



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Oceanografia

Felipe Augusto Vasconcelos de Miranda

**Diversidade do fitoplâncton ao longo de um gradiente de eutrofização em
baías do estado do Rio de Janeiro - Baía de Ilha Grande/Baía de Sepetiba
(23°S,43°O)**

Rio de Janeiro

2024

Felipe Augusto Vasconcelos de Miranda

Diversidade do fitoplâncton ao longo de um gradiente de eutrofização em baías do estado do Rio de Janeiro - Baía de Ilha Grande/Baía de Sepetiba (23°S,43°O)

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Processos Oceanográficos na Interface Continente-Oceano.

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

Coorientador: Prof. Dr. Gwenaël Yves Abril

Rio de Janeiro

2024

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ/REDE SIRIUS/CTCC

M672 Miranda, Felipe Augusto Vasconcelos de.
Diversidade do fitoplâncton ao longo de um gradiente de eutrofização em baías do estado do Rio de Janeiro - Baía de Ilha Grande/Baía de Sepetiba (23°S,43°O) / Felipe Augusto Vasconcelos de Miranda.– 2024.
75 f. : il.

Orientadora: Gleyci Aparecida Oliveira Moser.
Coorientador: Gwenaël Yves Abril.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Oceanografia.

1. Fitoplâncton - Ilha Grande, Baía da (RJ) - Sepetiba, Baía de (RJ) - Teses. 2. Proteção ambiental - Teses. 3. Sedimentos marinhos – Teses. 4. Eutrofização – Teses. I. Moser, Gleyci Aparecida Oliveira. II. Abril, Gwenaël Yves. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Oceanografia. IV. Título.

CDU: 574.583(815.3)

Bibliotecária Responsável: Priscila Freitas Araujo/ CRB-7: 7322

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

Assinatura

Data

Felipe Augusto Vasconcelos de Miranda

Diversidade do fitoplâncton ao longo de um gradiente de eutrofização em baías do estado do Rio de Janeiro - Baía de Ilha Grande/Baía de Sepetiba (23°S,43°O)

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Processos Oceanográficos na Interface Continente-Oceano.

Aprovada em 28 de Junho de 2024.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Gleyci Aparecida Oliveira Moser
Faculdade de Oceanografia – UERJ

Coorientador: Prof. Dr. Gwenaël Yves Abril
Muséum National d'Histoire Naturelle

Banca Examinadora: _____

Prof. Dr. Alexandre Macedo Fernandes
Faculdade de Oceanografia - UERJ

Prof.^a Dr.^a Dra Josefa Varela Guerra
Faculdade de Oceanografia - UERJ

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

Prof. Dr Wilson Thadeu Valle Machado
Universidade Federal Fluminense

Rio de Janeiro

2024

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, mestra e amiga, Gleyci Moser. Esse trabalho só foi possível por sua dedicação, imaginação e convicção do valor da pesquisa e educação na construção de uma sociedade. À toda a equipe do Labcult que, sob sua supervisão, mantém ativa a investigação do mundo microscópico marinho. Em especial Lara, Matheus e Domênica, cujo trabalho de identificação e contagem possibilitou as análises ecológicas apresentadas.

Aos professores e pesquisadores que colaboraram para a realização das coletas e produziram os dados que compõem o cenário oceanográfico da área estudada. O co-orientador desse estudo, Gwenaël, à Nilva, Wilson e Alexandre, e toda a equipe do projeto VELITROP - Vulnerability of tropical littoral ecosystems to eutrophication. Sem o trabalho conjunto de todas essas pessoas, não haveria informação para discutirmos.

Ao PPG Oceano, professores e alunos que ocupam esse espaço e mantêm a universidade viva, a todo tipo de custo. André, que sempre esteve de pronto para tirar dúvidas e socorrer os alunos enrolados com prazos e documentação.

Às pessoas com quem divido a existência, que estão presentes nos meus dias, com quem compartilho alegrias e aflições, que me apoiam e celebram comigo. Marina, Bianca e Julyana. E todos companheiros em terra e no mar. Isadora, Nathalia, Rodrigo, João, Henrique, Leandro, Bruno, Hiran, Rafael, e muitos outros com quem partilho.

Finalmente, agradeço às pessoas que estão comigo desde o início, que me apoiaram e incentivaram a vida inteira e com quem sei que posso contar sempre. Meu irmão Bruno, uma das pessoas que mais influenciou e com quem compartilho meu interesse pela investigação da natureza. Minha irmã Julia, que sempre foi amiga e parceira em momentos alegres e difíceis. Minha sobrinha, que encanta a vida de todos. Meus pais, que são meus maiores apoiadores, e que sempre deram todo o amor e cuidado. Meus avós, tios e primos, que também já cuidaram de mim e com quem compartilho as primeiras memórias.

RESUMO

MIRANDA, Felipe Augusto Vasconcelos de. **Diversidade do fitoplâncton ao longo de um gradiente de eutrofização em baías do estado do Rio de Janeiro - Baía de Ilha Grande/Baía de Sepetiba (23°S,43°O)**. 2024. 75 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2024.

A zona costeira do estado do Rio de Janeiro é densamente habitada e o impacto da pressão antrópica sobre o ambiente marinho é visível, especialmente nas baías da região. A eutrofização é um dos principais problemas decorrentes desta pressão antrópica. Esse estudo faz uma avaliação da composição e diversidade funcional de comunidades microplanctônicas das baías de Sepetiba e Ilha Grande, que são potenciais formadores de florações. As baías se localizam a oeste da região metropolitana, em uma área com um gradiente demográfico ao longo da costa. Agrupando as espécies por traços característicos e comparando com dados ambientais coletados *in situ*, avalia-se a distribuição de grupos funcionais fitoplanctônicos em resposta a um gradiente espacial de eutrofização. As amostragens foram realizadas no âmbito do projeto de cooperação internacional VELITROP (Vulnerability of tropical littoral ecosystems to eutrophication, 2020-2024) em novembro de 2021 e abril de 2022. Por meio da análise conjunta dos dados ambientais e da comunidade planctônica, foi possível constatar a influência crescente da eutrofização na estrutura da comunidade ao longo de um gradiente que abrange desde a Baía de Ilha Grande até a Baía de Sepetiba. Durante as duas campanhas realizadas, diversos grupos funcionais, incluindo autotróficos estritos (diatomáceas e cianobactérias filamentosas), mixotróficos constitutivos e não constitutivos (dinoflagelados), foram representados ao longo desse gradiente por diferentes espécies. Segundo os índices de diversidade clássicos e Beta-Turnover, há mudanças na comunidade entre estações da Baía de Ilha Grande e de Sepetiba, com evidência de substituição de espécies nos pontos coletados, e não perda de espécies. No entanto, com o aumento da eutrofização, observou-se uma diminuição na dispersão dos traços funcionais, apontando para a presença de um filtro ambiental atuando na convergência de traços e na seleção de organismos especialistas.

Palavras-chave: diversidade funcional; fitoplâncton; eutrofização.

ABSTRACT

MIRANDA, Felipe Augusto Vasconcelos de. **Phytoplankton diversity along a eutrophication gradient in the bays of the state of Rio de Janeiro - Ilha Grande Bay/Sepetiba Bay (23°S, 43°W)**. 2024. 75 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2024.

The coastal zone of Rio de Janeiro state is densely populated, and the impact of anthropogenic pressure on the marine environment is evident, especially in the region's bays. Eutrophication is one of the main problems resulting from this anthropogenic pressure. This study evaluates the composition and functional diversity of microplanktonic communities in Sepetiba and Ilha Grande Bays. The bays are located to the west of the metropolitan area, forming a demographic gradient along the coast. By grouping species by characteristic traits and comparing them with in situ collected environmental data, the distribution of phytoplankton functional groups in response to a spatial gradient of eutrophication is assessed. Sampling was conducted within the framework of the international cooperation project VELITROP (Vulnerability of tropical littoral ecosystems to eutrophication, 2020-2024) in November 2021 and April 2022. Through the joint analysis of environmental data and plankton community composition, the increasing influence of eutrophication along a gradient spanning from Ilha Grande Bay to Sepetiba Bay on community structure was observed. During the two sampling campaigns, various functional groups, including strict autotrophs (diatoms and filamentous cyanobacteria), constitutive and non-constitutive mixotrophs (dinoflagellates), were represented along this gradient by different species. According to classical diversity indices and Beta-Turnover, community changes between stations in Ilha Grande and Sepetiba Bays were evident, with species replacement rather than species loss driving differentiation at the sampled points. However, with increased eutrophication, a decrease in the dispersion of functional traits was observed, indicating the presence of an environmental filter acting on trait convergence and the selection of specialist organisms.

Keywords: functional diversity; phytoplankton; eutrophication.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Floração de ciliado <i>Mesodinium rubrum</i>	14
Figura 2 –	Localização da área de estudo.....	19
Figura 3 –	Mapa da área de estudo com localização das estações de coleta.....	20
Figura 4 –	Diagramas TxS da campanha Primavera 2021 (VLT1).....	28
Figura 5 –	Box-plots dos dados abióticos da campanha de Primavera 2021.....	29
Figura 6 –	Mapas de contorno variáveis ambientais Primavera 2021.....	30
Figura 7 –	Diagramas TxS da campanha Outono 2022 (VLT2).....	31
Figura 8 –	Box-plots dos dados abióticos da campanha de Outono 2022.....	32
Figura 9 –	Mapas de contorno das variáveis ambientais Outono 2022.....	32
Figura 10 –	Box-plots dos dados de nutrientes da campanha de Primavera 2021.....	34
Figura 11 –	Mapas de contorno dos nutrientes Primavera 2021.....	34
Figura 12 –	Box-plots dos dados de nutrientes da campanha de Outono 2022.....	35
Figura 13 –	Mapas de contorno dos nutrientes Outono 2022.....	36
Figura 14 –	Box-plots dos dados de pigmentos da campanha de Primavera 2021....	37
Figura 15 –	Mapas de contorno dos pigmentos Primavera 2021.....	37
Figura 16 –	Box-plots dos dados de pigmentos da campanha de Outono 2022.....	38
Figura 17 –	Mapas de contorno dos pigmentos Outono 2022.....	38
Figura 18 –	Análise de componentes principais (PCA) dos dados abióticos.....	39
Figura 19 –	Contribuição de grupos abundantes da comunidade Primavera 2021....	42
Figura 20 –	Contribuição de grupos abundantes da comunidade Outono 2022.....	43
Figura 21 –	Dendrograma de agrupamento por traços funcionais Primavera 2021...	44
Figura 22 –	Análise de componentes principais (PCA) de traços Primavera 2021...	44
Figura 23 –	Dendrograma de agrupamento por traços funcionais Outono 2022.....	45
Figura 24 –	Análise de componentes principais (PCA) de traços Outono 2022.....	45
Figura 25 –	Índices de diversidade- α Primavera 2021 (VLT1).....	47
Figura 26 –	Índices de diversidade funcional Primavera 2021 (VLT1).....	48
Figura 27 –	Índices de diversidade- α Outono 2022 (VLT2).....	49
Figura 28 –	Índices de diversidade funcional Outono 2022 (VLT2).....	50
Figura 29 –	Índices de B-diversidade Primavera 2021 (VLT1).....	52
Figura 30 –	Índices de B-diversidade Outono 2022 (VLT2).....	52

Figura 31 – Análise de redundância (RDA) Primavera 2021 (VLT1).....	53
Figura 32 – Análise de redundância (RDA) Outono 2022 (VLT2).....	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Análise multivariada de variância (MANOVA) dos dados abióticos.....	27
Tabela 2 –	Lista de espécies potencialmente nocivas encontradas.....	41
Tabela 3 –	Análise de similaridade (ANOSIM) dos dados de comunidade.....	41

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BS	Baía de Sepetiba
BIG	Baía de Ilha Grande
BUF	<i>Buffer zone/</i> zona de transição
FAN	Floração algal nociva
HAB	<i>Harmful algal Bloom</i>
VELITROP	<i>Vulnerability of tropical littoral ecosystems to eutrophication</i>
VLT1	Campanha Velitrop na Primavera 2021
VLT2	Campanha Velitrop no Outono 2022
FRic	Riqueza funcional
FEve	Equitatividade funcional
FDis	Dispersão funcional

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	12
1	OBJETIVOS	16
1.1	HIPÓTESES	16
2	METODOLOGIA	17
2.1	Área de Estudo	17
2.1.1	<u>Baía de Sepetiba</u>	17
2.1.2	<u>Baía de Ilha Grande</u>	18
2.1.3	<u>Estado trófico do complexo Baías de Sepetiba e Ilha Grande</u>	19
2.2	Metodologia de coleta	20
2.3	Análises dos dados	22
2.3.1	<u>Dados abióticos</u>	22
2.3.2	<u>Dados da comunidade fitoplanctônica</u>	23
2.4	Análises ecológicas	24
2.4.1	<u>Cálculo dos índices de diversidade-α, equitatividade e riqueza</u>	24
2.4.2	<u>Cálculo dos índices de diversidade-β</u>	24
2.4.3	<u>Cálculo dos índices de diversidade funcional</u>	25
2.4.4	<u>Correlação da comunidade com variáveis ambientais</u>	26
3	RESULTADOS	27
3.1	Variáveis ambientais	27
3.1.1	<u>Variáveis abióticas</u>	28
3.1.2	<u>Nutrientes</u>	33
3.1.3	<u>Pigmentos</u>	36
3.1.4	<u>Variação espaço-temporal</u>	39
3.2	Comunidade fitoplanctônica	40
3.2.1	<u>Contribuição dos principais grupos</u>	42
3.2.2	<u>Assembleias de espécies e seus traços</u>	43
3.3	Estrutura da comunidade	47
3.3.1	<u>Índices alfa (Riqueza, Equitatividade e Diversidade)</u>	47
3.3.2	<u>Índices de diversidade funcional (Dispersão, Equitatividade, Riqueza)</u>	49
3.3.3	<u>Beta-diversidade</u>	51

3.4	Correlação entre dados da comunidade e abióticos	53
3.4.1	<u>Análise de redundância (RDA)</u>	53
4	DISCUSSÃO	55
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	61
	REFERÊNCIAS	63
	APÊNDICE A – Correlação entre variáveis ambientais.....	69
	APÊNDICE B – Lista de espécies encontradas nas campanhas de primavera e outono VLT.....	70
	APÊNDICE C - Abundância relativa das espécies encontradas nas campanhas de primavera e outono.....	72
	APÊNDICE D - Traços funcionais das espécies encontradas.....	74

INTRODUÇÃO

A eutrofização de águas costeiras é causada pelo aumento da disponibilidade de nutrientes que ocasiona o aumento na densidade de organismos fotossintetizantes. O rápido crescimento dessas populações, com eventuais florações algais nocivas (FANs), resulta na acumulação de biomassa e a partir da decomposição um consequente aumento na demanda biológica por oxigênio, podendo resultar em episódios de mortandade da fauna aquática por depleção de oxigênio (Cloern, 2001). Portanto, considerando a atividade biológica, sistemas eutrofizados podem funcionar como sumidouros de dióxido de carbono, devido à alta produtividade primária, ou como fonte deste gás, devido ao aumento na respiração e decomposição da matéria orgânica (Sabine *et al.*, 2004; Cotovicz *et al.*, 2018; Abril *et al.*, 2022).

Em decorrência da alta disponibilidade de nutrientes, as baías e plataformas continentais respondem por 14 a 30% da produção primária marinha e quase 90% da pesca (Fasham, 2003). Entretanto, apesar de sua relevância, ainda há pouco conhecimento sobre como os microorganismos, especialmente os produtores primários, respondem à variabilidade nos fatores físicos e químicos e, portanto, como o metabolismo ecossistêmico é direcionado (Boyd & Trull, 2007; Griffith *et al.*, 2011). Segundo Abril *et al.* (2022), a eutrofização dessas baías se propaga para a plataforma continental carregada pelas marés e pela circulação costeira, agindo como uma fonte de nutrientes, ocasionando aumento na produção primária e alterações nos fluxos de carbono e trofodinâmicos da região.

Organismos planctônicos desempenham papel central na produção primária marinha e *fitoplâncton* é a nomenclatura clássica para os organismos que em alguma fase da vida realizam fotossíntese, e que possuem clorofila (Sieburth, 1978). Essa classificação funcional forma uma assembleia dentro de um grupo taxonômico polifilético que inclui organismos unicelulares procariontes; cianobactéria (*Cyanophyceae*) e eucariontes; diatomáceas (*Bacillariophyceae*), dinoflagelados (*Dinophyceae*), ciliados (*Ciliophora*), criptofíceas (*Cryptophyceae*), entre outros grupos. Sieburth (1978) os classifica por tamanho como picoplâncton 0.2-2 μm (e.g. cianobactérias), nanoplâncton 2-20 μm (e.g. criptofíceas) e micropoplâncton maiores que 20 μm (diatomáceas e dinoflagelados). Esses organismos também são frequentemente referidos como microalgas e das espécies marinhas catalogadas na costa brasileira, 90% são diatomáceas e dinoflagelados (Bicudo & Menezes, 2010).

O paradigma da nomenclatura do plâncton é discutido mais profundamente por Flynn *et al.* (2019), levando em consideração as diferentes estratégias de obtenção de energia utilizadas por esses organismos. Cianobactérias e diatomáceas são grupos estritamente autotróficos, enquanto dinoflagelados, ciliados e outros grupos (criptofíceas, silicoflagelados) do reino *Chromista* (anteriormente classificados como protozoários, ou protozooplâncton) são estritamente fagotróficos (heterotróficos), autotróficos ou são mixotróficos, ou seja, capazes tanto de fagocitar (predar) outros organismos como de realizar fotossíntese (Mitra, 2014; Stoecker, 2017). Entre os mixotróficos, estes podem ser constitutivos (possuem as estruturas fisiológicas necessárias para realizar fotossíntese) e não-constitutivos (precisam fagocitar as estruturas de outros organismos). Os mixotróficos não-constitutivos podem ser generalistas (predam diversas espécies de autótrofos), especialistas (fagocitam os plastídeos de presas específicas) e podem conter endossimbiontes (fagocitam e abrigam autótrofos inteiros, são geralmente de 10 a 100x maiores que os outros). O estudo de Flynn *et al.* também aborda a osmotrofia, ou capacidade de consumir compostos orgânicos dissolvidos, comum a todos os organismos em questão.

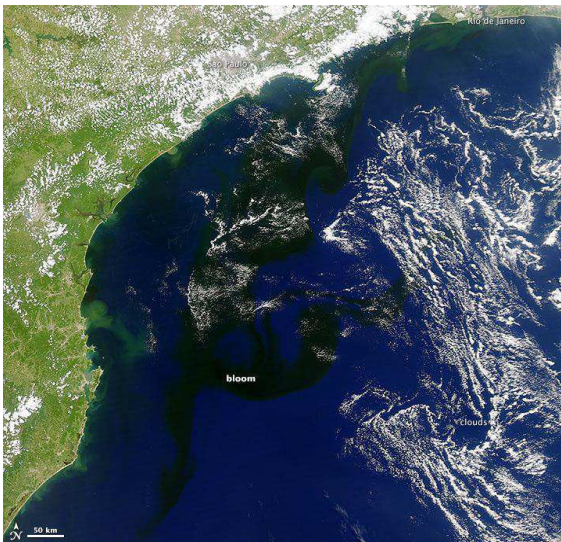
Compreender como a comunidade planctônica varia em relação aos fatores ambientais através de índices ecológicos (β -diversidade, α -diversidade e diversidade funcional) é um tema central na ecologia de comunidades (Graco-Roza *et al.*, 2022). Baseando-se nos traços morfológicos, fisiologia, comportamento e ciclo de vida desses organismos, podemos reconhecer padrões de distribuição ao longo de gradientes ambientais e de influência antrópica (Litchman & Klausmeier, 2008; Litchman *et al.*, 2010; Moser *et al.*, 2017). Esses atributos são essenciais para o crescimento e estabelecimento de dominância entre populações, pois estão diretamente relacionados com suas estratégias adaptativas às pressões seletivas do ambiente e competição inter-específica (Reynolds, 1980; Weithoff *et al.*, 2014; Lima *et al.*, 2019). Bi *et al.* (2021) propõe, a partir de estudos laboratoriais, um modelo no qual a competição entre diatomáceas (autótrofos estritos) e dinoflagelados (heterotróficos e mixotróficos) pode ser explicada em função da temperatura, concentração de nutrientes e da razão N:P.

Em ambientes costeiros e estuarinos, as estratégias e os fluxos de energia associados à produção fitoplanctônica são intensamente afetados pela eutrofização, como resposta a uma pressão seletiva de origem antrópica. Essa influência é bem documentada e discutida por Leles *et al.* (2017) para a Baía de Guanabara, adjacente à área de estudo deste trabalho. Nesse caso os organismos mixotróficos, representados principalmente por espécies de dinoflagelados, ciliados e outros flagelados que ocorrem frequentemente nesta baía, obtêm

uma vantagem adaptativa em relação a seus competidores por terem a capacidade de obter energia de mais de uma fonte, tornando-os assim mais resilientes a essas mudanças. Segundo Mitra *et al.* (2014), esses organismos são dominantes em sistemas onde a disponibilidade de nutrientes e luz é limitante ou desbalanceada. A mixotrofia é um traço relativamente comum entre o plâncton, e alguns organismos mixotróficos são capazes de provocar sérios danos em fenômenos de florações algais (Mitra & Flynn, 2010).

Florações são caracterizadas pelo crescimento populacional em larga escala (ordem de 10^6 cels/L) de uma espécie autotrófica ou mixotrófica, geralmente associada a florações subsequentes de espécies oportunistas (Hallegraeff, 1993). O Rio de Janeiro é considerado uma área recorrente de eventos de florações algais, sobretudo no verão, nas regiões costeiras e na plataforma continental, diretamente influenciada pelas plumas das baías de Sepetiba e Guanabara (Castro *et al.*, 2016). Em 2014, foi documentada uma floração de grandes proporções no Atlântico Sul que se estendeu por mais de 800 km atingindo vários estados da costa Sul-Sudeste brasileira (**Figura 1**). Formada pelo ciliado *Mesodinium rubrum*, a mancha de tom avermelhado (escura, nas imagens) foi registrada por satélite (NASA-MODIS Aqua) em 19 de janeiro de 2014. A cor se deve ao consumo de criptofíceas pelo ciliado, que não digere os cloroplastos e pigmentos da sua presa e se beneficia do fornecimento de energia através da fotossíntese, um caso de mixotrofia (Moser & Domingos, 2018).

Figura 1 - Floração de ciliado *Mesodinium rubrum*.



Nota: Detectada pelo satélite MODIS-Aqua da NASA em 19 de Janeiro de 2014.

Fonte: Nasa, 2014.

Florações algais (mesmo as consideradas nocivas) são eventos naturais e fazem parte da dinâmica sazonal dos ecossistemas aquáticos, tendo um papel importante na sustentação da estrutura trófica e ciclagem dos nutrientes (Berdalet *et al.*, 2016). Porém, o aumento no

número de células pode trazer alguns problemas, como o entupimento das brânquias e consequente sufocamento dos peixes (Anderson, 2005); hipóxia resultante do processo de decomposição da matéria orgânica produzida (Cotovicz *et al.*, 2018); a produção de ficotoxinas por certas espécies de microalgas, como estratégia para evitar a predação ou eliminar outras espécies competidoras (alelopatia) com maior eficiência na assimilação de nutrientes (Castro & Moser, 2012); alterações ambientais com impacto ecológico e/ou social (alteração na de cor da água, mau cheiro, etc). Quando a floração apresenta algum efeito negativo são chamadas Florações Algais Nocivas (FANs), e há uma lista de espécies causadoras desse tipo de floração mantida e atualizada pela Unesco, dada sua importância social.

Os impactos resultantes de FANs vão desde a ordem econômica, com perdas e contaminação do pescado até na saúde pública, pois as ficotoxinas causam síndromes de difícil reconhecimento pelos sistemas públicos de saúde (doenças diarréica, amnésica, paralisante, entre outras). Os sintomas iniciais mais comuns (náusea, diarreia, vômito, desorientação) muitas vezes se confundem com outras síndromes. A contaminação ocorre principalmente pelo consumo de moluscos filtradores e também podem ocorrer pelo consumo de pescado ou contato direto durante atividades de recreação, pesca, práticas esportivas (Gerssen *et al.*, 2010; Moser & Domingos, 2018).

Na plataforma continental (PC) do Rio de Janeiro e região costeira, nas baías de Ilha Grande e Sepetiba, área do presente estudo, já foram realizados estudos sobre a distribuição e composição das comunidades fitoplanctônicas (Rossi-Wongtschowski & Madureira, 2006; Villac & Tenenbaum, 2010; Brandini *et al.*, 2019), mas nenhum desses contemplou a diversidade funcional da comunidade fitoplanctônica, relacionando traços morfo-funcionais como traços fisiológicos e comportamentais, formação de FANs e a mixotrofia, às variações físicas e químicas destes sistemas.

Em face da complexidade das interações que ocorrem na comunidade fitoplanctônica, uma abordagem funcional com base na ocupação de nichos e estratégias adaptativas pode trazer novas informações a respeito dos padrões de dominância das espécies para além dos índices ecológicos comumente adotados. Segundo Segura (2011), a coexistência das espécies pode ser explicada pela neutralidade emergente de interações evolutivas, quando espécies possuem *fitness* (adequação) parecido, ou há diferenciação de nichos ecológicos (e.g. tamanho).

1 OBJETIVOS

Avaliar a comunidade fitoplanctônica, incluindo autótrofos estritos e mixotróficos, ao longo de um gradiente de eutrofização no complexo Baía de Ilha Grande - Baía de Sepetiba, com foco na diversidade específica e funcional, a luz das variáveis ambientais levantadas no âmbito do projeto VELITROP.

Objetivos específicos

- a) Avaliar a partir da composição de espécies e dos índices de diversidade específica Alfa e Beta a estrutura da comunidade fitoplanctônica e sua variação ao longo de um gradiente de eutrofização;
- b) Avaliar a diversidade funcional e a distribuição de grupos funcionais planctônicos ao longo do gradiente de eutrofização;
- c) Determinar as espécies potenciais formadoras de FANs e como respondem ao gradiente de eutrofização.

1.2 HIPÓTESES

- a) A eutrofização atua como um filtro ambiental, diminuindo a diversidade de espécies e de grupos funcionais nas regiões mais afetadas em relação às mais preservadas, favorecendo espécies mixotróficas e potencialmente nocivas.
- b) A variação na proporção entre grandes grupos microfitoplanctônicos (dinoflagelados e diatomáceas) é influenciada principalmente pela temperatura, concentração e razão entre nutrientes.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de Estudo

A área estudada no presente trabalho está localizada na porção sudoeste do estado do Rio de Janeiro (**Figura 2**), próxima dos limites regionais com o estado de São Paulo, uma região de clima tropical úmido com temperatura média de 19-20 °C no inverno e 25-26 °C no verão. Influenciada pela proximidade com a Serra do Mar e por sistemas frontais provenientes do Sul, ciclones extratropicais, a área é intensamente afetada por fortes chuvas no verão (Barrera-Alba, 2019). As baías de Sepetiba e Ilha Grande são adjacentes, porém possuem características geográficas distintas, na sua formação e na maneira como são ocupadas. Existe uma diferença demográfica significativa da região mais urbanizada na Baía de Sepetiba, onde há um porto e polo industrial, até a cidade de Parati, na porção ocidental da Baía de Ilha Grande, uma região mais preservada (Silva, 2018). Entre as duas baías há uma zona de transição (*buffer zone*), aqui denominada como BUF, que sofre influência das trocas entre as baías e a plataforma continental pela entrada entre a Ilha Grande e a Ilha de Marambaia.

2.1.1 Baía de Sepetiba

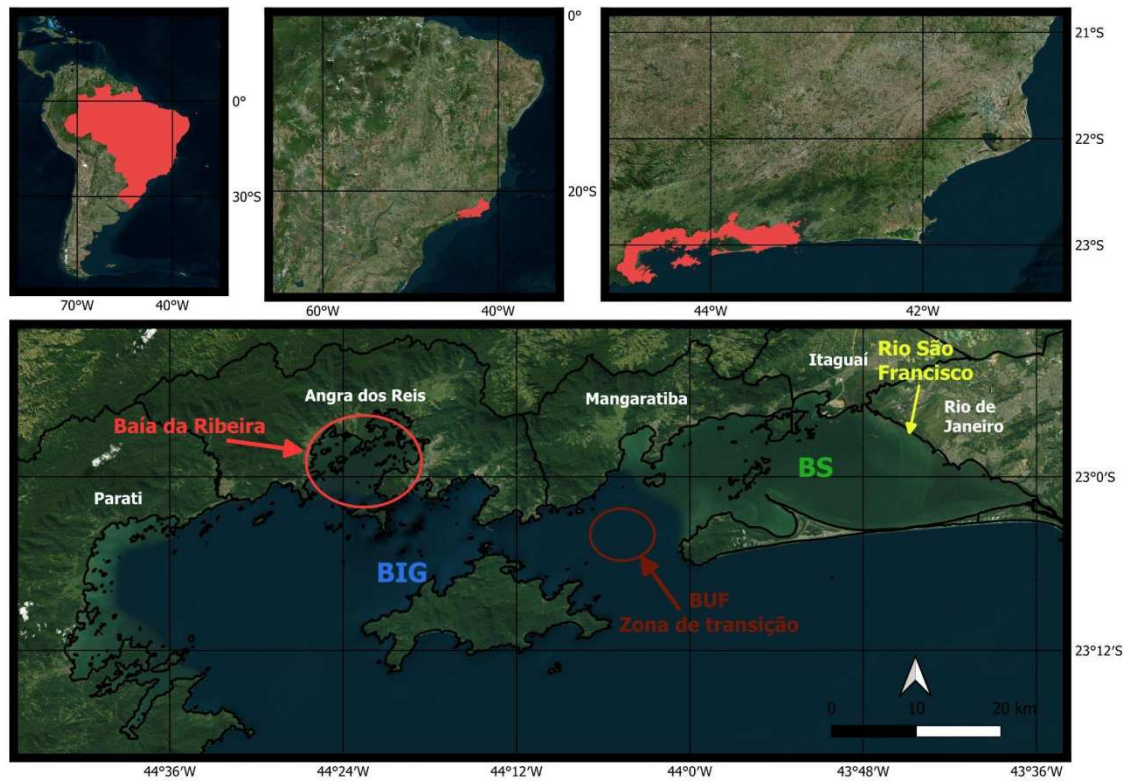
A Baía de Sepetiba, com cerca de 40 km de extensão, 16 km de largura, área superficial aproximada de 305 m², se estende desde a porção oeste do município do Rio de Janeiro, nos bairros de Santa Cruz e Barra de Guaratiba, até os limites com a Baía de Ilha Grande, no município de Mangaratiba, onde a baía possui sua principal abertura para trocas com a plataforma continental. A Ilha de Itacuruçá e Ilha de Jaguanum dividem a BS entre a área mais interna e rasa e a área da abertura para a plataforma e BIG. Ao Sul, a baía de Sepetiba é limitada pela restinga da Marambaia, uma faixa de praia e restinga com 40km de extensão e apenas algumas dezenas de metros de largura desde a Barra de Guaratiba, onde um canal cercado de manguezais e dominado por maré faz comunicação entre oceano e a porção oriental da baía, até a Ilha da Marambaia, a oeste (Rodrigues *et al.* 2018, Carvalho *et al.*

2023). A BS possui uma área de preservação ambiental, na sua porção central, e o principal aporte de água doce da região é proveniente do Rio São Francisco ($86 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) (Barrera-Alba, 2019). O restante do entorno da baía de Sepetiba, porém, é densamente ocupado, devido à presença de pólos industriais siderúrgicos e do porto na cidade de Itaguaí. A população local possui forte conexão com o mar e tradição pesqueira que se mantém até os dias de hoje (Silva, 2018).

2.1.2 Baía de Ilha Grande

Com uma área superficial de aproximadamente 1000 km^2 e profundidade média de 8m, passando dos 40 m nas áreas mais profundas, a Baía de Ilha Grande possui muitas baías menores e enseadas ao longo da costa recortada e muitas ilhas pequenas. Na porção norte da BIG se encontra a Baía da Ribeira, com cerca de 80km^2 , no município de Angra dos Reis, uma área mais enclausurada com profundidade média de 10m e aporte de pequenos rios. Adjacente a ela a ilha da Jipóia, a enseada onde se localiza o centro administrativo e comercial de Angra e a Baía de Jacuacanga, onde se encontra o estaleiro Brasfells. É a região dentro da BIG com maior densidade demográfica e influência antrópica. A BIG é aberta para o oceano a Sul e a Leste, onde troca com a BS. A Ilha Grande é separada do continente por um canal com 2km de largura. Nesse local há um terminal petrolífero (TEBIG) de grande movimentação e as profundidades no canal de navegação atingem 50 m. A oeste da BIG fica o município de Parati, onde está localizada a Ponta da Juatinga, limite da BIG a sudoeste. Em contraste com a baía vizinha, a população residente da BIG se encontra mais dispersa pela linha de costa irregular, com alguns centros urbanos de menor densidade demográfica, nos municípios de Angra dos Reis e Parati, destinos muito procurados para o turismo por sua balneabilidade. Em Angra dos Reis está localizado também o complexo nuclear das usinas Angra I e Angra II, com influência pontual na temperatura da água na Baía da Ribeira, utilizada nos sistemas de resfriamento dos sistemas de produção energética do complexo. A maior parte da população se concentra no centro do município de Angra, porém há diversas comunidades tradicionais remanescentes em todo o entorno da BIG e na própria IG (Barrera-Alba, 2019).

Figura 2 - Localização da área de estudo.



Legenda: A- Brasil; B- Estado do Rio de Janeiro; C- Região de estudo entre as latitudes 22°48'S e 23°24'S e longitudes 45°0'W e 43°36'W, e D- Municípios costeiros no entorno das baías de Ilha Grande (BIG); Angra e Sepetiba (BS).

Fonte: O autor, 2023 - utilizando QGIS v 3.28.12.

2.1.3 Estado trófico do complexo Baías de Sepetiba e Ilha Grande

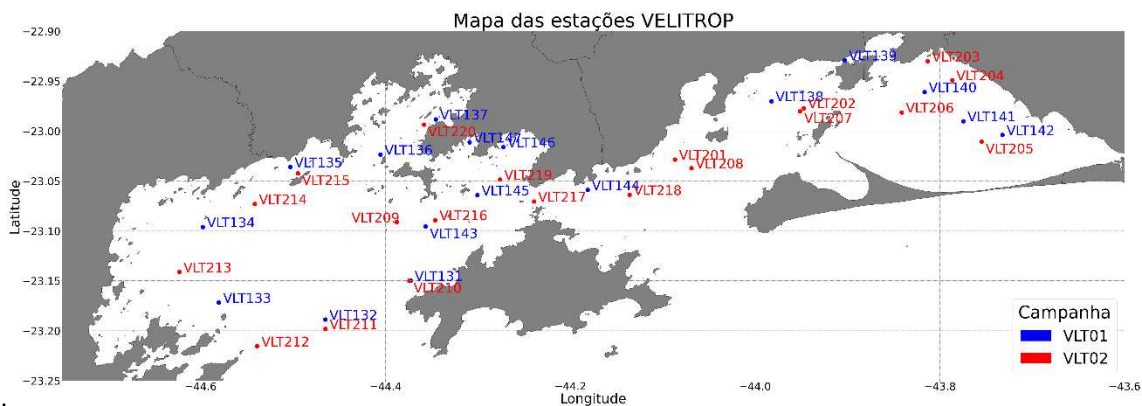
A avaliação do estado trófico na região foi realizada por Oliveira (2022) no âmbito do mesmo projeto no qual se insere o presente trabalho, durante a primeira campanha (Primavera 2021, VLT1). Segundo suas análises, a Baía de Sepetiba pode ser classificada como um ambiente mesotrófico, com aumento na produção primária e reflexos nas concentrações de clorofila-a, OD (supersaturação) e CO₂ (subsaturação). A maior parte dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) foram encontrados na forma orgânica, indicando sua utilização pelos organismos produtores primários. Na região mais externa da BS, com maior influência de água de origem oceânica, esses valores foram menores, indicando diluição da água costeira. Na Baía de Ilha Grande, os índices de eutrofização apontam para um ambiente oligotrófico

característico de um local mais preservado, com maior circulação de água oceânica e qualidade ambiental.

2.2 Metodologia de coleta

As coletas foram realizadas em 2 campanhas no escopo do projeto VELITROP (Figura 3), sendo a primeira campanha (Primavera 2021, VLT1) realizada entre 29/10/2021 e 10/11/2021, em 17 estações amostrais (**Figura 3**) onde foram realizados arrastos com rede de plâncton com malha de 20 μ m. A segunda campanha (Outono 2022, VLT2) foi realizada entre 26/04/2023 e 28/04/2023, em 20 estações amostrais (Figura 3), onde foram realizados arrastos com rede de plâncton com malha de 20 μ m e coletas de água em garrafas Niskin. As amostras de rede foram utilizadas para concentrar as espécies microplânctônicas, e o arrasto vertical compõe uma amostra integrada da coluna de água.

Figura 3 - Mapa da área de estudo com localização das estações de coleta



Legenda: Campanha de primavera (VLT01) em azul e outono (VLT02) em vermelho.

Fonte: O autor, 2023 - utilizando geopandas (Python v3.10.13).

As regiões delimitadas para esse estudo com as estações de coleta foram: Baía de Sepetiba (BS), estações 138, 139, 202 e 207 ficam a oeste da Ilha de Itacuruçá, estações 140, 141, 142, 203, 204, 205, 206 na região interna da BS. A estação 204 fica próximo a foz do Rio São Francisco; Baía de Ilha Grande (BIG), estações 131, 132, 133, 134, 209, 210, 211, 212, 213 e 214 ficam na porção oeste da BIG, mais profunda e aberta para o oceano. As estações 135 e 215 ficam na parte norte da BIG, entre a ilha Sandri e a Ponta de Mambucaba. A estação 136 fica na entrada da Baía da Ribeira, os pontos 137 e 220 no interior da mesma.

As estações 147 e 146 ficam próximas ao centro de Angra e na Baía de Jacuecanga, respectivamente. As estações 143, 144, 145, 216, 217, 218 e 219 ficam entre a Ilha Grande e o continente. A estação 217 é no canal de navegação do terminal TEBIG; e uma transição (*Buffer*, ou BUF), estações 201 e 208, entre as baías, e foram amostradas no mesmo dia, com um intervalo de 12h entre as amostragens.

Perfis verticais de temperatura e salinidade foram mensurados em cada estação utilizando CTD do modelo CastAway da SonTek. Tais medições foram realizadas pela equipe do Laboratório de Oceanografia Física (LABOFIS) da UERJ, sob orientação do Professor Dr. Alexandre Fernandes.

Uma bomba instalada no casco da embarcação possibilitou a medição contínua da pressão parcial de dióxido de carbono ao longo de todo o trajeto percorrido pela embarcação durante as campanhas.

Amostras de água para análise de nutrientes inorgânicos dissolvidos (nitrato, nitrito, N-amoniaco, fosfato e silicato), segundo métodos espectrofotométricos descritos em Grasshoff et al. (1999), foram coletadas na superfície e no fundo em garrafa Niskin 10 L e filtradas em filtros GF/F de porosidade nominal 0,7 μm . Os filtros foram recolhidos e congelados imediatamente em nitrogênio líquido, para posterior análise de clorofila-a, através de métodos espectrofotométricos descritos em Lorenzen (1967) e Strickland & Parsons (1972).

Sonda multiparamétrica Hanna HI9829 foi utilizada para análises de temperatura, salinidade, pH e saturação de oxigênio na superfície (com precisão de $\pm 0,15^\circ\text{C}$ para temperatura, $\pm 0,01$ para salinidade, $\pm 0,02$ para pH, $\pm 1,0\%$ para a saturação de oxigênio e $\pm 0,1$ ppm para concentração de OD), assim como por meio de métodos de titulação (proposto por Winkler, 1888 e modificado por Strickland & Parsons, 1972) com a água coletada.

Estas análises foram realizadas pela equipe de pesquisa da Universidade Federal Fluminense (UFF), colaboradores do projeto VELITROP, sob supervisão do Dr. Gwenaél Abril, coordenador geral do projeto.

Foram realizados arrastos verticais com rede de malha de 20 μm para concentração da fração microplânctônica, e fixadas em alíquotas de 250 mL com formol neutralizado a 2%. Na campanha de Outono 2022 (VLT2), amostras de água para análise da comunidade fitoplânctônica também foram coletadas nas garrafas Niskin de 10 L dos nutrientes, próximo à superfície (1 m). Alíquotas de 1 L foram fixadas em solução de lugol a 4% e armazenadas em frascos de cor âmbar.

2.3 Análises dos dados

2.3.1 Dados abióticos

Os dados pluviométricos foram consultados por meio da plataforma que disponibiliza os bancos de dados de estações meteorológicas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Foram utilizados dados da estação de Angra dos Reis.

Os dados de CTD foram disponibilizados pela equipe do LABOFIS e são apresentados como diagramas TxS (Figuras 4 e 7). Para nomear as massas de água, foram utilizados os seguintes índices: Água Costeira (AC) - 22-26 °C, 34.2; Água Central do Atlântico Sul (ACAS) - 16.26 °C, 35.8; Foloni-neto (2010).

Análises de nutrientes inorgânicos dissolvidos (Grasshoff *et al.*,1999) e pigmentos foram realizadas pelo Laboratório de Geoquímica Marinha da UFF. Os métodos analíticos para estas variáveis não serão aqui detalhados, porém as análises de pigmentos seguiram a metodologia determinada por Strickland & Parsons (1972), para clorofila-a, B e C e a metodologia de Lorenzen (1967) para clorofila-a e feopigmentos.

Os dados ambientais da sonda multiparamétrica Hanna HI9829, de nutrientes e pigmentos foram utilizados para confecção de gráficos do tipo box-plot (Figura 5, 8, 10, 12, 14 e 16) no software R (v4.3.0) e mapas de contorno com interpolação DIVA no software OceanDataView (v5.7.0) (Figuras 6, 9, 11, 13, 15 e 17). Outliers foram removidos das representações gráficas para permitir a visualização de variações mais sutis entre as regiões amostradas.

Os dados foram submetidos a análises exploratórias e testes estatísticos a fim de se observar padrões de distribuição espacial (por região), temporal (por campanha) e efeitos locais das estações de coleta nas variáveis analisadas. As campanhas foram separadas em campanha de Primavera 2021 (VLT1) e campanha de Outono 2022 (VLT2).

A correlação entre as variáveis ambientais foi testada pelo método de Spearman (r_s), que considera a variação e não valores absolutos, portanto foi o método escolhido para analisar os dados não parametrizados. Variáveis cuja correlação (ρ) foi mais alta que 0.95 (positiva), menor que -0.95 (negativa) e apresentaram p menor que 0.05 (significância) foram removidos nas análises posteriores para evitar redundâncias e tendências nos agrupamentos.

A normalidade da distribuição dos dados foi testada pelo teste de Shapiro-Wilks. Quando necessária foi realizada transformação logarítmica (\log ou $\log(x + 1)$) para suavizar ou normalizar a curva de distribuição das variáveis que apresentaram grandes variações regionais ou outliers em determinadas estações, a fim de interpretar e visualizar as análises posteriores.

Uma análise multivariada de variância (MANOVA) para testar as diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as regiões da BS, BIG e BUF foi aplicada.

Foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) com dados de todas as estações das duas campanhas a fim de explorar a importância das componentes espacial e temporal em todo o conjunto de variáveis.

Essas análises exploratórias foram realizadas no software PAST (versão 4.03) (Hammer *et al.*, 2010).

2.3.2 Dados da comunidade fitoplanctônica

As amostras de fitoplâncton foram identificadas e analisadas em microscópio invertido com aumento de 200 x, com identificação em 400 x.

Alíquotas das amostras coletadas com rede com malha de 20 μm foram sedimentadas em câmaras de sedimentação de 2 ou 5 mL, dependendo da abundância de organismos e quantificados segundo Utermöhl, (1958). Pelo menos 200 indivíduos (considerando células e unidades sedimentadas - ex. colônias, filamentos) foram identificados e contados em campos aleatórios da câmara em microscópio invertido (marca Nikon, modelo Eclipse PS-100). Os dados são representados como abundância relativa de cada táxon. Os métodos utilizados para contagem estão descritos em Lund *et al.* (1958) e Uehlinger (1964).

Os táxons do fitoplâncton foram classificados de acordo com as chaves de identificação de Cupp (1943), Round *et al.* (1990), Hasle & Syvertsen (1996); Tenenbaum *et al.* (2004) e Scott & Marchant (2005) e a nomenclatura corrente checada a partir de Guiry & Guiry (2024).

Os dados da comunidade foram organizados em planilhas contendo valores absolutos e de abundância relativa de cada táxon por estação amostrada e a contribuição (%) dos grupos taxonômicos mais abundantes (dinoflagelados, diatomáceas, cianobactérias e

silicoflagelados). Foi elaborado um mapa com a contribuição desses grupos em cada estação de coleta para as duas campanhas e para os dados de garrafa na segunda campanha.

Para realizar análises de correlação com dados abióticos, os dados da comunidade foram submetidos à transformação de Hellinger, apropriada para análise de conjuntos de dados com muitos zeros e discrepância na abundância de espécies (Legendre, 2012).

As diferenças entre as comunidades da BS, BIG e a zona de transição (BUF) foram testadas aplicando análise de similaridades (ANOSIM) com índice de Bray-Curtis, com valores de p menores que 0,05 indicando diferenças significativas entre as regiões.

2.4 Análises ecológicas

2.4.1 Cálculo dos índices de diversidade- α , equitatividade e riqueza

A partir dos resultados da contagem de organismos, foram calculadas a riqueza, equitatividade e diversidade em cada estação e a média por região.

A riqueza representa o número de espécies encontrado em cada amostra. A equitatividade é uma medida (valor de 0 a 1) do quão diferente são as abundâncias das espécies de uma comunidade (1 indica completa equitatividade e 0 nenhuma). A diversidade é uma função dos dois fatores e é medida em bits/células, pois é calculada através de logaritmo na base 2 (logaritmo neperiano). Comunidades com menor diversidade possuem menor equitatividade, o que não é explicado somente pela riqueza. No presente trabalho serão utilizados os índices de diversidade de Shannon-Weaver¹ e equitatividade de Pielou (Magurran & McGill 2011).

2.4.2 Cálculo dos índices de diversidade- β

O cálculo de β -diversidade foi realizado utilizando os dados de abundância relativa da comunidade por estação amostral e apresentam os índices de *turnover* (substituição) e *nesting*

¹ O índice de Shannon é usado para medir a diversidade em dados categóricos. É simplesmente a informação da entropia da distribuição e mede o valor esperado da quantidade de informação contida numa comunidade, é representado em bits, pois foi calculado através de logaritmo na base 2.

(aninhamento, ou perda) de espécies para um determinado agrupamento (Baselga, 2010). Neste estudo, foram realizados os cálculos de β -diversidade para cada campanha separadamente. Assim, temos uma observação da distribuição das comunidades espacialmente em dois momentos.

Todos esses procedimentos foram realizados utilizando as bibliotecas *Vegan*, *ggplot2*, *tidyverse* e *betapart* do software R (versão 3.5.1 - R Core Team, 2018) (Oksanen *et al.*, 2013).

2.4.3 Cálculo dos índices de diversidade funcional

Os índices de diversidade funcional (DF): riqueza funcional (FRic), equitatividade funcional (FEve) e dispersão funcional (FDis); visam descrever quanto do espaço multifuncional é preenchido e como a abundância de uma comunidade é distribuída dentro desse espaço funcional. Esses índices têm valores positivos, com valores mais altos representando maior DF do componente que escalam (Villéger *et al.*, 2008; Laliberté & Legendre, 2010).

O *framework* matemático utilizado para estimar a diversidade funcional foi baseado em matrizes de similaridade por campanha amostral (dendrograma funcional) e os índices FRic, FEve e FDis foram calculados a partir de espaços multidimensionais, construídos como *convex-hulls* (Nonparametric Multidimensional Scale - NMDS) (Petchey & Gaston, 2006; Villéger *et al.*, 2008; Laliberté & Legendre, 2010; Legendre & Legendre, 2012) a partir de uma matriz de atributos, detalhada a seguir, e a matriz de abundância relativa de espécies. Essas métricas foram calculadas utilizando a função dbFD do pacote FD (Laliberté & Legendre, 2010) e Vegan no R (v4.3.0).

As assembleias de espécies e suas características foram avaliadas aplicando uma análise de agrupamento (distância Euclidiana combinada com o método hierárquico UPGMA), a uma matriz de atributos com dados binários (ausência 0 e presença 1) de traços selecionados: i. traços morfológicos- Rafe, Sílica, Teca (celulose), Flagelo, Cílios, Colonial, Máxima Dimensão Linear (maiores que 100 μm); ii. traços comportamentais - Autotrófico, Mixotrófico Constitutivo, Mixotrófico não-Constitutivo, Heterotrófico, Formação de FANs, Cistos, hábito Ticopelágico; iii. traços fisiológicos, Colorofila-b, Clorofila-c, Ficobiliproteínas. Estes traços foram selecionados a partir dos estudos de Lichtman & Klausmeyer, 2008; Lima *et al.* 2019 e Gracco *et al.*, 2022. Cabe destacar que os traços

relacionados ao modo nutricional (autotrofia, mixotrofia e heterotrofia) e ao caráter nocivo são traços potenciais, pois foram atribuídos a partir da literatura (Leles et al. 2018) e da lista de espécies de microalgas nocivas (não necessariamente formadoras de florações) mantida pelo IOC-UNESCO (Lundholm *et al.*, acessado em 2024).

Para explorar a importância relativa de cada traço para os grupos individualizados pela análise de cluster foi feita a análise de componentes principais (PCA) dos atributos funcionais, utilizando a matriz de atributos.

2.4.4 Correlação da comunidade com variáveis ambientais

A fim de identificar as similaridades, agrupamentos e variações entre comunidades e fatores abióticos nas diferentes estações, foi realizada análises de redundância (RDA), uma análise multivariada a partir da matriz de abundância relativa de organismos e uma matriz de variáveis ambientais. Para as análises de redundância, os dados da comunidade foram submetidos à transformação de Hellinger (Legendre & Gallagher, 2001).

3 RESULTADOS

3.1 Variáveis ambientais

A análise de correlação entre as variáveis ambientais apresentou correlação muito alta (maior que 95%) entre os valores encontrados de clorofila-a analisados pelo método de Lorenzen (1967), clorofila-a e clorofila-c analisados pelo método de Strickland & Parsons (1972) (Apêndice 1). Portanto, foi considerada para as análises de variância, componentes principais e correlações com a comunidade, apenas os resultados de clorofila-a pelo método de Lorenzen (1967). Os valores de pH e pCO₂ apresentaram alta correlação negativa (maior que 95%) e portanto o pH foi removido das análises citadas. Dados de clorofila-b foram indetectáveis na maioria das estações e portanto também não foram considerados.

Considerando todas as estações das duas campanhas, apenas a temperatura e saturação de oxigênio apresentaram distribuição normal dos dados. As outras variáveis apresentaram variações regionais e locais (*outliers*) que deslocam a curva de distribuição dos dados, e portanto foram submetidas a transformação logarítmica a fim de normalizar ou aproximar da normalidade os dados antes de realizar as análises paramétricas.

O resultado da análise multivariada de variância (MANOVA) apresentou alta dissimilaridade entre a BS e a BIG, e dissimilaridade sem significância entre as baías e a BUF (*buffer zone*, ou transição) (**Tabela 1**).

Tabela 1 - Análise multivariada de variância (MANOVA) dos dados abióticos.

	BIG	BS	BUF
BIG		6.2411E-08	0.28568
BS	6.2411E-08		0.8506
BUF	0.28568	0.8506	

Legenda: Valores de *p* da análise multivariada de variância (MANOVA) dos dados abióticos. Valor de *p* menor de 0.05 indica que há diferença significativa entre as regiões.

Fonte: Past v4.03.

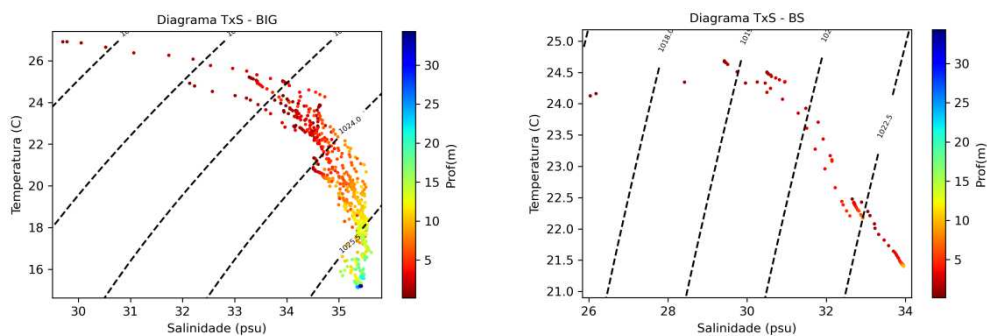
3.1.1 Variáveis abióticas

Nos dias das coletas, em ambas as campanhas não houve precipitação. Total de 0 mm registrados na estação de Angra dos Reis (INMET). Uma semana antes da campanha de novembro de 2021 chegou a chover um total acumulado de 37 mm em 24h.

Campanha Primavera 2021 (VLT1)

Os valores de salinidade na superfície ficaram entre 23 e 35.5 (**Figura 4**). Salinidades mais baixas foram observadas junto ao fundo da BS (28-30), próximo a foz do Rio São Francisco (23), e dentro da Baía da Ribeira na BIG (29) (**Figuras 5 e 6**). A salinidade aumenta conforme a influência de água oceânica, apresentando valores mais altos nas entradas das baías (33) e entre a BIG e BS (34). A temperatura foi mais alta na baía de Angra (26 °C) e apresentou valores similares na BIG e BS (23-25 °C). Na estação mais a leste da BIG, próximo à saída para o mar e entrada da BS, onde os valores de salinidade foram maiores, os valores de temperatura foram os mais baixos (21 °C) (**Figuras 5 e 6**). No fundo, (~12m) as temperaturas atingiram valores abaixo de 18 °C e salinidades que chegaram a 35.5, na BIG. Predomínio de massa de Água Costeira (AC) na superfície com intrusão de Água Central do Atlântico Sul (ACAS) no fundo na BIG (**Figura 4**), segundo os índices propostos por Foloni-neto (2010).

Figura 4 - Diagramas TxS da campanha Primavera 2021 (VLT1).



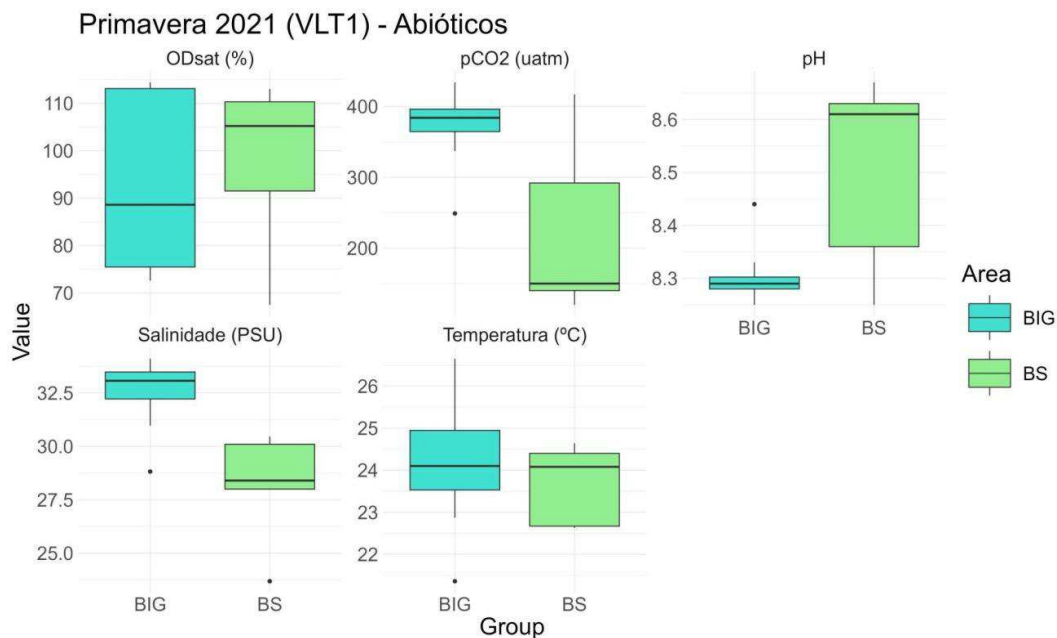
Legenda: A - Baía de Ilha Grande. B- Baía de Sepetiba. Dados do CTD CastAway.

Fonte: O autor, 2023 - com matplotlib/gsw (Python v3.10.13).

A porcentagem de saturação de oxigênio esteve entre 67% e 115%. A saturação de oxigênio foi em média mais alta dentro da BS, com supersaturação em todos os pontos

(exceto no ponto 139, que apresentou o valor mais baixo 67%) e na porção leste da BIG. Os valores são menores na porção oeste da BIG (75-91%), com subsaturação em toda a região (**Figuras 5 e 6**). A pressão parcial de gás carbônico variou entre 120 μatm e 434 μatm , com seus valores mais baixos no fundo da BS (120-150 μatm), exceto novamente pelo ponto 139 (417 μatm), e mais altos na BIG (360-434 μatm), com valores intermediários na baía da Ribeira (249 μatm) e na entrada da BS (292 μatm) (**Figuras 5 e 6**). Os valores de pH foram inversamente proporcionais aos de pressão parcial de gás carbônico, mais altos na BS e mais baixos na BIG (**Figuras 5 e 6**).

Figura 5 - Box-plots dos dados abióticos da campanha de Primavera 2021.

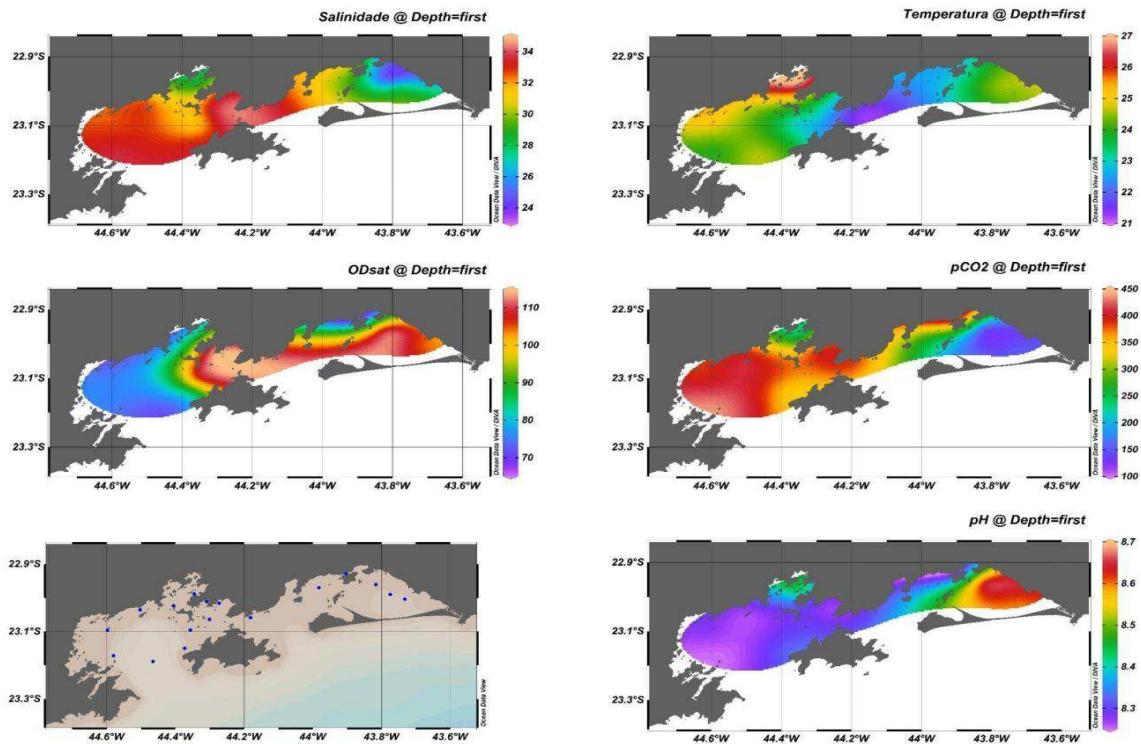


Legenda: A - Saturação de oxigênio. B - Pressão parcial de gás carbônico. C - pH.

D - Salinidade. E - Temperatura. Dados da sonda Hanna HI9829.

Fonte: O autor, 2023 - em R v4.3.0.

Figura 6 - Mapas de contorno variáveis ambientais Primavera 2021.



Legenda: A - Salinidade. B - Temperatura. C - Saturação de oxigênio. D - Pressão parcial de gás carbônico.

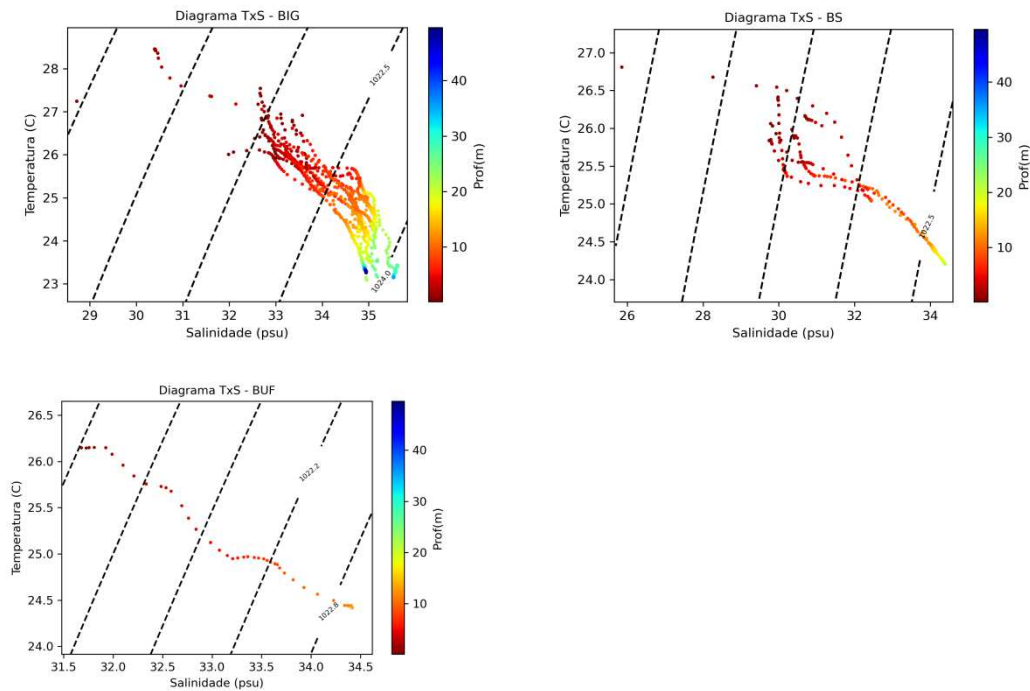
E - Malha amostral. F - pH. Dados da sonda Hanna HI9829.

Fonte: Autor com OceanDataView v5.7.0.

Campanha Outono 2022 (VLT2)

Salinidades mais baixas na BS (30-31 PSU), próximo a foz do Rio São Francisco (25 PSU), e na Baía da Ribeira ao norte da BIG (31 PSU). Valores mais altos nas regiões de troca com água oceânica e na BIG (33-34 PSU). A temperatura foi mais alta na baía da Ribeira (28 °C) e mais baixa na BUF (23 °C), com valores médios similares na BS e BIG (25-27 °C) (**Figuras 7, 8 e 9**). Predomínio de massas de Água Costeira (AC; 22-26 °C, 34.2 PSU) (**Figura 7**).

Figura 7 - Diagramas TxS da campanha Outono 2022 (VLT2).

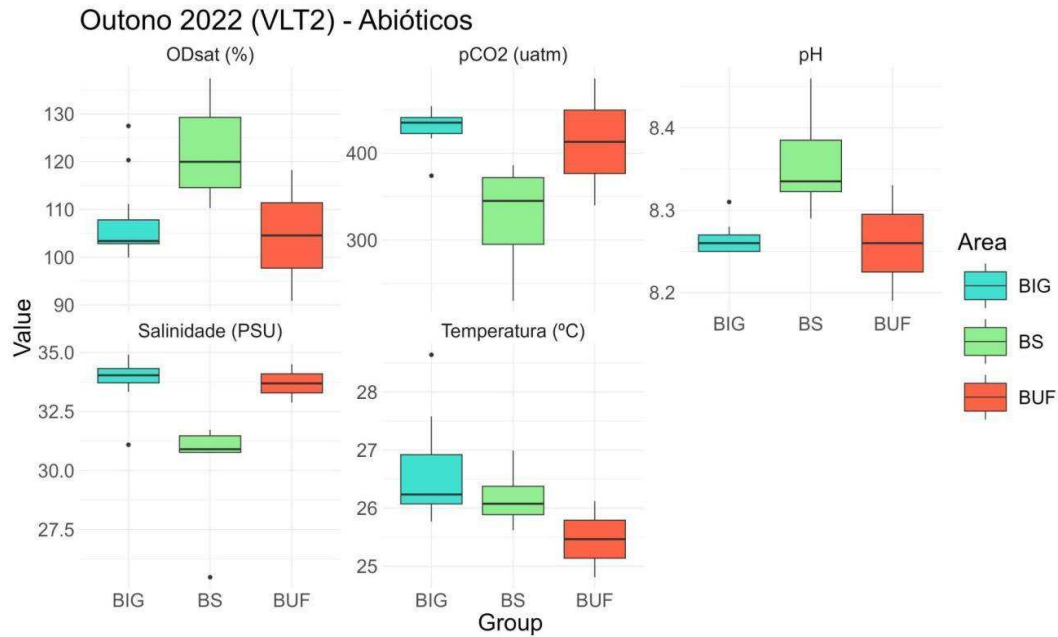


Legenda: A - Baía de ilha Grande. B- Baía de Sepetiba. C - *Buffer zone*. Dados do CTD CastAway.

Fonte: O autor, 2023 - com Matplotlib/gsw (Python v3.10.13).

A saturação de oxigênio foi mais alta na área central e na entrada da BS. Todas as estações estavam supersaturadas, exceto pela BUF (91%). A pressão parcial de gás carbônico foi menor na BS (279-386 μatm) e maior na BIG (417-454 μatm) com o maior valor detectado na BUF (486 μatm). O pH foi maior na região central da BS (8.46) e menor na BIG, com o menor valor na estação da BUF (8.19) (**Figuras 8 e 9**).

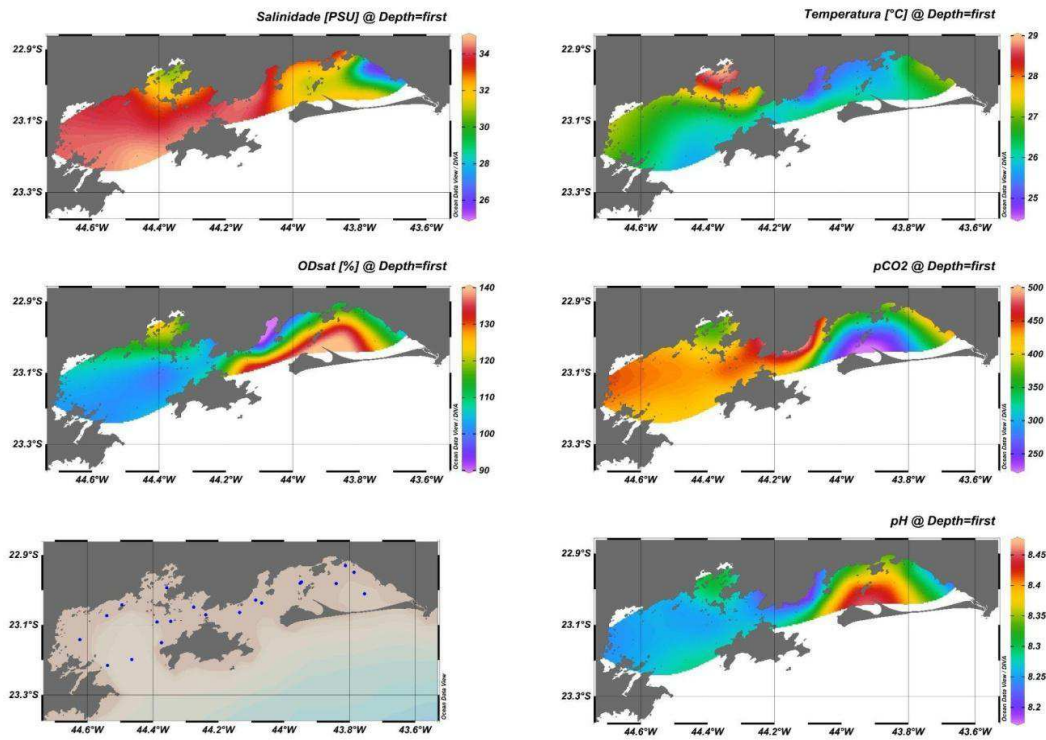
Figura 8 - Box-plots dos dados abióticos da campanha de Outono 2022.



Legenda: A - Saturação de oxigênio. B - Pressão parcial de gás carbônico. C - pH. D - Salinidade. E - Temperatura. Dados da sonda Hanna HI9829.

Fonte: O autor, 2023 - em R v4.3.0.

Figura 9 - Mapas de contorno das variáveis ambientais abióticas Outono 2022.



Legenda: A - Salinidade. B - Temperatura. C - Saturação de oxigênio. D - Pressão parcial de gás carbônico. E - Posição das estações. F - pH. Dados da sonda Hanna HI9829 submetidos a interpolação DIVA.

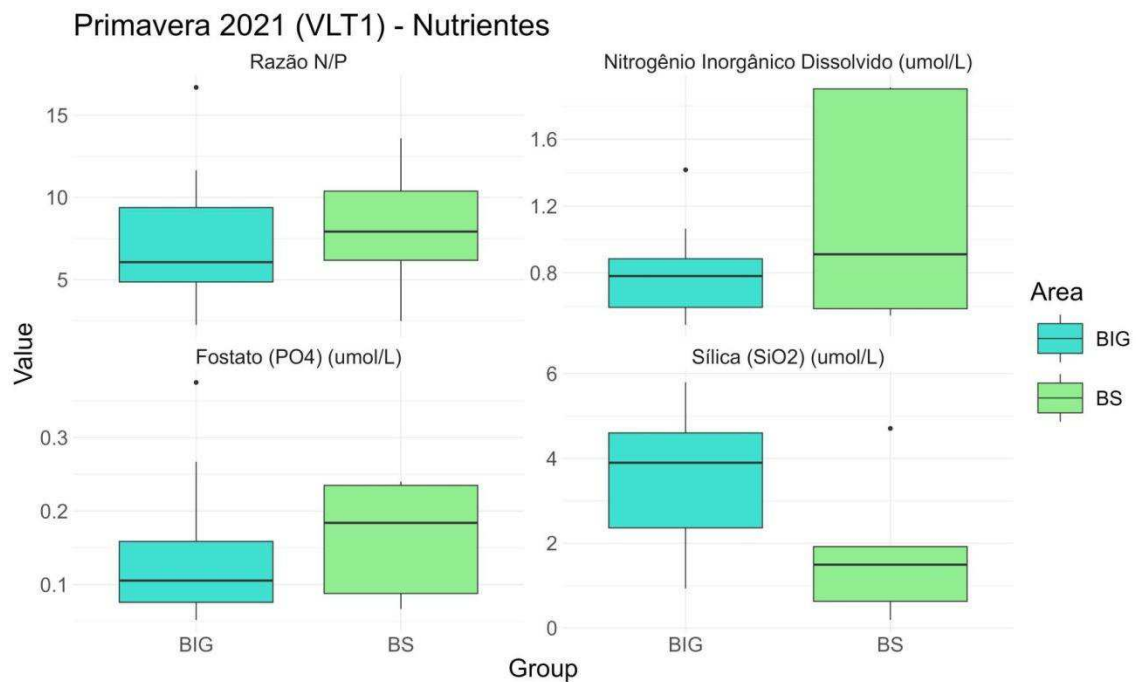
Fonte: O autor, 2023 - com OceanDataView v5.7.0.

3.1.2 Nutrientes

Campanha Primavera 2021 (VLT1)

Os valores de fosfato encontrados variaram de 0.05 a 0.15 $\mu\text{mol/L}$ na BIG, com um aumento nas estações 145 e 147 da BIG (0.267 e 0.375 $\mu\text{mol/L}$) e na BS (0.1-0.24 $\mu\text{mol/L}$) (Figura 10 e 11). As concentrações de Sílica foram mais altas na BIG (3.7-5.8 $\mu\text{mol/L}$) e na foz do Rio São Francisco (4.7 $\mu\text{mol/L}$), valores menores na baía da Ribeira na BIG (3 $\mu\text{mol/L}$) e nos demais pontos da BS e da BUF variaram entre 1 e 2 $\mu\text{mol/L}$ (Figura 10 e 11). O nitrogênio inorgânico total (soma de nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal) foi mais alto na foz do Rio São Francisco e norte da BS (1.9 $\mu\text{mol/L}$). Na enseada de Angra (1.4 $\mu\text{mol/L}$) e no restante da BS e na BIG os valores variaram entre 0.5 e 1 $\mu\text{mol/L}$, sendo maiores nas estações mais próximas de terra (Figura 11). A razão N/P (NIT/PO₄) teve seu maior valor detectado na BIG próximo à boca da baía (16.7), seguido pela boca da BS (10.3 e 13.5) e da Baía da Ribeira (11.658) (Figura 11). No restante das estações os valores variaram entre 2.2 e 9.8 (Figura 10).

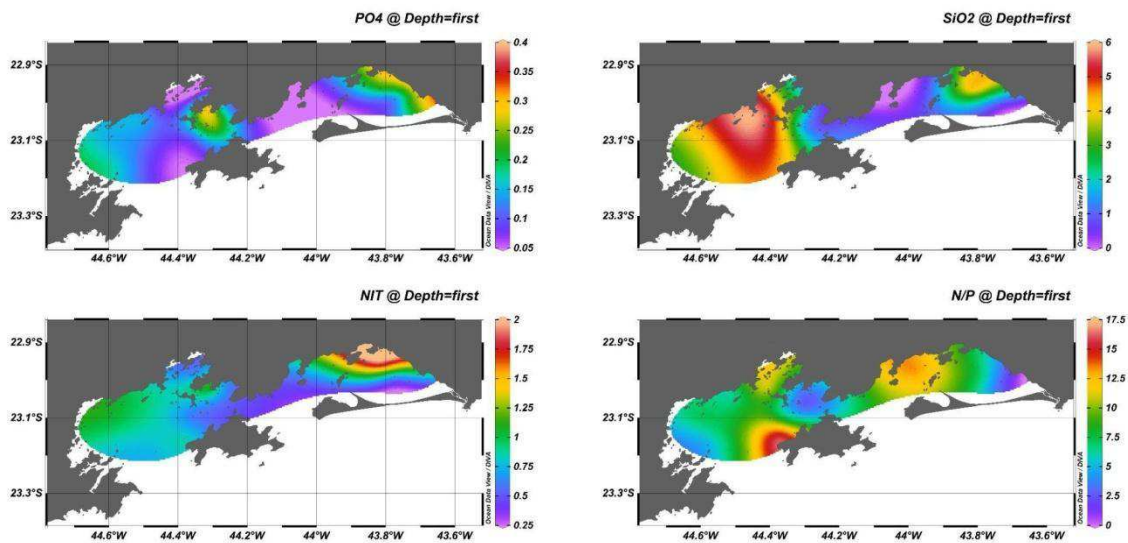
Figura 10 - Box-plots dos dados de nutrientes da campanha de Primavera 2021.



Legenda: A - Razão nitrogênio/fósforo. B - Nitrogênio Inorgânico Dissolvido. C - Fosfato. D - Sílica.

Fonte: O autor, 2023 - com ggplot2 (R v4.3.0).

Figura 11 - Mapas de contorno dos nutrientes Primavera 2021.



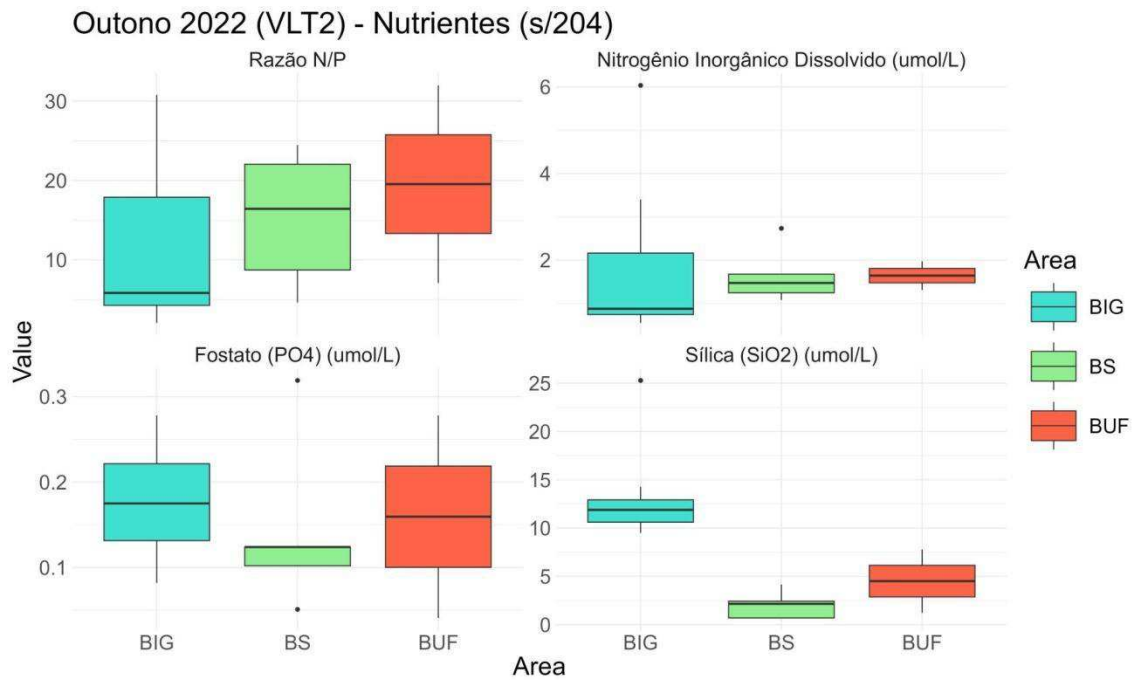
Legenda: A - Fosfato. B - Sílica. C - Nitrogênio inorgânico total. D - Razão nitrogênio/fósforo.

Fonte: O autor com interpolação DIVA no OceanDataView v5.7.0.

Campanha Outono 2022 (VLT2)

Fosfato foi encontrado em maior concentração no interior da BS, na transição entre as baías (BUF) e nas extremidades leste e oeste da BIG (0.28-0.32 $\mu\text{mol/L}$), menores na foz do Rio São Francisco e na BUF (0.06 e 0.08 $\mu\text{mol/L}$); no restante das estações variou entre 0.1 e 0.2 $\mu\text{mol/L}$ (Figuras 12 e 13). Sílica e NIT foram encontrados em altas quantidades na foz do Rio São Francisco, com 116 $\mu\text{mol/L}$ e 22.8 $\mu\text{mol/L}$ respectivamente (**Figuras 12 e 13**). A razão N/P nesse ponto foi de 367. No restante das estações os valores variaram entre 2 e 25 $\mu\text{mol/L}$ para sílica e 0.5 e 6 $\mu\text{mol/L}$ para nitrogênio (Figuras 12 e 13). Essa discrepância pode ser efeito da vazão do rio e portanto o ponto 204 foi removido do mapa de contorno (**Figura 13**) a fim de melhor observar a dispersão desses nutrientes, e consequentemente da razão N/P. Sem esse ponto, as concentrações de sílica encontradas na BS variam entre 0.7 e 4 $\mu\text{mol/L}$, e aumentam gradativamente em direção a BIG, onde os valores encontrados estão entre 10 e 25 $\mu\text{mol/L}$. O nitrogênio também apresentou um gradiente entre as baías, com valores entre 1 e 2 $\mu\text{mol/L}$ na BS e 2.7 e 6 $\mu\text{mol/L}$ na maior parte da BIG, porém na BUF, na baía da Ribeira e no ponto 212 da BIG, esse valor foi inferior a 1 $\mu\text{mol/L}$. A razão N/P é maior nos pontos mais centrais da BIG (acima de 14) e tem um aumento no centro da BS (16), no restante dos pontos (BUF, baía da Ribeira e pontos mais externos da BIG) a razão foi inferior a 9.

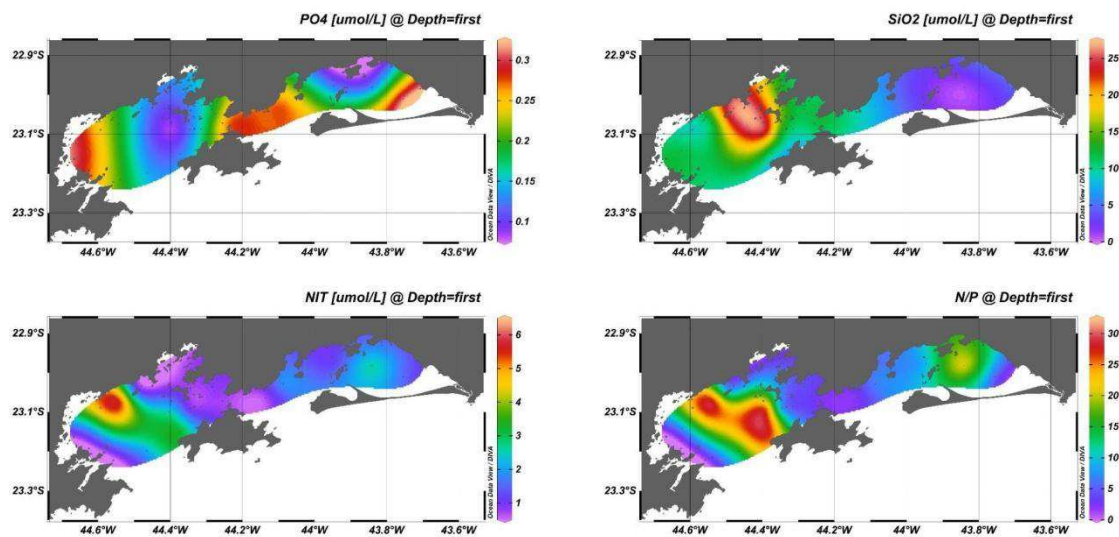
Figura 12 - Box-plots dos dados de nutrientes da campanha de Outono 2022.



Legenda: sem a estação 204, localizada na foz do Rio São Francisco, na Baía de Sepetiba. A – Razão nitrogênio/fósforo. B - Nitrogênio Inorgânico Dissolvido. C - Fostato. D - Sílica.

Fonte: O autor com ggplot2 (R v4.3.0).

Figura 13 - Mapas de contorno dos nutrientes Outono 2022.



Legenda: Sem a estação 204, localizada na foz do Rio São Francisco, na Baía de Sepetiba. A - Fostato. B - Sílica. C - Nitrogênio inorgânico total. D - Razão nitrogênio/fósforo.

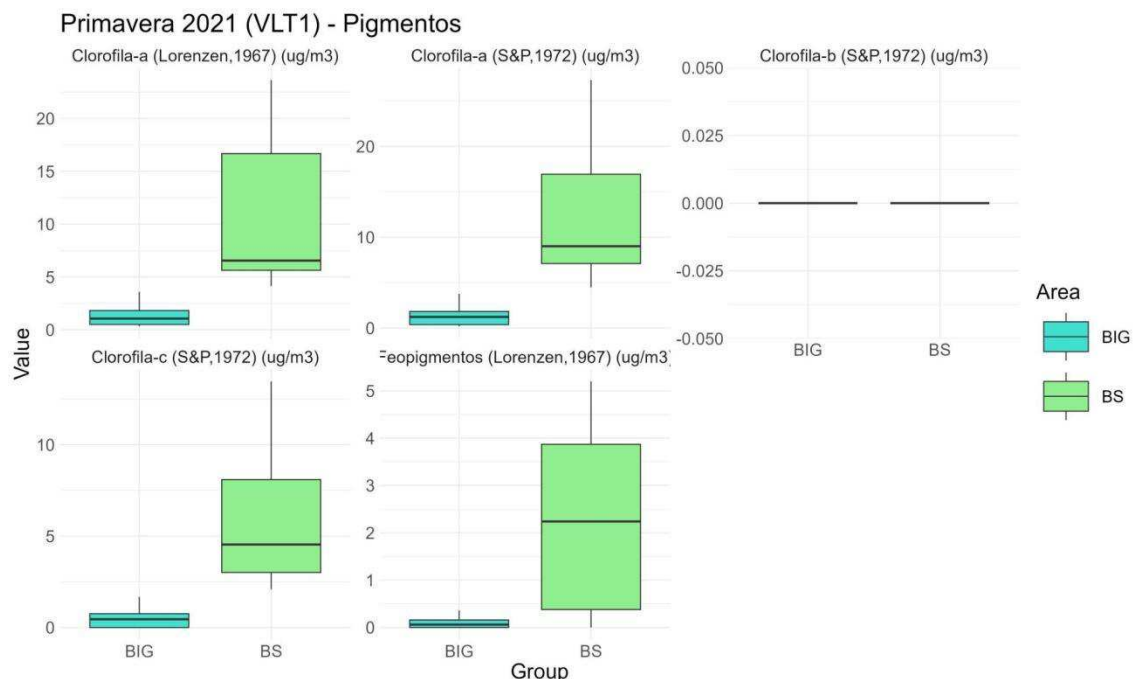
Fonte: O autor, 2022 - com interpolação DIVA no OceanDataView v5.7.0.

3.1.3 Pigmentos

Campanha Primavera 2021 (VLT1)

Os valores de clorofila-a mais altos foram detectados na BS, nos pontos mais próximos da foz do Rio São Francisco (16 e 23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Lorenzen / 16 e 27, Strickland & Parson) e restante da BS (4-6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Lor / 4-9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, S&P). Na BIG os valores variaram entre 0.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, exceto no ponto 147, na enseada de Angra dos Reis (Figuras 14 e 15). Feopigmentos foram indetectáveis no ponto 141 dentro da BS e na BIG, variaram entre 2 e 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ no restante da BS e 0 e 0.38 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na porção leste da BIG (Figuras 14 e 15). Clorofila-b foi indetectável em todas as estações. Os valores de clorofila-c encontrados foram proporcionais aos de clorofila-a, sendo mais altos na BS, nos pontos mais próximos da foz do Rio São Francisco (8 e 13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) e restante da BS (2-4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Figuras 14 e 15). Na BIG os valores variaram entre 0 e 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, sendo um pouco mais alto (1,68 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) no ponto 147 na enseada de Angra (Figuras 14 e 15).

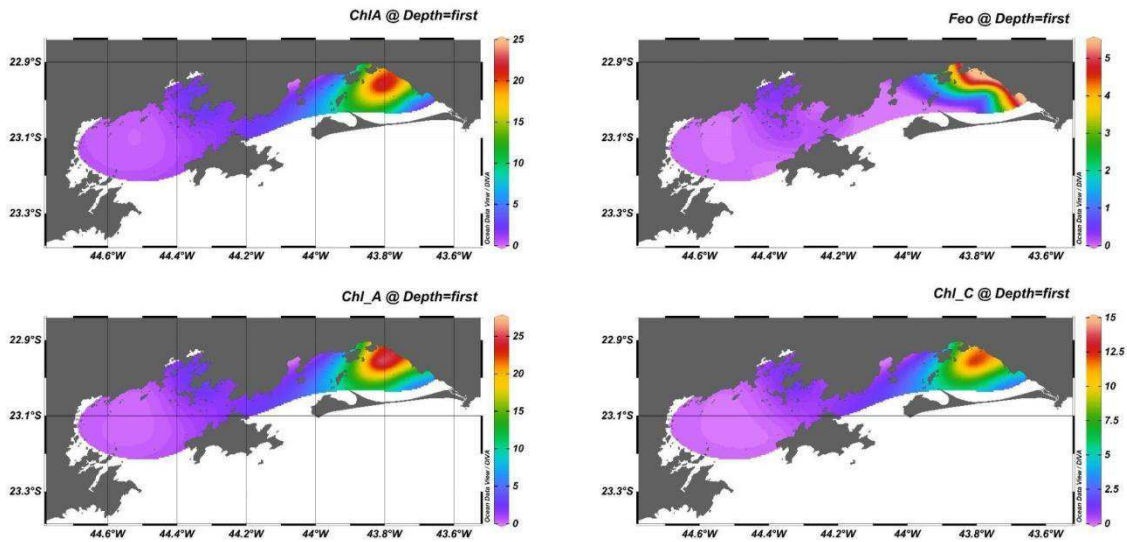
Figura 14 - Box-plots dos dados de pigmentos da campanha de Primavera 2021.



Legenda: A - Clorofila-a (Lorenzen, 1967). B - Clorofila-a (Strickland & Parsons, 1972). C - Clorofila-b (Strickland & Parsons, 1972). D - Clorofila-c (Strickland & Parsons, 1972). E - Feopigmentos (Lorenzen, 1967).

Fonte: O autor com ggplot2 (R v4.3.0).

Figura 15 - Mapas de contorno dos pigmentos Primavera 2021.



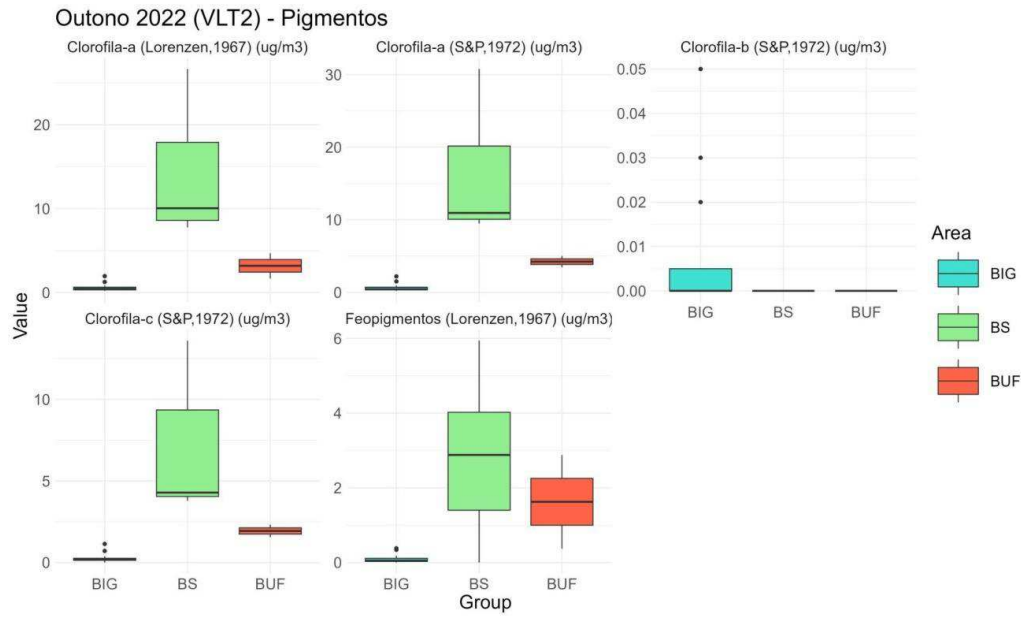
Legenda: A - Clorofila-a, (Lorenzen, 1967). B - Feopigmentos (Lorenzen, 1967). C - Clorofila-a (Strickland & Parsons, 1972). D - Clorofila-c (Strickland & Parsons, 1972).

Fonte: Autor com interpolação DIVA no OceanDataView v5.7.0.

Campanha Outono 2022 (VLT2)

Os valores de clorofila-a foram maiores na BS (8-26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Lor/9-30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, S&P), menores na BIG (0.2-0.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), na BUF e baía da Ribeira ficaram entre 1 e 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figuras 16 e 17). Feopigmentos foram indetectáveis na foz do Rio São Francisco e variaram entre 1 e 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ no restante da BS. Na BIG e na BUF os valores variaram entre 0 e 0.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figuras 16 e 17). Clorofila-b foi indetectável em quase todas as estações, exceto nas estações 216 e 219 adjacentes, mais próximo da enseada de Angra (0.03-0.05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) e na estação 213, mais a oeste da BIG (0.03 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Figuras 16 e 17). Clorofila-c foi proporcional à clorofila-a, com valores maiores na BS (4-13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), menores na BIG (0.1-0.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), na BUF e baía da Ribeira ficaram entre 1 e 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figuras 16 e 17).

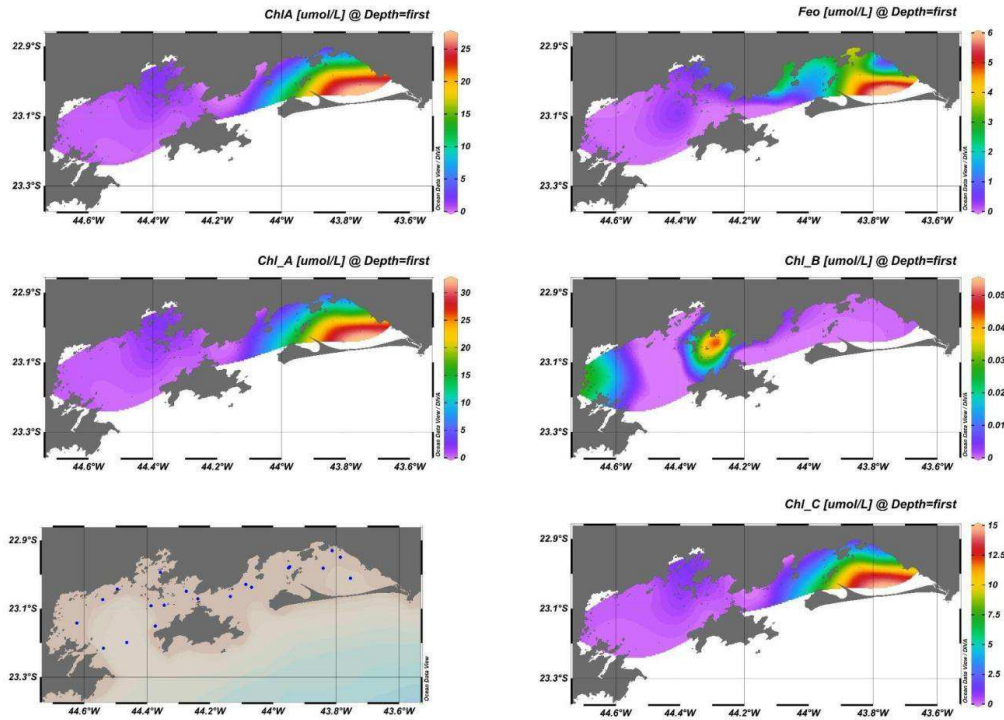
Figura 16 - Box-plots dos dados de pigmentos da campanha de Outono 2022.



Legenda: A - Clorofila-a (Lorenzen, 1967). B - Clorofila-a (Strickland & Parsons, 1972). C - Clorofila-b (Strickland & Parsons, 1972). D - Clorofila-c (Strickland & Parsons, 1972). E - Feopigmentos (Lorenzen, 1967).

Fonte: Autor com ggplot2 (R v4.3.0).

Figura 17 - Mapas de contorno dos pigmentos Outono 2022.



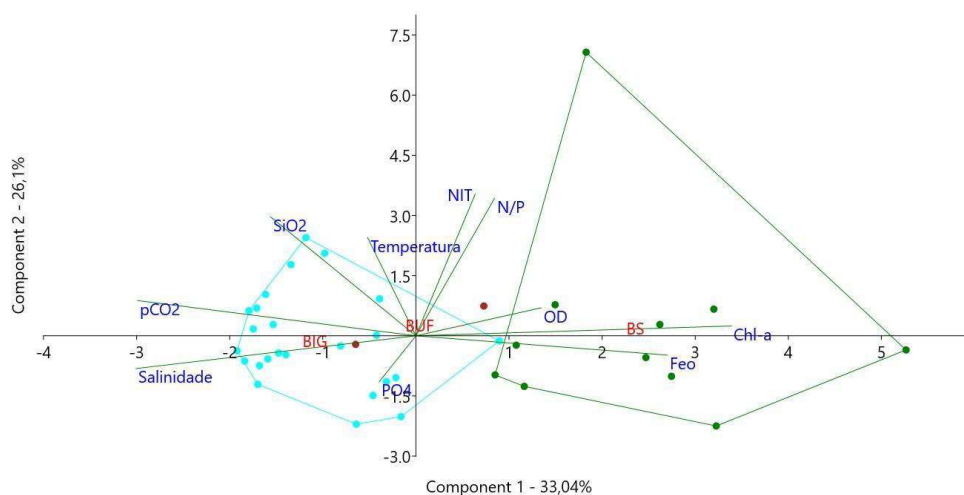
Legenda: A - Clorofila-a, (Lorenzen, 1967). B - Feopigmentos (Lorenzen, 1967). C - Clorofila-a (Strickland & Parsons, 1972). D - Clorofila-b (Strickland & Parsons, 1972). E - Posição das estações. F - Clorofila-c (Strickland & Parsons, 1972).

Fonte: O autor em OceanDataView v5.7.0.

3.1.4 Variação espaço-temporal

A análise de componentes principais (PCA) com dados abióticos, pigmentos e nutrientes das duas campanhas apresentou duas tendências na distribuição das estações de coleta, uma espacial e outra temporal (Figura 18). Na componente 1 (33,04%), as concentrações de clorofila-a, feopigmentos, sílica, pCO₂ e salinidade foram as variáveis que mais contribuíram. Nela observamos a variação espacial, com valores maiores nas estações da BS (maior concentração de clorofila e feopigmentos, menor de sílica, pCO₂ e salinidade) e menores na BIG (menos clorofila e feopigmentos, mais sílica e maior pCO₂ e salinidade). As estações localizadas na porção leste da BIG ficaram com valores intermediários na Primavera VLT1 e apresentaram valores similares ao restante da BIG no Outono VLT2. Na componente 2 (26,1%), observamos o gradiente temporal, com as estações coletadas na primavera (VLT1) apresentando os menores valores e as estações coletadas no outono (VLT2) com maiores valores. Nesse componente, as concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido, fosfato e a temperatura foram as que mais contribuíram. A razão N/P e NIT estão deslocadas na direção da estação 204, próxima à foz do Rio São Francisco, onde a concentração de NIT detectada foi substancialmente maior do que nas outras estações.

Figura 18 - Análise de componentes principais (PCA) dos dados abióticos.



Legenda: Em verde, estações da BS, em marrom estações da BUF e em azul estações da BIG.

Nota: Salinidade, temperatura, saturação de oxigênio, pressão parcial de gás carbônico, clorofila-a, feopigmentos, fosfato, sílica, nitrogênio inorgânico dissolvido e razão nitrogênio/fósforo) para todas as estações das campanhas de Primavera (VLT1) e Outono (VLT2). Para os dados que não apresentaram

distribuição normal (Shapiro-wilk) foram feitas transformações logarítmicas a fim de melhor visualizar a distribuição das componentes. As *Convex-hull* contornam os agrupamentos por região.

Fonte: O autor com Past v4.03.

3.2 Comunidade fitoplantônica

Na campanha de Primavera 2021 (VLT1) foram identificados 57 táxons entre os organismos coletados. Desses, 30 foram diatomáceas, 23 dinoflagelados, 1 silicoflagelado e 3 cianobactérias. Na campanha de Outono 2022 (VLT2) foram identificados 54 táxons entre os organismos coletados com rede. Desses, 22 foram diatomáceas, 27 dinoflagelados, 1 silicoflagelado, 3 cianobactérias e 1 criptofíceia (**Apêndice 2**). A nomenclatura utilizada seguiu a base de dados de Guiry & Guiry (2024). Organismos que não foi possível identificação a nível de espécie (e.g. em vista ventral, incerteza de espécie) estão referenciados pelo nível taxonômico ou grupo funcional no qual estão inseridos (e.g. Diatomácea cêntrica, Diatomácea penada, Cianobactéria, Criptofíceas).

Diatomáceas cêntricas dos gêneros *Thalassiosira*, *Coscinodiscus*, *Paralia*, diatomáceas penadas (Naviculaceae) e dinoflagelados dos gêneros *Prorocentrum*, *Scrippsiella*, *Protoperidinium*, *Dinophysis* e *Phalacroma* foram encontrados com ampla distribuição nas duas campanhas. Outros táxon foram encontrados somente em uma das campanhas: como *Leptocylindrus*, na primavera, e *Fragilariopsis* no outono; ou em regiões específicas, como *Chaetoceros*, *Tripos* e *Ornithocercus* na BIG. A abundância relativa variou temporalmente e espacialmente (**Apêndice 3**).

Cianobactérias filamentosas (*Trichodesmium* e Oscillatoriales) foram encontradas em estações na BIG e BUF, principalmente na campanha de outono. A estação da Baía da Ribeira na BIG apresentou dominância de diatomáceas da família Thalassionemataceae na coleta de outono (VLT2).

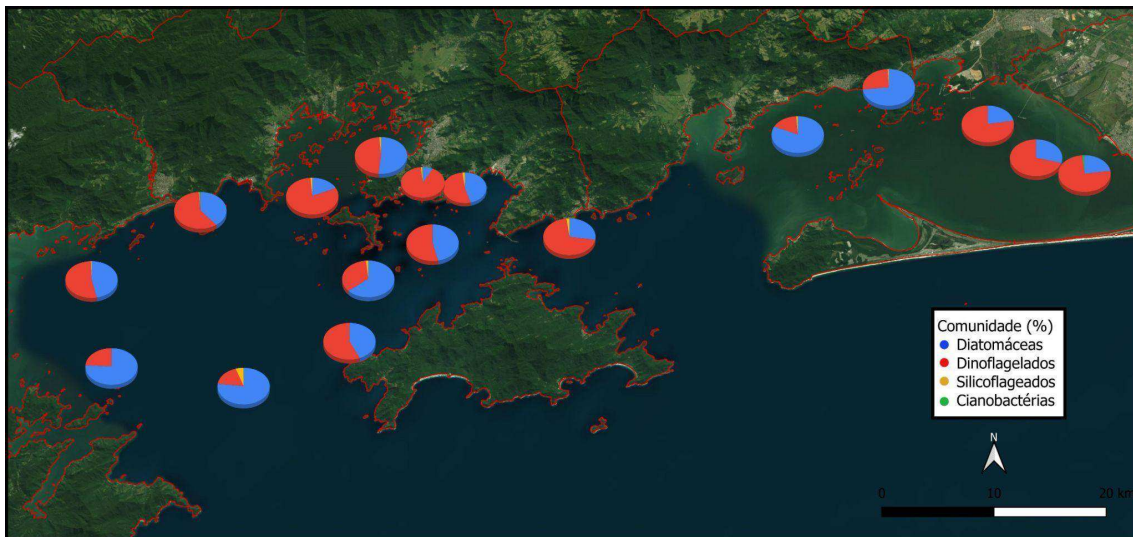
Pelo menos uma espécie considerada potencialmente nociva (Lundholm, 2024) foi encontrada em cada estação, com exceção da 220, na Baía da Ribeira. As seguintes espécies foram identificadas: Diatomácea: *Nitzschia* spp.; Dinoflagelados: *Alexandrium* spp., *Dinophysis acuminata*, *Dinophysis caudata*, *Dinophysis tripos*, *Goniodoma* spp., *Lingulodinium polyedra*, *Phalacroma rotundatum*, *Prorocentrum* spp.; Cianobactéria:

3.2.1 Contribuição dos principais grupos

Campanha Primavera 2021 (VLT1)

A região mais interna da BS apresentou dominância de dinoflagelados (75%), enquanto nos pontos a oeste da Ilha de Itacuruçá na BS as diatomáceas dominaram (75%). Na porção leste da BIG também houve dominância de dinoflagelados, atingindo mais de 90% no ponto mais próximo do centro da cidade de Angra. Diatomáceas dominaram na porção oeste e sob maior influência oceânicas da BIG (75%) e na Baía da Ribeira a proporção da comunidade foi de aproximadamente 50% diatomáceas e dinoflagelados (**Figura 19**).

Figura 19 - Contribuição de grupos abundantes da comunidade Primavera 2021.



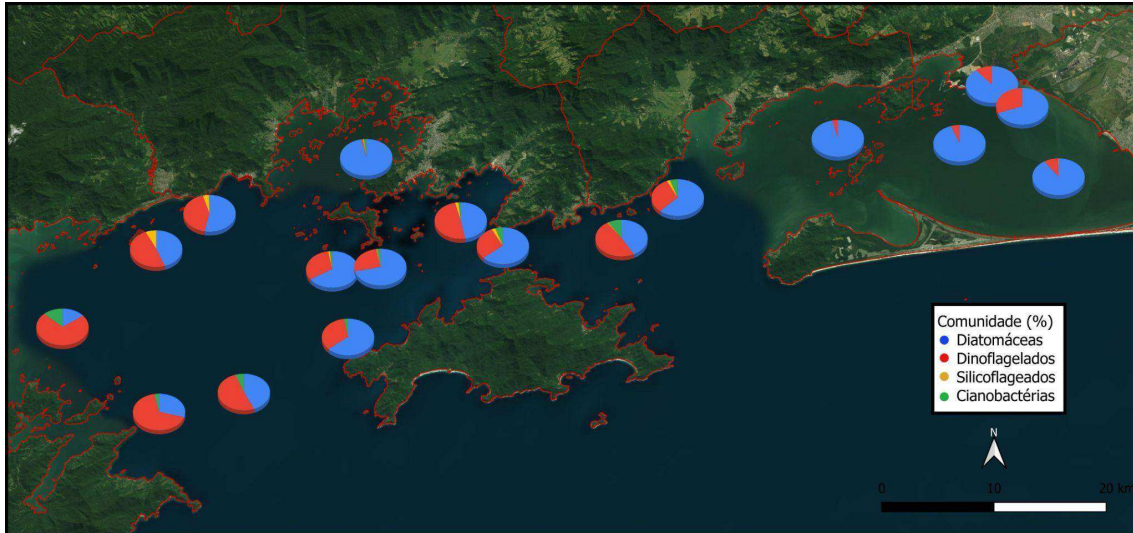
Fonte: O autor, 2023 - com QGIS v3.28.12. Imagem de fundo: Bing Satellite.

Campanha Outono 2022 (VLT2)

Nessa campanha as diatomáceas foram dominantes em toda a BS (75-90%) e na maior parte dos pontos na porção leste da BIG e BUF (50-75%) e na Baía da Ribeira (95%). Os táxons mais abundantes foram Thalassionematacea, *Thalassiosira* spp., *Coscinodiscus* spp., e uma diatomácea cêntrica não identificada. Em menor abundância: Naviculacea, *Nitzschia* spp. No restante da BIG, os dinoflagelados foram dominantes na maior parte das estações (50-75%), destacando-se os táxons *Prorocentrum* spp., *Tripos* spp., *Phalacroma* spp., *Protoperdinium* spp., com alguma contribuição de cianobactérias nos pontos a oeste da BIG

(5-12%) (**Figura 20**). Na Baía da Ribeira, mais de 95% dos organismos eram diatomáceas da família Thalassionemataceae.

Figura 20 - Contribuição de grupos abundantes da comunidade Outono 2022.



Fonte: O autor, 2023 - com QGIS v3.28.12. Imagem de fundo Bing Satellite.

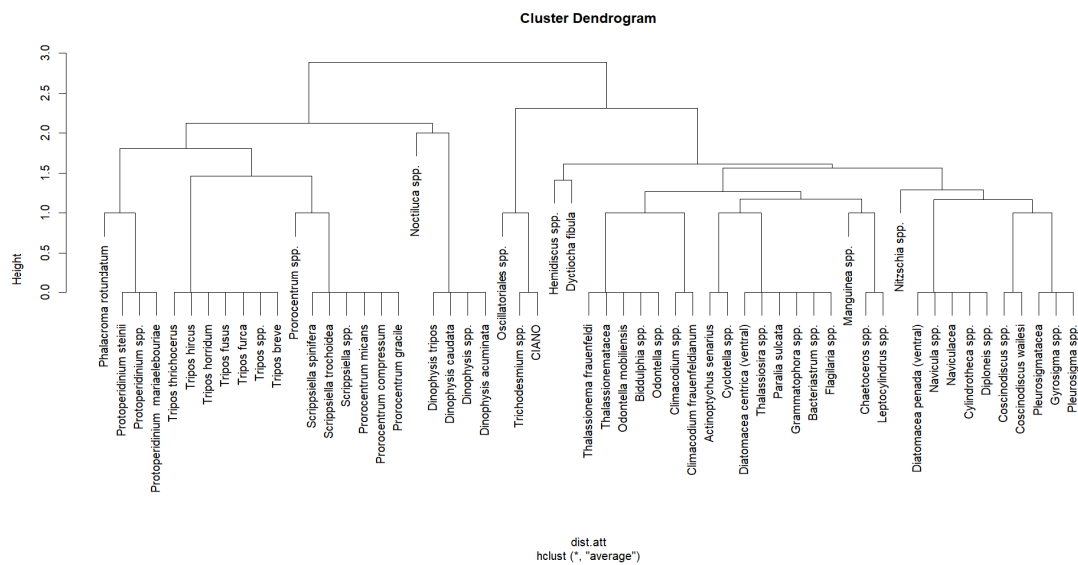
3.2.2 Assembleias de espécies e seus traços

O agrupamento das espécies foi analisado por componentes principais dos traços selecionados para organização das assembleias de organismos (Apêndice 4). Os principais grupos taxonômicos que compõem o fitoplâncton marinho (dinoflagelados, diatomáceas e cianobactérias) ficaram bem evidenciados na distribuição dessas assembleias, por compartilharem traços entre si que não são observados nos outros grupos. Táxons mais próximos, espécies que compartilham gênero, também ficaram agrupadas pela mesma razão (Figuras 21 e 23).

Na componente 1 da análise de componentes principais (PCA), dinoflagelados e diatomáceas ficaram em extremidades opostas dos vetores. As principais características que influenciaram essa distribuição foram a autotrofia (diatomáceas e cianobactérias) e presença de frústula de sílica (diatomáceas) e a presença de teca orgânica, flagelos e formação de cistos (dinoflagelados). Na componente 2, foram separados principalmente as diatomáceas de maior tamanho, hábito ticopelágico e que possuem rafe, do hábito colonial e presença de ficobiliproteínas (cianobactérias). Na outra extremidade, os dinoflagelados foram divididos entre mixotróficos constitutivos e heterótrofos, mixotróficos não constitutivos e formadores

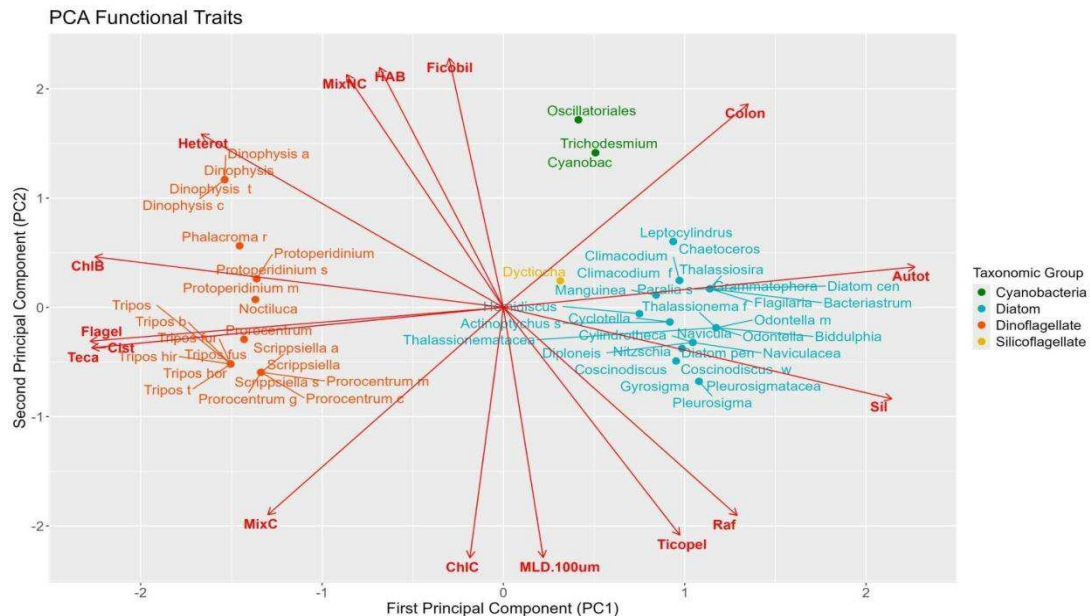
de florações nocivas. Quanto aos pigmentos, a clorofila-b é utilizada indiretamente somente por alguns dinoflagelados mixotróficos não constitutivos, a clorofila-c por dinoflagelados e diatomáceas, e as ficobiliproteínas são utilizadas por cianobactérias e indiretamente por dinoflagelados mixotróficos não constitutivos (Figura 22). A distribuição dessas assembleias de traços foi semelhante nas duas campanhas, com a diferença que na campanha de outono foi encontrada uma criptofíceia, que se distingue taxonomicamente dos grupos predominantes (Figura 24).

Figura 21 - Dendrograma de agrupamento por traços funcionais Primavera 2021.



Fonte: O autor, 2023 - com vegan, FD e ggplot2 (R v4.3.0).

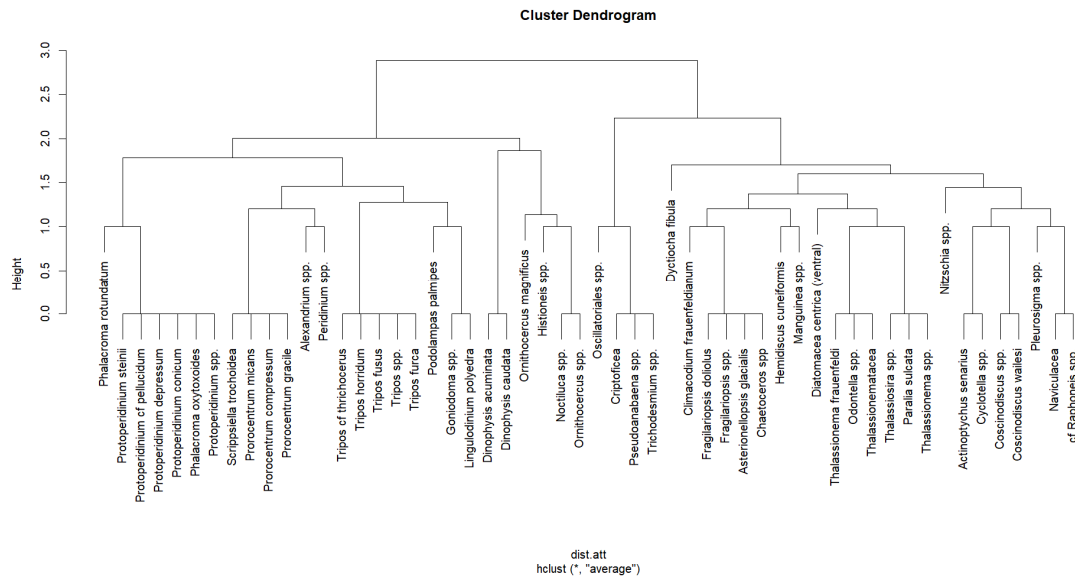
Figura 22 - Análise de componentes principais (PCA) de traços Primavera 2021.



Legenda: Plano fatorial componentes 1- 40% e 2- 17%. Fonte: Autor em R v4.3.0.

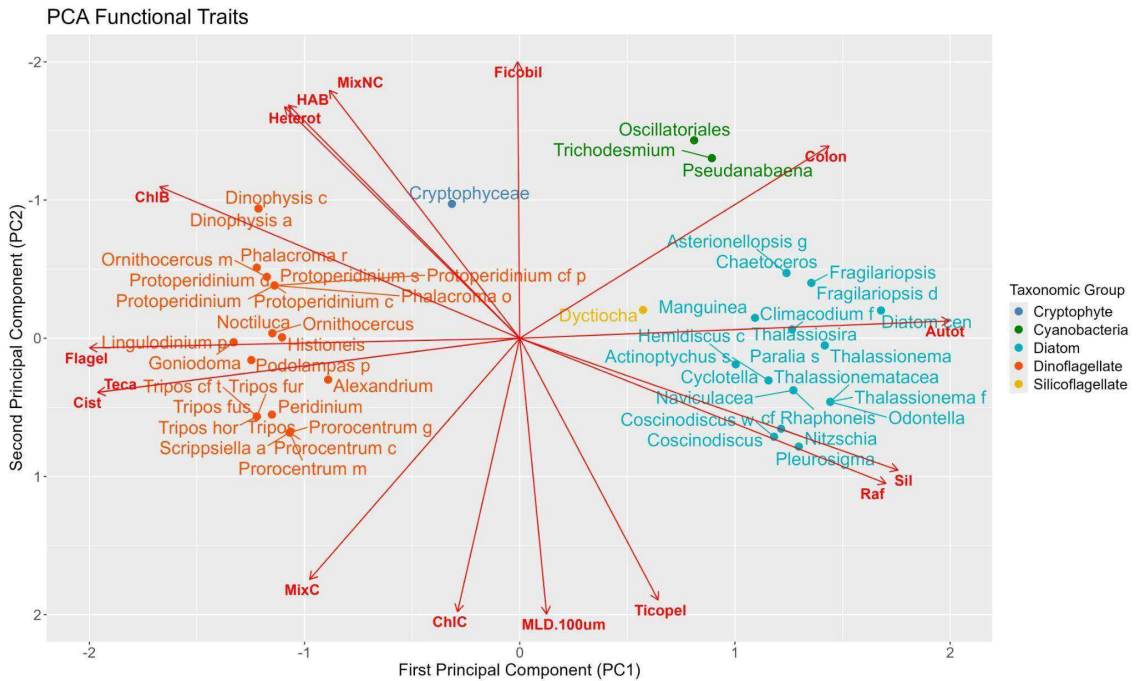
Campanha Outono 2022 (VLT2)

Figura 23 - Dendrograma de agrupamento por traços funcionais Outono 2022.



Fonte: O autor com vegan, FD e ggplot2 (R v4.3.0).

Figura 24 - Análise de componentes principais (PCA) de traços Outono 2022



Nota: Plano fatorial componentes 1- 38,5% e 2- 14,7%.

Fonte: O autor, 2023 -com vegan, FD e ggplot2 (R v4.3.0).

3.3 Estrutura da comunidade

3.3.1 Índices alfa (Riqueza, Equitatividade e Diversidade)

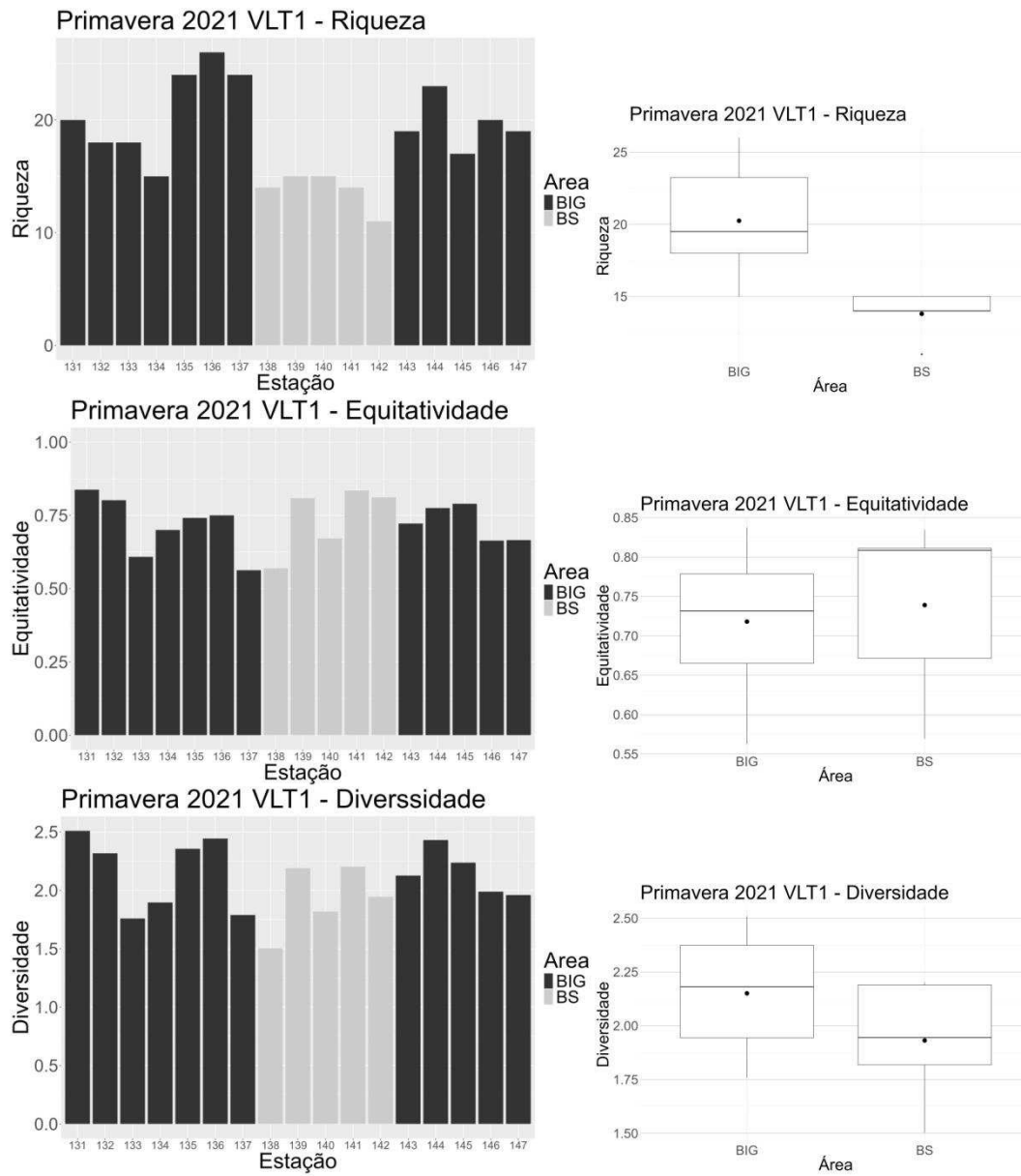
Campanha Primavera 2021 (VLT1)

A riqueza variou entre 11 e 26 espécies encontradas por estação, sendo em média menor na BS do que nas outras regiões (**Figura 25**). Maior riqueza foi encontrada na BIG, nos pontos dentro e próximo à Baía da Ribeira (25) e menores valores na BS, entre 10 e 15. No restante da BIG a riqueza variou entre 15-23 (**Figura 25**). A equitatividade de Pielou variou entre aproximadamente 0.6 e 0.8 (**Figura 25**), sendo maiores na BS do que na BIG. Os valores de diversidade de Shannon-Weaver variaram entre 1.5 e 2.5, sendo em média mais alta na BIG (**Figura 25**).

Campanha Outono 2022 (VLT2)

A riqueza variou entre 10 e 25 espécies por estação, com alguns pontos, como o VLT201 (entrada da BS) e VLT211 (entrada da BIG) com 25 espécies encontradas. No restante dos pontos a riqueza variou entre 10 e 15 na BS, 15 e 25 na BIG, e 10 na Baía da Ribeira (**Figura 26**). A equitatividade de Pielou variou entre aproximadamente 0.6 e 0.8, exceto no ponto VLT 220 onde foi cerca de 0.1 (Figura 26). Os valores de diversidade de Shannon-Weaver variaram entre 1.5 e 2.5 (**Figura 26**) na maior parte das estações amostradas, exceto no ponto VLT220 (dentro da Baía da Ribeira), nessa estação a diversidade foi cerca de 0.3. Em média, a diversidade na BS foi menor que nas outras regiões.

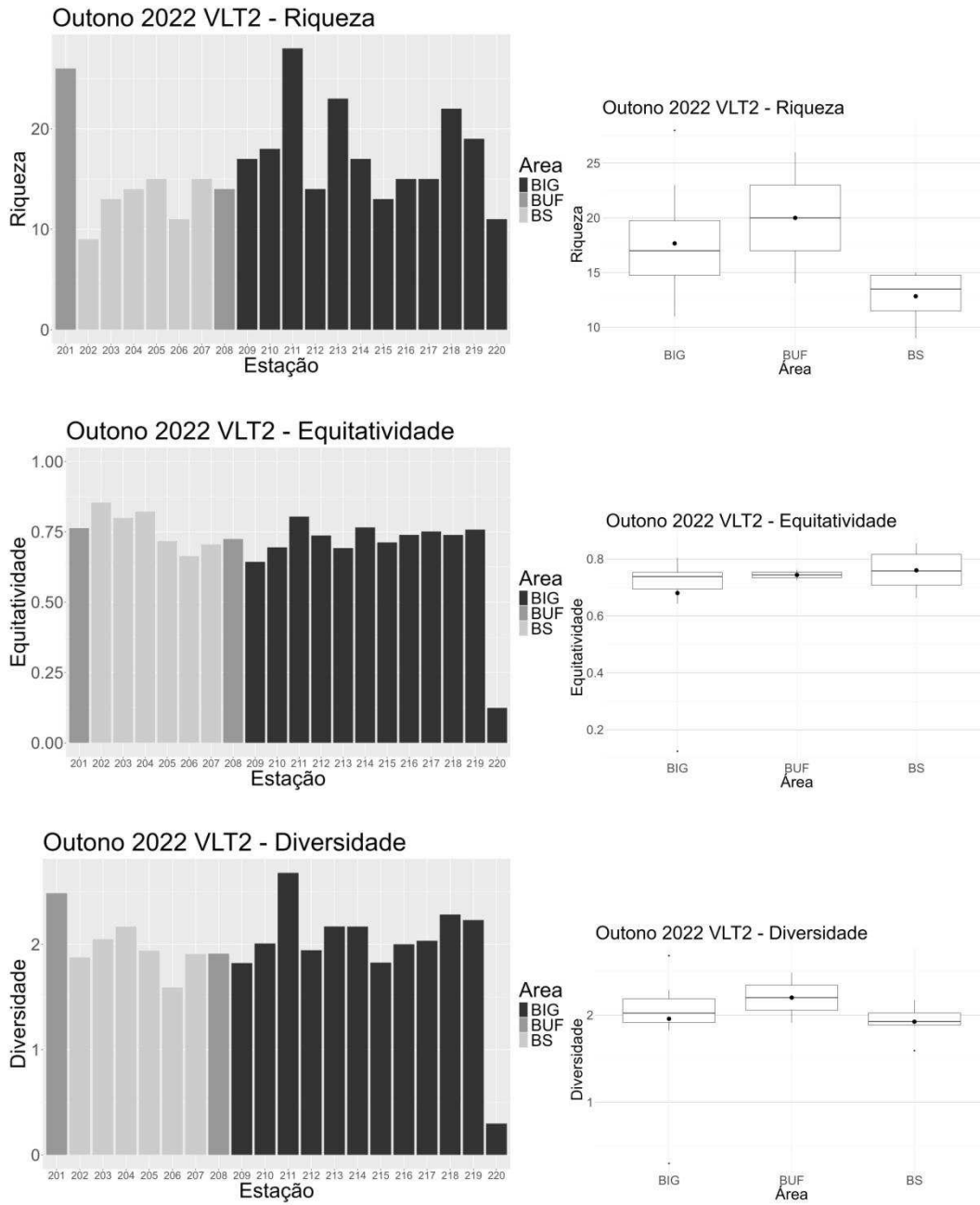
Figura 25 - Índices de diversidade- α Primavera 2021 (VLT1).



Legenda: A - Diversidade de Shannon-Weaver. B - Equitatividade de Pielou. C - Riqueza de espécies.

Fonte: O autor, 2023 - com vegan, FD e ggplot2 (R v4.3.0).

Figura 26 - Índices de diversidade funcional Primavera 2021 (VLT1).



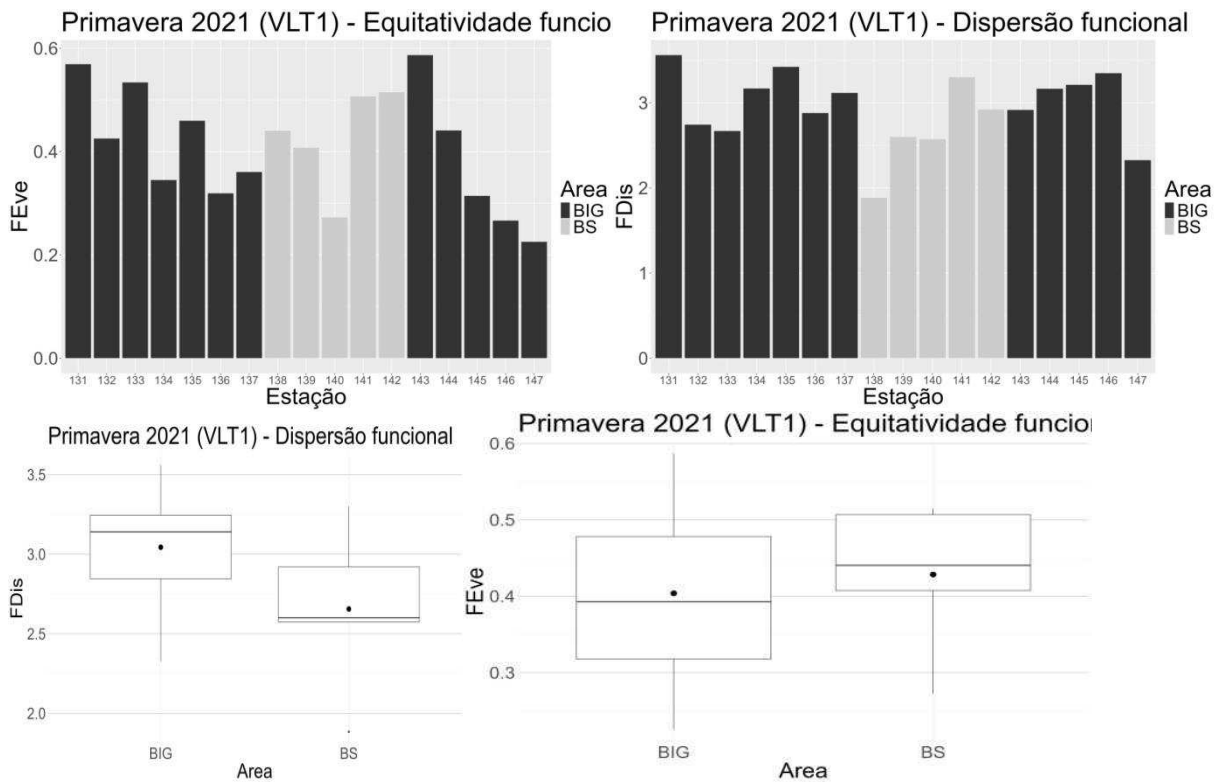
Legenda: A - Diversidade de Shannon-Weaver. B - Equitatividade de Pielou. C - Riqueza de espécies.

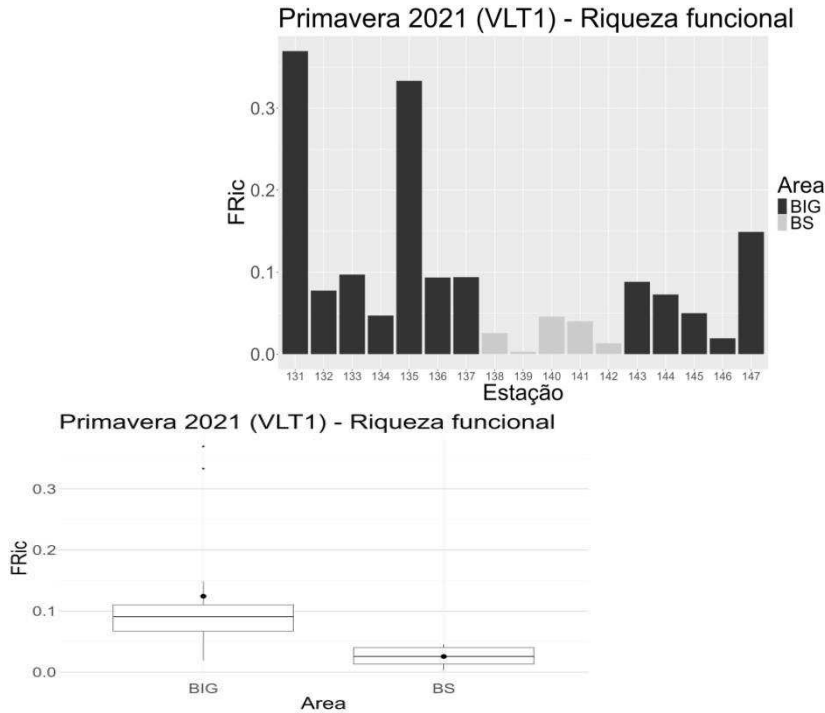
Fonte: O autor, 2023 - com vegan, FD e ggplot2 (R v4.3.0).

3.3.2 Índices de diversidade funcional (Dispersão, Equitatividade, Riqueza) Campanha Primavera 2021 (VLT1)

O índice de dispersão funcional variou entre 2 e 3.5, sem distinção entre as regiões. O menor valor foi encontrado na boca da BS (2) e os maiores na porção leste da BIG e em ponto próximo a boca da BIG (Figura 27). A equitatividade funcional variou entre 0.2 e 0.5 também sem distinção clara entre as regiões mas com variações pontuais (Figura 27). A riqueza funcional (Figura 27) teve seus maiores valores detectados na boca da BIG e no fundo da BIG, entre a Ilha Sandri e a Ponta Mambucaba (0.3), seguidos pelo ponto na BIG mais próximo ao centro de Angra (0.15). No restante dos pontos, a riqueza funcional ficou abaixo de 0.1, com média menor nos pontos da BS do que na BIG.

Figura 27 - Índices de diversidade- α Outono 2022 (VLT2).





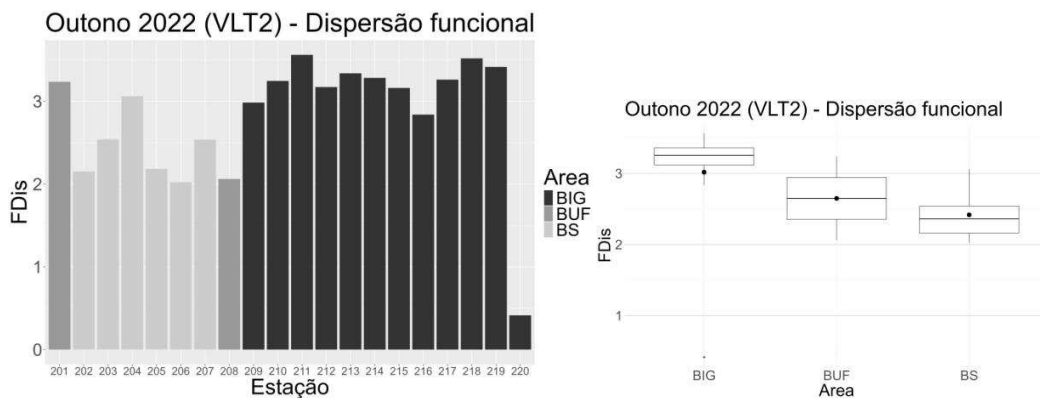
Legenda: A - Dispersão funcional. B - Equitatividade funcional. C - Riqueza funcional.

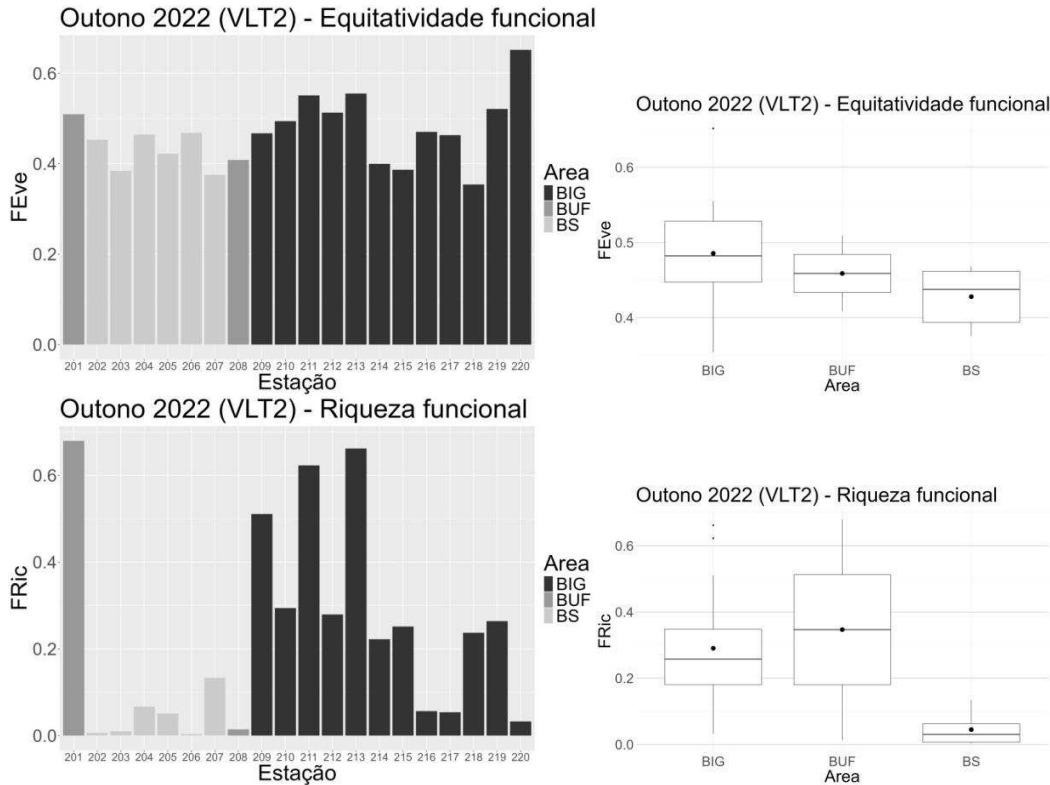
Fonte: O autor com vegan, FD e ggplot2 (R v4.3.0).

Campanha Outono 2022 (VLT2)

A dispersão funcional variou entre 2 e 3 (Figura 28), com média maior na BIG. A exceção foi o ponto 220 na Baía da Ribeira na BIG, onde o valor encontrado foi menor que 0.5. A equitatividade funcional teve maior valor no ponto 220 com mais de 0.6 (Figura 28), no restante dos pontos os valores ficaram entre 0.3 e 0.5. A riqueza funcional foi maior no ponto 201, na BUF, com 0.8. Seguida pela BIG (0.2-0.7) e BUF (até 0.3). Na BS e na Baía da Ribeira os valores foram menores que 0.1 (Figura 28).

Figura 28 - Índices de diversidade funcional Outono 2022 (VLT2).





Legenda: A - Dispersão funcional. B - Equitatividade funcional. C - Riqueza funcional.

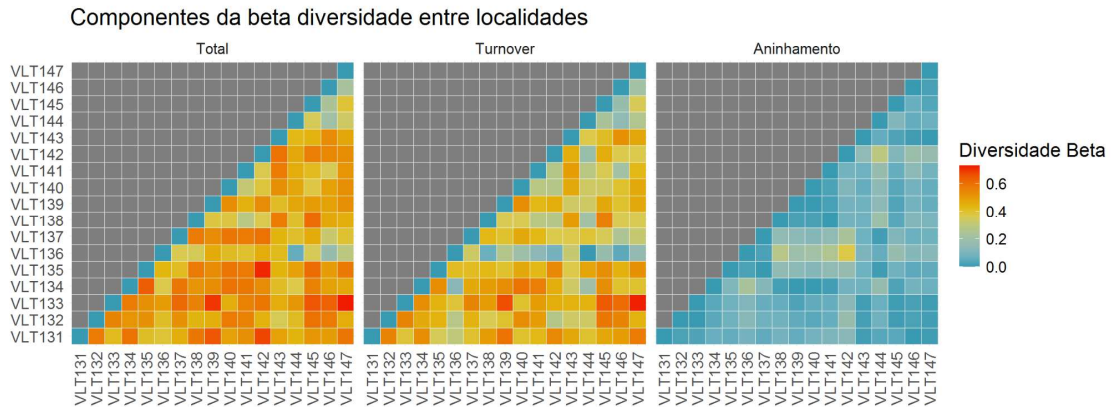
Fonte: Autor com vegan, FD e ggplot2 (R v4.3.0).

3.3.3 Beta-diversidade

Campanha Primavera 2021 (VLT1)

O índice de B-diversidade total foi 0.7717. Sua partição e distribuição espacial estação à estação indicam que há variação nas comunidades entre a maior parte das estações (**Figura 29**), com alguma semelhança entre as estações na porção leste da BIG. As estações com menor diferença na composição foram 136 (Baía da Ribeira) e 144 (leste da BIG), as maiores foram 133 (oeste da BIG) e 147 (centro de Angra). Do total, a maior parte dessas variações (exceto pela estação 136) esteve associada a um alto turnover (troca de espécies) e baixo aninhamento (perda de espécies). O aninhamento, ou perda de espécies, foi maior entre estações da BS em relação à 136, na Baía da Ribeira.

Figura 29 - Índices de B-diversidade Primavera 2021 (VLT1).



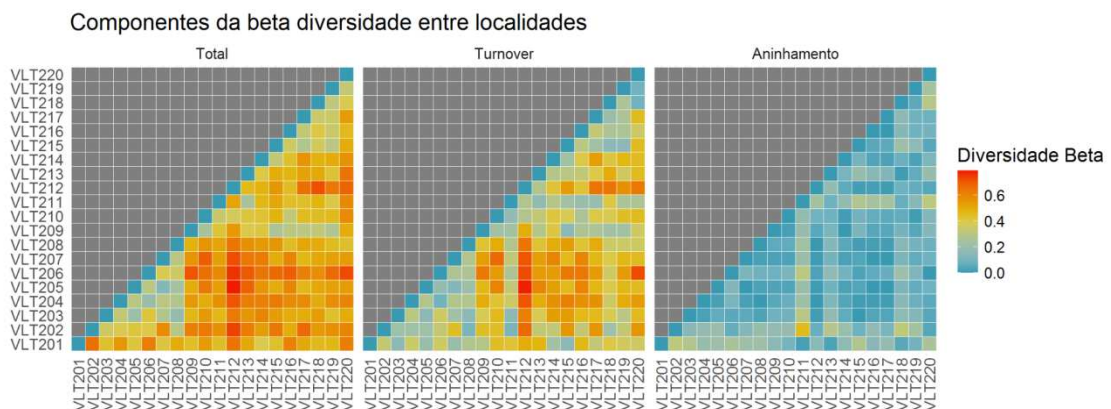
Legenda: A - Beta-diversidade total. B - *Turnover* (substituição). C - Aninhamento (perda).

Fonte: O autor com *vegan*, *ggplot2*, *tidyverse* e *betapár* (R v4.3.0).

Campanha Outono 2022 (VLT2)

O índice de B-diversidade total foi 0,7868. A variação espacial do índice beta particionado em *turnover* e *nestedness* mostram que há uma grande variação na composição das comunidades da BS e da BIG, e baixa entre as estações da mesma região (**Figura 30**). Essa alta variação está muito associada a um alto turnover, exceto em comparação com a estação 211 (BIG), onde o aninhamento é maior. A estação 209 (BIG) apresentou baixa variação com as estações da área de transição (BUF).

Figura 30 - Índices de B-diversidade Outono 2022 (VLT2).



Legenda: A - Beta-diversidade total. B - *Turnover* (substituição). C - Aninhamento (perda).

Fonte: O autor com *vegan*, *ggplot2*, *tidyverse* e *betapár* (R v4.3.0).

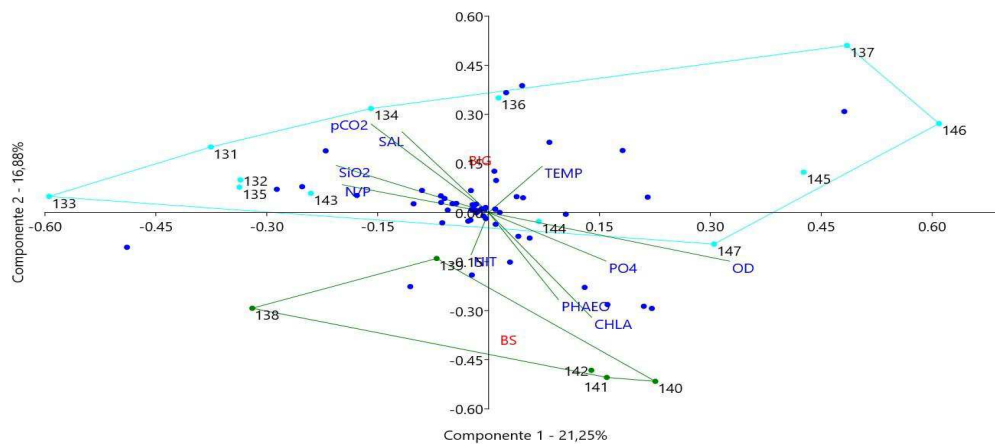
3.4 Correlação entre dados da comunidade e abióticos

3.4.1 Análise de redundância (RDA)

Campanha Primavera 2021 (VLT1)

A análise de redundância dos dados abióticos com os valores de abundância das espécies (Figura 31) apresentou explicação ambiental com 21,25% na componente 1 e 16,88% na componente 2. Os vetores (em verde) contendo as variáveis exploratórias (abióticas) ficaram predominantemente entre os quadrante superior esquerdo e inferior direito, apontando os gradientes de Salinidade, pCO_2 , SiO_2 e razão N/P, em oposição à clorofila-a, feopigmentos, saturação de O_2 e PO_4 . Transversalmente e em oposição, ficaram a temperatura (quadrante superior direito) e nitrogênio (inferior esquerdo). Com valores positivos no eixo 2 (explicação ambiental 20,7%) e negativos no eixo 1 (superior esquerdo) (explicação ambiental 17%), estão agrupadas as estações da BIG e com valores negativos no eixo 2 e positivos no eixo 1 (inferior direito), as estações da BS, mas espaçadas entre si, com as estações 139 e 138 obtendo valores negativos no eixo 1. A Baía da Ribeira na BIG e a BUF ficaram espaçadas mas predominantemente com valores positivos nos eixos 1 e 2, onde as temperaturas foram mais altas. Exceções foram as estações 143 (BIG) e 147 (centro de Angra). Nas estações da BS predominaram espécies de dinoflagelados como táxon característico. Diatomáceas coloniais e bentônicas também foram representativas, principalmente na Baía da Ribeira e BUF.

Figura 31 - Análise de redundância (RDA) Primavera 2021 (VLT1).



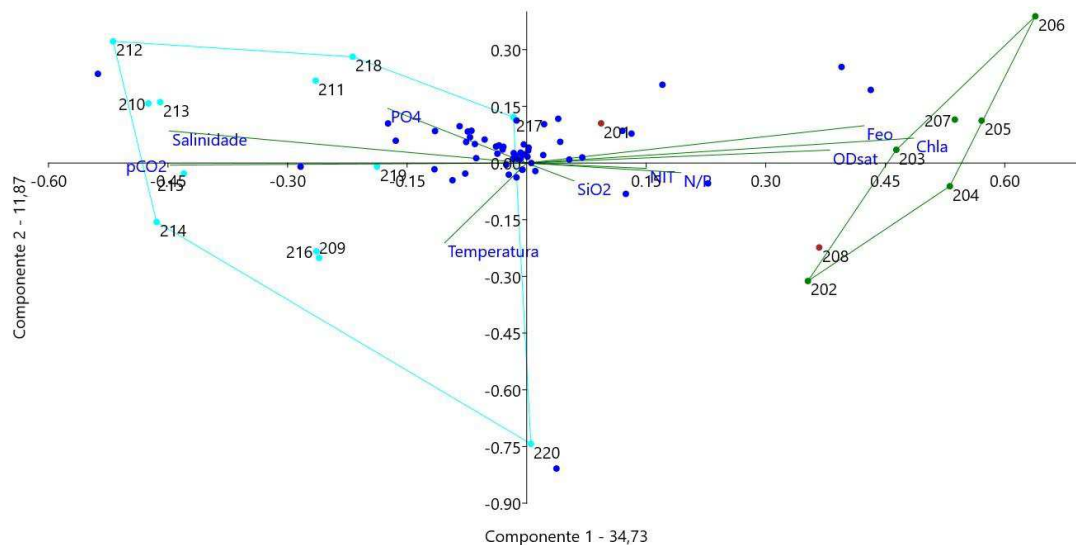
Nota: Plano fatorial componentes 1- 21,25% e 2-16,88%.

Fonte: O autor, 2021 - com Past v4.03.

Campanha Outono 2022 (VLT2)

Nessa campanha, na análise de RDA (Figura 32), o gradiente entre BS e BIG foi mais expressivo no eixo 1 (34,7 % de explicação ambiental), com valores positivos para os vetores de clorofila-a, feopigmentos, OD e nutrientes, onde estão agrupadas as estações da BS (direita). Em oposição, os vetores de salinidade e pCO_2 foram mais significativos onde as estações da BIG se agrupam. As estações da BUF, distribuídas entre a BS e a BIG. Verticalmente, no eixo 2 (11,9% da explicação ambiental) a temperatura influenciou e a estação da Baía da Ribeira na BIG ficou isolada, destacada com valores baixos no eixo 2. Na BS, diatomáceas coloniais foram os organismos mais abundantes, em oposição à BIG onde foi observada uma maior contribuição de dinoflagelados. Na Baía da Ribeira, a comunidade foi dominada por diatomáceas da família Thalassionemataceae.

Figura 32 - Análise de redundância (RDA) Outono 2022 (VLT2).



Nota: Plano fatorial componentes 1- 34,7% e 2- 11,9%. Fonte: Autor com Past v4.03.

4 DISCUSSÃO

A alta correlação entre clorofila-a e clorofila-c evidencia que a maior parte da fotossíntese na região estudada é realizada por organismos do filo Chromista, entre eles as diatomáceas e dinoflagelados, que utilizam a clorofila-c como pigmento acessório e foram os grupos mais abundantes encontrados. Isso também corrobora o fato de que, no ambiente marinho costeiro, esse grupo é responsável pela maior parte da produção primária (Bicudo & Menezes, 2010).

A análise multivariada de variação (MANOVA) dos fatores abióticos evidencia a diferença significativa entre as regiões estudadas com base nas suas características ambientais, notadamente a concentração de nutrientes e clorofila-a, caracterizando o gradiente de eutrofização crescente desde a BIG até a BS. A análise de similaridade (ANOSIM) da comunidade fitoplanctônica apresentou resultado semelhante, com diferenças significativas entre as regiões da BS e da BIG, e similaridades de ambas com a região transicional BUF. As diferenças entre os dois pontos de coleta levantados nesta região transicional ocorrem por uma variação temporal de curta escala (cerca de 12h entre uma amostragem e outra), demonstrando alta dinâmica na região.

Também foi observado por Oliveira (2022), em estudo realizado com o mesmo conjunto de dados da Primavera de 2022 do presente trabalho, que a BS apresenta características mesotróficas e a BIG oligotrófica, segundo índice TRIX proposto por Vollenweider *et al* (1998). Portanto, a divisão da área de estudo nas regiões delimitadas é condizente com os objetivos do trabalho, segundo as diferenças nos fatores abióticos, estado trófico e na composição da comunidade.

A composição da comunidade variou espacialmente e temporalmente, o que é esperado para uma região tão ampla e com tantas influências locais e sazonais, como a proximidade com a costa e a intrusão da ACAS (Barrera-Alba, 2019). Há uma comunidade local, com espécies generalistas de dinoflagelados (e.g. *Protoberidinium* spp., *Dinophysis* spp., *Phalacroma* spp., *Prorocentrum* spp.), silicoflagelados (*Dityocha* spp.) e diatomáceas penadas, cêntricas e formadoras de cadeias (Naviculaceae, *Coscinodiscus* spp., *Paralia sulcata*, *Thalassiosira* spp., Thalassionemataceae spp.) que variam em abundância relativa ao longo do gradiente de eutrofização, assim como espécies que são mais abundantes em locais ou regiões específicas, trazidas pelas massas de água (e.g. *Ornithocercus* spp., *Tripos* spp. na BIG), entre outras espécies raras e menos abundantes (e.g. *Asterionellopsis* spp., *Hemidiscus*

spp.). Além das variáveis ambientais, estações mais externas são regularmente abastecidas com massas d'água oceânicas e conseqüentemente ocorre a introdução de espécies planctônicas na comunidade.

As diferenças na dominância de dinoflagelados e diatomáceas entre as duas campanhas evidencia a variação temporal na comunidade considerando as campanhas amostrais. De forma ampla, a variação na proporção entre grandes grupos microfitoplanctônicos (dinoflagelados e diatomáceas) na região não seguiu o modelo proposto por Bi *et al.* (2021), em que dinoflagelados são favorecidos por temperaturas mais altas e por uma alta razão N/P com baixa concentração de nutrientes inorgânicos. De fato, a maior razão N/P observada na BS, na segunda campanha, favoreceu as diatomáceas. Possivelmente, tal modelo não se aplica à comunidade fitoplanctônica local por se tratar de uma região complexa com outros fatores seletivos além da temperatura e a concentração de nutrientes, como a entrada da matéria orgânica através do aporte continental (Carvalho & Guerra, 2020), urbanização e industrialização, com a presença de portos e usinas (Araújo *et al.*, 2017; Morales *et al.*, 2019) e circulação influenciada pelas marés, ventos locais e aporte de água doce (e.g. Gutierrez *et al.*, 2012; Carvalho & Guerra, 2020; Rodrigues *et al.*, 2022).

Os índices de diversidade alfa, comumente utilizados para descrever a comunidade planctônica, apresentam valores baixos para a BS, média e mediana inferior a 2 bit cel^{-1} , entre 1 e 2 bit cel^{-1} , enquanto a BIG apresenta valores médios e a mediana acima de 2 bit cel^{-1} . A teoria de evolução de um ecossistema, considerando a diversidade e modelos de duas estratégias (K e R) da comunidade fitoplanctônica (Margalef, 1958) estabelece variação qualitativas e quantitativas do fitoplâncton e índices de diversidade para avaliar a maturidade do sistema, e aqui é aplicada às observações do presente estudo ao longo de um gradiente de trofia, considerando a maior diversidade como um sistema que apresenta multiplicidade de recursos e condições ambientais favoráveis para a coexistência das espécies (Hutchinson, 1961).

Segundo esta teoria o ecossistema desenvolve uma complexidade maior à medida que aumenta seu grau de maturidade, um ecossistema maduro em equilíbrio apresenta multiplicidade de nichos e maior diversidade (e.g. Segura, 2011), o que é esperado em áreas menos alteradas, como a BIG. Áreas mais eutrofizadas correspondem ao início da sucessão proposta por Margalef (1958), onde espécies oportunistas seriam mais abundantes devido à exclusão competitiva. A diversidade específica é baixa, caracterizada por índices inferiores a 2 bits.cel^{-1} , descendo muitas vezes abaixo de 1 bit.cel^{-1} , como observado na Baía de Sepetiba. Entretanto, não houve um padrão de dominância, os valores de equitatividade das duas baías é

semelhante, apesar das diferenças na diversidade específica estas são mais associadas à riqueza, e portanto outros índices são necessários para determinar a variação da comunidade ao longo do gradiente de eutrofização, como sugerido na literatura mais moderna (Segura, 2011; Graco-Roza et al., 2022 ; Breton et al., 2022).

Cabe destacar o padrão de dominância de diatomáceas da família Thalassionemataceae (> 90% de abundância relativa) na Baía da Ribeira, na campanha de outono, influenciando na diminuição da equitatividade na BIG e na diversidade média da região. A Baía da Ribeira é uma região da BIG mais enclausurada e com menor profundidade (10 m em média), com aporte de pequenos rios e esgoto doméstico. Como observado por Pearman et al. (2018) ao longo de um gradiente de eutrofização, a composição da comunidade foi mais sensível às variações do que os índices de diversidade alfa. Neste caso específico da Baía do Ribeira, influenciando pontualmente a dominância e a equitatividade.

Os índices de diversidade Beta reforçam que há uma diferença maior entre as comunidades da BIG e BS do que entre estações da mesma região, os valores de beta diversidade total foram maiores na BIG do que na BS. Essa diferença se deu principalmente por uma substituição (*Turnover*) nas espécies encontradas. Apenas algumas estações específicas (136, na Baía da Ribeira na BIG e 142, na BS na primavera; 202, na BUF e 211, na BIG, no outono) apresentaram maior aninhamento (*Nestedness*), ou perda de espécies. Logo, salvo casos específicos, as comunidades se diferenciam mais em termos da composição relativa do que da quantidade de espécies encontradas. A maior diversidade beta da BIG pode ser um indicativo da maior heterogeneidade ambiental, esperada para este ambiente oligotrófico e com influência da plataforma continental e costeira. Em estudos realizados em sistemas costeiros com a comunidade planctônica, os maiores valores de beta-diversidade foram observados em locais com maior heterogeneidade ambiental (e.g. Alves-de-Souza et al., 2017; Rombouts et al., 2019; Zhao et al., 2022).

A escassez de estudos que considerem variações na diversidade beta da comunidade planctônica, tanto espaciais quanto temporais, em ambientes marinhos e plataformais brasileiros, é notável. Considerando a importância numérica do microfitoplâncton em sistemas costeiros e suas variações espaciais, a avaliação da beta diversidade e sua partição em beta-turnover e beta-nestedness trazem informações relevantes para a gestão e conservação dos ambientes costeiros, a exemplo do proposto para a Baía de Biscay na França (Rombouts et al., 2019) e do discutido por Alves-de-Souza et al. (2017) para a Lagoa Rodrigo de Freitas. As informações sobre a variação destas comunidades em ambientes marinhos com distintos graus de trofia podem ser incompletas se a composição florística e a variação

espacial e temporal das espécies planctônicas não forem adequadamente determinadas. Soma-se a estas análises a alfa diversidade e os índices de diversidade funcional, com sensibilidade distinta às variações ambientais (Graco-Roza et al., 2022, para gradientes espaciais), compondo desta forma a determinação da dinâmica e distribuição destas comunidades planctônicas.

Pelas análises de redundância podemos observar como as espécies mais abundantes e os traços se distribuem em torno das estações de coleta e em comparação com as variáveis ambientais, representadas pelos vetores. Características morfológicas e comportamentais se distribuem de formas distintas nas duas campanhas, e estão diretamente relacionadas com os hábitos e estratégias de obtenção de energia das espécies.

Espécies costeiras (*e.g. Scrippsiella* spp.) ou oceânicas (*e.g. Ornithocercus* spp.) aparecem na extremidade superior do gradiente de salinidade, bem marcado entre as regiões da BS e BIG em ambas as campanhas. Assim como os gradientes de pressão parcial de gás carbônico e saturação de oxigênio, opostos e resultantes de produtividade primária. A inversão na dominância de dinoflagelados e diatomáceas entre regiões de uma campanha para a outra, faz com que a distribuição de alguns traços ocorre de maneira oposta ao gradiente de clorofila-a e salinidade entre as campanhas. Diatomáceas, com parede celular de sílica e autótrofos exclusivos, foram mais abundantes na BS na primavera e na BIG no outono, enquanto dinoflagelados com teca orgânica, flagelos, heterótrofos ou mixotróficos, foram mais abundantes na BIG na primavera e na BS no outono.

Espécies de hábito ticopelágico (Naviculacea, Pleurosigmatacea), foram mais abundantes na BS e leste da BIG, onde é mais raso e a estratificação é menor, além de possuir área suficiente para a pista de vento provocar mistura na coluna d'água. Organismos maiores que 100 μm foram encontrados em maior abundância na BIG, porém mais associada ao gradiente de temperatura. O tamanho não distingue os grupos taxonomicamente, por ser um traço mestre relacionado a outros traços fisiológicos, comportamentais e de ciclo de vida (Litchman & Klausmeier, 2008). Além disso, a metodologia de coleta com redes faz um corte de tamanho específico concentrando organismos maiores de 20 μm , o microplâncton.

Contudo, espécies de dinoflagelados mixotróficos constitutivos e não constitutivos foram mais generalistas, sendo encontrados em ambas regiões, variando em abundância relativa. Principalmente mixotróficos constitutivos, com ampla distribuição nas duas baías (*e.g. Prorocentrum* spp.). A possibilidade de obter energia de mais de uma fonte, para esses organismos, é uma adaptação diferencial na estratégia de sobrevivência, uma resposta direta às razões entre os macronutrientes e a disponibilidade de luz e presas na coluna de água e

resiliência às variações ambientais decorrentes de frequentes perturbações antrópicas (Leles et al., 2018; Millete et al., 2021; Li et al., 2024).

A teoria da estruturação de comunidades postula que as espécies se organizam em padrões não aleatórios, influenciados por fatores como limitação de dispersão, interações bióticas e filtragem ambiental (Keddy, 1992; Weiher et al., 2011). A filtragem ambiental intensa geralmente resulta em assembleias locais com composições de traços funcionais semelhantes (alta convergência de traços, menor FDis), enquanto filtros ambientais mais fracos resultam em menor semelhança nas composições de traços funcionais (alta divergência de traços- maior FDis). O ambiente atua como um filtro primário, determinando a composição das espécies dentro de uma comunidade local. A relação entre as condições abióticas e os traços funcionais pode variar dependendo da intensidade da filtragem ambiental presente em um sistema (Blonder et al., 2015).

Na Baía da Ilha Grande há um aumento na dispersão funcional (FDis) dentro da assembleia de espécies, indicando uma maior dissimilaridade entre estas em suas composições de traços funcionais (Segura et al., 2011), permitindo a exploração de outros recursos na coluna de água e a adaptação a uma condição ambientalmente heterogênea, como indicado pela maior diversidade beta. O aumento na dispersão funcional indica uma filtragem ambiental menos rigorosa (Segura et al., 2011), a maior diversidade e riqueza de espécies se traduziram em riqueza funcional na BIG, com perda mínima de populações. Essa redução na filtragem ambiental promove uma maior complementaridade de nicho, onde as espécies exibem diferenças em seus nichos realizados, e a partição de recursos facilita a coexistência destas, conforme articulado por Hutchinson (1961) no paradoxo do plâncton. Por outro lado, a menor dispersão funcional, associada aos menores índices de diversidade na BS indicam que o gradiente de eutrofização, embora menos intenso (de oligotrófico a mesotrófico), tenha atuado como filtro para as espécies. É esperado que essa diferença na composição funcional seja ainda mais evidente se expandirmos a análise para ambientes classificados como eutróficos e hipereutróficos

Eventos extremos de perda da diversidade e florações algais nocivas não foram observados, contudo estes já ocorreram anteriormente na BS (Moser & Domingos, 2018) e toxinas DSP foram detectadas nesta baía associadas à espécies de *Dinophysis*, porém com perfil toxígeno de baixo potencial e constante (Ferreira et al., 2010).

Organismos formadores de HABs foram encontrados na maior parte das amostras coletadas, muitos dos quais são espécies generalistas e dinoflageladas mixotróficos. O fato

dessas espécies ocorrerem na região não é um sinal de contaminação, cada uma se torna nociva em determinadas condições (Hallegraeff, 1993).

Esses organismos mixotróficos apresentam relações ecológicas complexas, estudar e compreender essas interações nos dá ferramentas para mitigar efeitos nocivos. *Dinophysis acuminata*, por exemplo, é um mixotrófico não constitutivo e que possui presas específicas, como o ciliado *Mesodinium rubrum*, que forma florações que podem ser detectadas por imagens de satélite (Moser & Domingos, 2018). O uso de imagens de satélite é uma alternativa de baixo custo com múltiplos benefícios (e.g. monitorar uma área maior). Monitorar essas populações e outras listadas na tabela 2, de possíveis formadores de florações nocivas, se faz premente num cenário de mudanças climáticas e constantes intervenções antrópicas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O gradiente de eutrofização entre as baías foi marcado pela maior concentração de clorofila-a, nutrientes inorgânicos dissolvidos e menor salinidade na BS em relação à BIG. A composição específica da BS foi representada por dinoflagelados dos gêneros *Protoperidinium* spp., *Prorocentrum* spp., *Scrippsiella* spp. no VLT1 e por diatomáceas cêntricas e formadoras de cadeia (*Coscinodiscus* spp., *Thalassiosira* spp., *Thalassionemataceae*) no VLT2; enquanto na BIG as diatomáceas *Thalassiosira* spp., *Leptocylindrus* spp., *Coscinodiscus* spp., *Paralia sulcata* foram mais abundantes no VLT1 e dinoflagelados mixotróficos dos gêneros *Triplos* spp. e *Prorocentrum* spp. no VLT2, entre outros, foram abundantes, relacionadas aos maiores valores de salinidade e menores concentrações de nutrientes.

Utilizar uma abordagem funcional aliada aos índices ecológicos clássicos foi complementar para compreender a distribuição dos principais grupos fitoplanctônicos no complexo de baías de Ilha Grande e Sepetiba. Compreender a comunidade a partir dos nichos ocupados pelos organismos traz mais informações sobre a qualidade ambiental e estado de maturidade do sistema, além dos índices de diversidade Alfa e Beta. Foi possível determinar padrão de perda na diversidade funcional no gradiente de eutrofização, através dos índices de riqueza, equitatividade e dispersão funcionais.

Nesse caso, a diminuição na dispersão funcional indica que a eutrofização atua como um filtro ambiental, diminuindo a diversidade de nichos na região mais afetada e favorecendo a convergência de traços funcionais (Hipótese 1), ora dominada por dinoflagelados ora por diatomáceas formadoras de cadeia, não ocorrendo uma seleção preferencial de mixotróficos. Apesar do gradiente menos intenso de eutrofização entre estes dois sistemas, visto que os ambientes que estão sendo comparados são classificados como mesotrófico (BS) e oligotrófico (BIG).

A disputa por recursos entre diatomáceas e dinoflagelados não pode ser explicada somente pela disponibilidade de nutrientes e temperatura, como no modelo apresentado por Bi *et al.* (2021) (Hipótese 2). As complexidades desses sistemas estuarinos, ecótonos por natureza, aliada às interferências antrópicas em ambientes confinados e semiconfinados e às trocas com massas d'água oceânicas formam um cenário ambiental com múltiplas variáveis interferindo nas relações ecológicas.

A Baía de Ilha Grande já engloba áreas com características distintas ambientalmente, sendo ambientalmente heterogênea, o que justifica a elaboração de uma estratégia amostral que considere algumas subdivisões. A Baía da Ribeira apresentou um cenário ambiental e comunidades distintas de outras estações dentro da Baía de Ilha Grande. Este é um sistema estuarino com características próprias, estudá-lo em suas particularidades e nas interações com o restante da BIG pode trazer novas informações sobre o estado de conservação da região.

Espécies nocivas foram encontradas em toda a região amostrada. A presença dessas espécies em si não é alarmante, pois não eram abundantes. Contudo, a frequente ocorrência de dinoflagelados produtores de toxinas diarréicas (e.g. ácido ocadaico) das espécies *Dinophysis* spp. e *Phalacroma rotundatum* nesta região onde se pratica a malacocultura é preocupante. As consequências podem ser graves e o monitoramento é recomendado para gestão da saúde pública, pois mudanças climáticas e impactos antrópicos no meio ambiente podem ocasionar alterações no equilíbrio da comunidade, favorecendo essas e outras espécies possivelmente nocivas.

REFERÊNCIAS

- ABRIL, G. et al. Spreading eutrophication and changing Co₂ fluxes in the tropical coastal ocean: a few lessons from Rio De Janeiro. *Arquivos de Ciências do Mar, Fortaleza*, 55 (Especial Labomar 60 anos): 461 - 476, 2022.
- ALVES-DE-SOUZA, C. et al. Does environmental heterogeneity explain temporal β diversity of small eukaryotic phytoplankton? Example from a tropical eutrophic coastal lagoon. *Journal of Plankton Research*, v. 39, n. 4, p. 698-714, 2017.
- ANDERSON, D. M. et al. Initial observations of the 2005 *Alexandrium fundyense* bloom in southern New England: General patterns and mechanisms. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, v. 52, n. 19-21, p. 2856-2876, 2005.
- ARAÚJO, D. F., PERES, L. G., YEPEZ, S., MULHOLLAND, D. S., MACHADO, W., TONHÁ, M., & GARNIER, J. Assessing man-induced environmental changes in the Sepetiba Bay (Southeastern Brazil) with geochemical and satellite data. *Comptes Rendus Geoscience*, 349(6-7), 290-298, 2017.
- BARRERA-ALBA, J. J., ABREU, P. C., & TENENBAUM, D. R. Seasonal and inter-annual variability in phytoplankton over a 22-year period in a tropical coastal region in the southwestern Atlantic Ocean. *Continental Shelf Research*, 176, 51-63, 2019.
- BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global ecology and biogeography*, 19(1), 134-143, 2010.
- BATES, S. S. et al. Pseudo-nitzschia, Nitzschia, and domoic acid: New research since 2011. *Harmful Algae*, v. 79, p. 3-43, 2018.
- BAZZONI, A. M. et al. Recent findings of paralytic shellfish toxins linked to the genus *Alexandrium* Halim in Mediterranean mollusc production areas. *Toxicon*, v. 174, p. 48-56, 2020.
- BERDALET, E. et al. Marine harmful algal blooms, human health and wellbeing: challenges and opportunities in the 21st century. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 96, n. 1, p. 61-91, 2016.
- BLONDER, B. et al. Linking environmental filtering and disequilibrium to biogeography with a community climate framework. *Ecology*, v. 96, n. 4, p. 972-985, 2015.
- BI, R. et al. Responses of marine diatom-dinoflagellate competition to multiple environmental drivers: Abundance, elemental, and biochemical aspects. *Frontiers in Microbiology*, v. 12, p. 731786, 2021.
- BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. Introdução: As algas do Brasil. In: FORZZA, RC., org., et al. INSTITUTO DE PESQUISAS JARDIM BOTANICO DO RIO DE JANEIRO. Catálogo de plantas e fungos do Brasil. Andrea Jakobsson Estúdio: Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro. p. 49-60. Vol. 1. 2010.
- BOYD, P. W.; TRULL, T. W. Understanding the export of biogenic particles in oceanic waters: Is there consensus?. *Progress in Oceanography*, v. 72, n. 4, p. 276-312, 2007.

- BRANDINI, F. et al. Carbon flow for plankton metabolism of Saco do Mamanguá Ría, Bay of Ilha Grande, a subtropical coastal environment in the South Brazil Bight. *Frontiers in Marine Science*, v. 6, p. 584, 2019.
- BRETON, E. et al. Multiple phytoplankton community responses to environmental change in a temperate coastal system: A trait-based approach. *Frontiers in Marine Science*, v. 9, p. 914475, 2022.
- CARVALHO, B. C.; GUERRA, J. V.. Aplicação de Modelo de Tendência Direcional de Transporte ao Longo de uma Ilha-Barreira: Restinga da Marambaia (RJ, SE Brasil). *Anuario do Instituto de Geociencias*, v. 43, n. 2, 2020.
- CARVALHO, B. C.; GOMES, C. L. S.; GUERRA, J. V. Spatio-temporal morphological variability of a tropical barrier island derived from the Landsat collection. *Frontiers in Remote Sensing*, v. 4, p. 1111696, 2023.
- CASTRO, N. O.; DOMINGOS, P.; MOSER, G. A. O. National and international public policies for the management of harmful algal bloom events. A case study on the Brazilian coastal zone. *Ocean & Coastal Management*, v. 128, p. 40e51, Elsevier, 2016.
- CASTRO, N. O.; MOSER, G. A. O. Florações de algas nocivas e seus efeitos ambientais. *Oecologia Australis*, v. 16, n. 2, p. 235-264, 2012.
- CLOERN, J. E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine ecology progress series*, v. 210, p. 223-253, 2001.
- COTOVICZ, L. C. et al. Predominance of phytoplankton-derived dissolved and particulate organic carbon in a highly eutrophic tropical coastal embayment (Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil). *Biogeochemistry*, v. 137, n. 1, p. 1-14, 2018.
- CUPP, E. E. Marine Plankton Diatoms of the West of North America. University of California Press, *Bulletin of the Scripps Institution of Oceanography*, 5(1): 1-238. 1943.
- DETMER, T. M. et al. Comparison of microscopy to a semi-automated method (FlowCAM®) for characterization of individual-, population-, and community-level measurements of zooplankton. *Hydrobiologia*, v. 838, n. 1, p. 99-110, 2019.
- FASHAM, M. J. (Ed.). *Ocean biogeochemistry: the role of the ocean carbon cycle in global change*. Springer Science & Business Media, 2003.
- FERREIRA, V. M.; OLIVEIRA, G.M.; PEREIRA, M.M.D.; SILVA, P.P.O.; BORBA, H. R.; LOURENÇO, A.J.; SILVA, P.F. Produção da ficotoxina diarreica ácido ocaidaico associada à microalga *Dinophysis acuminata* (Ehrenberg 1839) na baía de Sepetiba, RJ e sua implicação para a saúde pública. *Revista Brasileira de Ciência Veterinária* v. 17 n. 2, 2010.
- FLYNN, K. J. et al. Mixotrophic protists and a new paradigm for marine ecology: where does plankton research go now?. *Journal of Plankton Research*, v. 41, n. 4, p. 375-391, 2019.
- FOLONI, H. N. *As Massas de água na Baía de Campos, RJ*. 2010. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010. Acesso em: 01 abr. 2024.
- GERSSSEN, A. et al. Marine toxins: Chemistry, toxicity, occurrence and detection, with special reference to the Dutch situation. *Toxins*, v. 2, n. 4, p. 878-904, 2010.

- GONZÁLEZ-GIL, S. et al. Considerations on the toxigenic nature and prey sources of *Phalacroma rotundatum*. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 64, n. 2, p. 197-203, 2011.
- GRACO-ROZA, C. et al. Distance decay 2.0 – a global synthesis of taxonomic and functional turnover in ecological communities. *Global Ecology and Biogeography*, v. 31, n. 7, p. 1399-1421, 2022.
- GRASSHOFF, K; KREMLING, K; EHRHARDT, M. *Methods of Seawater Analysis*. Frontmatter. 1999.
- GRIFFITH, D. R.; RAYMOND, P. A. Multiple-source heterotrophy fueled by aged organic carbon in an urbanized estuary. *Marine Chemistry*, v. 124, n. 1-4, p. 14-22, 2011.
- GUIRY, M. D.; GUIRY, G. M. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, University of Galway. <https://www.algaebase.org>, acessado em 21-03-2024.
- GUTIERREZ, M. T. et al. Variabilidade espacial e temporal da distribuição do material particulado em suspensão nas proximidades do canal de navegação da baía de Sepetiba (RJ). 2012.
- HAMMER, Ø; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, v. 4, p. 1-9, 2010.
- HALLEGRAEFF, G. M. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*, v. 32, n. 2, p. 79-99, 1993.
- HASLE, G. R.; SYVERTSEN, E. E.; STEIDINGER, K. A.; TANGEN, K.; TOMAS, C. R. *Identifying Marine Diatoms and Dinoflagellates*, Elsevier, 5-385. 1996.
- HERNÁNDEZ-BECERRIL, D. U. et al. Toxic and harmful marine phytoplankton and microalgae (HABs) in Mexican Coasts. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, v. 42, n. 10, p. 1349-1363, 2007.
- HUTCHINSON, G. E. The paradox of the plankton. *The American Naturalist*, v. 95, n. 882, p. 137-145, 1961.
- KEDDY, P. A. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of vegetation science*, v. 3, n. 2, p. 157-164, 1992.
- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, v. 91, n. 1, p. 299-305, 2010.
- LEE, T. C. et al. The mechanism of diarrhetic shellfish poisoning toxin production in *Prorocentrum* spp.: physiological and molecular perspectives. *Toxins*, v. 8, n. 10, p. 272, 2016.
- LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. D. Ecologically Meaningful Transformations for Ordination of Species Data. *Oecologia*, 129, 271-280. 2001.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. *Numerical ecology*. Elsevier, 2012.
- LELES, S. G. et al. A Lagrangian study of plankton trophodynamics over a diel cycle in a eutrophic estuary under upwelling influence. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 98, n. 7, p. 1547-1558, 2018.

- LELES, S. G. et al. Modeling mixotrophic functional diversity and implications for ecosystem function. *Journal of Plankton Research*. 40, 627–642. 2018.
- LI, Q. et al. Relative importance of bacterivorous mixotrophs in an estuary-coast environment. *Limnology and Oceanography Letters*, v. 9, n. 1, p. 81-91, 2024.
- LIMA, D. T. et al. Abiotic Changes Driving Microphytoplankton Functional Diversity in Admiralty Bay, King George Island (Antarctica). *Front. Mar. Sci.*, v. 6, p. 638, 2019.
- LITCHMAN, E.; KLAUSMEIER, C. A. Trait-based community ecology of phytoplankton. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, v. 39, p. 615-639, 2008.
- LITCHMAN, E. et al. Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. Fifty years after the ‘‘Homage to Santa Rosalia’’: Old and new paradigms on biodiversity in aquatic ecosystems, p. 15-28, 2010.
- LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations, *Limnology and Oceanography*, 12. 1967.
- LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; LECREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia*, v. 11, p. 143-170, 1958.
- LUNDHOLM, N. et al. IOC-UNESCO Taxonomic Reference List of Harmful Micro Algae. <https://www.marinespecies.org/hab>, acessado em 27-03-2024.
- MAGURRAN, Anne E.; MCGILL, Brian J. Biological diversity. *Frontiers in measurement and assessment*, 2011.
- MARGALEF, R. Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. 1958.
- METTING, B.; PYNE, John W. Biologically active compounds from microalgae. *Enzyme and Microbial Technology*, v. 8, n. 7, p. 386-394, 1986.
- MILLETTE, N. C. et al. Temporal and spatial variability of phytoplankton and mixotrophs in a temperate estuary. *Marine Ecology Progress Series*, v. 677, p. 17-31, 2021.
- MITRA, A.; FLYNN, K. J. Modelling mixotrophy in harmful algal blooms: More or less the sum of the parts?. *Journal of Marine Systems*, Volume 83, Issues 3–4, Pages 158-169. 2010.
- MITRA, A. et al. The role of mixotrophic protists in the biological carbon pump. *Biogeosciences*, v. 11, n. 4, p. 995-1005, 2014.
- MORALES, S. J. D. et al. Anthropogenic impacts on the Western sector of Sepetiba bay (Brazil) assessed by the Pb isotopic composition of surface sediments. *Journal of Sedimentary Environments*, v. 4, n. 3, p. 291-311, 2019.
- MOSER, G. et al. 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.*, v. 38, p. e12450, 2017.
- MOSER, G. A.; DOMINGOS, P. Riscos de florações de algas nocivas (FANs) e os atuais impactos socioambientais: o caso da Baía de Sepetiba. SILVA, C. A.; SUIAMA, S. G. Baía de Sepetiba: Riscos à natureza e aos coletivos humanos na metrópole do Rio de Janeiro. 1 Ed. Rio de Janeiro: Letra Capital, 2018. 149-173.

- OLIVEIRA, G. P. Características biogeoquímicas e estado trófico das Baías de Ilha Grande e Sepetiba - RJ. Dissertação (Pós-graduação em Geociências) - Instituto de Química, Universidade Federal Fluminense. Niterói, p. 79. 2022.
- OKSANEN, J. et al. Package 'vegan'. Community ecology package, version, 2(9), p. 1-295, 2013.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. Ecology letters, v. 9, n. 6, p. 741-758, 2006.
- PONNAMPERUMA, F. N.; CASTRO, Ruby U.; VALENCIA, Carmen M. Experimental study of the influence of the partial pressure of carbon dioxide on the pH values of aqueous carbonate systems. Soil Science Society of America Journal, v. 33, n. 2, p. 239-241, 1969.
- PEARMAN, J. K. et al. Plankton community assessment in anthropogenic-impacted oligotrophic coastal regions. Environmental Science and Pollution Research, v. 25, n. 31, p. 31017-31030, 2018.
- PUENTE, P. F. et al. Studies of polyether toxins in the marine phytoplankton, *Dinophysis acuta*, in Ireland using multiple tandem mass spectrometry. Toxicon, v. 44, n. 8, p. 919-926, 2004.
- REYNOLDS, C. S. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. Ecology, v. 3, n. 3, p. 141-159, 1980.
- RODRIGUES, D. et al. Low-frequency circulation on the Ilha Grande channel, Rio de Janeiro, Brazil. Regional Studies in Marine Science, v. 50, p. 102129, 2022.
- RODRIGUES, M. A. C.; PEREIRA, S. D.; ARAÚJO, H. I.; PEREIRA, O. N. A. Contexto geológico da Baía de Sepetiba, estado do Rio de Janeiro, Brasil. SILVA, C. A.; SUIAMA, S. G. Baía de Sepetiba: Riscos à natureza e aos coletivos humanos na metrópole do Rio de Janeiro. 1 Ed. Rio de Janeiro: Letra Capital, 2018. 9-24.
- ROMBOUTS, I. et al. Changes in marine phytoplankton diversity: Assessment under the Marine Strategy Framework Directive. Ecological indicators, v. 102, p. 265-277, 2019.
- ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B.; MADUREIRA, L. S. P. (Eds.). O ambiente oceanográfico da plataforma continental e do talude na região sudeste-sul do Brasil. EdUSP, 2006.
- SABINE, C. L. et al. Current status and past trends of the global carbon cycle. Scientific committee on problems of the environment international council of scientific unions, n. 62, p. 17-44, 2004.
- SEGURA, A. M. et al. Emergent neutrality drives phytoplankton species coexistence. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, v. 278, n. 1716, p. 2355-2361, 2011.
- SCOTT, F. J.; MARCHANT, H. J. Antarctic Marine Protists. Australian Antarctic Division. 2005.
- SIEBURTH, J. M.; SMETACEK, V. L. J. Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions, Limnology and Oceanography, 23. 1978.

- SILVA, C. A. Expansão urbano-industrial e logística na Baía de Sepetiba e conflitos territoriais com a pesca artesanal: história recente da produção social da periferia metropolitana.
- SILVA, C. A.; SUIAMA, S. G. Baía de Sepetiba: Riscos à natureza e aos coletivos humanos na metrópole do Rio de Janeiro. 1 Ed. Rio de Janeiro: Letra Capital, 83-106. 2018.
- SIVONEN, K. Cyanobacterial toxins and toxin production. *Phycologia*, v. 35, n. sup6, p. 12-24, 1996.
- SPEARMAN C. The Proof and Measurement of Association between two things. *The American Journal of Psychology*;15:72–101. 1904.
- STOECKER, D. K. et al. Mixotrophy in the marine plankton. *Annual Review of Marine Science*, v. 9, p. 311-335, 2017.
- STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 157, 2nd Edition, 1972.
- TENENBAUM, D. R. et al. Phytoplankton atlas of Sepetiba bay, Rio de Janeiro, Brazil. London. Global Ballast Water Management Programme. 2004.
- UEHLINGER, V. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. *Arch. Sci.*, v. 17, n. 2, p. 121-123, 1964.
- VILLAC, M. C.; TENENBAUM, D. R. O fitoplâncton da Baía de Guanabara, Brasil: I. histórico da biodiversidade local. *Biota Neotropica*, v. 10, n. 2, p. 271-293, 2010.
- VILLÉGER, S. et al. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, v. 89, n. 8, p. 2290-2301, 2008.
- VOLLENWEIDER, R. A. et al. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, v. 9, n. 3, p. 329–357, 1998.
- WEIHER, E. et al. Advances, challenges and a developing synthesis of ecological community assembly theory. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 366, n. 1576, p. 2403-2413, 2011.
- WEITHOFF, G.; BEISNER, B. E. Measures and approaches in trait-based phytoplankton community ecology—from freshwater to marine ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, v. 6, p. 40, 2019.
- ZHAO, H. et al. Abundant and rare taxa of planktonic fungal community exhibit distinct assembly patterns along coastal eutrophication gradient. *Microbial ecology*, v. 85, n. 2, p. 495-507, 2023.

APÊNDICE A - Correlação entre variáveis ambientais

$r \setminus p$	Salinidade	Temperatura	pH	OD	pCO2	Chl-a Lor	Feo Lor	Chla-a S&P	Chl-b S&P	Chl-c S&P	PO4	SiO2	NIT	N/P
Salinidade		0,44759	6,58E-07	0,44841	1,62E-08	3,41E-08	0,015021	6,12E-07	0,12711	3,36E-06	0,030067	0,0065155	0,91238	0,087879
Temperatura	0,12875		0,22276	0,12016	0,058437	0,44632	0,95943	0,62802	0,019872	0,77941	0,73171	2,65E-05	0,052338	0,44006
pH	-0,71512	-0,20534		0,01229	7,36E-21	4,41E-06	0,022117	1,11E-05	0,036752	3,76E-05	0,0087016	9,46E-05	0,35766	0,16635
OD	-0,12852	0,26	0,40755		0,063715	0,0015498	0,033941	0,00067504	0,7483	0,00042636	0,78403	0,27056	0,96778	0,60612
pCO2	0,77644	0,31397	-0,95961	-0,30794		1,33E-06	0,019223	8,82E-06	0,0062472	3,87E-05	0,0071886	9,70E-06	0,32339	0,1745
Chl-a Lor	-0,7655	-0,1291	0,67591	0,50193	-0,70133		1,86E-05	4,04E-29	0,11557	6,39E-20	0,20078	0,00053802	0,60614	0,24451
Feo Lor	-0,39685	-0,0086595	0,37522	0,34957	-0,38322	0,64176		3,45E-06	0,52668	2,66E-07	0,62869	0,032144	0,25753	0,6403
Chl-a S&P	-0,7165	-0,082345	0,65454	0,53341	-0,66003	0,98654	0,68132		0,17543	7,35E-25	0,28846	0,001934	0,37753	0,18008
Chl-b S&P	0,25539	0,38134	-0,34458	-0,054588	0,44136	-0,26316	-0,10746	-0,22763		0,23399	0,28185	0,04737	0,9695	0,25802
Chl-c S&P	-0,6819	-0,047656	0,62344	0,54959	-0,62263	0,95418	0,73179	0,97632	-0,20055		0,5495	0,0023683	0,31835	0,2621
PO4	0,35702	0,058318	-0,42522	0,046633	0,43462	-0,21524	0,082185	-0,17925	0,18168	-0,10163		0,2599	0,65006	9,51E-06
SiO2	0,43935	0,63268	-0,59745	-0,18593	0,65777	-0,5415	-0,35293	-0,493	0,32817	-0,48463	0,19004		0,13612	0,93783
NIT	-0,01873	0,3215	-0,15564	0,0068761	0,16693	0,087606	0,19098	0,14939	-0,0065097	0,16865	0,077119	0,24969		1,84E-05
N/P	-0,28451	0,13088	0,23238	-0,087611	-0,22811	0,19619	0,079424	0,22527	-0,19078	0,18919	-0,65824	0,013279	0,64201	

APÊNDICE B - Lista de espécies encontradas nas campanhas de primavera e outono VLT

Reino	Filo	Classe	Ordem	Família	Taxon
Bacteria	Cyanobacteria	Cyanophyceae	Oscillatoriales	Microcoleaceae	<i>Trichodesmium</i> spp..
Bacteria	Cyanobacteria	Cyanophyceae	Oscillatoriales		Oscillatoriales.
Bacteria	Cyanobacteria	Cyanophyceae	Pseudanabaenales	Pseudanabaenaceae	<i>Pseudanabaena</i> spp..
Bacteria	Cyanobacteria	Cyanophyceae			Cianobactéria
Chromista	Cryptophyta	Cryptophyceae			Criptoficea
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Gonyaulacales	Lingulodiniaceae	<i>Lingulodinium polyedra</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Peridiniales	Peridiniaceae	<i>Peridinium</i> spp..
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Peridiniales	Podolampadaceae	<i>Podolampas palmipes</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Peridiniales	Protoperidiniaceae	<i>Protoperidinium cf pellucidum</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Peridiniales	Protoperidiniaceae	<i>Protoperidinium conicum</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Peridiniales	Protoperidiniaceae	<i>Protoperidinium depressum</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Peridiniales	Protoperidiniaceae	<i>Protoperidinium mariaelebouriae</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Peridiniales	Protoperidiniaceae	<i>Protoperidinium steinii</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Peridiniales	Protoperidiniaceae	<i>Protoperidinium</i> spp..
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Gonyaulacales	Pyrocystaceae	<i>Alexandrium</i> spp..
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Dinophysales	Dinophysaceae	<i>Dinophysis acuminata</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Dinophysales	Dinophysaceae	<i>Dinophysis caudata</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Dinophysales	Dinophysaceae	<i>Dinophysis tripos</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Dinophysales	Dinophysaceae	<i>Dinophysis</i> spp..
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Dinophysales	Dinophysaceae	<i>Histioneis</i> spp..
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Dinophysales	Dinophysaceae	<i>Ornithocercus magnificus</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Dinophysales	Dinophysaceae	<i>Ornithocercus</i> spp..
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Dinophysales	Oxyphysaceae	<i>Phalacroma oxytoxoides</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Dinophysales	Oxyphysaceae	<i>Phalacroma rotundatum</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Tripos brevis</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Tripos furca</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Tripos fusus</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Tripos hircus</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Tripos horridus</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Tripos cf thrichocerus</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Tripos thrichocerus</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Tripos</i> spp..
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Noctilucales	Noctilucaceae	<i>Noctiluca</i> spp..
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Prorocentrales	Prorocentraceae	<i>Prorocentrum compressum</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Prorocentrales	Prorocentraceae	<i>Prorocentrum gracile</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Prorocentrales	Prorocentraceae	<i>Prorocentrum micans</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Prorocentrales	Prorocentraceae	<i>Prorocentrum</i> spp..
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Thoracosphaerales	Thoracosphaeraceae	<i>Scrippsiella acuminata</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Thoracosphaerales	Thoracosphaeraceae	<i>Scrippsiella spinifera</i>
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Thoracosphaerales	Thoracosphaeraceae	<i>Scrippsiella</i> spp..
Chromista	Myzozoa	Dinophyceae	Thoracosphaerales	Thoracosphaeraceae	<i>Goniodoma</i> spp..
Chromista	Ochrophyta	Dictyochophyceae	Dictyochales	Dictyochaceae	<i>Dyctiocha</i>
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Cylindrotheca</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Fragilariopsis doliolus</i>
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Fragilariopsis</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Diploneidaceae	<i>Diploneis</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Naviculacea	<i>Navicula</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Naviculacea	Naviculacea
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Plagiotropidaceae	<i>Manguinea</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Pleurosigmataceae	<i>Gyrosigma</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Pleurosigmataceae	<i>Pleurosigma</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Pleurosigmataceae	Pleurosigmataceae
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Naviculales		Diatomácea penada
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Rhaphoneidales	Rhaphoneidaceae	<i>cf Rhaphoneis</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Biddulphiales	Biddulphiaceae	<i>Biddulphia</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Hemiaulales	Hemiaulaceae	<i>Climacodium frauenfeldianum</i>
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Hemiaulales	Hemiaulaceae	<i>Climacodium</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Triceratales	Triceratiaceae	<i>Odontella mobiliensis</i>
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Triceratales	Triceratiaceae	<i>Odontella</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Chaetocerotanae	Chaetocerotaceae	<i>Bacteriastrum</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Chaetocerotanae	Chaetocerotaceae	<i>Chaetoceros</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Leptocylindrales	Leptocylindraceae	<i>Leptocylindrus</i> spp..

Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Coscinodiscales	Coscinodiscaceae	<i>Coscinodiscus wailesi</i>
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Coscinodiscales	Coscinodiscaceae	<i>Coscinodiscus</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Coscinodiscales	Heliopeltaceae	<i>Actinoptychus senarius</i>
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Coscinodiscales	Hemidiscaceae	<i>Hemidiscus cuneiformis</i>
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Coscinodiscales	Hemidiscaceae	<i>Hemidiscus</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Paraliales	Paraliaceae	<i>Paralia sulcata</i>
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Thalassiosirales	Thalassiosiraceae	<i>Thalassiosira</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae			Diatomácea cêntrica
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Asterionellopsis glacialis</i>
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Flagilaria</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Striatellales	Striatellaceae	<i>Grammatophora</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Thalassionematales	Thalassionemataceae	<i>Thalassionema frauenfeldi</i>
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Thalassionematales	Thalassionemataceae	<i>Thalassionema</i> spp..
Chromista	Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Thalassionematales	Thalassionemataceae	Thalassionemataceae

Taxon/ Estação	131	132	133	134	135	136	137	138	139	140	141	142	143	144	145	146	147	201	202	203	204	205	206	207	208	209	210	211	212	213	214	215	216	217	218	219	220			
<i>Manguinea</i> spp.	0,04	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0,019	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,034	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Gyrosigma</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pleurosigma</i> spp.	0,04	0,203	0,025	0,02	0,018	0,009	0,007	0,014	0	0,005	0,019	0,019	0,015	0	0	0	0	0,01	0	0,012	0	0,008	0	0,006	0	0	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pleurosigmatacea</i>	0	0	0	0	0,003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Diatomácea penada</i>	0	0,068	0	0	0	0,003	0	0	0,011	0	0	0	0,02	0,004	0,004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>cf Rhaphoneis</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Biddulphia</i> spp.	0	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Climacodium frauenfeldianum</i>	0,015	0,011	0	0	0,051	0	0,001	0	0	0	0	0	0,015	0	0	0	0,005	0	0,071	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,046	0	0,015	0	0,086	0	0	0	0	0	
<i>Climacodium</i> spp.	0	0	0	0,071	0	0,012	0	0	0	0	0	0	0	0,004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Odontella mobilensis</i>	0	0	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontella</i> spp.	0	0	0	0	0,003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,071	0	0,016	0	0,038	0	0,029	0	0,005	0,005	0,07	0,01	0,03	0	0,02	0	0	0	0	0	0	
<i>Bacteriastrum</i> spp.	0	0	0	0	0	0,003	0,003	0	0	0	0	0	0	0	0,002	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chaetoceros</i> spp.	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0,015	0,106	0,02	0,05	0	0,168	0,369	0,114	0	0,005	0,005	0,006	0	0	
<i>Leptocylindrus</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0,466	0	0,102	0	0,005	0	0,015	0	0,317	0,448	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Coscinodiscus wallei</i>	0	0,004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,029	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coscinodiscus</i> spp.	0,03	0,171	0,139	0,234	0	0,048	0,013	0,005	0,018	0,001	0	0,01	0,02	0,007	0	0	0,005	0	0	0,273	0,089	0,162	0,205	0,257	0,145	0,114	0,025	0,167	0,015	0,05	0,005	0,037	0,035	0,262	0,032	0,099	0,001	0	0	
<i>Actinoptychus senarius</i>	0,005	0	0	0	0,003	0,003	0	0	0	0	0	0	0,01	0,004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,005	0	0	0	0	0	0,005	0	0	0	0	0	
<i>Hemidiscus cuneiformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,015	0	0	0	0	0	0	0	0,015	0	0	0	
<i>Hemidiscus</i> spp.	0,005	0	0	0	0,003	0	0,002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paralia sulcata</i>	0,074	0,039	0,04	0,02	0,021	0,006	0	0,005	0,06	0	0	0	0,045	0,022	0	0	0	0,005	0	0	0	0,012	0,003	0,006	0	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0,014	0	0	0	0	
<i>Cyclotella</i> spp.	0	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,005	0,005	0	0	0	
<i>Thalassiosira</i> spp.	0,218	0,221	0,465	0,107	0,251	0,081	0,016	0,571	0,35	0,034	0,076	0,13	0,398	0,176	0,113	0,004	0,054	0,255	0,165	0,087	0,148	0,255	0,257	0,073	0,014	0	0	0,029	0	0	0	0	0	0	0,059	0,005	0,001	0	0	
<i>Diatomácea céntrica</i>	0	0,014	0,025	0,01	0,027	0,006	0	0,179	0,092	0,015	0,081	0,043	0,07	0,037	0,03	0,002	0,005	0,103	0,075	0,211	0,183	0,267	0,389	0,335	0,213	0,01	0	0,01	0	0,005	0	0,005	0,085	0,224	0,054	0,128	0	0	0	
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Flagellaria</i> spp.	0	0	0	0	0,003	0	0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Grammatophora</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thalassionema frauenfeldi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,039	0	0	0	0	0	0	0	0	0,029	0	0,029	0	0,026	0	0,044	0,053	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thalassionema</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0,085	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thalassionematacea</i>	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0,154	0	0	0,01	0	0	0	0	0,152	0,344	0,157	0,202	0,132	0	0,114	0,362	0,45	0,03	0,074	0	0,06	0,193	0,12	0,368	0,119	0,022	0,192	0,95	0	0	

APÊNDICE D -Traços funcionais das espécies encontradas

Taxon	Rafe	Silica	Teca	Flagelo	Colônia/ cadeia	Autotrófico	Mixotrófico Constitutivo	Mixotrófico não Constitutivo	Heterotrófico	HAB	Cisto	Colorofila-b	Clorofila-c	Ficobiliproteínas	Ticopelagica	MDL>100
<i>Trichodesmium</i> spp.	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Oscillatoriales spp.	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Pseudanabaena</i> spp.	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Cianobactéria	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Criptofíceas	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Lingulodinium polyedra</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0
<i>Peridinium</i> spp.	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0
<i>Podolampas palmipes</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Protoperidinium cf pellucidum</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
<i>Protoperidinium conicum</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
<i>Protoperidinium depressum</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
<i>Protoperidinium mariaelebouriae</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
<i>Protoperidinium steinii</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
<i>Protoperidinium</i> spp.	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
<i>Alexandrium</i> spp.	0	0	1	1	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0
<i>Dinophysis acuminata</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	0
<i>Dinophysis caudata</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	0
<i>Dinophysis tripos</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	0
<i>Dinophysis</i> spp.	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	0
<i>Histioneis</i> spp.	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1
<i>Ornithocercus magnificus</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>Ornithocercus</i> spp.	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	1
<i>Phalacroma oxytoxoides</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
<i>Phalacroma rotundatum</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0
<i>Tripos brevis</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1
<i>Tripos furca</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1
<i>Tripos fusus</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1
<i>Tripos hircus</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1
<i>Tripos horridus</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1
<i>Tripos cf thrichocercus</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1
<i>Tripos thrichocercus</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1
<i>Tripos</i> spp.	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1
<i>Noctiluca</i> spp.	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	1
<i>Prorocentrum compressum</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0
<i>Prorocentrum gracile</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0
<i>Prorocentrum micans</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0
<i>Prorocentrum</i> spp.	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0
<i>Scrippsiella acuminata</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0
<i>Scrippsiella spinifera</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0
<i>Scrippsiella</i> spp.	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0
<i>Goniodoma</i> spp.	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0
<i>Dyctiocha</i>	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cylindrotheca</i> spp.	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Fragilariopsis doliolus</i>	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Fragilariopsis</i> spp.	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Nitzschia</i> spp.	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1
<i>Diploneis</i> spp.	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Navicula</i> spp.	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Naviculaceae</i>	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Manguinea</i> spp.	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Gyrosigma</i> spp.	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
Taxon	Rafe	Silica	Teca	Flagelo	Colônia/ cadeia	Autotrófico	Mixotrófico Constitutivo	Mixotrófico não Constitutivo	Heterotrófico	HAB	Cisto	Colorofila-b	Clorofila-c	Ficobiliproteínas	Ticopelagica	MDL>100
<i>Pleurosigma</i> spp.	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
<i>Pleurosigma</i> spp.	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
<i>Diatomácea</i> penada	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>cf Rhaphoneis</i> spp.	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0

<i>Biddulphia</i> spp.	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
<i>Climacodium frauenfeldianum</i>	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Climacodium</i> spp.	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Odontella mobilensis</i>	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
<i>Odontella</i> spp.	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
<i>Bacteriastrium</i> spp.	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Chaetoceros</i> spp.	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Leptocylindrus</i> spp.	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Coscinodiscus waillesi</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
<i>Coscinodiscus</i> spp.	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
<i>Actinopterychus senarius</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Hemidiscus cuneiformis</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Hemidiscus</i> spp.	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Paralia sulcata</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Cyclotella</i> spp.	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Thalassiosira</i> spp.	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Diatomácea céntrica	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Flagilaria</i> spp.	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Grammatophora</i> spp.	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Thalassionema frauenfeldi</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
<i>Thalassionema</i> spp.	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Thalassionematacea</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1