



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Oceanografia

Domênica Teixeira de Lima

**Fitoplâncton da Baía do Almirantado, Ilha Rei George, Antártica: frações
de tamanho, diversidade e traços funcionais**

Rio de Janeiro

2020

Domênica Teixeira de Lima

Fitoplâncton na Baía do Almirantado, Ilha Rei George, Antártica: frações de tamanho, diversidade e traços funcionais

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Caracterização, diagnóstico e evolução de ambientes marinhos

Orientadora: Prof^ª. Dra. Gleyci Aparecida Oliveira Moser

Coorientador: Prof. Dr. José Juan Barrera-Alba

Rio de Janeiro

2020

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/C

L732 Lima, Domênica Teixeira de.
Fitoplâncton na Baía do Almirantado, Ilha Rei George, Antártica:
frações de tamanho, diversidade e traços funcionais / Domênica Teixeira
de Lima. – 2020.
157 f.: il.

Orientadora: Gleyci Aparecida Oliveira Moser.
Coorientador: José Juan Barrera-Alba.
Tese (Doutorado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro,
Faculdade de Oceanografia.

1. Fitoplâncton – Almirantado, Baía do (Antártica) – Teses. 2.
Fitoplâncton – Morfologia (Biologia) – Almirantado, Baía do (Antártica)
– Teses. 3. Ecologia marinha – Almirantado, Baía do (Antártica) – Teses.
4. Mudanças climáticas – Almirantado, Baía do (Antártica) – Teses. 5. Rei
George, Ilha (Antártica) – Teses. 6. Antártica, Península – Teses. I. Moser,
Gleyci Aparecida Oliveira. II. Barrera-Alba, José Juan. III. Universidade
do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Oceanografia. IV. Título.

CDU 574.583(99)

Bibliotecária responsável: Taciane Ferreira da Silva / CRB-7: 6337

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta
tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Domênica Teixeira de Lima

Fitoplâncton na Baía do Almirantado, Ilha Rei George, Antártica: frações de tamanho, diversidade e traços funcionais

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Caracterização, diagnóstico e evolução de ambientes marinhos

Aprovada em 07 de fevereiro de 2020.

Coorientador: Prof. Dr. José Juan Barrera-Alba

Universidade Federal de São Paulo

Banca Examinadora:

Prof.^a Dra. Gleyci Aparecida Oliveira Moser (Orientadora)
Faculdade de Oceanografia – UERJ

Prof.^a Dra. Letícia Cotrim da Cunha
Faculdade de Oceanografia – UERJ

Prof. Dr. Marcelo Manzi Marinho
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

Prof.^a Dra. Mariângela Menezes
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof.^a Dra. Silvia Mattos Nascimento
Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

Rio de Janeiro

2020

AGRADECIMENTOS

À orientadora Gleyci A. O. Moser pela oportunidade de realizar este trabalho e por compartilhar suas ideias, histórias, conselhos e amizade.

Ao coorientador José Juan Barrera-Alba por compartilhar seu conhecimento e me socorrer nos momentos de dúvidas.

À Denise Tenenbaum por permitir que eu embarcasse no fantástico mundo antártico!

Ao Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI), à Comissão Interministerial para Recursos do Mar (CIRM) e ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia Antártico de Pesquisas Ambientais (INCT-APA).

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro (Nº 574018/2008-5).

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) pelo suporte financeiro (Nº E-16/170.023/2008).

Ao Laboratório de Química Orgânica Marinha do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (LabQOMIOUSP) pelas análises físicas e químicas nas campanhas de 2009 – 2011 e 2013 – 2014.

Ao laboratório de Hidrobiologia da Faculdade de Biologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) e ao Dr. Ricardo Pollery pelas análises químicas na campanha de 2014 – 2015.

Aos membros da banca por aceitarem contribuir com meu trabalho.

À equipe e agregados do Laboratório de Cultivo e Ecologia do Fitoplâncton Marinho – UERJ: Fernanda, Caio, Bia, Diogo, Jefferson e Raquel pela contribuição, amizade e muitas distrações ao longo desta jornada.

Aos amigos do coração, Bia, Caio, Nathália e Thalita (em ordem alfabética para não causar conflitos!!!) pelos conselhos e por dividirem seus anseios e vitórias, tornando “menos difícil” meu caminho até aqui!

Aos meus pais, Marilza e Ricardo, pelo amor, confiança, paciência e apoio incondicional em todos os momentos.

A Deus, pela oportunidade de regaste neste mundo e por me abençoar mesmo nos momentos em que ponho minha fé a prova.

Tão pequeninas, as gotas d'água reunidas, formam os mares, os rios e as fontes que sustentam a vida na Terra. Sem elas, o nosso mundo seria apenas um imenso deserto. Assim são as palavras! Isoladas, são desenhos diminutos, sem expressão. Entretanto, reunidas pela inteligência humana, formam os livros e os documentos que ilustram os povos, sem elas não teríamos a História da Humanidade.

Chico Xavier – Emmanuel

RESUMO

LIMA, Domênica Teixeira de. **Fitoplâncton da Baía do Almirantado, Ilha Rei George, Antártica: frações de tamanho, diversidade e traços funcionais**. 2020. 157f. Tese (Doutorado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

A plataforma oeste da Península Antártica vem apresentando uma tendência de aquecimento regional, enquanto o clima está passando por uma transição de um clima polar seco e frio para um clima subantártico do tipo quente e úmido. Como consequência, mudanças abióticas são capazes de alterar a estrutura da comunidade fitoplanctônica, afetando a teia trófica local. Nesse sentido, a composição taxonômica, abundância e estrutura de tamanho da comunidade fitoplanctônica da Baía do Almirantado, Ilha Rei George, Península Antártica foram analisadas, durante os verões austrais de 2009 a 2011 e de 2013 a 2015, através de gradientes ambientais de temperatura da superfície do mar, salinidade, porcentagem de degelo (% MW), disponibilidade de nutrientes e Diversidade Funcional (FD), cujos índices foram calculados baseados nos traços funcionais das espécies. Uma ampla variação de nutrientes foi registrada, acompanhada por uma tendência de aumento nas concentrações destes ao longo dos anos analisados. Dois períodos amostrais (2013/14 e 2014/15) sofreram influência do degelo (>2,25% MW); esse parâmetro associado à disponibilidade de nutrientes e ao controle “*top-down*” modulou a estrutura de tamanho da comunidade. Houve domínio das frações pico (0,2 – 2 μm) e nanoplanctônicas (>2 – 20 μm), 10^{10} Cél.L⁻¹ e 10^6 Cél.L⁻¹, respectivamente; com decorrente maior contribuição de biomassa em carbono destas frações (máximo de $1,61 \times 10^3$ $\mu\text{gC.L}^{-1}$) indicando a importância de menores frações e a presença de uma teia trófica microbiana na região. Nos cenários sob influência do degelo a fração microfítocoplânctônica foi agrupada de acordo com suas tolerâncias ecológicas e fisiológicas ocasionando mudanças na composição específica da comunidade (e.g. codominância de diatomáceas e dinoflagelados) e maior FD. O aumento de dinoflagelados na fração microplânctônica, notadamente com modo de nutrição mixotrófica, bem como o domínio de menores frações de tamanho podem ser considerados gatilhos para alterações na estrutura da teia trófica antártica. Os resultados encontrados sugerem o uso da Baía do Almirantado como modelo para estudos sobre mudanças na composição, estrutura e Diversidade Funcional da comunidade fitoplanctônica.

Palavras-Chave: Degelo. Variações abióticas. Diversidade Funcional. Comunidade fitoplanctônica. Estrutura de tamanho. Península Antártica.

ABSTRACT

LIMA, Domênica Teixeira de. **Phytoplankton of Admiralty bay, King George Island, Antarctica**: size-fraction structure, diversity and functional traits. 2020. 157f. Tese (Doutorado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

The western shelf of the Antarctic Peninsula has experiencing increasing air temperatures while the climate is transitioning to a warm-humid subAntarctic-type of climate. As a consequence, abiotic changes are leading to alterations in the trophic web. In this sense, taxonomic composition, abundance and size class of phytoplankton community of Admiralty Bay, King George Island, Antarctic Peninsula were analyzed during the austral summer from 2009 to 2011 and from 2013 to 2015, across environmental gradients of sea surface temperature, salinity, Meltwater percentage (% MW), nutrient availability and Functional Diversity (FD), whose indices were calculated based on species traits. A broad range of nutrients was recorded, followed by a trend of increasing concentrations over the years analyzed. Two sampling periods (2013/14 and 2014/15) were influenced by Meltwater (> 2.25% MW); this parameter associated with nutrient availability and top-down control drives the community size structure. There was a dominance of the pico (0.2 - 2 μm) and nanoplankton (> 2 - 20 μm) classes, 10^{10} Cell.L⁻¹ and 10^6 Cell.L⁻¹, respectively; resulting a greater contribution of carbon biomass of these fractions (maximum of 1.61×10^3 $\mu\text{gC.L}^{-1}$) indicating the importance of smaller fractions and the presence of a microbial trophic web in this region. In scenarios under influence of Meltwater, the microphytoplankton fraction was grouped into communities according to ecological and physiological tolerances, thus leading changes in the community-specific composition (e.g. diatom and dinoflagellate co-dominance) and greater FD. An increase in the dinoflagellate fraction of microplankton, notably with mixotrophic nutrition mode, as well as the dominance of smaller-sized classes can be considered triggers for changes in the structure of the Antarctic trophic web. Our results suggest using Admiralty Bay as a model for studies on changes in phytoplankton community structure, composition and Functional Diversity.

Keywords: Meltwater. Abiotic variation. Functional Diversity. Phytoplankton Community. Size fractionation. Antarctic Peninsula.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Síntese da circulação do Estreito de Bransfield.....	21
Figura 2 -	Área de Estudo.....	36
Figura 3 -	Área de estudo (capítulo 1).....	42
Figura 4 -	Densidade sazonal e biomassa em carbono da Classe A, frações auto e heterotróficas, na Baía do Almirantado ao longo dos períodos amostrados.....	52
Figura 5 -	Densidade sazonal e biomassa em carbono da Classe B, frações auto e heterotróficas, na Baía do Almirantado ao longo dos períodos amostrados.....	53
Figura 6 -	Contribuição dos grupos microfitoplanctônicos e valores médios de densidade ao longo das campanhas.....	55
Figura 7 -	Análise de correlação canônica dos dados abióticos, degelo (% MW), clorofila <i>a</i> e classes de tamanho das campanhas na Baía do Almirantado.....	58
Figura 8 -	Subdivisão da WAP (Oeste da Península Antártica) para comparação das condições ambientais da Baía do Almirantado.....	60
Figura 9 -	Área de estudo (capítulo 2).....	75
Figura 10 -	Contribuição dos grupos microfitoplanctônicos (%), abundância total e Porcentagem de degelo – MW.....	84
Figura 11 -	Análise de Correlação Canônica e espécies abundantes representativas dos respectivos cenários.....	86
Figura 12 -	Dendograma destacando os grupos funcionais formados pela ausência e presença de traços e espécies representativas dos respectivos grupos.....	88
Figura 13 -	Escalonamento Multidimensional Não-Paramétrico (NMDS).....	89
Figura 14 -	Subdivisão da WAP (Oeste da Península Antártica) para comparação das condições ambientais da Baía do Almirantado.....	93

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Fatores de conversão em biomassa de carbono para os grupos pico e nanoplanctônicos na Baía do Almirantado ao longo das campanhas.....	45
Tabela 2 -	Fatores de conversão em biomassa de carbono para os grupos microfitoplanctônicos de maior contribuição na Baía do Almirantado ao longo das campanhas.....	46
Tabela 3 -	Classes de Tamanho e Classificação do Plâncton.....	46
Tabela 4 -	Porcentagem de degelo (% MW) da Baía do Almirantado ao longo dos anos amostrados (Capítulo 1).....	48
Tabela 5 -	Características químicas e biológicas da Baía do Almirantado.....	50
Tabela 6 -	Relação entre valores totais de biomassa e densidade das classes de tamanho do microfitoplâncton ao longo das campanhas.....	56
Tabela 7 -	Características Químicas e Físicas da Baía do Almirantado.....	82
Tabela 8 -	Porcentagem de degelo (% MW) da Baía do Almirantado ao longo dos anos amostrados (Capítulo 2).....	83
Tabela 9 -	Índices de diversidade Funcional.....	90
Tabela 10 -	Subdivisão da WAP (Oeste da Península Antártica) para comparação das condições ambientais da Baía do Almirantado.....	94

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACC	Corrente Circumpolar Antártica
AE	Vórtices anticiclônico
AR	Arctowski
ASMA	Área Antártica de Manejo Especial
B	Biomassa
BA	Baía do Almirantado
BP	Botany Point
c.f.	Concentração final
CF	Comandante Ferraz
DAPI	4'-6-diamidino-2-fenilindol
EB	Estreito de Bransfield
FD	Diversidade Funcional
FDis	Dispersão Funcional
FEve	Equitatividade Funcional
FRic	Riqueza Funcional
FV	Final do verão
GALD	Máxima dimensão linear axial
HABs	Floração algal potencialmente nociva
INCT-APA	Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia Antártico de pesquisas Ambientais
IV	Início do verão
Máx	Máximo
MDL	Máxima dimensão linear
Mín	Mínimo
MP	Machu Picchu
N/P	Razão entre nitrogênio e fósforo
PA	Península Antártica
PF	Frente da Península
ppt	Partes por trilhão
PROANTAR	Programa Brasileiro Antártico

S fun	Salinidade no fundo
S sup	Salinidade na superfície
S/V	Razão entre superfície volume
TBW	Águas Transicionais do Mar de Weddell
TP	Thomas Point
TWW	Águas Transicionais do Mar de Bellingshausen
UCDW	Água Circumpolar Profunda Superior
UFRJ	Universidade Federal do Rio de Janeiro
V	Volume
Vol. Cel.	Volume Celular
WAP	Oeste da Península Antártica

LISTA DE SÍMBOLOS

°C	Graus Celsius
>	Maior
<	Menor
+	Soma
±	Mais ou menos
=	Igual
~	Aproximadamente
≤	Menor ou igual
X	Multiplicação
m	Metros
L	Litro
Cél.L ⁻¹	Célula por litro
%	Porcentagem
µgC.L ⁻¹	Micrograma de carbono por litro
mm	Milimetro
µg.L ⁻¹	Micrograma por litro
nm	Nanômetro
µm ²	Micrômetro quadrado
µm ³	Micrômetro cúbico
°C.década ⁻¹	Graus Celsius por década
mg.m ⁻³	Miligrama por metro cúbico
NO ₂	Nitrito
NO ₃	Nitrato
SiO ₄	Silicato
PO ₄	Fosfato
CO ₂	Gás carbônico
µmol.L ⁻¹	Micromol por litro
λ	Lâmbda (Comprimento de onda)
% MW	Porcentagem de Degelo - <i>Meltwater</i>
km ²	Quilômetro quadrado
dbar	Decibar
®	Marca Registrada

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO.....	14
1	REFERENCIAL TEÓRICO.....	18
1.1	Síntese da Dinâmica Oceanográfica do Estreito de Bransfield – Península Antártica.....	18
1.2	Síntese da Teia Trófica Antártica.....	22
1.3	Síntese de alguns estudos da comunidade fitoplanctônica na Baía do Almirantado.....	24
1.4	O papel dos traços funcionais na estrutura das comunidades fitoplanctônicas	28
2	HIPÓTESES.....	34
3	ÁREA DE ESTUDO.....	35
4	CAPÍTULO 1: INFLUÊNCIA DO DEGELO SOBRE AS CLASSES DE TAMANHO DO FITOPLÂNCTON NA BAÍA DO ALMIRANTADO, ILHA REI GEORGE, ANTÁRTICA.....	38
4.1	Introdução.....	38
4.2	Objetivos.....	41
4.2.1	<u>Geral.....</u>	41
4.2.2	<u>Específicos.....</u>	41
4.3	Materiais e métodos.....	42
4.3.1	<u>Área de Estudo.....</u>	42
4.3.2	<u>Procedimentos de coleta.....</u>	44
4.3.3	<u>Análises laboratoriais.....</u>	44
4.3.4	<u>Análises dos dados.....</u>	47
4.4	Resultados.....	48
4.4.1	<u>Variáveis Ambientais.....</u>	48
4.4.2	<u>Dados Bióticos.....</u>	52
4.5	Discussão.....	60
4.6	Conclusões.....	70
5	CAPÍTULO 2: EFEITO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS SOBRE A DIVERSIDADE FUNCIONAL DO MICROFITOPLÂNCTON NA BAÍA DO ALMIRANTADO, ILHA REI GEORGE, ANTÁRTICA.....	72

5.1	Introdução	72
5.2	Objetivos	74
5.2.1	<u>Geral</u>	74
5.2.2	<u>Específicos</u>	74
5.3	Materiais e métodos	74
5.3.1	<u>Área de Estudo</u>	74
5.3.2	<u>Procedimentos de coleta</u>	77
5.3.3	<u>Análises laboratoriais</u>	77
5.3.4	<u>Análises dos dados</u>	79
5.3.5	<u>Teste de Padrões ambientais</u>	79
5.3.6	<u>Índices de Diversidade Funcional (FD)</u>	79
5.3.7	<u>Relações entre as espécies e as variáveis ambientais</u>	80
5.3.8	<u>Relação entre os Índices Funcionais e as variáveis ambientais</u>	81
5.3.9	<u>Identificação dos Grupos Funcionais</u>	81
5.4	Resultados	81
5.4.1	<u>Padrões das variáveis</u>	81
5.4.1.1	<u>Variação espacial</u>	81
5.4.1.2	<u>Variação temporal</u>	82
5.4.2	<u>Respostas do microfitoplâncton às variáveis ambientais</u>	87
5.4.3	<u>Grupos Funcionais e Diversidade Funcional</u>	89
5.5	Discussão	93
5.5.1	<u>Variações ambientais na Baía do Almirantado e sua representação para a WAP</u>	93
5.5.2	<u>Relações entre a estrutura da comunidade microfitoplanctônica, degelo e ressuspensão</u>	99
5.5.3	<u>Variações nos grupos microfitoplanctônicos e na Diversidade Funcional relacionadas ao degelo</u>	102
5.6	Conclusões	105
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	106
	REFERÊNCIAS	107
	APÊNDICE A – Lista Taxonômica e Período de Ocorrência dos organismos.....	126
	APÊNDICE B - Traços Funcionais.....	129
	APÊNDICE C - Lista Taxonômica e Período de Ocorrência dos organismos.....	134

APÊNDICE D - Coeficientes de Correlação de Pearson entres índices de Diversidade Funcional e variáveis ambientais.....	139
APÊNDICE E - Artigo publicado na Revista <i>Frontiers in Marine Science</i> em outubro de 2019 sobre o título “Abiotic Changes Driving Microphytoplankton Functional Diversity in Admiralty Bay, King George Island (Antarctica)” doi: 10.3389/fmars.2019.00638.....	140

INTRODUÇÃO

A Antártica é o continente mais preservado do planeta, protegido pelo Tratado Antártico, que reserva a área ao sul do paralelo 60° S para fins pacíficos através da livre pesquisa científica no âmbito internacional (CIRM, 2015). As pesquisas desenvolvidas na Antártica refletem diretamente para o estado da arte desta região e na transferência de conhecimento para a sociedade. O interesse internacional sobre o papel da Antártica perante as mudanças climáticas globais adquiriu grande relevância nos últimos anos, pelo fato de ser uma das regiões mais sensíveis às variações ambientais, apresentando uma relação direta com os oceanos circundantes e com a atmosfera da América do Sul, influenciando até a Região amazônica (CIRM, 2015).

A dinâmica dos processos gerados na atmosfera e suas consequências sobre a variabilidade climática afetam diretamente os organismos terrestres e marinhos (ARACENA et al., 2018). A avaliação sistemática de regiões do Oceano Austral visando compreender os padrões espaço-temporais de distribuição da biota marinha é importante para evidenciar tendências sobre sua composição, diversidade, abundância e produtividade, como resposta às variações ambientais relacionadas à possíveis mudanças climáticas (IPCC, 2013). No contexto atual, de potenciais mudanças climáticas, pouco se sabe como estas alterações irão repercutir sobre os seres vivos, especialmente em regiões como a Antártica e o Oceano Austral. Estas regiões, são como laboratórios naturais e proporcionam o desenvolvimento de pesquisas sobre potenciais efeitos de mudanças ambientais passadas, presentes e projetadas, relacionadas à biodiversidade, adaptações dos organismos e populações, bem como na estrutura e função do ecossistema (ARACENA et al., 2018).

Além disso, a Antártica possui uma rica diversidade de organismos, que ocupam diferentes níveis na teia trófica (DUCKLOW et al., 2013). Muitas dessas espécies desempenham um papel-chave no ecossistema antártico e podem ser potenciais indicadoras as variações ambientais e exposição a poluentes. Desta maneira, as interações entre os ambientes atmosférico, terrestre e marinho regem a complexidade do ecossistema Antártico que é o foco de estudo do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia Antártico de Pesquisas Ambientais (INCT-APA) no qual está inserido este projeto. As pesquisas realizadas no âmbito do INCT-APA têm contribuído de forma consistente para o estado da arte das pesquisas antárticas brasileiras através de estudos sobre o papel essencial que a Antártica desempenha no equilíbrio

térmico do planeta, e em especial para a América do Sul, cujo clima é especialmente controlado por massas de ar oriundas do continente gelado.

Considerando essa complexidade biológica, perante as premissas de mudanças climáticas, este trabalho, integrado na proposta do INCT-APA, versa sobre a estrutura, caracterização e dinâmica do fitoplâncton com ênfase na flora pelágica em face aos processos atmosféricos, relacionando sua estrutura e diversidade a potencialidade como indicadores biológicos do Ecossistema Antártico.

O entendimento acerca da descrição e a manutenção da diversidade biológica afeta tanto o funcionamento dos ecossistemas como os benefícios e serviços que estes oferecem às populações humanas (MEDLIN et al., 2006). Compreender como as mudanças nas condições ambientais são capazes de dirigir a abundância das espécies na comunidade fitoplanctônica é umas das chaves para a avaliação da dinâmica dos ecossistemas aquáticos e pode auxiliar no desenvolvimento de programas de monitoramento ambiental. Mudanças na composição taxonômica do fitoplâncton, em um determinado tempo e lugar, são bem documentadas e são manifestações das estratégias adaptativas e modos de nutrição de espécies que ocorrem (BOYD et al., 2010; MARGALEF, 1978, 1997; REYNOLDS, 1987; REYNOLDS; SMAYDA, 1998).

A oeste da região da Península Antártica (WAP) localiza-se o Arquipélago das Shetland do Sul, que inclui a Ilha Rei George, a maior e mais impactada região pela presença estações e bases de pesquisas (CAMPOS et al., 2013), e uma das regiões mais afetadas pelas mudanças climáticas globais (LEE et al., 2015) Associado à tendência de aquecimento regional observada para a WAP, tem sido observada uma diminuição de 7% na cobertura de gelo nos últimos 50 anos nessa Ilha (CAMPOS et al., 2013) e um aumento significativo da temperatura da água (CLARKE et al., 2005). A Baía do Almirantado, situada no centro da Ilha Rei George, é uma região de grande valor ambiental, histórico e científico, e que foi designada como Área Antártica de Manejo Especial (Antarctic Specially Managed Area – ASMA) pelo Encontro Consultivo do Tratado Antártico de 1996 (MONTONE et al., 2013). A ocupação humana tem sido incrementada nos últimos anos, criando a necessidade de desenvolver um processo contínuo de monitoramento ambiental que auxilie os planos de proteção dessa região. Em comum com a maioria das regiões costeiras do mundo, o sistema da WAP é afetado por influências antropogênicas, incluindo mudanças climáticas, poluição, exploração de espécies predadoras de topo como baleias e focas, e exploração de recursos pesqueiros (DUCKLOW et al., 2013).

A região da WAP está apresentando aquecimento mais rápido do que todas as áreas do planeta, e a extensão, duração e sazonalidade do gelo marinho também está mudando rapidamente (DUCKLOW et al., 2013). O clima desta região está passando por uma transição do tipo climático polar frio e seco a um tipo climático subantártico quente e úmido. Ao longo das últimas décadas, o ecossistema marinho da WAP sofreu rápidas alterações climáticas físicas, como o aumento da temperatura do ar durante o inverno (MONTES-HUGO et al. 2009). Durante a segunda metade do último século, a temperatura do ar nesta região (WAP) tem aumentado cerca de 2 °C em relação à variação global (DUCKLOW et al., 2007). Esse aumento regional tem consequências na extensão, duração e sazonalidade do gelo marinho do gelo marinho e costeiro (e.g. a duração do gelo tem diminuído por cerca de 100 dias desde 1978, causando um decréscimo na produtividade fitoplanctônica na região) (DUCKLOW et al., 2013), no derretimento das superfícies das geleiras (MOLINE et al., 2004) e na expansão de águas oceânicas e aumento do nível do mar (MONTES-HUGO et al., 2009). As variações na distribuição do gelo marinho e descarga de água doce a partir do derretimento do gelo marinho e glacial são influências dominantes nos processos ecológicos e biogeoquímicos no sistema costeiro da Antártica (DUCKLOW et al., 2013).

Essas consequências na dinâmica geográfica e nas propriedades químicas e físicas da água oceânica podem induzir mudanças na estrutura populacional fitoplanctônica (KOPCZYŃSKA, 2008; PIQUET et al., 2011), que por sua vez poderão ser refletidas em todos os compartimentos tróficos da região (CORNEJO-DONOSO; ANTEZANA, 2008; LANGE et al., 2014; MEDLIN; PRIDDLE, 1990; MOLINE et al., 2004; RIBIC et al. 2008). O aumento da temperatura na água oceânica Antártica tem levado à um aumento na cobertura de nuvens (diminuição da incidência solar) e na velocidade dos ventos, bem como à diminuição da camada de gelo (LANGE et al., 2014). Esses fatores, associados à redução da concentração de clorofila na Península Antártica (MONTES-HUGO et al., 2009; SCHOLSS et al., 2014), tem direcionado à uma mudança no tamanho, na composição e na estruturação das comunidades fitoplanctônicas em águas oceânicas (LANGE et al., 2014). O fitoplâncton é influenciado por propriedades químicas (nutrientes e salinidade) e físicas (temperatura e pH) das massas de água (HEWES, 2009), e por fatores ambientais como o regime de ventos, turbulência e radiação solar (SCHLOSS et al., 2002).

As mudanças interanuais nas condições ambientais das regiões costeiras da Baía do Almirantado, especialmente nas características hidrológicas, têm resultado no decréscimo do tamanho das células microfitoplanctônicas, associado à mudança na dominância dos grupos

taxonômicos de diatomáceas a dinoflagelados (LANGE et al., 2012). As alterações climáticas observadas nesta região têm levado ao aumento da incidência solar e da temperatura, aumentando o derretimento do gelo terrestre. Os efeitos secundários do derretimento do gelo (e.g. aumento da turbidez e da atenuação da luz) têm provavelmente causado a redução da abundância das diatomáceas. Por outro lado, alterações de curta escala em comunidades fitoplanctônicas são predominantemente influenciadas por mudanças nos padrões dos ventos e na cobertura do gelo (MONTES-HUGO et al. 2009; SCHLOSS et al., 2012).

Baseando-se nessa situação atual, se a temperatura do ar na região Antártica continuar a aumentar, diminuindo assim a superfície das geleiras e a frequência de invernos com grande desenvolvimento de gelo marinho (LAWS, 1985), a estruturação das comunidades fitoplanctônicas associadas a essas mudanças podem afetar a eficiência de consumo das diferentes espécies de zooplâncton e consumidores primários, que por sua vez causariam consequências sobre os níveis tróficos superiores dependentes direta ou indiretamente dessas espécies planctônicas como fonte de recurso. Desta forma, a teia trófica antártica poderia ser alterada, pois os organismos fitoplanctônicos de menor tamanho apresentam diferentes condições nutricionais como potencial fonte alimentar aos níveis tróficos mais altos no que diz respeito à qualidade e quantidade (DUCKLOW et al., 2007; LEE, 2009; ROSS et al., 2000).

1 REFERENCIAL TEÓRICO

1.1 Síntese da Dinâmica Oceanográfica do Estreito de Bransfield - Península Antártica

No continente Austral, a Península Antártica (PA) é mais suscetível às alterações do clima em virtude de sua localização geográfica mais ao norte e pelo restrito volume de sua cobertura de gelo (FABRÉS et al., 2002).

Os dados de hidrografia apresentados estão primariamente concentrados na região do Estreito de Bransfield (EB), região próxima à Ilha Rei George e, portanto, de grande influência na circulação local. O EB é uma grande bacia de mistura. Nesta região, uma série de massas de água se encontra, interagem e acabam formando um ambiente de características únicas e importantes para a oceanografia regional (DUARTE, 2006).

A temperatura nas camadas superiores das águas do EB (0 a 500m) varia entre $-1,2^{\circ}\text{C}$ e $2,4^{\circ}\text{C}$. Entretanto, são observadas alterações nos padrões de temperatura no sudoeste do Estreito e nas proximidades das Ilhas Shetland do Sul (cerca de 1°C de elevação). A noroeste da Península os menores valores na temperatura ($-1,2^{\circ}\text{C}$ e $-1,0^{\circ}\text{C}$) estão associados a influência do Mar de Weddel; enquanto na região costeira das Shetland do Sul são observadas temperaturas superiores, entre $-1,0^{\circ}\text{C}$ e $1,6^{\circ}\text{C}$ (DUARTE, 2006). Quanto à salinidade, a região oeste do EB, nas proximidades do Estreito de Gerlache, apresenta águas menos salinas (33,0). Enquanto águas mais salinas (entre 34,1 a 34,6) foram registradas nas adjacências da Península Antártica e associam-se às águas mais frias, possivelmente oriundas do Mar de Weddell (IKEDA et al., 1986).

Quanto à estrutura termohalina, na região sudoeste do EB são observadas águas de menor salinidade associadas a temperaturas superiores a $1,0^{\circ}\text{C}$, oriundas do mar de Bellingshausen. A leste do Estreito, foram observados valores mínimos de salinidade (33,8) e temperatura superficial ($-1,4^{\circ}\text{C}$). Enquanto na faixa norte do EB a salinidade varia pouco (entre 34,4 a 34,6) e apresenta uma estrutura térmica mais heterogênea variando de $-0,6^{\circ}\text{C}$ a $0,6^{\circ}\text{C}$ (IKEDA et al., 1986).

As massas d'água presentes na quebra da Plataforma ao longo das Ilhas Shetland do Sul consistem de águas influenciadas por processos locais de aquecimento e influxo de água doce e da intrusão de águas profundas da Corrente Circumpolar Antártica (NIILER et al., 1991),

componente dominante da circulação em larga escala do Oceano Sul (SANGRÀ et al., 2014), que penetram no Estreito de Bransfield e permanecem nas proximidades das Ilhas Shetland do Sul (NIILER et al., 1991).

A circulação do Estreito de Bransfield (Fig. 1) é complexa e suas águas resultam de processos de circulação costeira e oceânica, que se combinam ao fluxo de água doce, transporte de calor e circulação atmosférica (ARACENA et al., 2018). Há a interação de dois fluxos: um de águas advindas do Mar de Weddel – Águas Transicionais do Mar de Weddell (Transitional Weddell Waters - TWW), mais frio e salino (Temperatura $< 1^{\circ}\text{C}$ e Salinidade $> 34,1$), pobre em nutrientes, que entra na bacia do EB pela região mais próxima a ilha Joinville, e outro advindo de águas do Mar de Bellingshausen - Águas Transicionais do Mar de Bellingshausen (Transitional Bellingshausen Waters - TBW), mais quente e menos salino (Temperatura $> 1^{\circ}\text{C}$ e Salinidade $< 34,1$), que entra no Estreito a partir das passagens entre as ilhas situadas a oeste do arquipélago das Shetland do Sul (ARACENA et al., 2018; GONÇALVES-ARAUJO et al., 2015; LÓPEZ et al., 1999; SANGRÀ et al., 2011).

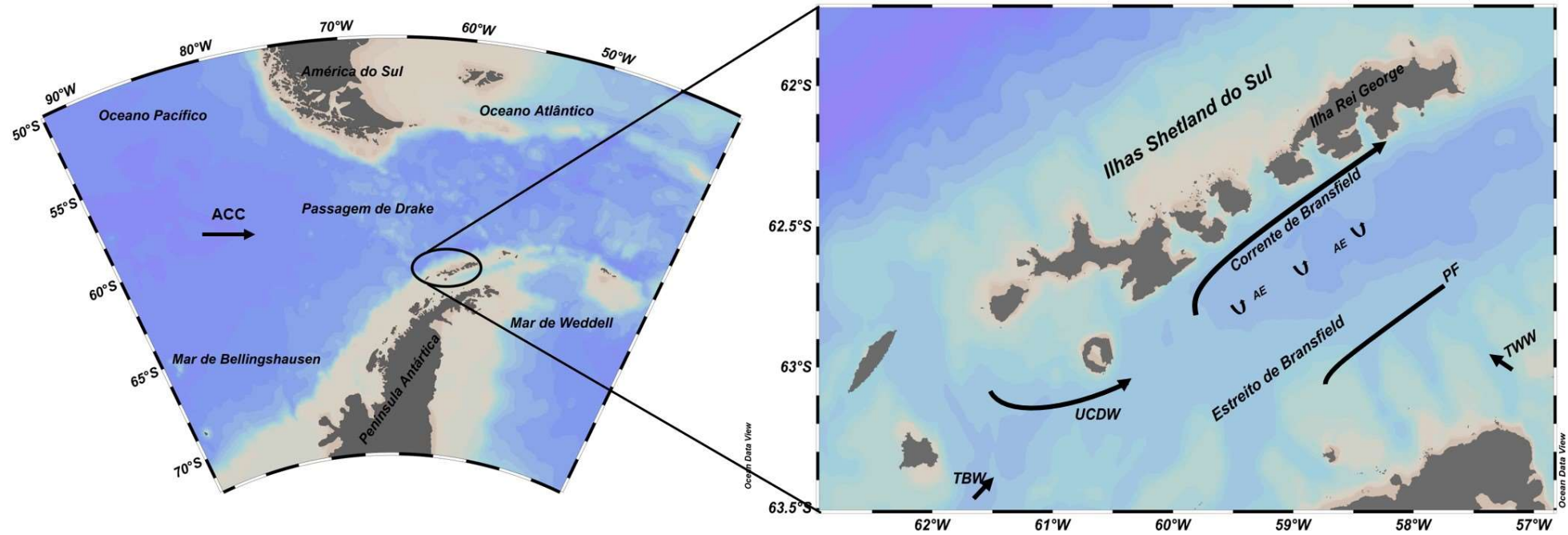
Há ainda a ação de frentes e de outras massas d'água na região. A Península Antártica é influenciada pela Água Circumpolar Profunda Superior (Upper Circumpolar Deep Water - UCDW). Massa d'água com características mais quentes e mais salinas (SANGRÀ et al., 2017), rica em nutrientes (ARACENA et al., 2018), encontrada na região oceânica a profundidades que variam entre 200 e 600 m transportada junto a Corrente Circumpolar Antártica (Antarctic Circumpolar Current - ACC), flui sentido leste ao longo do Talude da WAP (KLINCK et al., 2004; MARTINSON et al. 2008; SCHOFIELD et al., 2017).

De acordo com Gonçalves-Araujo et al. (2015) há a presença de uma frente superficial termohalina, descrita como Frente da Península (Peninsula Front - PF) (SANGRÀ et al., 2017), que separa a TWW na seção sudeste do Estreito de Bransfield, da TBW na seção noroeste. Enquanto López et al. (1999), descrevem uma frente, no talude continental das Shetland do Sul, caracterizada pela distribuição da salinidade (200 dbar), denominada de Frente de Bransfield (GRELOWSKI et al., 1986; NIILER et al., 1991). Esta frente se estende sentido leste ao longo da isóbata de 1000 m e é estabelecida na convergência de Águas Transicionais com influência do mar de Weddell (TWW) com águas de menor salinidade da plataforma das Shetland do Sul. A Frente de Bransfield está relacionada a um jato baroclínico, denominado Corrente de Bransfield (LÓPEZ et al., 1999), principal estrutura de mesoescala da região, apresenta profundidade de cerca de 200 m e largura de 25 a 40 Km durante o verão austral (NIILER et

al., 1991), circula ao longo da costa das Ilhas Shetland do Sul transportando TBW (ZHOU et al., 2002, 2006) e determina a circulação média na bacia Oriental do EB (NIILER et al., 1991).

Adicionalmente, López et al. (1999) ressaltaram a formação de vórtices ciclônicos e anticiclônicos entre 200 e 450 m de profundidade, constatando que estes vórtices seriam formados pela interação da Frente Bransfield com a topografia de fundo do Talude das Ilhas Shetland do Sul. Assim como Niiler et al. (1991) e Sangrà et al. (2011) que destacaram a presença de vórtices anticiclônico (anticlockwise eddies - AE) com características da TBW, com de cerca de 10 a 20m, que se estendem da superfície a aproximadamente 300 m, formados a partir da Corrente de Bransfield quando esta atinge a extremidade das Shetland do Sul.

Figura 1 - Síntese da circulação do Estreito de Bransfield



Legenda: Vórtices anticiclônicos (AE); Frente da Península (PF); Águas Transicionais do Mar de Weddell (TWW); Águas Transicionais do Mar de Bellingshausen (TBW); Água Circumpolar Profunda Superior (UCDW); Corrente Circumpolar Antártica (ACC).

Nota: Circulação descrita por Sangrá et al. (2011, 2017) e Aracena et al. (2018). Ilhas Shetland do Sul (detalhe ampliado).

Fonte: A autora, 2020.

1.2 Síntese da Teia Trófica Antártica

A estrutura da teia trófica pode variar em resposta a processos físicos (circulação, gelo marinho) e químicos (disponibilidade de micro e macronutrientes) que alteram a produção primária, a composição do fitoplâncton, a abundância relativa de espécies zooplânctônicas e a dinâmica de forrageio de predadores (ATKINSON et al., 2008; MURPHY et al., 2007). Os efeitos cumulativos das alterações ambientais, particularmente a redução do gelo marinho, exercem um controle na distribuição e composição da teia trófica na WAP (BALLERINI et al., 2014). Assim, a comunidade fitoplanctônica bem como a estrutura da teia trófica podem sofrer alterações associadas a contínua redução da cobertura de gelo, com dominância de menores organismos fitoplanctônicos (KAVANAUGH et al., 2015).

A principal via de transferência energética passa pelos produtores primários, zooplâncton e predadores de topo, representando a clássica cadeia trófica antártica - fitoplâncton – *Krill* – predadores de topo (CLARKE et al., 2007; CORNEJO-DONOSO; ANTEZANA, 2008). A exemplo, na Baía do Almirantado e na Península Antártica, a predação do fitoplâncton pelo *krill* (*Euphausia superba* e *E. crystallorophias*) é responsável pelo seu controle e/ou redução populacional (KOPCZYŃSKA, 1981; SABA et al., 2014). A maior eficiência energética de transferência de carbono a teia trófica ocorre quando há predomínio de diatomáceas na comunidade fitoplanctônica (ARACENA et al., 2018) com o *krill* antártico representando a principal via de transferência de carbono entre a produção primária e níveis tróficos superiores (MURPHY et al., 2012), pois apresentam preferência alimentar (palatabilidade) por diatomáceas (HABERMAN et al., 2003; LIGOWSKI et al., 2000; ROSS et al., 2000) e geralmente evitam organismos dentre as frações $< 20 \mu\text{m}$ e $> 70 \mu\text{m}$ (OPALIŃSKI et al., 1997). Assim, o *krill* representa importante componente da teia trófica antártica (QUENTIN; ROSS, 2003) e sua abundância, fundamental para o ecossistema local, apresenta forte dependência da biomassa fitoplanctônica (SABA et al., 2014).

O declínio da densidade fitoplanctônica, principalmente do microfitoplâncton fração preferencial para o forrageio do *krill*, bem como o aumento do degelo, têm resultado negativo sobre seu ciclo de vida (MONTES-HUGO et al. 2009; ROZEMA et al., 2017a; SABA et al. 2014), visto que são extremamente dependentes da sazonalidade do gelo marinho (ATKINSON et al., 2004; SABA et al., 2014). Desta forma, a redução do *krill* antártico impacta negativamente níveis tróficos superiores dependentes destes organismos, incluindo pinguins,

aves marinhas, focas e baleias, notadamente seus esforços de forrageio e reprodução (BALLERINI et al., 2014; SABA et al., 2014).

Cabe destacar a existência de outras vias na teia trófica antártica que incluem a contribuição da comunidade bentônica, do micro e metazooplâncton e da alça microbiana (CLARKE et al., 2007; SAILLEY et al., 2013), agindo como vias alternativas do fluxo de energia (MURPHY et al., 2007) e indicando a complexidade das interações tróficas na região (SAILLEY et al., 2013). Nesse sentido, outros taxa também são importantes componentes da teia local (HENLEY et al., 2019). Nanoflagelados como prasinofíceas, criptofíceas e haptofíceas (KOPCZYŃSKA, 2008; WASIŁOWSKA et al. (2015). Flagelados, dinoflagelados heterotróficos, atecados, ciliados aloricados e tintinídeos (ATKINSON et al., 2012; DUCKLOW et al., 2012; STEINBERG et al., 2015) dominam o microzooplâncton (< 200 µm) (CALBET et al., 2005; GARZIO; STEINBERG, 2013). Enquanto o macrozooplâncton (> 200 µm), além do *krill*, é dominado por copépodes (e.g. *Oithona similis*, *Rhincalanus gigas* e *Calanus propinquus*) (GARCIA et al., 2016), salpas (*Salpa thompsoni*) e pterópodes (*Limacina helicina*) contribuindo para a redução da biomassa fitoplanctônica (BERNARD, et al., 2012).

A abundância e distribuição do zooplâncton ao longo da WAP é influenciada pela disponibilidade e composição do fitoplâncton, assim como da estrutura física da coluna d'água. A interação entre esses dois componentes da teia trófica é essencial na ciclagem de carbono e nutrientes (HENLEY et al., 2019). As mudanças na estrutura da comunidade fitoplanctônica afetam a abundância relativa do *krill* (ROZEMA et al., 2017a) em comparação a outros grupos zooplanctônicos, pois a eficiência de sua predação reduz quando menores frações dominam (< 20 µm) (OPALIŃSKI et al., 1997). Comunidades dominadas por diatomáceas favorecem o *krill*, em contrapartida, comunidades dominadas por criptofíceas e/ou haptofíceas favorecem salpas (ATKINSON et al., 2012; HABERMAN et al., 2003; MOLINE et al., 2004). Esses organismos são filtradores que consomem fitoplâncton de menor tamanho (ATKINSON et al., 2012) e podem coocorrer com o *krill* em regiões da WAP caracterizadas pela redução de gelo marinho (BERNARD et al., 2012). Em condições onde menores fração do fitoplâncton predominam há redução da eficiência energética da teia trófica; considerando não somente a pressão de herbivoria pelas salpas, que aumenta significativamente quando esses organismos estão presentes, devido às suas altas taxas de ingestão (BERNARD et al., 2012), mas também a ineficiência do forrageio do *krill* sobre organismos menores e a subsequente perda de biomassa e transferência a níveis tróficos superiores (MOLINE et al., 2004).

A importância do microzooplâncton como ligação entre os níveis tróficos indica que a teia trófica da região pode ser considerada como um sistema multívoro; oscilando entre uma teia trófica de herbívoros com o *krill* dominando e uma teia microbiana onde o grazing do microzooplâncton e a produção bacteriana são mais importantes (GARZIO et al., 2013; SAILLEY et al., 2013), pois desempenham importante função na transferência de carbono a partir da teia trófica microbiana a níveis tróficos superiores (YANG et al., 2012) devido ao aumento da produção primária atribuída a menores frações fitoplanctônicas (SAILLEY et al., 2013).

Mudanças a longo prazo na composição da comunidade zooplanctônica da Península Antártica podem afetar a transferência energética a níveis tróficos superiores (e.g. aumento da abundância e distribuição das salpas; redução da biomassa do *krill*); e, por conseguinte, alterações nos ciclos biogeoquímicos deste ecossistema (STEINBERG et al., 2015) através de mudanças no fluxo regional de carbono ao longo da teia trófica e a exportação de carbono a regiões mais profundas (BERNARD et al., 2012).

1.3 Síntese de alguns estudos da comunidade fitoplanctônica na Baía do Almirantado

Neste estudo, o termo fitoplâncton, organismos majoritariamente autotróficos oxigênicos que são incapazes de vencer as correntes (MAGALHÃES, 2015), abrange não apenas microalgas autotróficas, inclui ainda outros organismos protistas (MARCHANT; SCOTT, 2005) que não são exclusivamente fotossintetizantes, como dinoflagelados mixotróficos (constitutivos e não constitutivos) e heterotróficos.

O conceito de mixotrofia adotado abrange organismos que utilizam diferentes fontes de energia e carbono, combinando fotossíntese e ingestão de presas (STOECKER, 1999) ao invés de apresentar apenas um modo de nutrição trófica; incluindo organismos que apresentam cloroplastos próprios, endossimbiontes e cleptoplastídicos (EILER, 2006). Ou seja, tanto organismos com capacidade inata (constitutiva) de realizar fotossíntese, mixotróficos constitutivos; quanto organismos que não apresentam tal capacidade (não constitutivos) adquirindo-a através do consumo de presas fototróficas, mixotróficos não constitutivos (MITRA et al., 2016).

Em uma revisão sobre estudos realizados nas baías da Ilha Rei George, Lange et al. (2018) relatam que os primeiros estudos na Baía do Almirantado datam de 1980 e abordavam a composição taxonômica da região. Os autores compilaram resultados de três décadas e encontraram 415 unidades taxonômicas, incluindo a descrição de novas espécies. A maior contribuição específica foi atribuída as diatomáceas (371), seguida por dinoflagelados (34), cianobactérias (8), haptofíceas (1) e silicoflagelados (1). A importância das diatomáceas foi indicada pela frequência de ocorrência de *Corethron pennatum*, *Pseudogomphonema kamtshaticum* e de gêneros bentônicos como *Cocconeis* sp. e *Navicula* sp. na coluna d'água. Cabe destacar a ocorrência de eventos de floração (densidade celular $> 10^4$ Cél.L⁻¹) e o aumento da contribuição de dinoflagelados após 2010 sugerindo mudanças na estrutura da coluna d'água.

No âmbito do Programa Brasileiro Antártico (PROANTAR), o monitoramento nas águas da região rasa (<30m) na Baía do Almirantado, Ilha Rei George (Antártica), foi implementado no ano de 2002. O grupo de pesquisa do CNPq Fitoplâncton Marinho – FITOMAR, coordenado pela Profa. Dra. Denise Rivera Tenenbaum (UFRJ), desenvolveu esse trabalho de monitoramento da comunidade fitoplanctônica na baía, com o intuito de estudar a estrutura da comunidade microplânctônica, suas variações espaço-temporais e avaliar as respostas a impactos ambientais naturais e antropogênicos em longo prazo. Em 2009, o esforço de monitoramento foi incrementado tanto com uma maior frequência amostral temporal, quanto no detalhamento da estrutura de tamanho da comunidade planctônica (BARRERA-ALBA et al., 2012; VANZAN et al., 2015). As interações entre os ambientes atmosférico, terrestre e marinho regem a complexidade do ecossistema Antártico que é o foco do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia Antártico de Pesquisas Ambientais (INCT-APA) no qual está inserido este projeto, foi encerrado em 2017. Contudo, permanece contribuindo de forma consistente para o estado da arte das pesquisas antárticas brasileiras através de estudos sobre o papel essencial que a Antártica desempenha no equilíbrio térmico do planeta, e em especial para a América do Sul, cujo clima é especialmente controlado por massas de ar oriundas do continente gelado.

Lange et al. (2007) constataram, durante o verão austral de 2002/2003, alta diversidade (113 unidades taxonômicas), com maior contribuição de diatomáceas, seguidas por dinoflagelados, cianobactérias e flagelados. As maiores abundâncias (10^4 Cél.L⁻¹) foram atribuídas as diatomáceas bentônicas como *Fragilaria striatula*, principalmente no início do

verão. Durante o final do verão, diatomáceas cêntricas como *Thalassiosira* spp. foram mais abundantes.

Kopczyńska (2008) realizou um compilado quali-quantitativo entre fevereiro de 1996 a novembro de 1998 e janeiro de 2003 a novembro de 2005.

Entre 1996 e 1998, foram observadas densidades na ordem de 10^6 Cél.L⁻¹; as frações do pico e nanoplâncton dominaram (71-99%), seguidos por diatomáceas (44% em 1996), à medida que dinoflagelados estiveram presentes em pequenas concentrações ou não chegaram a ser detectados em determinadas amostragens.

Entre 2003 e 2005, a densidade atingiu 10^6 Cél.L⁻¹. O grupo dominante, correspondente ao pico e nanoflagelados, contribuiu com 85 a 100% do total das concentrações celulares. Entre esses, Prymnesiophyceae, Criptofíceas e Prasinofíceas foram de extrema importância. Cabe ressaltar que as diatomáceas foram menos abundantes.

De acordo com Tenenbaum et al. (2011), durante o verão austral de 2009/2010, houve decréscimo (<45%) na contribuição do grupo das diatomáceas, especialmente durante o final do verão.

Segundo Barrera-Alba et al. (2012), em um estudo sobre a estrutura de tamanho e biomassa do fitoplâncton (campanha realizada em dezembro de 2010), a densidade microplanctônica (10^3 Cél.L⁻¹) foi maior do que a observada durante o período 2009/2010, com dominância de diatomáceas, como *Thalassiosira* spp., sobre dinoflagelados. Enquanto as densidades das frações pico e ultraplânctônica ($\sim 10^6$ Cél.L⁻¹) foram similares as registradas em estudos anteriores.

Em um detalhamento taxonômico de diatomáceas (entre 2002 e 2010), realizado por Fernandes et al. (2013), foram registradas 53 espécies com maior contribuição de diatomáceas bentônicas. Os gêneros mais representativos em termos de riqueza foram *Cocconeis* sp., *Fragilariopsis* sp., *Licmophora* sp., *Navicula* sp. e *Gyrosigma* sp.

Lange et al. (2014), durante os verões de 2002/2003 e 2008/2009, observaram uma baixa abundância (10^3 Cél.L⁻¹) do fitoplâncton ($> 15 \mu\text{m}$) e alta variabilidade dos grupos taxonômicos ao longo da amostragem, refletindo um decréscimo no tamanho celular. Diatomáceas grandes ($> 31 \mu\text{m}$) representaram mais do que 90% da abundância fitoplanctônica nos verões de 2002/2003 e 2003/2004, enquanto um significativo aumento de pequenos dinoflagelados foi observado em 2007/2008 (30%) e 2008/2009 (65%). Já as cianobactérias ocorreram durante o verão de 2002/2003 (5%) e sua contribuição diminuiu nos anos seguintes.

Em relação à composição taxonômica, o início do verão de 2002/2003 foi caracterizado pela diatomácea cêntrica *Corethron pennatum*, diatomáceas penadas formadoras de cadeia como *Fragilariopsis* cf. *ritscheri*, *Navicula* spp. e *Fragilariopsis striatula*, e espécies epifíticas como *Pleurosigma directum*, *Gyrosigma* spp., *Pseudogomphonema kamtschaticum* e *Licmophora* spp. Durante o final do verão houve a contribuição das diatomáceas *C. pennatum*, *Thalassiosira* spp. e Complexo *Pseudo-nitzschia delicatissima*.

Em 2003/2004 diatomáceas cêntricas como *Thalassiosira* spp., *Porosira* sp., *Actinocyclus actinochilus* e *Stellarima microtrias* dominaram no início do verão. Enquanto no final do verão, houve dominância de diatomáceas maiores como *C. pennatum* e *Thalassiosira ritscheri* e do dinoflagelado *Katodinium* sp.

Durante o final do verão de 2007/2008 e o início do verão de 2008/2009, houve a dominância de dinoflagelados como *Prorocentrum antarcticum*, *Prorocentrum minimum* e *Protoperidinium defectum*, e de diatomáceas planctônicas como *Rhizosolenia truncate*, *Proboscia alata*, *Chaetoceros socialis*, *Pseudo-nitzschia* spp. e *Tropidoneis antarctica*.

Em um estudo sobre a composição e diversidade do fitoplâncton em relação as condições ambientais durante os verões austrais de 2007 e 2009/10, Wasilowska et al. (2015) observaram durante a amostragem de 2007 o predomínio de nanoflagelados (principalmente primnesiofíceas) tanto em termos de biomassa em carbono (média de $29 \pm 14 \mu\text{gC.L}^{-1}$) quanto em densidade (média de 10^6 Cél.L^{-1}), enquanto a contribuição das diatomáceas (essencialmente *Thalassiosira ritscheri* e *T. antarctica*, *Pseudo-nitzschia* spp., *Corethron pennatum*, *Rhizosolenia* spp. e *Navicula* sp.) não ultrapassou 4,5 % da densidade e 23,4 % da biomassa em carbono.

Durante 2009/10, a comunidade também foi dominada pela fração nanoplanctônica (76 % da contribuição total). A média da biomassa em carbono foi de $31 \pm 16 \mu\text{gC.L}^{-1}$. Enquanto a média da abundância alcançou a ordem de 10^6 Cél.L^{-1} . Contudo, houve uma mudança na composição taxonômica; com predomínio de primnesiofíceas (e.g. *Phaeocystis antarctica* - 37 % da contribuição em termos de biomassa em carbono) e dinoflagelados (*Gyrodinium* spp., *Prorocentrum* spp. e *Amphidinium* spp. - 29 % da contribuição em termos de biomassa em carbono).

1.4 O papel dos traços funcionais na estrutura das comunidades fitoplanctônicas

A dinâmica das populações de microalgas em diferentes regimes hidrográficos e a seleção ecológica de espécies bem-sucedidas é influenciada por suas características fisiológicas, bioquímicas e comportamentais. Cada espécie fitoplanctônica possui diferentes combinações de características adaptativas, que de muitas maneiras definem o seu nicho (BRAVO et al., 2008; CULLEN; MCINTYRE, 1998). O conhecimento das adaptações desenvolvidas por diferentes espécies fitoplanctônicas é uma forma de compreender e descrever o padrão de abundância em função da distribuição de nutrientes, processos hidrográficos e do controle pelo zooplâncton, seu consumidor direto. A utilização de recursos como luz e nutrientes é determinante para a composição da comunidade fitoplanctônica e sua sucessão (BRAVO et al., 2008; CULLEN; MCINTYRE, 1998; MARGALEF, 1978). As diferenças taxonômicas na composição de nutrientes celulares, notadamente nitrogênio e fósforo, estão relacionadas às variações no desenvolvimento das espécies e às diferentes taxas de assimilação, que resultam em competição e dominância em relação aos fatores ambientais (EGGE; ASKNES, 1992; EPPLEY et al., 1969, 1978) e, conseqüentemente, podem ocasionar florações de determinadas espécies em detrimento de outras.

Apesar de muitas espécies de algas serem consideradas cosmopolitas em ocorrência, é possível identificar padrões recorrentes de espécies ou mesmo grupos de espécies governados pelas condições locais de um dado ambiente, dominando a biomassa fitoplanctônica em determinados locais ou períodos de tempo (MARGALEF, 1978; REYNOLDS, 2006). Estes padrões, designados associações fitoplanctônicas por ecólogos de vegetais terrestres, ao agrupar espécies que respondem similarmente a um conjunto único de condições ambientais (REYNOLDS et al., 2002), são determinados a partir das diferenças nas preferências e adaptações das espécies de algas ou mesmo unidades taxonômicas, à salinidade, profundidade e frequência de eventos de circulação, temperatura da água e nutrientes (REYNOLDS, 1997). As mudanças na comunidade fitoplanctônica em função das variações ambientais são comumente analisadas a partir das mudanças na composição da biomassa e ocorrência das espécies dominantes e dos grupos taxonômicos (COSTA et al., 2009). As variações espaciais e temporais na composição e estrutura da comunidade fitoplanctônica, influenciadas pelas condições ambientais (REYNOLDS, 2006), principalmente pelas mudanças

na disponibilidade de luz e nutrientes (REYNOLDS, 2006), são respostas eficazes às alterações naturais ou antrópicas dos sistemas aquáticos, tais mudanças podem ser consideradas ferramentas eficazes para o conhecimento da comunidade fitoplanctônica.

Com o intuito de prever os efeitos das mudanças antropogênicas no ambiente, a busca por esquemas de classificação das espécies de acordo com suas respostas às específicas condições ambientais tem aumentado (LAVOREL et al., 1997). As associações são baseadas em atributos fisiológicos, morfológicos e ecológicos das espécies que potencialmente e alternativamente podem dominar ou codominar o sistema. Uma hipótese razoável é que todas as espécies podem crescer potencialmente, mas seu estabelecimento e desenvolvimento estão condicionados pela variedade de oportunidades providas, como o inóculo inicial e taxas de crescimento alcançadas, assim como a capacidade de sustentar processos de perda de biomassa. Isso significa que adaptações estratégicas espécie específicas podem ser seletivamente favorecidas em certos ambientes, com a estrutura física do sistema e a disponibilidade de nutrientes entre as variáveis mais importantes (REYNOLDS, 1980).

No entanto, o fitoplâncton compreende organismos de diferentes filogenias e características morfológicas (REYNOLDS, 2006). Ao considerar as diferenças observadas entre os requerimentos dos recursos essenciais para os organismos fitoplanctônicos (FALKOWSKI et al., 2004), a compreensão dos sistemas aquáticos se torna mais acessível quando as espécies são agrupadas segundo suas afinidades ecológicas, com base em características adaptativas e morfológicas e/ou comportamentos semelhantes (MCINTYRE et al., 1999; REYNOLDS et al., 2002; SALMASO; PADISÁK, 2007). Entre as possibilidades disponíveis para o uso de critérios morfológicos como indicadores de propriedades funcionais, a máxima dimensão linear (MDL), a razão superfície/volume (S/V) e a morfologia celular são frequentemente escolhidas por serem consideradas excelentes ferramentas para investigar esses padrões (KRUK et al., 2010; LEWIS, 1976). Adicionalmente, a composição da comunidade fitoplanctônica assim como a distribuição espacial e temporal dos grupos funcionais poderão ser melhores compreendidas ao assumir que a fisiologia reflete as características morfométricas dos organismos (REYNOLDS, 1988; REYNOLDS et al., 2002). A abordagem funcional inicial capaz de associar as diversas estratégias de vida fitoplanctônica, morfologia e ambiente, foi definida por Margalef (1978), através do modelo de seleção r ou K. O modelo determina a alternância de duas estratégias adaptativas: uma formada por espécies r-selecionadas, caracterizada por organismos que investem em crescimento e favorecidos por condições de disponibilidade de nutrientes e instabilidade; e outra, por espécies K-selecionadas,

caracterizada por organismos com habilidade de obter e/ou armazenar recursos limitantes em meio estratificado e favorecidos pela presença de flagelos que os permitem explorar condições limitantes de nutrientes e de baixa instabilidade.

Na classificação funcional formulada por Reynolds (1988, 1997) e Reynolds et al. (2002), as espécies do fitoplâncton que apresentam características morfológicas, fisiológicas e ecológicas semelhantes foram reunidas em grupos funcionais, classificados por códigos alfanuméricos. Apesar de ter sido desenvolvido para o fitoplâncton de água doce, tem sido empregada com sucesso para o fitoplâncton marinho (ALVES-DE-SOUZA et al., 2008; SMAYDA; MOSER et al., 2014; REYNOLDS, 2001) e contribui com a descrição dos padrões de organismos planctônicos em ambientes aquáticos, favorecendo a compreensão de processos bióticos que ocorrem através das relações entre as espécies e o meio. De acordo com Reynolds et al. (2002), os grupos funcionais podem ser definidos a partir das dimensões celulares dos organismos, pois o agrupamento das algas baseado em sua morfologia pode ser associado à distribuição das espécies em diferentes ambientes definidos pela disponibilidade de luz e nutrientes. Organismos fitoplanctônicos possuem diferentes estratégias adaptativas que influenciam sua morfologia e fisiologia (BRASIL; HUSZAR, 2011). As espécies que pertencem a grupos funcionais similares, podem ser agrupadas em três estratégias adaptativas: C, S e R que são fundamentadas na tolerância das espécies a diferentes condições e disponibilidades de nutrientes (e.g. ALVES-DE-SOUZA et al., 2008; MOSER et al., 2014).

A coexistência de comunidades fitoplanctônicas sob condições ambientais análogas possibilita a identificação de grupos funcionais constituídos por espécies com características morfológicas e fisiológicas semelhantes independente de suas origens filogenéticas (ALVES-DE-SOUZA et al., 2008), o que permite determinar a estrutura da comunidade e suas respostas às variações ambientais Brasil e Huszar, (2011). Segundo Reynolds (1997), tal classificação propõe que as espécies C-estrategistas são caracterizadas por organismos invasores que correspondem aos primeiros organismos que colonizam um ambiente após novas condições hidrográficas, passíveis a predação pelo zooplâncton, apresentam facilidade de dispersão, altas taxas de duplicação celular e razão superfície/volume, tamanho pequeno, rápidas taxas de absorção e assimilação de recursos e adaptados à disponibilidade de luz e nutrientes; as espécies S-estrategistas são caracterizadas por organismos tolerantes ao estresse, de difícil dispersão, unicelulares ou coloniais, de crescimento lento, baixa razão superfície/volume, tamanho grande, alto requerimento de luz e

adaptados a ambientes oligotróficos, e favorecidos pela presença de flagelos ou capacidade de flutuação na coluna d'água; enquanto as espécies R-estrategistas são caracterizadas por organismos tolerantes sob condições de mistura, de crescimento rápido, tamanho grande, alta razão superfície/volume, baixo requerimento de luz, adaptados a ambientes com disponibilidade de nutrientes.

Entre as possibilidades disponíveis para o uso de critérios morfológicos como indicadores de propriedades funcionais, a máxima dimensão linear (MDL), a razão superfície/volume (S/V) e a morfologia celular são frequentemente escolhidas por serem consideradas excelentes ferramentas para investigar esses padrões (KRUK et al., 2010; LEWIS, 1976). Adicionalmente, a composição da comunidade fitoplanctônica assim como a distribuição espacial e temporal dos grupos funcionais poderão ser melhores compreendidas ao assumir que a fisiologia reflete as características morfométricas dos organismos (REYNOLDS, 1988; REYNOLDS et al., 2002).

De acordo com Kruk et al. (2010), uma forma de distinguir grupos funcionais do fitoplâncton é agrupar as espécies de acordo com seus traços funcionais, como taxa de crescimento e constantes de assimilação de nutrientes. Entretanto, dados para tal abordagem estão escassos para a maioria das espécies. Os autores discorrem sobre como a classificação baseada em simples traços morfológicos pode capturar muito da variabilidade das propriedades funcionais entre as espécies fitoplanctônicas. Características morfológicas se correlacionam bem com as propriedades funcionais, como as taxas de crescimento e de sedimentação, e também tamanho populacional e biomassa. O que sugere que a morfologia é uma boa ferramenta para prever as características funcionais das espécies. Espera-se que comunidades fitoplanctônicas sejam moldadas por condições locais (BEISNER et al., 2006; HILLEBRAND; AZOVSKY, 2001). Desse modo, as condições podem favorecer grupos de espécies que compartilham características adaptativas semelhantes (WEBB et al., 2002). Cabe ressaltar que tais espécies não são necessariamente taxonomicamente relacionadas e frequentemente se assume que espécies filogeneticamente relacionadas também são semelhantes em sua ecologia. Entretanto, táxons relacionados podem diferir amplamente no uso do habitat e nas características. Traços funcionais abrangem características fisiológicas, morfológicas e fenológicas que conduzem as funções ecológicas dos organismos (MCGILL et al., 2006; VIOLLE et al., 2007). Em contraste, traços morfológicos são relativamente simples de medir (ARNOLD, 1983; HODGSON et al., 1999), e sua relação com a fisiologia é bem definida (REYNOLDS, 1997). De fato, existem razões fundamentais para se esperar tais relações entre

morfologia e propriedades funcionais nos organismos fitoplanctônicos (LEWIS, 1976). Taxas de crescimento específicas, assimilação e demais propriedades correspondentes dependem das dimensões, volume e razões superfície/volume dos organismos (REYNOLDS, 1988).

As abordagens baseadas em traços podem ajudar a explicar a distribuição de espécies ao longo dos gradientes ambientais e podem ser bem sucedidas para aumentar a compreensão da diversidade do fitoplâncton e da estrutura da comunidade (LITCHMAN et al., 2010). Segundo Litchman et al. (2010), para determinar a diversidade de espécies fitoplanctônicas é necessário compreender e prever quais espécies ocorrem em determinadas condições ambientais tendo em vista que a composição de uma comunidade está se tornando cada vez mais importante devido às rápidas variações nas condições ambientais globais, como aquecimento global e consequente respostas à temperatura.

Além disso, para tal abordagem, foram incorporadas novas características, como frequências e valores de traços no ambiente e funcionamento do ecossistema. Muitas vezes, os valores médios dos traços ou a frequência de traços em uma comunidade refletem um estado fisiológico que pode ser integrado por uma alteração no ambiente e, por sua vez, afetar a função do ecossistema. E ainda, outros traços, como mobilidade (flagelos), formação de vacúolos, cadeias (colônias/filamentos), formação de florações potencialmente nocivas (HABs), mudanças hidrodinâmicas que afetam o tamanho das células (“*master trait*”) e consequentemente suas taxas metabólicas, e diversidade funcional. Essa diversidade de tamanhos sugere que não existe um tamanho universal ideal. Entretanto, diferentes tamanhos são selecionados por diversas pressões seletivas (LITCHMAN et al., 2009). Ou seja, o tamanho reduzido das células confere mais vantagens na competição por nutrientes, do que as previstas com base na maior relação superfície/volume e a limitação do transporte em relação à absorção é mais acentuada em células maiores (PASCIAK; GAVIS, 1974). Assim, as forças hidrodinâmicas influenciam a assimilação de nutrientes e interferem no tamanho das células. Além disso, foi incorporado um traço que reflete a vulnerabilidade à pressão de predação e está associado a máxima dimensão linear axial (greatest axial lineal dimension - GALD: $<35 - >35$ μm) e pode representar a alta pressão de predação em frações menores (LITCHMAN et al., 2010).

Os traços podem ser usados para avaliar a diversidade funcional, calculada medindo o comprimento total das ramificações que conectam todas as espécies/unidades taxonômicas entre si em um dendrograma produzido a partir de uma matriz de espécies e traços (PETCHEY; GASTON, 2007). A diversidade de cada comunidade é calculada em uma matriz que contém

as comunidades combinadas e depois comparadas (MARTIN, 2002). Em todas as abordagens, um alto número de linhagens divergentes reflete a alta diversidade, enquanto que linhagens intimamente relacionadas/próximas apresenta baixa diversidade funcional.

A diversidade funcional é um componente da biodiversidade relacionado à funcionalidade, às características que os organismos apresentam em suas comunidades e ecossistemas (PETCHEY; GASTON, 2006, 2007). Caracteres importantes no desenvolvimento de medidas preditivas de diversidade funcional são a escolha de traços funcionais com os quais os organismos são distinguidos, geralmente envolvem sua fisiologia e ecologia e influenciam o funcionamento do ecossistema (TILMAN, 2001). A combinação de diferenças do traços, por exemplo, entre os tamanhos de organismos, estado trófico, taxas de consumo, entre outros, exige que sejam padronizados, de modo que os traços sejam representados de forma binária (0 e 1), gerando um contexto em que a variação biológica dentro de cada traço é igualmente importante. Desta forma, através de uma matriz de distância (“*Hierarchical clustering*”), estima-se a similaridade dos organismos baseada nos valores binários dos traços (PETCHEY; GASTON, 2006, 2007).

2 HIPÓTESES

A influência do degelo afeta a estrutura e distribuição das classes de tamanho da comunidade fitoplanctônica;

As diferenças nas classes de tamanho da comunidade fitoplanctônica afetam seus principais consumidores, tendo consequências na teia trófica local;

A composição e a Diversidade Funcional da comunidade microfitoplanctônica são alteradas em cenários com maior influência de degelo.

3 ÁREA DE ESTUDO

A Baía do Almirantado (BA) está localizada na Ilha Rei George, a oeste da Península Antártica (PA) ($62^{\circ}03'12''\text{S}$, $058^{\circ}18'38''\text{W}$), totalizando uma área de 122 km^2 (Fig. 2). Ao Sul está localizada a abertura que a conecta com o Estreito de Bransfield, com uma saída de aproximadamente 8 km de largura (KITTEL et al., 2001), por onde ocorre o intercâmbio com águas oceânicas provenientes dos Mares de Weddell e Bellingshausen e da Baía (RAKUSA-SUSZCZEWSKI, 1980).

O fluxo de massas d'água na Baía do Almirantado é bidirecional (PRUSZAK, 1980). A maré é o principal agente da circulação de águas na baía e da mistura com águas advindas do Bransfield. Entretanto, as marés são irregulares nesta região (WRÓBEL, 1977), apresentando sentidos irregulares em intervalos de cinco a quatorze horas (PRUSZAK, 1980). As águas advindas do Estreito de Bransfield entram na baía pelo fundo, apresentam menores temperaturas e alta salinidade, e se movem primeiro em sentido noroeste para a Enseada Ezcurra. Enquanto o fluxo de saída ocorre sentido Bransfield pela superfície, principalmente pelo lado leste (RAKUSA-SUSZCZEWSKI, 1980). Adicionalmente, mudanças frequentes na temperatura e salinidade, especialmente em áreas costeiras, ocorrem como resultado do degelo das geleiras que circundam a baía (RAKUSA-SUSZCZEWSKI, 1980).

A Baía apresenta característica de um fiorde com sistemas de pequenas enseadas, se ramificando para as enseadas Ezcurra, MacKellar e Martel, consideravelmente menos profundas, de formação pós-glacial e situadas em torno da bacia central da Baía do Almirantado (RAKUSA-SUSZCZEWSKI, 1995). Tal relevo, apresenta profundidade máxima de 150m no interior de suas Enseadas Ezcurra, Mackellar e Martel e de 500m em sua porção central (RAKUSA-SUSZCZEWESKI, 1980).

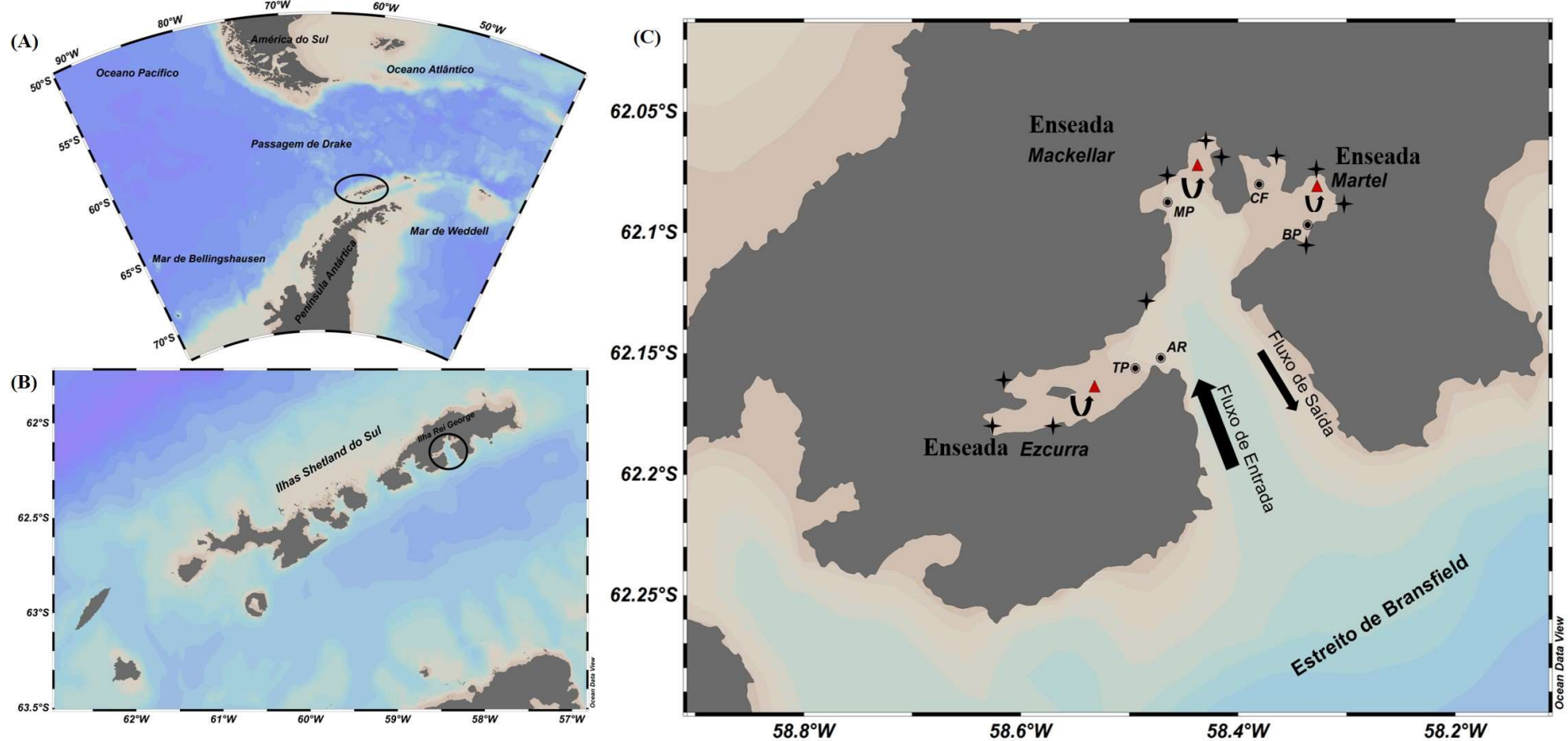
A bacia da Baía do Almirantado apresenta elevações peculiares em sua topografia de fundo conferindo importantes características à região (RAKUSA-SUSZCZEWSKI, 1980). O assoalho oceânico ao centro da baía é bastante similar, mesmo com a profundidade aumentando regularmente em direção às enseadas e atingindo aproximadamente 500 m. Cadeias ocorrem principalmente nas entradas das enseadas e conferem importante característica morfogênica. A presença dessas elevações de fundo influencia a criação de vórtices e ressurgências de massas de água que confluem para a baía a partir do Estreito de Bransfield. Sob essas condições, os ventos prevalentes de oeste e a configuração particular do assoalho oceânico em questão,

promovem boas condições para eventos de ressurgência, como os observados na porção oriental da Enseada Ezcurra (RAKUSA-SUSZCZEWSKI, 1980). Tais eventos também podem ocorrer no interior das enseadas em situações de predominância de ventos de oeste (RAKUSA-SUSZCZEWSKI, 1980) que geram o escoamento de águas superficiais em direção ao Estreito de Bransfield (PRUSZAK, 1980). Como consequência, o estrato superficial apresenta altas concentrações de nutrientes, alta salinidade e baixas temperaturas (RAKUSA-SUSZCZEWSKI, 1980).

A circulação na Baía do Almirantado é gerada por um lado por correntes de águas profundas que transportam a água para dentro da baía e correntes de superfície empurrando/forçando água para fora da baía em direção ao Estreito de Bransfield. A completa troca de água, em uma profundidade de cerca de 100 m, dura cerca de 1 a 2 semanas (PRUSZAK, 1980). A água ao longo da Baía é bem misturada e não há a ocorrência de uma haloclina ou termoclina bem definidas (SZAFRAŃSKI; LIPSKI, 1982). Entretanto, pode-se distinguir, em áreas situadas próximas a barreiras de gelo, uma camada superior de 15 a 40 m de profundidade da coluna de água, caracterizada por baixa salinidade, menores temperaturas e altas concentrações de oxigênio (BOJANOWSKI, 1984; SZAFRAŃSKI; LIPSKI, 1982).

Em relação à circulação costeira, há um regime que sofre influência da maré e de ventos (BRANDINI; REBELLO, 1994). Enquanto o aporte de água doce se dá pelo degelo continental e de geleiras, enriquecendo a Baía com nutrientes, excretas de animais terrestres e ferro do solo (NEDZAREK; RAKUSA-SUSZCZEWSKI, 2004). Adicionalmente, os aportes abióticos mais importantes para o pelagial provem de partículas suspensas advindas principalmente por fluxos sub-glaciares. Tal contribuição influencia o regime de luz, pois a quantidade de matéria mineral determina a transparência da água, que é consideravelmente menor na proximidade das geleiras do que nas águas na abertura da baía ao estreito Bransfield (KITTEL et al., 2001).

Figura 2 – Área de Estudo



Legenda: A – Península Antártica, detalhe Ilhas Shetland do Sul; B – Ilhas Shetland do Sul, detalhe Baía do Almirantado; C – Baía do Almirantado; Estação Comandante Ferraz (CF); Estação Botany Point (BP); Estação Machu Picchu (MP); Estação Thomas Point (TP); Estação Arctowski (AR) indicadas por círculos pretos; triângulos vermelhos representam enseadas; estrelas pretas representam áreas potenciais de degelo; setas em semicírculo representam áreas potenciais de ressurgência; setas pretas representam fluxos/sentido da circulação na Baía.

Nota: Síntese da circulação da Baía do Almirantado descrita por Pruszk (1980), Rakusa-Suszczewski (1980) e Brandini e Rebelo (1994).

Fonte: A autora, 2020.

4 CAPÍTULO 1: INFLUÊNCIA DO DEGELO SOBRE AS CLASSES DE TAMANHO DO FITOPLÂNCTON NA BAÍA DO ALMIRANTADO, ILHA REI GEORGE, ANTÁRTICA

4.1 Introdução

A oeste da região da Península Antártica (WAP) localiza-se o Arquipélago das Shetland do Sul, que inclui a Ilha Rei George, a maior e mais impactada região pela presença estações e bases de pesquisas (CAMPOS et al., 2013), e uma das regiões mais impactadas pelo aumento das mudanças climáticas globais (LEE et al., 2015). A Baía do Almirantado, situada no centro da Ilha Rei George, é uma região de grande valor ambiental, histórico e científico, e que foi designada como Área Antártica de Manejo Especial (Antarctic Specially Managed Area – ASMA) pelo Encontro Consultivo do Tratado Antártico de 1996 (MONTONE et al., 2013).

Em sistemas costeiros do Oceano austral, condições hidrográficas são influenciadas pela redução sazonal da cobertura do gelo marinho, derretimento de geleiras e rompimento de plataformas de gelo (ARACENA et al., 2018). Esses ecossistemas costeiros são extremamente sensíveis as variações climáticas devido aos processos de sazonalidade do gelo (DUCKLOW et al., 2007), cuja flutuações podem afetar ainda a produção biológica em virtude do aumento do fluxo de água doce em águas superficiais (ARACENA et al., 2018; KIM et al., 2018). Tais condições são mais prevalentes devido à tendência de aquecimento da região (DIERSSEN et al., 2002; MOLINE et al., 2004; ROZEMA et al., 2017a).

Em geral, a despeito da intensa atividade humana na região, esses processos são os principais agentes das mudanças ambientais no sistema marinho da Baía do Almirantado (SICIŃSKI et al., 2011) e exibem uma considerável variabilidade interanual na extensão e espessura do gelo marinho ao longo do continente antártico (ARRIGO et al., 2017), associada a condições meteorológicas e oceanográficas (TURNER et al., 2012).

Assim, o avanço e retração sazonais do gelo marinho, são componentes chave da dinâmica do Oceano Austral, associam-se a transferência de energia entre atmosfera e oceano e a dinâmica da teia trófica (DEPPELER; DAVIDSON, 2017). Por consequência, podem ocasionar um impacto significativo em organismos fitoplanctônicos, principalmente devido a alterações na disponibilidade de áreas livres de gelo, *inputs* de micronutrientes através de

processos de degelo e variações na estrutura da coluna d'água (MENDES et al., 2018) já que gradientes físicos em águas costeiras sob condições contrastantes de estratificação são importantes fatores ambientais que controlam a composição específica e estrutura de tamanho do fitoplâncton na Antártica (MENDES et al., 2012; RODRÍGUEZ et al., 2002).

O que inclui restrição da produtividade fitoplanctônica, da qual todo ecossistema da WAP é dependente (SABA et al., 2014), em virtude da variabilidade termohalina (ARACENA et al., 2018), redução da biomassa fitoplanctônica, mudanças na composição da comunidade fitoplanctônica de diatomáceas grandes a pequenos flagelados (criptofíceas) e diminuição na abundância do *krill* antártico (DUCKLOW et al., 2007; MENDES et al., 2013; MOLINE et al., 2004; MONTES-HUGO et al., 2009).

As baías das Ilhas Shetlands do Sul na WAP constituem um laboratório natural para estudar a produtividade aquática em resposta aos efeitos do clima local e degelo sazonal (ARACENA et al., 2018). Mudanças interanuais em condições ambientais têm sido observadas em áreas costeiras da Baía do Almirantado. Notadamente, as condições hidrológicas, associadas à redução da concentração de clorofila na Península Antártica (MONTES-HUGO et al., 2009; SCHLOSS et al., 2014), têm resultado na diminuição do tamanho celular dos organismos microfitoplanctônicos, associado a mudança na dominância de grupos taxonômicos do fitoplâncton, de diatomáceas a dinoflagelados (LANGE et al., 2014).

Uma vez que o fitoplâncton suporta a teia trófica marinha e desempenha um papel fundamental na resiliência do ecossistema marinho na Península Antártica, mudanças na abundância e composição dos grupos fitoplanctônicos podem afetar as interações na teia trófica e gerar um efeito direto em todo ecossistema regional (HABERMAN et al., 2003; MENDES et al., 2013, 2018; SCHOFIELD et al., 2017). Já que organismos fitoplanctônicos de menor tamanho apresentam diferentes condições nutricionais como potencial fonte alimentar aos mais altos níveis tróficos no que diz respeito à qualidade e quantidade (DUCKLOW et al., 2007; LEE et al., 2009; ROSS et al., 2000).

Em virtude de grande variabilidade temporal e espacial da estrutura e composição da comunidade bacteriana (SHERR et al., 2005), o picoplâncton (0,2 – 2 μm) e o nanoplâncton (>2 – 20 μm) (SIEBURTH et al., 1978) podem ser frações dominantes sob certas condições ambientais (ESPINOZA-GONZÁLEZ et al., 2012). Assim, sua importância é notória devido sua predominância na comunidade planctônica (AZAM et al., 1991; BARRERA-ALBA et al., 2012; FIALA et al., 1998; HEWES, 2009; SERRET et al., 2001; THOMSON et al., 2010). Em termos de composição, o picoplâncton é o grupo de organismos mais abundante em

ecossistemas marinhos (OTERO-FERRER et al., 2018) e na Antártica compreende cianobactérias cocóides, pequenas algas eucariotas e bactérias auto e heterotróficas (POMAR et al., 2000); esta fração heterotrófica é composta essencialmente pelo complexo Cytophaga–Flavobacterium e Proteobacteria (formas Alpha, Beta e Gama) (JAMIESON et al., 2012). Enquanto o nanoplâncton é constituído por pequenas diatomáceas e nanoflagelados (AZAM et al., 1991) (e.g. *Cryptomonas* sp., *Phaeocystis antarctica* e *Pyramimonas* spp.) (KANG et al., 2001), com sua fração heterotrófica sendo representada essencialmente por ciliados e dinoflagelados (AZAM et al., 1991).

A estrutura de tamanho da comunidade fitoplanctônica é um fator que regula as dinâmicas da teia trófica, ciclos biogeoquímicos e transferência trófica de carbono nos ambientes marinhos (MARAÑÓN, 2015). Nesse sentido, cabe ressaltar que grande parte da produção primária na Antártica pode ser suportada pelo pico e nanoplâncton, não somente por organismos microplânctônicos como as diatomáceas (AZAM et al., 1991). A exemplo, no Estreito de Bransfield as frações pico e nanoplânctônicas foram responsáveis por > 80% do total da biomassa em carbono da comunidade fitoplanctônica local (KANG et al., 2001; SERRET et al., 2001; THOMSON et al., 2010).

O pico e nanoheterotróficos são componentes da alça microbiana (AZAM et al., 1983; FENCHEL, 2008), processo em que o carbono constituído no compartimento microbiano retorna a níveis tróficos superiores via predação por organismos microzooplânctônicos, na qual a contribuição do pico e nanoplâncton ocorre através do consumo da matéria orgânica (AZAM et al., 1983). Na Antártica, a matéria orgânica dissolvida via produção bacteriana pode ser uma fonte alimentar para o metazooplâncton, incluindo o *krill*, durante o verão e particularmente durante o inverno na ausência da produção primária, aumentando assim a transferência energética para níveis tróficos superiores. Essa função da alça microbiana assume um significado adicional durante o inverno, quando a produção primária está ausente e toda a produção secundária é presumivelmente suportada por uma teia alimentar baseada em detritos, diminuindo durante o verão austral (AZAM et al., 1991), quando a disponibilidade de luz favorece a produção primária e a clássica cadeia trófica, fitoplâncton – *Krill* – predadores de topo (CORNEJO-DONOSO; ANTEZANA, 2008). Portanto, um decréscimo no tamanho dos organismos fitoplanctônicos pode ocasionar uma significativa mudança na teia trófica local e nos ciclos biogeoquímicos (ARACENA et al., 2018; DA CUNHA et al., 2018; ROZEMA et al., 2017a).

Assim, se o aumento da temperatura do ar continuar, diminuindo a frequência de invernos com grande desenvolvimento de gelo marinho, a diminuição no espectro de tamanho do fitoplâncton associado a essas mudanças poderia afetar a eficiência de consumo das diferentes espécies do zooplâncton, favorecendo o desenvolvimento de consumidores do plâncton como as salpas, mais eficientes no consumo de células menores (MOLINE et al., 2004), em detrimento do *krill*, consumidor preferentemente de diatomáceas (ROSS et al., 2000).

Nesse sentido, o capítulo proposto baseia-se na estrutura trófica e frações de tamanho da comunidade fitoplanctônica em cinco estações na Baía do Almirantado, Ilha Rei George, Antártica, durante três anos, em cinco períodos (início e final do verão austral).

4.2 Objetivos

4.2.1 Geral

Avaliar as variações nas frações de tamanho do fitoplâncton frente ao degelo e variáveis ambientais associadas, assim como discutir as possíveis implicações sobre a teia trófica planctônica na Baía do Almirantado, entre início e final dos verões austrais de 2009 - 2010, 2010 - 2011 e 2013 - 2014.

4.2.2 Específicos

Determinar a composição, distribuição e estrutura da comunidade fitoplanctônica com enfoque na variabilidade de tamanho desses organismos;

Determinar a biomassa em carbono do pico, nano e microplâncton;

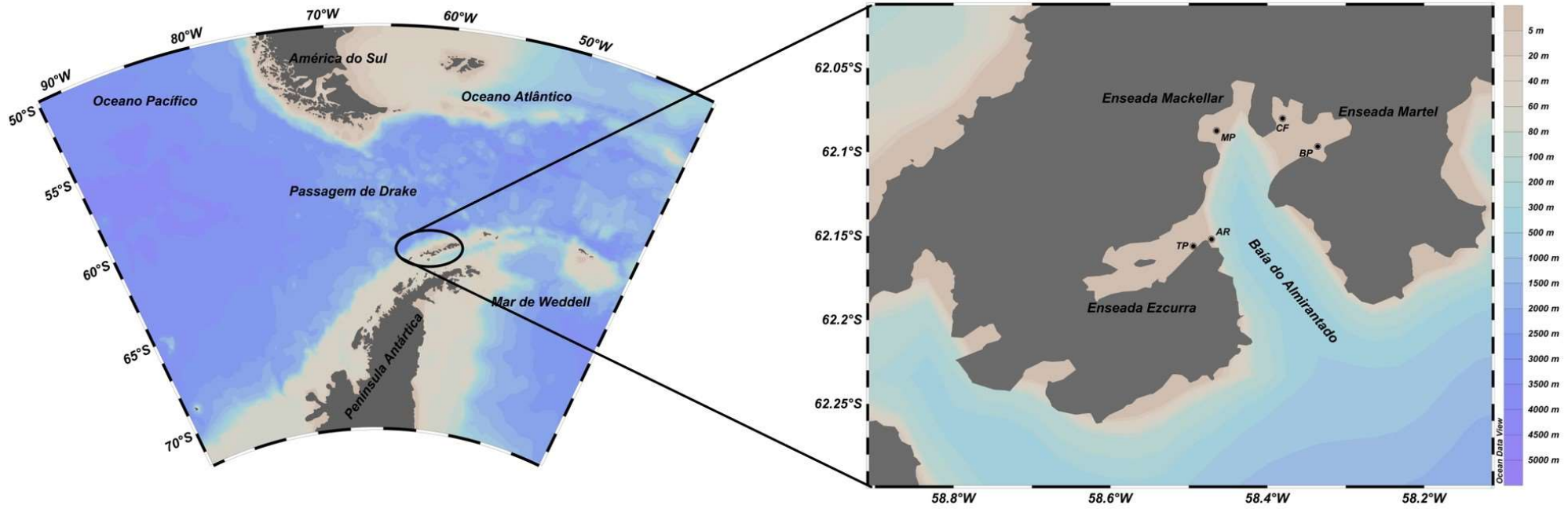
Discutir a influência do degelo sobre as frações de tamanho.

4.3 Materiais e métodos

4.3.1 Área de Estudo

A Baía do Almirantado (BA) (Fig.3) é a maior baía das Ilhas Shetland do Sul, está localizada na Ilha Rei George, a oeste da Península Antártica (PA) ($62^{\circ}03'12''\text{S}$, $058^{\circ}18'38''\text{W}$), cobrindo uma área aproximada de 122 km^2 . Ao Sul está localizada a abertura que a conecta com o Estreito de Bransfield, com uma saída de aproximadamente 8 km de largura (KITTEL et al., 2001), por onde ocorre o intercâmbio com águas oceânicas provenientes dos Mares de Weddell e Bellingshausen (RAKUSA-SUSZCZEWSKI, 1980). A Baía apresenta característica de um fjorde, sua porção central excede a profundidade de 530 m enquanto a parte norte é dividida em três enseadas (Ezcurra, MacKellar e Martel), com profundidades que variam entre 50 e 200 m. A troca de água com o Estreito de Bransfield é favorecida pelas correntes de superfície provocadas pelo vento e pelas trocas de marés das massas de águas profundas (PRUSZAK, 1980). Os ventos podem ser um fator importante, impulsionando o nível de acumulação horizontal através da advecção em baías semifechadas como BA, uma vez que as interações entre fatores físicos favorecem o acúmulo de biomassa em alguns casos (e.g. eventos de floração durante o verão) (SCHLOSS et al., 2014).

Figura 3 - Área de Estudo



Legenda: Baía do Almirantado, detalhe ampliado da Ilha Rei George nas Ilhas Shetland do Sul, Antártica. Estação Comandante Ferraz (CF); Estação Botany Point (BP); Estação Machu Picchu (MP); Estação Thomas Point (TP); Estação Arctowski (AR) indicadas por círculos pretos.
 Fonte: A autora, 2020.

4.3.2 Procedimentos de coleta

Foram realizadas cinco campanhas na zona costeira rasa (≤ 30 m) da Baía do Almirantado, durante três anos: final do verão austral de 2009 - 2010 (OPERANTAR 28), início (IV) e final (FV) dos verões austrais de 2010 - 2011 (OPERANTAR 29) e 2013 - 2014 (OPERANTAR 32), totalizando 75 amostras. Cabe ressaltar, que questões logísticas impediram a quantificação de todas as frações de tamanho abordadas neste capítulo. Com isso, os dados de início do verão de 2009 - 2010 (OPERANTAR 28) e a campanha de 2014 - 2015 (OPERANTAR 33) não foram incluídos neste capítulo.

As amostragens ocorreram em cinco pontos de coleta: Estação Antártica Comandante Ferraz (CF), Botany Point (BP), Machu Picchu (MP), Thomas Point (TP) e Arctowski (AR) (Fig.3). Em cada um dos pontos de amostragem foi determinada a profundidade da camada eufótica utilizando um disco de Secchi. Perfis verticais de salinidade e temperatura foram realizados com um mini CTD Valeport[®]. Foram coletadas amostras de água à superfície (1 m), meia água (15 m) e a 1m do fundo (30 m) com a utilização uma garrafa de Niskin de 3 L para a análise da comunidade fitoplanctônica, clorofila *a* total e macronutrientes dissolvidos.

4.3.3 Análises laboratoriais

A biomassa clorofiliana total foi determinada por espectrofluorimetria (Espectrofluorímetro - Varian Cary Eclipse[®]) segundo método de Neveux e Lantoiné (1993) modificado por Tenório et al. (2005) no Laboratório de Fitoplâncton do Instituto de Biologia Marinha da UFRJ.

Para as análises dos macronutrientes inorgânicos dissolvidos, alíquotas de 0,7 mm previamente filtradas foram preservadas a -20°C e determinadas de acordo com os métodos descritos em Aminot e Chaussepied (1983) e Grasshoff et al. (1983) no Laboratório de Química Orgânica Marinha do Instituto Oceanográfico da USP.

Para avaliar o possível impacto dos processos do gelo marinho na estrutura das comunidades fitoplanctônicas, a porcentagem de degelo (%MW - *Meltwater*) foi calculada de acordo com Mendes et al. (2018) a partir da diferença entre a salinidade medida,

na mesma estação, à superfície (S sup) e ao fundo (S fun), assumindo como salinidade média do gelo marinho 6 (ACKLEY et al., 1979). Para classificar o ambiente através da %MW (Mendes et al., 2018), dois cenários foram propostos: (i) estações sob influência de degelo marinho ($> 2,25$ %MW) e (ii) estações sem influência do degelo marinho ($< 2,25$ %MW) seguindo a fórmula:

$$\% \text{ MW} = \left(1 - \frac{S_{\text{sup}} - 6}{S_{\text{fun}} - 6} \right) \times 100 \quad (1)$$

Para as análises das frações pico e nanoplanctônicas (Classes A e B) amostras de 250 mL foram fixadas com glutaraldeído (2% c.f.), previamente filtrado por filtros de seringa de 0,22 μm (Minisart, Sartorius[®]), armazenadas em garrafas escuras e refrigeradas a 4 °C. Após 24 horas, alíquotas de 5 mL (picoplâncton) e 30 mL (nanoplâncton) foram coradas com DAPI (4'-6-diamidino-2-fenilindol), a uma concentração final de 0,01 $\mu\text{g.L}^{-1}$ durante 15 minutos (Martinussen & Thingstad, 1991), filtradas respectivamente em filtros de membrana preta de policarbonato 0,22 e 1,0 μm (Poretics[®]), montadas em lâminas de microscópio entre camadas de óleo de imersão (Nujol[®]) e congeladas a -20° C.

As análises quantitativas foram realizadas através de microscopia de epifluorescência (Olympus BX51[®]) sob aumento de 1000x. Para densidade total, foi realizada a contagem de organismos corados com DAPI, usando uma combinação de filtros ultravioleta (U-MNUA2): filtro de excitação ($\lambda = 360-370\text{nm}$), filtro de emissão ($\lambda = 420-460\text{nm}$) e espelho dicromático ($\lambda = 400\text{nm}$). As densidades do pico e nanoplâncton autotróficos foram estimadas através da fluorescência natural (autofluorescência), através da combinação de filtro azul (U-MSWB2): filtro de excitação ($\lambda = 420-440\text{nm}$), filtro de emissão ($\lambda = 475\text{nm}$) e espelho dicromático ($\lambda = 455\text{nm}$) (PORTER; FEIG, 1980). Já as densidades do pico e nanoplâncton heterotróficos foram calculadas através da diferença entre células totais e autotróficas. Em relação à fração picoplanctônica foram computados campos aleatórios até atingir um mínimo de 400 organismos, classificados de acordo com a categoria trófica (autotrófico ou heterotrófico). Enquanto para a fração nanoplanctônica foram contados 25 campos aleatórios e os organismos classificados de acordo com a categoria trófica (autotrófico ou heterotrófico).

Para a avaliação das características morfométricas das frações pico e nanoplanctônicas, durante as contagens foram fotografados 15 campos através de uma câmera digital Olympus XC 50. A dimensão linear foi medida através dos softwares ImageJ (picoplâncton) e Olympus

Cellid (nanoplâncton). O volume celular foi calculado com base nos modelos geométricos propostos por Hillebrand et al. (1999). Em ambas as frações, o biovolume foi calculado multiplicando o volume celular médio de cada amostra pela densidade total dos organismos. A biomassa em carbono ($\mu\text{gC.L}^{-1}$) das frações pico e nanoplânctônicas (volumes celulares nas ordens de 10^1 , 10^2 e $10^3 \mu\text{m}^3$) foi estimada através da conversão do biovolume a partir de diferentes fatores de conversão (Tabela 1).

Tabela 1 - Fatores de conversão em biomassa de carbono para os grupos pico e nanoplânctônicos na Baía do Almirantado ao longo das campanhas

Grupo Taxonômico	Fator de Conversão	Literatura
Picoplâncton autótrofo	0,25	Fuhrman et al., 1989
Picoplâncton heterótrofo	0,4	Bjørnsen e Kuparinen, 1991
Nanoplâncton - Vol. Cel. 10^1	0,36	
Nanoplâncton - Vol. Cel. 10^2	0,24	Verity et al., 1992
Nanoplâncton - Vol. Cel. 10^3	0,16	

Legenda: Volume celular (Vol. Cel).

Fonte: A autora, 2020.

Para a análise da fração microfitoplânctônica (Classes C a D), amostras de 2L foram fixadas com formol neutralizado (2% c.f.) até a análise no laboratório, totalizando 75 amostras. A análise quali-quantitativa foi efetuada em microscópio invertido (Nikon® Eclipse TS 100), com aumento final de 200X ou 400X, quando necessário visualizar certas estruturas para a identificação em nível específico, usando iluminação de campo claro ou contraste de fase, através do método de sedimentação de Utermöhl (1958) em câmaras de 100 mL. A identificação dos taxa foi baseada em literatura especializada: Hustedt (1930), Cupp (1943), Medlin e Priddle (1990), Round et al. (1990), Hasle e Syvertsen (1996), Tenenbaum et al. (2004), e Scott e Marchant (2005).

A avaliação das características morfométricas da fração microfitoplânctônica foi efetuada através de medições com auxílio de uma ocular micrométrica. A partir desses resultados foram considerados a máxima dimensão linear (MDL - μm) e, com base nas equações descritas em Sun e Liu (2003), a área (μm^2) e o volume celular (μm^3) foram utilizados para a classificação da estrutura de tamanho e estimativa da biomassa em carbono. Organismos unicelulares, colônias, cadeias e filamentos foram considerados como unidades sedimentares.

A biomassa da fração microfitoplânctônica em termos de carbono ($\mu\text{gC.L}^{-1}$) foi estimada através da média dos volumes individuais de cada unidade taxonômica multiplicada

pelo fator de conversão de carbono característico para cada grupo (Tabela 2) e pela densidade dos organismos.

Tabela 2 - Fatores de conversão em biomassa de carbono para os grupos microfitoplanctônicos de maior contribuição na Baía do Almirantado ao longo das campanhas

Grupo Taxonômico	Fator de Conversão	Literatura
Diatomáceas	$B = 0,288 \times V^{0,811}$	Davies et al., 2017
Dinoflagelados	$B = 0,76 \times V^{0,819}$	

Legenda: Biomassa (B); Volume (V).

Fonte: A autora, 2020.

Com o intuito de caracterizar a estrutura de tamanho da comunidade fitoplanctônica a partir de uma abordagem trófica são propostas cinco classes de tamanho (Tabela 3) baseadas na classificação de Sieburth et al. (1978) e seletividade alimentar do *Krill* antártico (*Euphasia superba*) (OPALIŃSKI et al., 1997).

Tabela 3 - Classes de Tamanho e Classificação do Plâncton

Frações de Tamanho	Sieburth et al., 1978
Classe A 0,2 - 2,0 μm	Picoplâncton
Classe B 2,0 - 20 μm	Nanoplâncton
Classe C > 20 - 50 μm	
Classe D > 50 - 70 μm	Microplâncton
Classe E > 70 μm	

Legenda: Maior (>); Menor (<); Micrômetro (μm).

Fonte: A autora, 2020.

4.3.4 Análise dos dados

A fim de normalizar a distribuição, o conjunto de dados biológicos foi transformado utilizando $\log_{10}(x+1)$ seguido por um teste de normalidades - Doornik e Hansen - e ANOSIM. Os dados ambientais e de densidade foram submetidos uma análise de correlação canônica (CCA), ANOVA e Tukey's Pairwise com o objetivo de associar possíveis consistências entre as variáveis ambientais e suas distribuições espaço-temporais.

As amostras foram agrupadas de acordo com a abundância através do cluster das classes seguindo o método de Ward e distância Euclidiana (software Paleontological Statistical versão

3 – PAST, HAMMER et al., 2001). Através da ANOVA foram testadas diferenças entre dados de superfície e fundo, início e fim de verão e variações interanuais.

Com o intuito de correlacionar as classes de tamanho e as variáveis ambientais, um Teste de Correlação de Pearson foi aplicado a uma matriz contendo a densidade celular das classes e as variáveis ambientais (temperatura, salinidade, degelo, compostos nitrogenados, fosfato, razão N/P, silicato e clorofila *a* - Software Paleontological Statistical 3 – PAST, HAMMER et al., 2001). Correlações com valores de $p < 0,05$ foram consideradas significativas.

4.4 Resultados

4.4.1 Variáveis Ambientais

Os registros de temperatura apresentaram valores médios negativos ao longo do início do verão (IV) (mínima de $-0,10$ °C em Machu Picchu – MP e Arctowski – AR durante 2013/14 IV) e positivos ao final do verão (FV) em todas as estações (máxima de $1,70$ °C em AR durante 2010/11), com exceção do período amostral de 2010/11 em que os valores foram positivos durante todo o verão (variando de $0,18$ a $1,70$ °C) e, ainda na estação BP IV ($0,02$ °C) durante a amostragem de 2013/14. Quanto à salinidade, em geral, os maiores valores foram observados no IV em todas as estações (máxima de $37,97$ em AR durante 2013/14); exceto nas estações Thomas Point (TP) e AR no período de 2010/11 (máxima de $34,20$ em ambos os pontos) e em MP e TP na amostragem de 2013/14 (máximas de $34,21$ e $34,26$, respectivamente), onde os maiores registros foram encontrados no FV.

Em relação ao degelo (% MW) (Tabela 4), os pontos amostrais que sofreram influência deste parâmetro foram Botany point (BP) IV em 2010/11 ($2,66\%$) e todas as estações em 2013/14 IV (com máximo de $20,73\%$ em BP).

Tabela 4 - Porcentagem de degelo (% MW) da Baía do Almirantado ao longo dos anos amostrados

	Degelo (% MW)				
	2009-10		2010-11		2013-14
	FV	IV	FV	IV	FV
CF	0,32	0,07	0,18	5,35	0,64
BP	0,32	0,21	2,66	20,73	1,24
MP	0,36	0,67	0,46	2,87	0,21
TP	0,11	0,28	0,00	10,13	0,04
AR	0,00	0,04	0,00	6,04	0,04

Legenda: Início do verão (IV); Final do verão (FV); Estação Comandante Ferraz (CF); Estação Botany Point (BP); Estação Machu Picchu (MP); Estação Thomas Point (TP); Estação Arctowski (AR).

Fonte: A autora, 2020.

A distribuição das concentrações de nutrientes variou entre os pontos de coleta. Os valores de compostos nitrogenados observados em todas as estações das amostragens de início de verão, apresentaram variação de 13,79 em BP (2013/14) a 22,29 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ em AR (2010/11). Enquanto nas observações realizadas no final de verão, as concentrações variaram entre 11,62 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ na estação Comandante Ferraz (CF) (2010/11) e 22,48 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ em AR (2013/14). Os maiores valores de fosfato foram registrados em geral nas campanhas de final de verão, com variação de 1,07 em BP a 2,98 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ em TP (2009/10). Em relação à razão N/P, os maiores registros foram obtidos em MP (15,86) durante 2009/10 FV, 23,61 em TP (2010/11 IV) e 22,48 em CF (2013/14 FV). Já as maiores concentrações de silicato foram observadas em MP, 76,65 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (2010/11 IV) e 62,74 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (2013/14 FV).

Quanto à clorofila *a*, os maiores valores observados principalmente durante o final do verão com máxima de 5,69 mg.m^{-3} em AR (2010/11 FV) e médias entre as estações variando de 0,54 (2010/11 IV) a 4,07 mg.m^{-3} (2010/11 FV).

Cabe ressaltar que embora os resultados abióticos e de clorofila *a* apresentem diferenças entre as estações, estas não foram significativas ($p > 0,05$), indicando que a distribuição espacial das variáveis abióticas não influencia a resposta da comunidade fitoplanctônica em termos de biomassa (clorofila *a*).

Em relação a distribuição interanual das variáveis (Tabela 5), os valores de temperatura apresentaram grandes variações ao longo das campanhas ($p < 0,05$), as máximas foram registradas durante 2010/11 (1,70 °C) e 2009/10 (1,04 °C), ambas no FV e as mínimas ocorreram no início do verão em 2010/11 (0,18 °C) e 2013/14 (-0,10 °C). Os maiores registros de salinidade foram observados durante 2013/14 IV, com média de 34,61 entre as estações e máximo de 37,96 em CF. Entretanto, esta foi a única variável de distribuição interanual, que não apresentou diferenças significativas ($p > 0,05$).

Os resultados de degelo (% MW) (Tabela 4) indicam que durante as amostragens, o único período que apresentou influência do degelo foi 2013/14 IV ($p < 0,05$), onde todos os pontos amostrais apresentaram valores $> 2,25\%$. Cabe ressaltar, que durante 2010/11 FV uma estação (BP) apresentou valor $> 2,25\%$. Entretanto, por se tratar de um registro pontual, a campanha não foi classificada como sob influência de degelo.

Quanto aos nutrientes, os compostos nitrogenados apresentaram maiores valores durante 2010/11 IV ($22,29 \mu\text{mol.L}^{-1}$) e 2013/14 FV ($22,48 \mu\text{mol.L}^{-1}$) ($p < 0,05$). As concentrações de fosfato foram maiores durante 2009/10 ($2,98 \mu\text{mol.L}^{-1}$) e 2010/11 ($2,15 \mu\text{mol.L}^{-1}$) ambas no FV ($p < 0,05$). Com relação à razão N/P, as máximas razões ($p < 0,05$) observadas ocorreram durante 2010/11 IV (23,61) e 2013/14 FV (22,48). Enquanto os valores máximos registrados de silicato ($p < 0,05$) foram encontrados em 2010/11 IV ($76,65 \mu\text{mol.L}^{-1}$) e 2013/14 FV ($62,74 \mu\text{mol.L}^{-1}$).

Quanto à clorofila *a*, as maiores concentrações foram encontradas durante 2010/11 FV, em todos os pontos de coleta, alcançando o máximo de $5,69 \text{ mg.m}^{-3}$ seguida pela amostragem de 2013/14 IV, entretanto o máximo registrado nesta campanha foi de $1,92 \text{ mg.m}^{-3}$ (Tabela 5).

Tabela 5 - Características químicas e biológicas da Baía do Almirantado

		2009-10		2010-11		2013-14	
		FV	IV	FV	IV	FV	IV
Temperatura (°C)	Média	0,86	0,29	1,66	-0,05	0,65	
	Mín - Máx	0,80 a 1,04	0,18 a 0,42	1,60 a 1,70	-0,10 a 0,02	0,47 a 0,78	
Salinidade (ppt)	Média	34,13	34,18	34,1	34,61	34,19	
	Mín - Máx	34,03 a 34,23	34,11 a 34,25	33,88 a 34,20	31,02 a 37,97	34,03 a 34,26	
Nitrogenados – NO ₂ + NO ₃ (µmol.L ⁻¹)	Média	16,67	20,43	13,82	15,52	18,78	
	Mín - Máx	15,07 a 19,35	18,31 a 22,29	11,62 a 16,35	13,79 a 17,50	13,53 a 22,48	
Fosfato – PO ₄ (µmol.L ⁻¹)	Média	1,65	1,24	1,92	1,36	1,45	
	Mín - Máx	1,07 a 2,98	1,02 a 1,54	1,68 a 2,15	1,14 a 1,60	1,11 a 1,79	
Razão N/P	Média	11,71	17,67	7,55	12,2	18,78	
	Mín - Máx	6,55 a 15,86	14,43 a 23,61	6,75 a 8,60	9,69 a 17,12	13,53 a 22,48	
Silicato – SiO ₄ (µmol.L ⁻¹)	Média	41,32	69,35	40,18	48,07	57,45	
	Mín - Máx	39,83 a 42,03	60,63 a 76,65	35,92 a 44,66	37,68 a 53,69	50,78 a 62,74	
Clorofila <i>a</i> (mg.m ⁻³)	Média	0,76	0,54	4,07	1,52	1,32	
	Mín - Máx	0,28 a 1,40	0,45 a 0,70	2,32 a 5,69	0,68 a 1,92	1,15 a 1,48	

Legenda: Início do verão (IV); Final do verão (FV); Valores mínimos (Mín); Valores máximos (Máx); Graus Celsius (°C); Partes por trilhão (ppt); Nitrito (NO₂); Nitrato (NO₃); Soma (+); Micromol por litro (µmol.L⁻¹); Razão entre nitrogênio e fósforo (N/P); Miligrama por metro cúbico (mg.m⁻³).

Fonte: A autora, 2020.

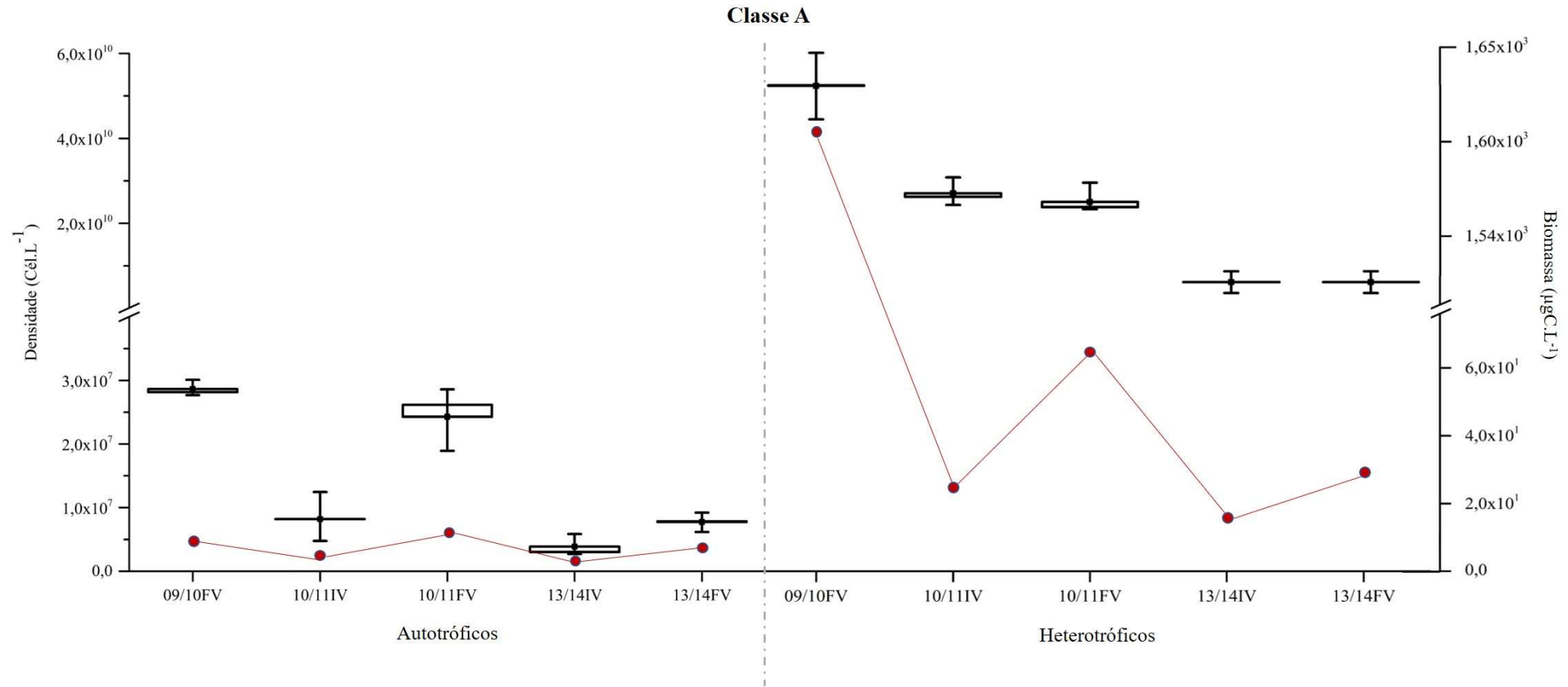
4.4.2 Dados Bióticos

A composição da comunidade fitoplanctônica foi dominada pelas frações pico e nanoplanctônicas, classes A e B, respectivamente. Ao longo do período amostral foram registradas diferenças interanuais na densidade celular ($p < 0,05$ – ANOVA) entre as diferentes frações de tamanho. Entretanto, não foram observadas diferenças quanto à distribuição espacial e vertical da coluna d'água ($p > 0,05$ – ANOVA).

A classe A apresentou variação (valores médios) de 10^6 a 10^7 x Cél.L⁻¹ para a fração autotrófica. Enquanto a fração heterotrófica variou entre 10^8 a 10^{10} x Cél.L⁻¹ e representou > 99% do total da comunidade picoplanctônica. A abundância máxima tanto do picoautotrófico quanto do heterotrófico ocorreu durante 2009/10 final de verão (FV), $3,01 \times 10^7$ Cél.L⁻¹ e $5,53 \times 10^{10}$ Cél.L⁻¹, respectivamente, na estação Comandante Ferraz (CF). Em termos de biomassa, as maiores médias corresponderam a fração heterotrófica acompanhando a tendência dos maiores valores de densidade, com variação de $1,68 \times 10^1$ µgC.L⁻¹ (2013/14 IV, período sob influência do degelo) a $1,61 \times 10^3$ µgC.L⁻¹ (2009/10 FV) ($p < 0,05$ – ANOVA) (Fig. 4).

A classe B apresentou um padrão oposto em comparação a Classe A, com a fração autotrófica representando 68% do total da comunidade nanoplanctônica. Houve uma tendência de redução tanto em termos de densidade quanto em biomassa durante 2010/11 e subsequente aumento em 2013/14, com variação (valores médios) da densidade entre 10^5 e 10^6 x Cél.L⁻¹ tanto para a fração autotrófica quanto para a heterotrófica, alcançando máximo de $8,35 \times 10^6$ Cél.L⁻¹ (2009/10 FV - estação CF – fração autotrófica) e $2,51 \times 10^6$ Cél.L⁻¹ (2010/11 início de verão – IV, estação Botany Point – BP – fração heterotrófica). Enquanto a biomassa em carbono variou entre $3,52$ µgC.L⁻¹ (2010/11 FV – fração heterotrófica) a $7,08 \times 10^1$ µgC.L⁻¹ (2009/10 FV - fração autotrófica) ($p < 0,05$ – ANOVA) (Fig. 5).

Figura 4 - Densidade sazonal e biomassa em carbono da Classe A, frações auto e heterotróficas, na Baía do Almirantado ao longo dos períodos amostrados

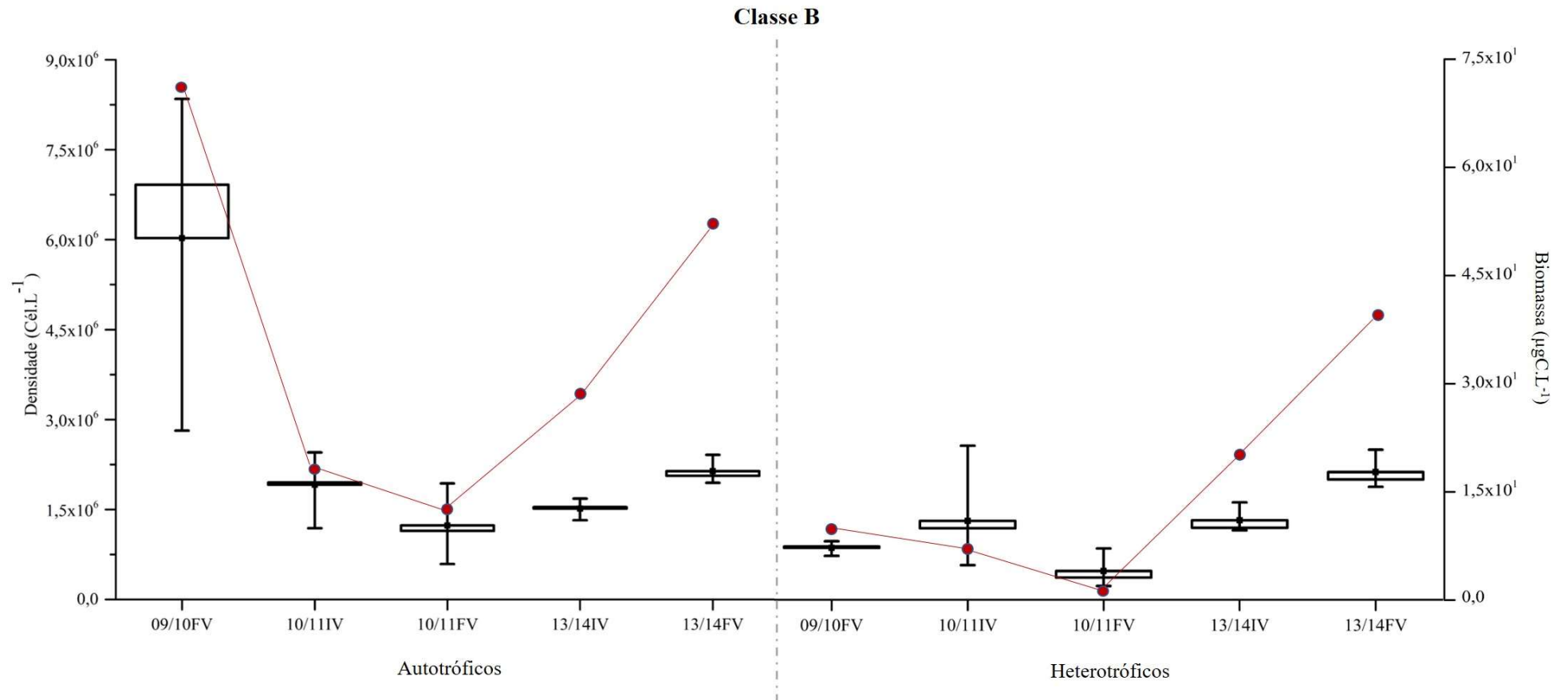


Legenda: Célula por litro (Cél.L⁻¹); Micrograma de carbono por litro (µgC.L⁻¹); valores de biomassa em carbono (●—●); Média (■); Início do verão (IV); Final do verão (FV).

Nota: Valores de Desvio padrão, Percentis 25,75 e Média. Classe A (0,2 – 2 µm).

Fonte: A autora, 2020.

Figura 5 - Densidade sazonal e biomassa em carbono da Classe B, frações auto e heterotróficas, na Baía do Almirantado ao longo dos períodos amostrados



Legenda: Célula por litro (Cél.L⁻¹); Micrograma de carbono por litro (µgC.L⁻¹); valores de biomassa em carbono (●—●); Média (■); Início do verão (IV); Final do verão (FV).

Nota: Valores de Desvio padrão, Percentis 25,75 e Média. Classe B (>2 – 20 µm).

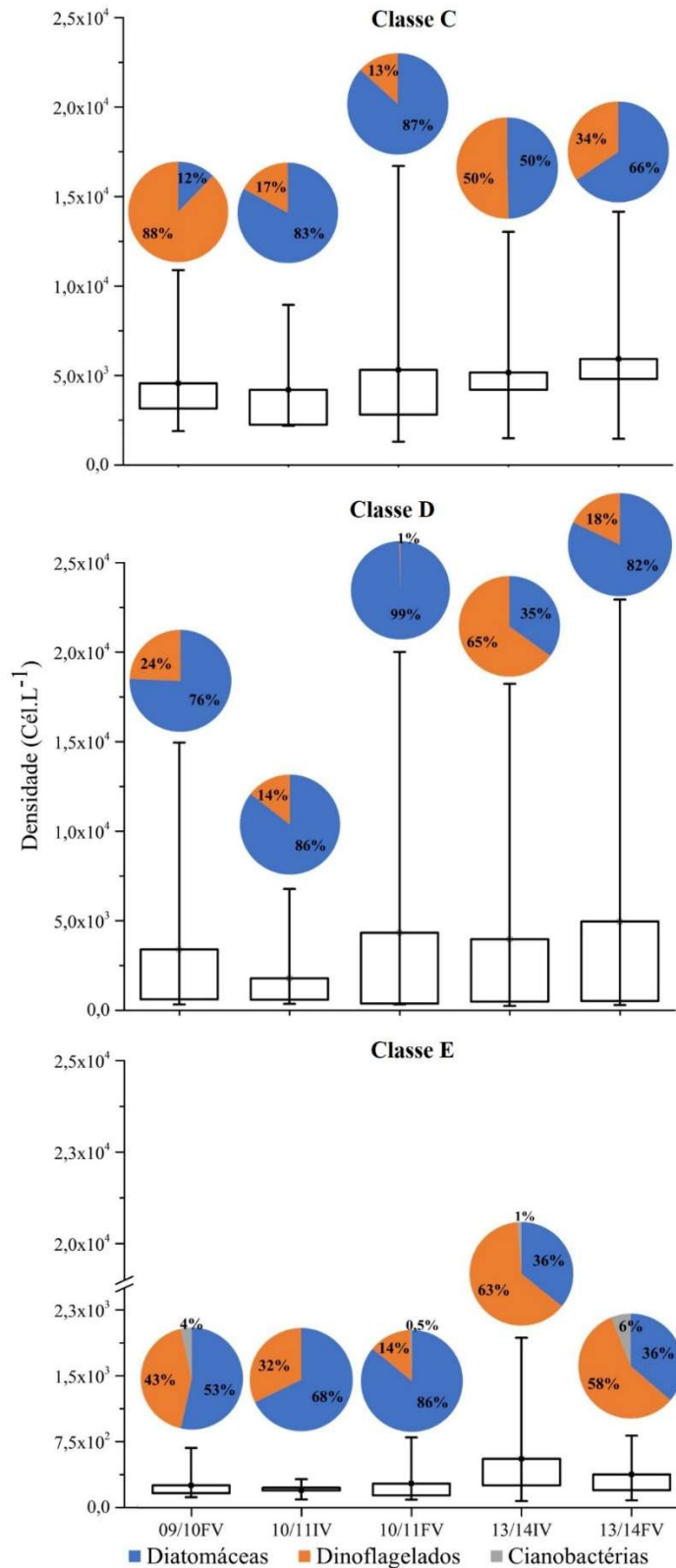
Fonte: A autora, 2020.

A fração microfitoplanctônica, passível de um melhor refinamento taxonômico através de microscopia óptica segundo método de Utermöhl (1958), apresentou menor abundância (valores médios). As classes C (>20 – 50 μm), D (>50 – 70 μm) e E (>70 μm), que compõem esta porção, apresentaram variação de 10^1 a 10^4 Cél.L⁻¹ (Fig. 6).

Houve predomínio da classe C ($1,30 \times 10^3$ Cél.L⁻¹ durante 2013/14 IV na estação Machu Picchu - MP e $1,67 \times 10^4$ Cél.L⁻¹ em 2010/11 FV no mesmo ponto amostral), representada por diatomáceas e dinoflagelados; seguida pela classe D (máxima $2,29 \times 10^4$ Cél.L⁻¹ em 2010/11 FV na estação Arctowski - AR), constituída essencialmente por diatomáceas. As menores médias foram constatadas na classe E (máxima de $2,28 \times 10^4$ Cél.L⁻¹ durante 2010/11 FV em Thomas Point – TP) (Fig. 6).

Cabe ressaltar, que foram observadas diferenças interanuais ($p < 0,05$ - ANOVA) na distribuição dos grupos (Lista Taxonômica – Apêndice 1) que compõem as classes de tamanho. As diatomáceas da classe C predominaram durante as campanhas de 2010/11 (>80% da densidade celular total) e 2013/14 FV (66% da densidade celular total), com destaque para a contribuição de *Cocconeis costata* em 2010/11 e espécies de *Thalassiosira* spp. nas duas amostragens citadas, alcançando a ordem de 10^3 Cél.L⁻¹. Enquanto os dinoflagelados da classe C dominaram nas amostragens de 2009/10 FV (88% da densidade celular total) e codominaram em 2013/14 IV (50% da densidade celular total), com destaque para espécies de *Prorocentrum* spp. e Gymnodiniales nos dois períodos referidos e *Protoperidinium* spp. durante 2013/14 IV; todos os taxa citados alcançaram a ordem de 10^3 Cél.L⁻¹. A classe D apresentou domínio de diatomáceas em em todas as amostragens (>75% da densidade celular total), com exceção do período de 2013/14 IV. Houve maior contribuição de espécies de *Thalassiosira* spp., *Nitzschia* spp. e *Odontella* spp. atingindo a ordem de 10^4 Cél.L⁻¹ em 2010/11 FV. Já a classe E, com as menores contribuições em comparação às classes C e D, apresentou codominância entre diatomáceas e dinoflagelados (53% e 43% da densidade celular total, respectivamente) durante 2009/10 FV e maior contribuição de diatomáceas (>65% da densidade celular total) em 2010/11. Enquanto em 2013/14 foi representada essencialmente por dinoflagelados tanto no início (63% da densidade celular total) quanto no final do verão (58% da densidade celular total), ressaltando espécies de *Gyrodinium* spp. e *Torodinium* spp. e menor densidade celular, que não ultrapassou a ordem de 10^2 Cél.L⁻¹ neste grupo (Fig. 6).

Figura 6 - Contribuição (%) dos grupos microfítotoplanctônicos e valores médios de densidade ao longo das campanhas



Legenda: Célula por litro (Cél.L⁻¹); Porcentagem (%); Média (■); Início do verão (IV); Final do verão (FV).

Nota: Valores de Desvio padrão, Percentis 25,75 e Média. Classe C (>20 – 50 µm); Classe D (>50 – 70 µm); Classe E (>70 µm).

Fonte: A autora, 2020.

Os valores médios de biomassa em carbono das classes de tamanho do microfitoplâncton variaram entre $0,1 \mu\text{gC.L}^{-1}$ em 2013/14 e $27,5 \mu\text{gC.L}^{-1}$ em 2010/11, ambos correspondendo a classe D durante o final do verão. Considerando a relação entre biomassa e densidade, em geral, foi observada uma associação direta; os maiores valores de biomassa corresponderam aos maiores valores de densidade. Contudo, no período sob influência do degelo, 2013/14 IV, houve uma relação inversa. A densidade máxima ($2,15 \times 10^3 \text{ Cél.L}^{-1}$) foi registrada na classe C, entretanto, não foi expressa em biomassa ($1,0 \mu\text{gC.L}^{-1}$). A classe E apresentou maior valor de biomassa ($2,5 \mu\text{gC.L}^{-1}$) neste período e menor densidade ($5,49 \times 10^2 \text{ Cél.L}^{-1}$) comparada a classe C (Tabela 6).

Ao comparar a biomassa em carbono entre as diferentes frações de tamanho, as classes A e B apresentaram as maiores contribuições ao longo dos anos; a classe A contribuiu com um máximo de 95% durante 2009/10 FV, enquanto a classe B apresentou contribuição máxima de 72% em 2013/14 IV. Em relação a fração microplancônica, houve uma redução da contribuição em termos de % de carbono no período sob influência do degelo (2013/14) em comparação a amostragem anterior (2010/11); com um máximo de 1,8% registrado em 2013/14 FV.

Tabela 6 - Relação entre valores totais de biomassa e densidade das classes de tamanho do microfitoplâncton ao longo das campanhas

	2009-10		2010-11		2013-14	
	FV	IV	FV	IV	FV	
Classe C						
Biomassa ($\mu\text{g.C.L}^{-1}$)	2,2	2,5	8,2	1,0	1,3	
Densidade (Cél.L^{-1})	4,97E+03	6,33E+03	2,03E+04	2,15E+03	3,05E+03	
Classe D						
Biomassa ($\mu\text{g.C.L}^{-1}$)	0,7	0,9	27,5	0,3	0,1	
Densidade (Cél.L^{-1})	1,96E+03	9,00E+02	2,13E+04	1,81E+02	1,33E+02	
Classe E						
Biomassa ($\mu\text{g.C.L}^{-1}$)	1,8	0,9	10,3	2,5	0,8	
Densidade (Cél.L^{-1})	5,94E+02	7,67E+02	3,79E+03	5,49E+02	3,90E+02	

Legenda: Início do verão (IV); Final do verão (FV); Micrograma de carbono por litro ($\mu\text{g.C.L}^{-1}$); Célula por litro (Cél.L^{-1}).

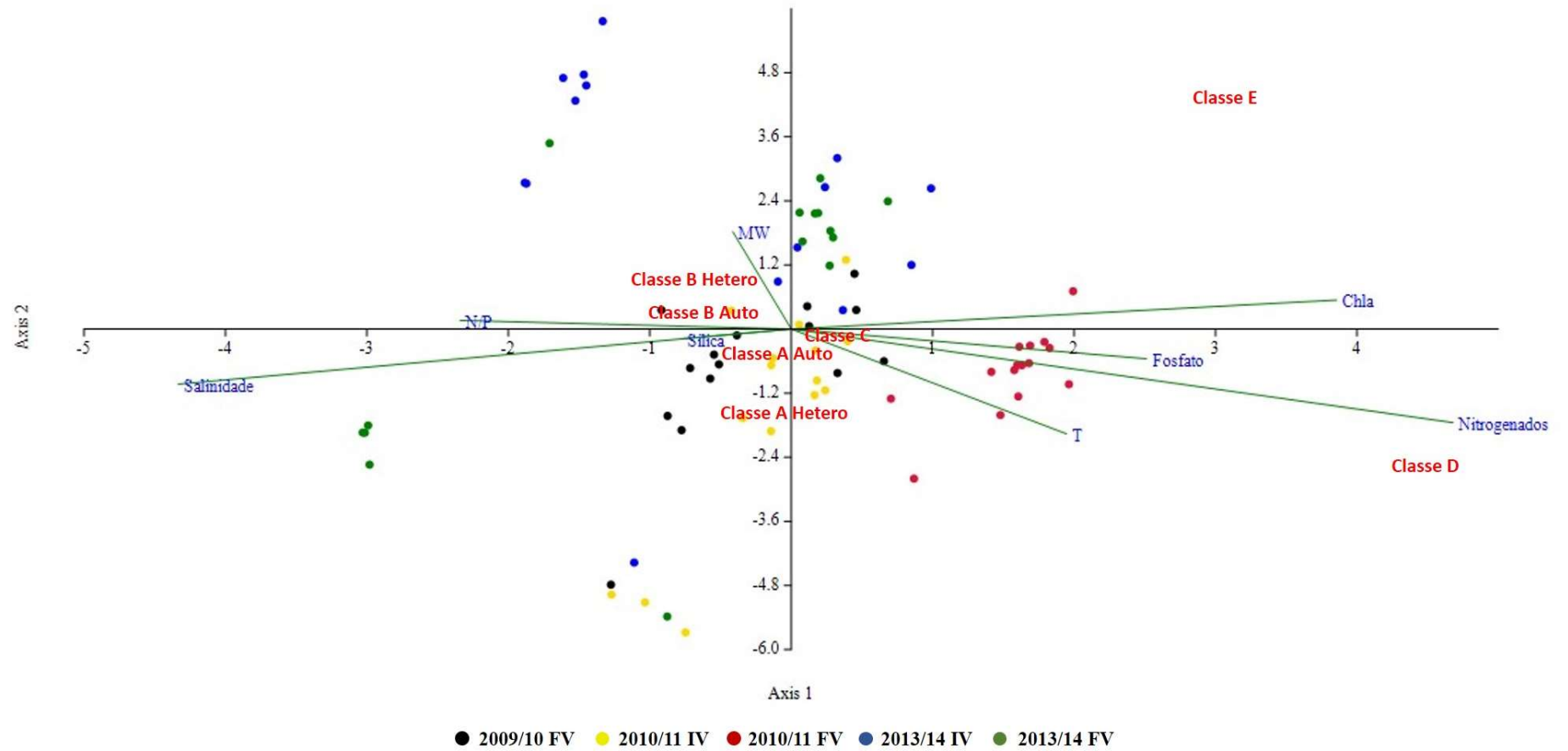
Fonte: A autora, 2020.

A relação entre as classes de tamanho, variáveis ambientais e clorofila *a* foi explorada a partir de análise de correlação canônica com o intuito de identificar os principais padrões da estrutura de tamanho da comunidade em resposta às diferentes concentrações dos fatores abióticos (Fig. 7).

O eixo 1 (88% de explicação), dividiu os organismos microfitoplanctônicos dos pico e nanoplanctônicos. A disponibilidade de compostos nitrogenados, concentrações de fosfato e silicato, razão N/P e salinidade associaram-se às campanhas 2009/10 e 2010/11. As classes A e B que representam organismos de menor tamanho (pico e nanoplâncton auto e heterotróficos), associaram-se à maior razão N/P e menores concentrações de nutrientes. Enquanto as frações C e D estiveram associadas às maiores concentrações de nitrogênio e fosfato.

No eixo 2 (10% de explicação), o degelo (% MW) foi o principal fator que separou a campanha 2013/14 das demais, com as classes B (nanoplâncton) e E (maiores frações, > 70 μm) associadas positivamente ao vetor degelo.

Figura 7 - Análise de correlação canônica dos dados abióticos, degelo (% MW), clorofila *a* e classes de tamanho das campanhas na Baía do Almirantado



Legenda: Início do verão (IV); Final do verão (FV); Autotróficos (Auto); Heterotróficos (Hetero); Degelo (MW); Temperatura (T); Razão entre nitrogênio e fósforo (N/P); Clorofila *a* (Chla).

Nota: Classes de tamanho - Classe A (0,2 – 2 μm); Classe B (> 2 – 20 μm); Classe C (>20 – 50 μm); Classe D (>50 – 70 μm); Classe E (>70 μm).

Fonte: A autora, 2020.

4.5 Discussão

A WAP foi setorizada em 11 regiões para a comparação com a Baía do Almirantado (Figura 8): Setor 1 – Baía do Almirantado; Setor 2 – Ilha Rei George; Setor 3 – Ilhas Shetland do Sul; Setor 4 – Estreito de Bransfield; Setor 5 – Mar de Weddell; Setor 6 – Passagem de Drake; Setor 7 – Zona de Confluência Weddel-Scotia; Setor 8 – Proximidades da Ilha James Ross; Setor 9 – Estreito de Gerlache; Setor 10 – Baía Marguerite; Setor 11 – Península Antártica.

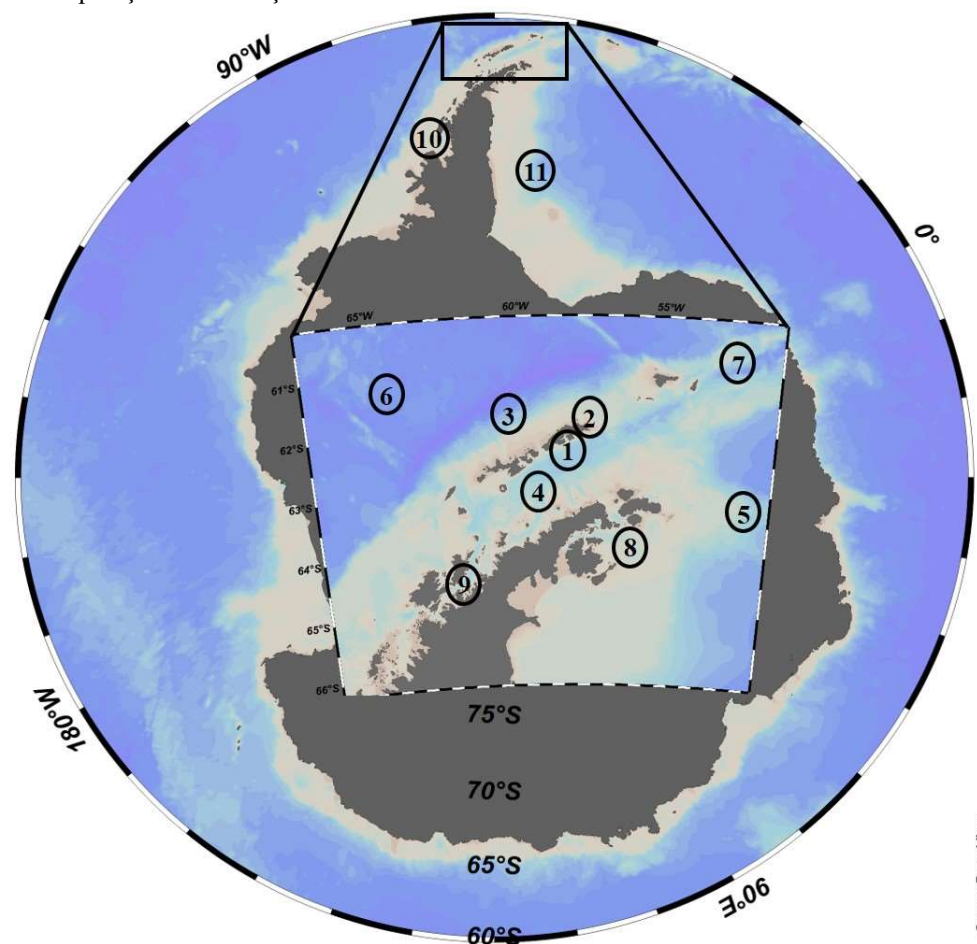
O Aumento da temperatura do ar e aquecimento de águas na Península Antártica, especialmente no verão, tem ocasionado alterações na sazonalidade do gelo e consequente aumento do degelo marinho e de glaciares (BARRAND et al., 2013; PRITCHARD et al., 2012; ROZEMA et al., 2017a; TRUSEL et al., 2012), expansão de águas oceânicas, aumento do nível do mar, da cobertura de nuvens e da velocidade dos ventos (MONTES-HUGO et al., 2009), modulando propriedades físicas e químicas da água (TRUSEL et al., 2012).

Neste contexto, os valores médios de temperatura para este estudo apresentaram diferenças interanuais ($p < 0,05$ - ANOVA), com maiores médias observadas durante o final do verão. Na Baía do Almirantado (setor 1), os valores de temperatura observados são frequentemente superiores a 1 °C (e.g. KOPCZYŃSKA, 2008; LANGE et al., 2014; WASILOWSKA et al., 2015), assim como na Baía Marguerite (setor 10) (ROZEMA et al., 2017b) e Península Antártica (setor 11) (e.g. ARRIGO et al., 2017; MENDES et al., 2017; RUSSO et al., 2018), com destaque para a Ilha rei George (setor 2), com máxima de 3,4 °C (LANGE et al., 2018).

Na Baía do Almirantado, as médias de salinidade apresentaram pouca variação, com valores superiores a 34, tanto no início quanto ao final do verão. Resultados similares a este com médias variando entre 33.8 e 34.6 foram registrados para o mesmo setor (KOPCZYŃSKA, 2008; LANGE et al., 2014). Enquanto no setor 2 (Ilha Rei George), a variação foi de 30.7 a 35.8 (LANGE et al., 2018). As variações de salinidade observadas ao longo da Península Antártica foram associadas a proximidade de regiões neríticas (TENENBAUM et al., 2010) e alterações na estabilidade da coluna d'água (WASILOWSKA et al., 2015) no setor 1, a sazonalidade do gelo no setor 7 (Zona de Confluência Weddell-Scotia) (MENDES et al., 2018), e seus decorrentes efeitos no setor 9 (Estreito de Gerlache) (MENDES et al., 2017).

Figura 8 - Subdivisão da WAP (Oeste da Península Antártica) para comparação das condições ambientais da Baía do Almirantado

- ① Baía do Almirantado
- ② Ilha Rei George
- ③ Ilhas Shetland do Sul
- ④ Estreito de Bransfield
- ⑤ Mar de Weddell
- ⑥ Passagem de Drake
- ⑦ Zona de Confluência Weddell-Scotia
- ⑧ Ilha James Ross (Proximidades)
- ⑨ Estreito de Gerlache
- ⑩ Baía Marguerite
- ⑪ Península Antártica



Fonte: LIMA et al., 2019. Adaptada pela autora, 2020.

As tendências de aquecimento atmosférico e oceânico têm sido acompanhadas por fortes mudanças na dinâmica do gelo na WAP, com redução significativa da extensão e duração da cobertura do gelo (ROZEMA et al., 2017b; SCHLOSS et al., 2012; STAMMERJOHN et al., 2012) bem como aumento do fluxo de degelo durante o verão (COOK et al. 2005). Mudanças significativas no ambiente, moduladas por processos climáticos, têm forte impacto em todos os níveis do ecossistema costeiro (HENLEY et al., 2019; KIM et al., 2016), pois afetam as propriedades físicas e químicas da coluna d'água. Em resposta a tais mudanças, ecossistemas marinhos da Antártica têm passado por alterações pelo menos durante os últimos 30 anos (CONSTABLE et al., 2014), assim como na Baía do Almirantado (SICIŃSKI et al., 2011).

Neste sentido, apenas um período de amostragem apresentou influência do degelo, início do verão de 2013/14, com registros $> 2.25\%$ MW. Cabe ressaltar, que independente dos altos valores de temperatura observados na campanha 2010/11 FV (média $> 1^{\circ}\text{C}$), um único ponto de amostragem, Botany Point, esteve sob influência do degelo. Do mesmo modo, um aumento do efeito do degelo glacial foi observado próximo a esse ponto (e.g. menores salinidades a superfície) (VANZAN et al., 2015). Entretanto, Dierssen et al. (2002) propõem que os níveis de salinidade associados ao degelo glacial (média de 33.2) são tipicamente mais baixos do que os níveis de salinidade associados ao degelo marinho (33.8 a 34), o que corrobora com a hipótese de degelo marinho nesta estação. Outros estudos também destacaram períodos sob influência de degelo. No setor 3 (Ilhas Shetland do Sul) menores salinidades (MENDES et al., 2013) e maior estabilidade da coluna d'água (ARACENA et al., 2018) foram relacionadas a este parâmetro. No setor 7 (Zona de Confluência Weddell-Scotia), Mendes et al. (2018) registraram estações amostrais sob influência de degelo na campanha de 2013 (2.99% MW) associadas aos baixos valores de salinidade em virtude do aporte de água doce. No setor 10, a coluna d'água apresentou forte estratificação associada a variação da salinidade (33,1 - 33,8), resultado do degelo e precipitação (ROZEMA et al., 2017b), alcançando um máximo de 5% MW (MEREDITH et al., 2017). Cabe ressaltar, que outras regiões, e não somente a Península Antártica, têm sofrido influência do degelo (e.g. 4,96% MW no Mar de Ross – MANGONI et al., 2017).

As concentrações de nutrientes são tipicamente abundantes na Península Antártica (ARRIGO et al., 2017; KIM et al., 2016), Ilha Rei George (LANGE et al., 2018; SCHLOSS et al., 2014) e Baía do Almirantado (este estudo, KOPCZYŃSKA et al., 2008; LANGE et al., 2014; WASIŁOWSKA et al., 2015) como consequência do degelo, processos de mistura da coluna d'água e aporte sedimentar (KIM et al., 2016) e, geralmente não são limitantes ao

crescimento fitoplanctônico (ARRIGO et al., 2017; CLARKE et al., 2008; KIM et al., 2016; KOPCZYŃSKA et al., 2008).

Adicionalmente, micronutrientes (e.g. ferro) aparentemente não são limitantes devido ao aporte de partículas gerado por processos de degelo (DICK et al., 2007); o que geralmente é observado no setor 3 (Ilhas Shetland do Sul), região fonte com enriquecimento natural de ferro na Península Antártica (DE JONG et al., 2012).

Na Baía do Almirantado (setor 1), foi observada uma tendência de aumento nas concentrações médias dos nutrientes ao longo do período analisado. Ao passo que não foram observadas diferenças espaciais expressivas para esse setor (este estudo, KOPCZYŃSKA et al., 2008; VANZAN et al., 2015). Os menores valores da razão N/P (< 10) foram relacionados a maiores registros de fosfato (média de $1,92 \mu\text{mol.L}^{-1}$ em 2010/11 FV), enquanto as maiores razões (N/P > 10), observadas sobretudo ao final do verão, relacionaram-se a disponibilidade de compostos nitrogenados (máximo de $22,48 \mu\text{mol.L}^{-1}$ em 2013/14 FV) (Tabela 5). Diferenças nas razões N/P também foram descritas para o mesmo setor, associadas a maiores concentrações de nitrogenados e menores de fosfato no final do verão (LANGE et al., 2007) e no setor 10, onde foram associadas a baixos valores de nitrogênio (ROZEMA et al., 2017b). Cabe ressaltar, que independente da razão N/P de Redfield apresentar proporção de 16:1 (REDFIELD, 1958), a composição elementar dos organismos fitoplanctônicos não é fixa, pois os mesmos apresentam diferenças taxonômicas (FALKOWSKI, 2000; GEIDER; LA ROCHE, 2002), ou seja, diferentes taxas de assimilação da razão N/P caracterizam diferentes comunidades fitoplanctônicas (TENENBAUM et al., 2014). As concentrações de nutrientes dissolvidos seguiram a mesma tendência de variação nos setores comparativos. No setor 1 foram observados altos valores de nitrogênio ($72,82 \mu\text{mol.L}^{-1}$) (VANZAN et al., 2015) e silicato ($102,0 \mu\text{mol.L}^{-1}$) (WASILOWSKA et al., 2015). No setor 2, a maior concentração de fosfato atingiu $9,9 \mu\text{mol.L}^{-1}$ (LANGE et al., 2018). Enquanto no setor 10, as variações observadas foram relacionadas a sazonalidade, com menores concentrações registradas durante o final do verão (ROZEMA et al., 2017b).

A concentração de clorofila *a* apresentou baixos valores seguindo o padrão descrito para a região ($0,5$ a $2,0 \text{ mg.m}^{-3}$) (LANGE et al. 2007; WASILOWSKA et al., 2015). Esse padrão é rompido em caso de florações, como observado nos setores 1 (WASILOWSKA et al., 2015), 2 (LANGE et al., 2018; SCHLOSS et al., 2014), onde tais eventos contribuem para o aumento da biomassa clorofiliana essencialmente no final do verão, indicando uma característica da região costeira da Ilha Rei George (SCHLOSS et al., 2012), e 3 (Ilhas Shetland do Sul) (ARACENA

et al., 2018). As variações da biomassa fitoplanctônica foram associadas a estratificação da coluna d'água decorrente de diferentes processos físicos (e.g. degelo costeiro e aquecimento sazonal da água do mar) (MENDES et al., 2012, 2018). Neste estudo, os maiores valores de biomassa fitoplanctônica, observados na amostragem de 2010-11 FV, período com registros máximos de temperatura, foram associados às maiores densidades de diatomáceas suportadas pelo consumo de silicato e compostos nitrogenados. No mesmo setor, o aumento na concentração de clorofila *a* foi correlacionado ao aumento na temperatura superficial da água do mar e altos níveis de precipitação (LANGE et al., 2014). Enquanto nas proximidades das Ilhas Shetland do Sul (setor 3), os maiores registros foram associados ao alto consumo de nutrientes, principalmente nitrato e silicato (RUSSO et al., 2018).

Cabe ressaltar que no contexto de produção da coluna d'água, as águas costeiras da Antártica são presumivelmente zonas de alta concentração de nutrientes e baixas concentrações de clorofila - HNLC (High-nutrient and low chlorophyll) (KOPCZYŃSKA, 2008; LANGE et al., 2007; NEDZAREK, 2008) assim como as águas costeiras da Baía do Almirantado (PLATT et al., 2003). Desta forma, os altos valores encontrados sugerem que não houve limitação por nutrientes indicando que as concentrações foram suficientes para suportar a biomassa fitoplanctônica (ARRIGO et al., 2017; KIM et al., 2016; SCHLOSS et al., 2014) sendo improvável que a falta de macronutrientes seja a causa da baixa biomassa na região (LANGE et al., 2014).

O recente aquecimento e conseqüente declínio da cobertura de gelo afetam as propriedades física e químicas da coluna d'água (CONSTABLE et al., 2014) e podem ocasionar a estratificação da superfície do oceano (ROZEMA et al., 2017b), resultando em mudanças na teia trófica local (CONSTABLE et al., 2014), pois o ciclo de vida dos organismos polares tem relação direta com a sazonalidade do gelo marinho (MOLINE et al., 2004; MONTES-HUGO et al., 2009; ROZEMA et al., 2017a). A plataforma da WAP é caracterizada por um ecossistema marinho produtivo, onde a produção primária varia significativamente em virtude de sua regulação pela física do oceano superior, disponibilidade de luz e nutrientes. Desta forma, impactos na dinâmica sazonal do fitoplâncton afetam toda a região posto que esses organismos desempenham função importante na absorção de nutrientes e dióxido de carbono, mediando trocas gasosas e o ciclo biogeoquímico, e constituindo fonte essencial de alimento para todo o ecossistema da plataforma WAP (HENLEY et al., 2019).

Nesse contexto, na Baía do Almirantado (setor 1), houve predomínio das menores frações de tamanho. A classe A (picoplâncton) contribuiu com os maiores valores médios de

densidade (10^{10} Cél.L⁻¹), seguida pela classe B (nanoplâncton) (10^6 Cél.L⁻¹). Enquanto a fração do microfitoplâncton, composta pelas classes C, D e E apresentou os menores registros (10^4 Cél.L⁻¹), o que corrobora com as diferenças observadas na estrutura da comunidade fitoplanctônica de diversos setores da Península Antártica.

As frações pico e nanoplanctônicas, classes A e B, respectivamente, dominam a comunidade fitoplanctônica Antártica (HEWES, 2009; KOPCZYŃSKA, 2008; MORENO-PINO et al., 2016; TENÓRIO et al., 2011). Em termos de biomassa clorofiliana, o picoplâncton é responsável por aproximadamente 20 a 30%, ao passo que a fração nanoplanctônica sustenta mais de 50% da biomassa (HEWES, 2009). No setor 1, as maiores densidades (10^6 Cél.L⁻¹) foram observadas nas frações nano ($> 2 - 20 \mu\text{m}$) e picoplanctônicas ($\leq 2 \mu\text{m}$) e em geral, foram associadas a períodos de baixas velocidades dos ventos e pressão atmosférica estável associadas ao aumento da estabilidade da coluna d'água (KOPCZYŃSKA, 2008). No mesmo setor, abundâncias na mesma ordem de grandeza foram atribuídas ao nanofitoplâncton (WASIŁOWSKA et al., 2015). Assim como no setor 3, onde as maiores densidades da fração nanoplanctônica foram associadas a ocorrência de fortes ventos que impediram a estratificação na coluna d'água (ARACENA et al., 2018). No setor 10, há uma alternância entre as frações micro ($> 20 \mu\text{m}$) e nanoplanctônicas, em anos com baixos registros nas concentrações de clorofila *a* o nanoplâncton predomina (ROZEMA et al., 2017a). Enquanto o microfitoplâncton é dominante no Estreito de Bransfield (setor 4) e Passagem de Drake (setor 6) (HEWES et al., 2009) e apresenta baixas densidades (10^3 Cél.L⁻¹) na Baía do Almirantado (setor 1) (LANGE et al., 2014).

Em relação a composição taxonômica, o domínio de diatomáceas em relação aos dinoflagelados é uma característica da comunidade microfitoplanctônica da Baía do Almirantado (BARRERA-ALBA et al., 2015; KOPCZYŃSKA, 2008) e de outros setores da Península Antártica (e.g. setor 3: ARACENA et al., 2018; setor 11: ANNETT et al. 2010; SCHOFIELD et al., 2017). Com destaque para a ocorrência frequente de *Corethron pennatum*, *Pseudogomphonema kamtshaticum* (LANGE et al., 2018), espécies de *Thalassiosira* spp. (SCHLOSS et al., 2014; ARACENA et al., 2018), *Fragilariopsis* spp. (KOPCZYŃSKA, 2008; LANGE et al., 2014) e abundantes gêneros bentônicos encontrados no plâncton (e.g. *Navicula* sp., *Cocconeis* sp., *Pseudo-nitzschia* spp.) (ARACENA et al., 2018; LANGE et al., 2018). Quanto aos dinoflagelados, os taxa mais representativos deste grupo compreendem espécies dos gêneros *Prorocentrum* spp., *Amphidinium* spp., *Gymnodinium* spp., *Gyrodinium* spp.,

Protoperidinium spp. e *Katodinium* sp. (BARRERA-ALBA et al., 2012; KOPCZYŃSKA, 2008; LANGE et al., 2014; MENDES et al., 2012).

Enquanto a classe B (nanoplâncton) é representada por diferentes nanoflagelados como prasinofíceas (setor 1: KOPCZYŃSKA, 2008), criptofíceas, haptofíceas (setor 1: KOPCZYŃSKA, 2008; WASIŁOWSKA et al., 2015; setores 4, 5 e 6: MENDES et al., 2012; setor 9: MENDES et al., 2017; RUSSO et al., 2018; setor 10: ROZEMA et al., 2017a), pequenos dinoflagelados (e.g. *Gymnodinium* spp.), *Phaeocystis antarctica* (setor 7 – Zona de Confluência Weddell-Scotia: MENDES et al., 2018).

As diferenças descritas na composição e estrutura da comunidade fitoplanctônica para diversos setores da Península Antártica também foram evidenciadas na Baía do Almirantado - este estudo: dominância de dinoflagelados no cenário i e de diatomáceas no cenário ii, períodos que não sofreram influência do degelo, e codominância destes grupos no cenário iii, período sob influência do degelo. Do mesmo modo, Koczynska (2008) também reportou uma redução na abundância das diatomáceas. Assim como Lange et al. (2014) constataram alta variabilidade na estrutura da comunidade ao longo do período analisado com redução do tamanho celular dos organismos devido a mudança na dominância de espécies, de diatomáceas a pequenos dinoflagelados associados a redução da disponibilidade de nutrientes.

Mudanças nas variáveis ambientais (e.g. fatores físicos, químicos e biológicos) e processos (e.g. estratificação e herbivoria) definem a composição, abundância e produtividade da comunidade fitoplanctônica (DEPPELER; DAVIDSON, 2017; MOLINE et al., 2004). Assim, as diferenças observadas na composição específica sugerem a suscetibilidade da estrutura da comunidade fitoplanctônica na Antártica em relação a temperatura do ar, que influencia diretamente o ciclo do degelo (MENDES et al., 2013), com seus efeitos secundários (e.g. mudanças na turbulência, alterações nas concentrações de partículas inorgânicas suspensas, turbidez, atenuação da luz) (LANGE et al., 2014) interferindo na magnitude da produção primária e padrão de sucessão dos grupos fitoplanctônicos (MENDES et al., 2013). O que pode ter causado redução na abundância das diatomáceas (LANGE et al., 2014) e contribuído para o aumento dos dinoflagelados e consequente codominância observada em 2013/14.

O fitoplâncton desempenha um papel fundamental para a contribuição de biomassa em carbono na coluna d'água (ARACENA et al., 2018; MANGONI et al., 2017). Na Baía do Almirantado, durante o verão, os valores de biomassa apresentaram grande variação, com máximo de $1,61 \times 10^3 \mu\text{gC.L}^{-1}$ (este estudo), atribuída a Classe A. Enquanto Wasilowska et al.

(2015) registraram um máximo de $150 \mu\text{gC.L}^{-1}$ com contribuição principal de nanoflagelados não somente para a biomassa de carbono, como para a densidade celular. No setor 3, o bacterioplâncton contribuiu com cerca de 60% da biomassa em carbono com máxima de $25,77 \mu\text{gC.L}^{-1}$ (ARACENA et al., 2018). No setor 10, Biggs et al. (2019) relataram uma redução da biomassa da Classe A entre os períodos amostrados (de 150 a $50 \mu\text{gC.L}^{-1}$) associada em parte a pressão de predação. Ao passo que no setor 11, foram observados os maiores valores associados a grandes diatomáceas, alcançando $710 \mu\text{gC.L}^{-1}$ (ANNETT et al., 2010), indicando uma ampla variação da biomassa em carbono entre as frações de tamanho.

Em 2013/14, campanha sob influência do degelo, as classes B (nanoplâncton) e E (microfito $> 70 \mu\text{m}$), com predomínio de dinoflagelados, associaram-se positivamente a esse parâmetro. Possivelmente, a classe B (organismos de menor tamanho: $> 2 - 20\mu\text{m}$) foi favorecida por sua maior superfície/volume em ambientes com menor disponibilidade de nutrientes, o que propicia o desenvolvimento de consumidores do fitoplâncton como as salpas, mais eficientes no consumo de células menores (MOLINE et al., 2004; SCHOFIELD et al., 2010) como criptofíceas e haptofíceas (ATKINSON et al., 2012; HABERMAN et al., 2003; MOLINE et al., 2004). Enquanto a classe E pode ter sido favorecida pelo aporte de nutrientes advindos do degelo, pois independente de menor disponibilidade nesse período, é provável que os nutrientes estejam expressos na concentração de clorofila *a* e maior biomassa em carbono registrada para essa classe. Esse cenário é desfavorável ao *krill* (LIGOWSKI et al., 2000; MOLINE et al., 2004; ROSS et al., 2000), pois esses organismos apresentam preferência alimentar (palatabilidade) por diatomáceas (HABERMAN et al., 2003; LIGOWSKI et al., 2000; ROSS et al., 2000) e geralmente evitam frações $< 20 \mu\text{m}$ (classe B) e $> 70 \mu\text{m}$ (classe E) (OPALIŃSKI et al., 1997).

Nesse período, a estrutura do microfitoplâncton apresentou maior diversidade funcional (LIMA et al., 2019) representada pela codominância entre diatomáceas e dinoflagelados da classe C e dominância deste último grupo na classe E. A relação inversa entre biomassa em carbono e densidade da classe C pode estar associada a essa funcionalidade, pois com a estrutura microfitotoplanctônica mais diversa a classe C possivelmente suporta a pressão de herbivoria, o que se traduz no maior valor de densidade (10^4Cél.L^{-1}) observado em comparação às outras classes do microfitoplâncton. Em relação a menor contribuição de carbono, é provável que a variação de tamanho dentro da própria classe (e.g. predomínio de organismos menores) tenha contribuído para tal. Do mesmo modo, a maior contribuição de carbono da classe E pode ser

atribuída a maiores organismos possivelmente favorecidos pelo aporte de nutrientes resultante do degelo.

As mudanças na dinâmica da superfície do oceano afetam a ecologia e fisiologia de organismos marinhos a comunidades inteiras via interações ecológicas na teia trófica, dado que funções biológicas e processos são extremamente dependentes da dinâmica do gelo marinho (DUCKLOW et al., 2007). Em décadas recentes, a WAP, região climaticamente sensível, tem respondido de forma célere e significativa as mudanças climáticas em comparação a outros ecossistemas no Hemisfério Sul, resultando em respostas significativas das funções ecológicas marinhas e processos da teia trófica (KIM et al., 2018).

Cabe destacar, que além dos processos “*bottom-up*” que controlam o fitoplâncton da região costeira da WAP (VENABLES et al., 2013; KIM et al., 2018) outros fatores podem afetar ou limitar a estrutura da comunidade e acumulação da biomassa fitoplanctônica (ANADÓN et al., 2002; VENABLES et al., 2013). A pressão de herbivoria deve ser considerada. O controle “*top-down*”, associado ao macrozooplâncton, foi descrito como abundante após registros de florações ou altas densidades de fitoplâncton na Baía do Almirantado e na Península Antártica, onde a predação do fitoplâncton por Euphausiaceae (como *Krill*, *Euphausia superba* e *E. crystallophias*) e diferentes espécies de copépodos é responsável pelo seu controle e/ou redução populacional (KOPCZYŃSKA, 1981; SABA et al., 2014).

A principal via de ligação entre produtores primários e níveis tróficos superiores é o *krill* (HABERMAN et al., 2003). A via de maior eficiência energética de transferência de carbono a teia trófica ocorre quando há predomínio de diatomáceas na comunidade fitoplanctônica (ARACENA et al., 2018) com o *krill* antártico representando a principal via de transferência de carbono entre a produção primária e níveis tróficos superiores (MURPHY et al., 2012). Uma alteração na comunidade de diatomáceas a criptofíceas pode resultar em um decréscimo de 40 – 60% na transferência de carbono a níveis tróficos superiores (MOLINE et al., 2004). Adicionalmente, criptofíceas e outros flagelados são geralmente menos eficientes na assimilação e exportação de carbono, quando comparados a uma comunidade dominada por diatomáceas (DA CUNHA et al., 2018; SCHLOSS et al., 2007; SCHOFIELD et al., 2017; WESTON et al., 2013) uma vez que absorvem menos CO₂ por unidade de clorofila do que diatomáceas, de tal forma que uma maior contribuição deste grupo pode ocasionar a redução da absorção de carbono comparada a uma comunidade dominada por diatomáceas (SCHOFIELD et al., 2017).

Nessa perspectiva, as mudanças nas comunidades fitoplanctônicas observadas na WAP podem estar relacionadas a alterações na comunidade bentônica (MONTES-HUGO et al., 2009), na abundância dos pinguins (SANDER et al., 2007), na frequência dos movimentos migratórios de baleias Jubarte (ANDREWS-GOFF et al., 2018; JOHNSTON et al., 2012). Conseqüentemente, sistemas biológicos terrestres também são alterados, visto que produtores primários marinhos são os principais fornecedores de energia para a teia trófica costeira terrestre (RIBIC et al., 2008).

O aumento de criptofíceas e outros flagelados (e.g. *Phaeocystis antarctica* e Gymnodiniales) e conseqüente substituição de diatomáceas na WAP, tem sido constatado nos setores 1 (WASIŁOWSKA et al., 2015), em estações associadas a estratificação do setor 4 (MENDES et al., 2012, 2013), regiões oceânicas dos setores 5 (Mar de Weddell) e 6 (Passagem de Drake) (MENDES et al., 2012), nos setores 7 (MENDES et al., 2018), 9 (Estreito de Gerlache) (MENDES et al., 2017; RUSSO et al., 2018) e ainda, no setor 11 (ARRIGO et al., 2017). Ou seja, alterações na dominância do *krill* em relação a outros taxa (e.g. redução na proporção *krill*/salpa - ATKINSON et al., 2004; FLORES et al., 2012; MOLINE et al., 2004) ocasionam conseqüências para níveis tróficos superiores que são dependentes do *krill* como fonte alimentar primária (ATKINSON et al., 2004, 2019).

Desta forma, mudanças na distribuição das classes de tamanho do fitoplâncton indicam ainda a importância da pressão de herbivoria do microzooplâncton sobre frações menores do fitoplâncton (GARZIO; STEINBERG, 2013), visto que podem ingerir/assimilar o dobro da quantidade de carbono em relação ao *krill* (e.g. consumo de ~67% da produção primária líquida) (YAGER et al., 2016), evidenciando baixas taxas de eficiência do *krill* no consumo de células menores (SCHOFIELD et al., 2017) e a presença de outra via energética (CLARKE et al., 2007; CONSTABLE et al., 2014).

Dinoflagelados heterotróficos constituem grande parte da biomassa microzooplânctônica da Antártica, sendo responsáveis por perdas/reduções significativas da produção primária diária (SCHLOSS et al., 2014). Assim como observado no setor 1, durante 2013/14 IV, período sob influência de degelo, onde a grande contribuição de *Protooperidinium* spp., gênero que apresenta potencial impacto na redução da biomassa fitoplanctônica (GRIBBLE et al., 2007), pode ter colaborado com a redução de diatomáceas e conseqüente codominância entre dinoflagelados e diatomáceas observados nessa amostragem. Sugerindo que a teia trófica da WAP varia, com períodos de dominância do *krill* a períodos em que a

dominância do microzooplâncton e a produção bacteriana são relevantes (SAILLEY et al., 2013; SCHOFIELD et al., 2017).

Adicionalmente, a grande contribuição de organismos das classes A e B ao longo dos anos amostrados pode indicar a pressão de herbivoria sobre as frações microfitoplanctônicas (classes C, D e E), dado que o aumento da abundância da fração nanoplanctônica ao final do verão tem sido relacionada a pressão seletiva de Euphasiaceae e diferentes espécies do zooplâncton sobre a fração microfitoplanctônica (BALLERINI et al., 2014; HEWES et al., 2009; SCHLOSS et al., 2014).

O fitoplâncton fornece respostas em face as mudanças no ecossistema, pois modulam a diversidade da vida marinha, a biogeoquímica e o clima dos oceanos devido à sua função de absorção de carbono atmosférico antropogênico através da fotossíntese (ARACENA et al., 2018; DEPPELER; DAVIDSON, 2019). Como discutido, mudanças a longo prazo na composição e estrutura da comunidade fitoplanctônica impactam os níveis tróficos superiores (e.g. *Krill* antártico, populações de pinguins, aves marinhas) assim como componentes da alça microbiana (e.g. bactérias heterotróficas), já que o domínio de organismos nanoplanctônicos representa uma diferente via energética (CONSTABLE et al., 2014), levando a mudanças no fluxo do carbono entre os componentes da teia trófica ao longo da WAP (KIM et al., 2018).

Portanto, alterações na estrutura da comunidade fitoplanctônica observadas no setor 1, como variações no tamanho dos organismos (e.g. abundância das classes A e B, bem como domínio da classe C na fração microfitoplanctônica) e codominância de diatomáceas e dinoflagelados (durante a campanha sob influência de degelo) sugerem que processos ocasionados pela sazonalidade do gelo podem desempenhar função fundamental na composição e distribuição das classes de tamanho da comunidade fitoplanctônica (MANGONI et al., 2017) acarretando em uma significativa mudança na teia trófica e nos ciclos biogeoquímicos da Antártica (ARACENA et al., 2018; DA CUNHA et al., 2018; ROZEMA et al., 2017a).

4.6 Conclusões

A dominância de menores frações da comunidade fitoplanctônica – classes A e B, e consequente maior biomassa em carbono apresentada por estas frações, bem como o predomínio de menores frações do microfitoplâncton, representadas pela classe C, indicam

mudanças na estrutura da comunidade na Baía do Almirantado. A disponibilidade de nutrientes, o degelo e seus efeitos secundários juntamente com possíveis processos de controle “*top-down*” interferiram na magnitude da produção primária e padrão de sucessão dos grupos fitoplanctônicos, contribuindo para a redução na abundância das diatomáceas e o aumento dos dinoflagelados, evidenciado pela codominância observada em 2013/14, período sob influência do degelo, sobretudo nas maiores frações (> 70 μm - classe E). Nesse sentido, sugere-se que a Baía do Almirantado seja usada como modelo para estudos das alterações da composição e estrutura de tamanho da comunidade fitoplanctônica associando-as aos impactos observados a outros componentes da teia trófica local.

5 CAPÍTULO 2: EFEITO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS SOBRE A DIVERSIDADE FUNCIONAL DO MICROFITOPLÂNCTON NA BAÍA DO ALMIRANTADO, ILHA REI GEORGE, ANTÁRTICA

Capítulo publicado na Revista *Frontiers in Marine Science* em outubro de 2019 sobre o título “Abiotic Changes Driving Microphytoplankton Functional Diversity in Admiralty Bay, King George Island (Antarctica)” doi: 10.3389/fmars.2019.00638 (Apêndice 5).

5.1 Introdução

O clima da plataforma ocidental da Península Antártica (WAP) está passando por uma transição de um clima polar seco e frio para um clima subantártico úmido e quente (MONTES-HUGO et al., 2009). A temperatura do ar na WAP aumentou em relação à variação global (ABRAM et al., 2013), tornando esta região uma das de mais rápido aquecimento na Terra nos últimos 50 anos, com um aumento de $0,56\text{ }^{\circ}\text{C.década}^{-1}$ ao longo dos anos analisados (TURNER et al., 2005) e um aumento de $2\text{ }^{\circ}\text{C}$ na temperatura média anual (DUCKLOW et al., 2007). Esse aumento regional tem consequências para a dinâmica do gelo marinho (ARACENA et al., 2018; MOLINE et al., 2004; ROZEMA et al., 2017a).

Mudanças climáticas também tem consequências para a dinâmica das propriedades químicas e físicas da água do mar, acarretando em variações na estrutura da comunidade fitoplanctônica da WAP (KOPCZYŃSKA, 2008; PIQUET et al., 2011). Fatores abióticos são capazes de restringir o estabelecimento ou a permanência de espécies e estabelecer comunidades em determinados locais (KRAFT et al., 2015), atuando como filtros ambientais. Por sua vez, tais alterações podem refletir em todos os níveis da teia trófica regional (LANGE et al., 2014; MOLINE et al., 2004; SABA et al., 2014; SCHOFIELD et al., 2010). Mudanças climáticas na WAP (e.g. aumento da temperatura e variáveis ambientais) têm conduzido modificações no tamanho do fitoplâncton (BARRERA-ALBA et al., 2012, 2015; LANGE et al., 2014; VANZAN et al., 2015), na composição, biomassa e na estrutura da comunidade (KOPCZYŃSKA, 2008; LANGE et al., 2014; MENDES et al., 2015, 2018; MONTES-HUGO et al., 2009; PIQUET et al., 2011; RUSSO et al., 2018; TENÓRIO et al., 2015).

O uso de esquemas de classificação baseados em grupos funcionais para determinar a dinâmica ecológica do fitoplâncton é crescente nos estudos ambientais (KRUK et al., 2002; LITCHMAN et al., 2010; MOSER et al., 2014, 2017; ROSELLI; BASSET, 2015; ROSELLI et al., 2017), podendo contribuir para explicar a distribuição das espécies ao longo dos gradientes ambientais, bem como a diversidade fitoplanctônica e a estrutura da comunidade (LITCHMAN et al., 2010; NASELLI-FLORES et al., 2007). As associações são baseadas em atributos fisiológicos, morfológicos e ecológicos de espécies que potencialmente e alternativamente podem dominar ou codominar o sistema. Uma hipótese razoável é que todas as espécies apresentam capacidade para crescer, mas seu estabelecimento e desenvolvimento são condicionados por variáveis ambientais e respostas da comunidade, como a habilidade de sustentar processos de perda do crescimento populacional (KRUK et al., 2002, 2010). Traços morfológicos das espécies são propriedades essenciais que influenciam a taxa de crescimento, a eficiência do uso de recursos (e.g. luz e nutrientes) e a suscetibilidade à herbivoria sob diferentes condições ambientais. Podem ainda prever os efeitos da variabilidade climática ao longo do tempo (PADISÁK et al., 2003; SALMASO, 2003). Ou seja, adaptações estratégicas espécie-específicas podem ser seletivamente favorecidas em certos ambientes (REYNOLDS, 1980), uma vez que a morfologia celular do fitoplâncton e suas estratégias adaptativas estão sob diferentes pressões de seleção devido ao fato de os ambientes aquáticos diferirem em relação as características físicas e químicas (WEITHOFF et al., 2014).

Os traços do fitoplâncton podem ser usados para avaliar a diversidade funcional da comunidade (FD) a partir de uma matriz na qual os traços e espécies de uma comunidade são combinados e comparados entre si (PETCHEY; GASTON, 2007). Abordagens baseadas em traços que auxiliam a ecologia da comunidade podem esclarecer a distribuição das espécies ao longo de gradientes ambientais e mudanças na diversidade e na estrutura da comunidade (LITCHMAN et al., 2010). Traços morfofuncionais incluem características fisiológicas, morfológicas e fenológicas que controlam as funções ecológicas dos organismos (MCGILL et al., 2006; VIOLLE et al., 2007) e podem ser usadas para avaliar a FD uma vez que a variação de características entre as espécies de fitoplâncton expressam a FD (VALLINA et al., 2017). A diversidade funcional foi identificada como um componente-chave do funcionamento e sustentabilidade do ecossistema (MOUILLOT et al., 2014). Além disso, a perda de biodiversidade pode estar relacionada à perda funcional, visto que a extinção de uma espécie ou comunidade em um sistema pode diminuir sua resiliência ou produtividade (MOUCHET et al., 2008). Para todos os métodos baseados em traços, um alto número de linhagens divergentes

reflete maior FD, enquanto linhagens convergentes representam o oposto (MARTIN, 2002). A diversidade de traços morfofuncionais nas comunidades responde a parâmetros ambientais que influenciam características específicas ou grupos de características (VERBERK et al., 2013; WEITHOFF; GAEDKE, 2016).

5.2 Objetivos

5.2.1 Geral

Investigar a estrutura e função da comunidade microfitoplanctônica pelágica da Baía do Almirantado, entre início e final dos verões austrais de 2009 – 2010, 2010 – 2011, 2013 – 2014 e 2014 – 2015, mediante possíveis variações ambientais.

5.2.2 Específicos

Avaliar a composição, distribuição e estrutura da comunidade microfitoplanctônica;
Determinar os traços e grupos funcionais da comunidade microfitoplanctônica;
Determinar os índices funcionais da comunidade microfitoplanctônica;
Caracterizar a Diversidade Funcional da comunidade microfitoplanctônica com enfoque nos gradientes ambientais e possível influência do degelo.

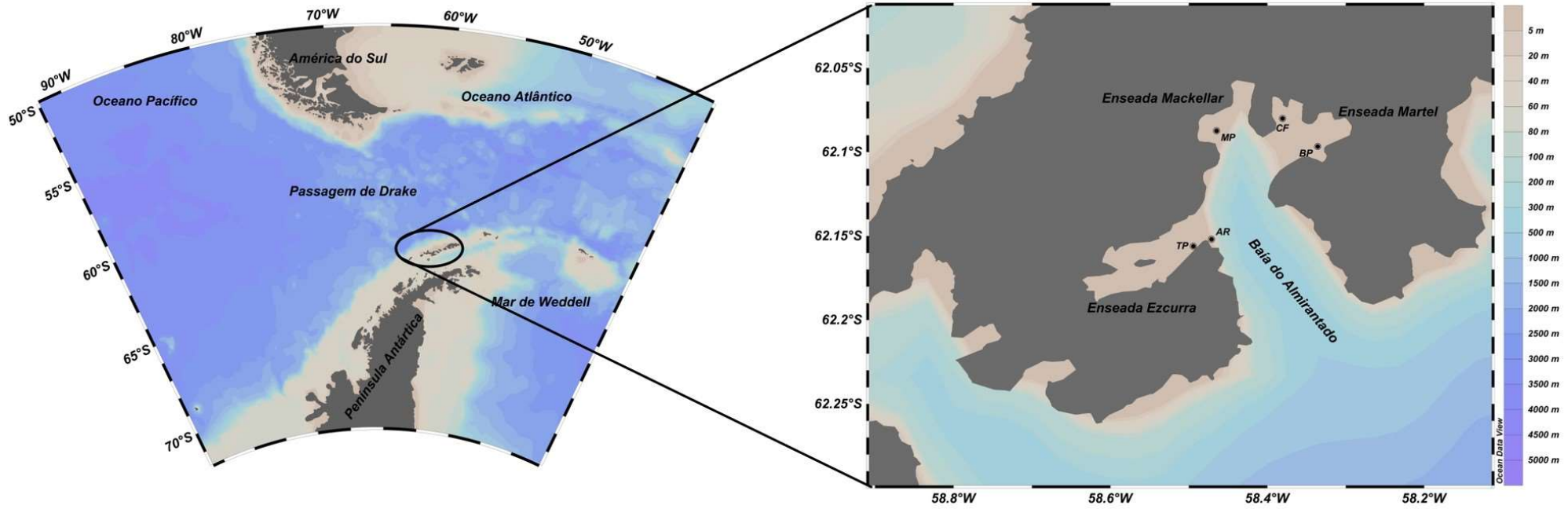
5.3 Materiais e métodos

5.3.1 Área de Estudo

A Baía do Almirantado (BA) (Fig. 9) é a maior baía das Ilhas Shetland do Sul, está localizada na Ilha Rei George, a oeste da Península Antártica (PA) (62°03'12"S, 058°18'38"W),

cobrindo uma área aproximada de 122 km². Ao Sul está localizada a abertura que a conecta com o Estreito de Bransfield, com uma saída de aproximadamente 8 km de largura (KITTEL et al., 2001), por onde ocorre o intercâmbio com águas oceânicas provenientes dos Mares de Weddell e Bellingshausen (RAKUSA-SUSZCZEWSKI, 1980). A Baía apresenta característica de um fjarde, sua porção central excede a profundidade de 530 m enquanto a parte norte é dividida em três enseadas (Ezcurra, MacKellar e Martel), com profundidades que variam entre 50 e 200 m. A troca de água com o Estreito de Bransfield é favorecida pelas correntes de superfície provocadas pelo vento e pelas trocas de marés das massas de águas profundas (PRUSZAK, 1980). Os ventos podem ser um fator importante, impulsionando o nível de acumulação horizontal através da advecção em baías semifechadas como BA, uma vez que as interações entre fatores físicos favorecem o acúmulo de biomassa em alguns casos (e.g. eventos de floração durante o verão) (SCHLOSS et al., 2014).

Figura 9 - Área de Estudo



Legenda: Baía do Almirantado, detalhe ampliado da Ilha Rei George nas Ilhas Shetland do Sul, Antártica. Estação Comandante Ferraz (CF); Estação Botany Point (BP); Estação Machu Picchu (MP); Estação Thomas Point (TP); Estação Arctowski (AR) indicadas por círculos pretos.
 Fonte: A autora, 2020.

5.3.2 Procedimentos de coleta

Foram realizadas oito campanhas na zona costeira rasa (≤ 30 m) da Baía do Almirantado, durante quatro anos no início (IV) e final (FV) dos verões austrais: 2009 - 2010 (OPERANTAR 28), 2010 - 2011 (OPERANTAR 29), 2013 – 2014 (OPERANTAR 32), 2014 – 2015 (OPERANTAR 33) totalizando 120 amostras.

As amostragens ocorreram em cinco pontos de coleta: Estação Antártica Comandante Ferraz (CF), Botany Point (BP), Machu Picchu (MP), Thomas Point (TP) e Arctowski (AR) (Fig.1). Em cada um dos pontos de amostragem foi determinada a profundidade da camada eufótica utilizando um disco de Secchi. Perfis verticais de salinidade e temperatura foram realizados com um mini CTD Valeport[®]. Foram coletadas amostras de água à superfície (1 m), meia água (15 m) e a 1m do fundo (30 m) com a utilização uma garrafa de Niskin de 3 L para a análise da comunidade fitoplanctônica, clorofila *a* total e macronutrientes dissolvidos.

5.3.3 Análises laboratoriais

A biomassa clorofiliana total foi determinada por espectrofluorimetria (Espectrofluorímetro - Varian Cary Eclipse[®]) segundo método de Neveux e Lantoiné (1993) modificado por Tenório et al. (2005) no Laboratório de Fitoplâncton do Instituto de Biologia Marinha da UFRJ.

Para as análises dos macronutrientes inorgânicos dissolvidos, alíquotas de 0,7 mL previamente filtradas foram preservadas a -20°C e determinadas de acordo com os métodos descritos em Aminot e Chaussepied (1983) e Grasshoff et al. (1983) no Laboratório de Química Orgânica Marinha do Instituto Oceanográfico da USP (amostragens de 2009 – 2011 e 2013 - 2014) e no Instituto de Biologia da UFRJ (amostragem de 2014 – 2015).

Para avaliar o possível impacto dos processos do gelo marinho na estrutura das comunidades fitoplanctônicas, a porcentagem de degelo (%MW - *Meltwater*) foi calculada de acordo com Mendes et al. (2018) a partir da diferença entre a salinidade medida, na mesma estação, à superfície (S sup) e ao fundo (S fun), assumindo como salinidade média do gelo marinho 6 (ACKLEY et al., 1979). Para classificar o ambiente através da %MW

(MENDES et al., 2018), dois cenários foram propostos (i) estações sob influência de degelo marinho ($> 2,25$ %MW) e (ii) estações sem influência do degelo marinho ($< 2,25$ %MW) seguindo

a fórmula:

$$\%MW = \left(1 - \frac{S_{\text{sup-6}}}{S_{\text{fun-6}}}\right) \times 100 \quad (2)$$

Para a análise da fração microfitoplanctônica, amostras de 2L foram fixadas com formol neutralizado (2% c.f.) até a análise no laboratório. A análise quali-quantitativa foi efetuada em microscópio invertido (Nikon® Eclipse TS 100), com aumento final de 200X ou 400X, quando necessário visualizar certas estruturas para a identificação em nível específico, usando iluminação de campo claro ou contraste de fase, através do método de sedimentação de Utermöhl (LUND et al., 1958; ROTT, 1981; UTERMÖHL, 1958) em câmaras de 100 mL. A identificação dos taxa foi baseada em literatura especializada: Hustedt (1930), Cupp (1943), Medlin e Priddle (1990), Round et al. (1990), Hasle e Syvertsen (1996), Tenenbaum et al. (2004) e Scott e Marchant (2005).

Traços funcionais dos taxa mais frequentes e abundantes (critérios descritos em LOBO; LEIGHTON, 1986) foram selecionados segundo Litchman et al. (2010), observações microscópicas e na literatura. Os traços funcionais usados para avaliar a funcionalidade da comunidade fitoplanctônica incluíram características morfológicas, fisiológicas, comportamentais e de ciclo de vida. Os traços morfológicos incluíram a máxima dimensão linear axial (GALD), e foram obtidos pelas medidas de 20 a 40 células de cada taxa com frequência relativa acima de 10%. Segundo Litchman et al. (2010), a classificação de GALD $< 35 \mu\text{m}$ e $> 35 \mu\text{m}$ reflete a pressão de predação. Outros traços morfológicos foram determinados a partir de análises microscópicas: razão Superfície/Volume (S/V), presença de grandes vacúolos, presença de estrutura de sílica (uso de sílica na constituição das frústulas e outras estruturas), colonialidade ou formação de cadeias e presença de rafe. As características fisiológicas abrangeram a capacidade de formação de florações algais potencialmente nocivas - HABs (MOESTRUP et al., 2009) e modo de nutrição (autotrofia, heterotrofia ou mixotrofia) e foram avaliadas através da literatura. O traço comportamental considerado foi a motilidade, determinada pela presença de flagelos durante a observação microscópica e conhecimento *a priori*. Enquanto o traço do ciclo de vida (e.g. estágios de resistência) também foi determinado pela literatura. Para traços que apresentam plasticidade, como formação de colônias ou cadeias,

capacidade de formação de HABs, mixotrofia e estágios de resistência, os valores dos traços se referem a uma função potencial, e não quando foram expressos em uma comunidade específica.

5.3.4 Análise dos dados

A fim de normalizar a distribuição, o conjunto de dados biológicos foi transformado utilizando $\log_{10}(x+1)$.

5.3.5 Teste de padrões ambientais

Dados bióticos e abióticos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e Teste de comparação de Tukey (Software Paleontological Statistical 3 - PAST, HAMMER et al., 2001). Foram feitas comparações entre cada ano da pesquisa, início e final do verão e entre as estações de amostragem.

5.3.6 Índices de Diversidade Funcional (FD)

Os índices de diversidade funcional visam descrever o quanto do espaço multifuncional é preenchido e como a abundância de uma comunidade é distribuída dentro desse espaço funcional. Apresentam valores positivos, e, quanto mais alto são, maior é o componente de diversidade funcional que dimensionam (VILLÉGER et al., 2008).

A riqueza funcional (FRic) representa uma medida multidimensional no qual a quantidade de espaço funcional ocupada pela comunidade corresponde ao volume do *convex hull* no espaço funcional (CORNWELL et al., 2006; VILLÉGER et al., 2008). Não apresenta um limite de valor já que quantifica um volume absoluto preenchido (VILLÉGER et al., 2008). A equitatividade funcional (FEve) descreve a equitatividade da distribuição da abundância no espaço dos traços funcionais, ou seja, corresponde a medida da regularidade do espaço entre as

espécies ao longo do gradiente dos traços funcionais e da regularidade na distribuição ponderada de suas abundâncias. Essa medida reduz quando a abundância é distribuída de forma menos uniforme entre as espécies ou quando as distâncias funcionais entre as espécies não se dispõem de forma regular. É restrita entre 0 e 1 (VILLÉGER et al., 2008). Enquanto a dispersão funcional (FDis) é a média ponderada, no espaço multidimensional dos traços, da distância de cada espécie ao centroide de todas as espécies dentro de uma comunidade; considera tanto os traços quanto a abundância de cada espécie, onde os pesos correspondem à abundância relativa de cada espécie. Não apresenta um limite superior de valor (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010).

Os grupos funcionais foram testados a partir de uma análise de cluster (Distância Euclidiana combinada com UPGMA - *Unweighted Pair-Groups Method with Arithmetic Mean*), a uma matriz de dados (dados binários: ausência 0 e presença 1) (Apêndice 2) dos traços selecionados.

A diferença entre os grupos foi testada através de uma análise de similaridades (ANOSIM) aplicada à matriz de distância resultante, com valores de p inferiores a 0,05 indicando diferenças significativas. Todos esses procedimentos foram realizados com o pacote Vegan do software R (versão 3.5.1 - R CORE TEAM, 2018) (OKSANEN et al., 2017).

A matriz dos traços funcionais (dados binários) e a abundância das espécies foram usadas para avaliar a diversidade funcional da comunidade (FD) nos grupos resultantes, através de índices multidimensionais baseados na distância euclidiana e NMDS (Escalonamento Multidimensional Não-Paramétrico) dos traços para acessar diferentes aspectos da diversidade, FRic, FEve e FDis. Essas medidas foram calculadas usando a função dbFD do pacote FD (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010) (software R, versão 3.5.1 - R CORE TEAM, 2018).

5.3.7 Relações entre as espécies e as variáveis ambientais

Para determinar quais variáveis ambientais apresentaram correlação com as comunidades fitoplancônicas, uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) foi aplicada às matrizes de abundância das espécies e das variáveis ambientais (temperatura, salinidade, nitrogênio, fosfato, razão N/P, silicato e clorofila a). Um teste de normalidades foi aplicado pelo Teste de Shapiro-Wilk (Software Paleontological Statistical 3 - PAST, HAMMER et al.,

2001), enquanto a significância dos eixos canônicos foi testada pelo Teste de Permutação de Monte Carlo.

5.3.8 Relação entre os Índices Funcionais e as variáveis ambientais

Para correlacionar os índices funcionais e as variáveis ambientais e avaliar quais variáveis determinam mudanças na FD, foi aplicado um Teste de Correlação de Pearson a uma matriz contendo os índices resultantes e as variáveis ambientais (temperatura, salinidade, *Meltwater*, nitrogênio, fosfato, razão N/P, silicato e clorofila *a*) (Software Paleontological Statistical 3 - PAST, HAMMER et al., 2001). Correlações com valores de *p* inferiores a 0,05 foram consideradas significativas.

5.3.9 Identificação dos Grupos Funcionais

Os grupos funcionais foram identificados considerando as espécies que se agruparam nas seguintes etapas: Cluster, NMDS e CCA, bem como pela análise dos índices funcionais.

5.4 Resultados

5.4.1 Padrões das variáveis ambientais

5.4.1.1 Variação espacial

As variáveis abióticas e a clorofila *a* (Tabela 7) apresentaram diferenças entre as estações de amostragem. Entretanto, estas não foram significativas (ANOVA - Teste de Tukey

$p > 0,05$), indicando que a distribuição espacial das variáveis abióticas não influencia a resposta da comunidade de microfitoplanctônica em relação à biomassa (clorofila *a*).

Os pontos amostrais que apresentaram influência do degelo (% MW; Tabela 8) foram BP no início do verão de 2010-2011 (2,66%), todas as estações durante o início do verão de 2013-2014 (máximo de 20,73% em BP) e CF, MP e TP durante o final do verão de 2014-2015 (máximo de 10,08% em TP).

5.4.1.2 Variação temporal

A temperatura variou significativamente entre os períodos amostrados (ANOVA - Teste de Tukey $p < 0,05$), com as maiores médias observadas em 2010-2011 (1,66 °C) e 2014-2015 (1,24 °C), ambas no final do verão, e mínimas em 2009-2010 (-0,18 °C) e 2014-2015 (-0,61 °C) durante o início do verão (Tabela 7).

A salinidade mais alta foi observada no início do verão de 2013-2014 (média de 34,61), enquanto a menor ocorreu no final do verão de 2014-2015 (média de 33,73). Entretanto, a salinidade foi a única variável que não diferiu significativamente (ANOVA - Teste de Tukey $p > 0,05$) entre os períodos amostrados.

Os compostos nitrogenados, fosfato e silicato apresentaram ampla variação (Tabela 7). As concentrações de nutrientes dissolvidos foram suficientes para suportar a biomassa fitoplanctônica em todas as campanhas, com destaque para o final do verão de 2010-2011, onde a disponibilidade de nitrato e silicato suportaram a abundância de grandes diatomáceas. As concentrações máximas dos compostos nitrogenados ocorreram durante o início e o final do verão de 2014-2015 (29,01 e 25,11 $\mu\text{mol.L}^{-1}$, respectivamente; ANOVA - Teste de Tukey $p < 0,05$).

As maiores concentrações de fosfato ocorreram ao longo de 2009-2010 (2,98 $\mu\text{mol.L}^{-1}$) e 2010-2011 (2,15 $\mu\text{mol.L}^{-1}$), ambas no final do verão (ANOVA - Teste de Tukey $p < 0,05$). Em relação à razão N/P, os maiores valores foram observados (ANOVA - Teste de Tukey $p < 0,05$) durante o início do verão de 2010-2011 (máxima de 23,61) e final do verão de 2013-2014 (máxima de 22,48) (Tabela 7). As maiores concentrações de silicato (ANOVA - Tukey Test $p < 0,05$) ocorreram no início do verão de 2010-2011 (76,65 $\mu\text{mol.L}^{-1}$) e no final do verão de 2014-2015 (69,86 $\mu\text{mol.L}^{-1}$).

A concentração de clorofila *a* variou entre 0,28 e 5,69 mg.m⁻³ (ANOVA - Teste de Tukey $p < 0,05$), com maiores concentrações registradas ao final do verão de 2010-2011 (média de 4,07 mg.m⁻³), seguidas por 2013-2014 início de verão (média de 1,52 mg.m⁻³) com um máximo de 1,92 mg.m⁻³ (Tabela 7).

Tabela 7 - Características Químicas e Físicas da Baía do Almirantado

		2009-10		2010-11		2013-14		2014-15	
		IV	FV	IV	FV	IV	FV	IV	FV
Temperatura (°C)	Média	-0,18	0,86	0,29	1,66	-0,05	0,65	-0,61	1,24
	Mín/Máx	-0,28 a -0,13	0,80 a 1,04	0,18 a 0,42	1,60 a 1,70	-0,10 a 0,02	0,47 a 0,78	-0,70 a -0,48	0,85 a 1,41
Salinidade (ppt)	Média	34,22	34,13	34,18	34,10	34,61	34,19	34,28	33,73
	Mín/Máx	34,16 a 34,31	34,03 a 34,23	34,11 a 34,25	33,88 a 34,20	31,02 a 37,97	34,03 a 34,26	34,18 a 34,33	33,09 a 34,02
Nitrogenados NO ₂ + NO ₃ (µmol.L ⁻¹)	Média	15,39	16,67	20,43	13,82	15,52	18,78	26,89	20,90
	Mín/Máx	14,52 a 15,88	15,07 - 19,35	18,31 a 22,29	11,62 a 16,35	13,79 a 17,50	13,53 a 22,48	24,87 a 29,01	12,49 a 25,11
Fosfato – PO ₄ (µmol.L ⁻¹)	Média	1,88	1,65	1,24	1,92	1,36	1,45	1,86	1,57
	Mín/Máx	1,54 a 2,05	1,07 a 2,98	1,02 a 1,54	1,68 a 2,15	1,14 a 1,60	1,11 a 1,79	1,64 a 2,03	1,41 a 1,74
Razão N/P	Média	8,48	11,71	17,67	7,55	12,20	18,78	14,54	13,52
	Mín/Máx	7,47 a 10,42	6,55 a 15,86	14,43 a 23,61	6,75 a 8,60	9,69 a 17,12	13,53 a 22,48	12,23 a 17,03	7,18 a 15,93
Silicato –SiO ₄ (µmol.L ⁻¹)	Média	41,59	41,32	69,35	40,18	48,07	57,45	63,13	63,11
	Mín/Máx	40,53 a 42,13	39,83 a 42,03	60,63 a 76,65	35,92 a 44,66	37,68 a 53,69	50,78 a 62,74	60,26 a 66,17	56,16 a 69,86
Clorofila <i>a</i> (mg.m ⁻³)	Média	0,38	0,76	0,54	4,07	1,52	1,32	0,35	0,67
	Mín/Máx	0,36 a 0,41	0,28 a 1,40	0,45 a 0,70	2,32 a 5,69	0,68 a 1,92	1,15 a 1,48	0,30 a 0,39	0,42 a 0,97

Legenda: Início do verão (IV); Final do verão (FV); Valores mínimos (Mín); Valores máximos (Máx); Graus Celsius (°C); Partes por trilhão (ppt); Nitrito (NO₂); Nitrito (NO₃); Soma (+); Micromol por litro (µmol.L⁻¹); Razão entre nitrogênio e fósforo (N/P); Miligrama por metro cúbico (mg.m⁻³).

Fonte: LIMA et al., 2019. Adaptada pela autora, 2020.

A %MW (Tabela 8; Fig. 10) indicou que os últimos 2 anos de amostragem (início do verão de 2013-2014 e final do verão de 2014-2015) sofreram influência do degelo ($p < 0,05$). Todas as estações apresentaram valores $> 2,25\%$ MW no início do verão de 2013-2014, com máximo de 20,73% MW em BP e baixa salinidade (31,02) na mesma estação. A temperatura média durante esse período foi de $-0,05$ °C. Durante o final do verão de 2014-2015, três pontos (CF, MP e TP) apresentaram valores $> 2,25\%$ MW, com um máximo de 10,08% MW em TP. Durante esse período, o derretimento foi associado aos menores valores de salinidade observados (variando de 33,09 a 34,02) e a uma temperatura média de $1,24$ °C. Cabe ressaltar que durante 2010-2011 FV, a estação BP apresentou 2,25% MW; no entanto, por se tratar apenas de um registro pontual, a amostragem não foi classificada como sob influência do degelo.

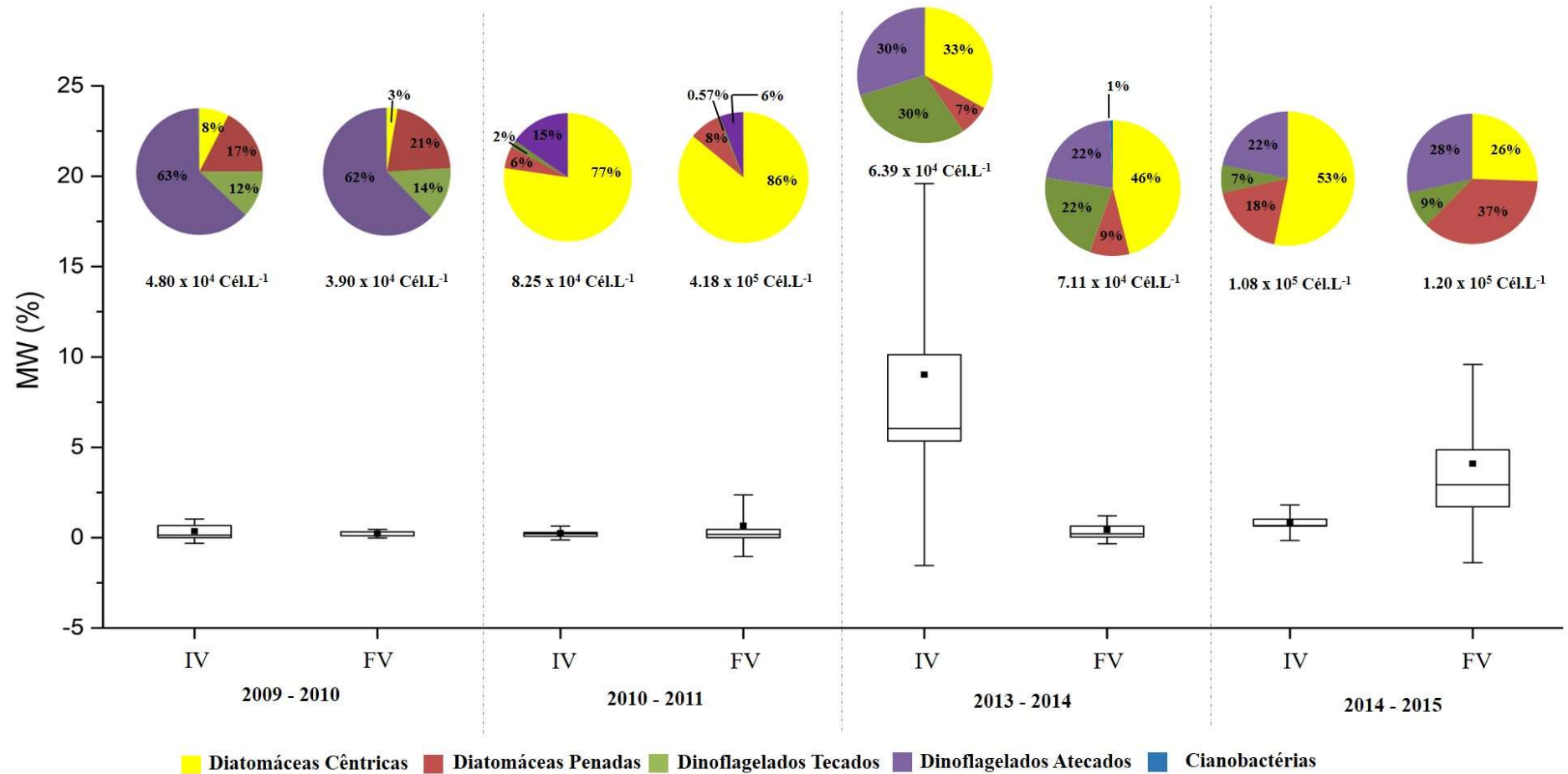
Tabela 8 - Porcentagem de Degelo (% MW) da Baía do Almirantado ao longo dos anos amostrados

	Degelo (% MW)							
	2009-10		2010-11		2013-14		2014-15	
	IV	FV	IV	FV	IV	FV	IV	FV
CF	0,14	0,32	0,07	0,18	5,35	0,64	0,00	2,93
BP	0,99	0,32	0,21	2,66	20,73	1,24	0,67	0,93
MP	0,67	0,36	0,67	0,46	2,87	0,21	1,02	4,86
TP	0,00	0,11	0,28	0,00	10,13	0,04	1,80	10,08
AR	0,00	0,00	0,04	0,00	6,04	0,04	0,63	1,71

Legenda: Início do verão (IV); Final do verão (FV); Estação Comandante Ferraz (CF); Estação Botany Point (BP); Estação Machu Picchu (MP); Estação Tomas Point (TP); Estação Arctowski (AR).

Fonte: LIMA et al., 2019. Adaptada pela autora, 2020.

Figura 10 - Contribuição dos grupos microfitorplanctônicos (%), abundância total e Porcentagem de degelo - MW



Legenda: Degelo (MW); Porcentagem (%); Célula por litro (Cél.L⁻¹); Média (■); Início do verão (IV); Final do verão (FV).

Nota: Valores de Desvio padrão, Percentis 25,75 e Média.

Fonte: LIMA et al., 2019. Adaptada pela autora, 2020.

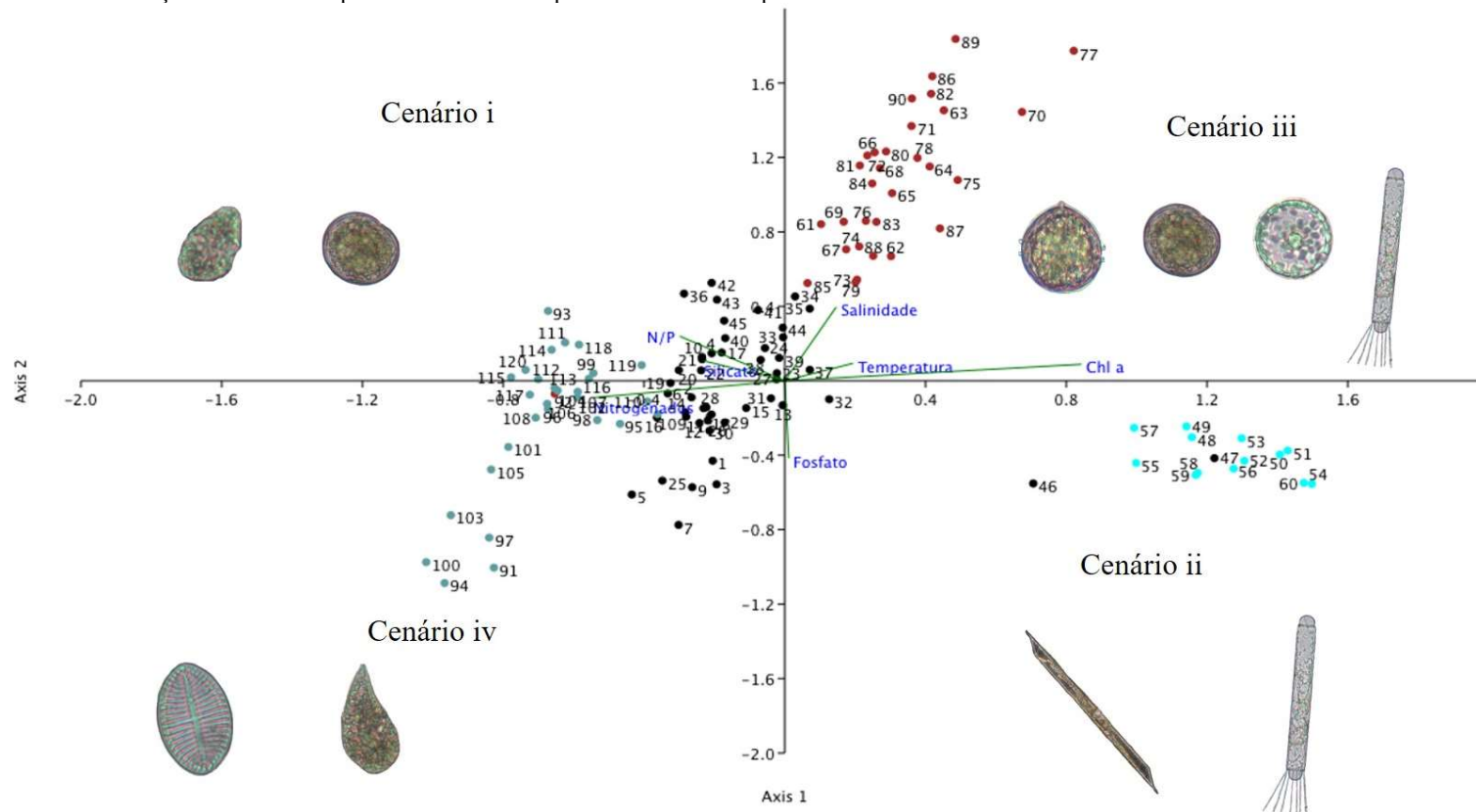
5.4.2 Respostas do microfítotoplâncton às variáveis ambientais

A CCA destacou a resposta da comunidade microfítotoplanctônica em relação ao degelo e as variáveis ambientais (Fig. 11). A variação interanual foi caracterizada por quatro cenários com diferentes comunidades: (i) flagelados durante 2009-10 e 2010-2011 IV; (ii) grandes diatomáceas durante 2010-2011 FV; e dois cenários com influência do degelo ($> 2,25\%$ MW), ambos com codominância entre dinoflagelados e diatomáceas: (iii) diatomáceas cêntricas e dinoflagelados tecados durante 2013-2014; e (iv) diatomáceas penadas e dinoflagelados atecados durante 2014-2015.

No eixo 1 da CCA (45% de explicação), a disponibilidade de compostos nitrogenados, razão N/P e silicato foram associados ao cenário i, bem como à maior riqueza de espécies, com predomínio de dinoflagelados ($5,80 \times 10^4$ Cél.L⁻¹; 76% da abundância total em 2009-2010), essencialmente *Prorocentrum* spp. (*P. cf. compressum*), *Protoperidinium* spp. (*P. cf. defectum*, *P. cf. nanum*), *Amphidinium* spp. (*A. hadai*), *Gymnodinium* spp. (*G. soyai*) e *Gyrodinium* spp. (*G. glaciale*) e diatomáceas ($6,83 \times 10^4$ Cél.L⁻¹; 83% da abundância total em 2010-2011 IV), como *Corethron pennatum* e *Thalassiosira* spp.. Enquanto o cenário ii foi caracterizado por reduções nas concentrações de silicato e nitrogenados e pela predominância de diatomáceas ($3,59 \times 10^5$ Cél.L⁻¹; 86% abundância total), com destaque para grandes organismos como *Corethron pennatum*, *Rhizosolenia* spp. (*R. hebetata*, *R. setigera*) e *Odontella* spp. (*O. litigiosa*, *O. weissflogii*) (Fig. 10; Apêndice 3 – Lista Taxonômica).

No eixo 2 (22% de explicação), a salinidade, variável relacionada ao degelo, associou-se aos cenários iii e iv, com diferenças em cada contexto. No cenário iii, houve codominância entre dinoflagelados ($6,92 \times 10^4$ Cél.L⁻¹ - 52% da abundância total), representados principalmente por espécies dos gêneros *Protoperidinium* spp. (*P. curtum* e *P. cf. areolatum*) e *Prorocentrum* spp., e diatomáceas ($6,53 \times 10^4$ Cél.L⁻¹ - 48% da abundância total), a maioria cêntrica (*Corethron pennatum* e *Thalassiosira cf. antarctica*). Enquanto o cenário iv caracterizou-se pelo domínio de diatomáceas ($1,52 \times 10^5$ Cél.L⁻¹ - 67% da abundância total) com destaque para diatomáceas penadas e com rafe, ticopelágicas, como *Cocconeis* spp. (*C. costata* e *C. fasciolata*) e grande contribuição de dinoflagelados atecados ($5,74 \times 10^4$ Cél.L⁻¹ – 25% da abundância total) sobretudo dos gêneros *Gyrodinium* spp. (*G. glaciale*, *G. lachryma*) e *Gymnodinium* spp. (*G. soyai*, *G. guttula*) Fig. 10; Apêndice 3 – Lista Taxonômica).

Figura 11 - Análise de Correlação Canônica e espécies abundantes representativas dos respectivos cenários



Legenda: Cenário i (2009/10 e 2010/11 início do verão); cenário ii (2010/11 final do verão); cenário iii (2013/14); cenário iv (2014/15); razão entre nitrogênio e fósforo (N/P); Clorofila *a* (Chl *a*); Preto - 1 a 47: 2009-2010 e 2010-2011 início do verão; Azul – 48 a 60: 2010-2011 final do verão; Vermelho – 61 a 90: 2013-2014; Cinza - 91 a 120: 2014-2015.

Nota: Números e cores representam os períodos de amostragem.

Fonte: LIMA et al., 2019. Adaptada pela autora, 2020.

5.4.3 Grupos Funcionais e Diversidade Funcional

O cluster (Fig. 12) mostrou 7 agrupamentos formados por organismos com distintos traços funcionais (ANOSIM: 0.734 - $p < 0.05$; coeficiente de correlação cofenética: 0.897).

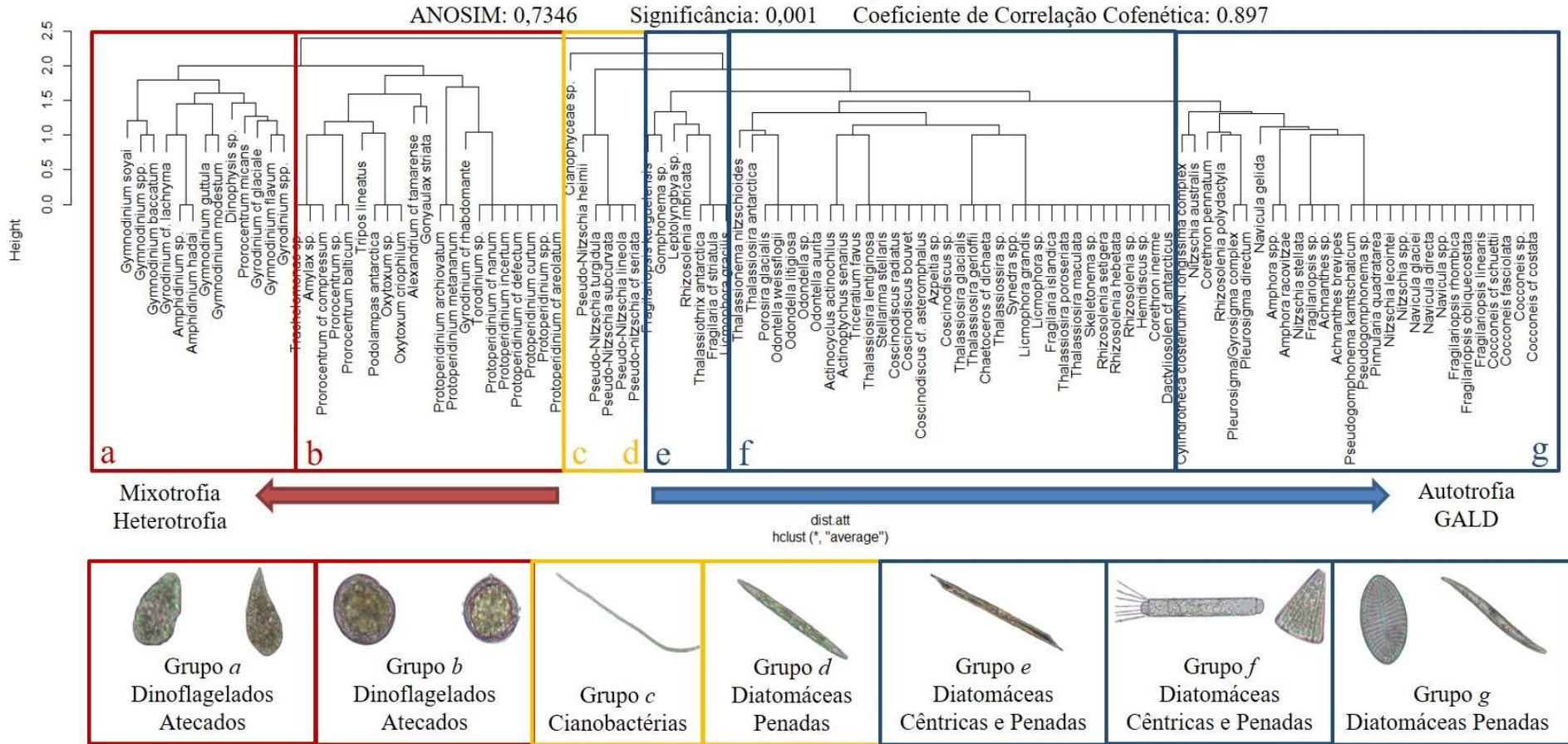
Os grupos *a* e *b* foram compostos principalmente por dinoflagelados, onde *a* em sua maioria por dinoflagelados atecados (*Gyrodinium* sp. e *Gymnodinium* sp.) e *b* por tecados (*Protoperidinium* spp. e *Prorocentrum* spp.). O grupo *c* por Cianophyceae formadoras de filamentos; o grupo *d* por diatomáceas penadas, com rafe e formadoras de cadeias (*Pseudonitzschia* spp.); os grupo *e* e *f* por diatomáceas cêntricas e penadas e o grupo *g* essencialmente por diatomáceas penadas de tamanho grande (*Pseudogomphonema* spp., *Fragilariopsis* spp. e *Nitzschia* spp.).

Através do escalonamento multidimensional (NMDS) (Fig. 13), foi possível relacionar a resposta das espécies que compõem os grupos a três conjuntos de traços funcionais. Os grupos *a* e *b*, compostos por dinoflagelados, foram associados ao conjunto de traços 1: estado de trofia (mixotrofia e heterotrofia), estágios de resistência, presença de vacúolo, presença de flagelo, florações algais potencialmente nocivas. Os grupo *c* e *d* associados ao segundo conjunto: colonialidade/formação de cadeias, presença de rafe e à maior razão S/V. Enquanto os grupos *e*, *f* e *g* ao conjunto de traços 3: GALD ($> 35 \mu\text{m}$), autotrofia e presença de sílica em sua constituição.

Os grupos relacionados aos três conjuntos de traços (Fig.13) também foram observados na CCA e correlacionados às variáveis e cenários ambientais (Fig. 11): cenário i - grupos *a* e *b* correlacionados à razão N/P e sílica; grupo *c* e *d* correlacionados ao fosfato; cenário iii - grupo *e* e algumas espécies dos grupos *f* e *b* correlacionados a temperatura e salinidade; cenário ii - grupos *g* e algumas espécies do grupo *f* correlacionados a clorofila *a*; cenário iv - algumas espécies do grupo *g* e algumas espécies do grupo *a*. Como citado anteriormente, a variação na salinidade e a influência do degelo favorecem a codominância de espécies de dinoflagelados e diatomáceas.

As espécies dos grupos *a* e *b*, *c* e *d*, *e*, *f*, e *g* agrupadas (95% das espécies) a partir do Cluster, NMDS e CCA, compreenderam diferentes conjuntos de traços, portanto foram consideradas grupos funcionais. Um Teste de Correlação de Pearson foi aplicado para correlacionar os cenários ambientais/grupos funcionais aos índices de FD (Apêndice 4).

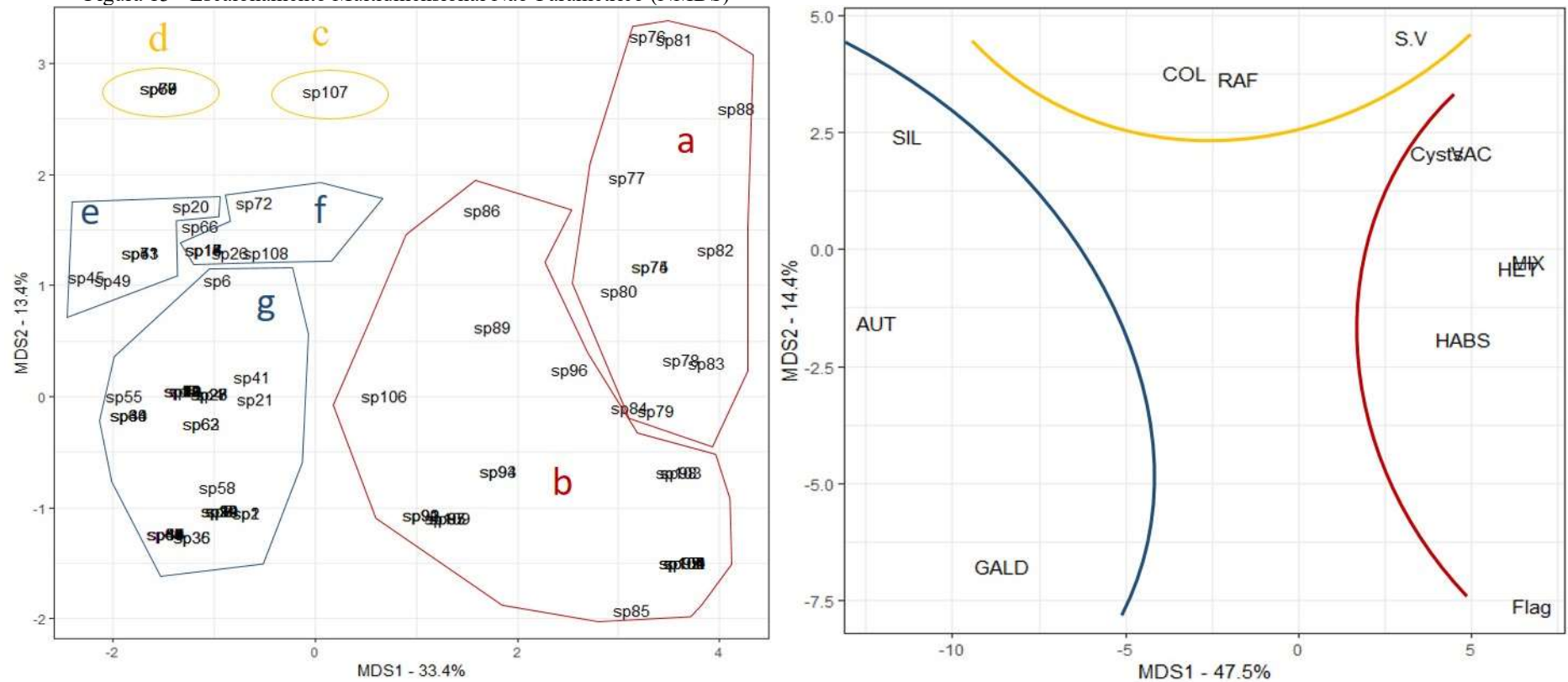
Figura 12 - Dendrograma destacando os grupos funcionais formados pela ausência e presença de traços e espécies representativas dos respectivos grupos



Nota: Letras e cores destacam os grupos.

Fonte: LIMA et al., 2019. Adaptada pela autora, 2020.

Figura 13 - Escalonamento Multidimensional Não-Paramétrico (NMDS)



Legenda: Máxima dimensão linear axial (GALD); razão entre superfície e volume (S.V); presença de grandes vacúolos (VAC); presença de sílica em sua estrutura (SIL); colonialidade ou formação de cadeias (COL); presença de rafe (RAF); potencial para formação de floração algal nociva (HABS); autotrofia (AUT); Heterotrofia (HET); Mixotrofia (MIX); estágios de resistência (CYST); presença de flagelo (FLAG); Escalonamento Multidimensional Eixo 1 (MDS1); Escalonamento Multidimensional Eixo 2 (MDS2).

Nota: Escalonamento utilizando distância Euclidiana. Letras indicam os grupos das espécies e as cores destacam o conjunto de traços. Lista de espécies descrita no Apêndice B.

Fonte: LIMA et al., 2019. Adaptada pela autora, 2020.

A maior diversidade funcional, caracterizada pela análise do conjunto dos índices, foi observada nos cenários iii e iv (Tabela 9). O índice equitabilidade funcional (FEve) foi maior nos cenários iii e iv. O índice de dispersão funcional (FDis) variou entre 0.10 (cenário ii) a 0.28 (cenários i, iii e iv). Enquanto a maior riqueza funcional (FRic) foi observada no cenário i.

Tabela 9 - Índices de diversidade Funcional

Cenários	Diversidade Funcional			
	i	ii	iii	iv
Riqueza Funcional (FRic)	0,81	0,49	0,38	0,55
Equitatividade Funcional (FEve)	0,31	0,36	0,45	0,38
Dispersão Funcional (FDis)	0,28	0,10	0,28	0,28

Fonte: LIMA et al., 2019. Adaptada pela autora, 2020.

A correlação linear de Pearson revelou que a FDis correlacionou-se negativamente com a temperatura (-0,999, $p < 0,05$) e clorofila *a* (-0,968, $p < 0,05$), e positivamente com a razão N/P (0,940, $p < 0,05$) (Apêndice 4). De acordo com a CCA, o cenário ii (sem influência de degelo) mostra a correlação entre os vetores de temperatura e clorofila *a* no eixo 1 e maior abundância relativa de espécies de diatomáceas (grupos *d* a *g*); justamente nesse cenário, há uma redução nos valores de FDis (Tabela 9). O maior índice de riqueza funcional (FRic) foi observado no cenário i associado à maior disponibilidade de compostos nitrogenados e silicatos, conforme indicado pela CCA (Fig. 11). De fato, o NMDS revelou um número menor de traços associados à autotrofia (e.g. presença de sílica e GALD > 35 mm), com alta abundância relativa de espécies apresentando esses traços e reduzindo a distância ao centróide, diminuindo assim os valores da FDis (Fig. 13).

Os aumentos nas concentrações de nitrogênio e razão N/P favoreceram os dinoflagelados, como representado no cenário i, porção negativa da CCA (Fig. 11). Cabe ressaltar que, embora o traço mixotrofia tenha um maior peso para abundância relativa, houve maior distribuição e peso da abundância para os demais traços (presença de vacúolos, cistos, presença de flagelos, HABs) em relação ao centróide e, portanto, maior FDis. A FEve correlacionou-se positivamente (Correlação de Pearson) com o degelo (0,957, $p < 0,05$) e negativamente com FRic (-0,905, $p < 0,05$). De acordo com a análise da CCA, o cenário iii (sob influência de degelo) apresenta maior FEve, refletindo a codominância das espécies de diatomáceas e dinoflagelados e, portanto, nos traços tróficos - autotrofia e mixotrofia, respectivamente. Esses traços corresponderam aos maiores pesos no eixo 1 do NMDS,

indicando que a abundância relativa de espécies com autotrofia e mixotrofia foi funcionalmente mais equitativa nos cenários sob influência do degelo.

A riqueza funcional não apresentou correlação significativa com nenhuma variável ambiental. Organismos autotróficos e mixotróficos ocorreram em todos os cenários, e a área no espaço multidimensional dos traços foi semelhante (Fig. 13). Entretanto, houve correlação negativa entre a riqueza dos traços e a FEve (-0,905, $p < 0,05$), devido à maior abundância relativa associada à autotrofia ou mixotrofia, como nos cenários i e ii (sem influência de degelo).

5.5 Discussão

5.5.1 Variações ambientais na Baía do Almirantado e sua representação para a WAP

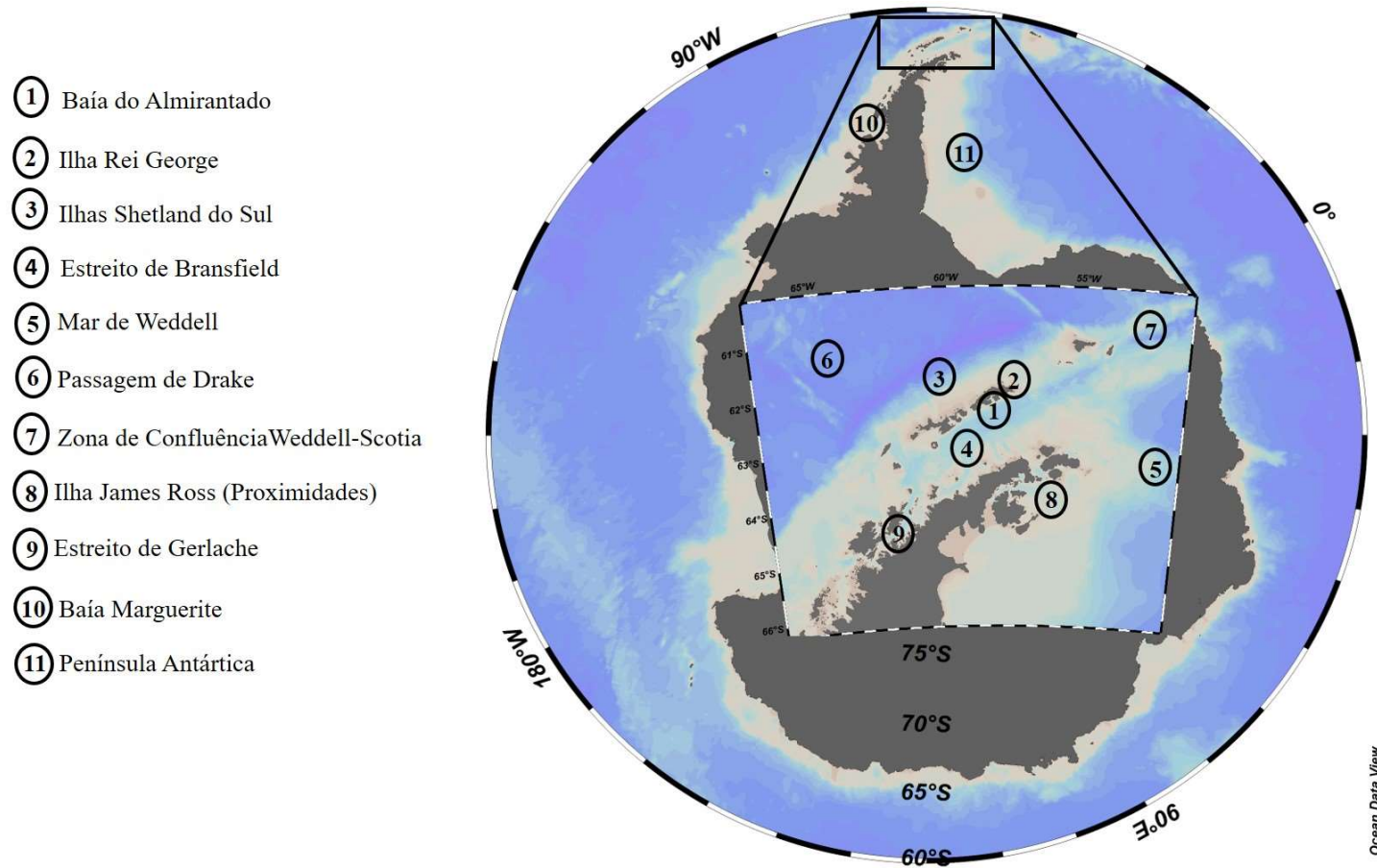
Em sistemas costeiros do Oceano austral, condições hidrográficas são influenciadas pela redução sazonal da cobertura do gelo marinho, derretimento de geleiras e rompimento de plataformas de gelo (ARACENA et al., 2018). Esses ecossistemas costeiros são extremamente sensíveis as variações climáticas devido aos processos de sazonalidade do gelo (DUCKLOW et al., 2007), cuja flutuações podem afetar ainda a produção biológica em virtude do aumento do fluxo de água doce em águas superficiais (ARACENA et al., 2018; KIM et al., 2018). Tais condições são mais prevalentes devido à tendência de aquecimento da região (DIERSSEN et al., 2002; MOLINE et al., 2004; ROZEMA et al., 2017a). Durante os últimos 30 anos, o aquecimento de águas da região norte da WAP, incluindo o Estreito de Bransfield, tem resultado no aumento da cobertura de nuvens, da velocidade dos ventos e na diminuição da extensão da cobertura do gelo (MONTES-HUGO et al., 2009).

A temperatura da água do mar tem aumentado na Ilha Rei George (CLARKE et al., 2005; SCHLOSS et al., 2014), o que suporta a hipótese de aquecimento da região e potencial ameaça a biota local (GUTT et al., 2011). Considerando as variações na cobertura de gelo entre as distintas áreas da Península antártica subdividimos a WAP em 11 regiões, para a comparação com a Baía do Almirantado (Fig. 14): Setor 1 – Baía do Almirantado; Setor 2 – Ilha Rei George; Setor 3 – Ilhas Shetland do Sul; Setor 4 – Estreito de Bransfield; Setor 5 – Mar de Weddell;

Setor 6 – Passagem de Drake; Setor 7 – Zona de Confluência Weddel-Scotia; Setor 8 – Proximidades da Ilha James Ross; Setor 9 – Estreito de Gerlache; Setor 10 – Baía Marguerite; Setor 11 – Península Antártica.

Médias de temperatura superiores a 1 °C foram registradas em todos os setores (Tabela 10), notadamente na Ilha Rei George, setor 2 (Fig. 15), com mínima de -2.0 °C e máxima superior a 3.0 °C (LANGE et al., 2018), como observado no presente estudo (Tabela 7), além de diferenças interanuais, com maiores valores de temperatura no final do verão. A salinidade apresentou pouca variação, com valores superiores a 34, exceto no final do verão de 2014-15 quando a média registrada foi menor, como observado na literatura tanto para Baía do Almirantado (setor 1); quanto para a Ilha Rei George (setor 2) (LANGE et al., 2018). Lange et al. (2014) ressaltaram que as maiores salinidades foram observadas durante o início do verão quando comparadas ao final da estação; ao passo que Tenenbaum et al. (2010) relacionaram a redução da salinidade a regiões neríticas, possivelmente devido a presença de glaciares na região. Neste contexto, Mendes et al. (2018) encontraram, para o setor 7 (Zona de Confluência Weddel-Scotia), menores valores de salinidade (média de 33.68) em áreas próximas a regiões com cobertura de gelo e maiores em regiões com pouca ou nenhuma influência (34.14) da sazonalidade do gelo e seus consequentes efeitos, correlacionando a baixa salinidade à estabilidade da coluna d'água; assim como Wasilowska et al. (2015) que associaram baixas salinidades (< 34) ao aumento na estabilidade da coluna d'água e uma rasa camada de mistura (< 2m) no setor 1. Reciprocamente, Mendes et al. (2017) relacionaram os altos valores de salinidade à redução na estabilidade da coluna d'água e, conseqüentemente, à presença de uma camada de mistura mais profunda no setor 9 (Estreito de Gerlache).

Figura 14 - Subdivisão da WAP (Oeste da Península Antártica) para comparação das condições ambientais da Baía do Almirantado



Fonte: LIMA et al., 2019. Adaptada pela autora, 2020.

Tabela 10 - Subdivisão da WAP (Oeste da Península Antártica) para comparação das condições ambientais da Baía do Almirantado.

Localidade	Períodos de Amostragem (Anos)	Temperatura (°C)	Salinidade (ppt)	Nitrato ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	Fosfato ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	Silicato ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	Densidade (* Cél.L ⁻¹)	Clorofila a (mg.m ⁻³)	Referências	
1	2009-2011 / 2013-2015	-0,61 a 1,66	33,73-34,61	• 13,82-26,89	1,24-1,92	40,18-69,35	10 ⁵	0,35-4,07	Este Estudo	
	1994-1995	0,16 a 1,71					10 ⁶		Kopczyńska, 1996	
	1996-1998 / 2003-2005	0,98 a 1,38	33,9-34,6	26,27-39,76	1,84-2,52	16,43-34,20	10 ⁶		Kopczyńska, 2008	
	2002-2003	-0,4 a 1,5	33,9-34,6	33,5-35,0	2,6-4,5	66,0-67,2	10 ⁴	0,4-0,5	Lange et al., 2007	
	2002-2003 / 2008-2009	-0,2 a 1,6	33,8-34,6	11,18-29,55	1,40-4,47	32,07-71,12	10 ⁴	0,13-0,45	Lange et al., 2014	
	2007 / 2009-2010	0,0 a 1,32	33,93-34,37	14,23-24,33	0,17-2,83	59,55-102,0	10 ⁶	0,28-9,01	Wasilowska et al., 2015	
	2009-2010 / 2010-2011	-0,18 a 1,62	34,1-34,2	• 12,1-21,7	1,5-1,9	37,8-71,1		0,38-2,92	Tenenbaum et al., 2014	
	2010-2011	0,29 a 1,66	34,10-34,18	35,50-72,82	1,24-1,92	0,54-4,07	10 ⁶⁺	0,41-0,79	Vanzan et al., 2015	
	2	1980-2013 (Revisão)	-2,0 a 3,4	30,7-35,8	4,4-46,9	0,2-9,9	20,8-102,0	> 10 ⁴	0,15-17,9	Lange et al., 2018
		2010	0,73 a 0,77	34,09-34,11	16,0-26,0	2,40-4,40		10 ⁵	< 1,0-23,5	Schloss et al., 2014
	3	2013	-1,1 a 1,8	33,9-34,4	5,34-25,51	0,63-3,30	16,43-84,52		0,16-7,06	Aracena et al., 2018
2008-2009								0,55-0,92	Mendes et al., 2012	
4	2008-2010	0,16 a 1,08	33,93-34,26	16,6-47,8	0,3-3,4	23,1-79,9		0,52-1,07	Mendes et al., 2013	
	2013	-0,03 a 1,11	34,03-34,25	23,88-28,51	1,68-2,08	34,46-38,10	10 ⁶	0,65-1,58	Russo et al., 2018	
5	2008-2009							0,15-0,27	Mendes et al., 2012	
6	2008-2009							0,39†	Mendes et al., 2012	
7	2013-2014	-0,90 a 0,31	33,68-34,14	25,94-28,48	1,37-1,92	29,30-42,64		0,53-1,37	Mendes et al., 2018	
8	2008-2009							1,76-3,73	Mendes et al., 2012	
	2013	1,32	33,39	7,25	1,6	40,38	10 ⁶	1,22	Russo et al., 2018	
9	2013-2015	1,12 a 1,32	33,62-33,93	19,62-30,45	0,64-1,65	30,49-75,09		1,01-1,54	Mendes et al., 2017	
10	1997-2012							8,53 ^x	Rozema et al., 2017	
11	1998-2016	-1,58 a 2,03		36	2,43			0,2-2,3	Arrigo et al., 2017	

Legenda: Graus Celsius (°C); Partes por trilhão (ppt); Maior (>); Menor (<); Micromol por litro ($\mu\text{mol.L}^{-1}$); Célula por litro (Cél.L⁻¹); Miligrama por metro cúbico (mg.m⁻³).

^xMédia entre os verões durante todos os anos amostrados; *Valor máximo; †Média em 2008; ⁺Nanoplâncton; • Nitrito + Nitrato.

Nota: Dados baseados em diferentes métodos de análises na Península Antártica. Dados abióticos, densidade celular e biomassa (Média – Variação entre os anos de coleta).

Fonte: LIMA et al., 2019. Adaptada pela autora, 2020.

Períodos amostrados sob maior influência do degelo ocorreram no início do verão de 2013-14 (cenário iii) e final do verão de 2014-15 (cenário iv), como também observado por Mendes et al. (2018) em 2013 na Zona de Confluência Weddel-Scotia (setor 7). E, apesar das altas temperaturas da água registradas em 2010-11 (média 1.66 °C no final do verão) apenas uma estação, Botany Point, apresentou influência do degelo. Vanzan et al. (2015) sugerem um aumento do efeito do degelo glacial no setor 1, nas proximidades de Botany Point, pois foram observadas altas temperaturas da água e baixos valores de salinidade em águas superficiais durante o verão.

Outro fator que controla a comunidade fitoplanctônica é a disponibilidade de nutrientes inorgânicos dissolvidos, que não são limitantes ao crescimento fitoplanctônico (ARRIGO et al., 2017; KIM et al., 2016; KOPCZŃSKA, 2008; LANGE et al., 2014, 2018; SCHLOSS et al., 2014; WASILOWSKA et al., 2015; este estudo). Na Baía do Almirantado, o padrão de variação temporal na distribuição dos macronutrientes inorgânicos está correlacionado aos processos biogeoquímicos e físicos, como aporte terrígeno, incidência luminosa, degelo marinho e glacial, influxo de massas d'água oceânicas e instabilidade da coluna d'água, onde processos advectivos e de mistura acarretam na ressuspensão de nutrientes na zona fótica (KIM et al., 2016; LANGE et al., 2007; NEDZAREK; RAKUSA-SUSZCZEWSKI, 2004).

As variações temporais registradas nas concentrações médias dos nutrientes na Baía do Almirantado seguem uma tendência de aumento ao longo dos anos. As menores razões N/P (< 10) foram associadas à maiores concentrações de fosfato ($1.92 \mu\text{mol.L}^{-1}$), enquanto maiores valores (N/P > 10), geralmente observados do final do verão, foram associados ao aumento da oferta de compostos nitrogenados (máximo de $26.89 \mu\text{mol.L}^{-1}$) (Tabela 6). Similarmente, Lange et al. (2007) verificaram para o mesmo setor diferenças nas razões N/P relacionadas ao aumento de nitrogenados inorgânicos e baixas concentrações de fosfato no final do verão. Entretanto, mesmo apresentando diferenças na razão N/P de Redfield de proporção 16:1 (REDFIELD, 1958) a composição elementar dos organismos fitoplanctônicos não é constante devido à variedade taxonômica (FALKOWSKI, 2000; GEIDER; LA ROCHE, 2002) indicando diferenças na comunidade fitoplanctônica associada à distintas taxas de assimilação da razão N/P (e.g. TENENBAUM et al., 2014) que ocorrem essencialmente em regiões costeiras (CLARKE et al., 2008; HENLEY et al., 2017; KIM et al., 2016). O mesmo padrão de aumento temporal foi observado nas concentrações de silicato, com maiores valores relacionados aos anos sob influência de degelo (cenários iii e iv). Uma ampla variação na concentração de nutrientes dissolvidos foi observada neste estudo, assim como reportados na literatura em todos

os setores da WAP (Tabela 10). As menores concentrações médias de silicato ($40.18 \mu\text{mol.L}^{-1}$), compostos nitrogenados ($13.82 \mu\text{mol.L}^{-1}$) e, conseqüentemente menor razão N/P (7.55), foram observadas em associação a maiores densidades de diatomáceas (94% abundância relativa, concentração de clorofila *a* 4.07 mg.m^{-3}) durante períodos sem influência do degelo (cenário ii). Quando menores concentrações de macronutrientes foram registradas na WAP, a densidade celular fitoplanctônica aumentou, indicando que não há limitação ao crescimento desses organismos.

No último século, há uma tendência de diminuição da clorofila *a* em regiões polares (BOYCE et al., 2010). Na Baía Marguerite (setor 10) o decréscimo significativo na biomassa total ao longo de 15 anos (ROZEMA et al., 2017a) foi relacionado ao aumento da temperatura (BOYCE et al., 2010; SCHLOSS et al., 2014). Neste estudo os dados de clorofila *a* acompanham esta tendência descrita para algumas regiões da WAP (Tabela 10), com valores em torno de 0.5 a 2.0 mg.m^{-3} (LANGE et al. 2007; WASIŁOWSKA et al., 2015). Exceto em casos de florações (Tabela 10 - e.g. setor 1 - WASIŁOWSKA et al., 2015; setor 2 - LANGE et al., 2018; SCHLOSS et al., 2014; e setor 3 - ARACENA et al., 2018). Grandes variações também ocorrem em outros setores da WAP, incluindo os setores 4 (Estreito de Bransfield), 5 (Mar de Weddell), 6 (Passagem de Drake) e 8 (Ilha James Ross), e foram associadas a estratificação da coluna d'água (e.g. degelo costeiro e aquecimento sazonal da água do mar) (MENDES et al., 2012, 2018).

Mudanças nos níveis tróficos da teia alimentar na WAP são associadas ao aumento de temperatura da água e conseqüente declínio da cobertura de gelo, pois o ciclo de vida dos principais organismos polares tem relação direta com a sazonalidade do gelo marinho (DEPELER; DAVIDSON, 2017; MOLINE et al., 2004; MONTES-HUGO et al., 2009; ROZEMA et al., 2017a; este estudo).

Alterações na disponibilidade de áreas livres de gelo e *inputs* de micronutrientes (MENDES et al., 2018) geram gradientes ambientais de temperatura, salinidade e estabilidade da coluna d'água na WAP (MENDES et al., 2012), e levam à sucessão da comunidade fitoplanctônica, com conseqüências na estrutura de toda teia trófica.

5.5.2 Relações entre a estrutura da comunidade microfitoplanctônica, degelo e ressuspensão

As baías da WAP constituem um laboratório natural para estudar a produtividade aquática em resposta aos efeitos do clima local e degelo sazonal (ARACENA et al., 2018). Mudanças interanuais em condições ambientais têm sido observadas na Baía do Almirantado (setor 1). Variações espaciais e sazonais na porcentagem de degelo (ARRIGO et al., 2017; MENDES et al., 2013, 2018; SCHLOSS et al., 2014) levaram às alterações na composição (MENDES et al., 2013, 2018) e densidade (10^3 Cél.L⁻¹ a 10^6 Cél.L⁻¹ - Tabela 10) das comunidades fitoplanctônicas.

Neste estudo observamos a dominância de dinoflagelados ou de diatomáceas nos períodos sem influência de degelo, representados pelos cenários i e ii, respectivamente, e codominância destes grupos nos períodos sob influência de degelo (cenários iii e iv). Estas diferenças na composição taxonômica foram descritas para diversos setores da Península Antártica, como o Estreito de Gerlache (setor 9) e Confluência Weddel-Scotia (Setor 7), mas não para a Baía do Almirantado (setor 1). Neste setor o predomínio de diatomáceas em relação aos dinoflagelados no verão é frequente na comunidade microfitoplanctônica (BARRERA-ALBA et al., 2012, 2015; KOPCZYŃSKA, 2008; LANGE et al., 2007). Particularmente, a região é influenciada por espécies bentônicas derivadas da ressuspensão de sedimentos ou degelo (KOPCZYŃSKA, 2008; LANGE et al., 2007), como também observado no presente estudo. Do mesmo modo, tal dominância foi observada nos demais setores da WAP, sob influência de degelo (setor 2 - LANGE et al., 2018; SCHLOSS et al., 2014; setores 4, 5, 6 - ARACENA et al., 2018; MENDES et al., 2012; setor 8 - MENDES et al., 2012; setor 10 - ROZEMA et al., 2017a; e setor 11 - ARRIGO et al., 2017).

Notadamente, as condições hidrológicas têm resultado na diminuição do tamanho celular dos organismos microfitoplanctônicos (e.g. BARRERA-ALBA et al., 2015; TENENBAUM et al., 2010), associado a mudança na dominância de grupos taxonômicos do fitoplâncton, de diatomáceas a dinoflagelados (LANGE et al., 2014; TENENBAUM et al., 2011), como constatado nos cenários iii e iv, períodos sob influência de degelo, em que a codominância de diatomáceas (e.g. *Corethron pennatum*, *Thalassiosira* cf. *antarctica*, *Cocconeis* spp.) e dinoflagelados (*Prorocentrum* spp., *Protoperidinium* spp., *Amphidinium* spp., *Gyrodinium* spp., *Gymnodinium* spp.) no cenário iii e aumento da abundância de dinoflagelados (e.g. *Amphidinium* spp., *Gymnodinium* spp., *Gyrodinium* spp., *Prorocentrum*

balticum) no cenário iv, indicaram uma mudança na composição taxonômica na Baía do Almirantado (setor 1). A maior riqueza específica de diatomáceas observada neste setor (LANGE et al., 2018; este estudo), tanto de espécies planctônicas quanto bentônicas, tem sido registrada na coluna d'água e correlacionada a hipótese de ressuspensão e/ou degelo (TENENBAUM et al., 2010).

Segundo Lange et al. (2007) a alternância na dominância de diatomáceas cêntricas e penadas sugere a influência da variação temporal na cobertura de gelo marinho e nas comunidades fitoplanctônicas. Nesse sentido, a notável contribuição de espécies penadas bentônicas nos cenários iii e iv, períodos sob influência de degelo, representadas principalmente por *Cocconeis* spp. (*C. costata* e *C. fasciolata*), epônticas como *Fragilariopsis* spp. (e.g. *F. rhombica*), e penadas formadoras de cadeias, essencialmente *Pseudo-nitzschia* spp. (e.g. *Pseudo-nitzschia subcurvata*), confirmam a influência do degelo marinho na comunidade microfítotplanctônica da Baía do Almirantado. Processos de advecção de massas d'água causados por degelo continental (PICHLMAIER et al., 2004) e eventos de ressurgência costeira ocasionados por ventos (SCHLOSS et al., 2002, 2014) podem ter contribuído para a presença de espécies ticopelágicas na coluna d'água. Enquanto as altas abundâncias de diatomáceas cêntricas (*Thalassiosira* spp. e *Corethron pennatum*) observadas no cenário ii, sem influência de degelo, foram possivelmente transportadas por massas d'água advindas do Estreito de Bransfield (KOPCZYŃSKA, 2008; WASIŁOWSKA et al., 2015).

Cabe ressaltar, que embora a comunidade fitoplanctônica e eventos de florações na Antártica sejam comumente dominadas por diatomáceas, outros taxa também são importantes componentes da teia trófica (HENLEY et al., 2019). Alguns estudos têm relatado a importância do aumento de criptofíceas e outros flagelados (e.g. *Phaeocystis antarctica* e Gymnodiniales) e consequente substituição de diatomáceas na WAP, devido à influência do degelo (LANGE et al., 2014; MENDES et al., 2013, 2017; MOLINE et al., 2004), como observado em diferentes setores da WAP e neste estudo (Figura 14): setor 1 (WASIŁOWSKA et al., 2015), setor 4 (MENDES et al., 2012, 2013), regiões oceânicas dos setores 5 (Mar de Weddell) e 6 (Passagem de Drake) (MENDES et al., 2012), bem como nos setores 7 (MENDES et al., 2018), 9 (Estreito de Gerlache) (MENDES et al., 2017; RUSSO et al., 2018) e 11 (ARRIGO et al., 2017).

Outra importante consequência do degelo é o aumento da turbidez pela ressuspensão de material depositado no fundo (PICHLMAIER et al., 2004), gerando a diminuição da intensidade luminosa na coluna d'água. Desta forma, condições de alta turbidez podem ter favorecido o aumento dos dinoflagelados, e, conseqüentemente, a codominância observada nos

cenários sob influência de degelo, uma vez que a mixotrofia, traço apresentado pela maioria desses organismos, permite que cresçam em condições de baixa luminosidade.

Uma vez que o fitoplâncton suporta a teia trófica marinha e desempenha um papel fundamental na resiliência do ecossistema marinho na Península Antártica, mudanças na abundância e composição dos grupos fitoplanctônicos podem afetar as interações na teia trófica e gerar um efeito direto em todo ecossistema regional (HABERMAN et al., 2003; MENDES et al., 2013, 2018; SCHOFIELD et al., 2017). Nesse contexto, o *krill* antártico (e.g. *Euphausia superba*), importante link na teia trófica da região (CORBISIER et al., 2004; SABA et al., 2014), assimila de forma mais eficiente diatomáceas do que criptofíceas (HABERMAN et al., 2003) e sua dieta consiste em 46% de diatomáceas bentônicas em zonas costeiras, assim como a Baía do Almirantado, setor 1 (LIGOWSKI et al., 2000). A exemplo, as espécies *Pseudogomphonema kamtschaticum*, *Cocconeis costata* e *Cocconeis fasciolata* observadas no setor 1 e comumente relatadas em trabalhos anteriores (BARRERA-ALBA et al., 2015; FERNANDES et al., 2013; LANGE et al., 2018; TENENBAUM et al., 2010).

Pequenas microalgas, como criptofíceas e outros flagelados, que não são palatáveis a esses herbívoros, são preferidas por salpas e outros suspensívoros (MOLINE et al., 2004; MONTES-HUGO et al., 2009). Ademais, criptofíceas e outros flagelados são geralmente menos eficientes na assimilação e exportação de carbono, quando comparados a uma comunidade dominada por diatomáceas (DA CUNHA et al., 2018; SCHLOSS et al., 2007; SCHOFIELD et al., 2017; WESTON et al., 2013). Portanto, um decréscimo no tamanho dos organismos fitoplanctônicos pode ocasionar uma significativa mudança na teia trófica local e nos ciclos biogeoquímicos (ARACENA et al., 2018; DA CUNHA et al., 2018; ROZEMA et al., 2017a). É possível que a redução da abundância dos pinguins (SANDER et al., 2007), alterações na comunidade bentônica (MONTES-HUGO et al., 2009) e variações no período e frequência dos movimentos migratórios de baleias Jubarte (dependentes da sazonalidade do *krill*) (ANDREWS-GOFF et al., 2018; JOHNSTON et al., 2012).

As mudanças climáticas nesta região têm levado a um aumento na incidência da radiação solar e da temperatura, aumentando assim o degelo. Dessa forma, o aumento observado na contribuição dos dinoflagelados (e.g. *Gymnodinium* spp., *Protoperidinium* spp. e *Prorocentrum* spp.) (KOPCZYŃSKA, 2008; LANGE et al., 2014, 2018; TENENBAUM et al., 2010; este estudo) indicam uma mudança na composição específica do fitoplâncton na coluna d'água (LANGE et al., 2018) coincidindo com estudos que destacam a resposta das comunidades às mudanças ambientais na região da Ilha Rei George que mostram alterações na

biota (CAMPOS et al., 2013; KOPCZYŃSKA, 2008; MENDES et al., 2013, 2018; SABA et al., 2014; SCHOFIELD et al., 2017; SCHLOSS et al., 2012). Esse aumento, tem sido observado não somente em regiões costeiras como a Baía do Almirantado (setor 1) e baías da Ilha Rei George (setor 2) (KOPCZYŃSKA, 2008; LANGE et al., 2014), mas em áreas oceânicas, como no Estreito de Bransfield (setor 4) e na Passagem de Drake (setor 6) especialmente durante o final do verão (MENDES et al., 2012).

5.5.3 Variações nos grupos microfitoplanctônicos e na Diversidade Funcional relacionadas ao degelo

Em ambientes naturais, a morfologia celular do fitoplâncton e as estratégias adaptativas estão sob diferentes pressões seletivas devido a distintas características físico-químicas a que estão submetidos (LITCHMAN et al., 2009; WEITHOFF et al., 2015). A influência do degelo na WAP promove gradientes ambientais que podem funcionar como filtros ambientais restringindo a diversidade, ou criar novos nichos, promovendo o estabelecimento e competição de espécies, através da seleção de seus traços funcionais (LEBRIJA-TREJOS et al., 2010; ROSELLI; BASSET, 2015; WEITHOFF; GAEDKE, 2016).

Através de nossos dados classificamos 3 conjuntos de traços funcionais. O primeiro, composto pelos grupos *a* e *b* (dinoflagelados) foi selecionado por traços de trofia, estágios de resistência, presença de vacúolo, flagelos e potencial para formação de florações nocivas. Os traços heterotrofia e mixotrofia conferem vantagem aos dinoflagelados sob condições de baixas concentrações de nutrientes (LITCHMAN; KLAUSMEIER, 2008) e, associados a motilidade desses organismos, representam estratégia singular na competição em ambientes estratificados (BELLINGER; SIGEE, 2011; KLAIS et al., 2016; ROSELLI et al., 2017). Quando comparados a competidores heterotróficos essa estratégia generalista confere a capacidade de competir e superar tanto organismos estritamente autotróficos quanto heterotróficos ao usar nutrientes de forma mais eficiente (LELES et al., 2018). Adicionalmente, a presença de vacúolos, associada principalmente aos dinoflagelados mixotróficos, pode indicar a função digestiva dessas organelas e consequente ocorrência de fagotrofia por esses organismos (ALMADA et al., 2017; ONUMA; HORIGUCHI, 2013). Outro traço selecionado foi a produção de estágios de resistência, uma estratégia de sobrevivência frequente entre os dinoflagelados, que favorece a

reintrodução de espécies na coluna d'água, ocasionando eventualmente florações potencialmente nocivas (ELLEGAARD; RIBEIRO, 2018; MCQUOID et al., 2002).

Cabe ressaltar que na região de estudo não foram relatados eventos de florações nocivas, entretanto algas com o potencial para a formação de HABs exibem plasticidade de traços, essa flexibilidade pode favorecer tais espécies, garantido seu desenvolvimento em diferentes condições ambientais (LITCHMAN et al., 2010). A maioria dos eventos nocivos ocasionam a redução da diversidade e comprometem o *fitness* do ecossistema local, tais efeitos podem ser intensificados em um cenário de mudanças climáticas (PAERL; HUISMAN 2009).

O segundo conjunto de traços foi composto pelos grupos *c* e *d*. O grupo *c* (cianobactérias filamentosas) foi selecionado essencialmente pelo traço colonialidade (inclui células que formam colônias, filamentos e cadeias). A formação de colônias apresenta vantagens ecológicas pois modifica o efetivo tamanho dos organismos alterando sua interação com o ambiente e possíveis predadores (BARTON et al., 2013; THINGSTAD et al., 2005), otimiza a exposição luminosa, pois detecta de forma mais eficiente gradientes de luz (TAMULONIS et al., 2011) e reduz perdas por processos de sedimentação (BRASIL; HUSZAR, 2011). Além disso, a regulação da flutuabilidade em função da formação de colônias possibilita a migração para uma profundidade ótima de irradiância e/ou disponibilidade de nutrientes (BROOKES; GANF, 2001; TAMULONIS et al., 2011). O grupo *d*, além da colonialidade, apresenta maior razão S/V e presença de rafe. Uma função adicional das cadeias de diatomáceas é manter as células unidas com o intuito de prevenir a dispersão em ambientes turbulentos (CRAWFORD; SIMS, 2008; WADT et al., 2017), como em *Pseudo-nitzschia* spp., gênero dominante do grupo *d*. Enquanto maiores razões Superfície/Volume possibilitam que nutrientes sejam absorvidos de forma mais efetiva e favorecem as diatomáceas em condições limitantes de luz (ROSELLI et al., 2017).

O terceiro conjunto, reuniu os grupos *e*, *f* e *g* selecionado por traços de autotrofia, GALD e presença de sílica em sua constituição, formado por diatomáceas de tamanho grande e cêntricas, em sua maioria. As diatomáceas observadas são estritamente autotróficas e apresentam alta eficiência fotossintética (ROBERTS et al., 2007) o que confere uma vantagem competitiva em ambientes com alta disponibilidade de luz e nutrientes (LITCHMAN et al., 2009). Células grandes (e.g. GALD > 35 μm ; LITCHMAN et al., 2010) como as observadas nesse grupo são capazes de armazenar nutrientes mesmo em condições de grande disponibilidade ou em ambientes com flutuação deste recurso (LITCHMAN et al., 2009; THINGSTAD et al., 2005). Outra vantagem das células grandes (GALD > 35 μm) é a redução da palatabilidade (KRUK; SEGURA, 2012), visto que a dominância desses taxa pode refletir

na alta pressão de predação nas frações menores (<35 μm) (LITCHMAN et al., 2010). Adicionalmente, o uso de sílica em sua constituição é um dos principais traços desse grupo e, a presença de ornamentações e processos das frústulas, em conjunto com maior tamanho celular, confere grande vantagem contra determinados tipos de predação (BARTON et al., 2013; HAMM et al., 2003).

Essa diversidade de traços funcionais pode ser traduzida nos maiores índices de FD observados nos períodos sob influência do degelo, cenários iii e iv, em que a codominância entre diatomáceas e dinoflagelados foi registrada. A alta contribuição do degelo marinho em 2013-2014 e 2014-2015 (cenários iii e iv) pode ser considerada um distúrbio intermediário, o que permitiu a coexistência de diversos morfotipos com diferentes traços e/ou estratégias, potencializando a diversidade dos nichos funcionais (WEITHOFF et al., 2014).

A competição por recursos pode ser um processo chave para moldar a estrutura de tamanho do fitoplâncton ao caracterizar o agrupamento dos organismos e seu nicho, direcionando o funcionamento do ecossistema, tendo por resultado a coexistência das espécies (MAYFIELD; LEVINE, 2010; SEGURA et al., 2013).

É provável que a competição entre os grupos funcionais tenha selecionado as espécies/tipos mais diferentes entre si no uso de recursos e direcionado a codominância observada durante os períodos de degelo, cenários iii e iv, já que a competição acarreta na diferenciação ecológica de espécies coexistentes (CORNWELL et al., 2006). Os fatores abióticos dos cenários iii e iv, associados ao degelo (% MW), não atuaram como um filtro ambiental, pois os organismos expressaram tolerâncias a esses distúrbios, refletindo em maiores diversidades da comunidade fitoplanctônica.

A maior riqueza funcional (FRic), observada em 2009-2010 e 2010-2011IV (cenário i), período sem influência do degelo, não foi expressa pela maior Diversidade Funcional (FD) no conjunto dos índices analisados. Um aumento na diversidade taxonômica e menores valores de FD, possivelmente indicam que, embora a riqueza seja maior, os traços funcionais que permitem que as espécies sejam bem-sucedidas foram selecionados e a comunidade foi composta apenas por espécies similares funcionalmente, pois a diversidade taxonômica nem sempre reflete a diversidade funcional (WEITHOFF et al., 2014). Assim, a FD é menor porque as diferentes espécies fitoplanctônicas observadas podem ser funcionalmente neutras (ROSELLI et al., 2017), ou seja, consideradas como ecologicamente equivalentes e, dessa forma, não há distribuição dos traços das espécies no espaço multifuncional (VALINA et al., 2017), o que pode ser evidenciado pelo domínio de dinoflagelados nesse cenário.

Enquanto os cenários iii (2013-2014) e iv (2014-2015), caracterizados por maior % MW, independente de menor FRic em comparação ao cenário i, apresentaram alta diversidade na combinação dos traços, com destaque para a equitabilidade funcional (e.g. CARDOSO et al., 2017; VILLÉGER et al., 2008). Possivelmente, o uso de estratégias ecológicas contrastantes direcionadas por processos bióticos e abióticos, como “*trade-off*” entre forma e tamanho, traços-chave para a seleção e interação dos organismos, permitiu a coexistência das espécies (ROSELLI et al., 2017), determinando mudanças na dinâmica e funcionamento das comunidades fitoplanctônicas (POMATI et al., 2013) e expressando os maiores valores de Diversidade Funcional nos cenários sob influência do degelo.

5.6 Conclusões

As condições hidrográficas assim como a disponibilidade de nutrientes e variações na biomassa fitoplanctônica, observadas neste estudo, se assemelham à gradientes reportados na literatura, em diferentes escalas temporais para a WAP. Estudos recentes destacam a influência do degelo, associada ao aumento de temperatura das águas como o principal distúrbio ambiental sobre a biomassa fitoplanctônica. Os grupos funcionais refletiram diferentes estratégias adaptativas através da divergência de traços, permitindo a codominância de diatomáceas e dinoflagelados e estruturando a comunidade e a diversidade funcional da baía em cenários dominados pelo degelo. A FD aumentou em relação a um gradiente de degelo (% MW) do verão de 2009-2010 a 2014-2015. O aumento na contribuição dos dinoflagelados pode ser um dos gatilhos para mudanças na estrutura da teia trófica Antártica, reportados na literatura. Desta forma, sugere-se que a Baía do Almirantado seja um modelo para estudos na Antártica sobre a influência de mudanças ambientais na composição de comunidades/grupos fitoplanctônicos e diversidade funcional, já que são descritores relevantes para avaliar potenciais mudanças no ecossistema local em diferentes escalas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O domínio das menores frações de tamanho e alterações na composição específica (e.g. domínio de diatomáceas a aumento da contribuição de dinoflagelados) indicam mudanças na estrutura da comunidade fitoplanctônica na Baía do Almirantado. A sazonalidade do degelo, seus efeitos secundários e o controle “*top-down*” são capazes de afetar a produção primária, determinar a Diversidade Funcional da comunidade e interferir em outros compartimentos tróficos através de mudanças na transferência energética e no fluxo de carbono ao longo da teia trófica local.

As diferenças observadas nas classes de tamanho assinalam que a clássica teia trófica Antártica – fitoplâncton – *Krill* – predadores de topo – não é a exclusiva via de transferência energética entre os níveis tróficos, constatando a importância de diferentes vias tróficas nesse ecossistema em face a diferentes condições ambientais. Nesse sentido, faz-se necessário intensificar o desenvolvimento de estudos acerca da dinâmica trófica, incluindo as interações das frações pico e nanoplanctônicas, auto e heterotróficas, e sua função na alça microbiana. Bem como das interações das frações proto (e.g. flagelados e ciliados) e metazooplanctônicas (e.g. salpas, pterópodes e copépodes), já que parte da produção do pico e nanoplâncton e do fluxo de energia “recuperada” através da alça podem ser transferidos aos níveis tróficos superiores a partir do consumo/interação destas frações através da teia trófica microbiana.

A despeito do aumento da Diversidade Funcional em cenários sob influência do degelo representado pela diversidade de traços funcionais e diferentes estratégias adaptativas que culminaram na codominância de diatomáceas e dinoflagelados e no aumento da contribuição dos dinoflagelados, sugere-se o desenvolvimento de estudos acerca da Diversidade Funcional na Antártica; é fundamental que esses estudos incluam a caracterização de traços de modo de nutrição, assim como a divisão entre mixotróficos facultativos e obrigatórios, através de análises dos organismos e não apenas de dados da literatura e assim acessar o efetivo modo de nutrição empregado como estratégia em virtude de variações ambientais.

Nessa perspectiva sugere-se que a Baía do Almirantado e outras regiões da WAP sejam usadas como modelo para estudos na Antártica sobre a interferência de mudanças ambientais, sobretudo a sazonalidade do degelo, na Diversidade Funcional, na composição e estrutura da comunidade fitoplanctônica e em ciclos biogeoquímicos associados a teia trófica local.

REFERÊNCIAS

- ABRAM, N.J. et al. Acceleration of snow melt in an Antarctic Peninsula ice core during the twentieth century. *Nat. Geosci.*, v. 6, p. 404-411, 2013.
- ACKLEY, S.F. et al. Standing crop of algae in the sea ice of the Weddell Sea region. *Deep-Sea Res.*, v. 26A, p. 269-281, 1979.
- ALMADA, E.V.C. et al. Investigation of phagotrophy in natural assemblages of the benthic dinoflagellates *Ostreopsis*, *Prorocentrum* and *Coolia*. *Braz. J. Oceanogr.*, v. 65, n. 3, p. 392-399, 2017.
- ALVES-DE-SOUZA, C. et al. Functional groups in marine phytoplankton assemblages dominated by diatoms in fjords of southern Chile. *J. Plankton Res.*, v. 30, n. 11, p. 1233-1243, 2008.
- AMINOT, A.; CHAUSSEPIED, M. *Manuel des analyses chimiques en milieu marin*. Brest: C.N.E.X.O., 1983. 395 p.
- ANADÓN, R. et al. Vertical biogenic particle flux during austral summer in the Antarctic Peninsula area. *Deep-Sea Res. II*, v. 49, p. 883-901, 2002.
- ANDREWS-GOFF, V. et al. Humpback whale migrations to Antarctic summer foraging grounds through the southwest Pacific Ocean. *Sci Rep.*, v. 8, n. 1, p. 1-14, 2018.
- ANNETT, A.L. et al. Seasonal progression of diatom assemblages in surface waters of Ryder Bay, Antarctica. *Polar Biol.*, v. 33, p. 13-29, 2010.
- ARACENA, C. et al. Influence of summer conditions on surface water properties and phytoplankton productivity in embayments of the South Shetland Islands. *Polar Biol.*, v. 41, n. 2135, p. 1-21, 2018.
- ARNOLD, S.J. Morphology, performance and fitness. *American Zoologist*, v. 23, p. 347-361, 1983.
- ARRIGO, K.R. et al. Early Spring Phytoplankton Dynamics in the Western Antarctic Peninsula. *J. Geophys. Res.*, v. 12, p. 1-20, 2017.
- ASHLEY, G.M. et al. Sedimentation at a subpolar tidewater glacier, Marr Ice Piedmont, Anvers Island, Antarctic Peninsula. *Ant. J. U. S.*, v. 29, p. 94-96, 1994.
- ATKINSON, A. et al. Long-term decline in krill stock and increase in salps within the Southern Ocean. *Nature*, v. 2996, p. 1-4, 2004.
- ATKINSON, A. et al. Oceanic circumpolar habitats of Antarctic krill. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 362, p. 1-23, 2008.

_____. An overview of Southern Ocean zooplankton data: Abundance, biomass, feeding and functional relationships. *CCAMLR Sci.*, v. 19, p. 171–218, 2012.

_____. Krill (*Euphausia superba*) distribution contracts southward during rapid regional warming. *Nature Clim. Change* 9, 142–147, 2019.

AZAM, F. et al. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecol. Progr. Series*, v. 10, p. 257-263, 1983.

_____. The role of the microbial loop in Antarctic pelagic ecosystems. In: SAKSHAUG, E.; HOPKINS, C.C.E.; ØRITSLAND, N.A. (Eds.). Proceedings of the Pro Mare Symposium on Polar Marine Ecology, Trondheim. *Polar Res.*, v. 10, n. 1, p. 239-243, 1991.

BALLERINI, T. et al. Productivity and linkages of the food web of the southern region of the western Antarctic Peninsula continental shelf. *Progr. Oceanogr.* 10 – 29, 2014.

BARRAND, et al. Trends in Antarctic Peninsula surface melting conditions from observations and regional climate modeling. *J. Geo. Res. Earth Surf.*, v. 118, p. 315-330, 2013.

BARRERA-ALBA, J.J. et al. Plankton structure of shallow coastal zone at Admiralty Bay, King George Island, West Antarctic Peninsula (WAP) during early summer/2010: pico, ultra and microplankton and chlorophyll biomass. In: VALENTIN, Y.Y.; DALTO, A.G.; LAVRADO, H.P. (Eds.). Annual Activity Report of National Institute of Science and Technology Antarctic Environmental Research (INCT-APA) – 2011. São Carlos, Brazil: Cubo, 2012. p. 109-114.

_____. Composition, density and size-structure of the autotrophic plankton community in a shallow coastal zone at King George Island, West Antarctic Peninsula (WAP), during early summer 2010. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, v. 19, n. 3, p. 9-17, 2015.

BARTON, A.D. et al. The biogeography of marine plankton traits. *Ecol. Lett.*, v. 16, p. 522–534, 2013.

BEISNER, B. et al. The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. *Ecology*, v. 87, p. 2985–2991, 2006.

BELLINGER, E.G.; SIGEE, D.C. Dinoflagellates. In: BELLINGER, E.G.; SIGEE, D.C. (Eds.). Freshwater algae: identification and use as bioindicators. Chichester, UK: John Wiley & Sons, 2011. p. 25-28.

BERNARD, K. et al. Summertime grazing impact of the dominant macrozooplankton off the Western Antarctic Peninsula. *Deep-Sea Res. I*, v. 62, p. 111-122, 2012.

BIGGS, T.E.G. et al. Antarctic phytoplankton Community composition and size structure: importance of ice type and temperature as regulatory factors. *Polar Biol.*, v. 42, p. 1997–2015, 2019.

BJØRNSEN, P.K.; KUPARINEN, J. Determination of bacterioplankton biomass, net production and growth efficiency in the Southern Ocean. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, v. 71, p. 185–194, 1991.

BOJANOWSKI, R. Hydrochemical observations at an Anchored Station in Ezcurra Inlet. *Oceanologia*, v. 15, p. 21-64, 1984.

BOYCE, D.G. et al. Global phytoplankton decline over the past century. *Nature*, v. 466, p. 591–596, 2010.

BOYD, P.W. et al. Environmental control of open ocean phytoplankton groups: Now and in the future. *Limnol. Oceanogr.*, v. 55, n. 3, p. 1353–1376, 2010.

BRANDINI, F.P.; REBELLO, J. Wind field effect on hydrography and chlorophyll dynamics in the coastal pelagial of Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Ant. Sci.*, v. 6, n. 4, p. 433-442, 1994.

BRASIL, J.; HUSZAR, V.L.M. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oec. Austr.*, v. 15, n. 4, p. 799-834, 2011.

BRAVO, I. et al. *Alexandrium catenella* and *Alexandrium minutum* blooms in the Mediterranean Sea: Toward the identification of ecological niches. *Harm. Alg.*, v. 7, p. 515–522, 2008.

BROOKES, J. D.; GANF, G.G. Variations in the buoyancy response of *Microcystis aeruginosa* to nitrogen, phosphorus and light. *J. Plankton Res.*, v. 23, p. 1399–1411, 2001.

BUDILLON, G. et al.. An optimum multiparameter mixing analysis of the shelf waters in the Ross Sea. *Ant. Sci.*, v. 15, n. 1, p. 105-118, 2003.

CALBET, A. et al. Zooplankton biomass distribution patterns along the western Antarctic Peninsula (December 2002). *J. Plankton Res.*, v. 27, p. 1195–1203, 2005.

CAMPOS, L.S. et al. “Environmental processes, biodiversity and changes in Admiralty Bay, King George Island, Antarctica”. In: VERDE, C.; DI PRISCO, G. (Eds.). *Adaptation and Evolution in Marine Environments: v. 2: The Impacts of Global Change on Biodiversity*. Berlin, DE: Springer Heidelberg, 2013. p. 127-156.

CARDOSO, S. J. et al. Environmental factors driving phytoplankton taxonomic and functional diversity in Amazonian floodplain lakes. *Hydrobiologia*, v. 802, p. 115-130, 2017.

CARMACK, E.C.; FOSTER, T.D. On the flow of water out of Weddell Sea. *Deep-Sea Res.*, v. 22, n. 11, p. 711-724, 1975.

CARMACK, E.C. A quantitative characterization of water masses in the Weddell Sea during summer. *Deep-Sea Res.*, v. 21, n. 6, p. 431-443, 1974.

CIRM (Comissão Interministerial para os Recursos do Mar). 2015. Disponível em: <<https://www.mar.mil.br/secirm/proantar.html>> Acesso em 07 Jun 2015.

CLARKE, A. et al. How isolated is Antarctica? *Trends Ecol. Evol.*, v. 20, n. 1, p. 1–3, 2005.

_____. Climate change and the marine ecosystem of the western Antarctic Peninsula. *Philos. Trans. R. Soc. B-Biol. Sci.*, v. 362, p. 149–166, 2007.

_____. Seasonal and interannual variability in temperature, chlorophyll and macronutrients in northern Marguerite Bay, Antarctica. *Deep Sea Res. II*, v. 55, p. 1988–2006, 2008.

CONSTABLE, A.J. et al. Climate change and Southern Ocean ecosystems I: how changes in physical habitats directly affect marine biota. *Glob. Change Biol.*, v. 20, p. 3004–3025, 2014.

COOK, A.J. et al. Retreating glacier fronts on the Antarctic Peninsula over the past half-century. *Science*, v. 80, n. 308, p. 541–544, 2005.

CORBISIER, T.N. et al. Trophic relationships in the nearshore zone of Martel Inlet (King George Island, Antarctica): $\delta^{13}\text{C}$ stable-isotope analysis. *Polar Biol.*, v. 27, p. 75–82, 2004.

CORNEJO-DONOSO, J.; ANTEZANA, T. Preliminary trophic model of the Antarctic Peninsula ecosystem (sub-area CCAMLR 48.1). *Ecol. Modelling*, v. 218, p. 1–17, 2008.

CORNWELL, W.K. et al. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology*, v. 87, n. 6, p. 1465–1471, 2006.

COSTA, L.S. et al. Phytoplankton Functional Groups in a Tropical Estuary: Hydrological Control and Nutrient Limitation. *Est. Coasts*, v. 32, p. 508–521, 2009.

CRAWFORD, R.M.; SIMS, P.A. Some principles of chain formation as evidenced by the early diatom fossil record. *Nova Hedwigia*, v. 133, p. 171–186, 2008.

CULLEN, J. J.; MACINTYRE, J. G. Behavior, physiology and the niche of depth-regulating Phytoplankton. *In: ANDERSON, D.M.; CEMBELLA, A.D.; HALLEGRAEFF, G.M. (Eds.). Physiological ecology of harmful algal blooms. NATO ASI Series Berlin: Springer Verlag, v. G 41, 1998. p. 1–20.*

CUPP, E.E. Marine plankton diatoms of the West of North America. California: University of California Press, 1943. 238 p.

DA CUNHA, L.C. et al. Contrasting end summer distribution of organic carbon along the Gerlache Strait, Northern Antarctic Peninsula: bio-physical interactions, *Deep-Sea Res. II*, v. 149, p. 206–219, 2018.

DAVIES, C. et al. A database of marine phytoplankton abundance, biomass and species composition in Australian waters. *Sci Data* 3, v. 160043, 2016.

DE JONG et al. Natural iron fertilization of the Atlantic sector of the Southern Ocean by continental shelf sources of the Antarctic Peninsula. *J. Geo. Res.*, v. 117, G01029, 2012.

DEPPELER, S.L.; DAVIDSON, A.T. Southern Ocean Phytoplankton in a Changing Climate. *Front. Mar. Sci.*, v. 4, n. 40, p. 1–28, 2017.

DIERSSEN, H.M. et al. Glacial meltwater dynamics in coastal waters west of the Antarctic Peninsula. *Proc Natl Acad Sci.*, v. 99, n. 4, p. 1790–1795, 2002.

DUARTE, V.S. Estrutura e Variabilidade Interanual das Massas de Água no Estreito de Bransfield (Antártica) durante os Verões Austrais de 2003 e 2004. 2006. 129 p. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2006.

DUCKLOW, H.W. et al. Marine pelagic ecosystems: The West Antarctic Peninsula. *Phil. Trans. R. Soc. B.*, v. 362, p. 67–94, 2007.

_____. Multiscale control of bacterial production by phytoplankton dynamics and sea ice along the western Antarctic Peninsula: A regional and decadal investigation. *J. Mar. Syst.*, v. 98, p. 26–39, 2012.

_____. West Antarctic Peninsula: An ice-dependent coastal marine ecosystem in transition. *Oceanography*, v. 26, n. 3, p. 190–203, 2013.

EGGE, K.; AKSNES, D.L. Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. *Ecol. Prog. Ser.*, v. 83, p. 281–289, 1992.

EILER, A. Evidence for the Ubiquity of Mixotrophic Bacteria in the Upper Ocean: Implications and Consequences. *Appl. Environ. Microbiol.*, v. 72, n. 12, p. 7431–7, 2006.

ELLEGAARD, M.; RIBEIRO, S. The long-term persistence of phytoplankton resting stages in aquatic ‘seed banks’ *Biol. Rev.*, v. 93, p. 166–183, 2018.

EPPLEY, R.M. et al. Half saturation constants for uptake of nitrate and ammonium by marine phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, v. 14, p. 912–920, 1969.

EPPLEY, R.M. et al. Stirring influences the phytoplankton species composition within enclosed columns of coastal seawater. *J. Exp. mar. Biol. Eco.*, v. 323, p. 219–23, 1978.
 ESPINOZA-GONZÁLEZ, O. et al. Autotrophic and heterotrophic microbial plankton biomass in the NW Iberian upwelling: seasonal assessment of metabolic balance. *Aquat. Microb. Ecol.*, v. 67, p. 77–89, 2012.

FABRÉS, J. et al. Bransfield Basin Fine grained sediments: Late holocene sedimentary processes and oceanographic conditions. *The Holocene*, v. 10, p. 703–718, 2002.

FALKOWSKI, P.G. Rationalizing elemental ratios in unicellular algae. *J. Phycol.*, v. 36, p. 3–6, 2000.

FALKOWSKI, P.G. et al. The evolution of modern eukaryotic phytoplankton. *Science*, v. 305, p. 354–360, 2004.

FENCHEL, T. The microbial loop – 25-years later. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 366, p. 99–103, 2008.

FIALA, M. et al. Seasonal and interannual variability of size-fractionated phytoplankton biomass and community structure at station Kerfix, off the Kerguelen Islands, Antarctica. *J. Plankton Res.*, v. 7, p. 1341 – 1356, 1998.

- FLORES, H. et al. Impact of climate change on Antarctic krill. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 458, p. 1–19, 2012.
- FUHRMAN, J.A. et al. Dominance of bacterial biomass in the Sargasso Sea and its ecological implications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 57, p. 207–217, 1989.
- GARCIA, M.A. et al. water masses and distribution of physico-chemical properties in the Western Bransfield Strait and the Gerlache Strait during austral summer 1995/96. *Deep-Sea Res. II*, v. 49, n. 5, p. 585-602, 2002.
- GARCIA, M.D. et al. Micro- and mesozooplankton responses during two contrasting summers in a coastal Antarctic environment. *Polar Biol.*, v. 39, p. 123–137, 2016.
- GARZIO, L.M.; STEINBERG, D.K. Microzooplankton community composition along the Western Antarctic Peninsula. *Deep-Sea Res. I*, v. 77, p. 36 – 49, 2013.
- GEIDER, R.J.; LA ROCHE, J. Redfield revisited: variability of C:N:P in marine microalgae and its biochemical basis. *Eur. J. Phycol.*, v. 37, p. 1-17, 2002.
- GONÇALVES-ARAÚJO, R. et al. Influence of oceanographic features on spatial and interannual variability of phytoplankton in the Bransfield Strait, Antarctica. *J. Mar. Syst.*, v. 142, p. 1–15, 2015.
- GRASSHOFF, K. et al. Methods of seawater analysis. 2nd. Revised and extended edition. Verlag Wienhien Chemie, 1983. 419 p.
- GRELOWSKI, et al. Mesoscale hydrodynamic processes in the region of Bransfield Strait and the Southern part of Drake Passage during BIOMASS – SIBEX 1983/84. *Pol. Polar Res.*, v. 7, n. 4, p. 353-369, 1986.
- GRIBBLE, K.E. et al. Biodiversity, biogeography and potential trophic impact of *Protoperidinium* spp. (Dinophyceae) off the southwestern coast of Ireland. *J. Plankton Res.*, v. 29, n. 11, p. 931-947, 2007.
- GROSFELD, K. et al. How iceberg calvin and grounding change the circulation and the hydrography in the Filchner Ice Shelf-Ocean system. *J. Geophys. Res.*, v. 106, n. C5, p. 9039-9055, 2001.
- GUTT, J. et al. Biodiversity change after climate-induced ice-shelf collapse in the Antarctic. *Deep Sea Res. II*, v. 58, p. 74–83, 2011.
- HABERMAN, K.L. et al. Diet of the Antarctic krill (*Euphausia superba* Dana): II. Selective grazing in mixed phytoplankton assemblages. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 283, p. 97-113, 2003.
- HAMM, C.E. et al. Architecture and material properties of diatom shells provide effective mechanical protection. *Nature*, v. 421, p. 841–843, 2003.
- HAMMER, Ø. et al. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, v. 4, p. 1–9, 2001.

HASLE, G.R.; SYVERTSEN, E.E. Marine diatoms. In: TOMAS, C.R. (Ed.). *Identifying marine phytoplankton*. San Diego, CA: Academic Press, 1996. p. 5-385.

HENLEY, S.F. et al. Macronutrient supply, uptake and recycling in the coastal ocean of the west Antarctic Peninsula, *Deep Sea Res. II*, v. 139, p. 58-76, 2017.

HENLEY, S.F. et al. Variability and change in the west Antarctic Peninsula marine system: research priorities and opportunities. *Prog. Oceanogr.*, v. 173, p. 208-237, 2019.

HEWES, C.D. Cell size of Antarctic phytoplankton as a biogeochemical condition. *Antarct. Sci.*, v. 21, n. 5, p. 457-470, 2009.

HEWES, C.D. et al. Nanoplankton and microplankton studies during the circumnavigation cruise. *Ant. J. U. S.*, v. 18, p. 169-171, 1983.

_____. Microbial autotrophic and heterotrophic eucaryotes in Antarctic waters: relationships between biomass and chlorophyll, adenosine triphosphate and particulate organic carbon. *Marine Ecol. Prog. Series*, v. 63, p. 27-35, 1990.

HILLEBRAND, H.; AZOVSKY, A.I. Body size determines the strength of the latitudinal diversity gradient. *Ecography*, v. 24, p. 251-256, 2001.

HILLEBRAND, H. et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.*, v. 35, p. 403-424, 1999.

HODGSON, J.G. et al. Allocating C-S-R plant functional types: a soft approach to a hard problem. *Oikos*, v. 85, p. 282-294, 1999.

HUSTEDT, F. Die Kieselalgen Deutschlands, österreichs und der Schweiz. In: RABENHORST, L. (Ed.). *Kryptogamenflora von Deutschland, Österreichs und der Schweiz*. Leipzig: Akademische Verlagsgesellschaft M.B.H., 1930. p. 1-608.

IKEDA, Y. et al. Environmental Parameters of the Bransfield Strait, Antarctica. *Anais Acad. Brasil. Ciência*, v. 58, p. 117-135, 1986.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change - Climate Change 2013: The Physical Science Basis The Working Group contribution for the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 2013. Disponível em: <http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/#.UnaRL_mbNUo> Acesso em: 20 Mar. 2016.

JAMIESON, R.E. et al. Patterns of marine bacterioplankton biodiversity in the surface waters of the Scotia Arc, Southern Ocean. *FEMS Microbiol. Ecol.*, v. 80, p. 452-468, 2012.

JOHNSTON, D.W. et al. Initial density estimates of humpback whales *Megaptera novaeangliae* in the inshore Waters of the western Antarctic Peninsula during the late autumn. *Endang Species Res.*, v. 18, p. 63-71, 2012.

KANG, S.H. et al. Antarctic phytoplankton assemblages in the marginal ice zone of the northwestern Weddell Sea. *J. Plankton Res.*, v. 23, p. 333-352, 2001.

- KAVANAUGH, M. et al. Effect of continental shelf canyons on phytoplankton biomass and community composition along the western Antarctic Peninsula. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 524, p. 11–26, 2015.
- KIDAWA, A.; JANECKI, T. Antarctic benthic fauna in the global climate change. *Pap. Glob. Chang.*, v. 18, p. 71–86, 2011.
- KIM, H. et al. Climate forcing for dynamics of dissolved inorganic nutrients at Palmer Station, Antarctica: An interdecadal (1993-2013) analysis. *J. Geophys. Res. Biogeosci.*, v. 121, n. 9, p. 2369–2389, 2016.
- _____. Inter-decadal variability of phytoplankton biomass along the coastal West Antarctic Peninsula. *Phil. Trans. R. Soc. A*, v. 376, n. 20170174, p. 1-21, 2018.
- KITTEL, W. et al. Antarctic neritic zooplankton community (Admiralty Bay, King George Island, South Shetland Islands). *Pol. Polar Res.*, v. 22, n. 1, p. 11-13, 2001.
- KLAIS, R. et al. Community assembly and drivers of phytoplankton functional structure. *Funct. Eco.*, v. 31, n. 3, p. 760–767, 2016.
- KLINCK, J.M. et al. Water-mass properties and circulation on the west Antarctic Peninsula Continental Shelf in Austral Fall and Winter 2001. *Deep-Sea Res. II*, v. 51, p. 1925–1946, 2004.
- KOPCZYŃSKA, E.E. Phytoplankton variability in Admiralty Bay, King George Island, South Shetland Islands: six years of monitoring. *Pol. Polar Res.*, v. 29, p. 117–139, 2008.
- _____. Periodicity and composition of summer phytoplankton in Ezcurra Inlet, Admiralty Bay, South Shetland Islands. *Pol. Polar Res.*, v. 2, p. 55-70, 1981.
- KRAFT, N.J.B. et al. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Funct. Ecol.*, v. 29, p. 592–599, 2015.
- KRUK, C.; SEGURA, A.M. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia*, v. 698, n. 1, p. 191–202, 2012.
- KRUK, C. et al. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *J. Plankton Res.*, v. 24, n. 9, p. 901-912, 2002.
- _____. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biol.*, v. 55, n. 3, p. 614–627, 2010.
- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, v. 91, n. 1, p. 299-305, 2010.
- LANGE, P.K. et al. Microphytoplankton assemblages in shallow waters at Admiralty Bay (King George Island, Antarctica) during the summer 2002–2003. *Pol. Biol.*, v. 30, p. 1483-1492, 2007.

_____. Shifts in microphytoplankton species and cell size at Admiralty Bay, Antarctica. *Ant. Sci.*, p. 1 – 15, 2014.

_____. Phytoplankton in the embayments of King George Island (Antarctic Peninsula): a review with emphasis on diatoms. *Polar Record.*, v. 54, n. 2, p. 1-18, 2018.

LAVOREL, S. et al. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends Ecol. Evol.*, v. 12, p. 474-478, 1997.

LAWS, R.M. The ecology of the Southern Ocean. *Am. Sci.*, v. 73, p. 26 - 40, 1985.

LEBRIJA-TREJOS, E. et al. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. *Ecology*, v. 91, n. 2, p. 386–398, 2010.

LEE, S.H. High incorporation of carbon into proteins by the phytoplankton of the Bering Strait and Chukchi Sea. *Cont. Shelf Res.*, v. 29, p. 1689–1696, 2009.

_____. Large contribution of small phytoplankton at Marian Cove, King George Island, Antarctica, based on long-term monitoring from 1996 to 2008. *Polar Biol.*, v. 38, p. 207-220, 2015.

LELES, S.G. et al. Modelling mixotrophic functional diversity and implications for ecosystem function. *J. Plankton Res.*, v. 40, n. 6, p. 627–642, 2018.

LEWIS, W.M.J. Surface/volume ratio: implications for phytoplankton morphology. *Science*, v. 192, p. 885-887, 1976.

LIGOWSKI, R. Benthic feeding by krill, *Euphausia superba* Dana, in coastal waters off West Antarctica and in Admiralty Bay, South Shetland Islands. *Polar Biol.*, v. 23, p. 619–625, 2000.

LIMA, D.T. et al. Abiotic changes driving microphytoplankton functional diversity in Admiralty Bay, King George Island (Antarctica). *Front. Mar. Sci.*, v. 6, n. 630, p. 1-17, 2019.

LITCHMAN, E.; KLAUSMEIER, C.A. Trait-based community ecology of phytoplankton. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, v. 39, p. 615–639, 2008.

LITCHMAN, E. et al. Contrasting size evolution in marine and freshwater diatoms. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, v. 106, p. 2665–2670, 2009.

_____. Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia*, v. 653, p. 15–28, 2010.

LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la zona central de Chile. *Rev. Biol. Mar.*, v. 22, n. 1, p. 1-29, 1986.

LÓPEZ, O. et al. Hydrographic and hydrodynamic characteristics of the eastern basin of the Bransfield Strait (Antarctica). *Deep-Sea Res. I*, v. 46, n. 10, p. 1755-1778, 1999.

- LUND, J.W. et al. The inverted microscope method of estimating algae numbers and the statistical basis of estimation by counting. *Hydrobiologia*, v. 11, p. 143–170, 1958.
- MAGALHÃES, K.M.F. (2015). O fitoplâncton marinho. In: NAGAI, A. (Ed.). *Botânica no Inverno*. São Paulo: Universidade de São Paulo, IB USP, 2015. p. 28-43.
- MANGONI, O. et al. Phytoplankton blooms during austral summer in the Ross Sea, Antarctica: Driving factors and trophic implications. *PLoS ONE*, v. 12, n. 4, p. 1–23, 2017.
- MARCHANT, H.J.; SCOTT, F.J. Introduction. In: MARCHANT, H.J.; SCOTT, F.J. (Eds.). *Antarctic Marine Protists*. Kingston: Australian Biological Resources Study and Australian Antarctic Division, 2005. p. 1-12.
- MARAÑÓN, E. Cell size as a key determinant of phytoplankton metabolism and community structure. *Ann. Rev. Mar. Sci.*, v. 7, p. 241–264, 2015.
- MARGALEF, R. Life forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanol. Acta*, v. 1, p. 493-509, 1978.
- _____. Turbulence and marine life. In: Marrase, C. et al. (Eds.), *Lectures on plankton and turbulence*. *Sci. Mar.*, v. 61, p. 109-123, 1997.
- MARTIN, A.P. Phylogenetic approaches for describing and comparing the diversity of microbial communities. *Appl. Environ. Microbiol.*, v. 68, p. 3673–3682, 2002.
- MARTINSON, D.G. et al. Western Antarctic Peninsula physical oceanography and spatio-temporal variability. *Deep-Sea Res. II*, v. 55, p. 1964–1987, 2008.
- MARTINUSSEN, I.; THINGSTAD, T.F. A simple doublestaining method for enumeration of autotrophic and heterotrophic nano- and picoplankton. *Mar. Microb. Food Webs*, v. 5, p. 5–11, 1991.
- MAYFIELD, M.M.; LEVINE, J.M. Opposing effects of competitive exclusion on the phylogenetic structure of communities. *Ecol. Lett.*, v. 13, p. 1085–1093, 2010.
- MCGILL, B.J. et al. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends Ecol. Evolut.*, v. 21, p. 178–185, 2006.
- MCINTYRE, S. et al. Plant functional types and disturbance dynamics response in herbaceous vegetation. *J. Veg. Sci.*, v. 10, p. 604–607, 1999.
- MCQUOID, M. et al. Viability of phytoplankton resting stages in the sediment of a coastal Swedish fjord. *Eur. J. Phycol.*, v. 37, n. 2, p. 191-201, 2002.
- MEDLIN, L.K.; PRIDDLE, J. Polar marine diatoms. Cambridge: British Antarctic Survey, Natural Environment Research Council, 1990. 563 p.
- MEDLIN, L.K. et al. Picoeukaryotic plankton diversity at the Helgoland time series site as assessed by three molecular methods. *Microbiol. Ecol.*, v. 52, n. 1, p. 53-71, 2006.

MENDES, C.R.B. et al. Dynamics of phytoplankton communities during late summer around the tip of the Antarctic Peninsula. *Deep-Sea Res. I*, v. 65, p. 1–14, 2012.

MENDES, C.R.B. et al. Shifts in the dominance between diatoms and cryptophytes during three late summers in the Bransfield Strait (Antarctic Peninsula). *Polar Biol.*, v. 36, p. 537–547, 2013.

MENDES, C.R.B. et al. New insights on the dominance of cryptophytes in Antarctic coastal waters: a case study in Gerlache Strait. *Deep-Sea Res. II*, v. 149, p. 161–170, 2017.

_____. Impact of sea ice on the structure of phytoplankton communities in the northern Antarctic Peninsula *Deep-Sea Res. II*, v. 149, p. 111–123, 2018.

MEREDITH, M.P. et al. Changing distributions of sea ice melt and meteoric water west of the Antarctic Peninsula. *Deep-Sea Res. II*, v. 139, p. 40 – 57, 2016.

MILLS, M.M. et al. Photophysiology in two Southern Ocean phytoplankton taxa: photosynthesis of *Phaeocystis antarctica* (Prymnesiophyceae) and *Fragilariopsis cylindrus* (Bacillariophyceae) under simulated mixed layer irradiance. *J. Phycol.*, v. 46, p. 1114–1127, 2010.

MITRA, A. et al. Defining planktonic protist functional groups on mechanisms for energy and nutrient acquisition: incorporation of diverse mixotrophic strategies. *Protist.*, v. 167, p. 106–120, 2016.

MOESTRUP, Ø. et al. IOC-UNESCO Taxonomic Reference List of Harmful Micro Algae. 2009. Disponível em: < <http://www.marinespecies.org/hab> > Acesso em 10 Ago 2018.

MOLINE, M.A. et al. Alteration of the food web along the Antarctic Peninsula in response to a regional warming trend. *Glob. Chang. Biol.*, v. 10, p. 1973–1980, 2004.

MONTES-HUGO, M. et al. Recent changes in phytoplankton communities associated with rapid regional climate change along the Western Antarctic Peninsula. *Science*, v. 323, p. 1470–1473, 2009.

_____. Variability on phytoplankton size structure in the western Antarctic Peninsula (1997–2006). *Deep-Sea Res. II*, v. 55, p. 2106–2117, 2008.

MONTONE, R. C. et al. Environmental assessment of Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. In: VERDE, C.; PRISCO, G. (Eds.). *Adaptation and evolution in marine environments*, 2nd edition. Berlin: Springer, 2013. p. 157–175.

MORENO-PINO, M. et al. Variation in coastal Antarctic microbial community composition at sub-mesoscale: spatial distance or environmental filtering? *FEMS Microbiol. Ecol.*, v. 92, n. 7, p. 1–13, 2016.

MOSER, G.A.O. et al. Phytoplankton spatial distribution on the Continental Shelf off Rio de Janeiro, from Paraíba do Sul River to Cabo Frio. *Hydrobiologia*, v. 728, p. 1–21, 2014.

_____. Tidal effects on phytoplankton assemblages in a near-pristine estuary: a trait-based approach for the case of a shallow tropical ecosystem in Brazil. *Mar. Ecol. Evol. Persp.*, v. 38, n. e12450, p. 1-18, 2017.

MOUCHET, F. et al. Characterisation and *in vivo* ecotoxicity evaluation of double-wall carbon nanotubes in larvae of the amphibian *Xenopus laevis*. *Aquat. Toxicol.*, v. 87, n. 2, p. 127–137, 2008.

MOUILLOT D. et al. Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. *PNAS*, v. 111, n. 38, p. 13757 – 13762, 2014.

MURPHY, E.J. et al. Spatial and temporal operation of the Scotia Sea ecosystem: a review of large-scale links in a krill centred food web. *Phil. Trans. R. Soc. B*, v. 362, p. 113–148, 2007.

_____. Developing integrated models of Southern Ocean food webs: including ecological complexity, accounting for uncertainty and the importance of scale. *Progr. Oceanogr.*, v. 102, p. 74–92, 2012.

NASELLI-FLORES, L. et al. Shape and size in phytoplankton ecology: do they matter? *Hydrobiologia*, v. 578, p. 157–161, 2007.

NEDZAREK, A.; RAKUSA-SUSZCZEWSKI, S. Decomposition of macroalgae and the release of nutrients in Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Polar Biol.*, v. 17, p. 26–35, 2004.

NEDZAREK, A. Sources, diversity and circulation of biogenic compounds in Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Ant. Sci.*, v. 20, n. 2, p. 135-145, 2008.

NEVEUX, J.; LANTOINE, F. Spectrofluorometric assay of chlorophylls and phaeopigments using the least-squares approximation technique. *Deep Sea Res. I*, v. 40, p. 1747-1765, 1993.

NIILER, P.P. et al. Water masses and 200 m relative geostrophic circulation in the western Bransfield Strait region. *Deep-Sea Res.*, v. 38, n. 8-9, p. 943-959, 1991.

OKSANEN, J. et al. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-3. 2017. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>> Acesso em 10 Dez 2017.

ONUMA, R.; HORIGUCHI, T. Morphological Transition in Kleptochloroplasts after Ingestion in the Dinoflagellates *Amphidinium poecilochroum* and *Gymnodinium aeruginosum* (Dinophyceae). *Protist*, v. 164, n. 5, p. 622–642, 2013.

OPALIŃSKI, K.W. et al. Notes on food selection in the Antarctic krill, *Euphausia superba*. *Polar Biol.*, v. 17, p. 350–357, 1997.

ORSI, A.H. et al. On the meridional extent and fronts of the Antarctic Circumpolar Current. *Deep-Sea Res. I*, v. 42, n. 5, p. 641-673, 1995.

OTERO-FERRER, J.L. et al. Factors controlling the community structure of picoplankton in contrasting marine environments. *Biogeosciences*, v. 15, p. 6199–6220, 2018.

- PADISÁK, J. et al. Sinking properties of some phytoplankton shapes and the relation of form resistance to morphological diversity of plankton – an experimental study. *Hydrobiologia*, v. 500, n. 1-3, p. 243–257, 2003.
- PAERL, H.W.; HUISMAN, J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environ. Microbiol. Rep.*, v. 1, p. 27–37, 2009.
- PASCIAK, W.J.; GAVIS, J. Transport limitation of nutrient uptake in phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, v. 19, p. 881–89, 1974.
- PETCHEY, O.L.; GASTON, K.J. Dendrograms and measuring functional diversity. *Oikos*, v. 116, p. 1422–1426, 2007.
- _____. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol. Letters*, v. 9, p. 741–758, 2006.
- PICHLMAIER, M. et al. Suspended sediments in Admiralty Bay, King George Island (Antarctica). *Braz. Antarctic Res.*, v. 4, p. 77–85, 2004.
- PIQUET, A.M.T. et al. Shifts in coastal Antarctic marine microbial communities during and after melt water related surface stratification. *FEMS Microb. Ecol.*, v. 76, p. 413–427, 2011.
- PLATT, T. et al. Phytoplankton biomass and residual nitrate in the pelagic ecosystem. *Proc R Soc Lond A*, v. 459, p. 1063–1073, 2003.
- POMAR, M.L.C.A. et al. Picoplankton Abundance and Biomass at Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica) During the 1989–1990 Austral Summer. In: FARANDA F.M., GUGLIELMO L., IANORA A. (Eds.). *Ross Sea Ecology*, chapter 16. Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2000. p. 195-203.
- POMATI, F. et al. Individual cell-based traits obtained by scanning flow-cytometry show selection by biotic and abiotic environmental factors during a phytoplankton spring bloom. *PLoS One*, v. 8, n. e71677, p. 1-11, 2013.
- PORTER, K.G.; Feig, Y.S. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.*, v. 25, p. 943–948, 1980.
- PRITCHARD, H. et al. Antarctic ice-sheet loss driven by basal melting of ice shelves. *Nature*, v. 484, p. 502–505, 2012.
- PRUSZAK, Z. Current circulation in the water of Admiralty Bay (region of Arctowski station on King George Island). *Pol. Polar Res.*, v. 1, p. 55–74, 1980.
- QUENTIN, L.B.; ROSS, R.M. Episodic recruitment in Antarctic krill *Euphausia superba* in the Palmer LTER study region. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 259, p. 185–200, 2003.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2018. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>> Acesso em 7 Mar 2018.

RAKUSA-SUSZCZEWSKI, S. Environmental conditions and the functioning of Admiralty Bay (South Shetland Islands) as part of the near shore Antarctic ecosystem. *Pol. Polar Res.*, v. 1, p. 11–27, 1980.

_____. The hydrography of Admiralty Bay and its inlets, coves and lagoons (King George Island, Antarctica). *Pol. Polar Res.*, v. 16, n. 1-2, p. 61-70, 1995.

REDFIELD, A.C. The biological control of chemical factors in the environment. *Am.Sci.*, v. 46, p. 205-221, 1958.

REYNOLDS, C.S.; SMAYDA, T.J. Principles of species selection and community assembly in the phytoplankton: Further explorations of the Mandala. In: REGUERA, B. et al., (Eds.). *Proceedings of the 7th International Conference on Harmful Algae*. IOC-UNESCO, 1998. p. 8-10.

REYNOLDS, C.S. Phytoplankton associations and their periodicity in stratifying lake systems. *Holarct. Ecol.*, v. 3, p. 141–159, 1980.

_____. Community organization in the freshwater plankton. *Symp. Br. Ecol. Soc.*, v. 27, p. 297–325, 1987.

_____. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In: SANDGRE, C.D. (Ed.). *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press, 1988. p. 388-433.

_____. On the vertical distribution of phytoplankton in the middle Rio Doce Vale lakes. In: TUNDISI, J.G.; SAIJO, Y. (Eds.). *Limnological studies on the Rio Doce Vale lakes, Brazil. Brazilian Academy of Sciences*. São Carlos: Universidade de São Paulo, 1997. p. 227-241.

_____. *The ecology of phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. 564 p.

REYNOLDS, C.S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.*, v. 24, p. 417-428, 2002.

RIBIC, C.A. et al. Top predators in relation to bathymetry, ice and krill during austral winter in Marguerite Bay, Antarctica. *Deep-Sea Res. II*, v. 55, p. 485–499, 2008.

ROBERTS, K. et al. C₃ and C₄ Pathways of Photosynthetic Carbon Assimilation in Marine Diatoms Are under Genetic, Not Environmental, Control. *Plant Physiol.*, v. 145, p. 230-235, 2007.

ROBERTSON, R. et al. Long-term temperature trends in the deep waters of the Weddell Sea. *Deep-Sea Res. II*, v. 49, n. 21, p. 4791-4806, 2002.

ROSELLI, L.; BASSET, A. Decoding size distribution patterns in marine and transitional water phytoplankton: from community to species level. *PLoS One*, v. 10, n. 5, p. 1-21, 2015.

ROSELLI, L. et al. Contribution to the Themed Section: Phytoplankton traits, functional groups and community organization. *J. Plankton Res*, v. 39, n. 3, p. 577–588, 2017.

ROSS, R.M. et al. Growth limitation in young *Euphausia superba* under field conditions. *Limnol. Oceanogr.*, v. 45, n. 1, p. 31–43, 2000.

ROTT, E. Some results from phytoplankton counting intercalibrations. *Schweiz. Z. Hydrol.*, v. 43, n. 1, p. 34–62, 1981.

ROUND, F.E. et al. *The Diatoms, Biology & Morphology of the Genera*. Cambridge: Cambridge University Press, 1990. 747 p.

ROZEMA, P.D. et al. Interannual variability in phytoplankton biomass and species composition in northern Marguerite Bay (West Antarctic Peninsula) is governed by both winter sea ice cover and summer stratification. *Limnol. Oceanogr.*, v. 62, p. 235–252, 2017a.

ROZEMA, P.D. et al. Summer microbial community composition governed by upper-ocean stratification and nutrient availability in northern Marguerite Bay, Antarctica, *Deep-Sea Res. II*, v. 139, p. 151 – 166, 2017b.

RUSSO, A.D.P.G. et al. Spatial variability of photophysiology and primary production rates of the phytoplankton communities across the western Antarctic Peninsula in late summer 2013. *Deep Sea Res. II*, v. 149, p. 99–110, 2018.

SABA, G.K. et al. Winter and spring controls on the summer food web of the coastal West Antarctic Peninsula. *Nat Commun.*, v. 5, n. 4318, p. 1-8, 2014.

SAILLEY, S. et al. Carbon fluxes and pelagic ecosystem dynamics near two western Antarctic Peninsula Adelie penguin colonies: an inverse model approach. *Mar. Ecol.*, v. 492, p. 253–272, 2013.

SALMASO, N.; PADISÁK, J. Morpho-functional groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia*, v. 578, p. 97-112, 2007.

SALMASO, N. Life strategies, dominance patterns and mechanisms promoting species coexistence in phytoplankton communities along complex environmental gradients. *Hydrobiologia*, v. 502, p. 13-36, 2003.

SANDER, M. et al. Recent decrease in chinstrap penguin (*Pygoscelis antarctica*) populations at two of Admiralty Bay's islets on King George Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Polar Biol.*, v. 30, p. 659–661, 2007.

SANGRÀ, P. et al. The Bransfield current system. *Deep-Sea Res. I*, v. 58, p. 390–402, 2011.

_____. Coupling between the upper ocean layer variability and size-fractionated phytoplankton in a no nutrient environment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 499, p. 35–46, 2014.

_____. The Bransfield gravity current. *Deep-Sea Res I*, v. 119, p. 1–15, 2017.

SCHLOSS, I.R. et al. Phytoplankton biomass in Antarctic shelf zones: a conceptual model based on Potter Cove, King George Island. *J. Mar. Syst.*, v. 36, p. 129–143, 2002.

_____. Role of plankton communities in sea–air variations in pCO₂ in the SW Atlantic Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 332, p. 93–106, 2007.

_____. Response of phytoplankton dynamics to 19-year (1991–2009) climate trends in Potter Cove (Antarctica). *J. Mar. Syst.*, v. 92, p. 53–66, 2012.

_____. On the phytoplankton bloom in coastal waters of Southern King George Island (Antarctica) in January 2010: An exceptional feature? *Limnol. Oceanogr.*, v. 59, n. 1, p. 195–210, 2014.

SCHODLOK, M.P. et al. On the transport, variability and origin of dense water masses crossing the South Scotia Ridge. *Deep-Sea Res. II*, v. 49, n. 21, p. 4807–4825, 2002.

SCHOFIELD, O. et al. How do polar marine ecosystems respond to rapid climate change? *Science*, v. 328, p. 1520–1523, 2010.

_____. Decadal variability in coastal phytoplankton community composition in a changing West Antarctic Peninsula. *Deep Sea Res. I.*, v. 124, p. 42–54, 2017.

SCOTT, F.J.; MARCHANT, H.J. Antarctic Marine Protists. Kingston: Australian Biological Resources Study and Australian Antarctic Division, 2005. 563 p.

SEGURA, A.M. et al. Competition Drives clumpy species coexistence in estuarine phytoplankton. *Sci Rep.*, v. 3, n. 1, p. 1–6, 2013.

SERRET, P. et al. Trophic control of biogenic carbon export in Bransfield and Gerlache Straits, Antarctica. *J. Plankton Res.*, v. 23, n. 12, p. 1345 – 1360, 2001.

SHERR, E.B. et al. Distribution of coccoid cyanobacteria and small eukaryotic phytoplankton in the upwelling ecosystem off the Oregon coast during 2001 and 2002. *Deep-Sea Res. II.*, v. 52, p. 317–330, 2005.

SICIŃSKI, J. et al. Admiralty Bay Benthos Diversity—A census of a complex polar ecosystem. *Deep-Sea Res. II*, v. 58, p. 30–48, 2011.

SIEBURTH, J.M. et al. Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr.*, v. 23, p. 1256–1263, 1978.

SMAYDA, T.J.; REYNOLDS, C.S. Community assembly in marine phytoplankton; application of recent models to harmful dinoflagellate blooms. *J. Plank. Res.*, v. 23, p. 447–461, 2001.

STAMMERJOHN, S.E. et al. Regions of rapid sea ice change: An inter-hemispheric seasonal comparison. *Geophys. Res. Letters*, v. 39, n. L06501, p. 1–8, 2012.

STEINBERG, D.K. et al. Long-term (1993–2013) changes in macrozooplankton off the western antarctic peninsula. *Deep-Sea Res. I*, v. 101, p. 54–70, 2015.

STOECKER, D.K. Mixotrophy among Dinoflagellates. *J. Eukaryot. Microbiol.*, v. 46, n. 4, p. 397–401, 1999.

SUN, J.; LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *J. Plankton Res.*, v. 25, n. 11, p. 1331-1346, 2003.

SZAFRAŃSKI, Z.; LIPSKI, M. Characteristics of water temperature and salinity at Admiralty Bay (King George Island, South Shetland Islands, Antarctic) during the austral summer 1978/79. *Pol. Polar Res.*, v. 3, n. 1-2, p. 7- 24, 1982.

TAMULONIS, C. et al. Modeling filamentous Cyanobacteria reveals the advantages of long and fast trichomes for optimizing light exposure. *PLoS One*, v. 6, n. 7 e22084, p. 1-12, 2011.

TENENBAUM, D.R. et al. Microplankton community structure of the shallow coastal zone at Admiralty Bay, Antarctica: comparison between two consecutive austral summers. In: VALENTIN, Y.Y.; DALTO, A.G.; LAVRADO, H.P. (Eds.). *Annual Activity Report of National Institute of Science and Technology Antarctic Environmental Research (INCT-APA) – 2013*. São Carlos, Brazil: Cubo, 2015. p. 75-80.

_____. Phytoplankton Atlas of Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. London: Global Balast, 2004. 132 p.

_____. Plankton structure in a shallow coastal zone at Admiralty Bay, King George Island West Antarctic Peninsula (WAP): composition of phytoplankton and influence of benthic diatoms. In: VALENTIN, Y.Y.; DALTO, A.G.; LAVRADO, H.P. (Eds.). *Annual Activity Report of National Institute of Science and Technology Antarctic Environmental Research (INCT-APA) – 2010*. São Carlos, Brazil: Cubo, 2010. p. 121-125.

_____. Plankton structure of shallow coastal zone at Admiralty Bay, King George Island, West Antarctic Peninsula (WAP): pico, nano and microplankton and chlorophyll biomass. In: VALENTIN, Y.Y.; DALTO, A.G.; LAVRADO, H.P. (Eds.). *Annual Activity Report of National Institute of Science and Technology Antarctic Environmental Research (INCT-APA) – 2010*. São Carlos, Brazil: Cubo, 2011. p.108-114.

TENÓRIO M.M.B. et al. The impact of terrigenous inputs on the Bay of Ouinné (New Caledonia) phytoplankton communities: a spectrofluorometric and microscopic approach. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, v. 64, p. 531–545, 2005.

_____. Plankton Structure in a shallow coastal zone at Admiralty Bay, King George Island, West Antarctic Peninsula (WAP): chlorophyll biomass and size-fractionated chlorophyll during austral summer 2009/2010. In: VALENTIN, Y.Y.; DALTO, A.G.; LAVRADO, H.P. (Eds.). *Annual Activity Report of National Institute of Science and Technology Antarctic Environmental Research (INCT-APA) - 2010*. São Carlos, Brazil: Cubo, 2011. p. 115-120.

_____. Chlorophyll a biomass and accessory chlorophyll pigments in the shallow coastal zone at Admiralty Bay, Antarctica: comparison between two consecutive austral summers. In: VALENTIN, Y.Y.; DALTO, A.G.; LAVRADO, H.P. (Eds.). *Annual Activity Report of National Institute of Science and Technology Antarctic Environmental Research (INCT-APA) – 2013*. São Carlos, Brazil: Cubo, 2015. p. 81 – 86.

THINGSTAD, T.F. et al. Use of non-limiting substrates to increase size; a generic strategy to simultaneously optimize uptake and minimize predation in pelagic osmotrophs. *Ecol. Lett.*, v. 8, p. 675–682, 2005.

THOMSON, P.G. et al. Distribution and abundance of marine microbes in the Southern Ocean between 30 and 80°E. *Deep-Sea Res. II*, v. 57, p. 815 – 827, 2010.

TILMAN, D. Functional Diversity. *Enc. Biodiv.*, v. 3, p. 109-120, 2001.

TRUSEL, L.D. et al. Antarctic surface melting dynamics: Enhanced perspectives from radar scatterometer data, *J. Geophys. Res.*, v. 117, n. F02023, p. 1-15, 2012.

TURNER, J. et al. Antarctic climate change during the last 50 years. *Int. J. Climatol.*, v. 25, p. 279–294, 2005.

_____. The impact of changes in sea ice advance on the large winter warming on the western Antarctic Peninsula. *Int. J. Climatol.*, v. 33, p. 852–861, 2012.

UTERMÖHL, H. Perfeccionamiento del método cuantitativo del fitoplancton. *Comum. Assoc. Int. Limnol. Teor. Apl.*, v. 9, p. 1–89, 1958.

VALLINA, S.M. et al. Phytoplankton functional diversity increases ecosystem productivity and stability. *Ecol. Model.*, v. 361, p. 184–196, 2017.

VANZAN, M. et al. Picoplankton and nanoplankton variability in an Antarctic shallow coastal zone (Admiralty Bay) during the austral summer of 2010/2011. *Polar Biol.*, v. 38, p. 1-18, 2015.

VAUGHAN, D.G. et al. Recent rapid regional climate warming on the Antarctic Peninsula. *Clim. Change*, v. 60, p. 243–27, 2003.

VAUGHAN, D.G.; DOAKE, C.S.M. Recent Atmospheric Warming and Retreat of Ice Shelves on the Antarctic Peninsula. *Nature*, v. 379, p. 328–331, 1996.

VENABLES, H.J. et al. Wintertime controls on summer stratification and productivity at the western Antarctic Peninsula. *Limnol. Oceanogr.*, v. 58, p. 1035–1047, 2013.

VERBERK, W.C.E.P. et al. Delivering on a promise: integrating species traits to transform descriptive community ecology into a predictive science. *Freshw. Sci.*, v. 32, p. 531–547, 2013.

VERITY, P.G. et al. Relationships between cell volume and the carbon and nitrogen content of marine photosynthetic nanoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, v. 37, p. 1434–1446, 1992.

VILLÉGER, S. et al. New multidimensional functional indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, v. 89, p. 2290–2301, 2008.

VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, v. 116, p. 882–892, 2007.

- WADT, P.R. et al. Growth, chain formation, and toxin production by Southern Brazilian *Pseudo-nitzschia* isolates under laboratory conditions. *Environ. Monit. Assess.*, v. 189, n. 621, p. 1-15, 2017.
- WASIŁOWSKA, A. et al. Temporal and spatial variation of phytoplankton in Admiralty Bay, South Shetlands: the dynamics of summer blooms shown by pigment and light microscopy analysis. *Polar. Biol.*, v. 38, n. 8, p. 1-17, 2015.
- WEBB, C.O. et al. Phylogenies and community ecology. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, v. 33, p. 475–505, 2002.
- WEITHOFF, G.; GAEDKE, U. Mean functional traits of lake phytoplankton reflect seasonal and inter-annual changes in nutrients, climate and herbivory. *J. Plankton. Res.*, v. 39, n. 3, p. 1–9, 2016.
- WEITHOFF, G. et al. Comparing seasonal dynamics of functional and taxonomic diversity reveals the driving forces underlying phytoplankton community structure. *Freshw. Biol.*, v. 60, n. 4, p. 758–767, 2014.
- WESTOBY, M.; WRIGHT, I.J. Land-plant ecology on the basis of functional traits. *Trends Ecol. Evolut.*, v. 21, p. 261-268, 2006.
- WESTON, K. et al. Primary production export flux in Marguerite Bay (Antarctic Peninsula): linking upper water-column production to sediment trap flux. *Deep-Sea Res. I.*, v. 75, p. 52-66, 2013.
- WRÓBEL, F. Operacja rozładunkowa w rejonie stacji antarktycznej im. *Nauka Polka*, v. 11-12, p. 127-130, 1977.
- YAGER, P.L. et al. A carbon budget for the Amundsen Sea Polynya, Antarctica: Estimating net community production and export in a highly productive polar ecosystem. *Elementa-Sci Anthropol.*, v. 4, p. 1 -36, 2016.
- YANG, E.J. et al. Mesoscale distribution of protozooplankton communities and their herbivory in the western Scotia Sea of the Southern Ocean during the austral spring. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 428, p. 5–15, 2012.
- ZHOU, M. et al. Surface currents in the Bransfield and Gerlache Straits, Antarctica. *Deep-Sea Res. I.*, v. 49, p. 267–280, 2002.
- _____. The western boundary current in the Bransfield Strait, Antarctica. *Deep-Sea Res. I.*, v. 53, p. 1244–1252, 2006.

APÊNDICE A - Lista Taxonômica e Período de Ocorrência dos organismos (continua)

Taxa	2009-10		2010-11		2013-14	
	FV	IV	FV	IV	FV	IV
Diatomáceas						
<i>Actinocyclus actinochilus</i>		X	X			X
<i>Actinoptychus senarius</i>	X	X				
<i>Azpeitia</i> sp.					X	
<i>Chaetoceros</i> cf. <i>convolutus</i>			X			
<i>Chaetoceros</i> cf. <i>dichaeta</i>			X			
<i>Chaetoceros peruvianus</i>			X			
<i>Corethron pennatum</i>	X		X	X	X	X
<i>Coscinodiscus</i> cf. <i>asteromphalus</i>	X	X	X			
<i>Coscinodiscus radiatus</i>					X	X
<i>Dactyliosolen</i> cf. <i>antarcticus</i>			X			
<i>Eucampia antarctica</i>	X		X			
<i>Hemidiscus</i> sp.			X			
<i>Leptocylindrus</i> cf. <i>mediterraneus</i>		X				
<i>Odontella</i> sp.			X			
<i>Odontella aurita</i>		X	X			
<i>Odontella litigiosa</i>			X			
<i>Odontella weissflogii</i>		X	X			
<i>Rhizosolenia</i> sp.	X	X				
<i>Rhizosolenia antennata</i>			X			
<i>Rhizosolenia hebetata</i>			X			
<i>Rhizosolenia setigera</i>	X		X			
<i>Skeletonema</i> sp.					X	
<i>Stellarima stellaris</i>					X	X
<i>Thalassiosira</i> sp.	X	X	X			
<i>Thalassiosira antarctica</i>			X	X	X	X
<i>Thalassiosira lentiginosa</i>						X
<i>Triceratium favus</i>					X	X
<i>Achnanthes</i> sp.	X		X			
<i>Achnanthes brevipes</i> var. <i>Intermedia</i>	X	X	X			
<i>Amphiprora kufferathii</i>		X	X			
<i>Amphora racovitzae</i>		X	X			
<i>Cocconeis</i> sp.	X	X	X			
<i>Cocconeis costata</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Cocconeis fasciolata</i>				X	X	
<i>Cocconeis schuettii</i>		X				
<i>Cylindrotheca closterium</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Fragilaria</i> sp.	X					
<i>Fragilaria</i> cf. <i>striatula</i>	X					

Lista Taxonômica e Período de Ocorrência dos organismos (continuação)

Taxa	2009-10		2010-11		2013-14	
	FV	IV	FV	IV	FV	IV
<i>Fragilariopsis</i> sp.			X	X		
<i>Fragilariopsis ritscheri</i>		X	X			
<i>Gomphonema</i> sp.	X	X				
<i>Licmophora</i> sp.	X	X	X	X		
<i>Licmophora gracilis</i>	X					
<i>Licmophora grandis</i>	X	X	X			
<i>Manguinea</i> sp.		X	X			
<i>Manguinea fusiformis</i>		X				
<i>Navicula</i> sp.	X	X	X			
<i>Navicula directa</i>	X	X	X			
<i>Navicula glaciei</i>	X	X				
<i>Navicula</i> cf. <i>transfuga</i>	X					
<i>Navicula</i> cf. <i>transitans</i>	X					
<i>Navicula</i> cf. <i>vanhoeffenii</i>		X				
<i>Neodenticula</i> sp.	X					
<i>Nitzschia</i> spp.	X	X	X			
<i>Nitzschia australis</i>						X
<i>Nitzschia</i> cf. <i>frigida</i>	X					
<i>Nitzschia lecointei</i>		X				
<i>Penata</i> sp.				X		X
<i>Pinnularia quadratarea</i>	X					
<i>Pleurosigma</i> sp.				X		X
<i>Pleurosigma</i> / <i>Gyrosigma</i> complex	X	X	X			
<i>Pseudogomphonema</i> sp.	X	X	X			
<i>Pseudogomphonema kamtschaticum</i>	X	X	X			
<i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i>	X					
<i>Pseudo-nitzschia heimii</i>		X	X			
<i>Pseudo-nitzschia seriata</i>	X		X			
<i>Synedra</i> spp.	X					
<i>Synedra</i> cf. <i>keruelensis</i>	X					
<i>Tabularia</i> cf. <i>fasciculata</i>	X					
<i>Thalassionemataceae</i> sp.	X		X			
<i>Thalassiothrix antarctica</i>		X	X			
<i>Tropidoneis</i> sp.			X			
Dinoflagelados						
<i>Amphidinium</i> sp.	X	X	X	X		X
<i>Amphidinium crassum</i>			X			
<i>Amphidinium hadai</i>	X	X	X	X		X
<i>Gymnodinium</i> spp.	X	X	X			
<i>Gymnodinium flavum</i>	X	X	X			
<i>Gymnodinium guttula</i>	X	X	X	X		X

Lista Taxonômica e Período de Ocorrência dos organismos (conclusão)

Taxa	2009-10		2010-11		2013-14	
	FV	IV	FV	IV	FV	IV
<i>Gymnodinium minor</i>	x			x	x	
<i>Gymnodinium soyai</i>	x	x	x	x	x	
<i>Gyrodinium</i> spp.	x	x	x			
<i>Gyrodinium glaciale</i>	x	x	x	x	x	
<i>Gyrodinium lachryma</i>	x	x	x	x	x	
<i>Gyrodinium rhabdomante</i>		x	x	x		
<i>Gyrodinium</i> cf. <i>spirale</i>	x		x			
<i>Torodinium</i> sp.			x	x	x	
<i>Alexandrium</i> sp.				x		
<i>Alexandrium</i> cf. <i>tamarense</i>	x	x	x			
<i>Amylax</i> sp.	x	x	x			
<i>Dinophysis</i> sp.	x			x	x	
<i>Gonyaulax</i> sp.		x				
<i>Oxytoxum</i> spp.	x					
<i>Oxytoxum criophilum</i>			x	x		
<i>Prorocentrum</i> spp.	x	x	x	x	x	
<i>Prorocentrum balticum</i>	x		x			
<i>Prorocentrum</i> cf. <i>compressum</i>	x		x			
<i>Prorocentrum micans</i>	x					
<i>Prorocentrum</i> cf. <i>scutellum</i>	x					
<i>Protoperidinium</i> spp.	x	x	x			
<i>Protoperidinium</i> cf. <i>areolatum</i>				x	x	
<i>Protoperidinium curtum</i>				x	x	
<i>Protoperidinium</i> cf. <i>defectum</i>	x					
<i>Protoperidinium incertum</i>				x	x	
<i>Protoperidinium</i> cf. <i>nanum</i>	x					
<i>Protoperidinium</i> cf. <i>parvicollum</i>			x			
<i>Protoperidinium rosaceum</i>			x			
<i>Tripos fusus</i>			x			
Cianobactérias						
<i>Cyanophyceae</i> spp.	x		x	x	x	
<i>Leptolyngbya</i> sp.	x					
<i>Lyngbya</i> sp.				x		
Silicoflagelados						
<i>Dictyocha speculum</i>			x			
Haptofíceas						
<i>Phaeocystis</i> sp.		x				
Euglenofíceas						
<i>Trachelomonas</i> sp.	x					

Legenda: Início do verão (IV); Final do verão (FV).

Fonte: A autora, 2020.

APÊNDICE B – Traços Funcionais, Onde Presença = 1 e Ausência = 0 (continua)

		Traços Funcionais											
	Organismos	Sil	Col	GALD	Rafe	Vac	Flag	Auto	Hetero	Mixo	Rest	FAN's	S/V
Sp.1	<i>Actinocyclus actinochilus</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.2	<i>Actinoptychus senarius</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.3	<i>Azpeitia sp.</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.4	<i>Chaetoceros cf. dictyota</i>	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.5	<i>Corethron inerme</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.6	<i>Corethron pennatum</i>	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Sp.7	<i>Coscinodiscus sp.</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.8	<i>Coscinodiscus cf. asteromphalus</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.9	<i>Coscinodiscus bouvet</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.10	<i>Coscinodiscus radiatus</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.11	<i>Dactyliosolen cf. antarcticus</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.12	<i>Hemidiscus sp.</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.13	<i>Odondella sp.</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0
Sp.14	<i>Odontella aurita</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0
Sp.15	<i>Odontella litigiosa</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0
Sp.16	<i>Odontella weissflogii</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0
Sp.17	<i>Porosira glacialis</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0
Sp.18	<i>Rhizosolenia sp.</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.19	<i>Rhizosolenia hebetata</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.20	<i>Rhizosolenia imbricata</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1
Sp.21	<i>Rhizosolenia polydactyla</i>	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Sp.22	<i>Rhizosolenia setigera</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.23	<i>Skeletonema sp.</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.24	<i>Stellarima stellaris</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.25	<i>Thalassiosira sp.</i>	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.26	<i>Thalassiosira antarctica</i>	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0

Traços Funcionais, Onde Presença = 1 e Ausência = 0 (continuação)

		Traços Funcionais											
Organismos		Sil	Col	GALD	Rafe	Vac	Flag	Auto	Hetero	Mixo	Rest	FAN's	S/V
Sp.27	<i>Thalassiosira gerloffii</i>	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.28	<i>Thalassiosira glacialis</i>	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.29	<i>Thalassiosira lentiginosa</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.30	<i>Thalassiosira maculata</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.31	<i>Thalassiosira poroseriata</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.32	<i>Triceratium favus</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.33	<i>Achnanthes</i> sp.	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.34	<i>Achnanthes brevipes</i>	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.35	<i>Amphora</i> spp.	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.36	<i>Amphora racovitzae</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.37	<i>Cocconeis</i> sp.	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.38	<i>Cocconeis</i> cf. <i>costata</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.39	<i>Cocconeis fasciolata</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.40	<i>Cocconeis</i> cf. <i>schuettii</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.41	<i>Cylindrotheca closterium</i> /N. <i>longissima</i> complexo	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	1	0
Sp.42	<i>Fragilaria islandica</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.43	<i>Fragilaria</i> cf. <i>striatula</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Sp.44	<i>Fragilariopsis</i> sp.	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.45	<i>Fragilariopsis kerguelensis</i>	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1
Sp.46	<i>Fragilariopsis linearis</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.47	<i>Fragilariopsis obliquecostata</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.48	<i>Fragilariopsis rhombica</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.49	<i>Gomphonema</i> sp.	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
Sp.50	<i>Licmophora</i> sp.	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.51	<i>Licmophora gracilis</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1

Traços Funcionais, Onde Presença = 1 e Ausência = 0 (continuação)

Organismos	Traços Funcionais											
	Sil	Col	GALD	Rafe	Vac	Flag	Auto	Hetero	Mixo	Rest	FAN's	S/V
Sp.52 <i>Licmophora grandis</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.53 <i>Navicula</i> spp.	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.54 <i>Navicula directa</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.55 <i>Navicula gelida</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1
Sp.56 <i>Navicula glaciei</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.57 <i>Nitzschia</i> spp.	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.58 <i>Nitzschia australis</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0
Sp.59 <i>Nitzschia lecointei</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.60 <i>Nitzschia stellata</i>	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.61 <i>Pinnularia quadratarea</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.62 <i>Pleurosigma/Gyrosigma</i> complexo	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Sp.63 <i>Pleurosigma directum</i>	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Sp.64 <i>Pseudogomphonema</i> sp.	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.65 <i>Pseudogomphonema kamtschaticum</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.66 <i>Pseudo-nitzschia heimii</i>	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0
Sp.67 <i>Pseudo-nitzschia lineola</i>	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1
Sp.68 <i>Pseudo-nitzschia</i> cf. <i>seriata</i>	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1
Sp.69 <i>Pseudo-nitzschia subcurvata</i>	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1
Sp.70 <i>Pseudo-nitzschia turgidula</i>	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1
Sp.71 <i>Synedra</i> spp.	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sp.72 <i>Thalassionema nitzschioides</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0
Sp.73 <i>Thalassiothrix antarctica</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Sp.74 <i>Amphidinium</i> sp.	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0
Sp.75 <i>Amphidinium hadai</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0
Sp.76 <i>Gymnodinium</i> spp.	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0
Sp.77 <i>Gymnodinium baccatum</i>	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0

Traços Funcionais, Onde Presença = 1 e Ausência = 0 (continuação)

		Traços Funcionais											
Organismos		Sil	Col	GALD	Rafe	Vac	Flag	Auto	Hetero	Mixo	Rest	FAN's	S/V
Sp.78	<i>Gymnodinium flavum</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0
Sp.79	<i>Gymnodinium guttula</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Sp.80	<i>Gymnodinium modestum</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Sp.81	<i>Gymnodinium soyai</i>	0	1	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0
Sp.82	<i>Gyrodinium spp.</i>	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0
Sp.83	<i>Gyrodinium cf. glaciale</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0
Sp.84	<i>Gyrodinium cf. lachryma</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Sp.85	<i>Gyrodinium cf. rhabdomante</i>	0	0	1	0		1	0	1	0	0	0	0
Sp.86	<i>Alexandrium cf. tamarense</i>	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0
Sp.87	<i>Amylax sp.</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Sp.88	<i>Dinophysis sp.</i>	0	0	1	0	1	1	0	0	1	1	1	0
Sp.89	<i>Gonyaulax striata</i>	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	1	0
Sp.90	<i>Oxytoxum sp.</i>	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Sp.91	<i>Oxytoxum criophilum</i>	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Sp.92	<i>Podolampas antarctica</i>	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Sp.93	<i>Prorocentrum sp.</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0
Sp.94	<i>Prorocentrum balticum</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0
Sp.95	<i>Prorocentrum cf. compressum</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Sp.96	<i>Prorocentrum micans</i>	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0
Sp.97	<i>Protoberidinium spp.</i>	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0
Sp.98	<i>Protoberidinium archiovatum</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0
Sp.99	<i>Protoberidinium cf. areolatum</i>	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0
Sp.100	<i>Protoberidinium curtum</i>	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0
Sp.101	<i>Protoberidinium cf. defectum</i>	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0
Sp.102	<i>Protoberidinium incertum</i>	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0
Sp.103	<i>Protoberidinium metananum</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0

Traços Funcionais, Onde Presença = 1 e Ausência = 0 (conclusão)

Organismos	Traços Funcionais											
	Sil	Col	GALD	Rafe	Vac	Flag	Auto	Hetero	Mixo	Rest	FAN's	S/V
Sp.104 <i>Protoperdinium cf. nanum</i>	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0
Sp.105 <i>Torodinium sp.</i>	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0
Sp.106 <i>Tripos lineatus</i>	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Sp.107 <i>Cyanophyceae</i>	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1
Sp.108 <i>Leptolyngbya sp.</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Sp.109 <i>Trachelomonas sp.</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0

Legenda: Sílica (Sil); Formação de colônias/cadeias (Col); Máxima dimensão axial linear (GALD); Presença de rafe (Rafe); Presença de grandes vacúolos (Vac); Presença de flagelos (Flag); Autotrofia (Auto); Heterotrofia (Hetero); Mixotrofia (Mixo); Estágios de resistência (Rest); Potencial para formar florações algais potencialmente nocivas (FAN's); Razão entre superfície e volume (S/V).

Fonte: LIMA et al., 2019. Adaptada pela autora, 2020.

Lista Taxonômica e Período de Ocorrência dos organismos (Continuação)

Taxa	2009-10		2010-11		2013-14		2014-15	
	IV	FV	IV	FV	IV	FV	IV	FV
<i>Thalassiosira glacialis</i>							X	X
<i>Thalassiosira lentiginosa</i>						X		X
<i>Thalassiosira maculata</i>							X	
<i>Thalassiosira oliveriana</i>							X	X
<i>Thalassiosira perpusilla</i>							X	
<i>Thalassiosira poroseriata</i>							X	X
<i>Thalassiosira ritscheri</i>								X
<i>Thalassiosira tumida</i>							X	
<i>Triceratium favus</i>					X	X		
<i>Trigonium antarcticum</i>							X	
<i>Trigonium arcticum</i>	X							
<i>Achnanthes</i> sp.	X	X		X				
<i>Achnanthes brevipes</i>							X	X
<i>Achnanthes brevipes</i> var. <i>Intermedia</i>	X	X	X	X				
<i>Achnanthes vicentii</i>								X
<i>Amphiprora kufferathii</i>			X	X			X	
<i>Amphora</i> spp.	X						X	X
<i>Amphora racovitzae</i>	X		X	X			X	X
<i>Banquisia belgicae</i>								X
<i>Berkeleya rutilans</i>							X	
<i>Cocconeis</i> sp.	X	X	X	X				
<i>Cocconeis costata</i>	X	X	X	X	X	X		
<i>Cocconeis</i> cf. <i>extravagans</i>	X							
<i>Cocconeis fasciolata</i>					X	X	X	X
<i>Cocconeis schuettii</i>	X		X				X	
<i>Cylindrotheca closterium</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Diploneis</i> sp.	X							
<i>Ephemera planamembranacea</i>								X
<i>Fragilaria</i> sp.	X	X						
<i>Fragilaria islandica</i>							X	X
<i>Fragilaria</i> cf. <i>striatula</i>	X	X						
<i>Fragilariopsis</i> sp.	X			X	X	X		
<i>Fragilariopsis curta</i>							X	
<i>Fragilariopsis cylindrus</i>								X
<i>Fragilariopsis kerguelensis</i>	X						X	X
<i>Fragilariopsis lineares</i>							X	X
<i>Fragilariopsis obliquecostata</i>							X	X
<i>Fragilariopsis pseudonana</i>							X	
<i>Fragilariopsis rhombica</i>							X	X
<i>Fragilariopsis ritscheri</i>			X	X			X	X
<i>Fragilariopsis vanheurcki</i>							X	
<i>Gomphonema</i> sp.	X	X	X					
<i>Grammatophora</i> sp.		X						

Lista Taxonômica e Período de Ocorrência dos organismos (Continuação)

Taxa	2009-10		2010-11		2013-14		2014-15	
	IV	FV	IV	FV	IV	FV	IV	FV
<i>Grammatophora arcuata</i>							X	
<i>Gyrosigma</i> sp.							X	
<i>Licmophora</i> sp.	X	X	X	X	X			
<i>Licmophora</i> cf. <i>belgicae</i>	X							
<i>Licmophora gracilis</i>	X	X					X	X
<i>Licmophora grandis</i>	X	X	X	X			X	X
<i>Manguinea</i> sp.	X		X	X				
<i>Manguinea fusiformis</i>			X					
<i>Navicula</i> sp.	X	X	X	X			X	
<i>Navicula directa</i>	X	X	X	X			X	X
<i>Navicula gelida</i>							X	X
<i>Navicula glaciei</i>	X	X	X				X	X
<i>Navicula</i> cf. <i>transfuga</i>		X						
<i>Navicula</i> cf. <i>transitans</i>		X						
<i>Navicula</i> cf. <i>vanhoeffenii</i>			X					
<i>Neodenticula</i> sp.		X						
<i>Nitzschia</i> spp.	X	X	X	X			X	
<i>Nitzschia australis</i>						X	X	X
<i>Nitzschia</i> cf. <i>frigida</i>	X	X						
<i>Nitzschia lecointei</i>			X				X	X
<i>Nitzschia longissima</i>							X	
<i>Nitzschia medioconstricta</i>							X	X
<i>Nitzschia stellata</i>							X	X
<i>Penata</i> sp.						X	X	
<i>Pinnularia quadratarea</i>		X					X	X
<i>Pleurosigma</i> sp.						X	X	
<i>Pleurosigma</i> / <i>Gyrosigma</i> complexo	X	X	X	X				
<i>Pleurosigma directum</i>							X	X
<i>Pseudogomphonema</i> sp.	X	X	X	X				
<i>Pseudogomphonema kamtschaticum</i>	X	X	X	X			X	X
<i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i>		X						
<i>Pseudo-nitzschia heimii</i>			X	X			X	X
<i>Pseudo-nitzschia lineola</i>							X	X
<i>Pseudo-nitzschia seriata</i>	X	X		X				
<i>Pseudo-nitzschia subcurvata</i>							X	X
<i>Pseudo-nitzschia turgidula</i>								X
<i>Pseudo-nitzschia turgiduloides</i>							X	
<i>Rhoicosphenia</i> sp.	X							
<i>Synedra</i> spp.	X	X						
<i>Synedra</i> cf. <i>kerguelensis</i>		X						
<i>Synedropsis hyperboreoides</i>								X
<i>Synedropsis laevis</i>							X	
<i>Tabularia</i> cf. <i>fasciculata</i>		X						

Lista Taxonômica e Período de Ocorrência dos organismos (Continuação)

Taxa	2009-10		2010-11		2013-14		2014-15	
	IV	FV	IV	FV	IV	FV	IV	FV
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	X						X	X
<i>Thalassionemataceae</i> sp.		X		X				
<i>Thalassiothrix antarctica</i>			X	X			X	
<i>Trachyneis aspera</i>							X	
<i>Tropidoneis</i> sp.	X			X				
Dinoflagelados								
<i>Amphidinium</i> sp.	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Amphidinium crassum</i>				X				
<i>Amphidinium hadai</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Amphidinium</i> cf. <i>sphenoides</i>	X							
<i>Gymnodinium</i> spp.	X	X	X	X			X	X
<i>Gymnodinium baccatum</i>							X	X
<i>Gymnodinium flavum</i>		X	X	X			X	X
<i>Gymnodinium frigidum</i>							X	
<i>Gymnodinium guttula</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gymnodinium minor</i>	X	X			X	X	X	
<i>Gymnodinium modestum</i>							X	X
<i>Gymnodinium soyai</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gyrodinium</i> spp.	X	X	X	X			X	X
<i>Gyrodinium glaciale</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gyrodinium lachryma</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gyrodinium rhabdomante</i>	X		X	X	X			
<i>Gyrodinium</i> cf. <i>spirale</i>		X		X				
<i>Gyrodinium</i> cf. <i>uncatenum</i>								X
<i>Torodinium</i> sp.				X	X	X		
<i>Alexandrium</i> sp.					X			
<i>Alexandrium</i> cf. <i>tamarense</i>	X	X	X	X				
<i>Amylax</i> sp.	X	X	X	X				
<i>Dinophysis</i> sp.	X	X			X	X		
<i>Diplopeltopsis granulosa</i>							X	
<i>Gonyaulax</i> sp.			X					
<i>Gonyaulax scrippsae</i>							X	X
<i>Gonyaulax striata</i>							X	X
<i>Oxytoxum</i> spp.		X						X
<i>Oxytoxum criophilum</i>				X	X			
<i>Oxytoxum scolopax</i>								
<i>Phalacroma</i> sp.	X							
<i>Podolampas</i> sp.								X
<i>Podolampas antarctica</i>							X	X
<i>Prorocentrum</i> spp.	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Prorocentrum</i> cf. <i>arcuatum</i>							X	
<i>Prorocentrum balticum</i>	X	X		X			X	X
<i>Prorocentrum</i> cf. <i>compressum</i>	X	X		X				

Lista Taxonômica e Período de Ocorrência dos organismos (Conclusão)

Taxa	2009-10		2010-11		2013-14		2014-15	
	IV	FV	IV	FV	IV	FV	IV	FV
<i>Prorocentrum gracile</i>							X	
<i>Prorocentrum micans</i>		X					X	X
<i>Prorocentrum</i> cf. <i>scutellum</i>		X						
<i>Prorocentrum</i> cf. <i>triestinum</i>								
<i>Protoferidinium</i> spp.	X	X	X	X			X	X
<i>Protoferidinium antarcticum</i>							X	
<i>Protoferidinium archiovatum</i>							X	X
<i>Protoferidinium</i> cf. <i>areolatum</i>					X	X		
<i>Protoferidinium</i> cf. <i>cruciferum</i>							X	X
<i>Protoferidinium curtum</i>					X	X		
<i>Protoferidinium</i> cf. <i>defectum</i>	X	X						
<i>Protoferidinium incertum</i>					X	X		
<i>Protoferidinium incognitum</i>							X	
<i>Protoferidinium macrapicatum</i>								X
<i>Protoferidinium melo</i>							X	X
<i>Protoferidinium metananum</i>							X	X
<i>Protoferidinium</i> cf. <i>nanum</i>	X	X						
<i>Protoferidinium parcum</i>							X	
<i>Protoferidinium</i> cf. <i>parvicollum</i>				X				
<i>Protoferidinium rosaceum</i>				X			X	
<i>Tripos</i> sp.							X	
<i>Tripos fusus</i>				X				
<i>Tripos lineatus</i>	X						X	X
<i>Tripos pentagonus</i>								X
Cianobactérias								
<i>Cyanophyceae</i> spp.	X	X		X	X	X		
<i>Leptolyngbya</i> sp.	X	X						
<i>Lyngbya</i> sp.					X		X	
Slicoflagelados								
<i>Dictyocha speculum</i>				X				
Haptofíceas								
<i>Phaeocystis</i> sp.			X					
Euglenofíceas								
<i>Trachelomonas</i> sp.	X	X						

Legenda: Início do verão (IV); Final do verão (FV).

Fonte: LIMA et al., 2019. Adaptada pela autora, 2020.

APÊNDICE D – Coeficientes de Correlação de Pearson entre índices de Diversidade Funcional e variáveis ambientais

	Temperatura	Salinidade	Nitrogenados	Fosfato	Razão N/P	Silicato	Clorofila <i>a</i>	MW	FRic	FEve	FDis
Temperatura											
Salinidade	-0,288										
Nitrogenados	-0,674	-0,413									
Fosfato	0,814	-0,79	-0,186								
Razão N/P	-0,945	0,448	0,622	-0,88							
Silicato	-0,816	-0,176	0,968	-0,421	0,769						
Clorofila <i>a</i>	0,964	-0,049	-0,761	0,645	-0,839	-0,85					
MW	-0,462	0,616	0,267	-0,679	0,726	0,439	-0,246				
FRic	-0,233	-0,359	0,113	0,081	-0,094	0,051	-0,425	-0,747			
FEve	-0,186	0,581	0,083	-0,483	0,496	0,226	0,039	0,957	-0,905		
FDis	-0,999	0,278	0,676	-0,808	0,94	0,817	-0,968	0,449	0,246	0,172	

Legenda: Razão entre nitrogênio e fósforo (Razão N/P); Degelo (MW); Riqueza Funcional (FRic); Equitatividade Funcional (FEve); Dispersão Funcional (FDis).

Nota: Valores em vermelho indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Fonte: LIMA et al., 2019. Adaptada pela autora, 2020.

APÊNDICE E – Artigo publicado na Revista *Frontiers in Marine Science* em outubro de 2019 sobre o título “Abiotic Changes Driving Microphytoplankton Functional Diversity in Admiralty Bay, King George Island (Antarctica)” doi: 10.3389/fmars.2019.00638



Abiotic Changes Driving Microphytoplankton Functional Diversity in Admiralty Bay, King George Island (Antarctica)

Domênica Teixeira de Lima¹, Gleyci Aparecida Oliveira Moser^{1*}, Fernanda Reinhardt Piedras¹, Leticia Cotrim da Cunha^{2,3}, Denise Rivera Tenenbaum⁴, Márcio Murilo Barboza Tenório⁴, Marcos Vinicius Pereira Borges de Campos⁵, Thais de Oliveira Cornejo⁵ and José Juan Barrera-Alba⁵

¹ Laboratório de Ecologia e Cultivo de Fitoplâncton Marinho, Departamento de Oceanografia Biológica, Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brazil, ² Laboratório de Oceanografia Química, Departamento de Oceanografia Química, Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brazil, ³ Brazilian Ocean Acidification Network, Rio Grande, Brazil, ⁴ Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brazil, ⁵ Departamento de Ciências do Mar, Instituto do Mar, Universidade Federal de São Paulo, Santos, Brazil

OPEN ACCESS

Edited by:

Chiara Piroddi,
Joint Research Centre (Italy), Italy

Reviewed by:

Alex J. Poulton,
The Lyell Centre, United Kingdom
Yong Jiang,
Ocean University of China, China

*Correspondence:

Gleyci Aparecida Oliveira Moser
gleycimoser@gmail.com

Specialty section:

This article was submitted to
Marine Ecosystem Ecology,
a section of the journal
Frontiers in Marine Science

Received: 25 June 2019

Accepted: 30 September 2019

Published: 17 October 2019

Citation:

Lima DT, Moser GAO, Piedras FR,
Da Cunha LC, Tenenbaum DR,
Tenório MMB, Campos MVPB,
Cornejo TO and Barrera-Alba JJ
(2019) Abiotic Changes Driving
Microphytoplankton Functional
Diversity in Admiralty Bay, King
George Island (Antarctica).
Front. Mar. Sci. 6:638.
doi: 10.3389/fmars.2019.00638

Environmental gradients can provide habitat-specific scenarios for community functional diversity (FD) that determine the composition of populations on both spatial and temporal scales. The western shelf of the Antarctic Peninsula has experiencing increasing air temperatures while the climate is transitioning to a warm-humid sub-Antarctic-type of climate. As a consequence, abiotic changes are leading to alterations in the trophic web. Microphytoplankton FD was analyzed across environmental gradients of sea surface temperature, salinity, meltwater percentage and nutrient availability in Admiralty Bay, South Shetland Islands, Western Antarctic Peninsula. Samples were collected during the austral summer from 2009 to 2011 and from 2013 to 2015, at Admiralty Bay for which FD indices were calculated based on species traits. The amount of meltwater (MW) present in Admiralty Bay groups microphytoplankton into communities according to physiological and ecological tolerances, thus leading to a greater FD. When meltwater dominated the bay (>2.25% MW scenarios iii - 2013-14 and iv - 2014-15), diatoms and dinoflagellates were codominant. An increase in the dinoflagellate fraction of microplankton, notably with auxotrophic and mixotrophic nutrition mode, can be considered a trigger for changes in the structure of the Antarctic food web. Our results suggest using Admiralty Bay as a model for studies on changes in microphytoplankton community composition and FD.

Keywords: functional diversity, microphytoplankton, Antarctic, abiotic variation, meltwater

INTRODUCTION

The climate of the western shelf of the Antarctic Peninsula (WAP) is undergoing a transition from a cold-dry polar-type climate to a warm-humid sub-Antarctic-type climate (Montes-Hugo et al., 2009). Air temperature in WAP has increased in relation to global variation (Abram et al., 2013), making this region one of the most rapidly warming on Earth over the last 50 years, with an increase

of $0.56^{\circ}\text{C decade}^{-1}$ over the years analyzed (Turner et al., 2005) and a 2°C increase in annual mean temperature (Ducklow et al., 2007). This regional increase has consequences for the dynamics of shelf and sea ice (Moline et al., 2004; Rozema et al., 2017; Aracena et al., 2018).

Since climate change has also consequences for the dynamics of chemical and physical properties of seawater, it can also induce changes in the phytoplankton community structure in WAP (Kopczyńska, 2008; Piquet et al., 2011). Abiotic factors are capable of constraining species establishment or permanence and establishing communities in certain sites (Kraft et al., 2015) by acting as environmental filters. This, in turn, can be reflected throughout all the trophic levels of the regional trophic web (Moline et al., 2004; Schofield et al., 2010; Lange et al., 2014; Saba et al., 2014). Climate change in WAP (e.g., increase in temperature and environmental variables) has driven modifications in phytoplankton size (Barrera-Alba et al., 2012, 2015; Lange et al., 2014; Vanzan et al., 2015), composition, biomass and community structure (Kopczyńska, 2008; Montes-Hugo et al., 2009; Piquet et al., 2011; Lange et al., 2014; Tenório et al., 2015; Mendes et al., 2018; Russo et al., 2018).

The use of classification schemes based on functional groups to determine the ecological dynamics of phytoplankton is a growing theme in environmental sciences (Kruk et al., 2002; Litchman et al., 2010; Moser et al., 2014; Roselli and Basset, 2015; Moser et al., 2017; Roselli et al., 2017). Such schemes can help explain the distribution of species along environmental gradients, as well as phytoplankton diversity and community structure (Litchman et al., 2010; Naselli-Flores et al., 2007). Associations are based on physiological, morphological and ecological attributes of species that potentially and alternatively can dominate or co-dominate the system. A reasonable hypothesis is that all species can potentially grow, but their establishment and development are conditioned by environmental variables and community responses, such as the ability to sustain processes of net population growth loss (Kruk et al., 2002, 2010). Morphological traits of species are essential properties that influence growth rate, resource use efficiency (e.g., nutrients, light) and susceptibility to herbivory under different environmental conditions. They can also predict the effects of climatic variability over time (Padisák et al., 2003; Salmaso, 2003). This means that species-specific strategic adaptations can be selectively favored in certain environments (Reynolds, 1980), since the cell morphology of phytoplankton and their adaptive strategies are under different selection pressures due to the fact that aquatic environments differ in many physical and chemical characteristics (Weithoff et al., 2014).

Traits of phytoplankton can be used to evaluate community functional diversity (FD) using a matrix in which community traits and species are combined and compared (Petchev and Gaston, 2007). Trait-based approaches aids to community ecology can help to explain species distribution along environmental gradients and changes in diversity and community structure (Litchman et al., 2010). Morpho-functional traits include physiological, morphological and phenological characteristics that drive the ecological functions of organisms

(McGill et al., 2006; Violle et al., 2007) and can be used to evaluate FD since trait variation among phytoplankton species expresses FD (Vallina et al., 2017). FD has been identified as a key component of ecosystem functioning and sustainability (Mouillot et al., 2014). Furthermore, loss of biodiversity can be related to functional loss, since the extinction of a species or a community in a system can decrease its resilience or productivity (Mouchet et al., 2008). For all methods based on traits, a high number of diverging lineages reflects higher FD, while converging lineages represent the opposite (Martin, 2002). Morpho-functional trait diversity within communities responds to environmental parameters, which influence specific traits or trait groups, even during different periods (Verberk et al., 2013; Weithoff and Gaedke, 2016).

The present study focuses on microphytoplankton community structure and function during eight sampling campaigns of the austral summer over four different years in five regions of Admiralty Bay (AB), South Shetland Islands, Antarctica. Our goal was to perform a trait-based evaluation of changes to microphytoplankton communities by characterizing functional groups, FD and yearly variation throughout early and late summer in AB. We hypothesized that: (i) environmental gradients are the main drivers of temporal variation in microphytoplankton from year-to-year and from the early- to late-summer; and (ii) FD, characterized by functional evenness (FEve), functional richness (FRic) and functional dispersion (FDIs), varies under stressful environmental conditions. The results are expected to provide insight into patterns of microphytoplankton FD in a changing polar environment.

MATERIALS AND METHODS

Study Area

Covering an area of 122 km^2 and reaching approximately 500 m depth (Pruszek, 1980; Rakusa-Suszczewski, 1980), Admiralty Bay (AB) (Figure 1) is the largest bay of the South Shetland Islands. Water exchange with the adjacent Bransfield Strait is favored by wind-driven surface currents and tidal exchanges of deep-water masses (Pruszek, 1980). Winds can be an important factor driving the level of horizontal accumulation through advection in semi-enclosed bays like AB, since interactions between physical factors favors significant biomass accumulation in some cases (e.g., phytoplankton blooms in summer) (Schloss et al., 2014).

Sampling Methods and Analysis

Admiralty Bay was surveyed during eight sampling periods: early and late summer 2009–2010, early and late summer 2010–2011, early and late summer 2013–2014 and early and late summer 2014–2015.

Sampling and data collection were conducted according to sampling period (I and II, early and late summer, respectively) at five stations: Comandante Ferraz (CF), Botany Point (BP), Machu Picchu (MP), Thomas Point (TP), and Arctowski (AR) (Figure 1) at three depths [surface (1 m), mid-water (15 m) and bottom (23–30 m)]. Vertical profiles of temperature and salinity were recorded with a Valeport® mini-CTD probe.

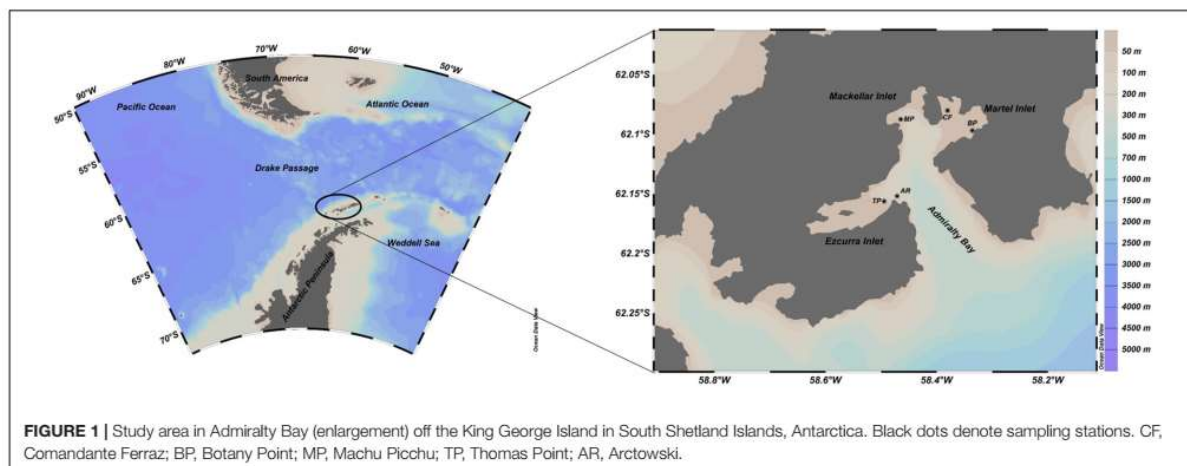


FIGURE 1 | Study area in Admiralty Bay (enlargement) off the King George Island in South Shetland Islands, Antarctica. Black dots denote sampling stations. CF, Comandante Ferraz; BP, Botany Point; MP, Machu Picchu; TP, Thomas Point; AR, Arctowski.

Water samples were collected with 3-L Niskin bottles for laboratory analysis of phytoplankton biomass and composition and dissolved macronutrients.

To evaluate dissolved inorganic macronutrients, 0.7 μm aliquots of filtered water were preserved at -20°C until laboratory analysis according to the methods described at Aminot and Chaussepied (1983) and Grasshoff et al. (1983).

To evaluate possible impacts of sea ice melting on phytoplankton community structure, meltwater percentage (% MW) was calculated from the difference between salinity values at the surface (S_{surf}) and the bottom (S_{btm}), assuming 6 to be the average salinity value of marine ice (Ackley et al., 1979) (See Equation 1). To classify the environment according to %MW (Mendes et al., 2018), two scenarios were proposed: (i) stations under influence of melting sea ice ($>2.25\%$ MW); and (ii) stations not under the influence of melting sea ice ($<2.25\%$ MW).

$$\%MW = \left(1 - \frac{S_{surf} - 6}{S_{btm} - 6}\right) \times 100 \quad (1)$$

Laboratory Methods for Phytoplankton

Chlorophyll *a* was determined by the spectrofluorometric method (Varian Cary Eclipse®) described in Neveux and Lantoiné (1993) and modified by Tenório et al. (2005).

Phytoplankton classification and counts were performed on samples fixed in 2% formaldehyde solution following the Utermöhl method (Lund et al., 1958; Utermöhl, 1958; Rott, 1981). Phytoplankton were analyzed under an inverted microscope (Nikon® Eclipse TS 100) at $200\times$ magnification. Phytoplankton taxa were classified according to keys edited by Hustedt (1930), Cupp (1943), Medlin and Priddle (1990), Round et al. (1990), Hasle and Syvertsen (1996), Tenenbaum et al. (2004), and Scott and Marchant (2005).

Functional traits of the most frequent and abundant taxa (criteria described in Lobo and Leighton, 1986) were selected considering the proposal of Litchman et al. (2010), microscopic observations and the literature. Functional traits used to evaluate

the functionality of the phytoplankton community included morphological, physiological, behavioral and life-cycle traits. Morphological traits included greatest axial linear dimension (GALD), which is considered a master trait, and was obtained by measuring between 20 and 40 cells of each taxa with relative frequency above 10%. According to Litchman et al. (2010), classification of GALD as $<35 \mu\text{m}$ and $>35 \mu\text{m}$ reflects predation pressure. Other morphological traits (i) determined from microscopic analyses were surface to volume ratio (s/v), presence of large vacuoles, presence of silica structure (use of silica in the constitution of frustules and other structures), coloniality or chain formation, and presence of raphe. Physiological traits (ii) included the capacity for forming harmful algal bloom (HABs) (Moestrup et al., 2009) and nutrition mode – autotrophy, heterotrophy or mixotrophy were evaluated through the literature. The behavioral trait (iii) considered was mobility, which was determined by the presence of flagella during microscopic observation and *a priori* knowledge, while the life-cycle trait (iv) considered was resting stages, was also determined through the literature. For plastic traits, such as colony and chain formation, HAB formation capacity, mixotrophy and resting stages, trait values refer to a potential function, and not whether it was expressed in any particular community.

Data Analysis

Testing Environmental Patterns

Biotic and abiotic data were submitted to analysis of variation (ANOVA) and Tukey's pairwise test (Software Paleontological Statistical 3 – PAST, Hammer et al., 2001). Comparisons were made among each survey year, early and late summer and sampling stations.

Calculating Functional Diversity Indices

Functional diversity indices aim to describe how much of the multifunctional space is filled and how the abundance of a community is distributed within this functional space. These indices have positive values, with higher values representing greater FD of the component they scale (Villéger et al., 2008).

Functional richness (FRic) represents a multidimensional measure of amount of community-filled functional space and corresponds to the volume of a convex hull in the functional space (Cornwell et al., 2006; Villéger et al., 2008). There is no limit as it quantifies an absolute filled volume (Villéger et al., 2008). Functional equitativity (FEve) describes the evenness of the distribution of abundance in the space of functional traits, that is, it corresponds to a measure of regularity the space between species along the gradient of functional traits and regularity in the weighted distribution of their abundance. This measure decreases when abundance is less evenly distributed among species or when functional distances between species are not consistent. It is restricted to values between 0 and 1 (Villéger et al., 2008). FDis is the weighted mean, in the multidimensional space of traits, of the distance that each species is to the centroid of all species within a community. This index considers both traits and abundance of each species, where weights correspond to the relative abundance of each species, and there is no upper limit to its value (Laliberté and Legendre, 2010).

Functional groups were tested by applying a cluster analysis (Euclidian Distance combined with Unweighted Pair-Groups Method - UPGMA), to a data matrix (binary data: absence 0 and presence 1) (Supplementary Table 1) of selected traits described in Section "Microphytoplankton Response to Environmental Gradients." Difference among groups were tested by applying ANOSIM to the resulting distance matrix, with p -values lower than 0.05 indicating significant differences. All these procedures were performed using the Vegan package of R software (version 3.5.1 - R Core Team, 2018) (Oksanen et al., 2017).

The functional traits matrix (binary data) and species abundances were used to evaluate community functional diversity (FD) in the resulting groups, using multidimensional indices based on Euclidian distance and non-parametric multidimensional scaling (NMDS) of traits to measure different aspects of diversity, FRic, FEve, and FDis. These metrics were calculated using dbFD function of FD package (Laliberté and Legendre, 2010) (R software, version 3.5.1 - R Core Team, 2018).

Relationships Between Species and Environment

To determine which environmental variables are correlated with phytoplankton assemblages, a Canonical Correspondence Analysis (CCA) was applied to log-transformed matrices of species abundance and environmental variables (temperature, salinity, nitrogen, phosphate, N:P ratio, silicate and chlorophyll a). Normality was tested by the Shapiro-Wilk test (Software Paleontological Statistical 3 - PAST, Hammer et al., 2001), while the significance of canonical axes was tested by a Monte Carlo permutation test.

Relationships Between Functional Indices and Environment

In order to correlate functional and environmental variables and assess which variables drive variation in FD, a Pearson Correlation Test was applied to a matrix containing the resulting indices and the environmental variables (temperature, salinity, meltwater, nitrogen, phosphate, N:P ratio, silicate and

chlorophyll a) (Software Paleontological Statistical 3 - PAST, Hammer et al., 2001). Correlations with p values lower than 0.05 were considered significant.

Identification of Functional Groups

Functional groups were identified by considering species that grouped together in the following steps: cluster analysis, NMDS and CCA, as well as by analysis of functional indices.

RESULTS

Environmental Patterns

Spatial Variation

The abiotic variables and chlorophyll a (Table 1) differed among sampling stations, although not significantly (ANOVA - Tukey Test $p > 0.05$), indicating that the spatial distribution of abiotic variables does not influence the response of the microphytoplankton community with regard to biomass (chlorophyll a).

The sampling stations influenced by meltwater (% MW; Figure 2) were BP during early summer of 2010-2011 (2.66%), all stations during early summer in 2013-2014 (maximum of 20.73% for BP), and CF, MP and TP during late summer 2014-2015 (maximum of 10.08% for TP).

Temporal Variation

Temperature varied significantly among sampling periods (ANOVA - Tukey Test $p < 0.05$), with the highest averages being for 2010-2011 (1.66°C) and 2014-2015 (1.24°C), both at the end of summer, and the minimum averages being for 2009-2010 (-0.18°C) and 2014-2015 (-0.61°C) in early summer (Table 1).

The highest salinity was observed during early summer 2013-2014 (mean 34.61), while the lowest occurred during late summer, 2014-2015 (mean 33.73). However, salinity was the only variable that did not differ significantly (ANOVA - Tukey Test $p > 0.05$) among sampling periods.

Nitrogen compounds, phosphate and silicate varied widely (Table 1). The concentrations of dissolved nutrients were sufficient to support phytoplankton biomass for all the surveys, with the end of summer 2010-2011 having sufficient nitrate and silicate to support an abundance of large diatoms. The maximum concentrations of nitrogen compounds occurred during both early and late summer 2014-2015 (29.01 and 25.11 $\mu\text{mol.L}^{-1}$, respectively; ANOVA - Tukey Test $p < 0.05$). High phosphate concentrations occurred throughout 2009-2010 (2.98 $\mu\text{mol.L}^{-1}$) and 2010-2011 (2.15 $\mu\text{mol.L}^{-1}$), the first years of sampling, both in late summer (ANOVA - Tukey Test $p < 0.05$). Regarding N:P ratio, high ratios (ANOVA - Tukey Test $p < 0.05$) were observed during early summer 2010-2011 (maximum of 23.61) and late summer 2013-2014 (maximum of 22.48) (Table 1). The highest concentrations for silicate (ANOVA - Tukey Test $p < 0.05$) occurred in early summer in 2010-2011 (76.65 $\mu\text{mol.L}^{-1}$) and late summer 2014-2015 (69.86 $\mu\text{mol.L}^{-1}$).

Chlorophyll a concentration varied between 0.28 and 5.69 mg.m^{-3} (ANOVA - Tukey Test $p < 0.05$), with higher

TABLE 1 | Chemical and biological characteristics from Admiralty Bay (Mean, minimum and maximum values).

	2009–2010		2010–2011		2013–2014		2014–15	
	ES	LS	ES	LS	ES	LS	ES	LS
Temperature (°C)								
Mean	–0.18	0.86	0.29	1.66	–0.05	0.65	–0.61	1.24
Minimum–Maximum	–0.28 to –0.13	0.80 to 1.04	0.18 to 0.42	1.60 to 1.70	–0.10 to 0.02	0.47 to 0.78	–0.70 to –0.48	0.85 to 1.41
Mean	34.22	34.13	34.18	34.10	34.61	34.19	34.28	33.73
Salinity (ppt)								
Minimum–Maximum	34.16 to 34.31	34.03 to 34.23	34.11 to 34.25	33.88 to 34.20	31.02 to 37.97	34.03 to 34.26	34.18 to 34.33	33.09 to 34.02
Mean	15.39	16.67	20.43	13.82	15.52	18.78	26.89	20.90
Nitrogen – NO ₂ + NO ₃ (μmol.L ^{–1})								
Minimum–Maximum	14.52 to 15.88	15.07 to 19.35	18.31 to 22.29	11.62 to 16.35	13.79 to 17.50	13.53 to 22.48	24.87 to 29.01	12.49 to 25.11
Mean	1.88	1.65	1.24	1.92	1.36	1.45	1.86	1.57
Phosphate – PO ₄ (μmol.L ^{–1})								
Minimum–Maximum	1.54 to 2.05	1.07 to 2.98	1.02 to 1.54	1.68 to 2.15	1.14 to 1.60	1.11 to 1.79	1.64 to 2.03	1.41 to 1.74
Mean	8.48	11.71	17.67	7.55	12.20	18.78	14.54	13.52
N:P Ratio								
Minimum–Maximum	7.47 to 10.42	6.55 to 15.86	14.43 to 23.61	6.75 to 8.60	9.69 to 17.12	13.53 to 22.48	12.23 to 17.03	7.18 to 15.93
Mean	41.59	41.32	69.35	40.18	48.07	57.45	63.13	63.11
Silicate – SiO ₄ (μmol.L ^{–1})								
Minimum–Maximum	40.53 to 42.13	39.83 to 42.03	60.63 to 76.65	35.92 to 44.66	37.68 to 63.69	50.78 to 62.74	60.26 to 66.17	56.16 to 69.86
Mean	0.38	0.76	0.54	4.07	1.52	1.32	0.35	0.67
Chlorophyll <i>a</i> (mg.m ^{–3})								
Minimum–Maximum	0.36 to 0.41	0.28 to 1.40	0.45 to 0.70	2.32 to 5.69	0.68 to 1.92	1.15 to 1.48	0.30 to 0.39	0.42 to 0.97

ES, Early Summer; LS, Late Summer; Min, Minimum value recorded; Max, Maximum value recorded.

concentrations being found in late summer 2010–2011 (mean 4.07 mg.m^{–3}), followed by early summer 2013–2014 (mean of 1.52 mg.m^{–3}) with a maximum of 1.92 mg.m^{–3} (Table 1).

The% MW (Figure 2 and Supplementary Table 2) indicated that the last 2 years of sampling (early summer 2013–2014 and late summer 2014–2015) were influenced by melting sea ice ($p < 0.05$). All stations had MW values $> 2.25\%$ in early summer 2013–2014 with a maximum of 20.73% in BP, along with low salinity (31.02) for the same station. The average temperature during this period was -0.05°C . During late summer 2014–2015, three points (CF, MP, and TP) had MW values $> 2.25\%$, with a maximum of 10.08% in TP. During this period melting was associated with the lowest salinity values observed (varying from 33.09 to 34.02) and an average temperature of 1.24°C. It is worth mentioning that during late summer 2010–2011, BP had a MW value of 2.25%; however, because it was only a punctual record, the sampling was not classified as under the influence of melting sea ice.

Microphytoplankton Response to Environmental Gradients

The CCA highlighted the response of the microphytoplankton community to %MW and the environmental variables (Figure 3). Interannual variation was represented by four scenarios with different communities: (i) flagellates during 2009–10 and early summer 2010–2011; (ii) large diatoms during late summer 2010–2011; and two scenarios influenced by meltwater ($> 2.25\%$ MW), both with co-dominance between dinoflagellates and diatoms: (iii) centric diatoms and armored dinoflagellates during 2013–2014; and (iv) pennate diatoms and unarmored dinoflagellates during 2014–2015.

Axis 1 of the CCA explained 45% of environmental variation, with the availability of nitrogen compounds, N:P ratio and silicate being associated with scenario i. As well as with greater species richness with a predominance of dinoflagellates (5.80×10^4 cell.L^{–1}; 76% of total cell numbers in 2009–2010), particularly *Prorocentrum* spp. (*P. cf. compressum*), *Protoperdinium* spp. (*P. cf. defectum*, *P. cf. nanum*), *Amphidinium* spp. (*A. hadai*), *Gymnodinium* spp. (*G. soyai*), and *Gyrodinium* spp. (*G. glaciale*) and diatoms (6.83×10^4 cell.L^{–1}; 83% of total cell numbers in early summer 2010–2011), such as *Corethron pennatum* and *Thalassiosira* spp. Scenario ii, on the other hand, was characterized by decreases in the concentration of silicate and nitrogen concentrations and by the predominance of diatoms (3.59×10^5 cell.L^{–1}; 86% of total cell numbers), with large organisms such as *Corethron pennatum*, *Rhizosolenia* spp. (*R. hebetata*, *R. setigera*) and *Odontella* spp. (*O. litigious*, *O. weissiflogi*) (Figure 2 and Supplementary Table 3).

Axis 2 explained 22% of environmental variation, with salinity, a variable related to melting sea ice, being associated with scenarios iii and iv, with differences in each context. In scenario iii, there was co-dominance between dinoflagellates (6.92×10^4 cell.L^{–1}; 52%), represented mainly by species of the genus *Protoperdinium* spp. (*P. curtum* and *P. cf. areolatum*) and *Prorocentrum* spp., and centric diatoms (6.53×10^4 cell.L^{–1}; 48%), mostly *Corethron pennatum* and *Thalassiosira*

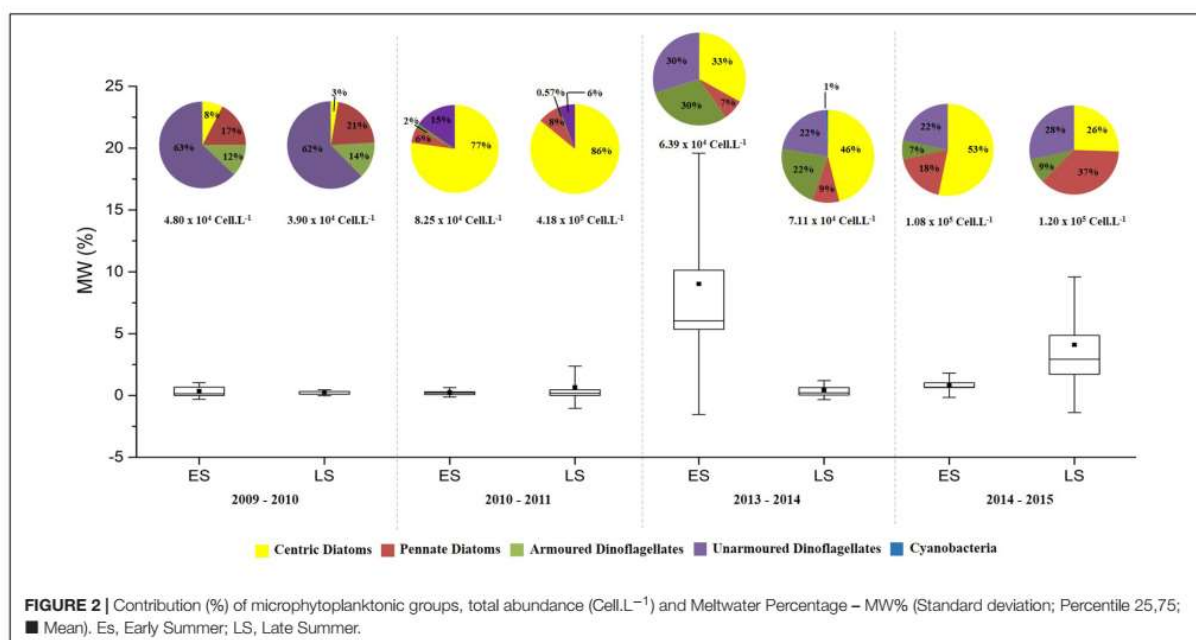


FIGURE 2 | Contribution (%) of microphytoplanktonic groups, total abundance (Cell.L⁻¹) and Meltwater Percentage – MW% (Standard deviation; Percentile 25,75; Mean). Es, Early Summer; LS, Late Summer.

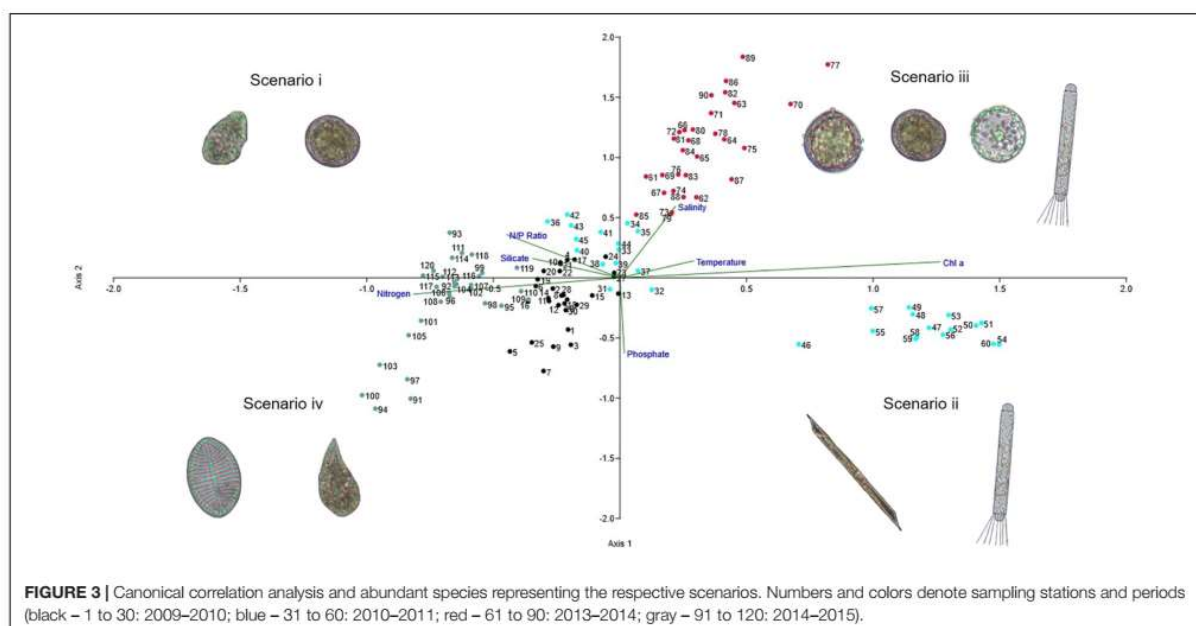
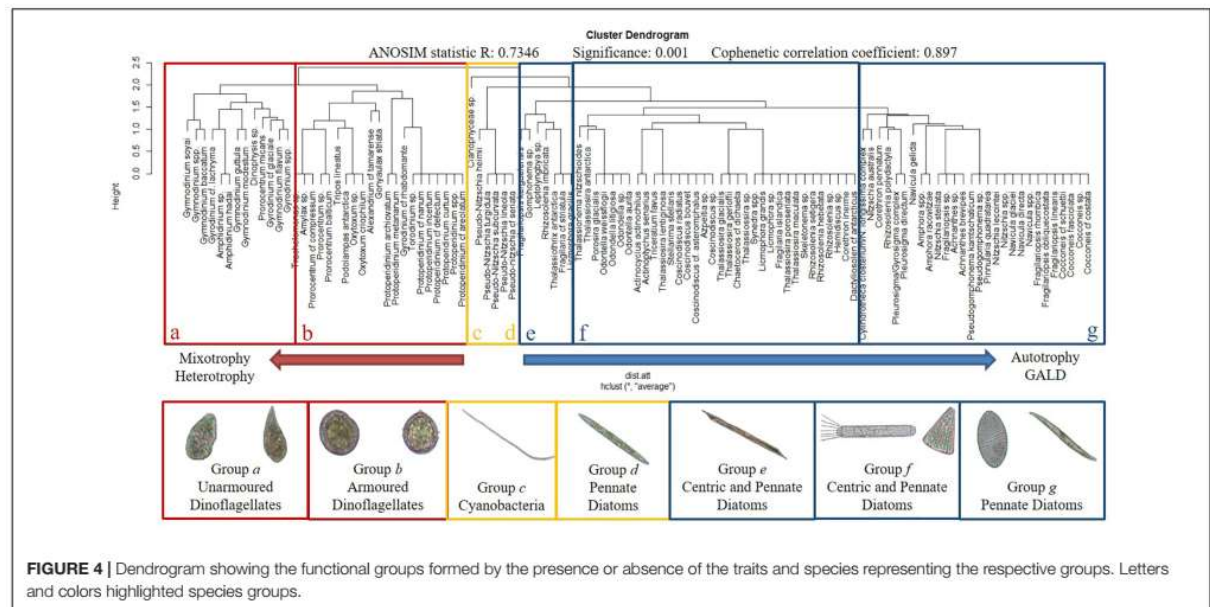


FIGURE 3 | Canonical correlation analysis and abundant species representing the respective scenarios. Numbers and colors denote sampling stations and periods (black – 1 to 30; 2009–2010; blue – 31 to 60; 2010–2011; red – 61 to 90; 2013–2014; gray – 91 to 120; 2014–2015).

cf. antarctica. Scenario iv was characterized by the predominance of diatoms (1.52×10^5 cell.L⁻¹ – 67%), with emphasis on pennate and raphid tychoplanktonic diatoms, such as *Cocconeis* spp. (*C. costata* and *C. fasciolata*), and a great contribution of unarmoured dinoflagellates (5.74×10^4 cell.L⁻¹; 25%), especially *Gyrodinium* spp. (*G. glaciale* and *G. lachryma*) and *Gymnodinium* spp. (*G. soyai* and *G. guttula*) (Figure 2 and Supplementary Table 3).

Functional Groups and Functional Diversity

Cluster analysis (Figure 4) revealed seven groups formed by organisms with distinct functional traits (ANOSIM: 0.734 – $p < 0.05$; cophenetic correlation coefficient: 0.897). Groups *a* and *b* were mainly comprised of dinoflagellates: group *a* mostly by unarmoured dinoflagellates (*Gyrodinium* sp. and *Gymnodinium* sp.) and group *b* by armoured dinoflagellates



(*Protoperdinium* spp. and *Prorocentrum* spp.). Group *c* comprised filament-forming Cyanophyceae; group *d* raphid and chain-forming pennate diatoms (e.g., *Pseudo-nitzschia* spp.); groups *e* and *f* centric and pennate diatoms; and group *g* essentially large-sized pennate diatoms (*Pseudogomphonema* spp., *Fragilariopsis* spp. and *Nitzschia* spp.).

Non-parametric multidimensional scaling (NMDS) (Figure 5) revealed relationships between species groups and three sets of functional traits. Groups *a* and *b*, both comprising dinoflagellates, were associated with set one: trophic traits (mixotrophy and heterotrophy), resting stage, vacuole presence, flagella presence, and potential for forming harmful algal bloom. Groups *c* and *d* were associated with set two: coloniality/chain formation, the presence of raphe and high *s/v* ratio. Groups *e*, *f* and *g* were associated with set three: GALD (> 35 μm), autotrophy and the presence of silica.

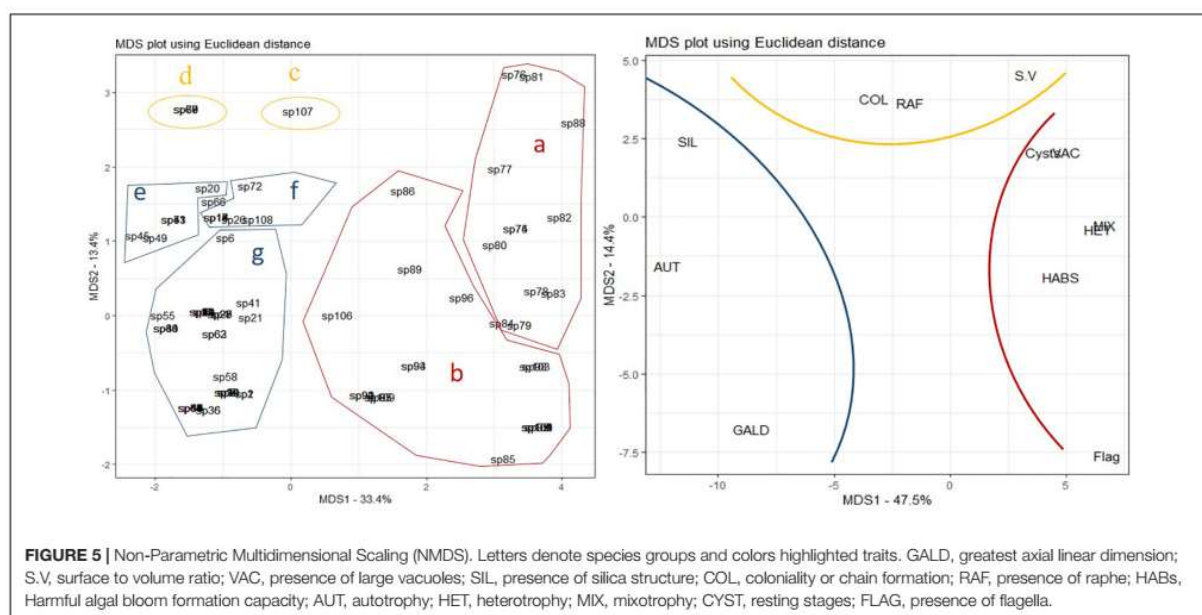
These groups related to the three sets of traits (Figure 5) were also observed in the CCA analysis as correlated with environmental variables/scenarios (Figure 3): scenario i – groups *a* and *b* correlated with N:P and silica; group *c* and *d* correlated with phosphate; scenario iii – groups *e* and some species of groups *f* and *b* correlated with temperature and salinity; scenario ii groups *g* and some species of group *f* correlated with chlorophyll *a*; scenario iv – some species of group *g* and some species of group *a*. As revealed above, variation in salinity and the amount of meltwater favor the codominance of dinoflagellate and diatom species.

Species of groups *a* and *b*, *c* and *d* and *e*, *f* and *g* grouped together (95% of the species) in the Cluster, NMDS and CCA analyses, comprising different sets of traits, thus they were considered functional groups. A Pearson Correlation Test was performed to correlate environmental scenarios/functional groups and with FD indices (Supplementary Table 4).

Higher FEve was observed in scenarios iii and iv (Table 2). FDis ranged from 0.10 (scenario ii) to 0.28 (scenarios i, iii, and iv) while FRic was higher in scenario i. According to the values of these indices, scenarios iii and iv had high FD.

Pearson linear correlation revealed FDis to be negatively correlated with temperature (-0.999 , $p < 0.05$) and chlorophyll *a* (-0.968 , $p < 0.05$) and positively correlated with N/P ratio (0.940, $p < 0.05$) (Table 4 from Supplementary Material). According to the CCA analysis, scenario ii (without MW influence) shows the correlation between vectors for temperature and chlorophyll *a* on axis 1 and the highest relative abundance of diatom species (groups *d* to *g*); precisely in this scenario there is a reduction in FDis values (Table 2 - functional indices). The highest functional richness index (FRic) was for scenario i associated with the greater availability of nitrogen compounds and silicate, as revealed by the CCA (Figure 3). In fact, the NMDS revealed a lower number of traits associated with autotrophy (e.g., presence of silica and GALD > 35 μm), with the high relative abundance of species presenting these traits decreasing the distance to the centroid, thus decreasing values for FDis (Figure 5 - MDS).

Increases in nitrogen and N:P ratio favored dinoflagellates, as represented in scenario i in the negative portion of the CCA (Figure 3). It is noteworthy that although the trait mixotrophy had a higher weight for relative abundance, there was greater distribution and abundance weight for the other traits (presence of vacuoles, cysts, presence of flagella, HABs) in relation to the centroid and, thus, greater FDis. FEve was positively correlated (Pearson correlation) with MW (0.957, $p < 0.05$) and negatively (-0.905 , $p < 0.05$) correlated with FRic. According to the CCA analysis, scenario iii (with the influence of MW) shows greater FEve, reflecting codominance of diatom and dinoflagellate species and, therefore, in the trophic traits of autotrophy and mixotrophy, respectively. These trophic functional traits had the



highest scores on axis 1 of the NMDS. The relative abundance of species with autotrophy and myxotrophy was functionally more equitative in the scenarios under the influence of MW.

Functional richness was not significantly correlated with any environmental variable. Autotrophic and mixotrophic organisms occurred in all scenarios, and the area in the multidimensional space of traits was similar (Figure 5). However, there was a negative correlation between trait richness and FEve (-0.905 , $p < 0.05$), due to the higher relative abundance associated with autotrophy or mixotrophy, as in scenarios i and ii (without the influence of MW).

DISCUSSION

Environmental Patterns in Admiralty Bay in the Context of the Western Antarctic Peninsula

Hydrographic conditions in southern Ocean coastal systems are influenced by seasonal reductions in sea ice cover, the melting of glaciers and the breaking of ice shelves (Aracena et al., 2018). These coastal ecosystems are extremely sensitive to climatic variation due to the seasonality of ice (Ducklow et al., 2007);

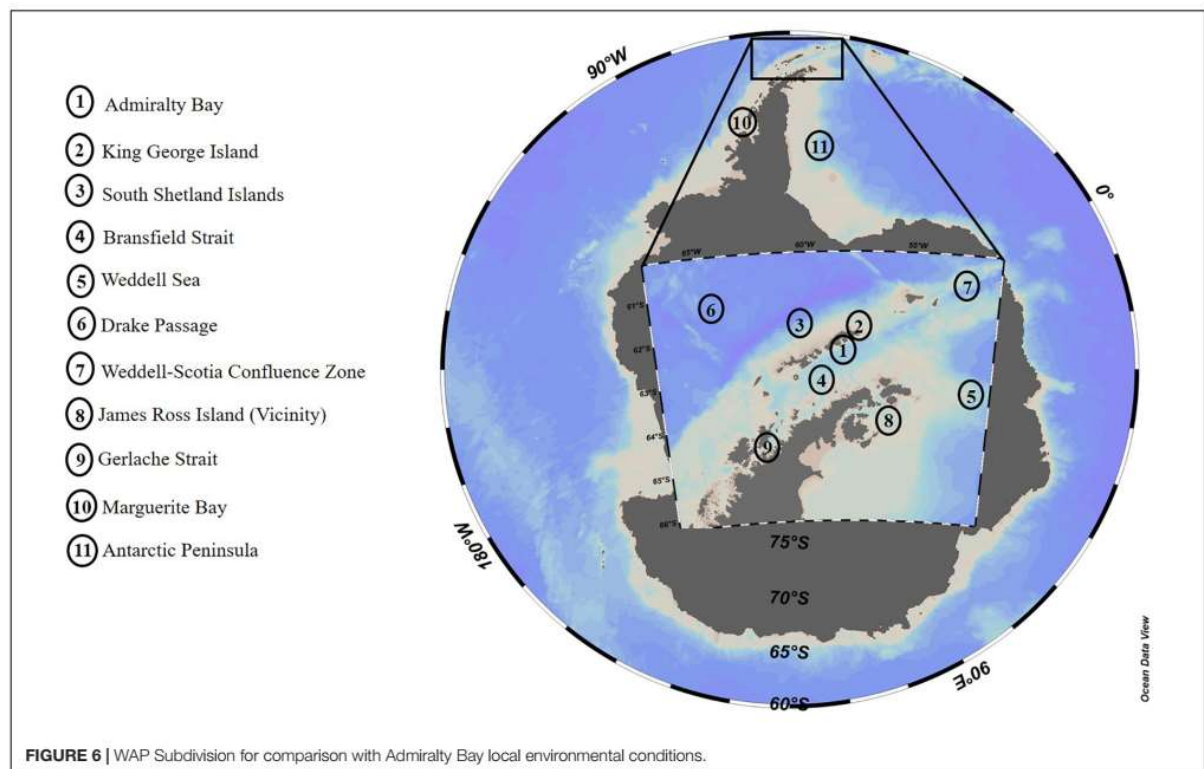
fluctuations in meltwater can affect biological production due to increased flow of freshwater in surface waters (Aracena et al., 2018; Kim et al., 2018). These conditions have become more prevalent due to the warming tendency in the region (Dierssen et al., 2002; Moline et al., 2004; Rozema et al., 2017). Over the last 30 years, the warming of water in the northern region of WAP, including the Bransfield Strait, has resulted in increased cloud cover and wind speed and reduced extent of ice cover (Montes-Hugo et al., 2009).

Seawater temperature has increased around King George Island (Clarke et al., 2005; Schloss et al., 2014), which supports the hypothesis of regional heating and potential threat to the local biota (Gutt et al., 2011). Considering the variation of environmental variables (e.g., temperature, salinity, ice cover) among the different areas of the Antarctic Peninsula, we subdivided WAP into 11 regions for comparison with the local environmental conditions of Admiralty Bay (Figure 6): Sector 1 – Admiralty Bay; Sector 2 – King George Island; Sector 3 – South Shetland Islands; Sector 4 – Bransfield Strait; Sector 5 – Weddell Sea; Sector 6 – Drake Passage; Sector 7 – Weddel-Scotia Confluence Zone; Sector 8 – Near James Ross Island; Sector 9 – Strait of Gerlache; Sector 10 – Marguerite Bay; and Sector 11 – Antarctic Peninsula.

Average temperature values above 1°C were observed in all WAP sectors (Table 3), especially sector 2, King George Island (Figure 6), with a minimum of -2.0°C and a maximum of 3.0°C (Lange et al., 2018), as observed in the present study (Table 1). Interannual differences were also observed, with higher temperatures at the end of the summer. Salinity exhibited little variation, with values higher than 34.0, except at the end of summer 2014–2015 when average values were lower, as observed in the literature both for AB (sector 1) and King George Island (sector 2) (Lange et al., 2018). Lange et al. (2014) observed higher

TABLE 2 | Functional diversity indices.

Scenarios	Functional diversity			
	i	ii	iii	iv
Functional Richness	0.81	0.49	0.38	0.55
Functional Evenness	0.31	0.36	0.45	0.38
Functional Dispersion	0.28	0.10	0.28	0.28



salinities during the beginning than at the end of the summer, while Tenenbaum et al. (2010) reported reduced salinity for neritic regions, possibly due to the presence of glaciers in the region. In this context, Mendes et al. (2018) found lower values for salinity (mean 33.68) in areas near ice-covered regions and higher values (mean 34.14) in regions with little or no influence of ice cover seasonality for sector 7 (Weddell-Scotia Confluence Zone), thus correlating low salinity with water column stability. Additionally, Wasilowska et al. (2015) associated low salinities (<34) with increased water column stability and a shallow (<2 m) mixture layer in sector 1. Similarly, Mendes et al. (2017) related high values of salinity with reduced water column stability and, consequently, the presence of a deeper mixing layer in sector 9 (Gerlache Strait).

Sampling under greater influence of meltwater occurred in early summer 2013–2014 (scenario iii) and late summer 2014–2015 (scenario iv), as also observed by Mendes et al. (2018) in Weddell-Scotia Confluence Zone in 2013 (sector 7). Despite the high water temperatures recorded in 2010–2011 (average 1.66°C during late summer) only one station, Botany Point, exhibited an influence from meltwater. Vanzan et al. (2015) suggested an increase in the effect of glacial melt in sector 1, near Botany Point, due to high water temperatures and low salinity values in surface waters during summer.

Another factor controlling the phytoplankton community is the availability of dissolved inorganic nutrients, which seems not to be limiting phytoplankton growth in WAP (this study,

Lange et al., 2014; Schloss et al., 2014; Kim et al., 2016; Arrigo et al., 2017). In AB, temporal variation in inorganic macronutrients is correlated with biogeochemical and physical processes, such as terrigenous contribution, luminous incidence, marine and glacial melting water, influx of oceanic water masses and water column instability (Nedzarek and Rakusa-Suszczewski, 2004; Lange et al., 2007; Kim et al., 2016).

The temporal variation in average nutrient concentrations recorded in Admiralty Bay (present study) follows an increasing trend over recent years. The lowest N:P (<10) ratios were associated with higher phosphate concentrations in early summer ($1.92 \mu\text{mol.L}^{-1}$), while higher ratios (N:P > 10) were associated with increased supply of nitrogenous compounds during late summer (maximum of $26.89 \mu\text{mol.L}^{-1}$) (Table 1). Lange et al. (2007) also documented differences in N:P ratios related to increased inorganic nitrogen and low phosphate concentrations at the end of the summer in the same sector. However, even with differences in the N:P ratio of 16:1 (Redfield, 1958), the elemental composition of phytoplankton was not constant due to the taxonomic variety (Falkowski, 2000; Geider and La Roche, 2002; Tenenbaum et al., 2015) that essentially occurs in coastal regions (Clarke et al., 2008; Henley et al., 2017; Kim et al., 2016). The same pattern of temporal increase was also observed for silicate concentrations, with high values related to a greater influence (%) of meltwater (scenarios iii and iv). Extensive variation in the concentration of dissolved nutrients was observed in the present study, as was reported in the literature for all sectors

TABLE 3 | WAP Subdivision for comparison with Admiralty Bay local environmental conditions.

Sectors	Sampling period (Year)	Temperature (°C)	Salinity (ppt)	Nitrate ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	Phosphate ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	Silicate ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	Density ($^{\circ}\text{Cells.L}^{-1}$)	Chlorophyll a (mg.m^{-3})	References
1	2009 – 2011/2013 – 2015	–0.61 to 1.66	33.73 – 34.61	13.82 – 26.89	1.24 – 1.92	40.18 – 69.35	10^5	0.35 – 4.07	This Study
	1994 – 1995	0.16 to 1.71	–	–	–	–	10^6	–	Kopczyńska, 1996
	1996 – 1998/2003 – 2005	0.98 to 1.38	33.9 – 34.6	26.27 – 39.76	1.84 – 2.52	16.43 – 34.20	10^6	–	Kopczyńska, 2008
	2002 – 2003	–0.4 to 1.5	33.9 – 34.6	33.5 – 35.0	2.6 – 4.5	66.0 – 67.2	10^4	0.4 – 0.5	Lange et al., 2007
	2002 – 2003/2008 – 2009	–0.2 to 1.6	33.8 – 34.6	11.18 – 29.55	1.40 – 4.47	32.07 – 71.12	10^4	0.13 – 0.45	Lange et al., 2014
2	2007/2009 – 2010	0.0 to 1.32	33.93 – 34.37	14.23 – 24.33	0.17 – 2.83	59.55 – 102.0	10^6	0.28 – 9.01	Wasiłowska et al., 2015
	1980 – 2013 (Review)	–2.0 to 3.4	30.7 – 35.8	4.4 – 46.9	0.2 – 9.9	20.8 – 102.0	$>10^4$	0.15 – 17.9	Lange et al., 2018
3	2010	0.73 to 0.77	34.09 – 34.11	16.0 – 26.0	2.40 – 4.40	–	10^5	<1.0 – 23.5	Schloss et al., 2014
	2013	–1.1 to 1.8	33.9 – 34.4	5.34 – 25.51	0.63 – 3.30	16.43 – 84.52	–	0.16 – 7.06	Aracena et al., 2018
4	2008 – 2009	–	–	–	–	–	–	0.55 – 0.92	Mendes et al., 2012
	2008 – 2010	0.16 to 1.08	33.93 – 34.26	16.6 – 47.8	0.3 – 3.4	23.1 – 79.9	–	0.52 – 1.07	Mendes et al., 2013
	2013	–0.03 to 1.11	34.03 – 34.25	23.88 – 28.51	1.68 – 2.08	34.46 – 38.10	10^6	0.65 – 1.58	Russo et al., 2018
5	2008 – 2009	–	–	–	–	–	–	0.15 – 0.27	Mendes et al., 2012
6	2008 – 2009	–	–	–	–	–	–	0.39†	Mendes et al., 2012
7	2013 – 2014	–0.90 to 0.31	33.68 – 34.14	25.94 – 28.48	1.37 – 1.92	29.30 – 42.64	–	0.53 – 1.37	Mendes et al., 2018
8	2008 – 2009	–	–	–	–	–	–	1.76 – 3.73	Mendes et al., 2012
9	2013	1.32	33.39	7.25	1.60	40.38	10^6	1.22	Russo et al., 2018
	2013 – 2015	1.12 to 1.32	33.62 – 33.93	19.62 – 30.45	0.64 – 1.65	30.49 – 75.09	–	1.01 – 1.54	Mendes et al., 2017
10	1997 – 2012	–	–	–	–	–	–	8.53*	Rozema et al., 2017
11	1998 – 2016	–1.58 to 2.03	–	36.0	2.43	–	–	0.2 – 2.3	Arrigo et al., 2017

Data from this study and literature, based on different methods of analysis and measurements in Antarctic waters: Abiotic data, cell density and biomass (Average - Variation between sampling years). *Average between summers in all years; †Maximum value; †Average in 2008; $\text{NO}_2 + \text{NO}_3$.

of WAP (Table 3). The lowest average concentrations of silicate ($40.18 \mu\text{mol.L}^{-1}$) and nitrogen compounds ($13.82 \mu\text{mol.L}^{-1}$), and lowest N:P ratio (7.55), were observed in association with higher diatom densities (94% relative abundance, chlorophyll concentration at 4.07 mg.m^{-3}) during periods of low MW% (scenario ii). When lower macronutrient concentrations were observed in WAP, phytoplanktonic cell densities increased, revealing no limitation to the densities of autotrophic organisms.

In the last century, polar regions have exhibited a tendency for decreased chlorophyll *a* (Boyce et al., 2010). Marguerite Bay (sector 10) experienced a significant decrease in total biomass over the past 15 years (Rozema et al., 2017), due to increases in temperature (Boyce et al., 2010; Schloss et al., 2014). The chlorophyll *a* data of the present study follow this trend for some regions of WAP (Table 3), with values around $0.5\text{--}2.0 \text{ mg.m}^{-3}$ (Lange et al., 2007; Wasilowska et al., 2015). Exceptions were in cases of blooms (e.g., Wasilowska et al., 2015 sector 1; Schloss et al., 2014 sector 2; Lange et al., 2018 sector 2; Aracena et al., 2018 sector 3; Table 3). Great variation was found for other sectors of WAP, including 4 (Bransfield Strait), 5 (Weddell Sea), 6 (Drake Passage) and 8 (James Ross Island), in association with water column stratification (e.g., seasonal heating of the sea water) (Mendes et al., 2012, 2018).

Since the life cycles of the main polar organisms are directly related to sea ice seasonality, the changes observed in WAP food webs are driven by increased water temperature and the consequent decline in ice cover (Moline et al., 2004; Montes-Hugo et al., 2009; Deppeler and Davidson, 2017; Rozema et al., 2017; and the present study). Changes in ice-free areas and micronutrient inputs generate environmental gradients of temperature, salinity and water column stability at WAP (Mendes et al., 2012), which lead to succession of the phytoplankton community, with consequences to the structure of the entire food web.

The Relationship Between Microphytoplankton Community Structure, Meltwater and Resuspension

Considering the observed abiotic environment and variation in phytoplanktonic biomass discussed in the previous section, WAP bays can be considered natural experiments for studying aquatic productivity in response to the effects of local climate and seasonal melting of sea ice, as also discussed by Aracena et al. (2018). Interannual changes in environmental conditions were observed in Admiralty Bay (sector 1). Furthermore, spatial and seasonal variation in meltwater percentage (Mendes et al., 2013; Arrigo et al., 2017; Mendes et al., 2018) lead to changes in both composition and density (10^3 cell.L^{-1} to 10^6 cell.L^{-1} – Table 3) of phytoplankton communities.

The present study documented a dominance of dinoflagellates or diatoms in the periods without influence from ice melt, represented by scenarios i and ii, respectively, and the codominance of these groups during periods with influence from ice melt (scenarios iii and iv). Such differences in taxonomic composition have been described for several sectors of the Antarctic Peninsula, such as Weddell-Scotia Confluence

(sector 7 – Mendes et al., 2018) and Gerlache Strait (sector 9 – Mendes et al., 2017; Russo et al., 2018), but not for Admiralty Bay (sector 1). In AB (sector 1), the predominance of diatoms in the microphytoplankton community during summer is frequent (Lange et al., 2007; Kopczyńska, 2008; Barrera-Alba et al., 2012, 2015). In particular, the region is influenced by microphytobenthic species derived from the resuspension of sediments or the contribution of meltwater (Lange et al., 2007; Kopczyńska, 2008), as also observed in the present study. This dominance was also recorded in other sectors of WAP under the influence of sea ice melt (Schloss et al., 2014; Lange et al., 2018 – sector 2; Aracena et al., 2018 – sector 3; Mendes et al., 2012 – sectors 4, 5, 6, and 8; Rozema et al., 2017 – sector 10; Arrigo et al., 2017 – sector 11).

The decrease in cell size of microphytoplanktonic organisms in relation to hydrological conditions is noteworthy (e.g., Tenenbaum et al., 2010; Barrera-Alba et al., 2015), and associated with changes in dominance of taxonomic groups of phytoplankton from diatoms to dinoflagellates (Tenenbaum et al., 2010; Lange et al., 2014). This was seen in scenarios iii and iv, periods under the influence of meltwater, when there was codominance between diatoms (e.g., *Corethron pennatum*, *Thalassiosira* cf. *antarctica*, *Cocconeis* spp.) and dinoflagellates (*Prorocentrum* spp., *Protoperidinium* spp., *Amphidinium* spp., *Gyrodinium* spp., *Gymnodinium* spp.). The high species richness, especially for the diatom both planktonic and benthic, contribution, observed in sector 1 (Lange et al., 2018 – review; this study), has previously been recorded in the water column and correlated with the resuspension and/or sea ice melting hypothesis (Tenenbaum et al., 2011).

According to Lange et al. (2007), alternation in dominance of centric and pennate diatoms suggests an influence from temporal variation in sea ice cover and phytoplankton communities. In this sense, the remarkable contribution of benthic diatoms in scenarios iii and iv, periods under the influence of meltwater, represented mainly by *Cocconeis* spp. (*C. costata* and *C. fasciolata*), eponymous diatoms such as *Fragilariopsis* spp. (e.g., *F. rhombica*), and chain-forming diatoms, mainly *Pseudo-nitzschia* spp. (e.g., *Pseudo-nitzschia subcurvata*), reinforce the influence that sea ice melting has on the microphytoplankton community of AB. Ticopelagic diatoms in the water column can be associated with advection processes of water masses driven by continental ice melting (Pichlmaier et al., 2004) and/or coastal upwelling events generate by winds (Schloss et al., 2002; Schloss et al., 2014). Otherwise, centric diatoms (*Thalassiosira* spp. and *Corethron pennatum*) observed in scenario ii, without sea ice melt, were possibly transported by currents from Bransfield strait (Kopczyńska, 2008; Wasilowska et al., 2015).

It should be noted that although the phytoplankton community and events of Antarctic blooms are commonly dominated by diatoms, other taxa are also important components of the trophic web (Henley et al., 2019). Increases in cryptophytes and other flagellates have previously been reported (e.g., *Phaeocystis antarctica* and *Gymnodinales*),

as well as the substitution of diatoms for these flagellates in WAP, due to the influence of sea ice melt (Moline et al., 2004; Mendes et al., 2013; Lange et al., 2014; Mendes et al., 2017), as observed in the WAP sectors of the present study (**Figure 3**): sector 1 (Wasiłowska et al., 2015), sector 4 (Mendes et al., 2012, 2013), oceanic regions of sectors 5 (Mar de Weddell) and 6 (Passagem de Drake) (Mendes et al., 2012), as well as sectors 7 (Mendes et al., 2018), 9 (Gerlache Strait) (Mendes et al., 2017; Russo et al., 2018) and 11 (Arrigo et al., 2017).

Another important consequence of sea ice melting is an increase in turbidity due to suspension of bottom sediments (Pichlmaier et al., 2004). Thus, conditions of high turbidity may have favored the increase in dinoflagellates, and consequently the codominance observed in the scenarios under the influence of meltwater, since the mixotrophy of the majority of these organisms allow them to grow in low light conditions.

Since phytoplankton support the marine trophic web and play a key role in the resilience of marine ecosystems of the Antarctic Peninsula, changes in the abundance and composition of phytoplankton groups can affect interactions in trophic levels and generate a direct effect throughout the regional ecosystem (Haberman et al., 2003; Mendes et al., 2013; Schofield et al., 2017; Mendes et al., 2018). In this context, Antarctic krill (e.g., *Euphausia superba*), which are an important link in the trophic web of the region (Corbisier et al., 2004; Saba et al., 2014), assimilate diatoms more efficiently than cryptophytes (Haberman et al., 2003) and dinoflagellates, with benthic diatoms accounting for 46% of their diet in coastal zones, as well as in Admiralty Bay, sector 1 (Ligowski, 2000).

Small microalgae, such as cryptophytes and other flagellates, including dinoflagellates, are preferred by salps and other suspensivores, as they are not palatable to herbivores such as krill (Moline et al., 2004; Montes-Hugo et al., 2009). In addition, these nannoplanktonic microalgae are generally less efficient in the assimilation and exportation of carbon, when compared to a community dominated by diatoms (Schloss et al., 2007; Weston et al., 2013; Schofield et al., 2017; Da Cunha et al., 2018). Therefore, a decrease in the size of phytoplankton can cause a significant change in the local trophic web and in biogeochemical cycles (Rozema et al., 2017; Aracena et al., 2018; Da Cunha et al., 2018). It is possible that changes in the phytoplankton community and the seasonality of krill lead to population decreases in penguins (Sander et al., 2007), changes in the benthic community (Montes-Hugo et al., 2009) and variation in the period and frequency of migratory movements of humpback whales (Johnston et al., 2012; Andrews-Goff et al., 2018).

The observed increase in the dinoflagellate contribution (e.g., *Gymnodinium* spp., *Protoperdinium* spp. and *Prorocentrum* spp.) (Kopczyńska, 2008; Tenenbaum et al., 2010; Lange et al., 2014, 2018; this study) indicates a change in phytoplankton species composition (Lange et al., 2018). This supports the findings of other studies in AB (Sector 1) and King George Island (sector 2), that highlighted shifts in biota due to environmental changes (increase in solar radiation and temperature, thus increasing the sea ice melting) (Kopczyńska, 2008; Schloss et al., 2012; Campos et al., 2013; Mendes et al., 2013, 2018;

Saba et al., 2014; Schofield et al., 2017). These observations were not restricted to coastal areas in WAP. Changes in phytoplankton and the consequences to the trophic web in oceanic areas (Bransfield Strait – sector 4; Drake Passage – sector 6) were previously reported in the literature (Kopczyńska, 2008; Mendes et al., 2012; Lange et al., 2014).

Sea Ice Melt Drives Changes in Microphytoplankton Functional Groups and Functional Diversity

Cell morphology and adaptive strategies of phytoplankton are under different selective pressures due to the physico-chemical environmental characteristics to which they are subjected (Litchman et al., 2009; Weithoff et al., 2014). The influence of sea ice melting in WAP promoted environmental gradients, which can function as filters and restrict diversity, or create niches and promote competition among species, through selecting traits (Lebrija-Trejos et al., 2010; Roselli and Basset, 2015; Weithoff and Gaedke, 2016). Three sets of functional traits were classified in the present study, which varied from scenario i to scenario iv along an environmental gradient of % MW.

The first set of functional traits, composed of dinoflagellates (groups *a* and *b*), was selected by trophic traits (heterotrophy and mixotrophy); resistance stages; presence of vacuoles and flagella; and potential HABs formation. Heterotrophy and mixotrophy confer advantages to dinoflagellates under conditions of low nutrient concentrations (Litchman and Klausmeier, 2008) and, associated with the motility of these organisms, represent unique strategies for competing in stratified environments (Bellinger and Sigeo, 2011; Klais et al., 2016; Roselli et al., 2017). When compared to heterotrophic competitors, mixotrophy confers the ability to compete and overcome both strictly autotrophic and heterotrophic organisms by using nutrients more efficiently (Leles et al., 2018). In addition, the presence of vacuoles, associated mainly with mixotrophic dinoflagellates, may be indicative of a digestive function for these organelles and the consequent occurrence of phagotrophy by these organisms (Onuma and Horiguchi, 2013; Almada et al., 2017). Another selected trait was the production of resistance stages, which is a survival strategy among dinoflagellates that favors the reintroduction of species into the water column and eventually HAB formation (McQuoid et al., 2002; Ellegaard and Ribeiro, 2018).

It is worth noting that no HAB events were reported for the studied region; however, HAB forming algae exhibit trait plasticity, which may favor the development of these species in different environmental conditions (Litchman et al., 2010). Most harmful events reduce diversity and threaten the fitness of local ecosystems; such effects can be intensified under a climate change scenario (Paerl and Huisman, 2009).

The second set of traits was composed of filamentous cyanobacteria (group *c*) and pennate diatoms with raphe (group *d*). Coloniality (trait that includes a group of cells forming colonies, filaments and chains) was the trait that characterized these groups. Coloniality in both cyanobacteria and diatoms confers ecological advantages to these organisms because it

modifies their effective size by altering their interaction with the environment and possible predators (Thingstad et al., 2005; Barton et al., 2013), reduces losses by processes of sedimentation (Brasil and Huszar, 2011), and regulates buoyancy allowing migration to depths of optimal irradiance and/or nutrient availability (Brookes and Ganf, 2001; Tamulonis et al., 2011). Besides coloniality, diatoms of group *d* also possess higher *s/v* ratios and the presence of raphe. An additional function of diatom chains is to keep cells together in order to prevent dispersion in turbulent environments (Crawford and Sims, 2008; Wadt et al., 2017), such as the case with *Pseudo-nitzschia* spp., a dominant genus of group *d*. Since higher *s/v* ratios allow nutrients to be absorbed more effectively, they favor diatoms in light-limiting conditions (Roselli et al., 2017).

The third set of traits mostly combined centric large-sized diatoms (groups *e*, *f*, and *g*) selected by autotrophy, GALD and silica presence. The observed diatoms are strictly autotrophic and characterized in the literature as having high photosynthetic efficiency (e.g., Roberts et al., 2007), which confers a competitive advantage in environments with high light and nutrient availability (Litchman et al., 2009). Large-sized cells (e.g., GALD > 35 μm ; Litchman et al., 2010), such as those observed in this set, can store nutrients, even in conditions of high availability or in environments with fluctuations in the availability of this resource (Thingstad et al., 2005; Litchman et al., 2009). Another advantage of large diatoms (GALD > 35 μm) is their reduced palatability (Kruk and Segura, 2012), which is reflected in high predation pressure on small sized fractions (<35 μm) (Litchman et al., 2010). Additionally, the presence of silica in their constitution is one of the main traits of this group, while the presence of ornaments and processes on the frustule also confer advantages against certain types of predation (Hamm et al., 2003; Barton et al., 2013).

This diversity of traits discussed above translated into the higher FD indices observed in the periods influenced by meltwater, namely scenarios iii and iv, in which the codominance between diatoms and dinoflagellates was recorded. The high contribution of sea ice melt in 2013–2014 and 2014–2015 (scenarios iii and iv) can be considered an intermediate disturbance, which allowed the coexistence of several morphotypes with different traits and/or strategies, thereby potentializing functional niche diversity (Weithoff et al., 2014). Competition for resources may be a key process for shaping phytoplankton community structure by characterizing and clustering organisms in their niche, and thus directing ecosystem functioning, resulting in species coexistence (Mayfield and Levine, 2010; Segura et al., 2013). It is probable that competition among functional groups selected species/types that differed most from each other in the use of resources, resulting in the codominance observed during periods of meltwater, scenarios iii and iv, since competition entails ecological differentiation of coexisting species (Cornwell et al., 2006). Abiotic factors of scenarios iii and iv, associated with % MW, did not act as environmental filters because the organisms exhibited tolerance to this disturbance, which was reflected in greater diversity of the phytoplanktonic community.

The greatest FRic with no influence of meltwater was observed in early summer 2009–2010 and 2010–2011 (scenario i), and was not accompanied by greater expression of FD in the analyzed indices. An increase in taxonomic diversity and lower values of FD may indicate that, although richness is greater, the functional traits that allowed the species to be successful were selected and the community is composed of only functionally similar species, since the taxonomic diversity does not always reflect FD (Weithoff et al., 2014). Thus, FD is lower because different phytoplanktonic species can be functionally neutral (Roselli et al., 2017), that is ecologically equivalent, and so there is no distribution in trait based factorial plan (Vallina et al., 2017), which is evidenced by the dominance of dinoflagellates in this scenario.

While scenarios iii and iv (2013–2014, 2014–2015), characterized by high %MW, had lower FRic than scenario i (2009–2010, 2010–2011), they had high trait diversity, with emphasis on functional equitability (e.g., Villéger et al., 2008; Cardoso et al., 2017). It is likely that the use of contrasting ecological strategies, directed by biotic and abiotic processes as a trade-off between form and size, key features for the selection and interaction of organisms, allowed the coexistence of species (Roselli et al., 2017). This in turn determined changes in the dynamics and functioning of phytoplankton communities (Pomati et al., 2013), and was expressed in the highest values of FD among the scenarios influenced by meltwater.

CONCLUSION

The hydrographic conditions, as well as the nutrient availability and variation in phytoplankton biomass, observed in this study resemble the gradients and variation reported in the literature for WAP at various temporal scales. The influence of meltwater associated with increasing water temperatures has been highlighted by recent studies as the main environmental stressor for microphytoplankton biomass. The functional groups of the present study reflect different adaptive strategies produced by the divergence of traits. These different adaptive strategies are responsible for the codominance of diatoms and dinoflagellates and the structuring of the microphytoplankton community and FD in scenarios dominated by meltwater. FD increased in relation to a gradient of %MW from summer 2009–2010 to summer 2014–2015. The increased contribution of dinoflagellates in scenarios of meltwater may be a trigger for changes in the structure of the Antarctic trophic web reported in literature. In this sense, we suggest that Admiralty Bay be used as a model for studies on changes to microphytoplankton community composition and FD, since they are relevant descriptors for evaluating potential changes to the local ecosystem at different scales.

DATA AVAILABILITY STATEMENT

All datasets generated for this study are included in the manuscript/Supplementary Files.

AUTHOR CONTRIBUTIONS

GM, JB-A, and DL conceived the experimental design. DT and JB-A organized the database. DL, MC, MT, and TC performed the sample analysis. DL, GM, FP, and LD performed the statistical analysis and wrote the first draft of the manuscript. All authors contributed to the manuscript revision, read and approved the submitted version.

FUNDING

This work integrates the National Institute of Science and Technology Antarctic Environmental Research (INCT-APA), which receives scientific and financial support from the National Council for Research and Development (CNPq Grant No. 574018/2008-5) and the Research Support Foundation of the State of Rio de Janeiro (FAPERJ Grant No. E-16/170.023/2008).

REFERENCES

- Abram, N. J., Mulvaney, R., Wolff, E. W., Triest, J., Kipfstuhl, S., Trusel, D., et al. (2013). Acceleration of snow melt in an Antarctic Peninsula ice core during the twentieth century. *Nat. Geosci.* 6, 404–411. doi: 10.1038/NGEO1787
- Ackley, S. F., Buck, K. R., and Taguchi, S. (1979). Standing crop of algae in the sea ice of the Weddell Sea region. *Deep Sea Res.* 26A, 269–281. doi: 10.1016/0198-0149(79)90024-4
- Almada, E. V. C., Carvalho, W. F. C., and Nascimento, S. M. (2017). Investigation of phagotrophy in natural assemblages of the benthic dinoflagellates *Ostreopsis*, *Prorocentrum* and *Coolia*. *Braz. J. Oceanogr.* 65, 392–399. doi: 10.1590/s1679-87592017140706503
- Aminot, A., and Chaussepied, M. (1983). *Manuel Des Analyses Chimiques en Milieu Marin*. Brest: C.N.E.X.O., 395.
- Andrews-Goff, V., Bestley, S., Gales, N. J., Laverick, S. M., Paton, D., Polanowski, A. M., et al. (2018). Humpback whale migrations to Antarctic summer foraging grounds through the southwest Pacific Ocean. *Sci. Rep.* 8, 1–14. doi: 10.1038/s41598-018-30748-4
- Aracena, C., González, H. E., Garcés-Vargas, J., Lange, C. B., Pantoja, S., Muñoz, F., et al. (2018). Influence of summer conditions on surface water properties and phytoplankton productivity in embayments of the South Shetland Islands. *Polar Biol.* 41, 2157–2158. doi: 10.1007/s00300-018-2338-x
- Arrigo, K. R., van Dijken, G. L., Alderkamp, A. C., Erickson, Z. K., Lewis, K. M., Lowry, K. E., et al. (2017). Early spring phytoplankton dynamics in the western Antarctic Peninsula. *J. Geophys. Res.* 12, 1–20. doi: 10.1002/2017JC013281
- Barrera-Alba, J. J., Tenenbaum, D. R., Vanzan, M., and Tenório, M. M. B. (2015). Composition, density and size-structure of the autotrophic plankton community in a shallow coastal zone at King George Island, West Antarctic Peninsula (WAP), during early summer 2010. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.* 19, 9–17. doi: 10.14210/bjast.v19n3.4731
- Barrera-Alba, J. J., Vanzan, M., Tenório, M. M. B., and Tenenbaum, D. R. (2012). "Plankton structure of shallow coastal zone at admiralty bay, king george island, west antarctic peninsula (wap) during early summer/2010: pico, ultra and microplankton and chlorophyll biomass," in *Annual Activity Report of National Institute of Science and Technology Antarctic Environmental Research (INCT-APA) - 2011*, eds Y. Y. Valentin, A. G. Dalto, and H. P. Lavrado, (São Carlos: Cubo), 109–114. doi: 10.4322/apa.2014.071
- Barton, A. D., Pershing, A. D., Litchman, E., Record, N. R., Edwards, K. F., Finkel, Z. V., et al. (2013). The biogeography of marine plankton traits. *Ecol. Lett.* 16, 522–534. doi: 10.1111/ele.12063

ACKNOWLEDGMENTS

The authors acknowledge the support of the Brazilian Ministries of Science, Technology and Innovation (MCTI), of Environment (MMA), Inter-Ministry Commission for Sea Resources (CIRM), and the National Institute of Science and Technology Antarctic Environmental Research (INCT-APA). The authors would like to thank the Marine Organic Chemical Laboratory of the Oceanographic Institute of São Paulo University (LabQOM-IOUSP) for physical (2009 – 2011 period) and chemical analysis (2009 – 2011 and 2013 – 2014 periods) and Ph.D. Ricardo C. G. Pollery of the Biology Institute of Federal University of Rio de Janeiro (UFRJ) for chemical analysis (2014 – 2015 period).

SUPPLEMENTARY MATERIAL

The Supplementary Material for this article can be found online at: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2019.00638/full#supplementary-material>

- Bellinger, E. G., and Sigeo, D. C. (2011). "Dinoflagellates," in *Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators*, eds E. G. Bellinger, and D. C. Sigeo, (Chichester: John Wiley & Sons), 25–28.
- Boyce, D. G., Lewis, M. R., and Worm, B. (2010). Global phytoplankton decline over the past century. *Nature* 466, 591–596. doi: 10.1038/nature09268
- Brasil, J., and Huszar, V. L. M. (2011). O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oec. Austr.* 15, 799–834. doi: 10.4257/oeco.2011.1504.04
- Brookes, J. D., and Ganf, G. G. (2001). Variations in the buoyancy response of *Microcystis aeruginosa* to nitrogen, phosphorus and light. *J. Plankton Res.* 23, 1399–1411. doi: 10.1093/plankt/23.12.1399
- Campos, L. S., Barboza, C. A. M., Bassoi, M., Bernardes, M., Bromberg, S., Corbisier, T. N., et al. (2013). "Environmental processes, biodiversity and changes in admiralty bay, king george island, antarctica," in *Adaptation and Evolution in Marine Environments: v. 2: The Impacts of Global Change on Biodiversity*, eds C. Verde, and G. Di Prisco, (Berlin, DE: Springer Heidelberg), 127–156.
- Cardoso, S. J., Nabout, J. C., Farjalla, V. F., Lopes, P. M., Bozelli, R. L., Huszar, V. L. M., et al. (2017). Environmental factors driving phytoplankton taxonomic and functional diversity in Amazonian floodplain lakes. *Hydrobiologia* 802, 115–130. doi: 10.1007/s10750-017-3244-x
- Clarke, A., Barnes, D. K. A., and Hodgson, D. A. (2005). How isolated is Antarctica? *Trends Ecol. Evol.* 20, 1–3. doi: 10.1016/j.tree.2004.10.004
- Clarke, A., Meredith, M. P., Wallace, M. I., Brandon, M. A., and Thomas, D. N. (2008). Seasonal and interannual variability in temperature, chlorophyll and macronutrients in northern Marguerite Bay, Antarctica. *Deep Sea Res. II* 55, 1988–2006. doi: 10.1016/j.dsr2.2008.04.035
- Corbisier, T. N., Petti, M. A. V., Skowronski, R. S. P., and Brito, T. A. S. (2004). Trophic relationships in the nearshore zone of martel inlet (King George Island, Antarctica): $\delta^{13}C$ stable-isotope analysis. *Polar Biol.* 27, 75–82. doi: 10.1007/s00300-003-0567-z
- Cornwell, W. K., Schilck, D. W., and Ackerly, D. D. (2006). A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology* 87, 1465–1471. doi: 10.1890/0012-9658(2006)87%5B1465:attfhf%5D2.0.co;2
- Crawford, R. M., and Sims, P. A. (2008). Some principles of chain formation as evidenced by the early diatom fossil record. *Nova Hedwigia* 133, 171–186.
- Cupp, E. E. (1943). *Marine Plankton Diatoms of the West of North America*. California, CA: University of California Press.
- Da Cunha, L. C., Hamacher, C., Farias, C. O., Kerr, R., Mendes, C. R. B., and Mata, M. M. (2018). Contrasting end summer distribution of organic carbon along the

- gerlache strait, Northern Antarctic Peninsula: bio-physical interactions. *Deep Sea Res. II* 149, 206–219. doi: 10.1016/j.dsr2.2018.03.003
- Deppeler, S. L., and Davidson, A. T. (2017). Southern ocean phytoplankton in a changing climate. *Front. Mar. Sci.* 4:40. doi: 10.3389/fmars.2017.00040
- Dierrsen, H. M., Smith, R. C., and Vernet, M. (2002). Glacial meltwater dynamics in coastal waters west of the Antarctic Peninsula. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 99, 1790–1795. doi: 10.1073/pnas.032206999
- Ducklow, H. W., Baker, K., Martinson, D. G., Quetin, L. B., Ross, R. M., Smith, R. C., et al. (2007). Marine pelagic ecosystems: the west Antarctic Peninsula. *Phil. Trans. R. Soc. B* 362, 67–94. doi: 10.1098/rstb.2006.1955
- Ellegaard, M., and Ribeiro, S. (2018). The long-term persistence of phytoplankton resting stages in aquatic 'seed banks'. *Biol. Rev.* 93, 166–183. doi: 10.1111/brv.12338
- Falkowski, P. G. (2000). Rationalizing elemental ratios in unicellular algae. *J. Phycol.* 36, 3–6. doi: 10.1046/j.1529-8817.2000.99161.x
- Geider, R. J., and La Roche, J. (2002). Redfield revisited: variability of C:N:P in marine microalgae and its biochemical basis. *Eur. J. Phycol.* 37, 1–17. doi: 10.1017/S0967026201003456
- Grasshoff, K., Ehrhardt, M., and Kremling, K. (1983). *Methods of Seawater Analysis*, 2nd Edn. New York, NY: Verlag Wienhien Chemie, 419.
- Gutt, J., Barratt, L., Domack, E. C., D'acoz, C. U., Dimmler, W., GrèMare, A., et al. (2011). Biodiversity change after climate-induced ice-shelf collapse in the Antarctic. *Deep Sea Res. II* 58, 74–83. doi: 10.1016/j.dsr2.2010.05.024
- Haberman, K. L., Ross, R. M., and Quetin, L. B. (2003). Diet of the Antarctic krill (*Euphausia superba* Dana): II. Selective grazing in mixed phytoplankton assemblages. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 283, 97–113. doi: 10.1016/S00220981(02)00467-7
- Hamm, C. E., Merkel, R., Springer, O., Jurkojc, P., Maier, C., Prechtel, K., et al. (2003). Architecture and material properties of diatom shells provide effective mechanical protection. *Nature* 421, 841–843. doi: 10.1038/nature01416
- Hammer, Ø, Harper, D. A. T., and Ryan, P. D. (2001). PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4, 1–9.
- Hasle, G. R., and Syvertsen, E. E. (1996). "Marine diatoms," in *Identifying Marine Phytoplankton*, ed. C. R. Tomas, (San Diego, CA: Academic Press), 5–385. doi: 10.1016/b978-012693015-3/50005-x
- Henley, S. F., Schofield, O. M., Hendry, K. R., Schloss, I. R., Steinberg, D. K., Moffat, C., et al. (2019). Variability and change in the west Antarctic Peninsula marine system: research priorities and opportunities. *Prog. Oceanogr.* 173, 208–237. doi: 10.1016/j.pocan.2019.03.003
- Henley, S. F., Tuerena, R. E., Annett, A. L., Fallick, A. E., Meredith, M. P., Venables, H. J., et al. (2017). Macronutrient supply, uptake and recycling in the coastal ocean of the west Antarctic Peninsula. *Deep Sea Res. II* 139, 58–76. doi: 10.1016/j.dsr2.2016.10.003
- Hustedt, F. (1930). "Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz," in *Kryptogamenflora von Deutschland, Österreichs und der Schweiz*, ed. L. Rabenhorst, (Leipzig: Akademische Verlagsgesellschaft m.b.H.), 1–608.
- Johnston, D. W., Friedlaender, A. S., Read, A. J., and Nowacek, D. P. (2012). Initial density estimates of humpback whales *Megaptera novaeangliae* in the inshore Waters of the western Antarctic Peninsula during the late autumn. *Endang. Species Res.* 18, 63–71. doi: 10.3354/esr00395
- Kim, H., Doney, S. C., Iannuzzi, R. A., Meredith, M. P., Martinson, D. G., and Ducklow, H. W. (2016). Climate forcing for dynamics of dissolved inorganic nutrients at Palmer Station, Antarctica: An interdecadal (1993–2013) analysis. *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 121, 2369–2389. doi: 10.1002/2015jg003311
- Kim, H., Ducklow, H. W., Abele, D., Barlett, E. M. R., Buma, A. G. J., Meredith, M. P., et al. (2018). Inter-decadal variability of phytoplankton biomass along the coastal West Antarctic Peninsula. *Phil. Trans. R. Soc. A* 376, 1–21. doi: 10.1098/rsta.2017.0174
- Klais, R., Norros, V., Lehtinen, S., Tamminen, T., and Olli, K. (2016). Community assembly and drivers of phytoplankton functional structure. *Funct. Ecol.* 31, 760–767. doi: 10.1111/1365-2435.12784
- Kopczynska, E. E. (1996). Annual study of phytoplankton in Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Pol. Polar Res.* 17, 151–164.
- Kopczynska, E. E. (2008). Phytoplankton variability in admiralty bay, king George island, south Shetland islands: six years of monitoring. *Pol. Polar Res.* 29, 117–139.
- Kraft, N. J. B., Adler, P. B., Godoy, O., James, E. C., Fuller, S., and Levine, J. M. (2015). Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Funct. Ecol.* 29, 592–599. doi: 10.1111/1365-2435.12345
- Kruk, C., Huszar, V. L. M., Peeters, E. T. H. M., Bonilla, S., Costa, L., Lüring, M., et al. (2010). A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshw. Biol.* 55, 614–627. doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02298.x
- Kruk, C., Mazzeo, N., Lacerot, G., and Reynolds, C. S. (2002). Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *J. Plankton Res.* 24, 901–912. doi: 10.1093/plankt/24.9.901
- Kruk, C., and Segura, A. M. (2012). The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia* 698, 191–202. doi: 10.1007/s10750-012-1072-6
- Laliberté, E., and Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91, 299–305. doi: 10.1890/08-2244.1
- Lange, P. K., Ligowski, R., and Tenenbaum, D. R. (2018). Phytoplankton in the embayments of King George island (Antarctic Peninsula): a review with emphasis on diatoms. *Polar Rec.* 54, 1–18. doi: 10.1017/S0032247418000232
- Lange, P. K., Tenenbaum, D. R., Braga, E. S., and Campos, L. S. (2007). Microphytoplankton assemblages in shallow waters at Admiralty Bay (King George island, Antarctica) during the summer 2002–2003. *Polar Biology* 30, 1483–1492. doi: 10.1007/s00300-007-0309-8
- Lange, P. K., Tenenbaum, D. R., Tavano, V. M., Paranhos, R., and Campos, L. S. (2014). Shifts in microphytoplankton species and cell size at Admiralty Bay, Antarctica. *Antarctic Sci.* 27, 225–239. doi: 10.1017/S0954102014000571
- Lebrija-Trejos, E., Pérez-García, E. A., Meave, J. A., Bongers, F., and Poorter, L. (2010). Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. *Ecology* 91, 386–398. doi: 10.1890/08-1449.1
- Leles, S. G., Polimene, L., Bruggeman, J., Blackford, J., Ciavatta, S., Mitra, A., et al. (2018). Modelling mixotrophic functional diversity and implications for ecosystem function. *J. Plankton Res.* 40, 627–642. doi: 10.1093/plankt/fby044
- Ligowski, R. (2000). Benthic feeding by krill, *Euphausia superba* dana, in coastal waters off West Antarctica and in Admiralty Bay, South Shetland islands. *Polar Biol.* 23, 619–625. doi: 10.1007/s003000000131
- Litchman, E., and Klausmeier, C. A. (2008). Trait-based community ecology of phytoplankton. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 39, 615–639. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173549
- Litchman, E., Klausmeier, C. A., and Yoshiyama, K. (2009). Contrasting size evolution in marine and freshwater diatoms. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 106, 2665–2670. doi: 10.1073/pnas.0810891106
- Litchman, E., Pinto, P. T., Klausmeier, C. A., Thomas, M. K., and Yoshiyama, K. (2010). Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia* 653, 15–28. doi: 10.1007/s10750-010-0341-5
- Lobo, E., and Leighton, G. (1986). Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Rev. Biol. Mar.* 22, 1–29.
- Lund, J. W., Kipling, G., and Le Cren, E. D. (1958). The invertedmicroscope method of estimating algae numbers and the statistical basis of estimation by counting. *Hydrobiologia* 11, 143–170. doi: 10.1007/bf00007865
- Martin, A. P. (2002). Phylogenetic approaches for describing and comparing the diversity of microbial communities. *Appl. Environ. Microbiol.* 68, 3673–3682. doi: 10.1128/AEM.68.8.3673-3682.2002
- Mayfield, M. M., and Levine, J. M. (2010). Opposing effects of competitive exclusion on the phylogenetic structure of communities. *Ecol. Lett.* 13, 1085–1093. doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01509.x
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., and Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends Ecol. Evolut.* 21, 178–185. doi: 10.1016/j.tree.2006.02.002
- McQuoid, M., Godhe, A., and Nordberg, K. (2002). Viability of phytoplankton resting stages in the sediment of a coastal Swedish fjord. *Eur. J. Phycol.* 37, 191–201. doi: 10.1017/S0967026202003670
- Medlin, L. K., and Priddle, J. (1990). *Polar Marine Diatoms*. Cambridge: British Antarctic Survey, Natural Environment Research Council.
- Mendes, C. R. B., de Souza, M. S., Garcia, V. M. T., Leal, M. C., Brotas, V., Garcia, C. A. E., et al. (2012). Dynamics of phytoplankton communities during late

- summer around the tip of the Antarctic Peninsula. *Deep Sea Res. I* 65, 1–14. doi: 10.1016/j.dsr.2012.03.002
- Mendes, C. R. B., Tavano, V. M., Dotto, T. S., Kerr, R., de Souza, M. S., Garcia, C. A. E., et al. (2017). New insights on the dominance of cryptophytes in Antarctic coastal waters: a case study in Gerlache Strait. *Deep Sea Res. II* 149, 161–170. doi: 10.1016/j.dsr2.2017.02.010
- Mendes, C. R. B., Tavano, V. M., Kerr, R., Dotto, T. S., Maximiano, T., and Secchi, E. R. (2018). Impact of sea ice on the structure of phytoplankton communities in the northern Antarctic Peninsula. *Deep Sea Res. II* 149, 111–123. doi: 10.1016/j.dsr2.2017.12.003
- Mendes, C. R. B., Tavano, V. M., Leal, M. C., de Souza, M. S., Brotas, V., and Garcia, C. A. E. (2013). Shifts in the dominance between diatoms and cryptophytes during three late summers in the Bransfield Strait (Antarctic Peninsula). *Polar Biol.* 36, 537–547. doi: 10.1007/s00300-012-1282-4
- Moestrup, Ø., Akselmann-Cardella, R., Fraga, S., Hoppenrath, M., Iwataki, M., Komárek, J., et al. (2009). *IOC-UNESCO Taxonomic Reference List of Harmful Micro Algae*. Available at: <http://www.marinespecies.org/hab> (accessed August 10, 2018).
- Moline, M. A., Claustre, H., Frazer, T. K., Schofield, O., and Vernet, M. (2004). Alteration of the food web along the Antarctic Peninsula in response to a regional warming trend. *Glob. Chang. Biol.* 10, 1973–1980. doi: 10.1111/j.1365-2486.2004.00825.x
- Montes-Hugo, M., Doney, S. C., Ducklow, H. W., Fraser, W., Martinson, D., Stammerjohn, S. E., et al. (2009). Recent changes in phytoplankton communities associated with rapid regional climate change along the Western Antarctic Peninsula. *Science* 323, 1470–1473. doi: 10.1126/science.1164533
- Moser, G. A. O., Piedras, F. R., Oaquim, A. B. J., Souza, D. S., Leles, S. G., Lima, D. T., et al. (2017). Tidal effects on phytoplankton assemblages in a near-pristine estuary: a trait-based approach for the case of a shallow tropical ecosystem in Brazil. *Mar. Ecol. Evol. Persp.* 38, 1–18. doi: 10.1111/maec.12450
- Moser, G. A. O., Takanohashi, R. A., Braz, M. C., Lima, D. T., Kirsten, F. V., Guerra, J. V., et al. (2014). Phytoplankton spatial distribution on the continental shelf off rio de janeiro, from paraiba do sul river to cabo Frio. *Hydrobiologia* 728, 1–21. doi: 10.1007/s10750-013-1791-3
- Mouchet, F., Landois, P., Sarremejean, E., Bernard, G., Pascal, P., Pinelli, E., et al. (2008). Characterisation and *in vivo* ecotoxicity evaluation of double-wall carbon nanotubes in larvae of the amphibian *Xenopus laevis*. *Aquat. Toxicol.* 87, 127–137. doi: 10.1016/j.aquatox.2008.01.011
- Mouillot, D., Villéger, S., Parravicini, V., Kulbicki, M., Arias-González, J. E., Bender, M., et al. (2014). Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. *PNAS* 111, 13757–13762. doi: 10.1073/pnas.1317625111
- Naselli-Flores, L., Padisak, J., and Albay, M. (2007). Shape and size in phytoplankton ecology: do they matter? *Hydrobiologia* 578, 157–161. doi: 10.1007/s10750-006-2815z
- Nedzarek, A., and Rakusa-Suszczewski, S. (2004). Decomposition of macroalgae and the release of nutrients in Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Polar Biol.* 17, 26–35.
- Neveux, J., and Lantoin, F. (1993). Spectrofluorometric assay of chlorophylls and phaeopigments using the least-squares approximation technique. *Deep Sea Res. I* 40, 1747–1765. doi: 10.1016/0967-0637(93)90030-7
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., et al. (2017). *Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-3*. Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> (accessed December 10, 2017).
- Onuma, R., and Horiguchi, T. (2013). Morphological Transition in Kleptochloroplasts after Ingestion in the Dinoflagellates *Amphidinium poecilochroum* and *Gymnodinium aeruginosum* (Dinophyceae). *Protist* 164, 622–642. doi: 10.1016/j.protis.2013.06.003
- Padisak, J., Soróczki-Pintér, É., and Reznér, Z. (2003). Sinking properties of some phytoplankton shapes and the relation of form resistance to morphological diversity of plankton – an experimental study. *Hydrobiologia* 500, 243–257. doi: 10.1023/a:1024613001147
- Paerl, H. W., and Huismán, J. (2009). Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environ. Microbiol. Rep.* 1, 27–37. doi: 10.1111/j.1758-2229.2008.00004.x
- Petchey, O. L., and Gaston, K. J. (2007). Dendrograms and measuring functional diversity. *Oikos* 116, 1422–1426. doi: 10.1111/j.2007.0030-1299.158
- Pichlmaier, M., Aquino, F. E., Da-Silva, C. S., and Braun, M. (2004). Suspended sediments in Admiralty Bay, King George island (Antarctica). *Braz. Antarctic Res.* 4, 77–85.
- Piquet, A. M. T., Bolhuis, H., Meredith, M. P., and Buma, A. G. J. (2011). Shifts in coastal Antarctic marine microbial communities during and after melt water related surface stratification. *FEMS Microb. Ecol.* 76, 413–427. doi: 10.1111/j.1574-6941.2011.01062.x
- Pomati, F., Kraft, N. J. B., Posch, T., Eugster, B., Jokela, J., and Ibelings, B. W. (2013). Individual cell based traits obtained by scanning flow-cytometry show selection by biotic and abiotic environmental factors during a phytoplankton spring bloom. *PLoS One* 8:e71677. doi: 10.1371/journal.pone.0071677
- Pruszkak, Z. (1980). Current circulation in the water of Admiralty Bay (region of Arctowski station on King George Island). *Pol. Polar Res.* 1, 55–74.
- R Core Team (2018). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- Rakusa-Suszczewski, S. (1980). Environmental conditions and the functioning of Admiralty Bay (South Shetland Islands) as part of the near shore Antarctic ecosystem. *Polar Res.* 1, 11–27.
- Redfield, A. C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.* 46, 205–221.
- Reynolds, C. S. (1980). Phytoplankton associations and their periodicity in stratifying lake systems. *Holarct. Ecol.* 3, 141–159. doi: 10.1111/j.1600-0587.1980.tb00721.x
- Roberts, K., Granum, E., Leegood, R. C., and Raven, J. A. (2007). C3 and C4 pathways of photosynthetic carbon assimilation in marine diatoms are under genetic, not environmental, control. *Plant Physiol.* 145, 230–235. doi: 10.1104/pp.107.102616
- Roselli, L., and Basset, A. (2015). Decoding size distribution patterns in marine and transitional water phytoplankton: from community to species level. *PLoS One* 10:e0127193. doi: 10.1371/journal.pone.0127193
- Roselli, L., Litchman, E., Stanca, E., Cozzoli, F., and Basset, A. (2017). Contribution to the themed section: phytoplankton traits, functional groups and community organization. *J. Plankton Res.* 39, 577–588. doi: 10.1093/plankt/afx001
- Rott, E. (1981). Some results from phytoplankton counting intercalibrations. *Schweiz. Z. Hydrol.* 43, 34–62. doi: 10.1007/bf02502471
- Round, F. E., Crawford, R. W., and Mann, D. G. (1990). *The Diatoms, Biology & Morphology of the Genera*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Rozema, P. D., Venables, H. J., van de Poll, W. H., Clarke, A., Meredith, M. P., and Buma, A. G. J. (2017). Interannual variability in phytoplankton biomass and species composition in northern Marguerite Bay (West Antarctic Peninsula) is governed by both winter sea ice cover and summer stratification. *Limnol. Oceanogr.* 62, 235–252. doi: 10.1002/lno.10391
- Russo, A. D. P. G., Souza, M. S., Mendes, C. R. B., Tavano, V. M., and Garcia, C. A. E. (2018). Spatial variability of photophysiology and primary production rates of the phytoplankton communities across the western Antarctic Peninsula in late summer 2013. *Deep Sea Res. II* 149, 99–110. doi: 10.1016/j.dsr2.2017.09.021
- Saba, G. K., Fraser, W. R., Saba, V. S., Iannuzzi, R. A., Coleman, K. E., and Doney, S. C. (2014). Winter and spring controls on the summer food web of the coastal West Antarctic Peninsula. *Nat. Commun.* 5, 4318. doi: 10.1038/ncomms5318
- Salmaso, N. (2003). Life strategies, dominance patterns and mechanisms promoting species coexistence in phytoplankton communities along complex environmental gradients. *Hydrobiologia* 502, 13–36. doi: 10.1023/B:HYDR.0000004267.64870.85
- Sander, M., Balbão, T. C., Polito, M. J., Costa, E. S., and Carneiro, A. P. B. (2007). Recent decrease in chinstrap penguin (*Pygoscelis antarctica*) populations at two of Admiralty Bay's islets on King George Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Polar Biol.* 30, 659–661. doi: 10.1007/s00300-007-0259-1
- Schloss, I. R., Abele, D., Moreau, S., Demers, S., Bers, A. V., González, O., et al. (2012). Response of phytoplankton dynamics to 19-year (1991–2009) climate trends in Potter Cove (Antarctica). *J. Mar. Syst.* 92, 53–66. doi: 10.1016/j.jmarsys.2011.10.006
- Schloss, I. R., Ferreyra, G. A., Ferrario, M. E., Almandoz, G. O., Codina, R., Bianchi, A. A., et al. (2007). Role of plankton communities in sea-air variations in pCO₂ in the SW Atlantic ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 332, 93–106. doi: 10.3354/meps332093
- Schloss, I. R., Ferreyra, G. A., and 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. doi: 10.1016/S0924-7963(02)00183-5
- Schloss, I. R., Wasilowska, A., Dumont, D., Almandoz, G. O., Hernando, M. P., Michaud-Tremblay, C. A., 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. doi: 10.4319/lo.2014.59.1.0195
- Schofield, O., Ducklow, H. W., Martinson, D. G., Meredith, M. P., Moline, M. A., and Fraser, W. R. (2010). How do polar marine ecosystems respond to rapid climate change? *Science* 328, 1520–1523. doi: 10.1126/science.1185779
- Schofield, O., Saba, G., Coleman, K., Carvalho, F., Couto, N., Ducklow, H., et al. (2017). Decadal variability in coastal phytoplankton community composition in a changing West Antarctic Peninsula. *Deep Sea Res. I* 124, 42–54. doi: 10.1016/j.dsr.2017.04.014
- Scott, F. J., and Marchant, H. J. (2005). *Antarctic Marine Protists*. Canberra, ACT: Australian Biological Resources Study.
- Segura, A. M., Kruk, C., Calliari, D., García-Rodríguez, F., Conde, D., Widdicombe, C. E., et al. (2013). competition drives clumpy species coexistence in estuarine phytoplankton. *Sci. Rep.* 3, 1–6. doi: 10.1038/srep01037
- Tamulonis, C., Postma, M., and Kaandorp, J. (2011). Modeling filamentous Cyanobacteria reveals the advantages of long and fast trichomes for optimizing light exposure. *PLoS One* 6:e22084. doi: 10.1371/journal.pone.0022084
- Tenenbaum, D. R., Barrera-Alba, J. J., Duarte, R. D., and Tenório, M. M. B. (2011). “Plankton structure of shallow coastal zone at admiralty bay, king george island, west antarctic peninsula (WAP): pico, nano and microplankton and chlorophyll biomass,” in *Annual Activity Report of National Institute of Science and Technology Antarctic Environmental Research (INCT-APA) - 2010*, eds Y. Y. Valentin, A. G. Dalto, and H. P. Lavrado, (São Carlos: Cubo), 108–114. doi: 10.4322/apa.2014.033
- Tenenbaum, D. R., Barrera-Alba, J. J., and Tenório, M. M. B. (2015). “Microplankton community structure of the shallow coastal zone at admiralty bay, antarctica: comparison between two consecutive austral summers,” in *Annual Activity Report of National Institute of Science and Technology Antarctic Environmental Research (INCT-APA) - 2013*, eds Y. Y. Valentin, A. G. Dalto, and H. P. Lavrado, (São Carlos: Cubo), 75–80. doi: 10.4322/apa.2015.014
- Tenenbaum, D. R., Lange, P. K., Fernandes, L. F., Calixto-Feres, M., Barrera-Alba, J. J., and Garcia, V. M. T. (2010). “Plankton structure in a shallow coastal zone at admiralty bay, king george island west antarctic peninsula (WAP): composition of phytoplankton and influence of benthic diatoms,” in *Annual Activity Report of National Institute of Science and Technology Antarctic Environmental Research (INCT-APA) - 2010*, eds Y. Y. Valentin, A. G. Dalto, and H. P. Lavrado, (São Carlos: Cubo), 121–125. doi: 10.4322/apa.2014.035
- Tenenbaum, D. R., Villac, M. C., Viana, S. C., Matos, M., Hatherly, M., Lima, I. V., et al. (2004). *Phytoplankton Atlas of Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil*. London: IMO.
- Tenório, M. M. B., Le Borgne, R., Rodier, M., and Neveux, J. (2005). The impact of terrigenous inputs on the Bay of Quiné (New Caledonia) phytoplankton communities: a spectrofluorometric and microscopic approach. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 64, 531–545. doi: 10.1016/j.ecss.2005.02.030
- Tenório, M. M. B., Pinto, F. A. V., Barrera-Alba, J. J., Neveux, J., and Tenenbaum, D. R. (2015). “Chlorophyll a biomass and accessory chlorophyll pigments in the shallow coastal zone at admiralty bay, antarctica: comparison between two consecutive austral summers,” in *Annual Activity Report of National Institute of Science and Technology Antarctic Environmental Research (INCT-APA) - 2013*, eds Y. Y. Valentin, A. G. Dalto, and H. P. Lavrado, (São Carlos: Cubo), 81–86. doi: 10.4322/apa.2015.015
- Thingstad, T. F., Øvreas, L., Egge, J. K., Løvdal, T., and Heldal, M. (2005). Use of non-limiting substrates to increase size; a generic strategy to simultaneously optimize uptake and minimize predation in pelagic osmotrophs. *Ecol. Lett.* 8, 675–682. doi: 10.1111/j.1461-0248.2005.00768.x
- Turner, J., Colwell, S. R., Marshall, G. J., Lachlan-Cope, T. A., and Carleton, A. M. (2005). Antarctic climate change during the last 50 years. *Int. J. Climatol.* 25, 279–294. doi: 10.1002/joc.1130
- Utermöhl, H. (1958). Perfeccionamiento del método cuantitativo del fitoplancton. *Comum. Assoc. Int. Limnol. Teor. Apl.* 9, 1–89.
- Vallina, S. M., Cermeno, P., Dutkiewicz, S., Loreau, M., and Montoya, J. M. (2017). Phytoplankton functional diversity increases ecosystem productivity and stability. *Ecol. Model.* 361, 184–196. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2017.06.020
- Vanzan, M., Barrera-Alba, J. J., Tenório, M. M. B., and Tenenbaum, D. R. (2015). Picoplankton and nanoplankton variability in an Antarctic shallow coastal zone (Admiralty Bay) during the austral summer of 2010/2011. *Polar Biol.* 38, 1–18. doi: 10.1007/s00300-015-1692-1
- Verberk, W. C. E. P., van Noordwijk, C. D. E., and Hildrew, A. G. (2013). Delivering on a promise: integrating species traits to transform descriptive community ecology into a predictive science. *Freshw. Sci.* 32, 531–547. doi: 10.1899/12-092.1
- Villéger, S., Mason, N. W. H., and Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89, 2290–2301. doi: 10.1890/07-1206.1
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., et al. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116, 882–892. doi: 10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x
- Wadt, P. R., Mafra, L. L. Jr., Tavares, C. P. S. T., Fernandes, L. F., and Proença, L. A. O. (2017). Growth, chain formation, and toxin production by Southern Brazilian *Pseudo-nitzschia* isolates under laboratory conditions. *Environ. Monit. Assess.* 189, 1–15. doi: 10.1007/s10661-017-6301-z
- Wasilowska, A., Koczyńska, E. E., and Rzepecki, M. (2015). Temporal and spatial variation of phytoplankton in Admiralty Bay, South Shetlands: the dynamics of summer blooms shown by pigment and light microscopy analysis. *Polar Biol.* 38, 1–17. doi: 10.1007/s00300-015-1691-2
- Weithoff, G., and Gaedke, U. (2016). Mean functional traits of lake phytoplankton reflect seasonal and inter-annual changes in nutrients, climate and herbivory. *J. Plankton. Res.* 39, 509–517. doi: 10.1093/plankt/fbw072
- Weithoff, G., Rocha, M. R., and Gaedke, U. (2014). Comparing seasonal dynamics of functional and taxonomic diversity reveals the driving forces underlying phytoplankton community structure. *Freshw. Biol.* 60, 758–767. doi: 10.1111/fwb.12527
- Weston, K., Jickells, T. D., Carson, D. S., Clarke, A., Meredith, M. P., Brandon, M. A., et al. (2013). Primary production export flux in Marguerite Bay (Antarctic Peninsula): linking upper water-column production to sediment trap flux. *Deep Sea Res. I* 75, 52–66. doi: 10.1016/j.dsr.2013.02.001

Conflict of Interest: The authors declare that the research was conducted in the absence of any commercial or financial relationships that could be construed as a potential conflict of interest.

Copyright © 2019 Lima, Moser, Piedras, Da Cunha, Tenenbaum, Tenório, Campos, Cornejo and Barrera-Alba. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (CC BY). The use, distribution or reproduction in other forums is permitted, provided the original author(s) and the copyright owner(s) are credited and that the original publication in this journal is cited, in accordance with accepted academic practice. No use, distribution or reproduction is permitted which does not comply with these terms.