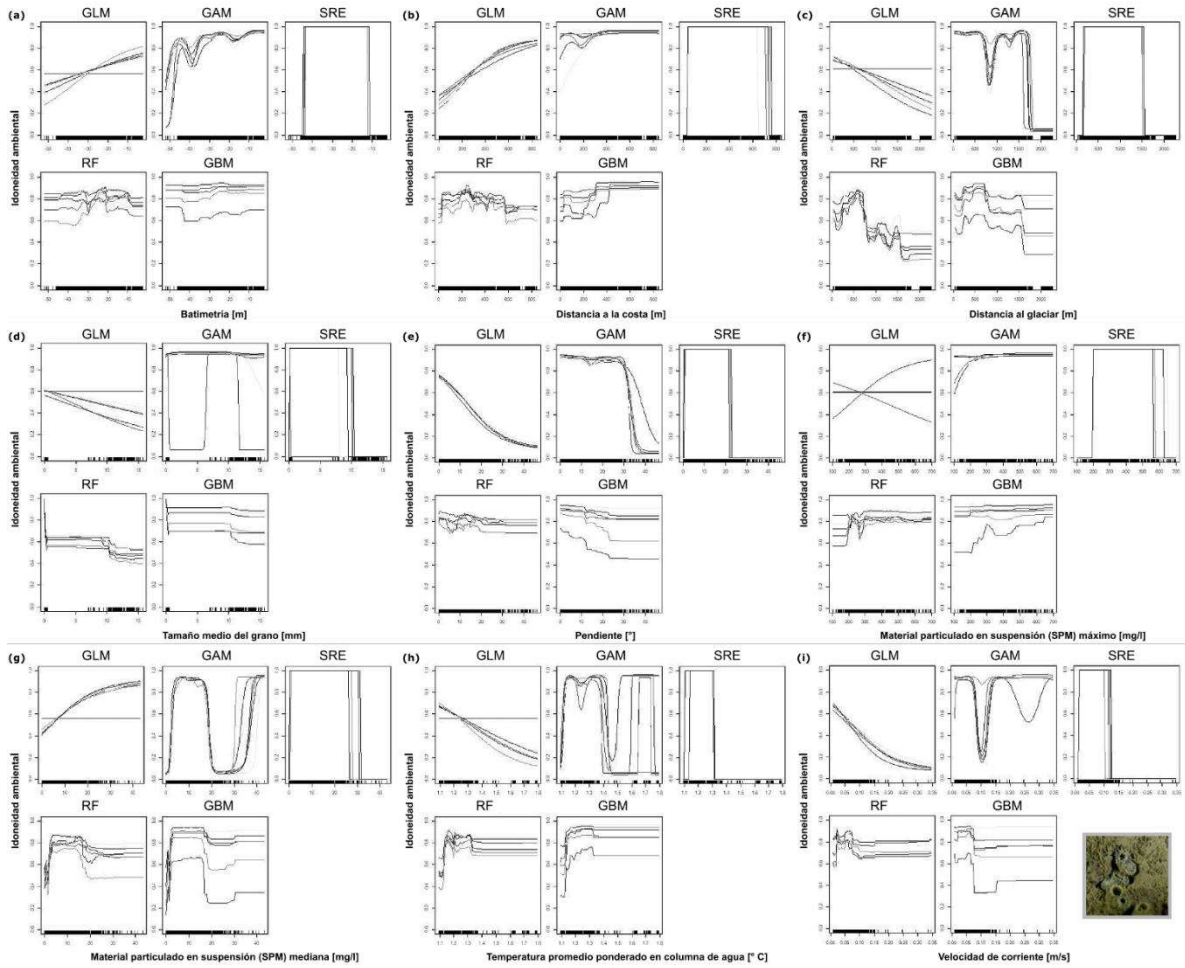


Fig.IV.C25: Curva de respuesta de la idoneidad ambiental (medida como probabilidad de ocurrencia de 0 a 1) de *Laternula elliptica* para las 9 variables ambientales seleccionadas y consideradas en la modelización del taxón.

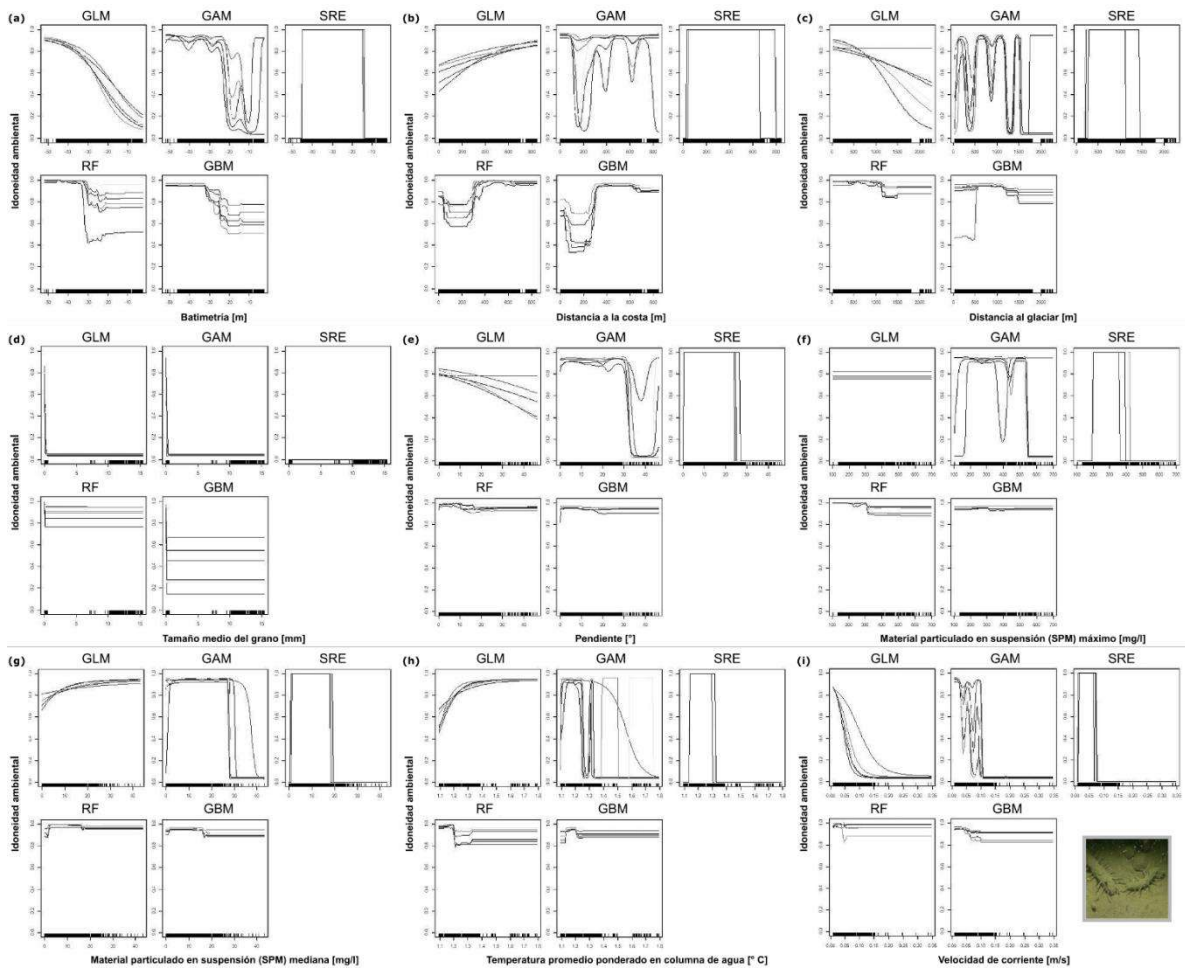


Fig.IV.C26: Curva de respuesta de la idoneidad ambiental (medida como probabilidad de ocurrencia de 0 a 1) de *Polychaeta Errantia* para las 9 variables ambientales seleccionadas y consideradas en la modelización del taxón.

C2. Modelos al pasado

Siguiendo la metodología planteada para la modelización actual de la idoneidad ambiental del bentos, se aplicaron MDEs para *Malacobelemn non daytoni* y *Molgula pedunculata* para el pasado.

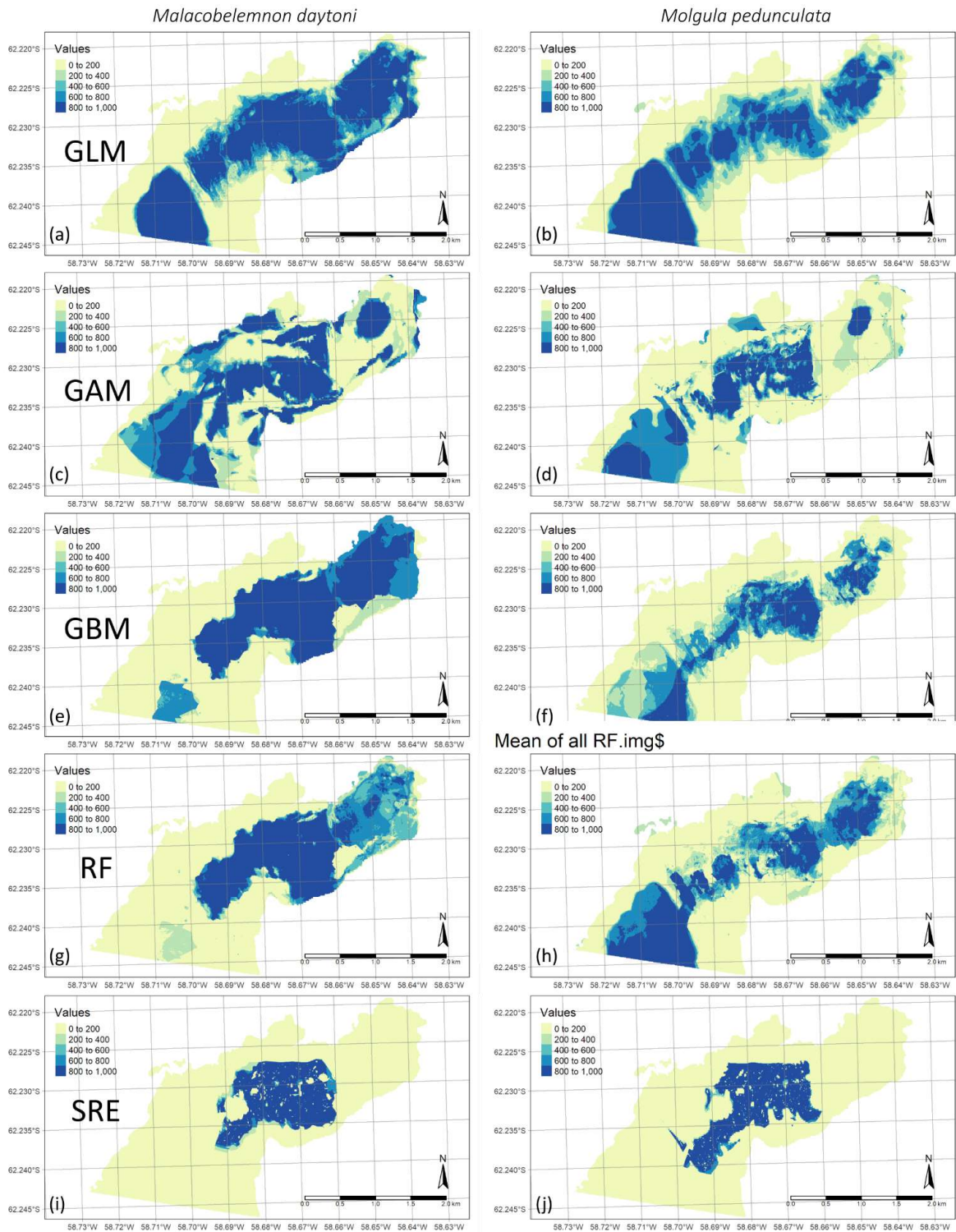


Fig.IV.C27: Promedio de modelizaciones individuales de (izq.) Pluma de mar *Malacobelemnion daytoni* y (der.) *Ascidia Molgula pedunculata*. (a, b) *Generalized Linear Model (GLM)*. (c, d) *Generalized Additive Model (GAM)*. (e, f) *Generalized Boosting Model (GBM)*. (g, h) *Random Forest (RF)*. (i, j) *Surface Range Envelop (SRE)*.

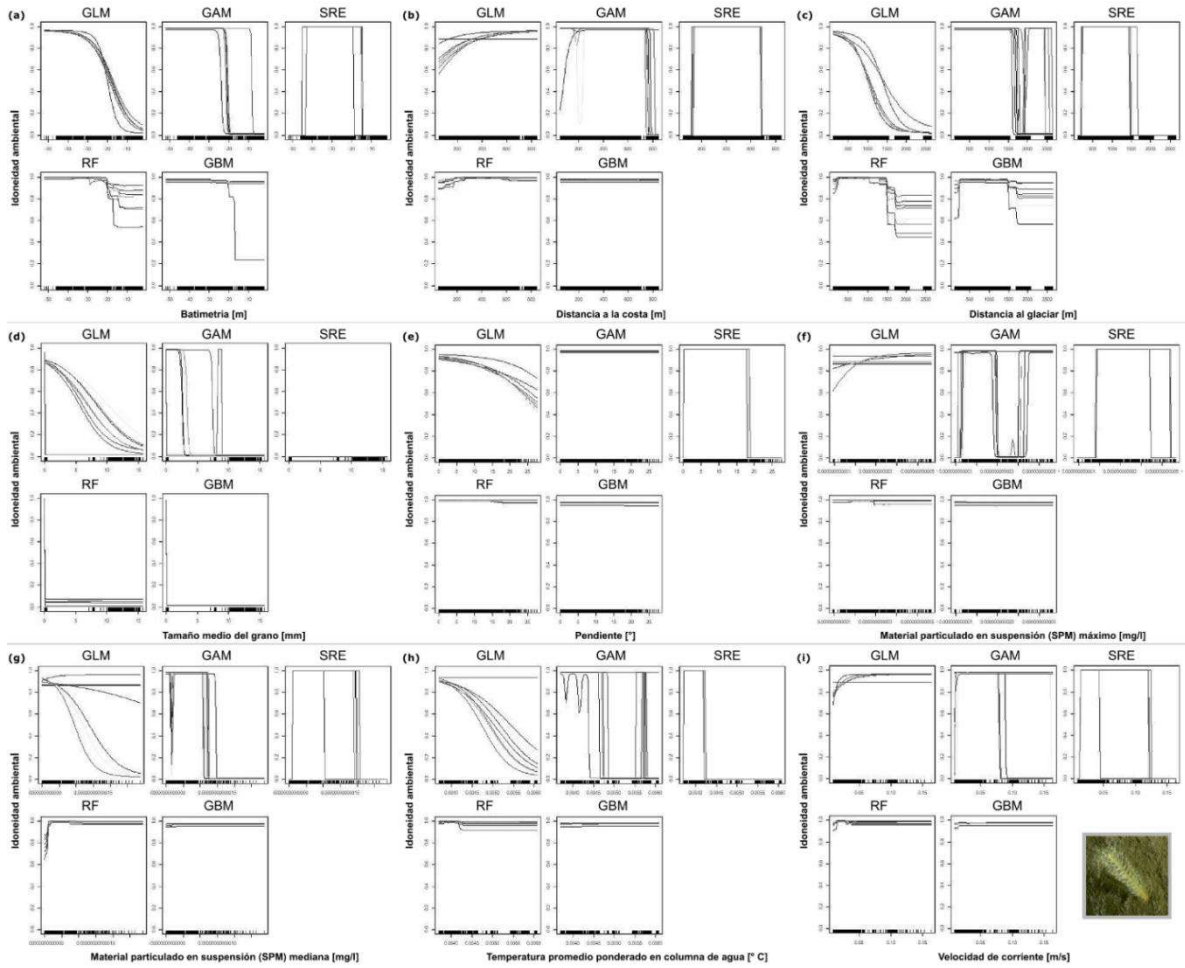


Fig.IV.C28: Curva de respuesta de la idoneidad ambiental al pasado 1956 (medida como probabilidad de ocurrencia de 0 a 1) de *Malacobelemnon daytoni* para las 9 variables ambientales seleccionadas y consideradas en la modelización del taxón.

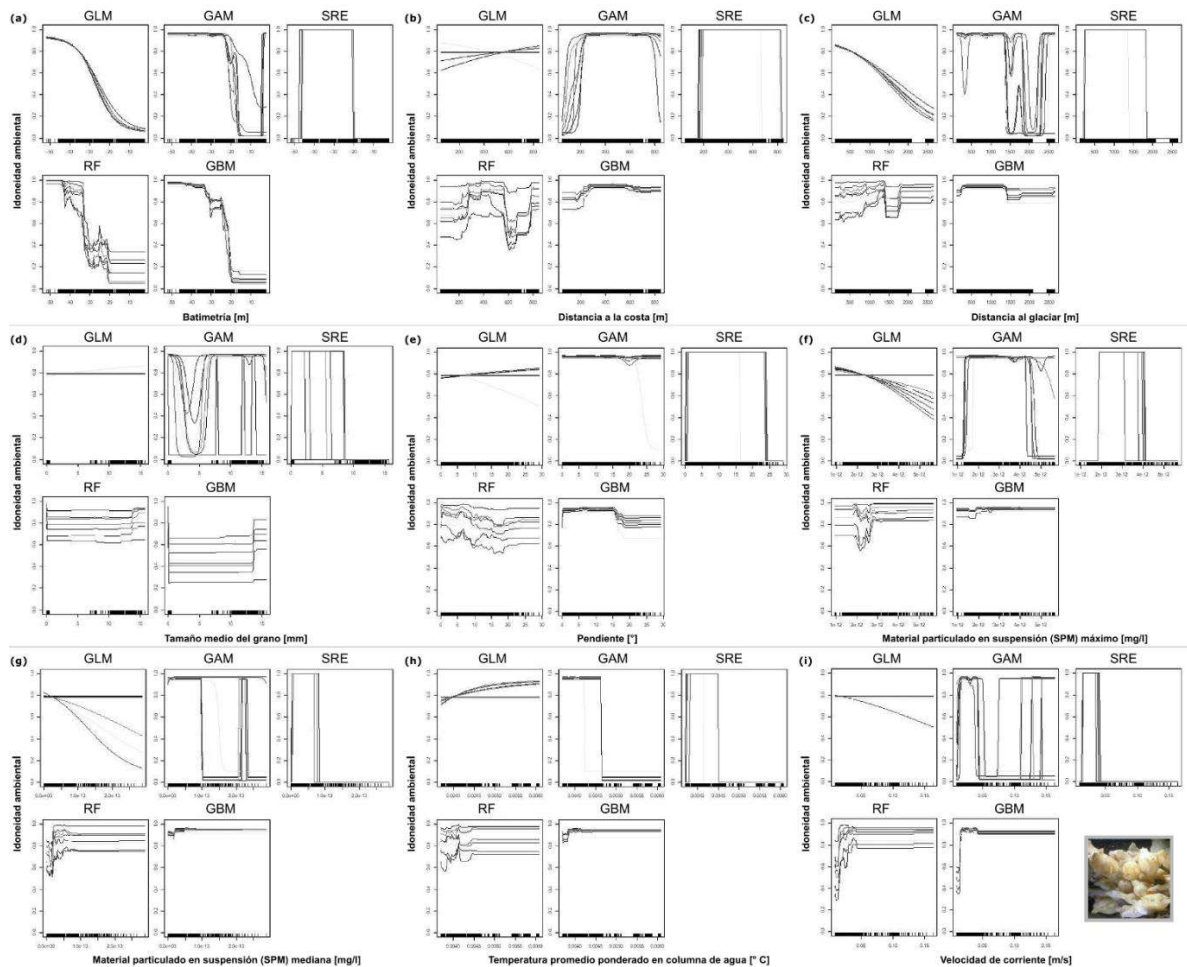


Fig.IV.C29: Curva de respuesta de la idoneidad ambiental al pasado 1956 (medida como probabilidad de ocurrencia de 0 a 1) de *Molgula pedunculata* para las 9 variables ambientales seleccionadas y consideradas en la modelización del taxón.

D. CONSTRUCCIÓN DE MODELOS CONJUNTOS

A partir de los modelos individuales calibrados para cada taxón, se evaluó su rendimiento y consideró su combinación a través de la construcción de modelos conjuntos (también conocidos como modelos ensamblados). Aquellos modelos que superen el umbral asignado para el valor evaluativo de TSS, fueron incluidos dentro del modelo conjunto a partir de diferentes metodologías. Se consideraron varios tipos de generar el conjunto a partir de la función '*BIOMOD_EnsembleModeling*' del paquete de *biomod2*: de media, media ponderada, mediana, intervalo de confianza y de consenso.

El modelo conjunto (EM) de predicción desde la media computa la media de la probabilidad de todas las predicciones que superan dicho umbral. Mientras que, desde la mediana, lo hace precisamente desde ella. En el caso de la construcción a partir de las demás metodologías, ciertos pasos intermedios son necesarios. El modelo conjunto de intervalo de confianza calcula primero la media y luego el intervalo de confianza alrededor de dicha probabilidad. El modelo consenso ('EM *comitee averaging*') las probabilidades de los modelos seleccionados se transforman primero en datos binarios según los umbrales evaluativos maximizando la puntuación de la métrica de evaluación

sobre el “conjunto de datos de prueba”. El valor resultante del modelo de consenso es entonces, la media de las predicciones binarias. En el caso del tipo de media ponderada (‘EM_wmean’), las probabilidades de los modelos seleccionados se ponderan según sus puntuaciones de evaluación donde un modelo mejor evaluado tendrá más importancia en el ensamble. Esta última metodología fue la elegida para establecer los modelos finales de distribución e idoneidad ambiental de los taxones bentónicos en estudio.

Se evaluaron los diferentes modelos conjuntos a partir de los mapas de idoneidad ambiental y los mapas binarios. Las figuras contiguas muestran la transformación binaria a partir de los modelos conjunto de intervalo de confianza inferior y superior, y de modelo consenso para cada taxón (Fig.IV.D1-D6). Esto muestra la extensión mínima y máxima del hábitat idóneo para la potencial presencia del taxón considerado.

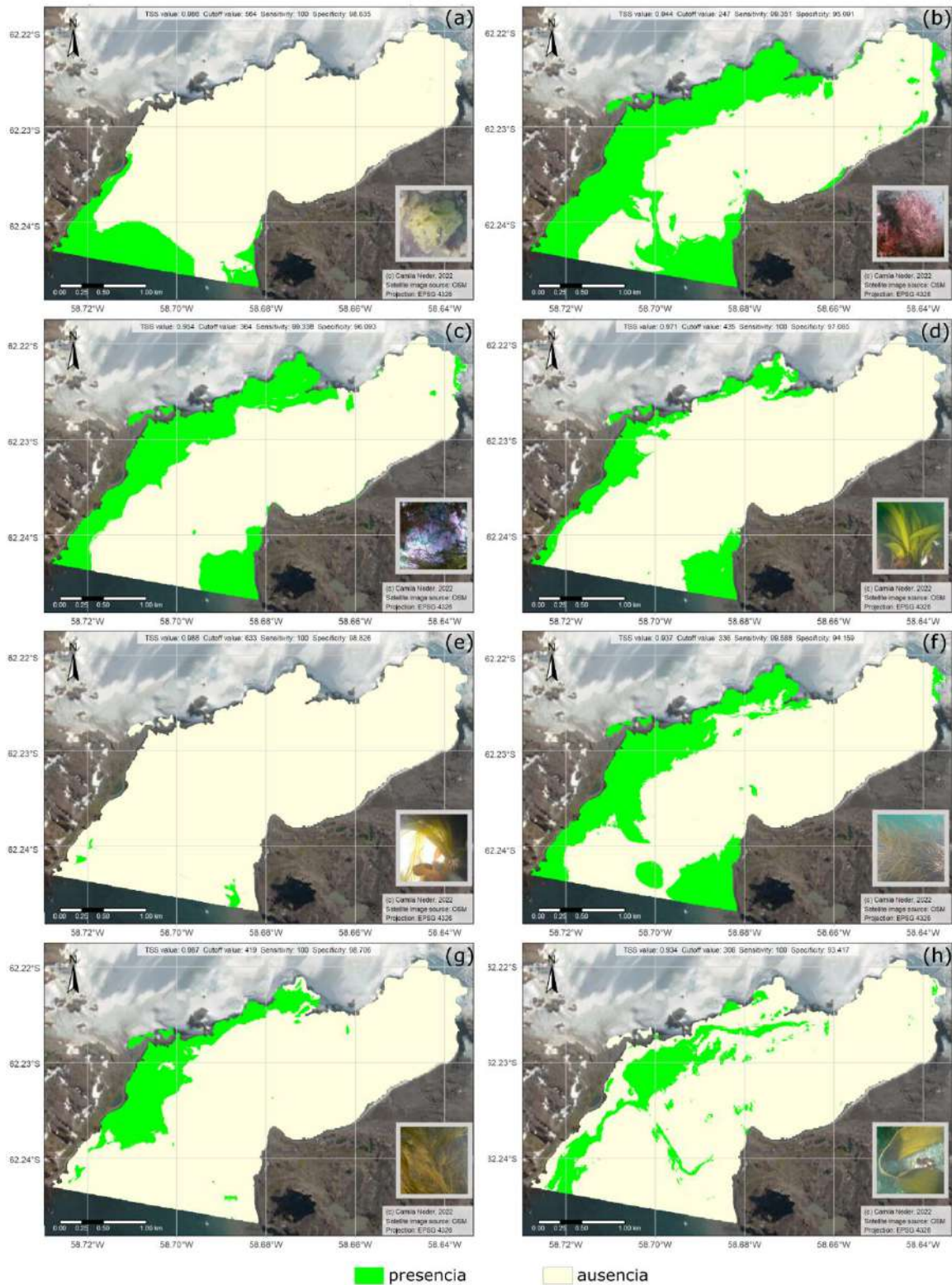


Fig.IV.D1: Mapas binarios desde modelos conjunto de límite inferior de intervalo. **a)** Chlorophyta. **(b)** Rhodophyceae no incrustantes, foliosas. **(c)** Familia Corallinaceae. **(d)** *Ascoseira mirabilis*. **(e)** *Desmarestia antarcticus*. **(f)** *Desmarestia menziesii*. **(g)** *Desmarestia anceps*. **(h)** *Himantothallus grandifolius*.

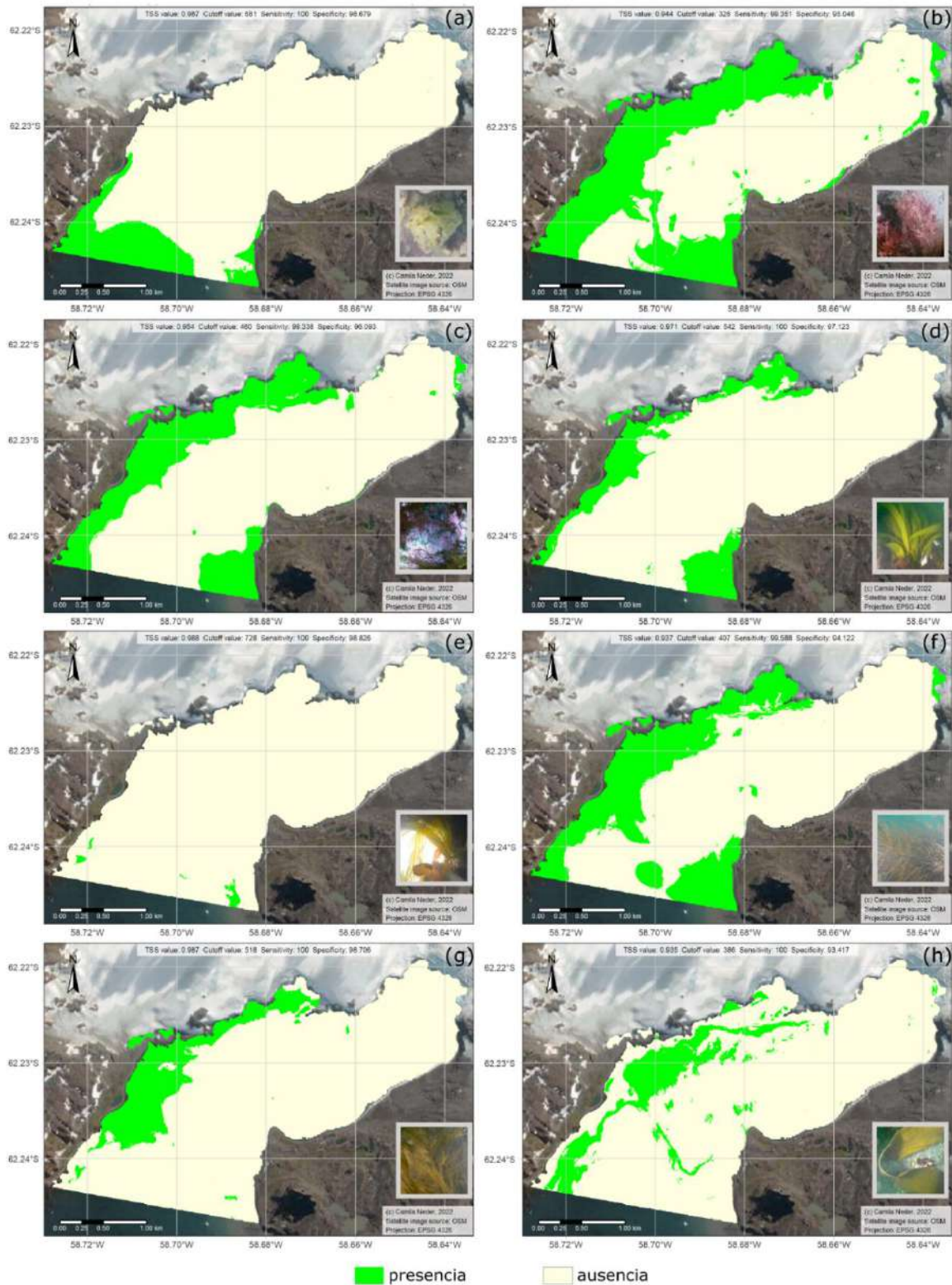


Fig.IV.D2: Mapas binarios desde modelos conjunto de límite superior de intervalo. **a)** Chlorophyta. **(b)** Rhodophyceae no incrustantes, foliosas. **(c)** Familia Corallinaceae. **(d)** *Ascoseira mirabilis*. **(e)** *Desmarestia antarcticus*. **(f)** *Desmarestia menziesii*. **(g)** *Desmarestia anceps*. **(h)** *Himantothallus grandifolius*.

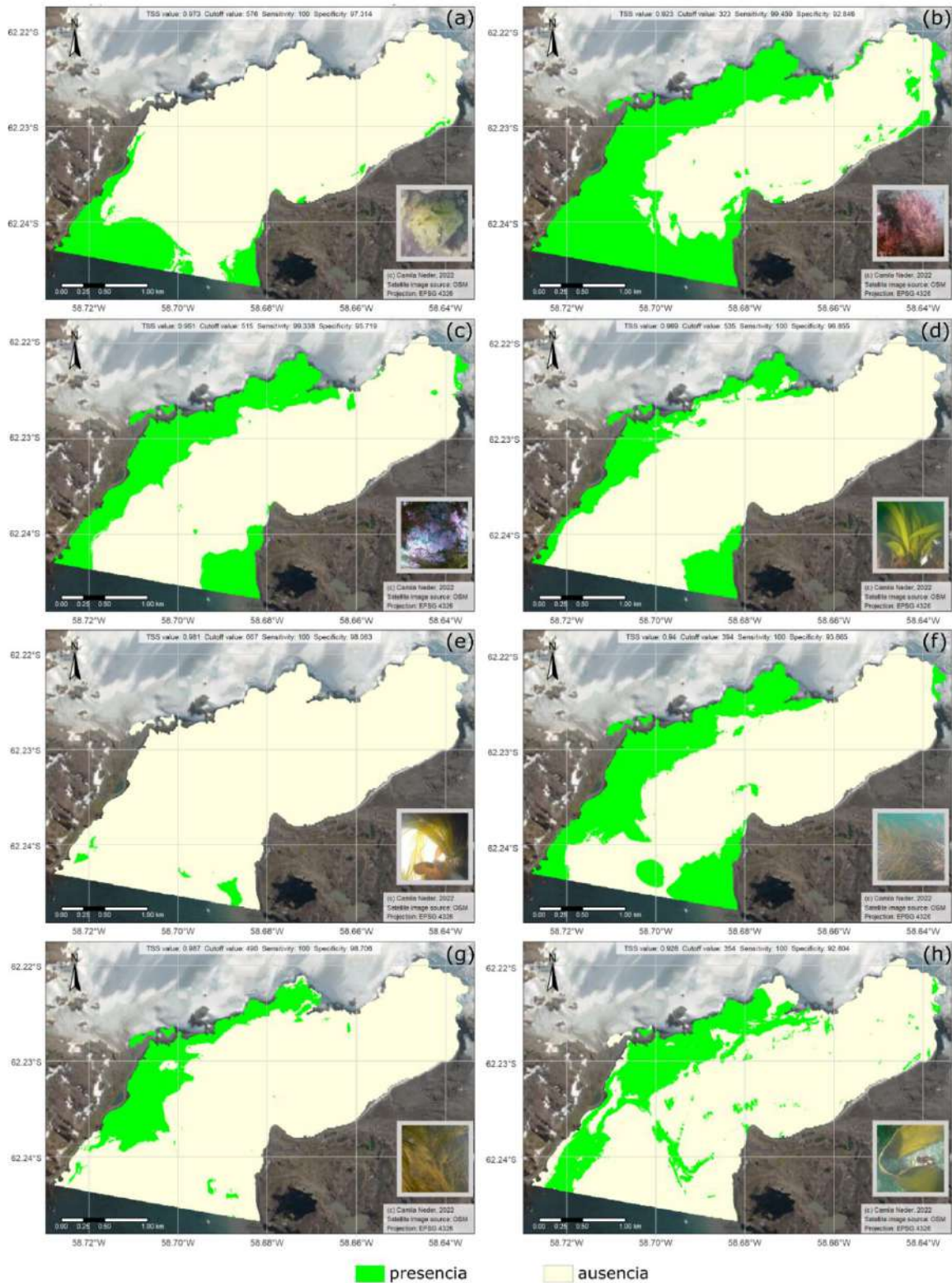


Fig.IV.D3: Mapas binarios desde modelos conjunto de consenso 'comitte average'. **a)** Chlorophyta. **(b)** Rhodophyceae no incrustantes, foliosas. **(c)** Familia Corallinaceae. **(d)** *Ascoseira mirabilis*. **(e)** *Desmarestia antarcticus*. **(f)** *Desmarestia menziesii*. **(g)** *Desmarestia anceps*. **(h)** *Himantothallus grandifolius*.

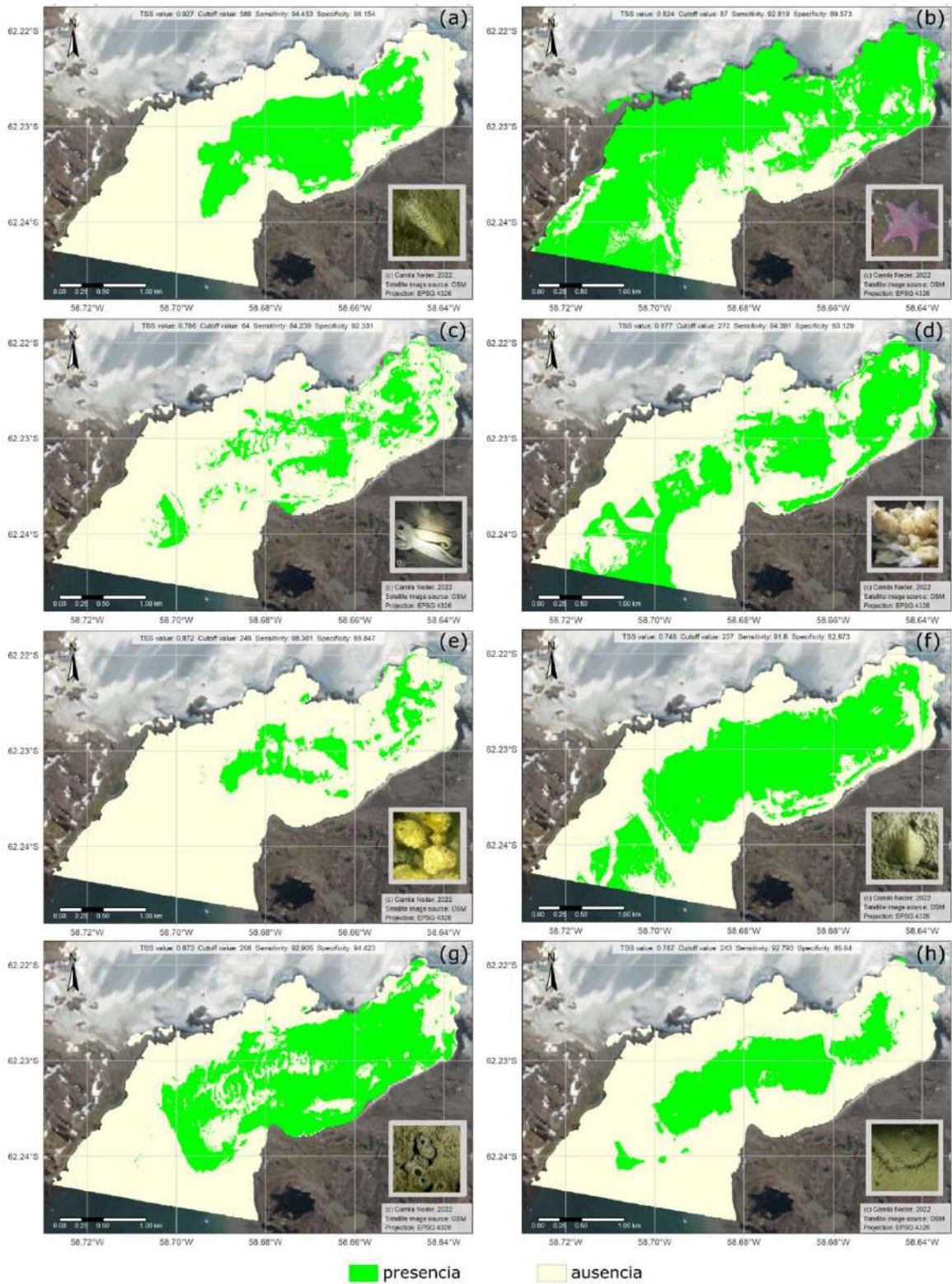


Fig.IV.D4: Mapas binarios desde modelos conjunto de límite inferior de intervalo. **(a)** *Malacobelemnion daytoni*. **(b)** *Odontasater validus*. **(c)** *Parborlasia corrugatus*. **(d)** *Molgula pedunculata*. **(e)** *Mycale acerata*. **(f)** Familia Serolidae spp. **(g)** *Laternula elliptica*. **(h)** Poliquetos subclase Errantia.

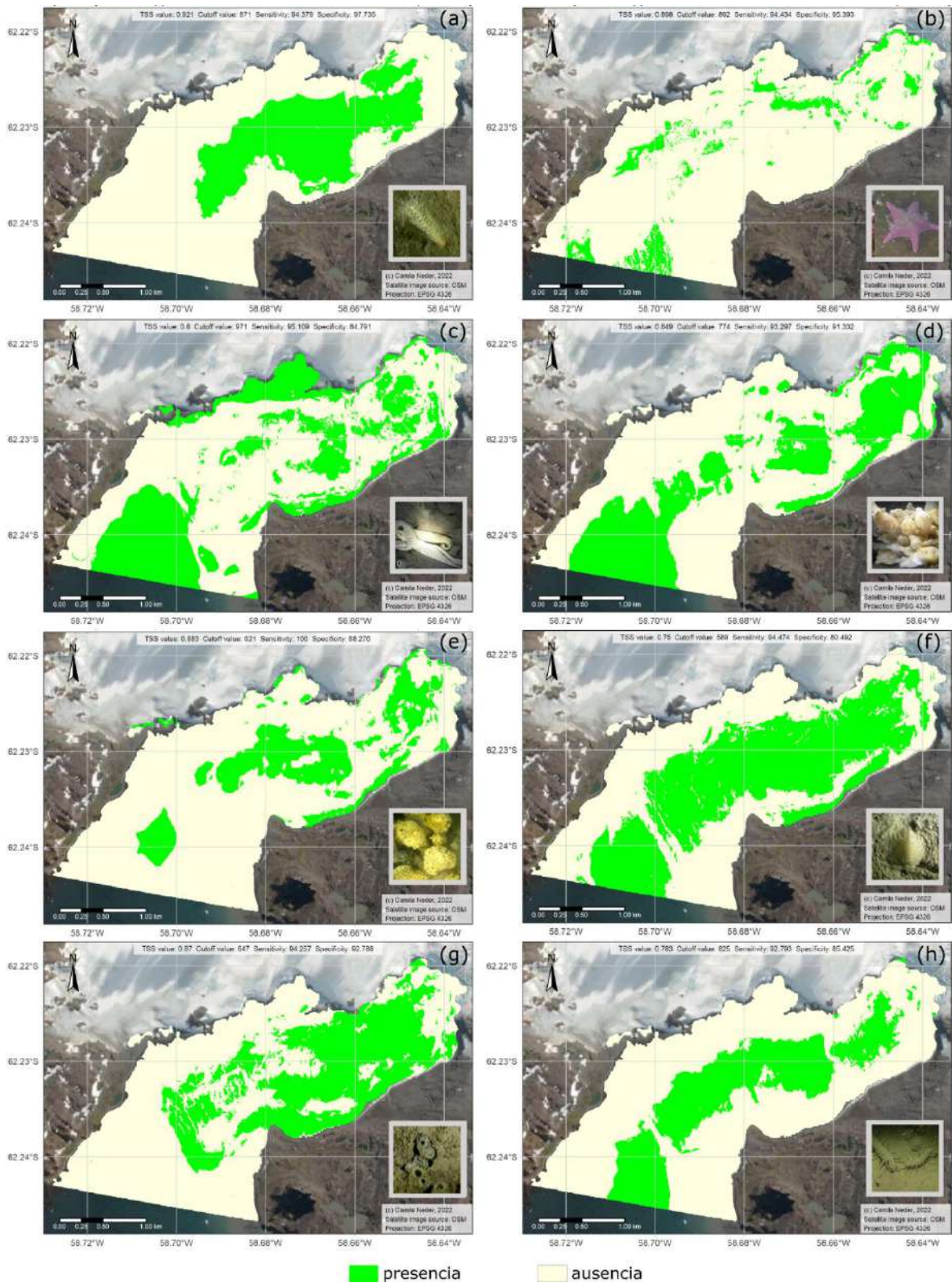


Fig.IV.D5: Mapas binarios desde modelos conjunto de límite superior de intervalo. (a) *Malacobelemnion daytoni*. (b) *Odontasater validus*. (c) *Parborlasia corrugatus*. (d) *Molgula pedunculata*. (e) *Mycale acerata*. (f) Familia Serolidae spp. (g) *Laternula elliptica*. (h) Poliquetos subclase Errantia.

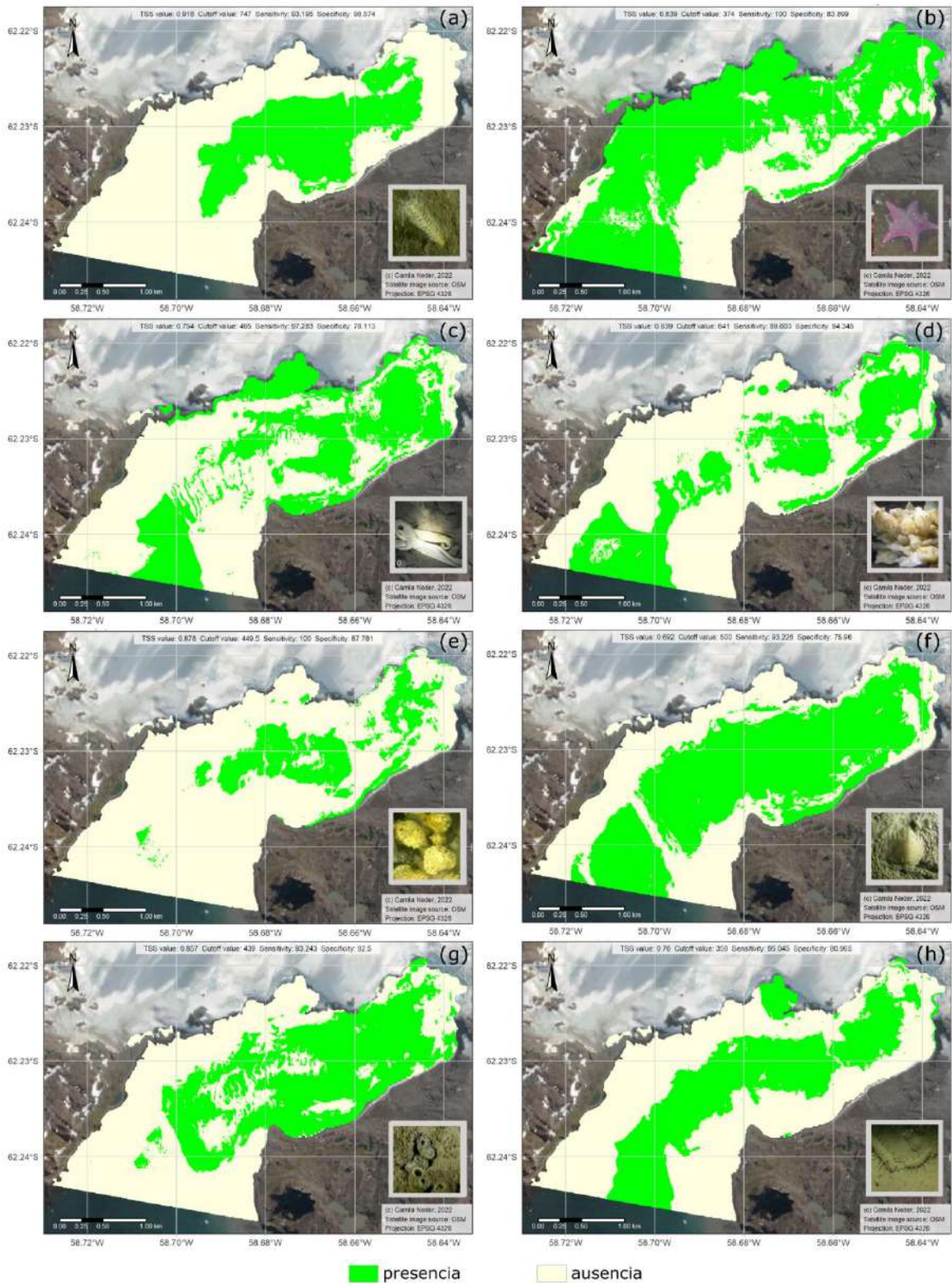


Fig.IV.D6: Mapas binarios desde modelos conjunto de consenso 'comitte average'. **(a)** *Malacoblemmon daytoni*. **(b)** *Odontasater validus*. **(c)** *Parborlasia corrugatus*. **(d)** *Molgula pedunculata*. **(e)** *Mycale acerata*. **(f)** Familia Serolidae spp. **(g)** *Laternula elliptica*. **(h)** Poliquetos subclase Errantia.



2023