



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA AMBIENTAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA AMBIENTAL

LAURA RODRIGUES DA CONCEIÇÃO

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA NA REGIÃO COSTEIRA
ADJACENTE À FOZ DO RIO DOCE: CENÁRIO APÓS O ROMPIMENTO DA
BARRAGEM DE FUNDÃO-MG**

ARACRUZ – ES

Junho, 2021

LAURA RODRIGUES DA CONCEIÇÃO

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA NA REGIÃO COSTEIRA
ADJACENTE À FOZ DO RIO DOCE: CENÁRIO APÓS O ROMPIMENTO DA
BARRAGEM DE FUNDÃO-MG**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Oceanografia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Fernando Loureiro Fernandes

ARACRUZ – ES

Junho, 2021

LAURA RODRIGUES DA CONCEIÇÃO

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA NA REGIÃO COSTEIRA
ADJACENTE À FOZ DO RIO DOCE: CENÁRIO APÓS O ROMPIMENTO DA
BARRAGEM DE FUNDÃO-MG**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Oceanografia Ambiental.

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Luiz Fernando Loureiro Fernandes - Orientador
Universidade Federal do Espírito Santo/UFES

Prof. Dra. Sigrid Neumann-Leitão – Examinadora Externa
Universidade Federal de Pernambuco/UFPE

Dra. Christiane Sampaio de Souza – Examinadora Externa
Universidade Federal da Bahia/UFBA

Prof. Dr. Paulo de Oliveira Mafalda Junior – Examinador Externo
Universidade Federal da Bahia/UFBA

Prof. Dr. Sérgio Luiz Costa Bonecker – Examinador Externo
Universidade Federal do Rio de Janeiro/UFRJ

AGRADECIMENTOS

À Deus pela dádiva que é viver e por sempre me colocar no lugar certo e na hora certa, para vivenciar todas as experiências até aqui.

Aos meus pais pelo amor e apoio incondicional e por serem meu porto seguro, meu alento, em todos os momentos.

Aos meus familiares e amigos antigos (de uma vida toda), que de alguma forma torceram por mim e se fizeram presentes ao longo dessa jornada tornando-a possível e mais leve. Em especial Tia Rose, Tia Ró, Aida e Laiza (e família), Dindinha Vânia, Dindinho Nidi (e família) Ciely (e família), Léo, Belize, Iza, Claudinha e Ander... amo todos vocês do fundo do meu coração!

Aos amigos que fiz ao longo da minha passagem pelo paraíso Coqueiral de Aracruz, obrigada por tantos momentos felizes divididos!

À minha amiga de Labzoo (agora da vida também), que tanto me apoiou, chorou comigo, caminhou ao meu lado e me encorajou em tantos momentos... minha "musa minimalista escandinava", rainha dos aerolooks e dos passeios de "garouta", Lilian! Te amo, amiga! Obrigada por ter sido um apoio em tantos momentos caóticos e difíceis...sem você não teria conseguido chegar até aqui!

À minha amiga Gleice, que foi (e tem sido) crucial num momento divisor de águas da minha trajetória no doutorado. Tenho plena certeza que Deus te colocou no meu caminho naquele dia, para que eu pudesse sair da inércia e enfim retomar a jornada. Amiga, por mais que eu te agradeça, nunca será o suficiente. Ela que é tão exigente, mas ao mesmo tempo ensina e ajuda da forma que tem que ser, para que no fim nasçam bons frutos! Amo você amiga e obrigada por tanto!

Às minhas queridas e amadas Tia Bela e Rai (e família) que me adotaram (literalmente), fazendo me sentir em casa, acolhida e amada não apenas nos momentos felizes, mas principalmente naqueles de medo e tristes também. Amo vocês!

À Liliane, Ricardo e Luna, por terem sido uma importante rede de apoio durante muitos momentos.

À todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram de alguma forma para o desenvolvimento do meu trabalho ao longo desses quatro anos, em especial Baiano e Dani Peron por suas contribuições "mapísticas" e estatísticas, muito obrigada!

Ao meu orientador, Luiz Fernando Loureiro Fernandes pela oportunidade de desenvolver este trabalho.

Aos membros da banca por aceitarem participar da defesa e contribuírem para o trabalho.

À CAPES pela concessão da bolsa durante o período de vigência; ao Departamento de Oceanografia pelo suporte necessário; aos laboratórios de fitoplâncton, geologia e física da Universidade Federal do Espírito Santo – UFES e seus respectivos responsáveis (Alex, Valéria, Camilo e Ghisolfi) e equipes, pela concessão dos dados e apoio para o que foi necessário.

Ao professor Camilo Dias Júnior (*in memoriam*) que nos deixou de forma tão repentina, mas foi muito importante nas contribuições e desenvolvimento deste trabalho.

“No final, carpinteiro de mim!”

(Raul Seixas/Marcelo Nova)

RESUMO

Inserido no contexto dos impactos ambientais gerados pela atividade de mineração, que inclui o evento de rompimento da barragem de Fundão-MG, além de considerar a importância ecológica do zooplâncton marinho e a escassez de estudos voltados para essa problemática, este trabalho propôs identificar os potenciais impactos crônicos causados na comunidade zooplanctônica devido à presença da lama de rejeitos de minério na área marinha adjacente à Foz do Rio Doce, Espírito Santo, Brasil. Os objetivos do trabalho foram: caracterizar e avaliar o cenário nos anos subsequentes à chegada da lama de rejeito (2016/2017/2018), considerando a estrutura da comunidade zooplanctônica; os potenciais efeitos do material particulado em suspensão nos organismos; a relação da comunidade com as características oceanográficas considerando a estruturação das massas d'água e as variáveis ambientais (clorofila e feopigmentos). Foram coletadas amostras de água para a análise e quantificação das variáveis ambientais e amostras de zooplâncton (através de arrastos oblíquos com fluxômetro acoplado à boca da rede) em quatorze estações amostrais para posterior análise em laboratório. Análises inferenciais e estatísticas (uni e multivariadas) foram aplicadas com o intuito de evidenciar a melhor estruturação dos dados bióticos e abióticos. Os resultados apontaram que, no cenário do primeiro ano após a chegada da lama de rejeitos (2016), a comunidade de Copepoda apresentou, em geral, perda de diversidade e abundância quando em cenário de maiores concentrações de material particulado em suspensão, apontando a influência negativa devido à presença do rejeito associada a ele. No cenário de três anos subsequentes (2016-2018), houve a predominância de determinados organismos do meroplâncton em relação à outros (e.g. larvas de bivalves e ofiuróides) sugerindo uma possível substituição de grupos dominantes na Foz do Rio Doce. A Água Central do Atlântico Sul se mostrou um importante fator para melhoria das condições hidroceanográficas da área de estudo em questão, principalmente em cenários de maior concentração de material particulado em suspensão, sendo responsável pelo aumento dos valores de abundância e índices de diversidade. As análises dos grupos funcionais de copépodes revelou que, associado ao cenário de senescência da comunidade fitoplanctônica, houve predomínio de organismos detritívoros e carnívoros. Além disso, foi identificada a introdução de uma espécie de copépole oithonidade não-nativa (*Oithona hamata*) ao sul da Foz do Rio Doce, onde a principal hipótese é que a mesma tenha sido introduzida a partir de água de lastro. O presente trabalho, portanto, traz subsídios que

evidenciam o cenário de impacto crônico provocado pela presença da lama de rejeitos sendo um relevante referencial para estudos futuros que compreendam o desastre devido ao rompimento da barragem de Fundão-MG na porção marinha adjacente à Foz do Rio Doce.

Palavras-chave: plâncton, massa d'água, impacto ambiental, bioindicador, ambiente costeiro

ABSTRACT

In the context of environmental impacts generated by the mining activity, which includes the rupture event of the Fundão-MG dam, in addition to considering the ecological importance of the marine zooplankton and the scarcity of studies focused on this problem, this work proposed to identify the impacts in the zooplankton community due to the presence of tailings in the marine area adjacent to the Doce River Mouth, Espírito Santo, Brazil, in addition to characterizing the community structure in relation to the oceanographic structure present in the area. The goals to characterize and evaluate the scenario in the years following the arrival of the tailings sludge (2016/2017/2018), considering a zooplankton community structure; the effects of suspended particulate matter on organisms; the relationship of the community with oceanographic characteristics considering the structuring of water masses and environmental variables (chlorophyll-*a* and pheopigments). Water samples were collected for analysis and quantification of environmental variables (Niskin and Vandorn bottles were used) and zooplankton (through oblique hauls with a cylindrical-conic plankton net coupled with a flow meter) were collected from fourteen sampling stations for further analysis in the laboratory. Inferential and statistical analyzes (univariate and multivariate) were applied to show the best structure of biotic and abiotic data. The results showed that in the first year after the arrival of the tailings (2016), Copepoda community presented, in general, loss of diversity and abundance when in a scenario of higher values of suspended particulate matter, showing a negative impact due to the presence of tailings associated with them. In the three subsequent years (2016-2018), there was a predominance of certain meroplankton over others (for example, bivalve and ophiuroid larvae) suggesting a possible replacement of dominant groups in the Doce River Mouth. The South Atlantic Central Water proved to be an important factor for the improvement of oceanographic conditions in the study area, especially in scenarios of higher concentration of suspended particulate matter, being responsible for the increase in abundance values and diversity indexes. The analyzes of the functional groups of copepods revealed that associated with the senescent phytoplankton community, there was a predominance of detritivorous and carnivorous organisms. Furthermore, the introduction of a species of non-native Oithonidae copepod (*Oithona hamata*) was identified in the south of Doce River Mouth, where the main hypothesis is that it was introduced from ballast water. The present work, therefore, brings subsidies that evidence the chronic impact caused by the presence of the tailings, being a relevant reference for future studies to understand the disaster due to the rupture of the Fundão-MG dam in the marine portion adjacent to Doce River Mouth.

Keywords: plankton, water mass, environmental impact, bioindicator, coastal environment

LISTA DE TABELAS

Table 1: List of identified taxa, abundance (ind.m ⁻³), percentage relative abundance (Rel.%) and percentage frequency of occurrence (Ocur.%) in the region of the Doce River mouth and surroundings during Jan/2016 - Campaign 1, Apr/2016 - Campaign 2 and Nov/2016 - Campaign 3. E = epipelagic; M = mesopelagic; Es = estuarine; C = coastal; O = oceanic.	38
Table 2: Values of diversity (H') and equitability (J) in all sampling stations during the period Jan / 2016 - Campaign 1, Apr / 2016 - Campaign 2 and Nov / 2016 - Campaign 3.	42
Table 3: Result of the Linear Distance-Based Model (DistLM) of the Bray-Curtis similarity matrix of the Copepoda community and environmental variables at the mouth of the Doce River during the period of Jan / 2016 - Campaign 1 Apr / 2016 - Campaign 2 Nov / 2016 – Campaign 3.	46
Tabela 4: Valores dos traçadores de Água Tipo usados na análise OMP para todas as campanhas. CW: Água Costeira; TW: Água Tropical; SACW: Água Central do Atlântico Sul. Os valores termohalinos correspondem à temperatura conservativa e salinidade absoluta (McDougall e Barker, 2011) processados com a versão V3 do GSW Oceanographic Toolbox do TEOS-10.	91
Tabela 5: Porcentagem máxima de preservação das propriedades de formação de massas d'água para todas as campanhas (C1-C7) CW: Água Costeira; TW: Água Tropical; SACW: Água Central do Atlântico Sul.	94
Tabela 6: Resultado do modelo linear baseado em distância (DistLM) com base na similaridade de Bray-Curtis da assembleia meroplanctônica, considerando o fator sazonalidade e massa d'água (durante as campanhas C1-C7) na DRM e área adjacente.	97
Tabela 7: Valores das variáveis ambientais: material particulado em suspensão (spm - mg.L ⁻¹), clorofila-a (cla - µg.L ⁻¹) e feopigmentos (Feo - µg.L ⁻¹) para os estratos de superfície (surf) e fundo (bott) na DRM e área adjacente durante as campanhas C1-C4. Valores= 0 representam amostras que tiveram problemas durante as análises ou pontos que não foram amostrados.	136
Tabela 8: Porcentagem máxima de preservação das propriedades de formação de massas d'água para todas as campanhas (C1-C4) CW: Água Costeira; TW: Água Tropical; SACW: Água Central do Atlântico Sul.	138
Tabela 9: Lista das espécies de Copepoda identificadas na DRM e área adjacente durante as campanhas C1-C4.	139

Tabela 10: Classificação dos grupos funcionais de Copepoda com base nos traços: estratégia reprodutiva, habitat e estratégia alimentar, na DRM e área adjacente durante as campanhas C1-C4. 142

Tabela 11: Resultado da Análise de Redundância com base nos grupos funcionais de Copepoda e variáveis ambientais na DRM e área adjacente, durante as campanhas C1-C4. *indica valor de $p < 0.05$ 144

LISTA DE FIGURAS

Figure 1: Study area and sampling stations at the mouth of the Doce River and adjacent region.	30
Figure 2: Total Copepoda abundance (ind.m-3) in all sampling stations, during the Jan / 2016 - Campaign 1, Apr / 2016 - Campaign 2 and Nov / 2016 - Campaign 3.	42
Figure 3: Cluster analysis for the abundance of Copepoda and groups generated by the SIMPROF similarity test, considering the sampling stations during Jan / 2016 - Campaign 1, Apr / 2016 - Campaign 2 and Nov / 2016 - Campaign 3. The codes "a, b and c" represent the groups of statistically similar samples formed by the Simprof test, based on the composition of the taxa and "x" means that no representative group was formed.	44
Figure 4: Redundancy analysis graph based on the distance (dbRDA) and referenced from the groups formed by the cluster and environmental variables: temperature (oC), chlorophyll-a (Chl-a) and suspended particulate matter (SPM) considering the surface (s) and bottom (b) strata for the Copepoda community at the Doce River mouth during Jan / 2016 - Campaign 1, Apr / 2016 - Campaign 2, Nov / 2016 - Campaign 3.....	45
Figure 5: Ordination diagram of the Canonical Correspondence Analysis with the triplot of the species scores and environmental correlation vectors in the first two canonical axis at the Doce River mouth during Jan / 2016 - C1, Apr / 2016 - C2, Nov / 2016 - C3.	48
Figura 6: Área de estudo e estações amostrais localizadas na DRM e área adjacente.....	73
Figura 7: Representação espacial dos principais portos localizados na área adjacente à DRM. (Fonte: Google Earth, acessado em maio/2021).	74
Figura 8: Exemplar fêmea de <i>Oithona hamata</i> . [A]: Vista dorsal; [B]: Vista lateral; [C]: Mx1; [D]: p2.....	76
Figura 9: Localização da ocorrência de <i>O. hamata</i> na DRM durante o período de Junho/2017	77
Figura 10: Distribuição espacial da Água Central do Atlântico Sul (SACW) no subsetor sul da DRM.	77
Figura 11: Área de estudo e estações amostrais distribuídas ao longo da DRM e área adjacente	89

Figura 12: Abundância relativa (%) dos grupos mais abundantes do meroplâncton na DRM e área adjacente durante as campanhas C1-C7.	96
Figura 13: Gráfico da análise de redundância baseada na distância (dbRDA) da assembleia meroplantônica, considerando os fatores massa d'água e sazonalidade, na DRM e área adjacente durante as campanhas C1-C7.....	98
Figura 14: Área de estudo e estações amostrais distribuídas ao longo da DRM e área adjacente.	130
Figura 15: Identificação Grupos funcionais de Copepoda com base nos traços: estratégia reprodutiva, habitat e estratégia alimentar, na DRM e área adjacente durante as campanhas C1-C4.	141
Figura 16: Diagrama de ordenação representando o resultado da Análise de Redundância que mostra a relação das variáveis ambientais (SPM, Chl-a e Pheo - para os estratos de superfície e fundo) e os grupos funcionais de Copepoda, utilizando as massas d'água como fator na DRM e área adjacente durante as campanhas C1-C4.	145

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	16
2. OBJETIVO GERAL.....	19
3. METODOLOGIA GERAL	20
4. REFERÊNCIAS.....	23
5. ESTRUTURAÇÃO DA TESE	26
6. CAPÍTULO 1.....	27
7. CAPÍTULO 2.....	71
8. CAPÍTULO 3.....	83
9. CAPÍTULO 4.....	126
10. CAPÍTULO 5.....	153

1. INTRODUÇÃO GERAL

O ambiente marinho representa uma fonte crucial de diversos recursos fundamentais para a manutenção da vida na Terra (Moura et al., 2011) e ao longo dos últimos anos tem sido evidente que a pressão antrópica tem gerado diversos tipos de impacto que acabam provocando alterações significativas nesse ecossistema (Worm et al., 2006). Esses impactos têm sido cada vez mais evidenciados, especialmente nas áreas costeiras (Serranito et al., 2016; Shadrin e Litvinchuck, 2005), já que são áreas de grande importância econômica devido à riqueza de recursos, bem como facilidade de acesso e transporte, além de terem grandes centros urbanos associados à estas (Martínez et al., 2007).

A exemplo da excessiva exploração de recursos e prática de atividades industriais, estas, por sua vez, acabam gerando inúmeros efeitos negativos no ambiente marinho que incluem desde alteração nos ciclos biogeoquímicos devido ao input de nutrientes e contaminantes e ao aumento de áreas hipóxicas que acabam resultando em perda de diversidade biológica (Doney et al., 2010).

Considerando as demais práticas antrópicas que são desenvolvidas no mundo atualmente, a atividade de mineração também ocupa uma parcela importante como fonte poluidora, já que, no processo de extração mineral são produzidos rejeitos que muitas vezes são despejados no ambiente através de rios ou diretamente no mar (via emissários, conhecidos como STDs) ou dispostos em barragens (Morello et al., 2016; Dold, 2014; Vogt, 2012).

Estas barragens representam um risco iminente aos ecossistemas pois, devido a condições naturais ou falhas na manutenção, podem se romper e provocar a disposição do rejeito no ambiente (Roche et al., 2017; Morello et al., 2016; Dold, 2014; Vogt, 2012). A depender do tipo de minério e método de extração, são produzidos diferentes tipos de rejeito que podem conter desde minerais inertes até metais pesados, compostos químicos tóxicos, e também grandes cargas de material sedimentar que, em contato com o ambiente externo, podem resultar em contaminação e aumento dos níveis de turbidez, provocando efeitos negativos aos organismos (Conceição et al., 2021; Fernandes et al., 2020; Farkas et al., 2017; Moreira et al., 2016; Segura et al., 2016; Simpson et al., 2016; Anderson e Mackas, 1986).

No Brasil, o cenário da mineração ficou marcado pelo maior desastre ambiental da sua história, quando, em novembro de 2015, aproximadamente 50 milhões de metros cúbicos de rejeito de minério de Ferro foram lançados no Rio Doce devido ao rompimento da barragem de Fundão, em Minas Gerais (Escobar, 2015).

Além das mortes provocadas pela “onda” de lama que devastou o distrito de Bento Rodrigues (Mariana-MG), o rejeito provocou a devastação do sistema dulcícola e chegou ao oceano através do Rio Doce com sua foz localizada na costa leste brasileira, no estado do Espírito Santo, provocando impactos severos na biota marinha (Fernandes et al., 2020; Bastos et al., 2017; Gomes et al., 2017) que perduraram nos anos subsequentes até o momento, caracterizando assim um cenário de impacto crônico (Conceição et al., 2021; Gabriel et al., 2020; Bastos et al., 2017; Hatje et al., 2017).

Dentre os organismos que sofreram algum tipo de efeito negativo com a chegada do rejeito, destacam-se os organismos planctônicos (Conceição et al., 2021; Fernandes et al., 2020; Bastos et al., 2017). O plâncton representa uma grande parcela dos recursos vivos do ambiente marinho pelágico, pois além de ser um dos mais representativos em termos de abundância e ocorrência, é responsável por aproximadamente 46% da produção primária global, além de desempenhar papel fundamental nos ciclos biogeoquímicos, regulando os fluxos de carbono através da bomba biológica (Batten et al., 2019).

Considerando a comunidade planctônica, o zooplâncton é um grupo que desempenha importante papel ecológico (Ates et al., 2016) visto que é o mais representativo em termos de abundância e diversidade no ambiente marinho pelágico (Kjørboe, 2008; Litchman et al., 2013). Além disso, é um componente chave da cadeia alimentar, já que representa um elo na transferência de energia entre a produção primária e os níveis tróficos superiores (Stefanoudis et al., 2019; Kjørboe et al., 2008).

Os padrões de distribuição e ocorrência desses organismos estão intimamente relacionados com as condições ambientais, que inclui desde variações na temperatura da água até a distribuição das massas d'água e correntes (Dias et al., 2010; Berasategui et al., 2006; Munk et al., 2003; Beaugrand et al., 2002) e, por isso, diversas espécies do zooplâncton podem ser

consideradas bioindicadoras, oferecendo respostas sobre a qualidade do ambiente que habitam (Araujo et al., 2008).

Estudos que avaliem os potenciais impactos da atividade de mineração na comunidade zooplanctônica ainda são considerados escassos, principalmente em relação ao ambiente marinho pelágico (Farkas et al. 2017).

Farkas et al. (2017) trabalharam com a caracterização de rejeitos de granulometria fina oriundos da atividade de processamento de mármore e seus efeitos agudos na espécie filtradora *Calanus finmarchicus*, e seus resultados mostraram que não houve impacto significativo agudo ou seja, logo após a exposição à pluma de rejeitos. Porém, como esse material foi ingerido e fixado ao corpo dos indivíduos, os autores ressaltam que a longo prazo (impacto crônico), importantes efeitos no balanço energético podem ocorrer principalmente nos estágios iniciais de desenvolvimento (náuplios e copepoditos).

Em estudo na região do Rio Lean, na China, onde este recebe uma grande quantidade de drenagem de águas ácidas de rejeitos de mineração além de efluentes de resíduos contendo Cu, Pb e Zn, Liu et al. (2003) verificaram que a diversidade do zooplâncton foi menor nas estações com menor pH. Nas áreas a jusante do rio, após a gradual diluição da água e autopurificação do sistema fluvial, o número de espécies de zooplâncton se recuperou gradativamente.

No Brasil, destaca-se o trabalho de Moreira et al. (2016) que, avaliando os impactos das atividades de mineração sobre a diversidade funcional do zooplâncton em dois açudes artificiais no Quadrilátero Ferrífero Mineiro (Minas Gerais, Brasil), verificaram mudanças no habitat aquático e na estrutura da comunidade zooplanctônica, além dos nichos funcionais que também foram afetados. A biomassa e a composição dos organismos responderam negativamente devido ao aumento da turbidez da água, tendo os seus valores reduzidos significativamente.

Para o ambiente marinho, Fernandes et al. (2020) e Conceição et al. (2021) constataram o impacto agudo e crônico, respectivamente, na comunidade zooplanctônica na área marinha adjacente à Foz do Rio Doce. No cenário de impacto agudo, a comunidade zooplanctônica apresentou perda de diversidade, além da abundância expressiva (61% do total) de duas espécies de copepoda (*Parvolacalanus* spp e *Oithona nana*), que mostraram por sua vez, correlação com as maiores concentrações de metais associados ao rejeito (Fernandes et al., 2020).

No cenário do impacto crônico, Conceição et al. (2021) mostraram que as maiores concentrações de material particulado em suspensão, contendo assinatura do rejeito, influenciam negativamente a comunidade de copépodes, favorecendo o domínio daqueles mais resistentes (p.ex.: *Temora turbinata* e *Paracalanus* spp.). Porém, os autores verificaram que mesmo sob essas condições, eventos de ressurgência com a presença bem-marcada da Água Central do Atlântico Sul desempenharam papel crucial para a recuperação e manutenção da comunidade.

Através dos poucos resultados obtidos para a comunidade zooplanctônica na Foz do Rio Doce e área adjacente após a chegada da lama de rejeitos, é possível inferir que os efeitos negativos podem persistir ao longo dos anos subsequentes devido aos processos físicos, químicos e biológicos responsáveis por disponibilizar na coluna d'água e bioacumular elementos prejudiciais aos organismos Magris et al. (2019).

Sendo assim, inserido no contexto dos impactos ambientais gerados pela atividade de mineração, que inclui o evento de rompimento da barragem de Fundão-MG, além de considerar a importância ecológica do zooplâncton marinho e a escassez de estudos que incorporem ambos os fatores, este trabalho visa identificar os potenciais impactos crônicos causados na comunidade zooplanctônica devido a presença da lama de rejeitos de minério na área marinha adjacente à Foz do Rio Doce, Espírito Santo, Brasil.

2. OBJETIVO GERAL

Caracterizar e avaliar o cenário nos anos subsequentes à chegada da lama de rejeito (2016/2017/2018), considerando a estrutura da comunidade zooplanctônica, bem como os potenciais efeitos do material particulado em suspensão nos organismos, além da sua relação com a estrutura oceanográfica considerando a estruturação das massas de água.

Objetivos específicos

- Identificar os organismos zooplanctônicos na área de estudo;
- Avaliar a variação sazonal da comunidade zooplanctônica sob as condições de estruturação oceanográfica das massas de água presentes na área de estudo;
- Descrever a distribuição espacial do zooplâncton;

- Verificar se está ocorrendo perda de diversidade biológica na região após a chegada da lama de rejeitos;
- Fazer um comparativo da composição e abundância entre o período logo após a chegada da lama e em momentos subsequentes;
- Identificar e caracterizar os grupos funcionais de copepodes, além de investigar sua relação com as variáveis ambientais e estruturação de massas de água;

3. METODOLOGIA GERAL

Área de estudo

A foz do Rio Doce (DRM) ($-19^{\circ}39'11.4''\text{S}$; $39^{\circ}47'11''\text{W}$) está localizada na plataforma leste brasileira (Figura 1), na região norte da Bacia do Espírito Santo (Knoopers et al., 1999). Essa região está sob influência da Corrente do Brasil (CB), que transporta a Água Tropical (TW) com características oligotróficas, além de temperatura e salinidade elevadas, variando entre 24 e 26°C e 36 e 38, respectivamente (Garfield, 1990; Cirano et al., 2006; Paloczky et al., 2016).

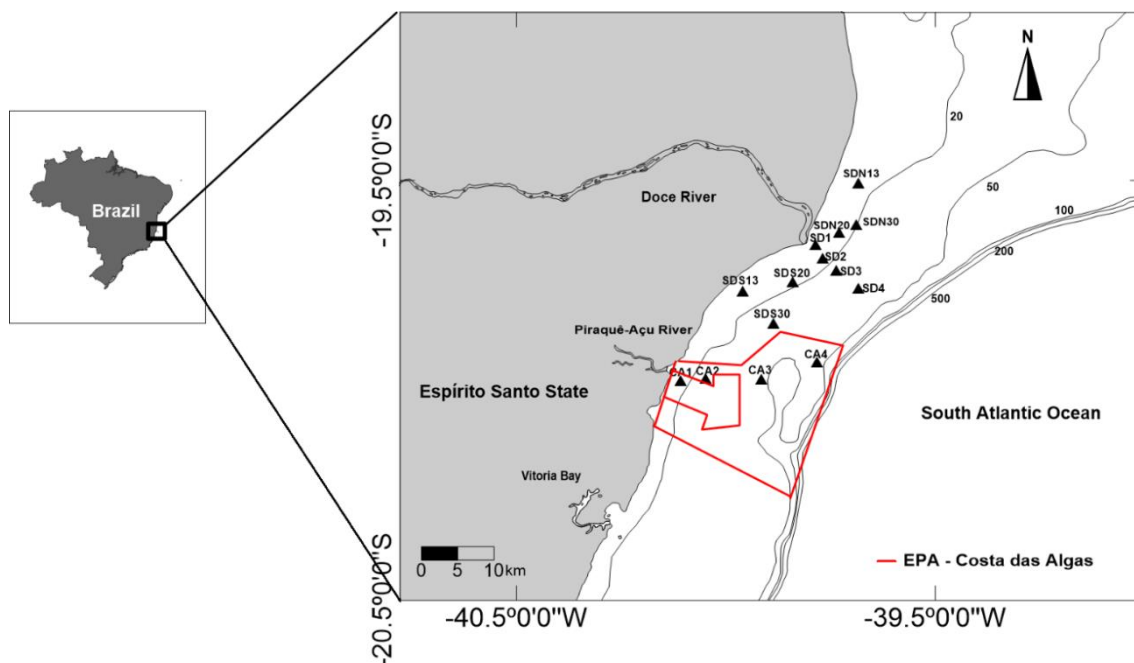


Figura 1: Área de estudo e estações amostrais localizadas na Foz do Rio Doce e área adjacente.

Em toda a área da DRM, com destaque para o setor sul, fenômenos de ressurgência costeira são registrados tornando essa região influenciada por águas frias advindas da Água Central do Atlântico Sul (SACW) (Bastos et al., 2017; Palocz et al., 2016; Stramma e England, 1999). A SACW ao atingir a superfície, devido às suas características termohalinas e altas concentrações de nutrientes, pode provocar alterações nas condições físicas e químicas do local, além de poder afetar também a estrutura e dinâmica das comunidades biológicas (Dias et al., 2010).

A vazão média anual do Rio Doce é de $900 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Oliveira et al., 2012) atingindo um valor máximo no verão (período chuvoso) e mínimo no inverno (período seco) (Knoppers et al., 1999). Além disso, toda a bacia do Rio Doce contribui de forma significativa no transporte e aporte de material sedimentar em suspensão que chega à região costeira (Knoppers et al., 1999; Souza e Knoppers, 2003), com valores variando entre $10\text{-}25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ em períodos de alta vazão (Souza e Knoppers et al., 2003). Em períodos de maior descarga, a pluma do Rio Doce tem uma resultante para sul, e em determinadas épocas do ano em cenários de baixa vazão e atuação de ventos de sul e sudeste, pode ocorrer a dispersão desse material para norte através de um fluxo costeiro (Quaresma et al., 2015).

Amostragem

A amostragem dos organismos e dados ambientais foi realizada ao longo de sete campanhas durante os anos de 2016, 2017 e 2018 e os pontos amostrais foram distribuídos por setor: ao norte da foz do Rio Doce (SD-N13, SD-N20, SD-N30), um transecto perpendicular à foz (SD-1, SD-2, SD-3, SD-4), ao sul (SD-S13, SD-S20, SD-S30) além de quatro pontos compreendendo a EPA-Costa das Algas (CA1, CA2, CA3 e CA4) (Figura 1). A EPA Costa das Algas é uma unidade de conservação localizada na porção marinha do litoral do Espírito Santo e está inserida no Bioma Mata Atlântica compreendendo mais de 90% de área marinha, além de ecossistemas de manguezal e restinga (Decreto 4340/2002 em 17 de junho de 2010).

O zooplâncton foi coletado através de arrastos oblíquos (com duração de cinco minutos) com uma rede de plâncton do tipo cilindro-cônica com malha de 200 micrômetros, contendo um fluxômetro mecânico na abertura da boca da rede. O material coletado foi preservado em formalina 4% tamponada com tetraborato de sódio. Em laboratório, as amostras foram submetidas

ao fracionamento até obtenção de 100 indivíduos na amostra e identificadas através da literatura disponível.

Para a análise da vazão do Rio Doce os dados de vazão média mensal foram obtidos junto ao banco de dados da Agência Nacional de Águas (ANA), órgão público de regulação e monitoramento dos recursos hídricos do Brasil (<http://www.ana.gov.br>) utilizando a Estação Colatina – Corpo de Bombeiros (56994510) como referência.

Em todas as estações amostrais foram adquiridos os dados de temperatura da água do mar e salinidade a partir do uso de um CTD (Falmouth Scientific, Inc.). Os dados coletados foram inicialmente tratados através de uma filtragem e o resultado final foi reanalisado sob a perspectiva do presente estudo. Nesse trabalho foram determinados os índices termohalinos considerando os pontos extremos do diagrama T-S dos dados coletados na costa do Espírito Santo, assim como Perassoli et al.(2020). Para todo o período de estudo, foram consideradas como representativas, as massas d'água que registraram valores acima de 50% das suas propriedades de formação.

Para a estimativa da clorofila-a e feopigmentos as amostras de água foram coletadas com uma garrafa de Niskin e posteriormente filtradas a bordo e acondicionadas em recipiente refrigerado protegido da luz. As análises de clorofila-a e feopigmentos foram feitas seguindo-se os métodos descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater da APHA/AWWA/WEF (2005), enquanto a determinação espectrofotométrica da concentração de pigmentos fotossintéticos foi obtida através das duas equações monocromática de Lorenzen (1967).

Para a análise de material particulado em suspensão (SPM), aproximadamente 1 litro de amostra de água foi coletada com uma garrafa *VanDorn* em cada ponto e em dois estratos: superfície e fundo (cerca de 0,5 m acima do fundo). Após coletadas, as amostras foram armazenadas e mantidas sob refrigeração para evitar a proliferação de microrganismos. Em laboratório, foram filtradas com auxílio de uma bomba a vácuo, em filtros GF/F com poros de 0,7 µm previamente pesados. Posteriormente, estes filtros contendo o material em suspensão foram secos em estufa por 24 horas a temperatura de 40°C e novamente pesados. Pela diferença do peso antes e depois da filtragem foi obtida a concentração do MPS.

4. REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Águas (ANA) 2020. <http://www.ana.gov.br>, Accessed date: September, 2020.
- Anderson, E. P., Mackas, D. L., 1986. Lethal and sublethal effects of a molybdenum mine tailing on marine zooplankton: mortality, respiration, feeding and swimming behavior in *Calanus marshallae*, *Metridia pacifica* and *Euphausia pacifica*. *Marine Environmental Research*, 19(2), 131-155.
- Araujo, H. M. P., Nascimento-Vieira, D. A., Neumann-Leitão, S., Schwamborn, R., Lucas, A. P. O., Alves, J. P. H. 2008. Zooplankton community dynamics in relation to the seasonal cycle and nutrient inputs in an urban tropical estuary in Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4), 751-762.
- Ates, M., Demir, V., Arslan, Z., Camas, M., Celik, F. 2016. Toxicity of engineered nickel oxide and cobalt oxide nanoparticles to *Artemia salina* in seawater. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227(3), 70.
- Bastos, A.C., Oliveira, K.S.S., Fernandes, L.F.L., Pereira, J.B., Demoner, L.E., Neto, R.R., Costa, E.S., Sá, F., Silva, C.A., Lerhback, B.D., Junior, C.D., Quaresma, V.S., Orlando, M.T.D., Turbay, C.V.G., Lopes, B.A., Leite, M.D., Ghisolfi, R.D., Lemos, A.T., Piva, T.R.M., Lázaro, G.C.S., Conceição, J.R., Lemos, K.N., Zen, C.M., Bonecker, A.C.T., Castro, M.S., Quintas, M.C., Cavagioni, L., Oliveira, E.M.C., 2017. Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG – Novembro de 2015: Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/relatorio_consolidado_ufes_rio_doce.pdf, Accessed date: 7 August 2017.
- Batten, S. D., Abu-Alhaja, R., Chiba, S., Edwards, M., Graham, G., Jyothibabu, R., Kitchener, J. A., Koubbi, P., Mcquatters-Gollpp, A., Muxagata, E., Ostle, C., Richardson, A. J., Robinson, K. V., Takahashi, K. T., Verheye, H. M., Wilson, W. 2019. A global plankton diversity monitoring program. *Frontiers in Marine Science*, 6, 321.
- Beaugrand, G., Reid, P. C., Ibanez, F., Lindley, J. A., Edwards, M. 2002. Reorganization of North Atlantic marine copepod biodiversity and climate. *Science*, 296(5573), 1692-1694.
- Berasategui, A. D., Marque, S. M., Gómez-Erache, M., Ramírez, F. C., Mianzan, H. W., Acha, E. M. 2006. Copepod assemblages in a highly complex hydrographic region. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66(3-4), 483-492.
- Cirano, M., Mata, M. M., Campos, E. J., Deiró, N. F. 2006. A circulação oceânica de larga-escala na região oeste do Atlântico Sul com base no modelo de circulação global OCCAM. *Revista Brasileira de Geofísica*, 24(2), 209-230.
- Conceição, L. R., Demoner, L. E., Pereira, J. B., Perassoli, F., Ghisolfi, R. D., Bastos, A. C., Junior, C. D., Lázaro, G. C. S., Lemos, K. N., Fernandes, L. F. L. 2021. Copepod community structure after a mining dam disaster in the Southwestern Atlantic Ocean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 254, 107325.
- Dias, C. O., De Araujo, A. V., Paranhos, R., Costa, S. L., 2010. Vertical copepod assemblages (0-2300 m) off Southern Brazil. *Zoological Studies*. 49(2). 230-242.
- Dold, B. 2014. Submarine tailings disposal (STD)—A review. *Minerals*, 4(3), 642-666.
- Doney, S. C. 2010. The growing human footprint on coastal and open-ocean biogeochemistry. *Science*, 328(5985), 1512-1516.
- Escobar, H., 2015. Mud tsunami wreaks ecological havoc in Brazil. *Science*. 350. 1138-1139.
- Farkas, J., Altin, D., Hammer, K. M., Hellstrøm, K. C., Booth, A. M., Hansen, B. H. 2017. Characterisation of fine-grained tailings from a marble processing plant and their acute effects on the copepod *Calanus finmarchicus*. *Chemosphere*, 169, 700-708.
- Fernandes, L. F. L., Paiva, T. R. M., Longhini, C. M., Pereira, J. B., Ghisolfi, R. D., Lázaro, G. C. S., Demoner, L. E., Laino, P. S., Conceição, L. R., Sá, F., Neto, R. R., Junior, C. D., Lemos, K. N., Quaresma, V. S., Oliveira, K. S., Grilo, C. F., Rocha, G. M., 2020. Marine zooplankton dynamics after a major mining dam rupture in the Doce River, southeastern Brazil: Rapid response to a changing environment. *Science of The Total Environment*. v. 736, 139621.

- Gabriel, F. A., Silva, A. G., Queiroz, H. M., Ferreira, T. O., Hauser-Davis, R. A., Bernardino, A. F. 2020. Ecological risks of metal and metalloid contamination in the Rio Doce estuary. *Integrated Environmental Assessment and Management*. Volume 16, Number 5, pp. 655–660.
- Galdino, T. S., Gusmão, L., Neumann-Leitão, S., Silva, T., Schwamborn, R., Oliveira, G. C. 2007. Zooplâncton como indicador da qualidade ambiental nas desembocaduras norte e sul do Canal de Santa Cruz–Itamaracá–PE–Brasil. In *Congresso de Ecologia do Brasil (Vol. 23)*. São Paulo: SEB.
- Garfield, N. 1990. The Brazil Current at subtropical latitudes.
- Gomes, L. E. O., Correa, L. B., Sá, F., Neto, R. R., Bernardino, A. F. 2017. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. *Marine pollution bulletin*, 120(1-2), 28-36.
- Hatje, V., Pedreira, R. M., Rezende, C. E., Schettini, C. A. F., Souza, G. C., Marin, D. C., Hackspacher, P. C. 2017. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Scientific reports*, 7(1), 10706.
- Kjørboe T. 2008. A mechanistic approach to plankton ecology. Princeton: Princeton University Press. p. 209.
- Knoppers, B., Ekau, W., Figueiredo, A. G. 1999. The coast and shelf of east and northeast Brazil and material transport. *Geo-Marine Letters*, 19(3), 171-178.
- Litchman, E., Ohman, M. D., Kjørboe, T. 2013. Trait-Based Approaches to Zooplankton Communities. *Journal of Plankton Research*, v. 35(3), p.473–84.
- Liu, W. X., Coveney, R. M., Chen, J. L. 2003. Environmental quality assessment on a river system polluted by mining activities. *Applied Geochemistry*, 18(5), 749-764.
- Lopes, R. M. 2007. Marine zooplankton studies in Brazil: a brief evaluation and perspectives. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 79(3), 369-379.
- Magris, R. A., Marta-Almeida, M., Monteiro, J. A., Ban, N. C. 2019. A modelling approach to assess the impact of land mining on marine biodiversity: Assessment in coastal catchments experiencing catastrophic events (SW Brazil). *Science of The Total Environment*, 659, 828-840.
- Martínez, M. L., Intralawan, A., Vázquez, G., Pérez-Maqueo, O., Sutton, P., Landgrave, R. 2007. The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological economics*, 63(2-3), 254-272.
- Moreira, F. W. A., Leite, M. G. P., Fujaco, M. A. G., Mendonça, F. P. C., Campos, L. P., Eskinazi-Sant'Anna, E. M. 2016. Assessing the impacts of mining activities on zooplankton functional diversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 28.
- Morello, E. B., Haywood, M. D., Brewer, D. T., Apte, S. C., Asmund, G., Kwong, Y. J., Dennis, D., 2016. The ecological impacts of submarine tailings placement. *Oceanogr. Mar. Biol*, 54, 315-366.
- Moura, J. F., Cardozo, M., Belo, M. S. S. P., Hacon, S., Siciliano, S. 2011. The interface of public healthcare with the health of the oceans: proliferation of disease, socio-economic impacts and beneficial relationships. *Ciência & Saúde Coletiva*, v.16(8), p. 3469-3480.
- Munk, P., Hansen, B. W., Nielsen, T. G., Thomsen, H. A. 2003. Changes in plankton and fish larvae communities across hydrographic fronts off West Greenland. *Journal of Plankton Research*, 25(7), 815-830.
- Oliveira, E. N. D., Knoppers, B. A., Lorenzetti, J. A., Medeiros, P. R. P., Carneiro, M. E., Souza, W. F. L. D. 2012. A satellite view of riverine turbidity plumes on the NE-E Brazilian coastal zone. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60(3), 283-298.
- Palóczy, A., Brink, K. H., da Silveira, I. C., Arruda, W. Z., & Martins, R. P. 2016. Pathways and mechanisms of offshore water intrusions on the Espírito Santo Basin shelf (18° S–22° S, Brazil). *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 121(7), 5134-5163.

- Peck, N., Peters, J., Diekmann, R., Aakmann, S., L. Renz, J. 2015. Interactive Effects of Temperature and Salinity on Population Dynamics of the Calanoid Copepod *Acartia tonsa*. *Journal of Plankton Research*, v. 37(1), p. 197–210.
- Perassoli, F., Ghisolfi, R. D., Lemos, A. T., 2020. Spatial distribution of nutrients associated with water masses in the Tubarão bight (20° s–22° s), Brazil. *Journal of Marine Systems*, 103425.
- Quaresma, V. D. S., Catabriga, G., Bourguignon, S. N., Godinho, E., Bastos, A. C. 2015. Modern sedimentary processes along the Doce river adjacent continental shelf. *Brazilian Journal of Geology*, 45(4), 635-644.
- Roche, C., Thygesen, K., Baker, E., Bastos, A.C., Bernaudat, L., Blyth, S., Sharon Brooks S, S.B., Chambers, D., Coumans, C., Deguignet, M., Fourie, A., Lottermoser, B., McLellan, B., Phillips, J., Reinhardt, W., Valix, M., Wisdom, T., 2017. Mine Tailings Storage: Safety Is No Accident. A UNEP Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme and GRID-Arendal, Nairobi and Arendal.
- Segura, F. R., Nunes, E. A., Paniz, F. P., Paulelli, A. C. C., Rodrigues, G. B., Braga, G. Ú. L., Batista, B. L., 2016. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). *Environmental pollution*. 218. 813-825.
- Serranito, B., Aubert, A., Stemmann, L., Rossi, N., Jamet, J. L. 2016. Proposition of indicators of anthropogenic pressure in the Bay of Toulon (Mediterranean Sea) based on zooplankton time-series. *Continental Shelf Research*, 121, 3-12.
- Shadrin, N., Litvinchuk, L. 2005. Impact of increased mineral particle concentration on the behavior, suspension-feeding and reproduction of *Acartia clausi* (Copepoda). In *The Comparative Roles of Suspension-Feeders in Ecosystems* (pp. 137-146). Springer, Dordrecht.
- Simpson, S. L., Spadaro, D. A. 2016. Bioavailability and chronic toxicity of metal sulfide minerals to benthic marine invertebrates: implications for deep sea exploration, mining and tailings disposal. *Environmental science & technology*, 50(7), 4061-4070.
- Souza, W. F. L., Knoppers, B. 2003. Fluxos de água e sedimentos a costa leste do Brasil: relações entre a tipologia e as pressões antrópicas. *Geochimica Brasiliensis*, 17(1).
- Stefanoudis, P. V., Rivers, M., Ford, H., Yashayaev, I. M., Rogers, A. D., Woodall, L. C. 2019. Changes in zooplankton communities from epipelagic to lower mesopelagic waters. *Marine environmental research*, 146, 1-11.
- Stramma, L., England, M. 1999. On the water masses and mean circulation of the South Atlantic Ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 104(C9), 20863-20883.
- Turner, J. T. 2004. Pelagic Marine Food Webs. *Zoological Studies*, v. 43(2), p. 255 266.
- Vogt, C., 2012. International Assessment of Marine and Riverine Disposal of Mine Tailings. London: Secretariat, London Convention/London Protocol International Maritime Organization London, England & United Nations Environment Programme—Global Program of Action.
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, J. B. C., Lotze, H. K., Micheli, F., Palumbi, S. R., Sala, E., Selkoe, K. A., Stachowicz, J. J., Watson, R. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314(5800), 787-790.

5. ESTRUTURAÇÃO DA TESE

A tese foi dividida em 5 Capítulos conforme a descrição a seguir:

Capítulo 1: Copepod community structure after a mining dam disaster in the Southwestern Atlantic Ocean

Hypothesis 1: Higher concentrations of SPM containing tailings negatively affect the copepod community.

Hypothesis 2: Water masses are a determining factor in the community structure.

*Artigo publicado na *Estuarine Coastal and Shelf Science* (mar/2021)

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107325>

Capítulo 2: Novo registro da espécie não-nativa *Oithona hamata* Rosendorn, 1917 (Copepoda, Cyclopoida) no Atlântico Sudoeste Subtropical

Capítulo 3: Influência da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) na abundância e composição do meroplâncton de uma região costeira impactada pelo colapso da barragem de rejeitos de minério de Fundão (Brasil)

Hipótese 1: O meroplâncton responde às concentrações do material particulado em suspensão.

Hipótese 2: A composição do meroplâncton varia em função de três fatores: sazonalidade, massas de água e em função da proximidade com a Foz do Rio Doce, representada pelos setores.

Capítulo 4: Grupos funcionais como ferramenta de estudo da estrutura da comunidade de Copepoda na costa sudeste do Brasil (Atlântico Sudoeste)

Hipótese 1: Quanto maior a senescência do fitoplâncton, maior a dominância de detritívoros e espécies tolerantes.

Hipótese 2: A ocorrência de herbívoros está associada à presença da ACAS.

Capítulo 5: Conclusões Gerais

6. CAPÍTULO 1

Copepod community structure after a mining dam disaster in the Southwestern Atlantic Ocean

Laura Rodrigues da Conceição^{1*}, Lilian Elisa Demoner², Juliano Bicalho Pereira², Fernanda Perassoli², Renato David Ghisolfi², Alex Cardoso Bastos², Camilo Dias Junior², Georgette Cristina Salvador Lázaro², Kássia do Nascimento Lemos², Luiz Fernando Loureiro Fernandes²

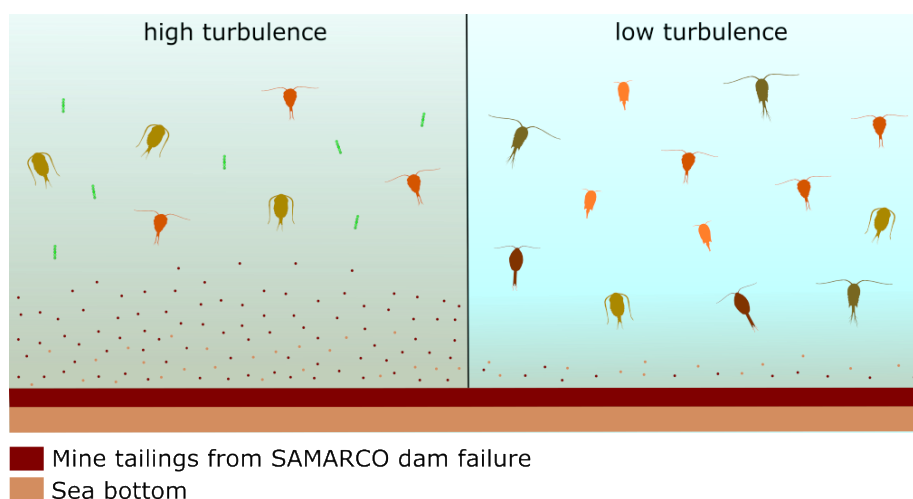
*Author for correspondence e-mail: laura_faro@hotmail.com

¹*Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo. Base Oceanográfica, Rodovia ES-010, Km 16, nº 565, Coqueiral, Aracruz, ES, Brasil, CEP: 29199-970.

²Departamento de Oceanografia e Ecologia, Universidade Federal do Espírito Santo. Av. Fernando Ferrari 514. Vitória, ES, Brasil, CEP: 29075-910.

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107325>

Graphical Abstract



Abstract: This study aimed to investigate the potential effects of iron ore tailings from the Fundão dam (southeastern Brazil) through suspended particulate matter (SPM) on the copepod community in the marine area adjacent to the Doce River mouth (DRM), and to characterize the community related to the oceanographic structure in 2016. Diversity was considered low and very low (min $H' = 0.36$; max $H' = 2.09$) throughout the study period. The results showed a negative correlation between the community and higher concentrations of SPM with *Temora turbinata* and *Centropages velificatus* being the indicator species for this scenario. Water masses were the main constituting factor in the community structure where SACW was responsible for the increase in ecological indexes in addition to the dominance of *Temora stylifera* and *Paracalanus quasimodo*. The low rates of diversity and abundance recorded point to chronic effects associated with tailings which are enhanced in the absence of SACW.

Keywords: Tailing, Zooplankton, Diversity, Bioindicator, Water mass

INTRODUCTION

Among the different human activities occurring in the world, mining activity has become a significant source of potential risks to the environment over the years (Gomes et al., 2017; Dold et al., 2014) due to the waste that is generated and stored in tailings dams and this represents an important source of contamination (Farkas et al., 2017; Johnson and Hallberg, 2005; Fern´andez-Caliani et al., 2009). According to Roland and Esteves (1993), mining activity can cause numerous impacts on biological communities associated with aquatic ecosystems since the high loads of sediment produced raise the levels of turbidity, in addition to causing chemical and physical changes in the environment that can compromise biodiversity.

In this context, the rupture of the Fundão tailings dam (20°12'24" S; 43°27'40"W) in southeastern Brazil, which occurred in November 2015, stands out since it released approximately 50 million m³ of iron ore tailings in the environment, reaching the marine environment on the eastern Brazilian coast, causing environmental and socioeconomic collapse (Queiroz et al., 2018; Gomes et al., 2017; Marta-Almeida et al., 2016; Miranda and Marques 2016; Segura et al., 2016; Escobar, 2015).

In the marine environment, numerous organisms such as fish and invertebrates, experienced immediate effects due to the tailings that reached the Atlantic Ocean, with a drastic loss of diversity (Escobar, 2015; Bastos et al., 2017). In addition to the death of organisms due to asphyxiation resulting from the relatively higher levels of suspended particulate matter (Hatje et al., 2017), Longhini et al. (2019) also showed potential chronic effects due to the high Fe load, which can cause changes in the structure of the phytoplankton community, can favoring the development of toxic species blooms.

Among pelagic organisms, zooplankton responded negatively to the presence of tailings mud and the community underwent changes in composition, where a few species were dominant and a significant decrease in the abundance of the others occurred, resulting in a drop in diversity rates (Fernandes et al., 2020; Bastos et al., 2017).

The planktonic community is often structured in assemblages, being closely related to the conditions of the environment in which they live. The distribution of water mass and hydrochemical conditions is a basis for the interpretation of the distribution patterns of these organisms (Berasategui et al., 2006; Boltovskoy, 1999) and changes in the marine plankton communities

caused by the variability of environmental parameters can cause important changes in mechanisms such as the web feeding, biogeochemical cycles and also in the reproductive cycle (Barton et al., 2013).

Zooplankton is a group that plays a crucial role within the marine trophic web (Degerman et al., 2018; Litchman et al., 2013; Kiørboe, 2008) and an important ecological role (Ates et al., 2016) since it is the most representative in terms of abundance and diversity (Litchman et al., 2013; Kiørboe, 2008).

Also, zooplankton is an important indicator in aquatic ecosystems since it responds quickly to changes that occur in the environment (Barton et al., 2013; Araujo et al., 2008). Among zooplankton types, small copepods are the main constituents of mesozooplankton (Turner, 2004) and are considered the main link between energy and biomass transfer in the pelagic food chain (Dessier et al., 2018), actively participating in the cycling of organic carbon (Mayzaud and Pakhomov, 2014).

Given the tailings sludge that entered the marine environment and the ecological importance of zooplankton as a tool for the diagnosis and characterization of environments, the long-term effects of this impact need to be investigated and evaluated.

Therefore, this study aims to evaluate the impact of the mining dam rupture on the structure of the copepod community during the first year after the rupture, the potential effects of suspended particulate matter on organisms and the relationship of the copepod community with oceanographic features and processes.

MATERIAL AND METHODS

Study area

The Doce River Mouth (DRM) is located on the eastern Brazilian region (-19°39'11.4"S; 39°47'11"W) in the northern region of the Espírito Santo Basin (Knoopers et al., 1999) (Fig. 1). The region climate is classified as tropical-humid, according to the Köppen classification, with a dry period during winter and a rainy period during summer (Oliveira and Silva Quaresma, 2017; Bonecker et al., 2014). Sampling included the Environmental Protected Area - Costa das Algas (CA), south of the Doce River mouth (DRM). Environmental protected areas (EPA) are of crucial importance both ecologically and socially, as they are considered a key part in the management of

environments, acting in the control and conservation of species (Lascelles et al., 2012). Based on the analyzes carried out after the arrival of the tailings, the EPA - Costa das Algas is an area potentially affected by the ore tailing, especially when under conditions of high flow of the Doce River (Bastos et al., 2017; Fernandes et al., 2020).

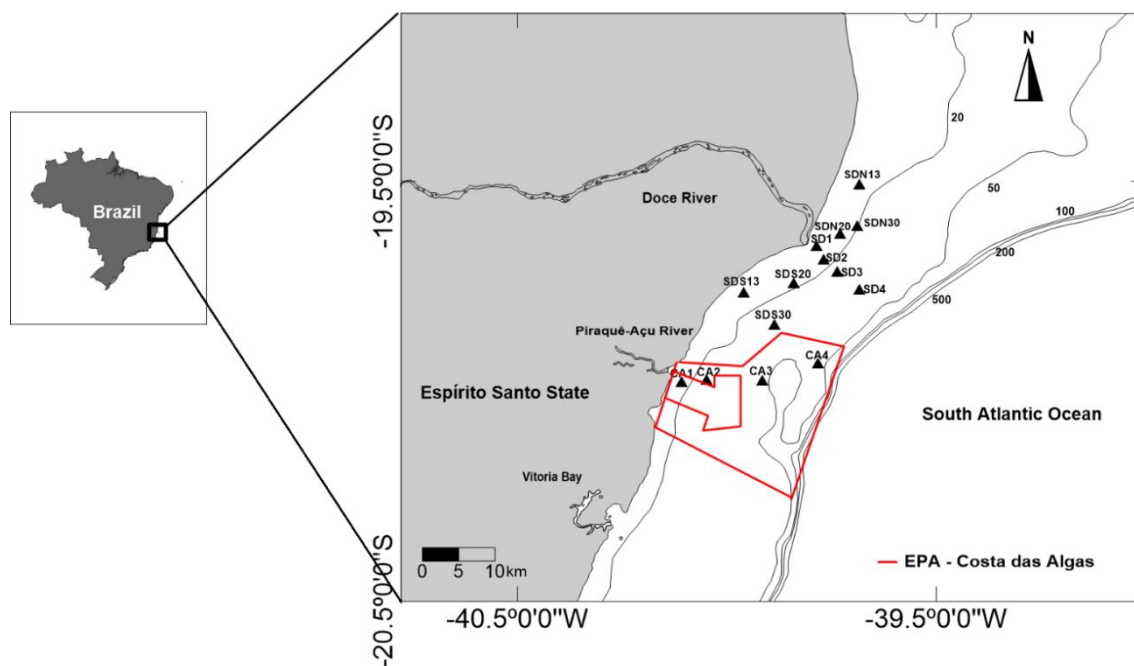


Figure 1: Study area and sampling stations at the mouth of the Doce River and adjacent region.

The average annual flow of the Doce River is $900 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Oliveira et al., 2012), reaching its maximum in summer (rainy season) and minimum in winter (dry season) (Knoppers et al., 1999). The Doce River basin contributes significantly to the supply and transportation of suspended sediment that reaches the coastal region (Souza and Knoppers, 2003; Knoppers et al., 1999), with values ranging between 10 and $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in periods of high flow (Souza and Knoppers, 2003). At the time of the arrival of the tailings sludge, the registered flow was considered to be well below the average ($104 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) (ANA, 2020), and this pattern was maintained during the subsequent months and in the first year after the rupture, with only one peak flow recorded in January 2016 ($1333 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) (Bastos et al., 2017; ANA, 2020). Quaresma et al. (2015) described the Doce River plume dispersion pattern with a south component which, during a cold front entry, shift north, in addition to greater wave energy, causing changes in the dispersion patterns of the SPM.

Besides winds stress and waves are driving forcings in the DRM area, that cause the dispersion of the material coming from the river, as well as interfering in the mesoscale physical processes (Quaresma et al., 2015; Aguiar et al., 2014; Dominguez, 2006). In the same period, there was a predominance of northeast winds that are common to the study area, favoring the coastal upwelling process (Bastos et al., 2017). Bastos et al. (2017) and Fernandes et al. (2020) registered a cold front entry in December 2015, which played a fundamental role in changing the local hydrodynamics and tailings dispersion.

The DRM area is under the influence of the Brazil Current (CB), which transports Tropical Water (TW) and South Atlantic Central Water (SACW). TW is characterized by temperatures above 20 °C and salinity above 36, in addition to having oligotrophic characteristics (Emilsson, 1961). The SACW is also known as thermocline water with thermohaline properties ranging from 6 to 20 °C and salinity of 34.6–36 (Silveira et al., 2000; Cirano et al., 2006). Additionally, on the continental shelf, the Coastal Water (CW) (characterized by low salinity (<36) and high temperatures > 22 °C (Castro-Filho et al., 1987)), appears as a result of the mixing process between the TW and the water with less salinity in the continental discharge over the continental shelf (Emilsson, 1961).

The presence of the SACW in the area results basically from coastal upwelling (e.g., Paloczcy et al., 2016; Castro et al., 2006) due to superficial advection of Ekman transport, and Ekman pumping (Castelão and Barth 2006) from wind stress curl. Palóczcy et al. (2016) concluded that the former process would be the most efficient mechanism to promote SACW intrusion onto the continental shelf of this region. Moreover, this water mass has high concentrations of nutrients, can cause changes in physical conditions and local chemicals, and affect the structure and dynamics of biological communities (Dias et al., 2010).

This upwelling process can be characterized as complete and incomplete (Csanady, 1977). Complete upwelling is defined as the mature state of an upwelling, that is, the stress wind is strong or long enough to bring cold water (SACW) to the surface. However, the incomplete upwelling process happens when the Ekman transport is not enough to generate the outcrop of cold water on the surface, keeping it trapped at the bottom of the water column on the continental shelf (Cushman-Roisin and Beckers, 2011).

The superficial sediment in the DRM and adjacent region is characterized by a muddy fraction in the southern portion of the mouth and by a sandy-muddy fraction in the mouth/north portion, and

all this material is subject to the influence of both the flow of the Doce River and the action of winds and waves that are responsible for the transport of sediments (Quaresma et al., 2015). After the rupture of the dam and the arrival of the tailings at the DRM, Quaresma et al. (2020) found an increase in the clay fraction of the sediment and a consequent increase in the concentration of SPM in the internal continental shelf. In addition, the authors reinforce that periods of drought can also contribute, at least in the short term, to the increase of the sedimentation rates.

Sampling

Three campaigns during 2016 year: January (campaign 1), April (campaign 2) and November (campaign 3) in 14 stations distributed in four sectors: north of the Doce River mouth (SD-N13, SD-N20, SD-N30), a transect in front of the river mouth (SD-1, SD-2, SD-3, SD-4), south of the mouth (SD-S13, SD-S20, SD-S30) and four stations comprising the EPA -Costa das Algas (CA1, CA2, CA3, and CA4) (Fig. 1).

Zooplankton was collected in oblique trawls for 5 min, from 3 m above the bottom to the surface using a 200- μ m cylindrical-conic plankton net fitted with a mechanical flowmeter at the net mouth opening. The collected material was preserved in 4% formalin buffered with sodium tetraborate.

At all sampling stations, sea water temperature and salinity data were acquired using a conductivity, temperature, and depth (CTD) probe (Falmouth Scientific, Inc.). For the water masses analysis, the OMP method (optimal multiparametric analysis) was used. The OMP method consists of a quantitative approach initially proposed by Shtokman (1944) from the thermohaline data and later improved by Mamayev (1975), allowing the analysis of more than three water masses. Water samples were collected in the surface (s) and bottom (b) strata for analysis of suspended particulate material (SPM) and chlorophyll-a (Chl-a). For SPM, a Van Dorn bottle was used, and for Chl-a, a Niskin bottle was used. To estimate Chl-a, samples were filtered and placed in a refrigerated container protected from light. Analyses were performed following the methods described in APHA (2005). The SPM samples were stored and kept under refrigeration to avoid the proliferation of microorganisms. In the laboratory, they were analyzed according to the methodology proposed by Bastos et al. (2017).

Data treatment

The identification of water masses via OMP, as well as data from Perassoli et al. (2020), considered Coastal Water (CW), SACW, and TW. For the entire study period, TW and SACW were more representative because they presented values above 50% of their formation properties. In this study, the thermohaline indices were determined considering the extreme points of the temperature and salinity (TS) diagram of the collected data (CW: 26.8 °C - 33.2; TW: 28 °C - 37.9; SACW: 19.8 °C - 36.6), as proposed by Perassoli et al. (2020).

The applied method (OMP) generates residue in the calculation, which serves as quality control for the analysis. Thus, only the results with mass conservation residues below 5% were considered satisfactory, as well as in the works by Poole and Tomczak (1999) and Perassoli et al. (2020).

Copepod species were identified using specialized literature (Boltovskoy et al., 1999, 2002; Bradford-Grieve et al., 1999; Boltovskoy, 1981). A series of metrics were determined to characterize the structure of the zooplankton community: the numerical abundance of the organisms (transformed by $\log(x + 1)$) and represented by ind.m^{-3} , the percentage relative abundance (Rel.%) and percentage frequency of occurrence (Occur.%), as well as diversity (H') and equitability (J). The diversity scale used was the one proposed by Cavalcanti and Lazarrabal (2004). High diversity values are above 3.0 bits.ind⁻¹, average diversity is between 3.0 and 2.0, low diversity ranged between 2.0 and 1.0, and very low diversity is below 1.0 bits.ind⁻¹.

The Kruskal-Wallis nonparametric test was applied to abundance, diversity, and environmental variables data to verify spatial and temporal variability. To assess the variation in copepod abundance and composition considering the spatial distribution (sector) and water mass factors, the ANOSIM permutation test (one way) was applied (Clarke and Warwick, 2001).

Cluster analysis was performed based on a Bray-Curtis similarity matrix to verify the distribution of the taxa together with a similarity profile analysis (SIMPROF). The SIMPER percentage analysis was applied to verify which taxa contributed most in terms of percentage to the groups formed in the cluster analysis (Clarke and Warwick, 2001).

The RELATE test was applied (Clarke and Warwick, 2001), followed by BEST analysis, using the BIOENV method, to assess the main environmental variables responsible for influencing the

distribution of the community at the Doce River mouth and adjacent regions (Clarke and Warwick, 2001).

A Dist-Lm (distance-based linear model) analysis was applied to the environmental variables (SPM, Chl-a and temperature) and copepod abundance to graphically show the structure of the oceanographic data sets responsible for community variability.

A Canonical Correspondence Analysis (CCA) was performed to determine the existing relationships between abundance of the dominant species (Rel. > 3% and Occur. > 30% considering all campaigns) and the environmental variables. The Monte Carlo permutation test was conducted to test the statistical significance of the contribution of the hydrographic parameters and canonical axes (Ter Braak, 1986). Such analyses were conducted using the statistical package Canoco version 4.5.

A representation of the spatial distribution based on the abundance of copepod species was developed with maps using the SURFER program - Golden Software Inc. (Keekler, 1995).

RESULTS AND DISCUSSION

Environmental variables

For the entire study period, TW and SACW were the most significant water masses in the area (Appendix 1). In fact, during campaign 3, only SACW was identified and virtually no CW occurred. The TW was present (over 50% of its conservation properties) in both regions (EPA - Costa das Algas and DRM) in the campaign 2 held in April. The presence of TW is closely linked to seasonal variability and exchanges between the ocean and the atmosphere occupying the surface layer of the ocean (Ghisolfi et al., 2015).

The SACW was present throughout the area, mainly in the EPA - Costa das Algas. In January, training properties were above 50%, reaching almost 100%. In January and November, SACW was at the most superficial portion of the water column, identified as a complete upwelling process. During the spring and southern summer, maximum negative curl (Ekman pumping) favors the rise of water over the continental shelf (Castelão and Barth, 2006; Palóczy et al., 2016). In autumn and winter, wind stress curl decreases, making it difficult for water to rise over the continental shelf (Castelão and Barth, 2006). CW was below 50% due to mixing processes and the low flow of the Doce River during the study period.

Although a high flow rate was recorded in campaign 1 ($1333 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) the low level of river discharge was predominant in the other campaigns (Bastos et al., 2017), and the mixing process among water masses resulted in less than 50% of CW contribution. The occurrence of *Calanoides carinatus*, an indicator species of SACW (Dias et al., 2010; Sabatini et al., 2007; Valentin, 1984), reinforces the dominance of SACW as the determinant of the biogeochemical characteristics of the study area.

The distribution of SPM (bottom and surface) did not register a significant temporal/spatial difference ($KW = p > 0.05$). For the surface strata, the recorded values ranged between $0.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (minimum) and $54.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (maximum) (average $8.3 \pm 11.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), and the bottom layer varied between $1.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (minimum) and $62.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (maximum) (average $13.5 \pm 15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) (Appendix 2).

In comparison with the average values recorded by Souza and Knoppers (2003), high concentrations ($\text{SPM} > 10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) were recorded at stations representing all sectors (Appendix 2), most often close to the bottom, in the isobaths of 13, 20 and 30 m. This result confirms that the adjacent Doce River mouth shelf is dominated by waves, causing considerable remobilization of the material deposited at the bottom (Dominguez, 2006; Quaresma et al., 2015). Some studies also indicate that the production and disposal of tailings in coastal marine environments causes damage to biological communities with significant records of hypersedimentation and a consequent increase in turbidity and in the concentrations of elements harmful to organisms (Ramirez-Llodra et al., 2015; Ellis et al., 1995). Thus, this local hydrodynamics make the material from the tailings that was deposited on the seabed available again, potentially affecting organisms (Sá et al., 2021; Fernandes et al., 2020; Longhini et al., 2019; Bastos et al., 2017).

The highest SPM concentrations were recorded in the surface layer at the stations closest to the river mouth and in the northern sector, directly associated with the influence of the river plume (Appendix 2). High levels of turbidity in the water column can negatively affect organisms, ranging from death by asphyxiation to direct exposure to bioavailable fractions of chemical elements and compounds associated with SPM, which can considerably decrease the abundance of organisms as well as directly interfere with ecological indexes due to the level of toxicity (Farkas et al., 2017; Hatje et al., 2017; Kline, 1994).

Only bottom Chl-*a* showed a significant difference ($KW = p < 0.05$) considering the spatial distribution. The registered Chl-*a* concentrations ranged between $0.1 \mu\text{g.L}^{-1}$ (minimum) and $1.5 \mu\text{g.L}^{-1}$ (maximum) for the surface layer ($0.5 \pm 0.4 \mu\text{g.L}^{-1}$) and between $0.2 \mu\text{g.L}^{-1}$ (minimum) and $1.5 \mu\text{g.L}^{-1}$ (maximum) for the bottom layer ($0.6 \pm 0.3 \mu\text{g.L}^{-1}$). These values corroborate the data in the literature for the study area, where values usually vary between 0.5 and $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Melo Júnior et al., 2016; Dias et al., 2015; Bonecker et al., 1992) (Appendix 3).

Considering the higher levels of SPM at certain sampling locations, as well as the concentrations of Chl-*a*, it is important to emphasize that although light is a limiting factor for the development of phytoplankton species, there are organisms that are capable of adapting to the conditions of greater turbulence in the water column, which in turn increases turbidity and consequently decreases the penetration of light (Stevic et al., 2013; Reynolds et al., 2002).

One year after the arrival of the tailings at the Doce River mouth, the dominant phytoplankton portion was represented by nanophytoplankton (cyanobacteria and chlorophytes) (Bastos et al., 2017). Cyanobacteria are characterized by a high level of adaptive capacity to different light conditions, availability of nutrients and turbulence (Dias and Huszar, 2011; Mischke, 2003), and they make up a portion of the phytoplankton that is considered unpalatable and very poor in terms of nutrition, in addition to presenting a considerable degree of toxicity (Panosso and Lurling 2010; Wilson et al., 2006; Ikawa, 2004; Lampert, 1981; Arnold, 1971). These characteristics can directly affect the zooplankton community, ranging from nutritional deficits to difficulties in digestion/palatability, as well as clogging filtering apparatus (Dias and Huszar, 2011; DeMott et al., 2001).

Copepod - ecological Index

The copepod community consisted of 37 taxa, including the initial stages of development, such as nauplius and copepodite, corroborating other records for the Brazilian coast, including its coastal and oceanic environments (Bonecker, 2006; Dias et al., 2010, 2015; Bonecker et al., 2014) (Table 1). In campaign 1, although the Doce River flow was considerably high, the presence of SACW was well marked in the DRM region, with *T. stylifera* and *P. quasimodo* being the most abundant species. (Eskinazi-Sant'Anna and Björnberg, 2006) had already registered an analogous pattern in the São Sebastião Channel area, where the seasonal patterns of water mass structuring are similar

to the DRM, with *T. stylifera* and *P. quasimodo* being the most representative species in the summer periods with a total SACW intrusion. In the present study, despite the presence of the plume in periods of high flow, favoring a scenario of direct influence of the tailings in the DRM region in the summer season, upwelling of the SACW in the coastal region and surroundings causes the detachment of the plume towards offshore (Fernandes et al., 2020; Aguiar et al., 2014) allowing the DRM area not to suffer the direct effects of tailings from the plume. This pattern have also been registered and described by Perassoli et al. (2020).

Table 1: List of identified taxa, abundance (ind.m⁻³), percentage relative abundance (Rel.%) and percentage frequency of occurrence (Ocur.%) in the region of the Doce River mouth and surroundings during Jan/2016 - Campaign 1, Apr/2016 - Campaign 2 and Nov/2016 - - Campaign 3. E = epipelagic; M = mesopelagic; Es = estuarine; C = coastal; O = oceanic.

Species	Jan/2016			Apr/2016			Nov/2016		
	ind.m ⁻³	Rel.(%)	Ocur.(%)	ind.m ⁻³	Rel.(%)	Ocur.(%)	ind.m ⁻³	Rel.(%)	Ocur.(%)
Copepoda (nauplii)	143.63	1.15	22.5	106.29	0.63	12.5	2172.39	8.87	30
Calanoida (copepodite)	-	-	-	-	-	-	2195.76	8.97	30
<i>Calanoides carinatus</i> (Krøyer, 1849) ^{E-M, O}	-	-	-	-	-	-	174.07	0.71	7.5
<i>Nannocalanus minor</i> (Claus, 1863) ^{E, O}	1.39	0.01	2.5	-	-	-	-	-	-
<i>Undinula vulgaris</i> (Dana, 1849) ^{E, N}	21.57	0.17	2.5	3.73	0.02	2.5	-	-	-
<i>Calocalanus pavo</i> (Dana, 1852) ^{E, O}	1.76	0.01	2.5	-	-	-	-	-	-
<i>Mecynocera clausi</i> (Thompson, 1888) ^{E, O}	5.27	0.04	2.5	-	-	-	-	-	-
<i>Paracalanus campaneri</i> (Björnberg, 1982) ^{E, O?}	-	-	-	6.11	0.04	2.5	475.97	1.94	22.5
<i>Pacalanus quasimodo</i> (Bowman, 1971) ^{E, C}	3243.71	25.98	32.5	10709.73	63.02	35	10157.18	41.47	30
<i>Paracalanus aculeatus</i> (Giesbrecht, 1888) ^{E, O?}	490.78	3.93	17.5	2641.96	15.55	12.5	-	-	-
<i>Parvocalanus scotti</i> (Früchtl, 1923) ^{E, Es-C}	274.97	2.20	12.5	72.22	0.42	7.5	108.89	0.44	2.5
<i>Subeucalanus pileatus</i> (Giesbrecht, 1888) ^{E, O}	1.76	0.01	2.5	-	-	-	202.15	0.83	10
<i>Clausocalanus furcatus</i> (Brady, 1883) ^{E, O}	16.90	0.14	7.5	64.14	0.38	10	44.06	0.18	7.5
<i>Centropages velificatus</i> (Oliveira, 1947) ^{E, C-O}	982.28	7.87	25	25.30	0.15	5	871.63	3.56	30
<i>Temora turbinata</i> (Dana, 1849) ^{E, C-O}	684.57	5.48	27.5	596.56	3.51	22.5	7634.46	31.17	30
<i>Temora stylifera</i> (Dana, 1849) ^{E, C-O}	3972.23	31.82	30	649.51	3.82	22.5	505.24	2.06	27.5
<i>Candacia</i> sp.	5.39	0.04	2.5	-	-	-	-	-	-
<i>Calanopia americana</i> (Dahl, 1894) ^{E, N}	53.60	0.43	15	5.00	0.03	2.5	5.67	0.02	2.5
<i>Pontellopsis</i> sp.(nauplii)	2.78	0.02	2.5	-	-	-	-	-	-
<i>Labidocera fluviatilis</i> (Dahl, 1984) ^{E, N}	-	-	-	46.00	0.27	5	52.69	0.22	10
<i>Labidocera acutifrons</i>	5.39	0.04	2.5	-	-	-	-	-	-
<i>Acartia danae</i> (Giesbrecht, 1889) ^{E, O}	-	-	-	9.34	0.05	5	-	-	-
<i>Acartia lilljeborgi</i> (Giesbrecht, 1889) ^{E, Es-C}	11.47	0.09	5	8.13	0.05	2.5	5.67	0.02	2.5

Table 1: Continuation.

Species	Jan/2016			Apr/2016			Nov/2016		
	ind.m ⁻³	Rel.(%)	Ocur.(%)	ind.m ⁻³	Rel.(%)	Ocur.(%)	ind.m ⁻³	Rel.(%)	Ocur.(%)
<i>Euterpina acutifrons</i> (Dana, 1847) ^{E,C}	11.76	0.09	5	15.64	0.09	5	134.43	0.55	7.5
<i>Oithona plumifera</i> (Baird, 1843) ^{E, C-O}	199.71	1.60	15	95.36	0.56	7.5	91.40	0.37	12.5
<i>Oithona hebes</i> (Giesbrechti, 1891) ^{E, C-O}	512.91	4.11	30	564.69	3.32	30	127.92	0.52	7.5
<i>Oithona nana</i> (Giesbrechti, 1893) ^{E, N-C-Es}	73.11	0.59	12.5	18.34	0.11	2.5	-	-	-
<i>Oithona simplex</i> (Farran, 1913) ^{E, C-O}	280.22	2.24	7.5	79.12	0.47	10	54.44	0.22	2.5
<i>Oithona fallax</i> (Farran, 1913) ^{E, N-O}	2.63	0.02	2.5	-	-	-	-	-	-
<i>Oncaea clevei</i> (Früchtl, 1923) ^{E,O}	-	-	-	14.95	0.09	5	-	-	-
<i>Oncaea curta</i>	71.22	0.57	15	-	-	-	-	-	-
<i>Ocaea venusta</i> (Philippi, 1843)	18.43	0.15	2.5	-	-	-	-	-	-
<i>Oncaea cf media</i> (Giesbrecht, 1891) ^{E-M, O}	-	-	-	-	-	-	5.67	0.02	2.5
<i>Sapphirina</i> sp.	5.50	0.04	2.5	-	-	-	0.00	0.00	-
<i>Onychocorycaeus giesbrecht</i> (Dahl, 1894) ^{E,O}	1333.24	10.68	32.5	1237.62	7.28	35	1726.84	7.05	30
<i>Urocorycaeus lautus</i> (Dana, 1849) ^{E,O}	-	-	-	14.95	0.09	5	-	-	-
<i>Farranula gracilis</i> (Dana, 1849) ^{E,O}	55.62	0.45	5	9.15	0.05	2.5	-	-	-

Based on the results of the copepod composition and the dominant organisms, the community has experienced changes in their structure compared to the period immediately following the arrival of the tailings, resulting in the replacement of species. At the time of the acute impact, Fernandes et al. (2020) and Bastos et al. (2017) showed that the composition of copepod was represented by 32 taxa, where *Parvocalanus* spp. and *Oithona nana* dominated in terms of abundance. In addition, low rates of diversity have been recorded at times when greatest direct influence of the tailings were observed, and when the influence of ocean dynamics in the area, through the passage of cold fronts, caused an increase in turbidity, resulting in significant changes in the zooplankton community (Fernandes et al., 2020).

Copepod abundance did not register a significant spatial/temporal difference ($KW = p > 0.05$), and ANOSIM ($p = 0.001$) showed that the water mass factor was responsible for the variation in abundance.

Considering the spatial distribution, copepod abundance was considered low, varying between 78.1 ind.m^{-3} (minimum) at sampling station SD4 - campaign 2 and $8602.1 \text{ ind.m}^{-3}$ (maximum) at sampling station CA1 - campaign 3 (Fig. 2), when compared with locations of similar oceanographic characteristics (Dias et al., 2015; Melo Júnior et al., 2016) with peaks of approximately $10,000 \text{ ind.m}^{-3}$. The decrease in abundance in zooplanktonic organisms has been reported as an important community response to different types of impacts (Almeida et al., 2012; Silva et al., 2004).

In campaign 1, considering the SD transect, added to the high flow of the Doce River, higher abundance values were recorded (coinciding with the SACW intrusion) in comparison with the adjacent stations (Fig. 2) in contrast to what happened in campaign 2. In the latter one, river flow was very low and the presence of SACW was not marked by complete upwelling, with a low abundance in the mouth transect and high abundance in the adjacent stations. These results shows that, even when the river flow was expressive, the presence of SACW is an important structuring factor for the zooplankton community. This colder water, rich in nutrients, favors primary production as well as the occurrence of oceanic and indicator species during its upwelling, in addition to increasing the abundance of organisms (Melo Júnior et al., 2016; Miyashita et al., 2009; Paffenhöfer et al., 1984). Considering the complexity of the plume dispersion patterns, it must be taken into account that, in campaign 1, the resultant to the south may have negatively influenced

the organisms of the SDS stations, causing a decline in abundance. As the river flow was very low in campaign 2, there was no direct influence from the river, which may have favored the increase in abundance. In addition, the absence of SACW caused a drop in ecological indexes.

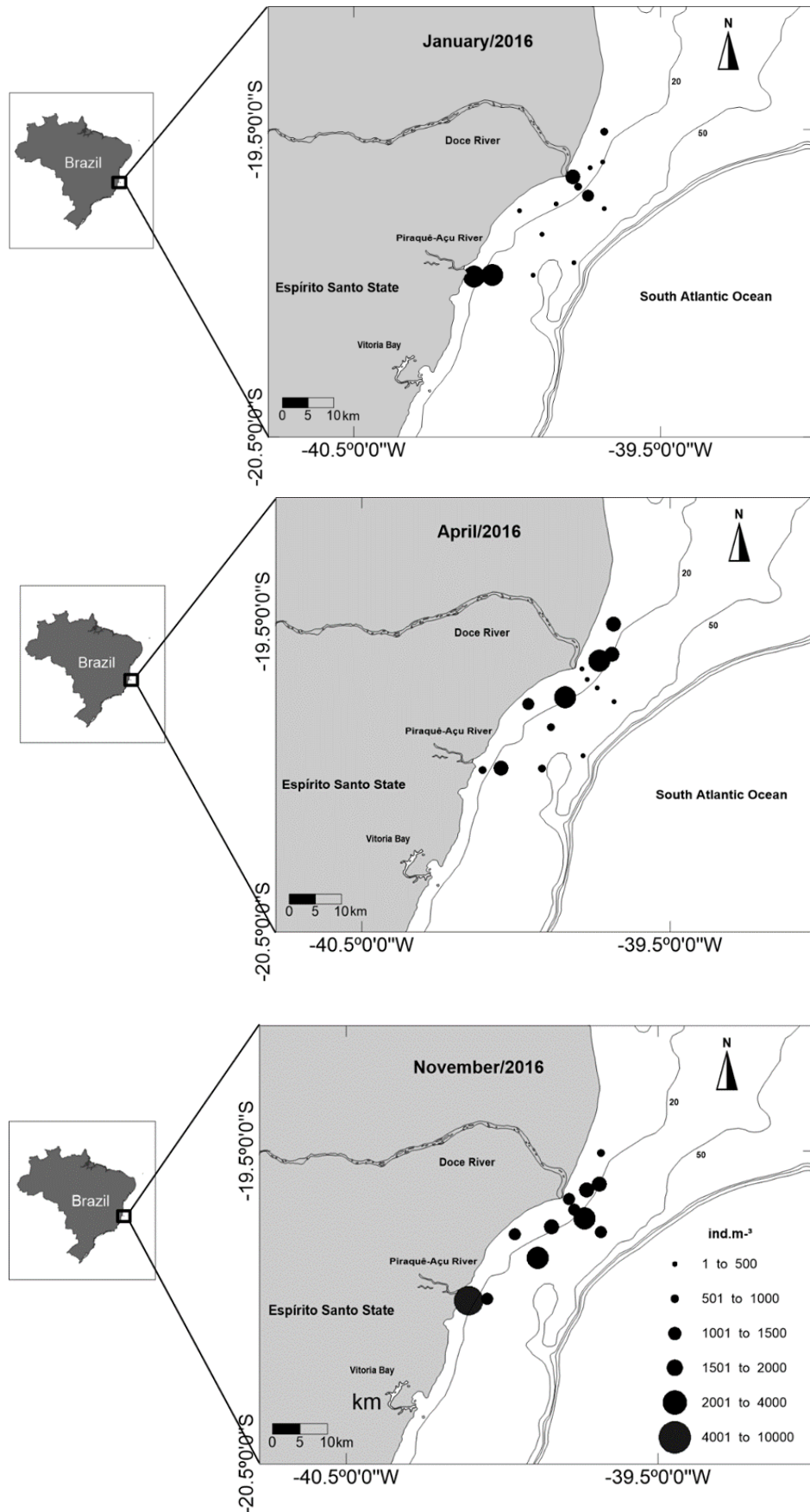


Figure 2: Total Copepoda abundance (ind.m-3) in all sampling stations, during the Jan / 2016 - Campaign 1, Apr / 2016 - Campaign 2 and Nov / 2016 - Campaign 3.

The diversity registered only temporal variability ($KW = p < 0.05$) that was considered low and very low based on the scale proposed by Cavalcanti and Lazarrabal (2004), with a minimum value ($H' = 0.36$) recorded at the SD-N30 station in campaign 2 and the maximum value ($H' = 2.09$) recorded at station SD-S30 in campaign 1 (Table 2).

Table 2: Values of diversity (H') and equitability (J') in all sampling stations during the period Jan / 2016 - Campaign 1, Apr / 2016 - Campaign 2 and Nov / 2016 - Campaign 3.

Stations	H' (Jan/2016)	J' (Jan/2016)	H' (Apr/2016)	J' (Apr/2016)	H' (Nov/2016)	J' (Nov/2016)
SD-1	1.34	0.75	0.58	0.53	1.81	0.73
SD-2	1.38	0.71	0.80	0.73	0.98	0.47
SD-3	0.74	0.42	0.80	0.45	1.49	0.71
SD-4	1.57	0.76	1.23	0.76	1.61	0.65
SD-N13	1.93	0.81	0.49	0.35	1.90	0.86
SD-N20	1.55	0.75	0.44	0.24	1.44	0.60
SD-N30	1.74	0.76	0.36	0.26	1.50	0.65
SD-S13	1.33	0.55	1.53	0.70	1.64	0.66
SD-S20	1.64	0.66	0.63	0.32	1.84	0.80
SD-S30	2.09	0.77	1.43	0.65	0.45	0.20
CA1	1.33	0.61	1.69	0.77	1.46	0.59
CA2	1.63	0.65	1.50	0.65	1.80	0.78
CA3	1.49	0.65	2.02	0.79	-	-
CA4	1.85	0.72	1.67	0.67	-	-

The occurrence of few species added to the low diversity, especially in the April 2016 campaign, indicating that in the process of ecological succession, after the acute impact, only the individuals who presented greater resistance and better performances in the competitive processes, which included low rates of predation and greater resistance to the adverse conditions of the environment, obtained an advantage. According to DeMott (1989), situations where there are fluctuations in environmental parameters, which lead to an unbalanced condition, as is the case in the impacted areas, it is common that competitive exclusion among species occurs, causing the most resistant be favored in relation to the most sensitive species.

In the present study, *T. turbinata* and *P. quasimodo* were dominant in terms of occurrence and abundance, reinforcing competitive exclusion; in addition, Ferreira et al. (2009) and Silva et al. (2004) characterize *T. turbinata* as an invasive species tolerant to impacts. In a study carried out by Rosa et al. (2016), they found that the dominance of *P. quasimodo* was responsible for the decrease in diversity, which was directly related to two factors: favorable environment for the species in the upwelling environments due to the peaks of Chl-a and the absence of natural predators that control its abundance, such as *O. giesbrechti*, which in the current study occurred with low values of abundance and occurrence compared to that of *P. quasimodo*.

Characterization of the structure and composition of the copepod community

ANOSIM showed that in terms of the general standards, the abundance and composition of copepod varied only as a function of the water mass factor ($p < 0.05$), indicating that when under conditions of low concentrations of SPM, the community responded to the characteristic oceanographic conditions of the sampling site. Cluster analysis, together with SIMPROF, showed the formation of three significantly different groups ($p < 0.05$) among the sampling locations, formed by a similarity degree of 52% (Fig. 3). SIMPER analysis defined which taxa contributed most to the similarity, in decreasing order, within and between the groups generated by SIMPROF as follows:

Group A: *Temora stylifera*, *C. giesbrechti* and *T. turbinata* represented approximately 68% of the abundance. *T. turbinata* is an invasive species (Avila et al., 2009; Silva et al., 2004) in marine-estuarine environments, with high tolerance to temperature and salinity variations (Lopes et al., 1998) and resistance to several pollution conditions (Campos et al., 2017; Ara, 2002; Bradford, 1977), and this species competes with the native species *T. stylifera*. *T. stylifera* is a species that shows a preference for homogeneous waters with relatively greater stability in temperature and salinity properties and more oceanic characteristics (Dias and Bonecker, 2009). *O. giesbrechti* is considered an indicator species of warm ($T > 21$ °C) and saline ($S > 35.5$) waters (Björnberg, 1963), characteristic of the tropical Atlantic. This group was characterized by a well-defined presence in TW (campaign 1) on the surface in addition to in the sampling stations located in the Costa das Algas sector, an area further away from the Doce River mouth.

Group B: *P. quasimodo*, *T. turbinata* and *O. giesbrechti* accounted for approximately 52% of the abundance. The grouped sampling stations were associated with campaign 3, where SACW was the only water mass recorded. Brandini et al. (1997) characterized *P. quasimodo* as one of the most abundant species on the Brazilian coast, being common in areas with relatively colder water intrusion (Rosa et al., 2016).

Group C: *P. quasimodo*, *O. giesbrechti* and *O. hebes* represented approximately 69% of the abundance. This group was formed at sampling stations from campaigns 1 and 2, where upwelling was considered complete (campaign 1) and incomplete (campaign 2), in addition to a high flow of the Doce River recorded in campaign 1 (Bastos et al., 2017), which may have contributed to the occurrence of *O. hebes*, which is a typical estuarine species (Atique et al., 2017; Lopes, 1994).

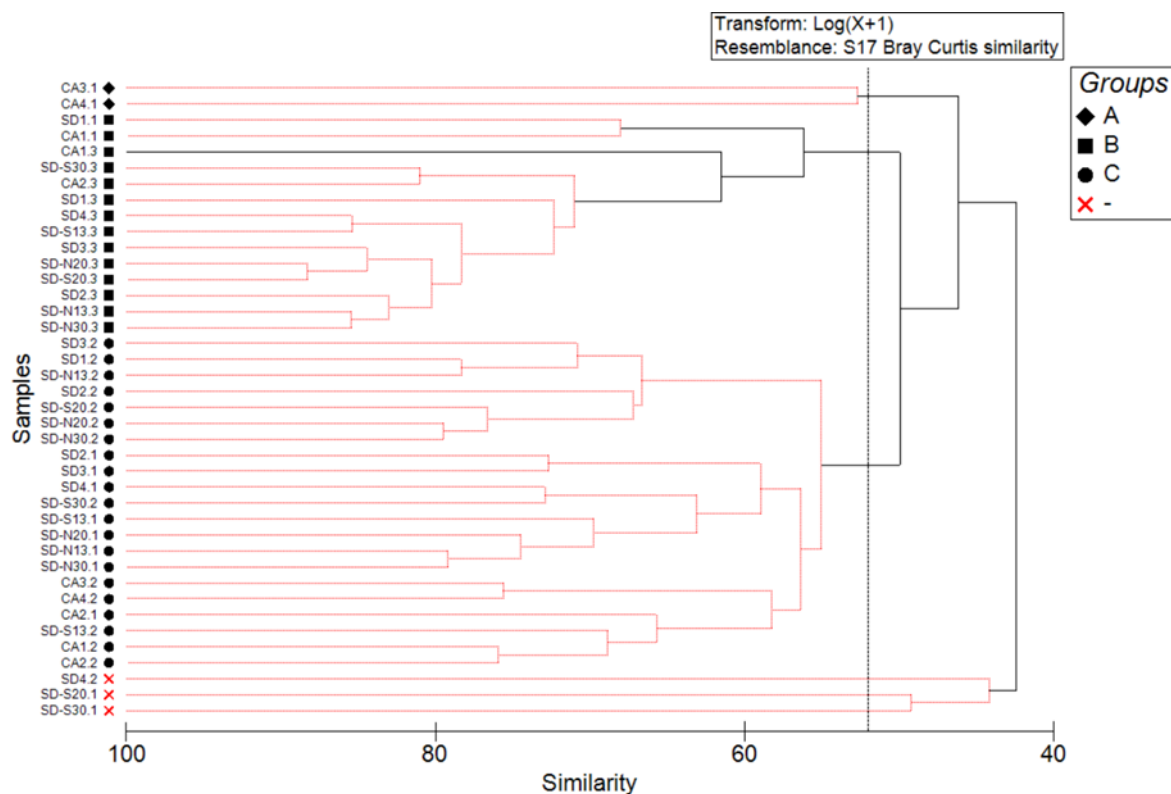


Figure 3: Cluster analysis for the abundance of Copepoda and groups generated by the SIMPROF similarity test, considering the sampling stations during Jan / 2016 - Campaign 1, Apr / 2016 - Campaign 2 and Nov / 2016 - Campaign 3. The codes "a, b and c" represent the groups of statistically similar samples formed by the Simprof test, based on the composition of the taxa and "x" means that no representative group was formed.

Copepod x environmental variables

The RELATE test showed a low correlation between environmental variables with copepod abundance and composition (RELATE Rho = 0.2; $p = 0.009$), where together, these variables explained approximately 26.4% of the total data variability (Fig. 4). The BEST analyzes showed that bottom and surface temperature and surface Chl-a were the most representative variables in the community variation (BEST Rho = 0.38; $p = 0.01$; total variation: 19.8%) with temperature as the predominant factor (DistLm: SS 5253.6 $p = 0.001$).

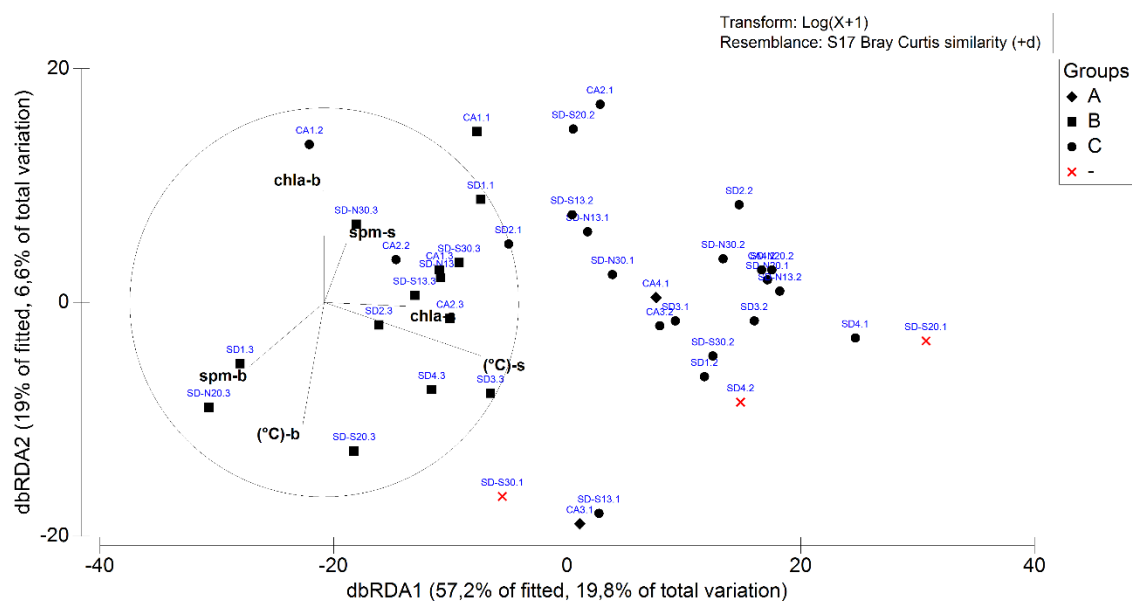


Figure 4: Redundancy analysis graph based on the distance (dbRDA) and referenced from the groups formed by the cluster and environmental variables: temperature ($^{\circ}\text{C}$), chlorophyll-a (Chl-a) and suspended particulate matter (SPM) considering the surface (s) and bottom (b) strata for the Copepoda community at the Doce River mouth during Jan / 2016 - Campaign 1, Apr / 2016 - Campaign 2, Nov / 2016 - Campaign 3.

From the multivariate analysis (Table 3, Fig. 4), it is possible to infer that our scenario occurred at a time when the direct influence of the plume from the Doce River was very low in function of very low flows registered in campaigns 2 and 3 ($248 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ and $275 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, respectively) (Bastos et al., 2017), in comparison with the values already proposed by Oliveira et al. (2012) for the summer and winter period ($2775 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ and $306 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, respectively), and despite the fact that campaign 1 recorded a high flow, the intrusion of SACW became a major factor. Therefore, the structure and composition of the copepod community responded more directly to the different conditions and variations in the structure of the water masses, as well as to the concentrations of Chl-a and SPM.

Table 3: Result of the Linear Distance-Based Model (DistLM) of the Bray-Curtis similarity matrix of the Copepoda community and environmental variables at the mouth of the Doce River during the period of Jan / 2016 - Campaign 1 Apr / 2016 - Campaign 2 Nov / 2016 – Campaign 3.

Variable	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.
chl-a_s	1222	1.1184	0.37	2.859 E-2
chl-a_b	984.65	0.89606	0.479	2.3037 E-2
mps_s	1238.1	1.3336	0.348	2.8967 E-2
mps_b	1842.6	1.712	0.10	4.3111 E-2
(°C)_s	5253.6	5.3254	0.001	0.12292
(°C)_b	2779.3	2.6428	0.012	6.5026 E-2

The DistLm analysis showed that bottom SPM was the factor that showed the greatest negative correlation in relation to the group of samples. Associated with the surface SPM, Chl-a and temperature, a positive correlation was recorded with the group of samples associated mainly with campaigns 2 and 3 when the river flow was low and consequently less direct exposure to the tailings from the plume. In the case of the bottom SPM, the analysis showed a positive correlation with a small group of samples associated with campaign 3 in the shallower strata, coinciding with the highest values recorded in these stations. Morello et al. (2016) and Vogt (2012) bring a compilation of several studies that address different types of mining activities throughout the world, their practices for dumping the tailings produced, and their respective impacts on the pelagic and benthic communities due to the increased turbidity and presence of contaminating elements. Anderson and Mackas (1986) found that the presence of higher concentrations of tailings particles increased turbidity and, consequently, decreased copepod survival time.

In addition to the physical impact, several elements (Fe, Al, Mn, Cr, Cu, Ni, Zn, As and Pb) associated with the SPM were identified due to the occurrence of the tailings at the Doce River mouth (S´a et al., 2021; Bastos et al., 2017). These elements, in certain concentrations, can cause changes in all organisms at different trophic levels (Tchounwou et al., 2012), including zooplankton (Fernandes et al., 2020; Moreira et al., 2016).

The presence of these metals can be harmful, causing physiological disturbances that can be passed on to other trophic levels (Chouvelon et al., 2019; Dobaradaran et al., 2018; Ju et al., 2018). Several studies have already found negative effects on zooplankton from the exposure of organisms to mining waste, ranging from changes in the primary stages of development (nauplii) to

changes in growth, feeding and breathing rates and changes in the reproductive cycle with decreased fertility rates (Farkas et al., 2017; Moreira et al., 2016; Anderson and Mackas 1986; Hu, 1981).

Arendt et al. (2011) demonstrated that these effects can be indirect through a decrease in primary production due to the greater turbidity of the water, which consequently affects the secondary production represented by zooplanktonic organisms. The impact on zooplankton has a tendency to occur over the long term, with neritic species showing greater resistance than oceanic species (Gibson and Grice, 1980).

The copepod community showed a low correlation with bottom Chl-a, which during the study period was mostly represented by nanophytoplankton organisms (cyanophytes) that may have been favored by the contribution of macro- and micronutrients associated with the tailings (Longhini et al., 2019; Bastos et al., 2017). Cyanophytes are not considered the preferred food type for zooplanktonic species since some cyanophyte species are toxic and resistant to conditions of relatively greater turbidity and exposure to both organic and inorganic contaminants (Ardila et al., 2018; Yinxia et al., 2017; Marchello et al., 2015; Roque et al., 2011). In addition, studies indicate some species of this class are favored under conditions of iron (Fe) enrichment, an element considered limiting for primary production that was the most representative in the tailing sludge (Longhini et al., 2019; Bastos et al., 2017; Kosakowska et al., 2007).

According to Kline (1994), zooplanktonic organisms, responding negatively to the presence of ore tailings, do not necessarily need to be directly correlated with toxic elements and compounds. The author suggests that the effect may be indirect due to decreasing food resources, for example, corroborating the results of DeMott (1989) and Turner (2004), who state that zooplankton respond directly to conditions of food limitation.

Under this scenario, where cyanobacteria were dominant, it is possible to indirectly infer that the organisms responded negatively to this condition, which reflected in the dominance of small size species over the others (i.e. paracalanids). This behavior can be explained by the fact that only small organisms would benefit from this stressful condition. This result corroborates the one found by DeMott (1989), where smaller organisms are highly resistant to conditions of low food availability due to their low food threshold. Lower-spectrum organisms require low lipid reserves;

therefore, in conditions where food resources are not ideal or even scarce, these organisms are predominant over larger organisms, which need to store more energy (Threlkeld, 1976). Another interesting aspect is that paracalanids can compensate for their losses due to predation and anthropogenic impacts by continuous reproduction and rapid growth rates (Turner, 2004; Chew and Chong, 2016).

Despite the low surface values of SPM in campaign 2, which could favor the organisms due to the lower tailings inputs, low ecological indexes values were registered, also coinciding with the incomplete upwelling of the SACW in the study area. Brewer et al. (2012) and Ellis (2001) propose that even in places where there is tailings dumping, it is important to consider the influence of seasonal processes in addition to the natural characteristics of the system, thus reinforcing that the SACW can play an important role in structuring the Copepoda community at the Doce River mouth and adjacent areas.

The Canonical Correspondence Analysis (CCA) illustrated the relationship between environmental variables and dominant copepods species (Fig. 5). The first two canonical axes of the CCA explained 89.9% of the total variation (62.5% for Axis I and 27.4% for Axis II) in the distribution of taxa (Monte Carlo test: $p = 0.002$).

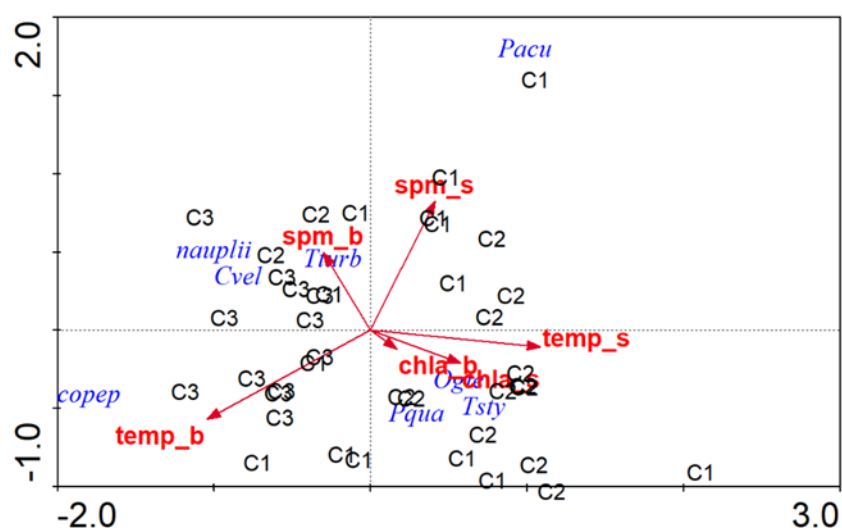


Figure 5: Ordination diagram of the Canonical Correspondence Analysis with the triplot of the species scores and environmental correlation vectors in the first two canonical axis at the Doce River mouth during Jan / 2016 - C1, Apr / 2016 - C2, Nov / 2016 - C3.

Considering the most representative copepod species during the study period, CCA showed that *T. turbinata*, *C. velificatus* and the initial stages of development (nauplii and copepodite) were the organisms that registered a positive correlation with the conditions of higher concentrations of SPM in the bottom layer, mainly associated with campaign 3. Coastal neritic species usually show greater resistance to stress situations compared to ocean species (Gibson and Grice, 1980). In Brazil, *T. turbinata* is an invasive species that is well established and resistant to different types of environmental impacts (Santos et al., 2009; Tseng et al., 2008), being common in places with high levels of contamination and turbidity being considered a good indicator of impacted environments (Soares et al., 2018; Campos et al., 2017).

C. velificatus is a coastal-oceanic species with an omnivorous-carnivorous habit (Benedetti et al., 2016) that has already been well adapted to environments with high levels of turbidity (Tester and Turner, 1988; Turner and Tester, 1989). In environments with high concentrations of SPM, *C. velificatus* may end up not ingesting phytoplankton, thus using its carnivorous eating habit, avoiding the filtration process and consequently ingestion of non-nutritive particles that can cause some negative effect on individuals (Tester and Turner, 1988).

Arendt et al. (2011), Paffenhöfer and VanSant (1985) report that some species, at certain exposure time and certain concentrations of SPM, do not suffer immediate lethal effects due to high clearance rates, wide tolerance and good food selectivity, in addition, rates of egg development and production remain unchanged, which may explain the correlation of nauplii and copepodite with the highest concentrations of SPM. In addition, Brewer et al. (2012) mention the importance of self-regulating physiological strategies that zooplankton are capable of using when subjected to conditions of high concentrations of metals from mining waste. Eskinazi-Sant'Anna and Björnberg (2000) reported the importance of food flexibility in the different stages of development of copepods, where nauplii have already proved to be quite efficient in the consumption of heterotrophic bacteria, for example (Roff et al., 1995) which may explain the greater affinity of this group in conditions where cyanobacteria predominated.

T. stylifera, *P. quasimodo* and *O. giesbrechti* presented a correlation with a more stable scenario, mostly associated with Chl-*a* and surface temperature in campaign 2, where TW was the most representative water mass, and with lower levels of SPM. This response from the organisms

shows that seasonality directly influences the structuring of water masses, with changes in the composition and structuring of the copepod community due to this behavior, already recorded by Dias and Bonecker (2009).

T. stylifera and *P. quasimodo* are species commonly found in the Brazilian coast (Bjornberg, 1980; Bradford, 1977) with preferential and opportunistic herbivorous feeding habits (Campos et al., 2017; Benedetti et al., 2016; Sant'Anna, 2013; Eskinazi-Sant'Anna and Björnberg, 2000). Their occurrence has already been associated with Chl-*a* and also in environments with oligotrophic characteristics, associated with TW (Dias et al., 2015). *T. stylifera* (cogeneric of *T. turbinata*) ends up having a preference for more homogeneous waters, and has little resistance to large variations in salinity (Dias and Bonecker, 2009; Nipper et al., 1993), with temperature being an important regulating factor for their development (Di Capua and Mazzocchi, 2004), and preference for waters with high temperature and salinity (Dias et al., 2015).

The observed dominance of *P. quasimodo* corroborates with studies that define this species as predominant in tropical coastal-neritic environments (Araujo, 2006; Vega-Pérez and Hernandez, 1997), where it has already shown correlation with SPM and Chl-*a* in upwelling environments (Dias et al., 2015; Rosa et al., 2016). The occurrence of *O. giesbrechti* may be related with greater availability of food since this species, in addition to having its occurrence associated with hot and saline waters (Björnberg, 1963) as recorded in campaign 2, is a carnivore (Campos et al., 2017; Benedetti et al., 2016).

Although *P. aculeatus* is an oceanic species adapted to oligotrophic areas with low turbidity (Paffenhöfer et al., 1995; Gonzalez and Bowman, 1965; Bowman, 1971), the results showed their positive correlation with high surface SPM associated with campaign 1. This paradox can be explained by the fact that the change/exchange of water in impacted environments can be an important factor of renewal that benefit the development of organisms (Annabi-Trabelsi et al., 2005). In the present study, even under conditions where surface SPM concentrations were high in campaign 1, the presence of SACW was well marked throughout the area, thus creating a favorable environment for the development of organisms through availability of nutrients and, consequently, greater food supply.

From the results obtained in the present study, it is possible to say that even under a scenario of little direct influence from the Doce River plume, the copepod community still suffers the negative effects from the tailings with some species proving to be more resistant (*T. turbinata*, *C. velificatus* and nauplii and copepodite) in relation to others. Magris et al. (2019) showed that the negative effects due to the presence of tailings sludge are visible not only at the moment of the acute impact, but can also be identified over the years, thus characterizing a potential chronic impact on the area adjacent to the Doce River mouth, with an increase in sensitive areas due to the cumulative effect of contaminants present in the water and sediment from the river. However, it must be taken into account that seasonality has made the water masses to be the main and crucial factor in the structuring of the community, where, even in conditions under the presence of the tailings, they were responsible for controlling and maintaining the rates of diversity, as well as the development of organisms.

CONCLUSIONS

Water mass structure proved to be the main factor that influenced the organisms, being responsible for generating more direct responses to the composition, diversity and abundance of copepods. However, the copepod community in the Doce River mouth region also suffered negatively with the effects of tailings in the suspended particulate material by reaching low levels of diversity and abundance. *T. turbinata*, *C. velificatus* and the early stages of development (nauplii and copepodite) showed greater resistance and affinity when the bottom SPM concentrations were higher. The dominance of cyanobacteria had an indirect effect in the predominance of species of small spectrum. Species that differ from the conditions of higher SPM reinforce a scenario of a chronic impact in the DRM area due to the presence of ore tailings, enhanced when there is no complete upwelling of the SACW.

Conflicts of interest Not applicable.

CRedit authorship contribution statement

Laura Rodrigues da Conceição: Conceptualization, Data curation, Writing – original draft, Visualization. Lilian Elisa Demoner: Formal analysis. Juliano Bicalho Pereira: Investigation.

Fernanda Perassoli: Formal analysis, Writing – review & editing. Renato David Ghisolfi: Resources, Writing – review & editing. Alex Cardoso Bastos: Resources, Project administration. Camilo Dias Junior: Resources. Georgette Cristina Salvador Lázaro: Investigation. Kássia do Nascimento Lemos: Investigation. Luiz Fernando Loureiro Fernandes: Supervision, Project administration, Methodology.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank the following institutions for their support to this work: the Federal University of Espírito Santo and Department of Oceanography and Ecology for their support through the Physical Oceanography Laboratory (Posseidon Laboratory), the Geological Laboratory (LabOgeo) and Phytoplankton Laboratory (LabFito) in providing some of the environmental data. The Chico Mendes Institute for Biodiversity and Conservation (ICMBio) and the Soloncy Moura Ship team for their support in carrying out the sampling cruise and Samarco S.A. and Fundação Espírito-Santense de Tecnologia (FEST) for making the analyzes financially viable. The Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) for the Ph.D. scholarship concession.

REFERENCES

- Agência Nacional de Águas (ANA), 2020. <http://www.ana.gov.br>. Accessed date: September, 2020.
- Aguiar, A.L., Cirano, M., Pereira, J., Marta-Almeida, M., 2014. Upwelling processes along a western boundary current in the Abrolhos–Campos region of Brazil. *Continent. Shelf Res.* 85, 42–59. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2014.04.013>.
- Almeida, L.R.D., Costa, I.S., Eskinazi-Sant’Anna, E.M., 2012. Composition and abundance of zooplankton community of an impacted estuarine lagoon in Northeast Brazil. *Braz. J. Biol.* 72 (1), 12–24. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000100002>.
- Annabi-Trabelsi, N., Daly-Yahia, M.N., Romdhane, M.S., Ben Maiz, N., 2005. Seasonal variability of planktonic copepods in tunis north lagoon (Tunisia, north africa). *Cah. Biol. Mar.* 46 (4), 325.
- Anderson, E.P., Mackas, D.L., 1986. Lethal and sublethal effects of a molybdenum mine tailing on marine zooplankton: mortality, respiration, feeding and swimming behavior in *Calanus marshallae*, *Metridia pacifica* and *Euphausia pacifica*. *Mar. Environ. Res.* 19 (2), 131–155. [https://doi.org/10.1016/0141-1136\(86\)90043-7](https://doi.org/10.1016/0141-1136(86)90043-7).
- APHA – American Public Health Association. AWWA – American Water Works Association. WEF – Water Environment Federation, 2005. Biological examination (10000): 10200 plankton. In: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21. ed. American Public Health Association (APHA). American Water Works Association (AWWA). Water Environment Federation (WEF), Washington.
- Ara, K., 2002. Temporal variability and production of temora (Copepoda: calanoida) in the Cananéia lagoon estuarine system. *São Paulo. Brazil. Sci. Mar* 66, 399–406. <https://doi.org/10.3989/scimar.2002.66n4399>.
- Araujo, H.M.P., Nascimento-Vieira, D.A., Neumann-leitao, S., Schwamborn, R., Lucas, A. P.O., Alves, J.P.H., 2008. Zooplankton community dynamics in relation to the seasonal cycle and nutrient inputs in an urban tropical estuary in Brazil. *Braz. J. Biol.* 68 (4), 751–762. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000400009>.
- Araujo, H.M.P., 2006. Distribution of paracalanidae species (Copepoda, Crustacea) in the continental shelf off Sergipe and Alagoas states, northeast Brazil. *Braz. J. Oceanogr.* 54 (4), 173–181. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592006000300001>.
- Ardila, L., Mora, S., Flóez, R., 2018. Ecological assessment by physical chemical and biological interactions analysis in trophic state of libelulas wetland-Bogotá- Colombia. *Int. J. Environ. Sustain Dev.* 9 (9) <https://doi.org/10.18178/ijesd.2018.9.9.1107>.
- Arendt, K.E., Dutz, J., Jónasdóttir, S.H., Jung-Madsen, S., Mortensen, J., Møller, E.F., Nielsen, T.G., 2011. Effects of suspended sediments on copepods feeding in a glacial influenced Sub-Arctic fjord. *J. Plankton Res.* 33 (10), 1526–1537. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbr054>.
- Arnold, D.E., 1971. Ingestion, assimilation, survival, and reproduction by *Daphnia pulex* fed seven species of blue-green algae. *Limnol. Oceanogr.* 16, 906–920. <https://doi.org/10.4319/lo.1971.16.6.0906>.
- Ates, M., Demir, V., Arslan, Z., Camas, M., Celik, F., 2016. Toxicity of engineered nickel oxide and cobalt oxide nanoparticles to *Artemia salina* in seawater. *Water, Air, Soil Pollut.* 227 (3), 70. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2771-9>.
- Atique, P., Costa, K.G., Monteiro, M.C., Pereira, L.C., Costa, R.M., 2017. Copepod assemblages in a highly dynamic equatorial estuary on the Brazilian Amazon Coast. *Mar. Ecol.* 38 (1) <https://doi.org/10.1111/maec.12385> e12385.

Avila, T.R., Pedrozo, C.D.S., Bersano, J.G.F., 2009. Variação temporal do zooplâncton da Praia de Tramandaí, Rio Grande do Sul, com ênfase em Copepoda. *Iheringia. Série Zool.* 99 (1), 18–26. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212009000100003>.

Barton, A.D., Pershing, A.J., Litchman, E., Record, N.R., Edwards, K.F., Finkel, Z.V., Kiørboe, T., Ward, B.A., 2013. The biogeography of marine plankton traits. *Ecol. Lett.* 16 (4), 522–534. <https://doi.org/10.1111/ele.12063>.

Bastos, A.C., Oliveira, K.S.S., Fernandes, L.F.L., Pereira, J.B., Demoner, L.E., Neto, R.R., Costa, E.S., Sá, F., Silva, C.A., Lerhback, B.D., Junior, C.D., Quaresma, V.S., Orlando, M.T.D., Turbay, C.V.G., Lopes, B.A., Leite, M.D., Ghisolfi, R.D., Lemos, A.T., Piva, T.R.M., Lázaro, G.C.S., Conceição, J.R., Lemos, K.N., Zen, C.M., Bonecker, A.C. T., Castro, M.S., Quintas, M.C., Cavagioni, L., Oliveira, E.M.C., 2017. Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG – novembro de 2015: processamento, interpretação e consolidação de Dados. Univ. Fed. Espírito Santo. Vitória. http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/relatorio_consolidado_ufes_rio_doce.pdf. (Accessed 7 August 2017).

Benedetti, F., Gasparini, S., Ayata, S.D., 2016. Identifying copepod functional groups from species functional traits. *J. Plankton Res.* 38 (1), 159–166. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbv096>.

Berasategui, A.D., Marque, S.M., Gómez-Erache, M., Ramírez, F.C., Mianzan, H.W., Acha, E.M., 2006. Copepod assemblages in a highly complex hydrographic region. *Estuar. Coast Shelf Sci.* 66 (3–4), 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.09.014>.

Bjornberg, Tagea K.S., 1980. Revisão da distribuição dos gêneros *Paracalanus*, *Clausocalanus* e *Ctenocalanus* (Copepoda, Crustacea) ao largo do Brasil. *Bol. do Inst. Oceanogr.* 29 (2), 65–68. <https://doi.org/10.1590/S0373-55241980000200013>.

Björnberg, T.K.S., 1963. On the free-living copepods off Brazil. *Bol. Instit. Oceanogr.* 13 (1), 3–142. <https://doi.org/10.1590/S0373-55241963000100001>.

Boltovskoy, D., Correa, N., Boltovskoy, A., 2002. Marine zooplanktonic diversity: a view from the South Atlantic. *Oceanol. Acta* 25 (5), 271–278. [https://doi.org/10.1016/S0399-1784\(02\)01199-4](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(02)01199-4).

Boltovskoy, D., 1999. Diversidad y biogeografía del zooplancton del Atlántico Sur. *Anal. Acad. Nac. Cs. Ex. Fis. y Nat* 51, 111–136. Buenos Aires. Argentina.

Boltovskoy, D., Gibbons, M.J., Hutchings, L., Binet, D., 1999. General biological features of the south atlantic. *South atlantic zooplankton*. Backhuys Publishers. 2, 1–41.

Boltovskoy, D., 1981. Atlas del zooplancton del Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino. INIDEP, Mar del Plata. <https://doi.org/10.1002/iroh.3510680629>, 936.

Bonecker, S.L., Araujo, A.V.D., Carvalho, P.F.D., Dias, C.D.O., Fernandes, L.F., Migotto, A.E., de Oliveira, O.M., 2014. Horizontal and vertical distribution of mesozooplankton species richness and composition down to 2,300 m in the southwest Atlantic Ocean. *Zool.* 31 (5), 445–462. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702014000500005>.

Bonecker, S.L.C., 2006. Atlas de zooplâncton da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Museu Nacional. Bonecker, S.L.C., Nogueira, C.R., Bonecker, A.C.T., Santos, L.H.S., Reynier, M., Tenenbaum, D.R., 1992. Estudo Hidrográfico e Planctonológico da Região entre Cabo Frio (Rio de Janeiro) e o Arquipélago de Abrolhos (BA). *Neritica* 7 (1–2), 71–86.

Bowman, T.E., 1971. The distribution of calanoid copepods off the Southeastern United States between Cape Hatteras and southern Florida. *Smithsonian Contrib. Zool.* 1–58. <https://doi.org/10.5479/si.00810282.96>.

- Bradford, J.M., 1977. Distribution of the pelagic copepod *Temora turbinata* in New Zealand coastal waters and possible trans-tasman population continuity. *New Zealand. J. Mar. Freshw. Res.* 11, 131–144. <https://doi.org/10.1080/00288330.1977.9515666>.
- Bradford-Grieve, J.M., Markhaseva, E.L., Roch, C.E.F., Abiahy, B., 1999. Copepoda. In: Boltovskoy, D. (Ed.), *South Atlantic Zooplankton*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 869–1098.
- Brandini, F.P., Fundação de Estudos do Mar, Programa REVIZEE/SCORE Sul, 1997. *Planctonologia na plataforma continental do Brasil: Diagnose e revisão bibliográfica*. MMA, Rio de Janeiro, Brazil.
- Brewer, D.T., Morello, E.B., Griffiths, S., Fry, G., Heales, D., Apte, S.C., Venables, W.N., Rothlisberg, P.C., Moeseneder, C., Lansdell, M., Pendrey, R., Coman, F., Strzelecki, J., Jarolimek, C.V., Jung, R.F., Richardson, A.J., 2012. Impacts of gold mine waste disposal on a tropical pelagic ecosystem. *Mar. Pollut. Bull.* 64 (12), 2790–2806. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.09.009>.
- Campos, C.C., Garcia, T.M., Neumann-Leitão, S., Soares, M.O., 2017. Ecological indicators and functional groups of copepod assemblages. *Ecol. Indic.* 83, 416–426. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.018>.
- Castro, B.M., Lorenzetti, J.A., Silveira, I.C.A., Miranda, L.B., 2006. *O Ambiente Oceanográfico da Plataforma Continental e do Talude na Região Sudeste–Sul do Brasil [in Portuguese]*, first ed., vol. 1. EdUSP. São Paulo, Brazil, pp. 11–120.
- Castro-Filho, B.M., Miranda, I.B., Myao, S.Y., 1987. Condições hidrográficas na plataforma continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em média escala. *Bolm. Inst. Oceanogr* 35 (2), 135–151. <https://doi.org/10.1590/S0373-55241987000200004>.
- Cavalcanti, E.A.H., Larrzábal, M.E.L., 2004. Macrozooplâncton da Zona Econômica Exclusiva do Nordeste do Brasil (segunda expedição oceanográfica - REVIZEE/NE II) com ênfase em Copepoda (Crustacea). *Rev. Bras. Zool.* 21 (3), 467–475. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752004000300008>.
- Castelao, R.M., Barth, J.A., 2006. Upwelling Around Cabo Frio, vol. 33. The importance of wind stress curl. *Geophysical Research Letters, Brazil*. <https://doi.org/10.1029/2005GL025182>, 3.
- Chew, I.L., Chong, V.C., 2016. Response of marine copepods to a changing tropical environment: winners, losers and implications. *PeerJ* 4, e2052. <https://doi.org/10.7717/peerj.2052>.
- Chouvelon, T., Strady, E., Harmelin-Vivien, M., Radakovitch, O., Brach-Papa, C., Crochet, S., Konoery, J., Rozuel, E., Thomas, B., Tronczynski, J., Chiffolleau, J.F., 2019. Patterns of trace metal bioaccumulation and trophic transfer in a phytoplankton-zooplankton-small pelagic fish marine food web. *Mar. Pollut. Bull.* 146, 1013–1030. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.047>.
- Cirano, M., Mata, M.M., Campos, E.J., Deiró, N.F., 2006. A circulação oceânica de larga-escala na região oeste do Atlântico Sul com base no modelo de circulação global OCCAM. *Rev. Bras. Geofis.* 24 (2), 209–230. <https://doi.org/10.1590/S0102-261X2006000200005>.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 2001. *Change in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation*, second ed. PRIMER-E, Plymouth. 172.
- Csanady, G.T., 1977. Intermittent 'full' upwelling in lake ontario. *J. Geophys. Res.* 82 (3), 397–419. <https://doi.org/10.1029/JC082i003p00397>.
- Cushman-Roisin, B., Beckers, J.M., 2011. *Introduction to Geophysical Fluid Dynamics: Physical and Numerical Aspects*. Academic press.
- Degerman, R., Lefebure, R., Byström, P., Båmstedt, U., Larsson, S., Andersson, A., 2018. Food web interactions determine energy transfer efficiency and top consumer responses to inputs of dissolved organic carbon. *Hydrobiologia* 805 (1), 131–146. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3298-9>.

- Dessier, A., Dupuy, C., Kerric, A., Mornet, F., Authier, M., Bustamante, P., Spitz, J., 2018. Variability of energy density among mesozooplankton community: new insights in functional diversity to forage fish. *Prog. Oceanogr.* 166, 121–128. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2017.10.009>.
- DeMott, W.R., Gulati, R.D., Van Donk, E., 2001. Daphnia food limitation in three hypereutrophic Dutch lakes: evidence for exclusion of large-bodied species by interfering filaments of cyanobacteria. *Limnol. Oceanogr.* 46 (8), 2054–2060. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.8.2054>.
- DeMott, W.R., 1989. The role of competition in zooplankton succession. In: *Plankton Ecology*. Springer, Berlin. Heidelberg, pp. 195–252.
- Di Capua, I., Mazzocchi, M.G., 2004. Population structure of the copepods *Centropages typicus* and *Temora stylifera* in different environmental conditions. *ICES (Int. Coun. Explor. Sea) J. Mar. Sci.* 61 (4), 632–644. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.03.007>.
- Dias, C.O., Araujo, A.V., Vianna, S.C., Fernandes, L.L., Paranhos, R., Suzuki, M.S., Bonecker, S.L.C., 2015. Spatial and temporal changes in biomass, production and assemblage structure of mesozooplanktonic copepods in the tropical south-west Atlantic Ocean. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 95 (3), 483–496. <https://doi.org/10.1017/S0025315414001866>.
- Dias, J.B., Huszar, V.L., 2011. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecol. Austr.* 15 (4), 799–834. <https://doi.org/10.4257/oeco.2011.1504.04>.
- Dias, C.O., De Araujo, A.V., Paranhos, R., Costa, S.L., 2010. Vertical copepod assemblages (0–2300 m) off Southern Brazil. *Zool. Stud.* 49 (2), 230–242. Dias, C.D.O., Bonecker, S.L.C., 2009. The copepod assemblage (Copepoda: Crustacea) on the inner continental shelf adjacent to Camamu Bay, Northeast Brazil. *Zool.* 26 (4), 629–640. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702009000400007>.
- Dobaradaran, S., Nabipour, I., Ramavandi, B., Saeedi, R., Spitz, J., Izadi, A., Abedi, E., Janahmadi, M., 2018. Trace metals in zooplankton from the northern Persian Gulf. *Mar. Pollut. Bull.* 137, 9–11. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.007>.
- Dold, B., 2014. Submarine tailings disposal (STD)—a review. *Minerals* 4 (3), 642–666. <https://doi.org/10.3390/min4030642>.
- Dominguez, J.M.L., 2006. The coastal zone of Brazil: an overview. *J. Coast Res.* 16–20.
- Ellis, D.V., 2001. A review of some environmental issues affecting marine mining. *Mar. Georesour. Geotechnol.* 19 (1), 51–63. <https://doi.org/10.1080/10641190109353804>.
- Ellis, D.V., Pedersen, T.F., Poling, G.W., Pelletier, C., Horne, I., 1995. Review of 23 years of STD: island copper mine, Canada. *Mar. Georesour. Geotechnol.* 13 (1–2), 59–99. <https://doi.org/10.1080/10641199509388279>.
- Emilsson, I., 1961. The shelf and coastal waters off southern Brazil. *Bol. Inst. Oceanogr.* 101–112. <https://doi.org/10.1590/S0373-55241961000100004>.
- Escobar, H., 2015. Mud tsunami wreaks ecological havoc in Brazil. *Science* 350, 1138–1139. <https://doi.org/10.1126/science.350.6265.1138>.
- Eskinazi-Sant’Anna, E.M., Björnberg, T.K.S., 2006. Seasonal dynamics of mesozooplankton in Brazilian coastal waters. *Hydrobiologia* 563, 253–268. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0014-6>.
- Eskinazi-Sant’Anna, E.M., Björnberg, T., 2000. Conhecimento atual sobre o comportamento alimentar de copépodos Calanoida em ambientes marinhos. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. Pernamb.* 28, 11–20. <https://doi.org/10.5914/tropocean.v28i1.2708>.

- Farkas, J., Altin, D., Hammer, K.M., Hellstrøm, K.C., Booth, A.M., Hansen, B.H., 2017. Characterisation of fine-grained tailings from a marble processing plant and their acute effects on the copepod. *Calanus Finmarchicus*. *Chemosph.* 169, 700–708. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.118>.
- Fernandes, L.F.L., Paiva, T.R.M., Longhini, C.M., Pereira, J.B., Ghisolfi, R.D., Lázaro, G.C. S., Demoner, L.E., Laino, P.S., Conceição, L.R., Sá, F., Neto, R.R., Junior, C.D., Lemos, K.N., Quaresma, V.S., Oliveira, K.S., Grilo, C.F., Rocha, G.M., 2020. Marine zooplankton dynamics after a major mining dam rupture in the Doce River, southeastern Brazil: rapid response to a changing environment. *Sci. Total Environ.* 139621 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139621>, v. 736.
- Fernández-Caliani, J.C., Barba-Brioso, C., González, I., Galán, E., 2009. Heavy metal pollution in soils around the abandoned mine sites of the Iberian Pyrite Belt (Southwest Spain). *Water Air Soil Pollut.* 200, 211–226. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9905-7>.
- Ferreira, C.E.L., Junqueira, A.D.O.R., Villac, M.C., Lopes, R.M., 2009. Marine bioinvasions in the Brazilian coast: brief report on history of events, vectors, ecology, impacts and management of non-indigenous species. In: *Biological Invasions in Marine Ecosystems*. Springer, Berlin. Heidelberg, pp. 459–477. https://doi.org/10.1007/978-3-540-79236-9_27.
- Ghisolfi, R.D., Silva, M.P., Santos, F.T., Servino, R.N., Cirano, M., Thompson, F.L., 2015. Physical forcing mechanisms controlling the variability of chlorophyll-a over the royal-charlotte and abrolhos banks—eastern Brazilian shelf. *PLoS One* 10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0117082>.
- Gibson, V.R., Grice, G.D., 1980. A compromise between a beaker and a bay in the big bag. *Ocean* 13, 21–25.
- Gomes, L.E.O., Correa, L.B., Sá, F., Neto, R.R., Bernardino, A.F., 2017. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 120 (1–2), 28–36. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.056>.
- Gonzalez, J.G., Bowman, T.E., 1965. Planktonic copepods from bahía fosforescente, Puerto Rico, and adjacent waters. In: *Proceedings of the United States National Museum*, pp. 241–304. <https://doi.org/10.5479/si.00963801.117-3513.241>.
- Hatje, V., Pedreira, R.M., Rezende, C.E., Schettini, C.A.F., Souza, G.C., Marin, D.C., Hackspacher, P.C., 2017. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Sci. Rep.* 7 (1), 10706. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11143-x>.
- Hu, V.J.H., 1981. Ingestion of deep-sea mining discharge by five species of tropical copepods. *Water, Air, Soil Pollut.* 15, 433–440. <https://doi.org/10.1007/BF00279425>.
- Ikawa, M., 2004. Algal polyunsaturated fatty acids and effects on plankton ecology and other organisms. *UNH Center Freshwater Biol. Res.* 6 (2), 17–44.
- Johnson, D.B., Hallberg, K.B., 2005. Acid mine drainage remediation options: a review. *Sci. Total Environ.* 338, 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.002>.
- Ju, Y.R., Lo, W.T., Chen, C.F., Chen, C.W., Huang, Z.L., Dong, C.D., 2018. Effect of metals on zooplankton abundance and distribution in the coast of southwestern Taiwan. *Environ. Sci. Pollut. Control Ser.* 26 (33), 33722–33731. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2169-x>.
- Kjørboe, T., 2008. *A Mechanistic Approach to Plankton Ecology*. Princeton University Press.
- Knoppers, B., Ekau, W., Figueiredo, A.G., 1999. The coast and shelf of east and northeast Brazil and material transport. *Geo Mar. Lett.* 19 (3), 171–178. <https://doi.org/10.1007/s003670050106>.
- Keekler, D., 1995. SURFER for windows. User's Guide. Version 6.
- Kline, E.R., 1994. Potential Biological Consequences of Submarine Mine Tailings Disposal: a Literature Synthesis, vol. 94. US Department of the Interior, Bureau of Mines. No. 36.

- Kosakowska, A., Nędzi, M., Pempkowiak, J., 2007. Responses of the toxic cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* to iron and humic substances. *Plant Physiol. Biochem.* 45 (5), 365–370. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2007.03.024>.
- Lampert, W., 1981. Inhibitory and toxic effects of blue-green algae on *Daphnia*. *Int. Rev. gesamten Hydrobiol. Hydrogr.* 66 (3), 285–298. <https://doi.org/10.1002/iroh.19810660302>.
- Lascelles, B.G., Langham, G.M., Ronconi, R.A., Reid, J.B., 2012. From hotspots to site protection: identifying Marine Protected Areas for seabirds around the globe. *Biol. Conserv.* 156, 5–14. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.12.008>.
- Litchman, E., Ohman, M.D., Kjørboe, T., 2013. Trait-based approaches to zooplankton communities. *J. Plankton Res.* 35 (3), 473–484. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt019>.
- Longhini, C.M., S´a, F., Neto, R.R., 2019. Review and synthesis: iron input, biogeochemistry, and ecological approaches in seawater. *Environ. Rev.* 27 (2), 380. <https://doi.org/10.1139/er-2018-0020>, 125-137.
- Lopes, R.M., do Vale, R., Brandini, F.P., 1998. Composição, abundância e distribuição espacial do zooplâncton no complexo estuarino de Paranaguá durante o inverno de 1993 e o verão de 1994. *Rev. Bras. Oceanogr.* 46 (2), 195–211. <https://doi.org/10.1590/S1413-77391998000200008>.
- Lopes, R.M., 1994. Zooplankton distribution in the Guaraú river estuary (South-eastern Brazil). *Estuar. Coast Shelf Sci.* 39 (3), 287–302. <https://doi.org/10.1006/ecss.1994.1065>.
- Magris, R.A., Marta-Almeida, M., Monteiro, J.A., Ban, N.C., 2019. A modelling approach to assess the impact of land mining on marine biodiversity: assessment in coastal catchments experiencing catastrophic events (SW Brazil). *Sci. Total Environ.* 659, 828–840. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.238>.
- Mamayev, O.I., 1975. *Temperature-salinity Analysis of World Ocean Waters*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.
- Marchello, A.E., Lombardi, A.T., Dellamano-Oliveira, M.J., de Souza, C.W., 2015. Microalgae population dynamics in photobioreactors with secondary sewage effluent as culture medium. *Braz. J. Microbiol.* 46 (1), 75–84. <https://doi.org/10.1590/S1517-838246120131225>.
- Marta-Almeida, M., Mendes, R., Amorim, F.N., Cirano, M., Dias, J.M., 2016. Fundão Dam collapse: oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. *Mar. Pollut. Bull.* 112 (1–2), 359–364. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.07.039>.
- Mayzaud, P., Pakhomov, E.A., 2014. The role of zooplankton communities in carbon recycling in the Ocean: the case of the Southern Ocean. *J. Plankton Res.* 36 (6), 1543–1556. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbu076>.
- Melo Júnior, M., Marcolin, C.R., Miyashita, L.K., Lopes, R.M., 2016. Temporal changes in pelagic copepod assemblages off Ubatuba. *Mar. Ecol.* 37 (4), 877–890. <https://doi.org/10.1111/maec.12366>. Brazil.
- Miranda, L.S., Marques, A.C., 2016. Hidden impacts of the Samarco mining waste dam collapse to Brazilian marine fauna—an example from the staurozoans (Cnidaria). *Biota Neotropica* 16 (2). <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2016-0169>.
- Mischke, U., 2003. Cyanobacteria associations in shallow polytrophic lakes: influence of environmental factors. *Acta Oecol.* 24, 511–523. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(03\)00003-1](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(03)00003-1).
- Miyashita, L.K., de Melo Júnior, M., Lopes, R.M., 2009. Estuarine and oceanic influences on copepod abundance and production of a subtropical coastal area. *J. Plankton Res.* 31 (8), 815–826. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbp039>.

Moreira, F.W.A., Leite, M.G.P., Fujaco, M.A.G., Mendonça, F.P.C., Campos, L.P., Eskinazi-Sant'Anna, E.M., 2016. Assessing the impacts of mining activities on zooplankton functional diversity. *Acta Limnol. Bras.* 28 <https://doi.org/10.1590/S2179-975X0816>.

Morello, E.B., Haywood, M.D., Brewer, D.T., Apte, S.C., Asmund, G., Kwong, Y.J., Dennis, D., 2016. The ecological impacts of submarine tailings placement. *Oceanogr. Mar. Biol.* 54, 315–366.
Nipper, M.G., Badaró-Pedroso, C., Jos'é, V.F., Melo, S.L.R., 1993. Toxicity testing with coastal species of Southeastern Brazil. Mysids and copepods. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 51, 99–106. <https://doi.org/10.1007/BF00201007>.

Oliveira, E.N.D., Knoppers, B.A., Lorenzetti, J.A., Medeiros, P.R.P., Carneiro, M.E., Souza, W.F.L.D., 2012. A satellite view of riverine turbidity plumes on the NE-E Brazilian coastal zone. *Braz. J. Oceanogr.* 60 (3), 283–298. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592012000300002>.

Oliveira, K.S.S., Silva Quaresma, V., 2017. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. *Journal of South American Earth Sciences* 78, 101–115. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2017.06.009>.

Paffenhöfer, G.A., Bundy, M.H., Lewis, K.D., Metz, C., 1995. Rates of ingestion and their variability between individual calanoid copepods: direct observations. *J. Plankton Res.* 17, 1573–1585. <https://doi.org/10.1093/plankt/17.7.1573>.

Paffenhöfer, G.A., Van Sant, K.B., 1985. The feeding response of a marine planktonic copepod to quantity and quality of particles. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 27, 55–65. <https://doi.org/10.3354/meps027055>.

Paffenhöfer, G.A., Wester, B.T., Nicholas, W.D., 1984. Zooplankton abundance in relation to state and type of intrusions onto the southeastern United States shelf during summer. *J. Mar. Res.* 42 (4), 995–1017. <https://doi.org/10.1357/002224084788520819>.

Palóczy, A., Brink, K.H., da Silveira, I.C., Arruda, W.Z., Martins, R.P., 2016. Pathways and mechanisms of offshore water intrusions on the Espírito Santo Basin shelf (18° S–22° S. Brazil). *J. Geophys. Res.: Oceans* 121 (7), 5134–5163. <https://doi.org/10.1002/2015JC011468>.

Panosso, R., Lürling, M., 2010. *Daphnia magna* feeding on *Cylindrospermopsis raciborskii*: the role of food composition, filament length and body size. *J. Plankton Res.* 32 (10), 1393–1404. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbq057>.

Perassoli, F., Ghisolfi, R.D., Lemos, A.T., 2020. Spatial distribution of nutrients associated with water masses in the Tubarão bight (20°S–22°S), Brazil. *J. Mar. Syst.* 103425 <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2020.103425>.

Poole, R., Tomczak, M., 1999. Optimum multiparameter analysis of the water mass structure in the Atlantic Ocean thermocline. *Deep Sea Res. Part 1 Oceanogr. Res. Pap.* 46 (11), 1895–1921. [https://doi.org/10.1016/S0967-0637\(99\)00025-4](https://doi.org/10.1016/S0967-0637(99)00025-4).

Quaresma, V.S., Bastos, A.C., Leite, M.D., Costa Jr., A., Cagnin, R.C., Grilo, C.F., Zogheib, L.F., Oliveira, K.S.S., 2020. The effects of a tailing dam failure on the sedimentation of the eastern Brazilian inner shelf. *Continent. Shelf Res.* 104172 <https://doi.org/10.1016/j.csr.2020.104172>, v. 205.

Quaresma, V.D.S., Catabriga, G., Bourguignon, S.N., Godinho, E., Bastos, A.C., 2015. Modern sedimentary processes along the Doce river adjacent continental shelf. *Braz. J. Genet.* 45 (4), 635–644. <https://doi.org/10.1590/2317-488920150030274>.

Queiroz, H.M., N'obrega, G.N., Ferreira, T.O., Almeida, L.S., Romero, T.B., Santaella, S.T., Otero, X.L., 2018. The Samarco mine tailing disaster: a possible time-bomb for heavy metals contamination. *Sci. Total Environ.* 637, 498–506. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.370>.

Reynolds, C.S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., Melo, S., 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24 (5), 417–428. <https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.417>.

Roff, J.C., Turner, J.T., Webber, M.K., Hopcroft, R.R., 1995. Bacterivory by tropical copepod nauplii: extent and possible significance. *Aquat. Microb. Ecol.* 9 (2), 165–175. <https://doi.org/10.3354/AME009165>.

Roland, F., Esteves, F.A., 1993. Dynamics of phosphorus, carbon and nitrogen in an Amazonian lake impacted by bauxite tailings (Batata Lake, Pará, Brazil). *Verhandlungen Int. Verein Limnol.* 25, 925–930. <https://doi.org/10.1080/03680770.1992.11900283>.

Roque, C.V., Dellamano-Oliveira, M.J., Azevedo, H.D., Bruschi, A.L., Ferrari, C.R., Ronqui, L.B., Campos, M.B., Nascimento, M.B.L., Rodgher, S., 2011. Effect evaluation of uranium mining effluents on the density and composition of the phytoplankton community. In: International Nuclear Atlantic Conference - INAC 2011 Belo Horizonte, MG, Brazil, October 24–28. Associação Brasileira De Energia Nuclear – ABEN.

Rosa, J.D.C.L.D., Monteiro-Ribas, W.M., Fernandes, L.D.D.A., 2016. Herbivorous copepods with emphasis on dynamic *Paracalanus quasimodo* in an upwelling region. *Braz. J. Oceanogr.* 64 (1), 67–73. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592016105906401>.

Sabatini, M.E., Ramírez, F.C., Bradford-Grieve, J., 2007. Redescription of *Calanoides carinatus* (krøyer) (copepoda: calanoida: calanidae) with a discussion on the status of related species. *Invertebr. Systemat.* 21 (4), 341–364. <https://doi.org/10.1071/IS0605>.

Sá, F., Longhini, C. M., Costa, E. S., da Silva, C. A., Cagnin, R. C., de Oliveira Gomes, L. E., Silva, C. A., Cagnin, R. C., Gomes, L. E. O., Lima, A. T., Bernardino, A. F., Neto, R. R. 2021. Time-sequence development of metal (loid) s following the 2015 dam failure in the Doce river estuary, Brazil. *Sci. Total. Environ.*, 769, 144532. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144532>.

Sant'Anna, E.E., 2013. Remains of the protozoan sticholonche zanclea in the faecal pellets of *Paracalanus quasimodo*, *Parvocalanus crassirostris*, *Temora stylifera* and *Temora turbinata* (copepoda, calanoida) in Brazilian coastal waters. *Braz. J. Oceanogr.* 61 (1), 73–76. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592013000100008>.

Santos, T.G., Oliveira Gusmão, L.M., Neumann-Leitão, S., Cunha, A.G., 2009. Zooplâncton como indicador biológico da qualidade ambiental nos estuários dos rios carrapicho e botafogo. Itamaracá -PE. *Rev. Bras. Engenharia Pesca* 4 (1), 44–56.

Segura, F.R., Nunes, E.A., Paniz, F.P., Paulelli, A.C.C., Rodrigues, G.B., Braga, G.Ú.L., Batista, B.L., 2016. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). *Environ. Pollut.* 218, 813–825. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.005>.

Shtokman, W.B., 1944. Geometric properties of θ -S curves in the mixing of three water masses in an infinite sea. *Izv Akd Nauk SSSR* 13(8).

Silva, A.P., Neumann-Leitão, S., Schwamborn, R., Gusmão, L.M.O., Silva, T.A., 2004. Mesozooplankton of an impacted bay in north eastern Brazil. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 47 (3), 485–493. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132004000300020>.

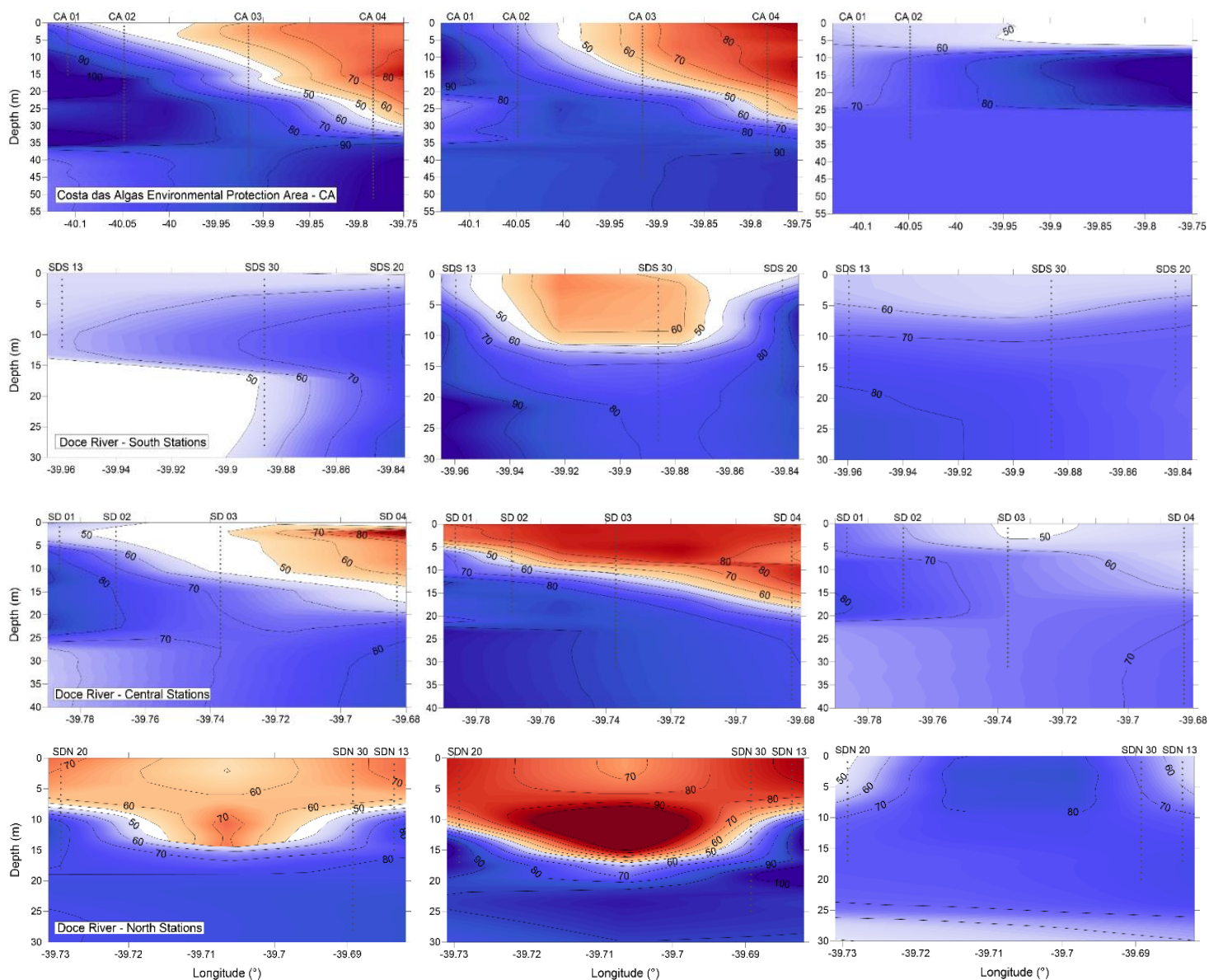
Silveira, I.C.A., Schmidt, A.C.K., Campos, E.J.D., de Godoi, S.S., Ikeda, Y., 2000. A corrente do Brasil ao largo da costa leste brasileira. *Rev. Bras. Oceanogr.* 48 (2), 171–183. <https://doi.org/10.1590/S1413-77392000000200008>.

Soares, M.O., Campos, C.C., Santos, N.M.O., Barroso, H.S., Mota, E.M.T., Menezes, M.O. B., Rossi, S., Garcia, T.M., 2018. Marine bioinvasions: differences in tropical copepod communities between inside and outside a port. *J. Sea Res.* 134, 42–48. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2018.01.002>.

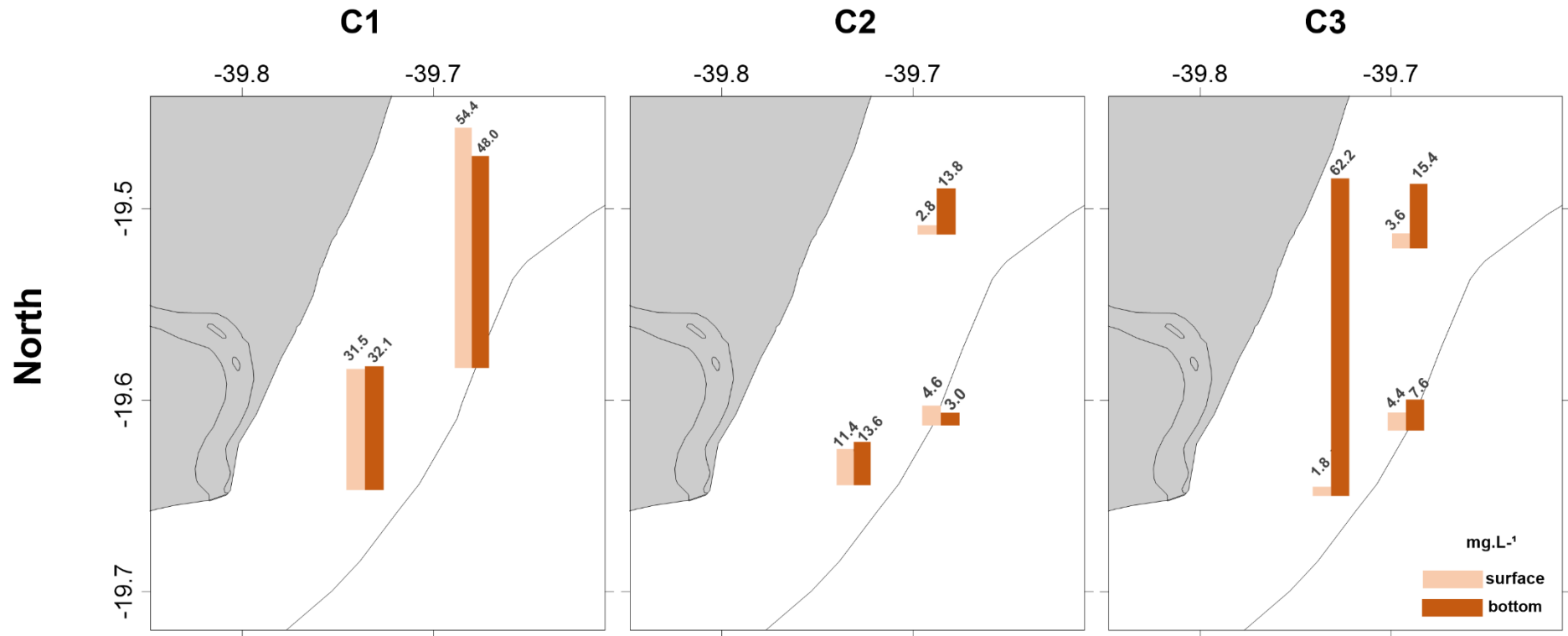
- Souza, W.F.L., Knoppers, B., 2003. Fluxos de água e sedimentos a costa leste do Brasil: relações entre a tipologia e as pressões antrópicas. *Geochimica Brasiliensis* 17 (1).
- Stevic, F., Mihaljevc, M., Spoljaric, D., 2013. Changes of phytoplankton functional groups in a floodplain lake associated with hydrological perturbations. *Hydrobiologia* 709 (1), 143–158. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1444-6>.
- Tchounwou, P.B., Yedjou, C.G., Patlolla, A.K., Sutton, D.J., 2012. Heavy metal toxicity and the environment. In: Luch, A. (Ed.), *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*. *Experientia Supplementum*, 101. Springer, Basel. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6.
- Ter Braak, J.F.C., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67 (5), 1167–1179. <https://doi.org/10.2307/1938672>.
- Tester, P.A., Turner, J.T., 1988. Comparative carbon-specific ingestion rates of phytoplankton by *Acartia tonsa*, *Centropages velificatus* and *Eucalanus pileatus* grazing on natural phytoplankton assemblages in the plume of the Mississippi River (northern Gulf of Mexico continental shelf). In: *Biology of Copepods*. Springer, Dordrecht, pp. 211–217. <https://doi.org/10.1007/BF00026307>.
- Threlkeld, S.T., 1976. Starvation and the size structure of zooplankton communities. *Freshw. Biol.* 6 (6), 489–496. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1976.tb01640.x>.
- Turner, J.T., 2004. The importance of small planktonic copepods and their roles in pelagic marine food webs. *Zoological studies*. 43(2). 255–266.
- Turner, J.T., Tester, P.A., 1989. Zooplankton feeding ecology: nonselective grazing by the copepods *Acartia tonsa* (Dana), *Centropages velificatus* (De Oliveira), and *Eucalanus pileatus* (Giesbrecht) in the plume of the Mississippi River. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 126 (1), 21–43. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(89\)90122-6](https://doi.org/10.1016/0022-0981(89)90122-6).
- Tseng, L.C., Kumar, R., Dahms, H.U., Chen, C.T., Souissi, S., Chen, Q.C., Hwang, J.S., 2008. Copepod community structure over a marine outfall area in the north-eastern South China Sea. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 88 (5), 955–966.
- Valentin, J.L., 1984. Spatial structure of the zooplankton community in the Cabo Frio region (Brazil) influenced by coastal upwelling. *Hydrobiologia* 113 (1), 183–199. <https://doi.org/10.1007/BF00026607>.
- Vega-Pérez, L.A., Hernandez, S., 1997. Composição e distribuição da Família Paracalanidae (Copepoda: calanoida) ao largo de São Sebastião, Estado de São Paulo-Brasil, com ênfase em três espécies de *Paracalanus*. *Rev. Bras. Oceanogr.* 45 (1–2), 61–75. <https://doi.org/10.1590/S1413-77391997000100007>.
- Vogt, C., 2012. *International Assessment of Marine and Riverine Disposal of Mine Tailings*. London: Secretariat, London Convention/London Protocol International Maritime Organization London, England & United Nations Environment Programme—Global Program of Action.
- Wilson, A.E., Sarnelle, O., Tillmanns, A.R., 2006. Effects of cyanobacterial toxicity and morphology on the population growth of freshwater zooplankton: meta-analyses of laboratory experiments. *Limnol. Oceanogr.* 51 (4), 1915–1924. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.4.1915>.
- Yinxia, L., Yiwen, W., Bibo, L., Dunhai, L., 2017. Competition between toxic and nontoxic *Microcystis* (Cyanophyceae) under different light and temperature conditions. *Sci. China Life Sci.* 60 (6), 674–676. <https://doi.org/10.1007/s11427-016-0228-x>.

APPENDIX

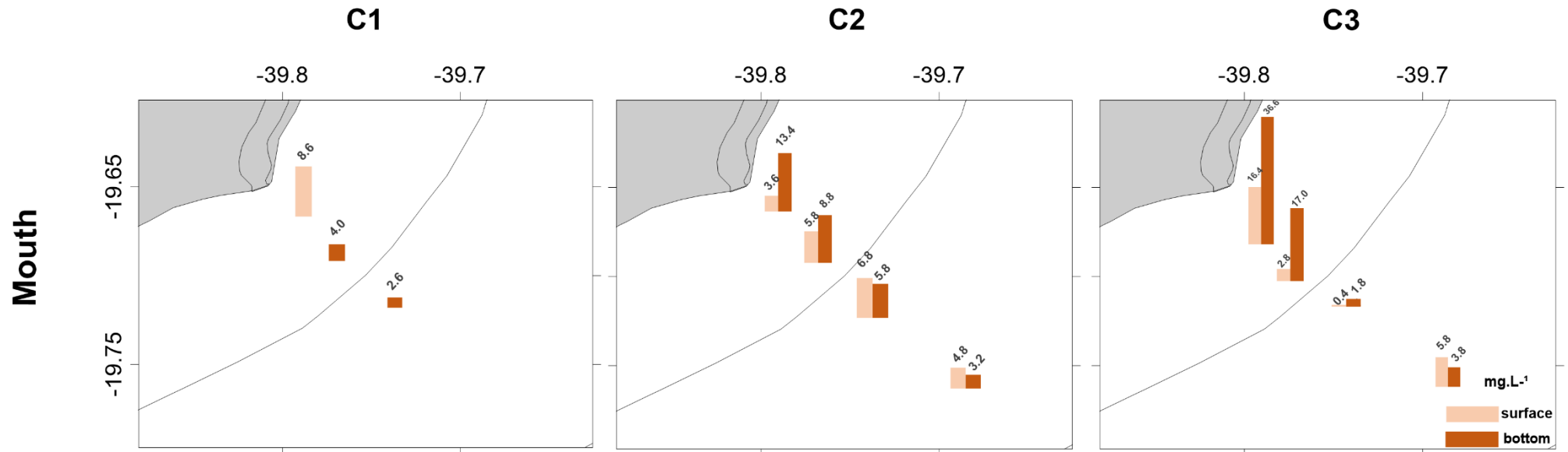
APPENDIX 1: Spatial distribution of Tropical Water (TW) and South Atlantic Central Water (SACW) in the EPA - Costa das Algas region and the Doce River mouth. Gray dots refer to seasons and sampling depths in Jan / 2016 - Campaign 1 (left), Apr / 2016 - Campaign 2 (middle) and Nov / 2016 - Campaign 3 (right). The isolines are spaced every 10% and represent the percentage of preservation of the formation properties for each water mass. The lightest tone corresponds to 50% contribution and the darkest to 100% contribution. TW: red. SACW: blue.



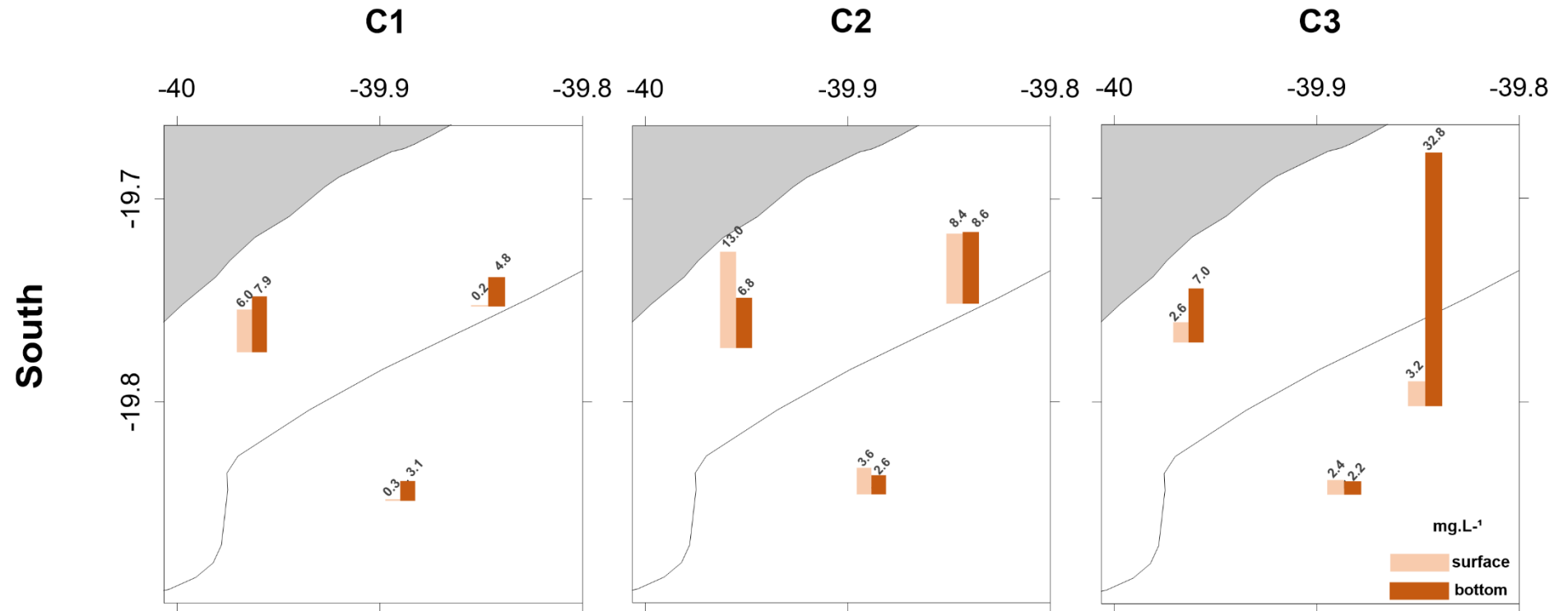
APPENDIX 2: Values of suspended particulate matter (SPM) ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) for the surface and bottom strata at the Doce River mouth and adjacent region (North, Mouth, South and CA) in Jan / 2016 – C1, Apr / 2016 – C2 and Nov / 2016 – C3. Stations not shown on the map were considered absent due to problems with analysis and/or data loss.



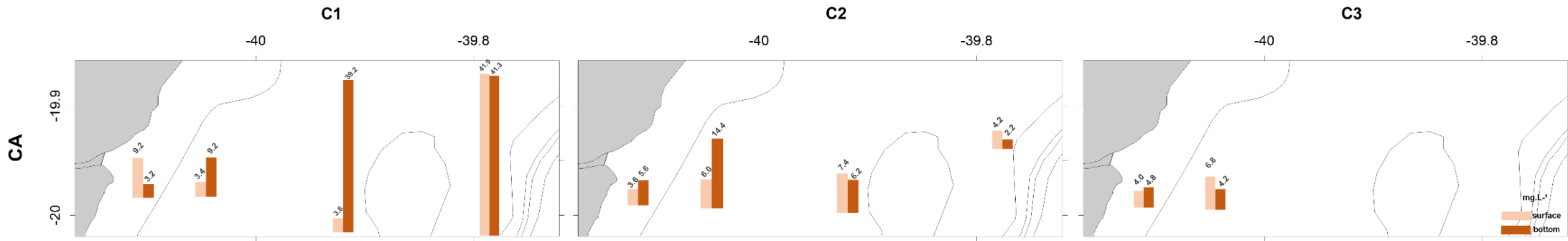
APPENDIX 2: Continuation.



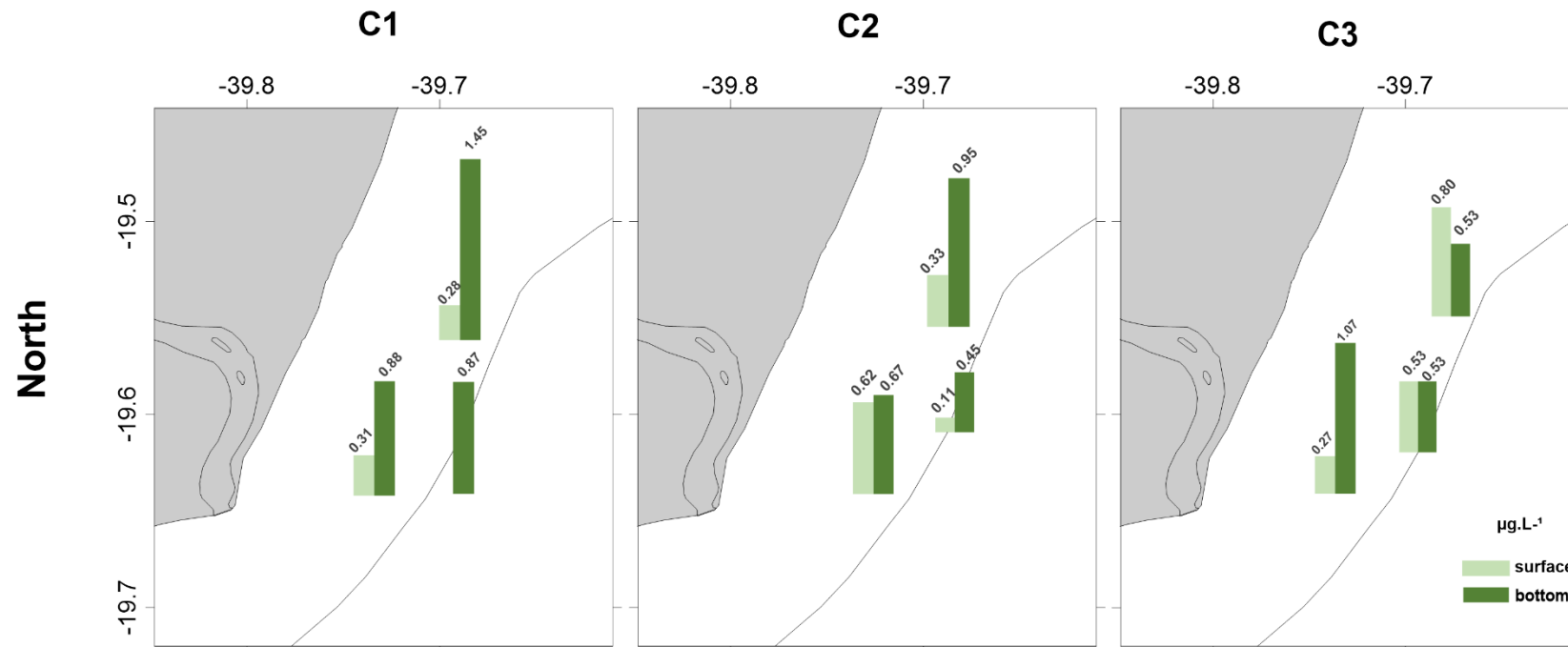
APPENDIX 2: Continuation.



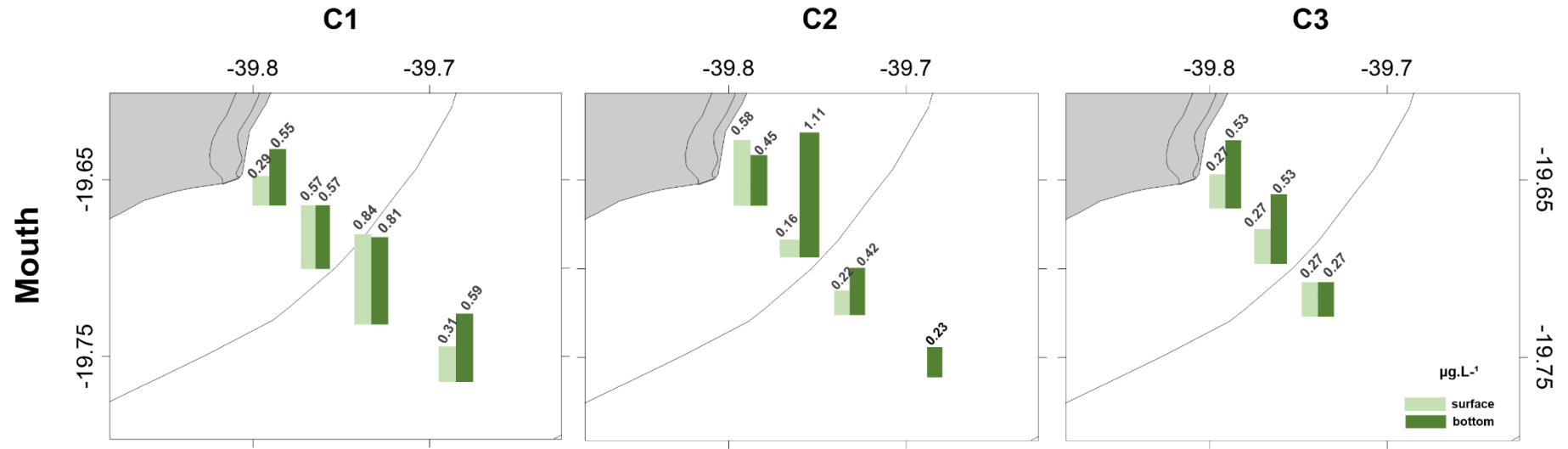
APPENDIX 2: Continuation.



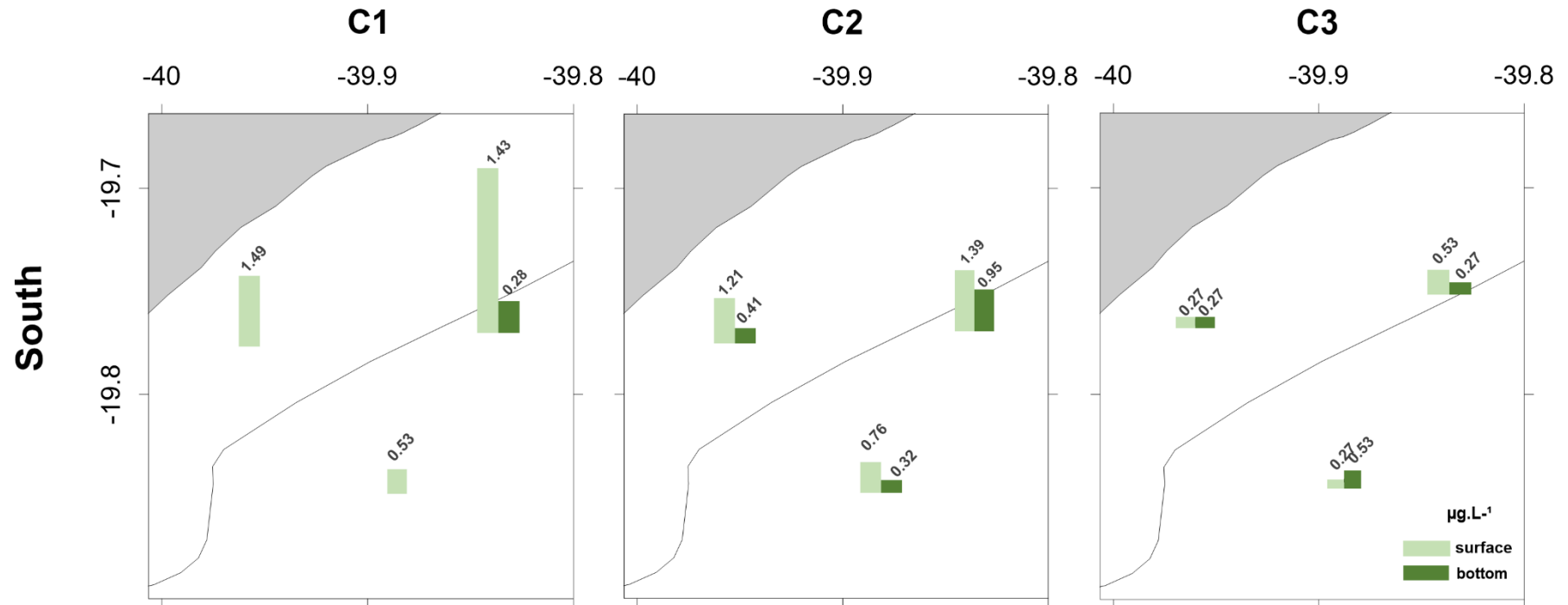
APPENDIX 3: Values of Chlorophyll-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) for the surface and bottom strata at the Doce River mouth and adjacent region (North, Mouth, South and CA) in Jan / 2016 – C1, Apr / 2016 - C2 and Nov / 2016 – C3. Stations not shown on the map were considered absent due to problems with analysis and/or data loss.



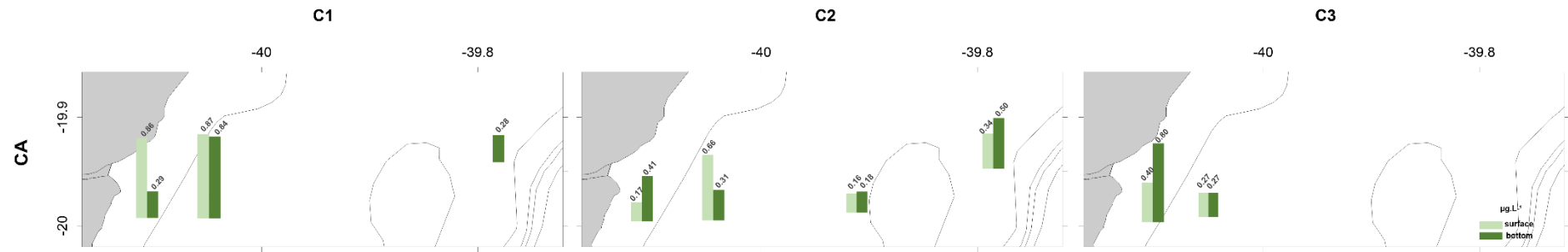
APPENDIX 3: Continuation.



APPENDIX 3: Continuation.



APPENDIX 3: Continuation.



7. CAPÍTULO 2

Novo registro da espécie não-nativa *Oithona hamata* Rosendorn, 1917 (Copepoda, Cyclopoida) no Atlântico Sudoeste Subtropical

INTRODUÇÃO

A introdução de espécies exóticas pode representar uma grande ameaça à manutenção da biodiversidade (McCollin et al., 2008; Carlton and Geller, 1993) e no ambiente marinho, a navegação e a atividade de aquacultura são considerados os principais vetores de introdução de espécies não-nativas, resultando em alterações na estruturação das comunidades, na ciclagem de nutrientes e na abundância dos organismos (McCollin et al., 2008; Bollens et al., 2002; Eno et al., 1997). Segundo Gollasch (2006), todas as espécies não-nativas são potencialmente prejudiciais, a não ser que seja comprovado que os riscos envolvidos sejam baixos, o que é considerado raro.

As alterações que ocorrem no meio em função da presença dessas espécies podem refletir em impactos econômicos e ecológicos, através de mudanças nos parâmetros químicos, físicos e biológicos dos corpos de água (Dexter and Bollens, 2020; Cuhel and Aguilar, 2013; Gollasch, 2006).

Apesar de terem mostrado um importante aumento ao longo dos últimos quase 20 anos (2000-2018), o número de trabalhos que abrangem a temática de biovasão de organismos planctônicos ainda é considerado pequeno, abrangendo poucos *taxa*, além de serem restritos à áreas economicamente mais desenvolvidas, sendo escassos em ambientes tropicais e menos desenvolvidos economicamente (Dexter and Bollens, 2020; Bollens et al., 2002). Campos et al. (2017) reforçam que, apesar de ser um componente importante dos eventos de bioinvasão, o zooplâncton ainda é bastante negligenciado, bem como os efeitos das bioinvasões na ecologia trófica e no equilíbrio comunitário dos sistemas marinhos ainda não serem bem documentados.

Carlton and Geller (1993) abordaram uma lista de *taxa* que possivelmente foram introduzidos como espécies invasoras a partir de água de lastro, que incluem desde cnidários à crustáceos e rotíferos. Outros trabalhos trazem resultados a respeito do registro de espécies não-nativas e invasoras de zooplâncton e seus respectivos efeitos negativos, como por exemplo: copepodes, misídeos e rotíferos nos Grandes Lagos da América do Norte (Connolly et al., 2018; Connolly et al., 2017; Pothoven et al., 2007) e ctenóforos no Mar Báltico (*Mnemiopsis leidyi*) e Mar Negro, sendo que neste último a introdução dessa espécie foi responsável pelo drástico declínio nos estoques de anchova (Bailey, 2015; Hansson, 2006).

No Brasil, o cenário é ainda mais desafiador, visto que, ao todo, são registradas apenas seis espécies, onde apenas três são consideradas bem estabelecidas: *Pseudodiaptomus trihamatus* (Rocha et al., 2019; Medeiros et al., 1991), *Pleopsis schmakeri* (Lopes, 2004; Rocha, 1985) e *Temora turbinata* (Silva et al., 2004; Araújo e Montú, 1993).

Inserido nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo descrever o primeiro registro de espécie uma espécie de copepoda cyclopoida (*Oithona hamata*) no Atlântico Sudoeste e traz à

luz questões importantes para compreender quais processos podem ter sido responsáveis pela introdução de tal espécie na área de estudo em questão.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A Foz do Rio Doce (DRM) ($-19^{\circ}39'11.4''\text{S}$; $39^{\circ}47'11''\text{W}$) está localizada na plataforma leste brasileira, na região norte da Bacia do Espírito Santo (Knoopers et al., 1999) (Figura 6). Essa região está sob influência da Corrente do Brasil (CB), que transporta a Água Tropical (AT) com características oligotróficas, além de temperatura e salinidade elevadas, variando entre $24\text{-}26^{\circ}\text{C}$ e $36\text{-}38$, respectivamente (Paloczky et al., 2016; Cirano et al., 2006; Garfield, 1990). Em toda a área da DRM, com destaque para o setor sul onde estão inseridas as estações SDS e CA (Figura 1) fenômenos de ressurgência costeira são registrados tornando essa região influenciada por águas frias advindas da Água Central do Atlântico Sul (SACW) (Conceição et al., 2021; Bastos et al., 2017; Paloczky et al., 2016; Stramma e England, 1999).

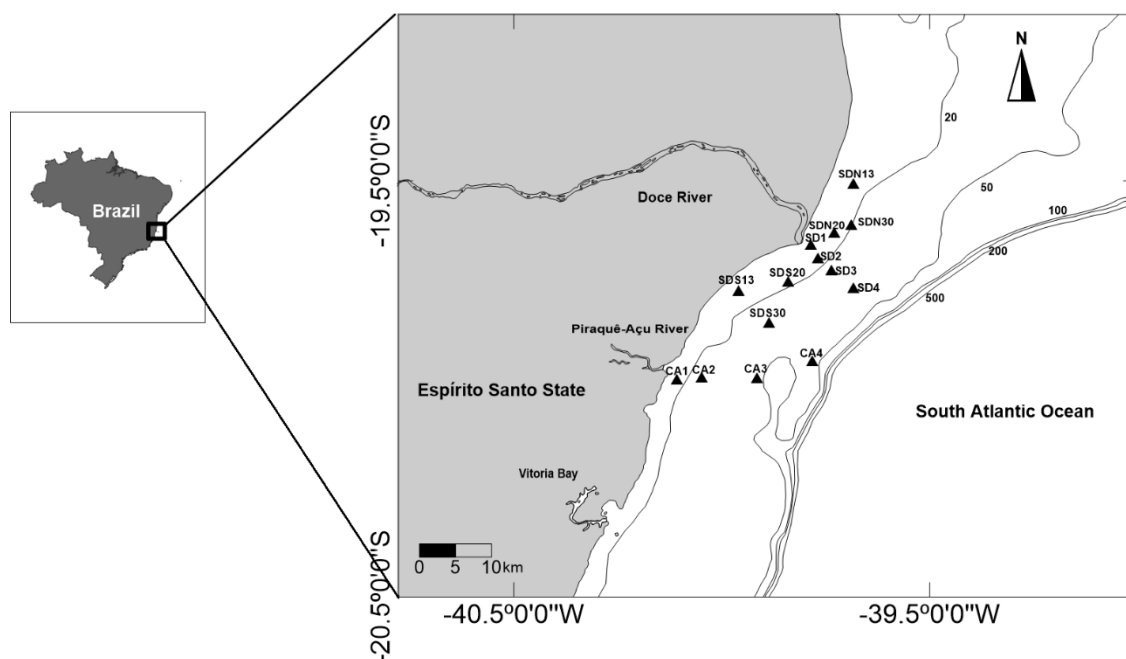


Figura 6: Área de estudo e estações amostrais localizadas na DRM e área adjacente.

No geral, a costa do Espírito Santo, em especial Vitória e região metropolitana, é dominada pela intensa atividade portuária e tráfego de navios (Machado et al., 2018; Bittencourt, 1987) onde destacam-se: o porto de Vitória, Tubarão, complexo portuário estaleiro Jurong – Aracruz e Portocel, todos estes localizados ao sul da foz do Rio Doce (Figura 7).

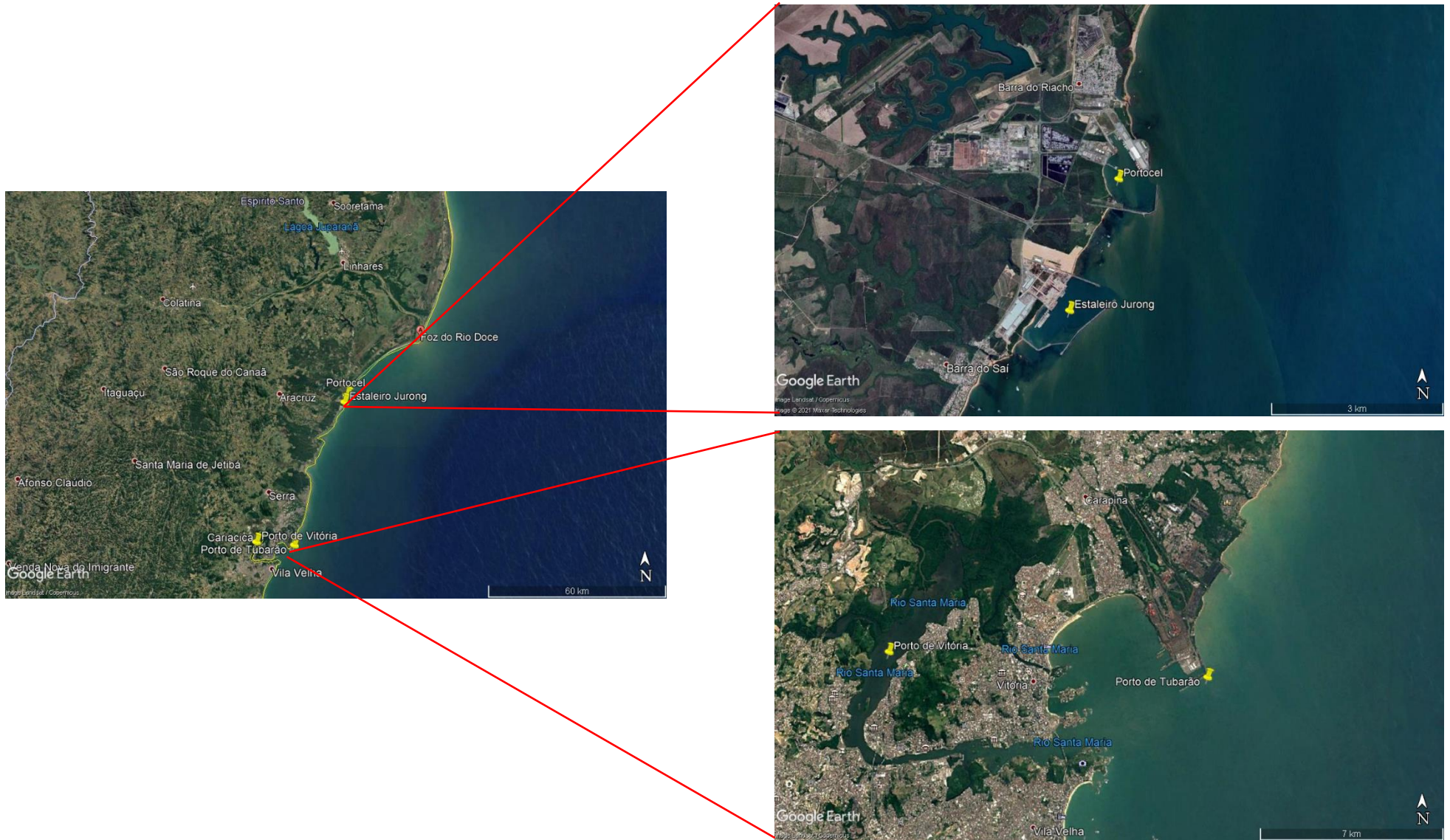


Figura 7: Representação espacial dos principais portos localizados na área adjacente à DRM. (Fonte: Google Earth, acessado em maio/2021).

Amostragem

As amostras de zooplâncton foram coletadas a partir de arrastos oblíquos com uma rede do tipo cilíndrico-cônica (malha de 200µm) em profundidades que variaram entre 10 e 40m na região adjacente a DRM durante o período de junho de 2017, compreendendo 14 pontos amostrais distribuídos por setor: ao norte da foz do Rio Doce (SD-N13, SD-N20, SD-N30), um transecto perpendicular à foz (SD-1, SD-2, SD-3, SD-4), ao sul (SD-S13, SD-S20, SD-S30) e quatro pontos compreendendo a EPA-Costa das Algas (CA1, CA2, C3 e CA4).

Em laboratório, as amostras foram submetidas ao fracionamento utilizando um quarteador do tipo Folsom considerando as frações ½, ¼... até que fossem obtidos 100 indivíduos na alíquota, e os organismos foram identificados com um microscópio estereoscópio (Omori & Ikeda, 1984). A identificação dos organismos foi feita com base na literatura disponível (Boltovskoy et al., 2002; Boltovskoy et al., 1999; Bradford-Grieve et al., 1999; Boltovskoy, 1981)

Em todas as estações amostrais foram adquiridos os dados de temperatura da água do mar e salinidade a partir do uso de um CTD (Falmouth Scientific, Inc.) Para a identificação e caracterização das massas de água (Água Tropical = TW, Água Costeira = CW e Água Central do Atlântico Sul = SACW) foi aplicada a metodologia via OMP, através da seleção de dois parâmetros para determinar as Águas Tipo, que são traçadores que indicam a características de formação de cada massa d'água(Perassoli et al., 2020; Poole e Tomczak, 1999).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A ocorrência de *O. hamata* (1.2 ind.m⁻³) (Figura 8) foi registrada no ponto SD-S20 no subsetor ao sul da DRM (Figura 9) sob total intrusão da SACW (Figura 10). As principais características morfológicas que caracterizam o exemplar fêmea são: maxílula (Mx1-Li4) caracterizada por uma protuberância curta com cerda, maxílula (Mx1-Enp) com 1 cerda e o rostro (R) em forma de garra, com constrição na base em vista lateral (Bradford-Grieve et al., 1999) (Figura 8).



Figura 8: Exemplar fêmea de *Oithona hamata*. [A]: Vista dorsal; [B]: Vista lateral; [C]: Mx1; [D]: p2.

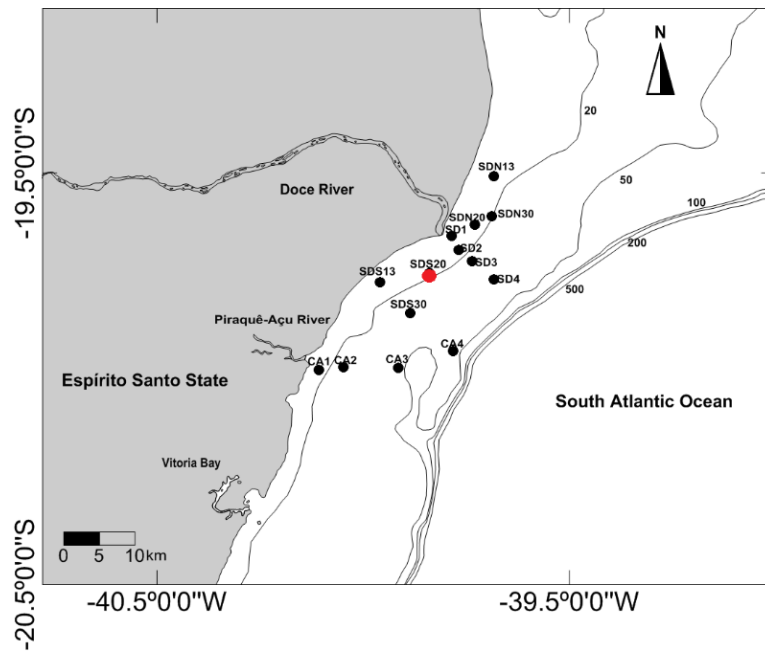


Figura 9: Localização da ocorrência de *O. hamata* na DRM durante o período de Junho/2017

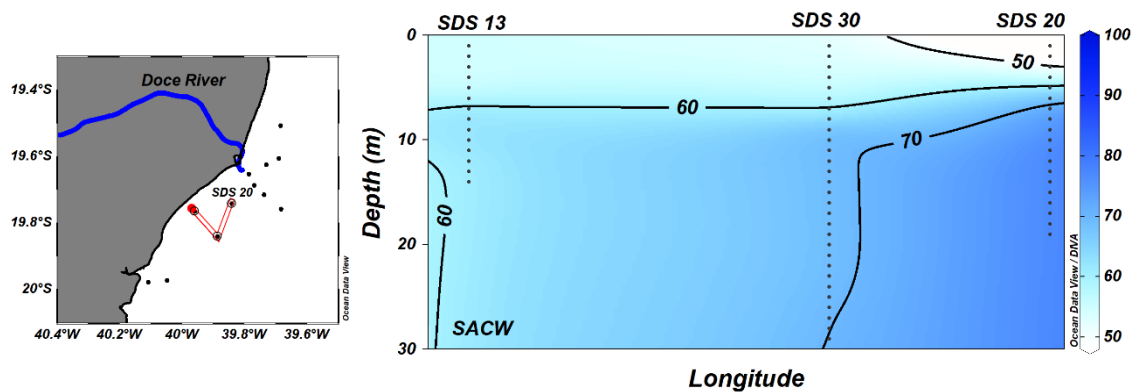


Figura 10: Distribuição espacial da Água Central do Atlântico Sul (SACW) no subsetor sul da DRM.

A espécie *Oithona hamata* possui registros de ocorrência para o oceano Índico e Pacífico (Beşiktepe et al., 2015; Yoo e Lim, 1993) com registros também no mar mediterrâneo (Uysal et al., 2002). Tarasov et al., (1999) reportaram a ocorrência de *O. hamata* em áreas com influência de ventos hidrotermais na região de Papua Nova Guiné.

No Atlântico, *O. hamata* apresenta registros na porção central, compreendendo o Golfo do México, Mar do Caribe e Mar do Sargasso (Razouls et al., 2005). Contudo, não existem registros prévios dessa espécie no Atlântico Sul com base em trabalhos que estudaram o zooplâncton na área em questão (Conceição et al., 2021; Fernandes et al., 2020; Melo-Junior et al., 2016; Bonecker et al., 2014; Brandini, 1997).

Além disso, apesar dos registros, não há estudos que abordem a ecologia dessa espécie, porém, se tratando de um copepode Oithonidae é conhecido que os organismos que compõem essa família são de hábito alimentar geralmente onívoro (*ambush feeders*), são retentores de ovos e representam uma importante parcela do mesozooplâncton desempenhando assim, papel relevante na teia trófica, pois são fonte de alimento para larvas de peixes e outros consumidores zooplancívoros (Benedetti et al., 2016; Turner, 2004).

Na literatura, é bem documentado que a introdução de espécies planctônicas não-nativas é muito comum quando associadas à água de lastro de navios transoceânicos, podendo assim, causar consequências ecológicas, socioeconômicas e também para a saúde humana (Firestone, 2005), portanto, somado a isso e ao fato de que a costa do Espírito Santo é uma área de intenso tráfego de navios e atividade portuária, a nova ocorrência de *O. hamata* na costa brasileira pode significar que tal espécie tenha sido introduzida a partir de água de lastro.

Segundo Carlton and Geller (1993) espécies de copepoda representaram 99% em termos de ocorrência em 159 amostras de água de lastro coletadas de navios provenientes de portos japoneses, atracados no estado de Oregon. Os autores reforçam a problemática associada aos procedimentos de despejo/troca de água de lastro, que acaba por permitir a introdução de espécies oceânicas em ambientes neríticos e vice-versa em diferentes locais do mundo.

Em relação à introdução do copépode *T. turbinata*, por exemplo, em águas brasileiras, é apontado que tenha ocorrido através de água de lastro ou até mesmo através do transporte de ração para camarões de cultivo (Campos et al., 2017; Ferreira et al., 2009; Silva et al., 2004), contudo, estudos mais robustos são necessários para confirmar essas hipóteses. Após a sua introdução, *T. turbinata* passou a ser competidora de sua congênere *T. stylifera*, e somado à adaptação genética, a grande tolerância à ambientes com grandes variações na qualidade ambiental (Ara et al., 2002) faz com que essa espécie domine em águas costeiras (Campos et al., 2017).

No Brasil, a legislação que trata dos métodos da disposição/troca, administração e tratamento de água de lastro seguem o proposto pela IMO (International Maritime Organization) e é amparada pela NORMAM-20/2005, pela Resolução ANVISA-RDC no 72/2009 e pela lei 9.966/2000, que dispõe sobre a prevenção, o controle e a fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional. De acordo com a legislação nacional, além de possuírem o Plano de Gerenciamento da Água de Lastro e de realizarem a troca oceânica (a 200 milhas náuticas de distância da costa e a uma profundidade mínima de 200 metros) caso haja intenção de deslastrear, os navios devem fornecer à Autoridade Marítima e à ANVISA o Formulário sobre Água de Lastro devidamente preenchido.

Diante esse cenário de introdução de *O. hamata* na costa brasileira, o presente estudo pode fornecer subsídios para estudos futuros mais aprofundados a respeito da introdução de espécies não-nativas no Atlântico Sudoeste. É importante reforçar que é necessário que exista uma legislação vigente e de fato eficaz, além de programas de fiscalização e monitoramento por parte

das autoridades governamentais, que compreendam a extensa faixa marinha sob jurisdição nacional. Esses programas devem ser desenvolvidos com o intuito de controlar e prevenir eventos de introdução de espécies não-nativas para que os impactos ecológicos sejam minimizados e/ou evitados.

REFERÊNCIAS

- Araujo, H. M. P., & Montú, M. 1993. Novo registro de *Temora turbinata* (Dana, 1949) (Copepoda, Crustacea) para águas atlânticas. *Nauplius*, 1(89-90).
- Bailey, S. A. 2015. An overview of thirty years of research on ballast water as a vector for aquatic invasive species to freshwater and marine environments. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 18(3), 261-268.
- Bastos, A.C., Oliveira, K.S.S., Fernandes, L.F.L., Pereira, J.B., Demoner, L.E., Neto, R.R., Costa, E.S., Sá, F., Silva, C.A., Lerhback, B.D., Junior, C.D., Quaresma, V.S., Orlando, M.T.D., Turbay, C.V.G., Lopes, B.A., Leite, M.D., Ghisolfi, R.D., Lemos, A.T., Piva, T.R.M., Lázaro, G.C.S., Conceição, J.R., Lemos, K.N., Zen, C.M., Bonecker, A.C.T., Castro, M.S., Quintas, M.C., Cavaggioni, L., Oliveira, E.M.C., 2017. Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG – Novembro de 2015: Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/relatorio_consolidado_ufes_rio_doce.pdf, Accessed date: 7August 2017.
- Benedetti, F., Gasparini, S., Ayata, S.D., 2016. Identifying copepod functional groups from species functional traits. *J. Plankton Res.* 38 (1), 159–166. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbv096>.
- Beşiktepe, Ş., Tang, K. W., Mantha, G. 2015. Seasonal variations of abundance and live/dead compositions of copepods in Mersin Bay, northeastern Levantine Sea (eastern Mediterranean). *Turkish journal of zoology*, 39(3), 494-506.
- Bittencourt, G. A. M. 1987. *A formação econômica do Espírito Santo: o roteiro da industrialização: do engenho às grandes indústrias (1935-1980)*. Cátedra.
- Bollens, S. M., Cordell, J. R., Avent, S., Hooff, R. 2002. Zooplankton invasions: a brief review, plus two case studies from the northeast Pacific Ocean. *Hydrobiologia*, 480(1), 87-110.
- Boltovskoy, D., Correa, N., Boltovskoy, A., 2002. Marine zooplanktonic diversity: a view from the South Atlantic. *Oceanol. Acta* 25 (5), 271–278. [https://doi.org/10.1016/S0399-1784\(02\)01199-4](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(02)01199-4).
- Boltovskoy, D., 1999. Diversidad y biogeografía del zooplancton del Atlántico Sur. *Anal. Acad. Nac. Cs. Ex. Fís. y Nat* 51, 111–136. Buenos Aires. Argentina.
- Boltovskoy, D., 1981. Atlas del zooplancton del Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino. INIDEP, Mar del Plata. <https://doi.org/10.1002/iroh.3510680629>, 936.
- Bonecker, S.L., Araujo, A.V.D., Carvalho, P.F.D., Dias, C.D.O., Fernandes, L.F., Migotto, A.E., de Oliveira, O.M., 2014. Horizontal and vertical distribution of mesozooplankton species richness and composition down to 2,300 m in the southwest Atlantic Ocean. *Zool.* 31 (5), 445–462.
- Bradford-Grieve, J.M., Markhaseva, E.L., Roch, C.E.F., Abiahy, B., 1999. Copepoda. In: Boltovskoy, D. (Ed.), *South Atlantic Zooplankton*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 869–1098.
- Brandini, F.P., Fundação de Estudos do Mar, Programa REVIZEE/SCORE Sul, 1997. *Planctonologia na plataforma continental do Brasil: Diagnose e revisão bibliográfica*. MMA, Rio de Janeiro, Brazil.
- Campos, C. C., Garcia, T. M., Neumann-Leitão, S., Soares, M. O. 2017. Ecological indicators and functional groups of copepod assemblages. *Ecological Indicators*, 83, 416-426.
- Carlton, J. T., Geller, J. B. 1993. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. *Science*, 261(5117), 78-82.

- Cirano, M., Mata, M. M., Campos, E. J., Deiró, N. F. 2006. A circulação oceânica de larga-escala na região oeste do Atlântico Sul com base no modelo de circulação global OCCAM. *Revista Brasileira de Geofísica*, 24(2), 209-230.
- Conceição, L. R., Demoner, L. E., Pereira, J. B., Perassoli, F., Ghisolfi, R. D., Bastos, A. C., Junior, C. D., Lázaro, G. S., Lemos, K. N., Fernandes, L. F. L. 2021. Copepod community structure after a mining dam disaster in the Southwestern Atlantic Ocean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 254, 107325.
- Connolly, J. K., Watkins, J. M., Marshall, C. C., Adams, J. M., Rudstam, L. G., Błędzki, L. A. 2018. *Brachionus leydigii* (Monogononta: Ploima) reported from the western basin of Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 44(5), 1123-1126.
- Connolly, J. K., Watkins, J. M., Hinchey, E. K., Rudstam, L. G., Reid, J. W. 2017. New cyclopoid copepod (*Thermocyclops crassus*) reported in the Laurentian Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 43(3), 198-203.
- Connelly, N. A., O'Neill, C. R., Knuth, B. A., Brown, T. L. 2007. Economic impacts of zebra mussels on drinking water treatment and electric power generation facilities. *Environmental management*, 40(1), 105-112.
- Cuhel, R. L., Aguilar, C. 2013. Ecosystem transformations of the Laurentian Great Lake Michigan by nonindigenous biological invaders. *Annual Review of Marine Science* 5:289–320.
- Dexter, E., Bollens, S. M. 2020. Zooplankton invasions in the early 21st century: a global survey of recent studies and recommendations for future research. *Hydrobiologia*, 847(1), 309-319.
- Eno, N.C., Clark, R.A., Sanderson, W.G., 1997. Non-native Marine Species in British Waters: A Review and Directory. JNCC, Peterborough.
- Firestone, J., Corbett, J. J. 2005. Coastal and port environments: international legal and policy responses to reduce ballast water introductions of potentially invasive species. *Ocean Development & International Law*, 36(3), 291-316.
- Garfield, N. 1990. The Brazil Current at subtropical latitudes.
- Fernandes, L.F.L., Paiva, T.R.M., Longhini, C.M., Pereira, J.B., Ghisolfi, R.D., Lázaro, G.C. S., Demoner, L.E., Laino, P.S., Conceição, L.R., Sá, F., Neto, R.R., Junior, C.D., Lemos, K.N., Quaresma, V.S., Oliveira, K.S., Grilo, C.F., Rocha, G.M., 2020. Marine zooplankton dynamics after a major mining dam rupture in the Doce River. southeastern Brazil: rapid response to a changing environment. *Sci. Total Environ.* 139621 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139621>, v. 736.
- Gollasch, S. 2006. Assessment of the introduction potential of aquatic alien species in new environments. *Assessment and control of biological invasion risks*, 88-91.
- Hansson, H. G. 2006. Ctenophores of the Baltic and adjacent Seas—the invader *Mnemiopsis* is here. *Aquatic invasions*, 1(4), 295-298.
- Knoppers, B., Ekau, W., Figueiredo, A. G. 1999. The coast and shelf of east and northeast Brazil and material transport. *Geo-Marine Letters*, 19(3), 171-178.
- Lopes, R. M. 2004. Bioinvasões aquáticas por organismos zooplanctônicos: uma breve revisão. *Água de lastro e bioinvasão. Interciência, Rio de Janeiro*, 113-131.
- Machado, G. M. V., Jabor, P. M., Coelho, A. L. N., Albino, J. 2018. Geohistorical evolution and the new geological map of the city of Vitória, ES, Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 151, 45-52.
- McCollin, T., Shanks, A. M., Dunn, J. 2008. Changes in zooplankton abundance and diversity after ballast water exchange in regional seas. *Marine Pollution Bulletin*, 56(5), 834-844.
- Medeiros, G. F., Rocha, C. E. F., Silva, M. L. 1991. A note on the occurrence of *Pseudodiaptomus trihamatus* Wright, 1937 (Crustacea Copepoda) in Natal, Brazil. *Centro de Biociências, Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte*, 8, 113.

Melo Júnior, M., Marcolin, C.R., Miyashita, L.K., Lopes, R.M., 2016. Temporal changes in pelagic copepod assemblages off Ubatuba. *Mar. Ecol.* 37 (4), 877–890.

Omori, M., Ikeda, T. 1984. *Methods in marine zooplankton ecology*, New York, John Willey.

Palóczy, A., Brink, K. H., da Silveira, I. C., Arruda, W. Z., & Martins, R. P. 2016. Pathways and mechanisms of offshore water intrusions on the Espírito Santo Basin shelf (18° S–22° S, Brazil). *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 121(7), 5134-5163.

Perassoli, F., Ghisolfi, R.D., Lemos, A.T., 2020. Spatial distribution of nutrients associated with water masses in the Tubarão bight (20°S–22°S), Brazil. *J. Mar. Syst.* 103425

Poole, R., Tomczak, M., 1999. Optimum multiparameter analysis of the water mass structure in the Atlantic Ocean thermocline. *Deep Sea Res. Part 1 Oceanogr. Res. Pap.* 46 (11), 1895–1921.

Pothoven, S. A., Grigorovich, I. A., Fahnenstiel, G. L., Balcer, M. D. 2007. Introduction of the Ponto-Caspian bloody-red mysid *Hemimysis anomala* into the Lake Michigan basin. *Journal of Great Lakes Research*, 33(1), 285-292.

Razouls C., Desreumaux N., Kouwenberg J. and de Bovée F., 2005-2021. - Biodiversity of Marine Planktonic Copepods (morphology, geographical distribution and biological data). Sorbonne University, CNRS. Available at <http://copepodes.obs-banyuls.fr/en> [Accessed February 22, 2021]

Rocha, G. M., Féres, J. C., Esteves, B. S., Sterza, J. M. 2019. First record of the non-native copepod *Pseudodiaptomus trihamatus* Wright, 1937 (Copepoda, Calanoida) in Rio de Janeiro state, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 79(2), 361-364.

Rocha, C.E.F. The occurrence of *Pleopis schmackeri* (Poppe) in the Southern Atlantic and other marine cladocerans of the Brazilian coast. *Crustaceana*, v. 49, n.2, p. 202-203, 1985.

Silva, A.P., Neumann-Leitão, S., Schwamborn, R., Gusmão, L.M.O; Silva, T.A. Mesozooplankton of an impacted bay in North Eastern Brazil. *Brazilian archives biology and technology*, v. 47, n. 3, p. 485-493, 2004.

Stramma, L., England, M. 1999. On the water masses and mean circulation of the South Atlantic Ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 104(C9), 20863-20883.

Tarasov, V. G., Gebruk, A. V., Shulkin, V. M., Kamenev, G. M., Fadeev, V. I., Kosmynin, V. N., Malakhov, V. V., Starynin, D. A., Obzhirov, A. I. (1999). Effect of shallow-water hydrothermal venting on the biota of Matupi Harbour (Rabaul Caldera, New Britain Island, Papua New Guinea). *Continental shelf research*, v.19(1), p. 79-116.

Turner, J.T., 2004. The importance of small planktonic copepods and their roles in pelagic marine food webs. *Zoological studies*. 43(2). 255–266.

Uysal, Z., Kideys, A. E., Shmeleva, A. A., Zagorodnyaya, J. A., Gubanova, A. D. 2002. Checklist of copepods (Calanoida and Podoplea) from the northern Levantine basin shelf waters. *Hydrobiologia*, 482(1), 15-21.

Yoo, K. I., Lim, D. H. (1993). Cyclopoid Copepods of Genus *Oithona* in Korean Waters. *Animal Systematics, Evolution and Diversity*, 9(2), 91-102.

8. CAPÍTULO 3

**Influência da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) na
abundância e composição do meroplâncton de uma região
costeira impactada pelo colapso da barragem de rejeitos de
minério de Fundão (Brasil)**

RESUMO

Considerando o impacto causado pelo derramamento de rejeito de minério da barragem de Fundão-MG na Foz do Rio Doce (Atlântico Sudoeste), o objetivo do presente estudo foi verificar a influência do material particulado em suspensão (SPM) (indicador pontencial da presença do rejeito) no meroplâncton da porção marinha adjacente à Foz do Rio Doce. Foram testadas as seguintes hipóteses: (I) a abundância do meroplâncton responde diretamente às concentrações do material particulado em suspensão, (II) a composição do meroplâncton pode variar em função da sazonalidade, das massas de água e em função da proximidade com a Foz do Rio Doce. O meroplâncton foi representado pelos grupos Bivalvia, Decapoda, Cnidaria, Ophiuroidea (Ophiopluteus) e Bryozoa, sendo Bivalvia e Ophiopluteus os grupos mais abundantes, apontando uma possível substituição de grupos dominantes na Foz do Rio Doce (DRM) em comparação com dados pretéritos ao desastre. Bivalvia, Cnidaria e Decapoda mostraram correlação positiva com o SPM de fundo, indicando maior resistência desses grupos à possível presença do rejeito associado ao material particulado em suspensão. A variabilidade da composição do meroplâncton pôde ser explicada pela sazonalidade e pelas massas de água (Água Tropical, Água Central do Atlântico Sul) agrupadas dentro dos setores de coleta estabelecidos de acordo com a proximidade com a Foz do Rio Doce (Norte, Foz, Sul e EPA-Costa das Algas) (PERMANOVA: Pseudo-F=2.5095; p=0.002; Pseudo-F=4.5828; p=0.001). A estruturação das massas de água se mostrou um fator-chave na distribuição espacial e temporal do meroplâncton. A presença da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) foi considerada um importante componente para a abundância e composição dos organismos, principalmente nos setores norte e foz, através da atenuação das maiores concentrações de SPM na DRM após três anos da chegada da lama de rejeitos.

Palavras-chave: larvas planctônicas, desastre ambiental, bioindicador, zooplâncton

INTRODUÇÃO

No ambiente marinho, a composição, distribuição e variabilidade temporal das comunidades planctônicas estão diretamente associadas às condições ambientais (Munk et al., 2003; Cowen et al., 1993), que incluem desde diferentes processos oceanográficos de mesoescala (p.ex.: vórtices e eddies) ao aporte continental através dos rios (Barton et al., 2013; Brandão et al., 2013; Bonecker et al., 1992). Além disso, o entendimento da estruturação das massas de água e das condições hidroquímicas (como teor de nutrientes ou contaminantes, por exemplo) também ajudam na interpretação dos padrões de distribuição do plâncton (Bonecker et al., 2014; Souza et al., 2014; Berasategui et al. 2006; Lopes et al., 2007; Boltovskoy, 1999).

As massas d'água desempenham um papel importante para os organismos planctônicos, pois suas propriedades (temperatura, salinidade e concentração de nutrientes) acabam influenciando diretamente na resposta desses organismos ao meio (Brandão et al., 2015; Dias et al., 2009) podendo, por exemplo, propiciar o aumento da riqueza de espécies além de interferir na dinâmica e estruturação das comunidades, como acontece em ambientes onde ocorre a intrusão da Água Central do Atlântico Sul (SACW) (Melo-Júnior et al., 2016; Bonecker et al., 2014). Além disso, a SACW pode ser responsável também por melhorar as condições ambientais em locais impactados através do aumento de nutrientes que, por sua vez, favorecem espécies fito e zooplânctônicas (Conceição et al., 2021; Fernandes et al., 2020).

O zooplâncton representa uma importante parcela dos organismos que compõem o ambiente pelágico, incluindo aqueles que passam todo o ciclo de vida na coluna d'água (holoplâncton) e aqueles que passam somente parte dela (meroplâncton) (Botterel et al., 2020). Além de desempenharem importante papel na transferência de energia e nutrientes na teia trófica pelágica (Turner, 2015; Barton et al., 2013), apresentam resposta rápida às alterações nos parâmetros ambientais (McQuatters-Gollop et al., 2019; Serranito et al., 2016; Richardson, 2008) e por isso são considerados bons bioindicadores no diagnóstico de qualidade ambiental (Araujo et al., 2008).

Os principais representantes do meroplâncton marinho são as larvas de poliquetas, moluscos, decápodes, briozoários, equinodermos, peixes e ovos de peixes (Bedford et al., 2020; Hidalgo et al., 2014). Em alguns ambientes marinhos tropicais, o meroplâncton pode ser responsável por mais de 50% da biomassa mesozooplanctônica disponível para seres planctívoros (Santos et al.

2019). O estudo da distribuição e abundância do meroplâncton pode ser útil no entendimento do acoplamento bento-pelágico (Kiby et al., 2008) visto que a presença de estágios juvenis de organismos bentônicos no ambiente pelágico indicam a presença de estoques de adultos (Brandão et al. 2015; Forward 1987).

Nas últimas décadas, a pressão antrópica tem se intensificado no ambiente marinho e nos organismos, especialmente no plâncton, que têm sofrido com os efeitos negativos desses impactos (Fernandes et al., 2020; McQuatters-Gollop et al., 2015; Barton et al., 2013). Nesse contexto destaca-se a atividade de mineração que, no processo de extração mineral, produz rejeitos, os quais muitas vezes são despejados no ambiente através de rios ou diretamente no mar via emissários submarinos conhecidos como STD (Morello et al., 2016; Dold, 2014; Vogt, 2012). Essa prática acaba por aumentar os níveis de contaminação e turbidez, através do aumento do material particulado em suspensão, causando efeitos negativos nos organismos que vivem nesses ambientes (Farkas et al., 2017; Moreira et al., 2016; Segura et al., 2016; Simpson et al., 2016; Lozano et al., 2006; Anderson e Mackas, 1986).

No Brasil, o cenário da mineração ficou marcado pelo maior desastre ambiental da sua história, ocorrido em novembro de 2015. Aproximadamente 50 milhões de metros cúbicos de rejeito de minério de ferro foram lançados no Rio Doce devido ao rompimento da barragem de Fundão, no estado de Minas Gerais (MG) (Quaresma et al., 2020; Escobar, 2015), atingindo a porção marinha através da foz do Rio Doce, localizada na costa leste brasileira. Devido aos elevados níveis de turbidez e contaminação da água por metais como Zn, Fe, Cu, Cd, etc., foram registrados efeitos negativos no zooplâncton, peixes e na macrofauna bentônica, já que associado ao material particulado em suspensão foi constatada assinatura do rejeito (Sá et al., 2021; Fernandes et al., 2020; Gabriel et al., 2020; Gomes et al., 2017).

Concentrações elevadas de material particulado em suspensão (SPM) na coluna d'água podem resultar em altas taxas de sedimentação que, por sua vez, podem limitar o desenvolvimento do fitoplâncton devido à menor penetração de luz (Berges and Falkowski, 1998; Cloern, 1987), causando também um efeito na eficiência alimentar das espécies zooplanctônicas herbívoras e nas suas taxas de reprodução (Arendt et al., 2011). Além disso, o SPM pode ser um fator chave que contribuirá indiretamente nos processos químicos que tornam os metais

contaminantes biodisponíveis, pois aumentos em SPM, em regiões contaminadas por rejeito, podem impulsionar o aumento das concentrações de metais associados ao rejeito, na coluna d'água. O rejeito da barragem de Fundão, depositado na região marinha e estuarina da Foz do Rio Doce, é composto em sua grande maioria por (Fe) oxi-hidroxidos e outros metais com potenciais efeitos tóxicos (Sá et al., 2021; Queiroz et al., 2018).

Apesar dos (Fe) oxi-hidroxidos serem considerados compostos insolúveis, as condições ambientais (ambientes com alto potencial redutor, por exemplo) podem propiciar a biodisponibilidade desses metais na coluna d'água através da remobilização do sedimento e em eventos de alta vazão. Os metais podem ter suas concentrações elevadas na coluna d'água a partir do aumento do SPM (Longhini et al., 2019; Queiroz et al., 2018). Este cenário pode gerar efeitos diretos na teia trófica (Rossi and Louis-Jamet, 2008; Sadiq, 1992), representando assim um importante papel no controle da composição de metais traço em ambientes aquáticos (Fernández-Severini et al., 2013; Balls 1990).

Considerando os diferentes cenários de impacto provocados pela presença do rejeito de minério e baseado na necessidade de estudos que compreendam as respostas da biota após o desastre, o presente trabalho teve como objetivo avaliar as respostas do meroplâncton às condições ambientais da porção marinha adjacente à Foz do Rio Doce, após três anos da chegada da lama de rejeitos originados do rompimento da barragem de Fundão.

Foram testadas as seguintes hipóteses: 1. O meroplâncton responde diretamente às concentrações do material particulado em suspensão; 2. A composição do meroplâncton varia em função de três fatores: sazonalidade, massas d'água (Água Costeira, Água Tropical e Água Central do Atlântico Sul) e da proximidade com a Foz do Rio Doce (DRM), representada pelos setores (ao norte da foz, ao sul, em um transecto em frente à foz e na Unidade de Conservação EPA-Costa das Algas)

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Foz do Rio Doce (DRM) (-19°39'11.4"S; 39°47'11"W) está localizada na plataforma leste brasileira (Figura 11), na região norte da Bacia do Espírito Santo (Knoopers et al., 1999). Essa

região está sob influência da Corrente do Brasil (BC), que transporta a Água Tropical (TW) com características oligotróficas, além de temperatura e salinidade elevadas, variando entre 24 e 26°C e 36 e 38, respectivamente (Paloczy et al., 2016; Cirano et al., 2006; Garfield, 1990).

Em toda a área da DRM, com destaque para os setores ao sul da Foz, onde estão inseridas as estações SDS e CA (Figura 11), fenômenos de ressurgência costeira são registrados, marcando essa região com as águas frias da Água Central do Atlântico Sul (SACW) (Bastos et al., 2017; Paloczy et al., 2016; Stramma e England, 1999).

Ao atingir a superfície, a SACW pode provocar alterações nas condições físicas e químicas da água, devido às suas características termohalinas e de altas concentrações de nutrientes, o que pode influenciar a estrutura e dinâmica das comunidades biológicas (Dias et al., 2010). Além disso, ainda na porção ao sul da DRM está inserida a Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (EPA-Costa das Algas), uma unidade de conservação localizada na porção marinha do litoral do Espírito Santo, demarcada pelo Decreto 4340/2002 em 17 de junho de 2010.

A vazão média anual do Rio Doce é de $900 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Oliveira et al., 2012), com valores mais altos ($>2000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) registrados durante o verão (período chuvoso) e os mais baixos ($<300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) durante o inverno (período seco) (Oliveira et al., 2012; Knoppers et al., 1999). Segundo Bernardino et al. (2015), é estabelecido um período seco entre abril-setembro e um período chuvoso entre outubro-março para a DRM. Além disso, toda a bacia do Rio Doce contribui de forma significativa no transporte e aporte de material particulado em suspensão (SPM) que chega à região costeira (Souza e Knoppers, 2003; Knoppers et al., 1999), com valores variando entre $10\text{-}25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ em períodos de alta vazão (Souza e Knoppers et al., 2003).

Em períodos de maior descarga, a pluma do Rio Doce tem uma resultante para o setor ao sul da Foz, e em determinadas épocas do ano, em cenários de baixa vazão e alta influência de ventos de sul e sudeste, podem dispersar a pluma para o setor ao norte da Foz, através de um fluxo costeiro (Quaresma et al., 2015).

A DRM possui uma complexidade na dinâmica oceanográfica que interfere diretamente nos padrões de dispersão e concentração do SPM. Na superfície das águas costeiras, o SPM está diretamente associado ao regime de vazão do Rio Doce, que, quando alta nos períodos de maior precipitação, é responsável por formar a pluma de sedimentos com uma resultante para o sul da

Foz. No fundo, está associado ao regime de ação das ondas associadas às isóbatas mais rasas (Quaresma et al., 2020; Quaresma et al., 2015; Dominguez, 2006).

Em situações de maior vazão e com intrusão da SACW nos períodos de verão, pode ocorrer o descolamento da pluma do Rio Doce em direção a offshore, em função de complexos processos de mesoescala que incluem gradientes termohalinos e transporte de Ekman (Bastos et al., 2017; Marta-Almeida et al., 2016; Oliveira et al., 2012).

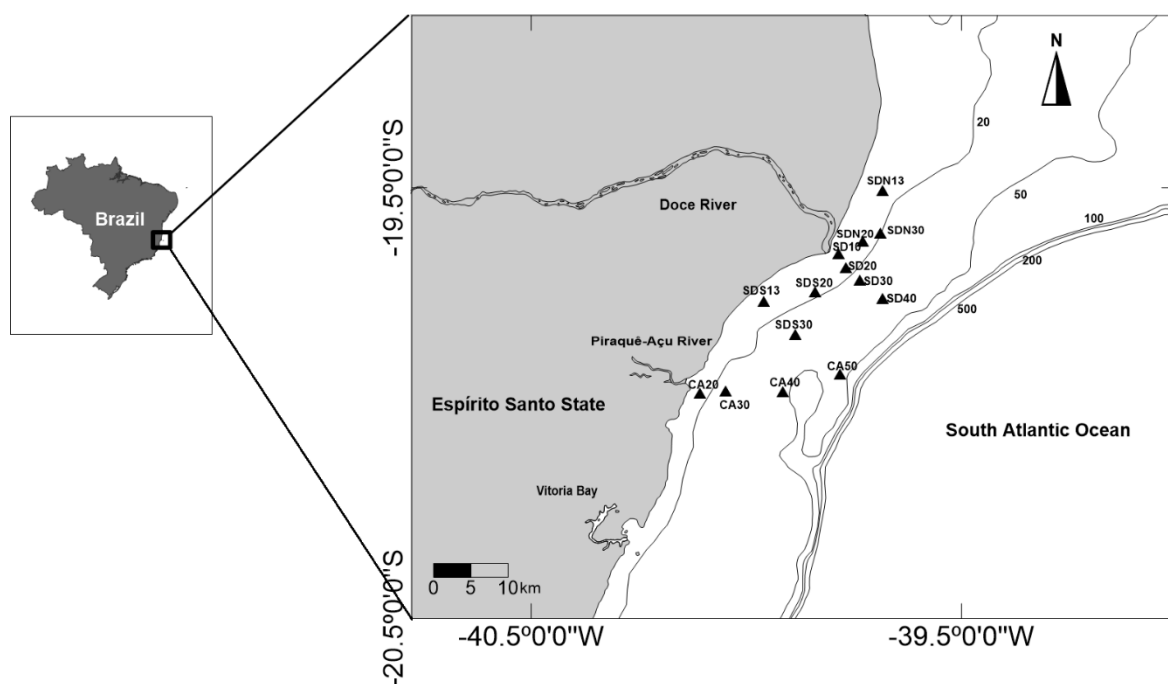


Figura 11: Área de estudo e estações amostrais distribuídas ao longo da DRM e área adjacente

Amostragem

A amostragem do meroplâncton e de dados ambientais foi realizada ao longo de sete campanhas, durante o ano de 2016 (C1=Janeiro; C2=Abril; C3=Novembro), 2017 (C4=Junho, C5=Setembro; C6=Dezembro) e 2018 (C7 =Fevereiro).

Os pontos amostrais foram distribuídos em quatro setores que foram demarcados conforme a proximidade da foz do rio: três setores próximos à foz e sob influência da pluma de rejeitos, ou seja setor ao norte da foz (SD-N13, SD-N20, SD-N30), setor em frente à foz (SD10, SD20, SD30, SD40) e setor ao sul da foz (SD-S13, SD-S20, SD-S30). Também foi delimitado um setor mais distante da foz, localizado mais ao sul, na EPA-Costa das Algas (CA20, CA30, C40 e CA50)

(Figura 11). A sequência de números das estações representa suas respectivas profundidades de coleta em metros.

Para a análise da vazão do Rio Doce e sua relação com o período seco e chuvoso, foram obtidos os dados de vazão média mensal junto ao banco de dados da Agência Nacional de Águas (ANA), órgão público de regulação e monitoramento dos recursos hídricos do Brasil (<http://www.ana.gov.br>) utilizando a Estação Colatina – Corpo de Bombeiros (56994510) como referência.

Para a análise de material particulado em suspensão (SPM), aproximadamente 1 litro de água foi coletada com garrada de *VanDorn* em cada ponto e em dois estratos: superfície e fundo (cerca de 0,5 m acima do assoalho oceânico). Após a coleta, as amostras foram armazenadas e mantidas sob refrigeração para evitar a proliferação de microrganismos. Em laboratório, a água das amostras foi filtrada com auxílio de uma bomba a vácuo, em filtros GF/F com poros de 0,7 µm previamente pesados. Posteriormente, estes filtros foram levados à uma estufa por 24 horas a temperatura de 40°C e novamente pesados. Pela diferença do peso antes e depois da filtragem foi obtida a concentração do SPM expressa em mg.L⁻¹.

Em todas as estações amostrais foram adquiridos os dados de temperatura e salinidade da água do mar a partir do CTD (*Falmouth Scientific, Inc.*), para a posterior identificação e caracterização das massas de água (Água Costeira = CW, Água Tropical = TW e Água Central do Atlântico Sul = SACW).

O zooplâncton foi coletado através de arrastos oblíquos (com duração de cinco minutos), em profundidades que variaram de 10 a 40m, com uma rede de plâncton cilindro-cônica com malha de 200 micrômetros, contendo um fluxômetro mecânico na abertura da boca da rede, para o cálculo do volume de água filtrado (VAF). O material coletado foi preservado em formalina 4% tamponada com tetraborato de sódio. Em laboratório, as amostras foram submetidas ao fracionamento utilizando um quarteador do tipo Folsom considerando as frações ½, ¼... até que fossem obtidos 100 indivíduos na alíquota, sendo os organismos identificados com o auxílio de um microscópio estereoscópio (Omori & Ikeda, 1984). A identificação dos grupos foi feita com base em Boltovskoy et al. (1999), Boltovskoy, (1981) e Young et al (2002).

Tratamento dos dados

Para testar a variabilidade temporal/espacial do SPM, foi aplicada uma PERMANOVA *two-way*, levando em consideração os fatores setor (Norte, Sul, Foz e CA), e sazonalidade (período seco e chuvoso) (Anderson et al., 2008).

O critério de utilização desta análise foi baseado no fato de que essa variação ocorre em função de dois fatores, sendo estes: o regime de vazão (representado pelo fator sazonalidade), que compreende os períodos seco e chuvoso, e também a área de influência direta do rio e da pluma de sedimentos, conforme proposto por Quaresma et al. (2020; 2015), representada pelos setores (ao norte da foz, em frente à foz, ao sul da foz e na EPA-Costa das Algas). A análise foi precedida pela normalização dos dados antes da utilização da matriz de semelhança com base na distância euclidiana.

Para a identificação e caracterização das massas de água (CW, TW e SACW) foi aplicada a metodologia utilizada por Perassoli et al. (2020), via OMP (Optimum Multiparameter Analysis) calculada via equações matemáticas proposta inicialmente por Mamayev (1975) e aprimorada por Tomczak, (1981) utilizando, nesse caso, o software Matlab através dos valores de temperatura e salinidade para determinar as Águas Tipo (Tabela 1) de cada massa d'água, (Poole e Tomczak, 1999; Perassoli et al., 2020). A Água Tipo é um ponto no espaço que pertence à relação funcional de uma massa d'água específica (Poole e Tomczak, 1999). Entretanto, uma massa d'água é a parcela de água que tem a mesma história de formação e que sofrem processos de mistura ao longo do transporte das correntes oceânicas.

Tabela 4: Valores dos traçadores de Água Tipo usados na análise OMP para todas as campanhas. CW: Água Costeira; TW: Água Tropical; SACW: Água Central do Atlântico Sul. Os valores termohalinos correspondem à temperatura conservativa e salinidade absoluta (McDougall e Barker, 2011) processados com a versão V3 do GSW Oceanographic Toolbox do TEOS-10.

Traces	CW	TW	SACW
Conservative Temperature (°C)	26.8	28	19.8
Absolute Salinity (g/Kg)	33.2	37.9	36.6

A abundância dos organismos meroplânctônicos foi expressa em ind.m⁻³. Para as análises inferenciais e estatísticas, foram considerados os grupos mais abundantes (AT igual ou maior a 100 ind.m⁻³ considerando todas as campanhas amostrais).

Considerando a não homogeneidade das variâncias dos dados de SPM e abundância do meroplâncton, a relação entre o SPM e os grupos do meroplâncton foi testada a partir de uma análise de Modelo Linear Generalizado (GLM), considerando o nível de significância $p < 0.05$.

Para testar a variabilidade temporal/espacial (período seco e chuvoso e setores) da composição da assembleia meroplancônica e a variabilidade em função das massas de água, foi aplicada uma PERMANOVA *three-way* (Análise de Variância Multivariada Permutacional) (Anderson et al., 2008), Para o fator massa d'água, o mesmo foi agrupado (*nested*) dentro dos setores, levando em consideração a variabilidade das mesmas a depender da respectiva área, sendo assim, classificado como um fator randomizado.

Os dados de abundância do meroplâncton (ind.m^{-3}) foram previamente transformados em $\log(x+1)$ e a análise desenvolvida com base na matriz de similaridade de Bray-Curtis.

O critério de utilização de tal análise foi baseado na hipótese de que a composição do meroplâncton varia em função de três fatores, sendo eles: regime de vazão (sazonalidade), a área de influência direta do rio e da pluma de sedimentos, representada pelos setores (ao norte da foz, em frente à foz, ao sul da foz e na EPA-Costa das Algas) além da variação em função do fator massa d'água (CW, SACW, TW),

Quando o resultado da PERMANOVA foi significativo ($p < 0.05$), tanto para os fatores quando para a interação entre eles, um teste pareado (*post-hoc*) foi aplicado sobre as variáveis ambientais e bióticas para avaliar as diferenças significativas na PERMANOVA global (Anderson et al., 2008). Em todas as rotinas da PERMANOVA (tanto para SPM quando para os dados bióticos) foram utilizadas 999 permutações.

Um Dist-Lm (modelo linear baseado em distância) foi aplicado sobre a matriz de abundância dos grupos do meroplâncton e fatores (sazonalidade e massa d'água) para evidenciar a estrutura dos conjuntos de dados responsáveis pela variabilidade da assembleia, através de um procedimento step-wise (critério de seleção: AICc ajustado sobre a matriz de abundância da assembleia e fatores) (McArdle and Anderson, 2001; Clarke and Gorley, 2006; Anderson et al., 2008).

A PERMANOVA foi realizada usando o software PRIMER v 6.0 com o pacote complementar PERMANOVA + (Anderson et al., 2008; Clarke et al., 2006). A GLM foi realizada no ambiente de programação R através do pacote “vegan”. A representação gráfica da abundância foi feita no programa SURFER-- Golden Software Inc. (Keekler, 1995). A distLm foi realizada no software PRIMER v 6.0 com o pacote complementar PERMANOVA + (Anderson et al., 2008; Clarke et al., 2006).

RESULTADOS

Variáveis ambientais

VAZÃO e SPM

O regime de vazão do Rio Doce durante o período de estudo registrou o valor máximo no período chuvoso, na campanha 7 ($1267.6 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$) e mínimo no período seco, na campanha 5 ($124.2 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$) (Figura Suplementar S1).

O material particulado em suspensão, tanto para o estrato de superfície ($5.6 \pm 8.9 \text{ mg.L}^{-1}$) quanto de fundo ($8.7 \pm 12.3 \text{ mg.L}^{-1}$) não registrou variabilidade temporal/espacial considerando os fatores sazonalidade e setor ($p > 0.05$) (Tabela Suplementar S1). Foi possível observar que mesmo em cenários onde a vazão do Rio Doce foi alta (campanha 1, por exemplo), nos pontos onde eram esperados valores altos de SPM de superfície associados à pluma do rio (setor foz e sul, por exemplo), as concentrações registradas foram baixas (setor foz, ponto SD1 = 8.6 mg.L^{-1} e setor sul, ponto SDS13 = 6.0 mg.L^{-1}) (Figura Suplementar S1). Em relação ao SPM de fundo, independente da maior ou menor vazão do rio, foram registrados valores mais altos em comparação com o estrato de superfície, principalmente nas estações mais rasas (13 e 20 m) dos setores foz e sul (SD1, S2, SDS13, SDS20) (Figura Suplementar S1).

MASSA D'ÁGUA

Ao longo do período estudado, três massas d'água foram consideradas como características da DRM: Água Costeira (CW), Água Tropical (TW), Água Central do Atlântico Sul (SACW).

A CW foi observada apenas na C7 (Fevereiro/2018) com uma porcentagem $>50\%$ e máximo de 77% das suas propriedades de formação conservadas (Tabela 2). No entanto, em todas as

campanhas realizadas foi identificado a presença da SACW (>50%), principalmente da região da EPA-Costa das Algas.

Tabela 5: Porcentagem máxima de preservação das propriedades de formação de massas d'água para todas as campanhas (C1-C7) CW: Água Costeira; TW: Água Tropical; SACW: Água Central do Atlântico Sul.

Campanhas	CW (%)	TW (%)	SACW (%)
C1 (Jan/2016)	39	76	100
C2 (Abr/2016)	45	91	94
C3 (Nov/2016)	19	41	79
C4 (Jun/2017)	20	49	80
C5 (Set/2017)	6	54	93
C6 (Dez/2017)	30	63	69
C7 (Fev/2018)	77	63	100

ASSEMBLEIA MEROPLANCTÔNICA

Foram identificados doze grupos no meroplâncton: Cnidaria, Bryozoa, Bivalvia, Polychaeta, Isopoda, Decapoda, Cirripedia, Echinodermata, Ophiopluteus (Ophiuroidea), Phoronida, Entoprocta e Nemertea (Tabela Suplementar 2).

A abundância total (AT) considerando todas as campanhas amostrais variou entre um valor médio de 0.30 ind.m⁻³ (Campanha C2, Setor Foz) a 72.8.m⁻³ (Campanha 6, setor Foz), e apresentou uma média geral de 43.8±103.2 ind.m⁻³ (Tabela Suplementar S2). Dentro de todo o meroplâncton, os grupos mais abundantes foram: Bivalvia, Polychaeta, Cnidaria, Decapoda, Ophiopluteus (Ophiuroidea) e Bryozoa, onde Bivalvia e Ophiopluteus foram dominantes em todos os setores e campanhas (Figura 12).

Dentre os grupos mais abundantes, a AT variou entre 0.2 ind.m⁻³ (no ponto CA1, campanha 2) a 710.8 ind.m⁻³ (no ponto SD2, campanha 6), apresentando uma média geral de 41.8 ± 100.2 ind.m⁻³, (Figura Suplementar S2).

O GLM mostrou que todos os grupos do meroplâncton registraram correlação negativa com o SPM, com exceção de Bivalvia, Decapoda e Cnidaria, que apresentaram uma relação positiva com o SPM de fundo (Tabela Suplementar S3).

A PERMANOVA mostrou que a composição do meroplâncton variou em função das massas de água (levando em consideração a variabilidade das mesmas dentro de cada setor) e em função da interação entre o fator sazonalidade e massa d'água, (PERMANOVA $df=7$, Pseudo-F=2.5095, $p=0.002$; $df=4$, Pseudo-F=4.5828, $p=0.001$) (Tabela Suplementar S4, S5). A SACW foi o principal fator responsável pela variação da assembleia principalmente no período seco, considerando os setores Norte e Foz (Tabela Suplementar S5).

A análise multivariada DistLm (Figura 13; Tabela 6) evidenciou que as massas de água foram um fator-chave na estruturação da assembleia meroplanctônica considerando as variações sazonais associadas ao período seco e chuvoso, onde os dois eixos foram responsáveis por explicar 29.1% da variação dos dados. Num panorama geral, o período chuvoso, com o predomínio da SACW, mostrou maior correlação com a variabilidade da assembleia, sendo Bivalvia o grupo com maior variabilidade da abundância frente às condições ambientais (DistLm SS: 14157; $p=0.001$).

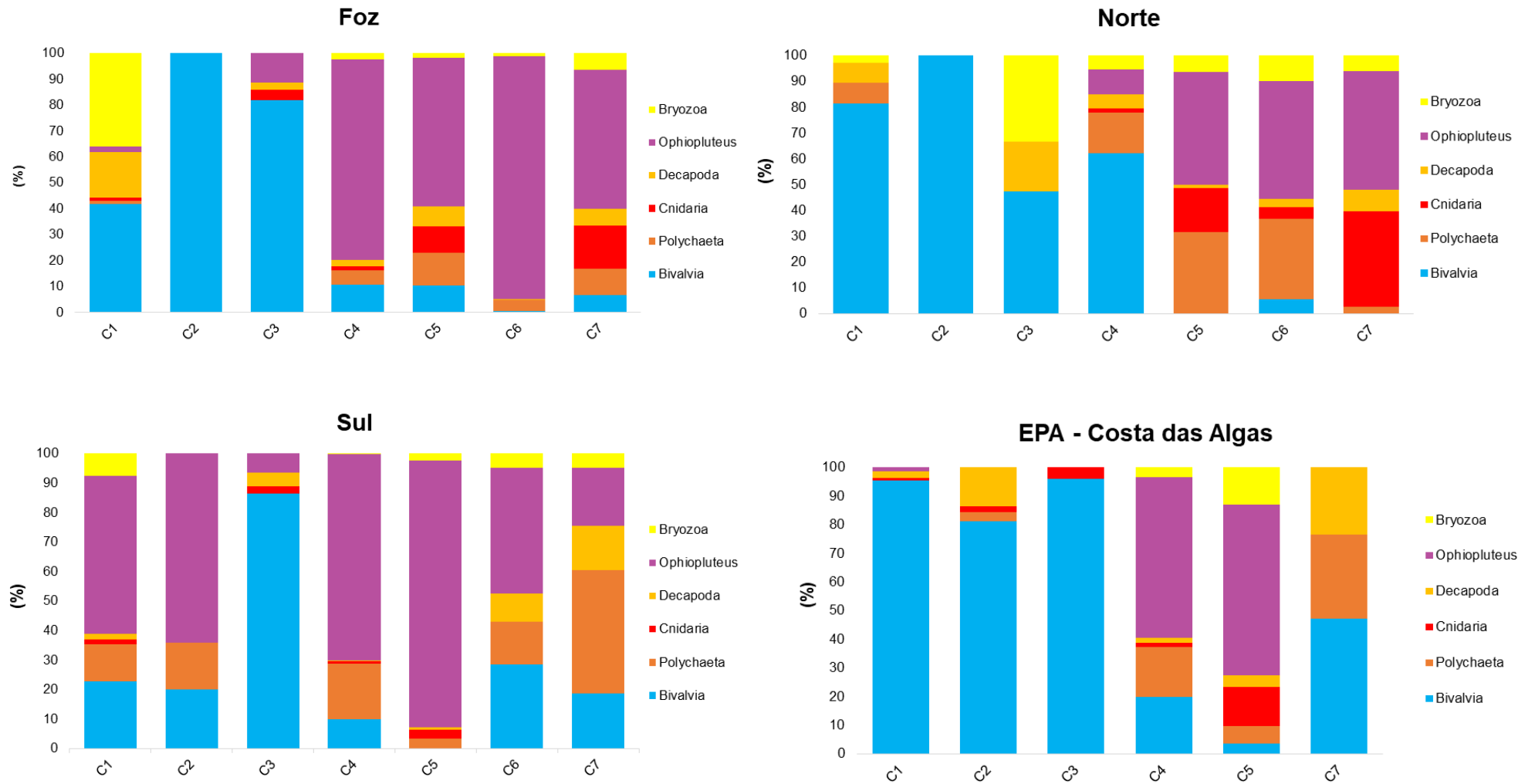


Figura 12: Abundância relativa (%) dos grupos mais abundantes do meroplâncton na DRM e área adjacente durante as campanhas C1-C7.

Dentre os grupos mais abundantes, a AT variou entre 0.2 ind.m⁻³ (no ponto CA1, campanha 2) a 710.8 ind.m⁻³ (no ponto SD2, campanha 6), apresentando uma média geral de 41.8 ± 100.2 ind.m⁻³, (Supplemental Figure S2).

O GLM mostrou que todos os grupos do meroplâncton registraram correlação negativa com o SPM, com exceção de Bivalvia (estimate= 0.029488; p=0.001), Decapoda (estimate = 0.015069; p=0.001) e Cnidaria (estimate=0.020924; p=0.001), que apresentaram uma relação positiva com o spm de fundo (Supplemental Table S3).

A PERMANOVA mostrou que a composição da assembleia variou em função das massas de água (levando em consideração a variabilidade das mesmas dentro de cada setor) e em função da interação entre o fator sazonalidade e massa d'água, (PERMANOVA df=7, Pseudo-F=2.5095, p=0.002; df=4, Pseudo-F=4.5828, p=0.001) (Supplemental Table S4, S5). A ACAS (SACW) foi o principal fator responsável pela variação da assembleia principalmente no período seco, considerando os setores Norte e Foz (Supplemental Table S5).

A análise multivariada DistLm (Figura 13; Tabela 6) evidenciou que as massas de água foram um fator-chave na estruturação da assembleia meroplancônica considerando as variações sazonais associadas ao período seco e chuvoso, sendo os dois eixos responsáveis por explicar 61,8% da variação dos dados. Num panorama geral, a maior variabilidade da assembleia esteve associada ao período chuvoso, com o predomínio da SACW, sendo Bivalvia o grupo com maior variabilidade da abundância, frente às condições ambientais (DistLm SS: 14157; p=001).

Tabela 6: Resultado do modelo linear baseado em distância (DistLM) com base na similaridade de Bray-Curtis da assembleia meroplancônica, considerando o fator sazonalidade e massa d'água (durante as campanhas C1-C7) na DRM e área adjacente.

Variável	SS(trace)	Pseudo-F	p(value)	Prop.
Bivalvia	14157	9.9395	0.001	0.11176
Polychaeta	10721	7.3044	0.001	8.46E+02
Cnidaria	12752	8.8427	0.001	0.10067
Decapoda	12659	8.771	0.001	9.99E+02
Ophiopluteus	7062.7	4.6647	0.001	5.58E+02
Bryozoa	8588.5	5.7458	0.001	6.78E-02

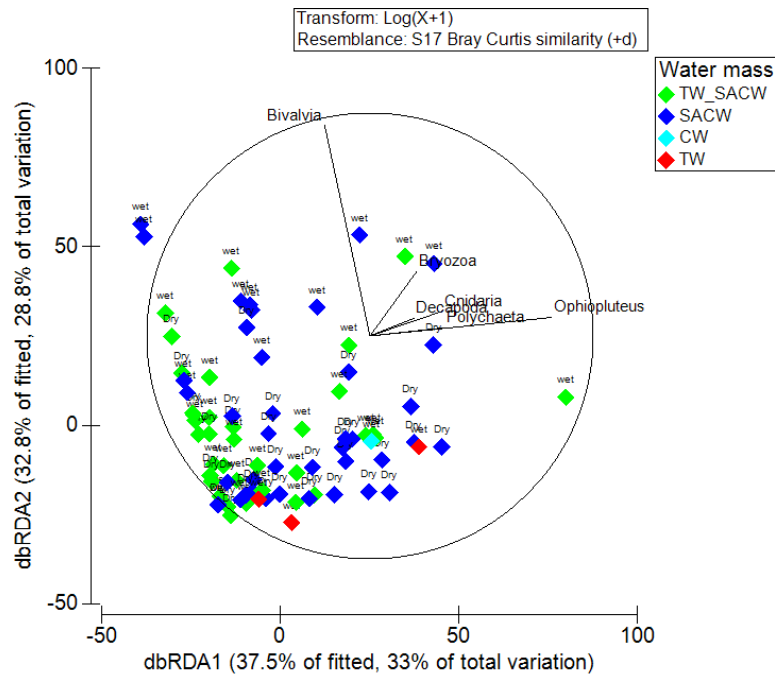


Figura 13: Gráfico da análise de redundância baseada na distância (dbRDA) da assembleia meroplânctônica, considerando os fatores massa d'água e sazonalidade, na DRM e área adjacente durante as campanhas C1-C7.

DISCUSSÃO

O presente estudo mostrou a importante relação do meroplâncton com a sazonalidade e com a estruturação das massas de água na DRM e área adjacente, revelando que alguns grupos meroplânctônicos podem ser mais resistentes às condições de maiores concentrações de SPM em regiões tropicais costeiras afetadas pela presença de rejeitos de minério.

Nossos resultados mostraram que nas campanhas onde houve maior vazão do Rio Doce (C1, C3 e C6) foram registrados os maiores valores de abundância do meroplâncton, o que corrobora com o estudo de Conceição et al. (2021) que reportaram que os copépodes também responderam positivamente mesmo num cenário de maior fluxo do rio, que por sua vez, intensifica a influência do rejeito vindo do Rio Doce.

Em relação às maiores concentrações de SPM no estrato de fundo das estações mais rasas (entre 10 e 20m) mesmo em condições de baixa vazão (Figura suplementar S1) tais resultados reforçam o padrão hidrodinâmico da área proposto por Dominguez (2006) e Quaresma et al.

(2015), que caracterizam a DRM como uma área sob influência da ação das ondas principalmente nos estratos mais rasos.

Em situações de aumento das concentrações de SPM, seja pelo aumento do fluxo do rio ou devido à remobilização do sedimento de fundo, é bem documentado que o rejeito proveniente do rompimento da barragem de fundão é disponibilizado no ambiente pelágico provocando efeitos negativos nos organismos zooplancônicos (Fernandes et al., 2020; Quaresma et al., 2020; Bastos et al., 2017). Porém, os nossos resultados mostraram que o meroplâncton apresentou um comportamento oposto, mostrando assim, que outros fatores podem influenciar os organismos.

A presença predominante da SACW na DRM e área adjacente esteve diretamente ligada ao processo de intrusão dessa água mais fria, através do possível processo de ressurgência que ocorre na região por meio do bombeamento/transporte de Ekman (Palóczy et al. 2016; Castelão and Barth, 2006). A presença da TW (valores >50% e máx de 91% - Tabela 2) está associada às trocas entre o oceano e a atmosfera e a maior densidade relacionada aos maiores valores de salinidade nessa região (Perassoli et al., 2020; Ghisolfi et al. 2015). A presença da CW não foi considerada significativa em função dos processos de mistura na DRM.

A dominância, em termos de abundância, de larvas de ofiuróides e bivalves em todas as campanhas na DRM sinaliza que esses organismos podem estar obtendo vantagens a partir das condições do meio e assim, desenvolvendo estratégias adaptativas que podem apontar uma possível substituição dos grupos que dominavam a DRM antes da presença do rejeito.

Essa possibilidade é sustentada pelo fato de que, estudos anteriores ao desastre mostram que a composição do meroplâncton e de larvas era diferente do que foi mostrado por nossos resultados. Em estudo realizado na DRM utilizando a macrofauna bentônica, Matthew-Cascon et al. (2018) descreveram *Polychaeta* como grupo dominante em termos de abundância e ocorrência para a mesma área durante o período de verão de 2010 e inverno de 2011, 5 anos precedentes à chegada da lama de rejeitos.

Os autores também reforçaram que os padrões hidrodinâmicos que levam ao aumento da turbidez da água podem provocar efeitos negativos diretos nos organismos, assim como proposto por Hatje et al. (2017) que apontaram que com o aumento da carga sedimentar proveniente do rejeito, a macrofauna bentônica sofreu efeitos negativos devido ao impacto causado no

acoplamento bento-pelágico. Gomes et al. (2017) também mostraram que, na região estuarina do Rio Doce, nos primeiros dias após o impacto, predominaram na área organismos que se demonstraram mais tolerantes à presença de rejeito, como poliquetas do gênero *Isolda* sp., *Laeonereis* sp. e *Neanthes* sp.

A correlação positiva de Bivalvia, Cnidaria e Decapoda com o SPM de fundo, mostrada através da GLM, sugere que, mesmo quando expostos a um ambiente com alta turbidez e também ao rejeito associado ao SPM, esses grupos possivelmente desenvolvem estratégias adaptativas para lidar com essas condições de *stress*.

No caso dos decápodes, estudos apontam que fatores como estágio larval, tempo de exposição e concentrações/tipo de contaminante podem conferir maior resistência e/ou provocar a ativação de mecanismos de defesa, através da ativação da metalotioneína, proteína responsável por diminuir os níveis de toxicidade dos metais (Zeng et al. 2020; Oliva et al. 2019; Sun et al., 2014).

Alguns trabalhos mostram a adaptação de cnidários gelatinosos (Hydrozoários) e de algumas espécies de corais (Cnidaria, Anthozoa) à ambientes com alta turbidez (Guerrero et al., 2018; Flores-Coto et al., 2016; Pots and Jacobs, 2002). No Brasil, é bem documentado que as regiões costeiras costumam apresentar concentrações de material particulado em suspensão significativas, propiciando aos corais, condições favoráveis à alimentação e também de proteção contra a incidência direta da radiação e conseqüente aumento da temperatura da água (Teixeira et al., 2019; Castro et al., 2012; Anthony e Fabricius, 2000).

Além disso, algumas espécies de cnidários tem a capacidade de se desenvolver mesmo quando expostas aos metais, como por exemplo o cobre, onde os efeitos letais vão depender da concentração, tipo de metal e tempo de exposição (Lucas and Horton, 2014; Reichelt-Brushett and Harrison, 2000).

Em relação à dominância dos bivalves em termos de abundância e sua correlação com o SPM de fundo, em situações de *stress* ambiental, assim como as larvas de decápodes e cnidários, esses organismos podem utilizar estratégias adaptativas para conseguir contornar condições adversas, que incluem desde mudanças no comportamento à alterações fisiológicas, reprodutivas e também de desenvolvimento (Aránguiz-Acunã and Pérez-Portilla, 2017; Ringwood, 1992).

Algumas espécies de bivalves podem ter todo o seu ciclo de vida adaptado às condições ambientais instáveis (alta turbidez e altas concentrações de contaminantes), o que indica que esses organismos podem ser considerados bons bioindicadores em estudos de impacto ambiental (Brenko, 2006). Nesse cenário, além de poderem fechar as suas conchas para se proteger, podem ativar mecanismos de detoxificação em ambientes contaminados por metais (ativação da metalotioneína em larvas, por exemplo) e também alterar o metabolismo para anaeróbico, o que evita o contato com o meio externo (Pizarovic et al., 2000; Viarengo, 1990).

O resultado da PERMANOVA mostrou que a composição do meroplâncton variou em função das massas de água, considerando a sua respectiva variabilidade dentro dos setores, e também em função da interação entre a sazonalidade x massa d'água, reforçando a resposta dos organismos meroplancônicos frente às características ambientais da DRM.

Nossos resultados corroboram com estudo desenvolvido por Brandão et al. (2015) na costa sul do Brasil, onde os autores mostraram a relação de larvas de decápodes e stomatópodes com a estruturação das massas de água, bem como com a distância em relação à costa e também a influência do aporte de água doce continental. Na Bacia de Campos, Sudeste do Brasil, Bonecker et al. (2014) registraram maior riqueza de espécies do zooplâncton associada à SACW principalmente nos primeiros 250 m da coluna de água.

Wing et al. (1998), em estudo realizado na costa do Pacífico, ao norte da Califórnia, também constataram que a distribuição dos organismos meroplancônicos estava intimamente ligada à áreas de ressurgência, circulação e também com a distribuição das massas de água. Os autores reforçam a complexidade da interação entre os processos físicos e as larvas meroplancônicas, e levantam a hipótese de que a ressurgência costeira é um importante mecanismo de influência para o recrutamento do meroplâncton, auxiliando na dispersão larval e na distribuição dos organismos ao longo da costa.

Portanto, a ressurgência da SACW na DRM pode ser importante para o aumento da densidade meroplancônica após a chegada da lama de rejeitos, principalmente nos setores norte e foz (conforme resultado da PERMANOVA *post-hoc*), que são áreas mais próximas à desembocadura do rio e conseqüentemente sujeitas à maior influência do rejeito em cenários de baixa vazão, devido à remobilização em função da ação das ondas.

Além de influenciar nos padrões de distribuição, segundo Conceição et al. (2021), a SACW funciona como um importante mecanismo de melhoria das condições da qualidade da água na DRM, promovendo um ambiente propício ao aumento dos índices de diversidade e abundância de organismos zooplanctônicos.

Os autores afirmam que, além da SACW ser uma massa d'água rica em nutrientes que influencia diretamente na produção primária e estruturação das comunidades fito e zooplanctônicas, segundo proposto por Melo Junior et al. (2016) e Lopes et al. (2006), em situações de maior vazão e com intrusão da SACW na DRM, a pluma de sedimentos advinda do Rio Doce pode ser deslocada em direção a offshore diminuindo assim, a influência direta do rejeito na DRM e área adjacente.

O resultado da análise multivariada corrobora e reforça esse padrão, pois mostra a relação do meroplâncton com o período chuvoso, porém sob predomínio da SACW também. Além disso, ela aponta a maior variabilidade da abundância dos bivalves frente às condições ambientais, mostrando maior sucesso desse grupo sob o cenário registrado na DRM no cenário de três anos após a chegada da lama de rejeitos.

A partir de todo o contexto do presente estudo, os resultados mostraram a importância da dinâmica e distribuição das massas de água e também do material particulado em suspensão sobre a assembleia meroplanctônica, funcionando como uma ferramenta para estudos futuros que possam caracterizar um cenário de impacto crônico em função da presença do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão-MG. No geral, os organismos responderam positivamente quando a SACW foi predominante, mesmo nos períodos de maior vazão, onde ocorre a influência direta do rejeito proveniente do Rio Doce. Além disso, devido às condições no cenário de três anos após a chegada do rejeito, é possível que esteja ocorrendo a substituição de espécies dominantes do meroplâncton na DRM. Contudo, estudos mais aprofundados se fazem necessários para um melhor entendimento dessa resposta dos organismos.

REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Águas (ANA), 2020. <http://www.ana.gov.br>. Accessed date: September, 2020.
- Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R., 2008. PERMANOVA. PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E Ltd., Plymouth 214 p.
- Anderson, E.P., Mackas, D.L., 1986. Lethal and sublethal effects of a molybdenum mine tailing on marine zooplankton: mortality, respiration, feeding and swimming behavior in *Calanus marshallae*, *Metridia pacifica* and *Euphausia pacifica*. *Mar. Environ. Res.* 19 (2), 131–155. [https://doi.org/10.1016/0141-1136\(86\)90043-7](https://doi.org/10.1016/0141-1136(86)90043-7).
- Anthony, K. R. N., Fabricius, K. E. 2000. Shifting roles of heterotrophy and autotrophy in coral energetics under varying turbidity. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 252, 221–253. doi: 10.1016/s0022-0981(00)00237-9
- Araujo, H.M.P., Nascimento-Vieira, D.A., Neumann-leitao, S., Schwamborn, R., Lucas, A. P.O., Alves, J.P.H., 2008. Zooplankton community dynamics in relation to the seasonal cycle and nutrient inputs in an urban tropical estuary in Brazil. *Braz. J. Biol.* 68 (4), 751–762. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000400009>.
- Aránguiz-Acuña, A., Pérez-Portilla, P. 2017. Metal stress in zooplankton diapause production: post-hatching response. *Ecotoxicology*, 26(3), 329-339. DOI <https://doi.org/10.1007/s10646-017-1766-7>
- Arendt, K.E., Dutz, J., Jónasdóttir, S.H., Jung-Madsen, S., Mortensen, J., Møller, E.F., Nielsen, T.G., 2011. Effects of suspended sediments on copepods feeding in a glacial influenced Sub-Arctic fjord. *J. Plankton Res.* 33 (10), 1526–1537. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbr054>.
- Balls, P. W. 1990. Distribution and composition of suspended particulate material in the Clyde estuary and associated sea lochs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 30(5), 475-487. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(90\)90068-3](https://doi.org/10.1016/0272-7714(90)90068-3)
- Barreira e Castro, C., Segal, B., Negrão, F., Calderon, E. N. 2012. Four-year monthly sediment deposition on turbid southwestern Atlantic coral reefs, with a comparison of benthic assemblages. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60(1), 49-63. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592012000100006>
- Barton, A.D., Pershing, A.J., Litchman, E., Record, N.R., Edwards, K.F., Finkel, Z.V., Kjørboe, T., Ward, B.A., 2013. The biogeography of marine plankton traits. *Ecol. Lett.* 16 (4), 522–534. <https://doi.org/10.1111/ele.12063>.
- Bastos, A.C., Oliveira, K.S.S., Fernandes, L.F.L., Pereira, J.B., Demoner, L.E., Neto, R.R., Costa, E.S., Sá, F., Silva, C.A., Lerhback, B.D., Junior, C.D., Quaresma, V.S., Orlando, M.T.D., Turbay, C.V.G., Lopes, B.A., Leite, M.D., Ghisolfi, R.D., Lemos, A.T., Piva, T.R.M., Lázaro, G.C.S., Conceição, J.R., Lemos, K.N., Zen, C.M., Bonecker, A.C.T., Castro, M.S., Quintas, M.C., Cavaggioni, L., Oliveira, E.M.C., 2017. Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG – Novembro de 2015: Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/relatorio_consolidado_ufes_rio_doce.pdf, Accessed date: 7August 2017.
- Bedford, J., Ostle, C., Johns, D. G., Atkinson, A., Best, M., Bresnan, E., Machaieopoulou, M., Graves, C. A., Devlin, M., Milligan, A., Pitois, S., Mellor, A., Tett, P. McQuatters-Gollop, A. 2020. Lifeform indicators reveal large-scale shifts in plankton across the North-West European shelf. *Global change biology*, 26(6), 3482-3497. <https://doi.org/10.1111/gcb.15066>
- Berasategui, A.D., Marque, S.M., Gómez-Erache, M., Ramírez, F.C., Mianzan, H.W., Acha, E.M., 2006. Copepod assemblages in a highly complex hydrographic region. *Estuar. Coast Shelf Sci.* 66 (3–4), 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.09.014>.

Berges, J. A., & Falkowski, P. G. 1998. Physiological stress and cell death in marine phytoplankton: induction of proteases in response to nitrogen or light limitation. *Limnology and Oceanography*, 43(1), 129-135.

Bernardino, A. F., Netto, S. A., Pagliosa, P. R., Barros, F., Christofolletti, R. A., Rosa Filho, J. S., Colling, A., Lana, P. C. 2015. Predicting ecological changes on benthic estuarine assemblages through decadal climate trends along Brazilian Marine Ecoregions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 166, 74-82. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.021>

Boltovskoy, D., Correa, N., Boltovskoy, A., 2002. Marine zooplanktonic diversity: a view from the South Atlantic. *Oceanol. Acta* 25 (5), 271–278. [https://doi.org/10.1016/S0399-1784\(02\)01199-4](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(02)01199-4).

Boltovskoy, D., 1999. Diversidad y biogeografía del zooplancton del Atlántico Sur. *Anal. Acad. Nac. Cs. Ex. Fis. y Nat* 51, 111–136. Buenos Aires. Argentina.

Boltovskoy, D., 1981. Atlas del zooplancton del Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino. INIDEP, Mar del Plata. <https://doi.org/10.1002/iroh.3510680629>, 936.

Bonecker, S.L., Araujo, A.V.D., Carvalho, P.F.D., Dias, C.D.O., Fernandes, L.F., Migotto, A.E., de Oliveira, O.M., 2014. Horizontal and vertical distribution of mesozooplankton species richness and composition down to 2,300 m in the southwest Atlantic Ocean. *Zool.* 31 (5), 445–462. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702014000500005>.

Bonecker, S.L.C., Nogueira, C.R., Bonecker A.C.T., Santos, L.H.S., Reynier, M.R., Tenenbaum D.R. 1992. Estudo Hidrográfico e Planctonológico da Região entre Cabo Frio (Rio de Janeiro) e o Arquipélago de Abrolhos (BA). *Nerítica* 7 (1-2): 71-86

Botterell, Z. L., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., Lindeque, P. K. 2019. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution*, 245, 98-110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>

Brandão, M. C., Garcia, C. A. E., Freire, A. S. 2015. Large-scale spatial variability of decapod and stomatopod larvae along the South Brazil Shelf. *Continental Shelf Research*, 107, 11-23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2015.07.012>

Castelao, R.M., Barth, J.A., 2006. Upwelling Around Cabo Frio, vol. 33. The importance of wind stress curl. *Geophysical Research Letters*, Brazil. <https://doi.org/10.1029/2005GL025182>, 3.

Cirano, M., Mata, M.M., Campos, E.J., Deiró, N.F., 2006. A circulação oceânica de larga-escala na região oeste do Atlântico Sul com base no modelo de circulação global OCCAM. *Rev. Bras. Geofis.* 24 (2), 209–230. <https://doi.org/10.1590/S0102-261X2006000200005>.

Clarke, K. R., Gorley, R. N. 2006. *PRIMER v6: user manual/tutorial*, Primer E: Plymouth. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK.

Clarke, K.R., Somerfield, P.J., Airoldi, L., Warwick, R.M., 2006. Exploring interactions by second stage community analyses. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 338, 179–192.

Conceição, L. R., Demoner, L. E., Pereira, J. B., Perassoli, F., Ghisolfi, R. D., Bastos, A. C., Junior, C. D., Lázaro, G. S., Lemos, K. N., Fernandes, L. F. L. 2021. Copepod community structure after a mining dam disaster in the Southwestern Atlantic Ocean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 254, 107325.

Cowen, R. K., Hare, J. A., & Fahay, M. P. 1993. Beyond hydrography: can physical processes explain larval fish assemblages within the Middle Atlantic Bight?. *Bulletin of Marine Science*, 53(2), 567-587.

Cloern, J. E. 1987. Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. *Continental shelf research*, 7(11-12), 1367-1381.

Dias, C. O., De Araujo, A. V., Paranhos, R., Costa-Bonecker, S. 2010. Vertical copepod assemblages (0-2300 m) off southern Brazil. *Zool. Stud*, 49(2), 230-242. <http://orcid.org/0000-0001-8359-0234>

Dias, C. O., Bonecker, S. L. C. 2009. The copepod assemblage (Copepoda: Crustacea) on the inner continental shelf adjacent to Camamu Bay, northeast Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 26(4), 629-640. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702009000400007>

Dold, B., 2014. Submarine tailings disposal (STD)—a review. *Minerals* 4 (3), 642–666. <https://doi.org/10.3390/min4030642>.

Dominguez, J.M.L., 2006. The coastal zone of Brazil: an overview. *J. Coast Res.* 16–20.

Escobar, H., 2015. Mud tsunami wreaks ecological havoc in Brazil. *Science* 350, 1138–1139. <https://doi.org/10.1126/science.350.6265.1138>.

Farkas, J., Altin, D., Hammer, K.M., Hellström, K.C., Booth, A.M., Hansen, B.H., 2017. Characterisation of fine-grained tailings from a marble processing plant and their acute effects on the copepod. *Calanus Finmarchicus. Chemosph.* 169, 700–708. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.118>.

Fernandes, L.F.L., Paiva, T.R.M., Longhini, C.M., Pereira, J.B., Ghisolfi, R.D., Lázaro, G.C. S., Demoner, L.E., Laino, P.S., Conceição, L.R., Sá, F., Neto, R.R., Junior, C.D., Lemos, K.N., Quaresma, V.S., Oliveira, K.S., Grilo, C.F., Rocha, G.M., 2020. Marine zooplankton dynamics after a major mining dam rupture in the Doce River. southeastern Brazil: rapid response to a changing environment. *Sci. Total Environ.* 139621, v. 736. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139621>
Forward JRB 1987. Larval release rhythms of decapod crustaceans: An Overview. *Mar Pollut Bull* 41:165–176.

Fernández-Severini, M. D., Hoffmeyer, M. S., Marcovecchio, J. E. 2013. Heavy metals concentrations in zooplankton and suspended particulate matter in a southwestern Atlantic temperate estuary (Argentina). *Environmental monitoring and assessment*, 185(2), 1495-1513. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-3023-0>

Flores Coto, C., Puente Tapia, F. A., Sanvicente Añorve, L., Fernández Alamo, M. 2016. Segregated distribution of *Liriope tetraphylla*, *Aglaura hemistoma* and *Nausithoe punctata* (Cnidaria) in the southern Gulf of Mexico.

Gabriel, F. A., Silva, A. G., Queiroz, H. M., Ferreira, T. O., Hauser-Davis, R. A., Bernardino, A. F. 2020. Ecological risks of metal and metalloid contamination in the Rio Doce estuary. *Integrated environmental assessment and management*, 16(5), 655-660. <https://doi.org/10.1002/ieam.4250>

Garfield, N. 1990. The Brazil Current at subtropical latitudes.

Ghisolfi, R.D., Silva, M.P., Santos, F.T., Servino, R.N., Cirano, M., Thompson, F.L., 2015. Physical forcing mechanisms controlling the variability of chlorophyll-a over the royal-charlotte and abrolhos banks—eastern Brazilian shelf. *PLoS One* 10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0117082>.

Gomes, L.E.O., Correa, L.B., Sá, F., Neto, R.R., Bernardino, A.F., 2017. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary. Eastern Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 120 (1–2), 28–36. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.056>.

Guerrero, E., Gili, J. M., Grinyó, J., Raya, V., Sabatés, A. 2018. Long-term changes in the planktonic cnidarian community in a mesoscale area of the NW Mediterranean. *PloS one*, 13(5), e0196431. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196431>

Hatje, V., Pedreira, R. M., Rezende, C. E., Schettini, C. A. F., Souza, G. C., Marin, D. C., Hackspacher, P. C. 2017. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Scientific reports*, 7(1), 10706.

Hidalgo, M., Reglero, P., Álvarez-Berastegui, D., Torres, A. P., Álvarez, I., Rodriguez, J. M., Carbonell, A., Zaragoza, N., Tor, A., Goñi, R., Mallol, S., Balbín, R., Alemany, F. 2014. Hydrographic and biological components of the seascape structure the meroplankton community in a frontal system. *Marine Ecology Progress Series*, 505, 65-80. <https://doi.org/10.3354/meps10763>

Hoare, K., Beaumont, A. R., Davenport, J. 1995. Variation among populations in the resistance of *Mytilus edulis* embryos to copper: adaptation to pollution?. *Marine ecology progress series*. Oldendorf, 120(1), 155-161.

Hrs-Brenko, M. 2006. The basket shell, *Corbula gibba* Olivi, 1792 (Bivalve Mollusks) as a species resistant to environmental disturbances: A review. *Acta Adriatica: International journal of Marine Sciences*, 47(1), 49-64.

Keekler, D., 1995. SURFER for windows. User's Guide. Version 6.

Kirby, R. R., Beaugrand, G., Lindley, J. A. 2008. Climate-induced effects on the meroplankton and the benthic-pelagic ecology of the North Sea. *Limnology and Oceanography*, 53(5), 1805-1815. <https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.5.1805>

Knoppers, B., Ekau, W., Figueiredo, A. G. 1999. The coast and shelf of east and northeast Brazil and material transport. *Geo-Marine Letters*, 19(3), 171-178.

Longhini, C.M., Sá, F., Neto, R.R., 2019. Review and synthesis: iron input, biogeochemistry, and ecological approaches in seawater. *Environ. Rev.* 27 (2), 380. <https://doi.org/10.1139/er-2018-0020>, 125-137.

Lopes, R. M. 2007. Marine zooplankton studies in Brazil: a brief evaluation and perspectives. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 79(3), 369-379. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652007000300002>

Lopes, R. M., Katsuragawa, M., Dias, J. F., Montú, M. A., Muelbert, J. H., Gorri, C., Brandini, F. P. 2006. Zooplankton and ichthyoplankton distribution on the southern Brazilian shelf: an overview.

Lucas, C. H., Horton, A. A. 2014. Short-term effects of the heavy metals, Silver and copper, on polyps of the common jellyfish, *Aurelia aurita*. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 461, 154-161. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.08.003>

Marta-Almeida, M., Mendes, R., Amorim, F. N., Cirano, M., Dias, J. M. 2016. Fundão Dam collapse: Oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. *Marine Pollution Bulletin*, 112(1-2), 359-364. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.07.039>

Matthews-Cascon, H., Bezerra, L. E. A., Barroso, C. X., Rabay, S. G., Moreira, A. K., Rocha, V. P., de Oliveira Soares, M. 2018. Marine benthic communities affected by the Doce River (southwestern Atlantic): Baseline before a mining disaster. *Marine pollution bulletin*, 135, 1000-1006. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.020>

McQuatters-Gollop, A., Atkinson, A., Aubert, A., Bedford, J., Best, M., Bresnan, E., Cook, K. Devlin, M., Gowen, R., Johns, D. G., Machairopoulou, M., McKinney, A., Mellor, A., Ostle, C., Scherer, C., Tett, P. 2019. Plankton lifeforms as a biodiversity indicator for regional-scale assessment of pelagic habitats for policy. *Ecological Indicators*, 101, 913-925. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.02.010>

Melo Júnior, M., Marcolin, C.R., Miyashita, L.K., Lopes, R.M., 2016. Temporal changes in pelagic copepod assemblages off Ubatuba. *Mar. Ecol.* 37 (4), 877-890. <https://doi.org/10.1111/maec.12366>. Brazil.

Moreira, F.W.A., Leite, M.G.P., Fujaco, M.A.G., Mendonça, F.P.C., Campos, L.P., Eskinazi-Sant'Anna, E.M., 2016. Assessing the impacts of mining activities on zooplankton functional diversity. *Acta Limnol. Bras.* 28 <https://doi.org/10.1590/S2179-975X0816>.

Morello, E.B., Haywood, M.D., Brewer, D.T., Apte, S.C., Asmund, G., Kwong, Y.J., Dennis, D., 2016. The ecological impacts of submarine tailings placement. *Oceanogr. Mar. Biol.* 54, 315–366.

Nipper, M.G., Badaró-Pedroso, C., Jos'e, V.F., Melo, S.L.R., 1993. Toxicity testing with coastal species of Southeastern Brazil. Mysids and copepods. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 51, 99–106. <https://doi.org/10.1007/BF00201007>.

Munk, P., Hansen, B. W., Nielsen, T. G., & Thomsen, H. A. 2003. Changes in plankton and fish larvae communities across hydrographic fronts off West Greenland. *Journal of Plankton Research*, 25(7), 815-830. <https://doi.org/10.1093/plankt/25.7.815>

Oliva, M., De Marchi, L., Cuccaro, A., Casu, V., Tardelli, F., Monni, G., Freitas, R., Caliani, I., Fossi, M. C., Fratini, S., Baratti, M., Pretti, C. 2019. Effects of copper on larvae of the marbled crab *Pachygrapsus marmoratus* (Decapoda, Grapsidae): toxicity test and biochemical marker responses. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 223, 71-77. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2019.05.007>

Oliveira, E.N.D., Knoppers, B.A., Lorenzetti, J.A., Medeiros, P.R.P., Carneiro, M.E., Souza, W.F.L.D., 2012. A satellite view of riverine turbidity plumes on the NE-E Brazilian coastal zone. *Braz. J. Oceanogr.* 60 (3), 283–298. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592012000300002>.

Omori, M., Ikeda, T. 1984. *Methods in marine zooplankton ecology*, New York, John Willey

Palóczy, A., Brink, K.H., da Silveira, I.C., Arruda, W.Z., Martins, R.P., 2016. Pathways and mechanisms of offshore water intrusions on the Espírito Santo Basin shelf (18° S–22° S. Brazil). *J. Geophys. Res.: Oceans* 121 (7), 5134–5163. <https://doi.org/10.1002/2015JC011468>.

Perassoli, F., Ghisolfi, R.D., Lemos, A.T., 2020. Spatial distribution of nutrients associated with water masses in the Tubarão bight (20°S–22°S), Brazil. *J. Mar. Syst.* 103425 <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2020.103425>.

Pisarović, A., V. Žerjav-Mexiner S. Benc. 2000. A contribution to the knowledge of bivalve *Corbula gibba* (Olivi, 1792) behaviour, oxygen consumption and anaerobic metabolism. *Period. Biol.*, 102:303-307.

Poole, R., Tomczak, M., 1999. Optimum multiparameter analysis of the water mass structure in the Atlantic Ocean thermocline. *Deep Sea Res. Part 1 Oceanogr. Res. Pap.* 46 (11), 1895–1921. [https://doi.org/10.1016/S0967-0637\(99\)00025-4](https://doi.org/10.1016/S0967-0637(99)00025-4).

Quaresma, V.S., Bastos, A.C., Leite, M.D., Costa Jr., A., Cagnin, R.C., Grilo, C.F., Zogheib, L.F., Oliveira, K.S.S., 2020. The effects of a tailing dam failure on the sedimentation of the eastern Brazilian inner shelf. *Continental Shelf Res.* 104172 <https://doi.org/10.1016/j.csr.2020.104172>, v. 205.

Quaresma, V.D.S., Catabriga, G., Bourguignon, S.N., Godinho, E., Bastos, A.C., 2015. Modern sedimentary processes along the Doce river adjacent continental shelf. *Braz. J. Genet.* 45 (4), 635–644. <https://doi.org/10.1590/2317-488920150030274>.

Queiroz, H. M., Nóbrega, G. N., Ferreira, T. O., Almeida, L. S., Romero, T. B., Santaella, S. T., Bernardino, A. F., Otero, X. L. 2018. The Samarco mine tailing disaster: a possible time-bomb for heavy metals contamination? *Science of the Total Environment*, 637, 498-506.

Reichelt-Brushett, A. J., Harrison, P. L. 2000. The effect of copper on the settlement success of larvae from the scleractinian coral *Acropora tenuis*. *Marine Pollution Bulletin*, 41(7-12), 385-391. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00131-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00131-4)

Richardson, A. J. 2008. In hot water: zooplankton and climate change. *ICES Journal of Marine Science*, 65(3), 279-295. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn028>

Ringwood, A. H. 1992. Effects of chronic cadmium exposures on growth of larvae of an Hawaiian bivalve, *Isognomon*. *Marine Ecology Progress Series*, 83, 63-70.

Rossi, N., Jamet, J. L. 2008. In situ heavy metals (copper, lead and cadmium) in different plankton compartments and suspended particulate matter in two coupled Mediterranean coastal ecosystems (Toulon Bay, France). *Marine Pollution Bulletin*, 56(11), 1862-1870. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.07.018>

Sá, F., Longhini, C. M., Costa, E. S., da Silva, C. A., Cagnin, R. C., de Oliveira Gomes, L. E., Silva, C. A., Cagnin, R. C., Gomes, L. E. O., Lima, A. T., Bernardino, A. F., Neto, R. R. 2021. Time-sequence development of metal (loid) s following the 2015 dam failure in the Doce river estuary, Brazil. *Sci. Total. Environ.*, 769, 144532. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144532>.

Sadiq, M. 1992. *Toxic metal chemistry in marine environments*. CRC Press.

Santos, G.S., Stemmann, L., Lombard, F. et al. Are tropical coastal reefs sinks or sources of mesozooplankton? A case study in a Brazilian marine protected area. *Coral Reefs* **38**, 1107–1120 (2019). <https://doi.org/10.1007/s00338-019-01860-2>

Segura, F.R., Nunes, E.A., Paniz, F.P., Paulelli, A.C.C., Rodrigues, G.B., Braga, G.Ú.L., Batista, B.L., 2016. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). *Environ. Pollut.* 218, 813–825. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.005>.

Serranito, B., Aubert, A., Stemmann, L., Rossi, N., Jamet, J. L. 2016. Proposition of indicators of anthropogenic pressure in the Bay of Toulon (Mediterranean Sea) based on zooplankton time-series. *Continental Shelf Research*, 121, 3-12. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2016.01.016>

Simpson, S. L., Spadaro, D. A. 2016. Bioavailability and chronic toxicity of metal sulfide minerals to benthic marine invertebrates: implications for deep sea exploration, mining and tailings disposal. *Environmental science & technology*, 50(7), 4061-4070. DOI: 10.1021/acs.est.6b00203.

Souza, W.F.L., Knoppers, B., 2003. Fluxos de água e sedimentos a costa leste do Brasil: relações entre a tipologia e as pressões antrópicas. *Geochimica Brasiliensis* 17 (1).

Stramma, L., England, M. 1999. On the water masses and mean circulation of the South Atlantic Ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 104(C9), 20863-20883.

Sun, S., Ge, X., Zhu, J., Fu, H., Jiang, Z. 2014. Effects of water-borne copper on the survival, antioxidant status, metallothionein-I mRNA expression and physiological responses of the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis* (Decapoda: Brachyura) larvae. *Scientia Marina*, 78(1), 91-97. DOI: <https://doi.org/10.3989/scimar.03929.06B>

Teixeira, C. D., Leitão, R. L. L., Ribeiro, F. V., Moraes, F. C., Neves, L. M., Bastos, A. C., et al. 2019. Sustained mass coral bleaching (2016–2017) in Brazilian turbid-zone reefs: taxonomic, cross-shelf and habitat-related trends. *Coral Reefs* 38, 801–813. doi: 10.1007/s00338-019-01789-6

Turner, J. T. 2015. Zooplankton fecal pellets, marine snow, phytodetritus and the ocean's biological pump. *Progress in Oceanography*, 130, 205-248. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pocean.2014.08.005>

Viarengo, A., Canesi, L., Pertica, M., Poli, G., Moore, M. N., Orunesu, M. 1990. Heavy metal effects on lipid peroxidation in the tissues of *mytilus galloprovincialis* lam. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, 97(1), 37-42. [https://doi.org/10.1016/0742-8413\(90\)90168-9](https://doi.org/10.1016/0742-8413(90)90168-9)

Vogt, C., 2012. *International Assessment of Marine and Riverine Disposal of Mine Tailings*. London: Secretariat, London Convention/London Protocol International Maritime Organization London, England & United Nations Environment Programme—Global Program of Action.

Wing, S. R., Botsford, L. W., Ralston, S. V., Largier, J. L. 1998. Meroplanktonic distribution and circulation in a coastal retention zone of the northern California upwelling system. *Limnology and Oceanography*, 43(7), 1710-1721. <https://doi.org/10.4319/lo.1998.43.7.1710>

Young, C. M., Sewell, M. A., Rice, M. E. 2002. Atlas of marine invertebrate larvae (Vol. 6). San Diego: Academic press.

Zeng, C., Rotllant, G., Giménez, L., Romano, N. 2020. Effects of environmental conditions on larval growth and development. *Developmental Biology and Larval Ecology, The Natural History of the Crustacea*, 7, 195-222.

MATERIAL SUPLEMENTAR

TABELAS SUPLEMENTARES

Tabela Suplementar S1: Resultados da PERMANOVA para o SPM (mg.L^{-1}) na DRM e área adjacente durante as campanhas C1-C7. Sec = Setor; Sea = Sazonalidade.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms	P(MC)
Sea	1,0	0,7	0,7	0.3	0.7	997.0	0.7
Sec	3.0	25108.0	0.8	0.4	0.9	998.0	0.8
SeaXSec	3.0	10822.0	36073.0	18071.0	0.1	999.0	0.1
Res	73.0	145.7	19962.0				
Total	80.0	160.0					

Tabela Suplementar S2.: Média e desvio padrão da abundância (ind.m⁻³) dos grupos do meroplâncton identificados na DRM e área adjacente, durante as campanhas C1-C7. * apenas uma amostra analisada neste setor. NA = não disponível.

Campanha	Período	Setores	Abundância						
			Bivalvia Dens. (SD)	Polychaeta Dens.(SD)	Cnidaria Dens. (SD)	Decapoda Dens.(SD)	Ophiopluteus Dens. (SD)	Bryozoa Dens.(SD)	Isopoda Dens. (SD)
C1	Wet	North	2.29(1.86)	0.22(0.29)	0.00(0.00)	0.22(0.29)	0(0)	0.08(0.14)	0.00(0.00)
		Mouth	24.15 (26.35)	0.62(1.24)	0.65(1.22)	10.18(15.16)	1.24(2.47)	20.79 (28.26)	0.62(1.24)
		South	2.98(4.29)	1.63(2.74)	0.19(0.18)	0.27(0.32)	6.97(6.69)	1.01(1.05)	0.00(0.00)
		CA	12.79(22.25)	0.00(0.00)	0.11(0.23)	0.31(0.43)	0.18(0.24)	0.00(0.00)	0.08(0.17)
C2	Dry	North	15.65(11.80)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)
		Mouth	0.91(1.48)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)
		South	1.31(1.60)	1.03(1.78)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	4.18(7.24)	0.00(0.00)	0.00(0.00)
		CA	2.12(2.54)	0.08(0.17)	0.06(0.11)	0.35(0.36)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)
C3	Wet	North	20.73(10.93)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	8.52(8.17)	0.00(0.00)	14.68(13.94)	0.00(0.00)
		Mouth	122.34(134.07)	0.00(0.00)	6.22(7.23)	4.25(8.50)	17.01(34.02)	0.00(0.00)	0.00(0.00)
		South	143.88(173.70)	0.00(0.00)	4.01(6.95)	7.52(6.56)	11.03(10.57)	0.00(0.00)	0.00(0.00)
		CA	131.32(122.26)	0.00(0.00)	5.61(7.93)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)
C4	Dry	North	9.85(13.95)	2.46(1.56)	0.29(0.34)	0.84(0.32)	1.53(1.21)	0.86(0.58)	0.00(0.00)
		Mouth	4.68(2.62)	2.51(1.70)	0.72(0.75)	1.00(0.69)	34.15(31.27)	1.07(1.76)	0.00(0.00)
		South	0.71(0.42)	1.34(1.96)	0.06(0.07)	0.01(0.02)	4.99(7.14)	0.01(0.02)	0.00(0.00)
		CA	3.36(3.04)	2.87(2.50)	0.28(0.39)	0.28(0.39)	9.25(11.51)	0.58(0.82)	0.00(0.00)
C5	Dry	North	0.00(0.00)	6.43(5.31)	3.42(2.46)	0.26(0.30)	8.93(4.59)	1.28(1.48)	0.00(0.00)
		Mouth	1.04(1.55)	1.28(0.86)	1.02(0.83)	0.78(0.40)	5.74(5.86)	0.19(0.23)	0.00(0.00)
		South	0.00(0.00)	1.06(1.08)	1.00(0.42)	0.26(0.31)	29.13(37.91)	0.80(1.28)	0.00(0.00)
		CA	0.31(0.39)	0.54(0.83)	1.22(1.31)	0.37(0.36)	5.29(6.61)	1.16(1.56)	0.00(0.00)
C6	Wet	North	0.44(0.14)	2.58(1.82)	0.35(0.30)	0.28(0.49)	3.74(5.99)	0.82(0.76)	0.00(0.00)
		Mouth	1.76(1.70)	11.76(18.92)	0.00(0.00)	1.13(1.96)	263.75(350.02)	3.73(6.46)	0.00(0.00)
		South	6.23 (*)	3.11(*)	0.00(0.00)	2.08(*)	9.34(*)	1.04(*)	0.00(0.00)
		CA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
C7	Wet	North	0.00(0.00)	0.55(0.78)	7.36(10.42)	1.65(2.34)	9.14(11.37)	1.23(1.74)	0.00(0.00)
		Mouth	0.56(0.79)	0.85(0.38)	3.36(1.68)	0.56(0.79)	4.50(4.72)	0.56(0.79)	0.00(0.00)
		South	1.05(1.48)	2.38(2.57)	0.00(0.00)	0.84(1.19)	1.12(1.58)	0.28(0.40)	0.00(0.00)
		CA	2.01(2.84)	1.24(0.34)	0.00(0.00)	1.01(1.42)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)

Tabela Suplementar S2: Continuação.

Campanha	Período	Setores	Abundância					Total
			Cirripedia Dens. (SD)	Echinodermata Dens.(SD)	Nermetea Dens. (SD)	Entoprocta Dens. (SD)	Phoronida Dens. (SD)	
C1	Wet	North	0.04(0.07)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.71(1.95)
		Mouth	1.11(2.22)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	19.78(34.73)
		South	0.12(0.21)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	3.29(6.18)
		CA	0.17(0.34)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	4.55(14.68)
C2	Dry	North	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	4.27(13.55)
		Mouth	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.30(1.05)
		South	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	1.63(3.70)
		CA	0.21(0.43)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.94(2.41)
C3	Wet	North	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	10.98(21.35)
		Mouth	0.00(0.00)	2.83(5.67)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	50.88(139.50)
		South	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	41.61(123.32)
		CA	27.22(38.50)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	27.36(75.73)
C4	Dry	North	0.22(0.38)	0.54(0.94)	0.34(0.42)	0.81(1.40)	0.00(0.00)	4.44(8.18)
		Mouth	2.14(2.04)	0.66(0.79)	1.62(1.55)	0.00(0.00)	0.26(0.52)	16.26(38.26)
		South	0.81(1.37)	0.50(0.62)	0.01(0.02)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	2.11(4.26)
		CA	10.33(13.52)	0.86(0.43)	0.39(0.55)	0.19(0.27)	0.39(0.55)	5.14(7.24)
C5	Dry	North	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	3.39(6.03)
		Mouth	0.00(0.00)	0.21(0.42)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.19(0.23)	3.49(6.42)
		South	0.00(0.00)	0.30(0.52)	0.04(0.07)	0.00(0.00)	0.08(0.14)	8.17(24.98)
		CA	0.42(0.34)	0.00(0.00)	0.21(0.41)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	3.17(5.91)
C6	Wet	North	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.53(0.56)	0.00(0.00)	0.35(0.30)	2.27(3.53)
		Mouth	0.31(0.54)	6.88(5.32)	1.87(3.23)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	72.80(226.50)
		South	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)
		CA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
C7	Wet	North	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	3.32(6.30)
		Mouth	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	1.45(2.59)
		South	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	1.47(2.11)
		CA	0.74(1.05)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.74(1.05)	0.96(1.34)

Tabela Suplementar S3: Resultados da análise do Modelo Linear Generalizado (GLM) da abundância total dos grupos do meroplâncton (ind.m⁻³) para DRM e áreas adjacentes durante as campanhas C1-C7.

Variables	Estimate	Std. Error	z value	p
spm_surface vs Bivalvia	-0.011419	0.003405	-3.354	***
spm_bottom vs Bivalvia	0.029488	0.001408	20.94	***
spm_surface vs Polychaeta	-0.11335	0.02907	-3.899	***
spm_bottom vs Polychaeta	-0.07691	0.01882	-4.088	***
spm_surface vs Cnidaria	-0.008486	-0.012924	0.066	ns
spm_bottom vs Cnidaria	0.020924	0.006174	3.389	***
spm_surface vs Decapoda	0.005884	0.008866	0.664	ns
spm_bottom vs Decapoda	0.015069	0.005663	2.661	**
spm_surface vs Ophiopluteus	-0.15691	0.01023	-15.34	***
spm_bottom vs Ophiopluteus	-0.029894	0.003409	-8.769	***
spm_surface vs Bryozoa	0.01508	0.01094	-1.378	ns
spm_bottom vs Bryozoa	-0.06024	0.01359	-4.432	***

Tabela Suplementar S4: Resultados da PERMANOVA para as variáveis biológicas (grupos mais representativos do meroplâncton) na DRM e área adjacente, durante as campanhas C1-C7. Sec = Setor; Sea = Sazonalidade; Wa = massa d'água.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms	P(MC)
<i>All groups</i>							
Sea	1	6652.4	6652.4	1.263	0.302	998	0.336
Sec	3	4370.1	1456.7	0.53299	0.847	999	0.861
Wa(Sec)	7	20378	2911.1	2.5095	0.001	998	0.002
SeaxSec	3	3344.1	1114.7	0.2104	0.973	997	0.989
SeaxWa(Sec)**	4	21265	5316.3	4.5828	0.001	997	0.001
Res	62	71923	1160.1				
Total	80	1.2667E5					

Tabela Suplementar S5: Resultados *post-hoc* da PERMANOVA para as variáveis biológicas (grupos mais representativos do meroplâncton) considerando os fatores Wa (Sec) e SeaxWa (Sec) para a DRM e área adjacente, durante as campanhas C1-C7. Sec = Setor; Sea = Sazonalidade; Wa = Massa d'água.

Term 'Wa(Sec)'				
All groups				
Groups	t	P(perm)	Unique perms	P(MC)
Within level 'Mouth' of factor 'sector'				
TW_SACW. SACW	2.1406	0.002	999	0.011
TW_SACW. CW	0.86231	0.577	831	0.546
TW_SACW. TW	1.3048	0.173	829	0.182
SACW. CW	1.7445	0.017	912	0.054
SACW. TW	2.1748	0.014	924	0.012
CW. TW	No test			
Within level 'North' of factor 'sector'				
TW_SACW. SACW	1.7791	0.035	998	0.031
TW_SACW. TW	1.633	0.051	894	0.081
SACW. TW	1.9201	0.017	899	0.036
Within level 'South' of factor 'sector'				
TW_SACW. SACW	0.88706	0.529	999	0.505
Within level 'CA' of factor 'sector'				
W_SACW. SACW	1.6268	0.058	999	0.062
Bivalvia				
Within level 'Mouth' of factor 'sector'				
TW_SACW. SACW	2.1314	0.027	998	0.03
TW_SACW. CW	0.58021	0.557	821	0.646
TW_SACW. TW	1.3104	0.241	746	0.199
SACW. CW	1.9697	0.024	894	0.049
SACW. TW	2.798	0.006	888	0.011
CW. TW	No test			
Within level 'North' of factor 'sector'				
TW_SACW. SACW	0.59786	0.645	999	0.619
TW_SACW. TW	2.5867	0.014	856	0.013
SACW. TW	3.0596	0.007	613	0.014
Within level 'South' of factor 'sector'				
TW_SACW. SACW	1.0816	0.294	999	0.295
Within level 'CA' of factor 'sector'				
TW_SACW. SACW	0.53886	0.651	999	0.662

Tabela Suplementar S5: Continuação.

Cnidaria				
Within level 'Mouth' of factor 'sector'				
	t	P(perm)	Unique perms	P(MC)
TW_SACW. SACW	2.6956	0.017	998	0.01
TW_SACW. CW	28,982	0.027	91	0.023
TW_SACW. TW	0.49383	0.415	42	0.633
SACW. CW	0.69911	0.55	827	0.539
SACW. TW	1.194	0.277	736	0.256
CW. TW	No test			
Within level 'North' of factor 'sector'				
TW_SACW. SACW	1.2793	0.221	999	0.219
TW_SACW. TW	1.8651	0.113	131	0.09
SACW. TW	1.6113	0.137	517	0.141
Within level 'South' of factor 'sector'				
TW_SACW. SACW	1.0603	0.315	997	0.324
Within level 'CA' of factor 'sector'				
TW_SACW. SACW	1.4867	0.163	998	0.155
Total abundance				
Within level 'Mouth' of factor 'sector'				
TW_SACW. SACW	3.0843	0.003	999	0.001
TW_SACW. CW	0.42907	0.722	884	0.819
TW_SACW. TW	1.5422	0.126	883	0.156
SACW. CW	0.81342	0.533	918	0.437
SACW. TW	2.7828	0.018	929	0.017
CW. TW	No test			
Within level 'North' of factor 'sector'				
TW_SACW. SACW	2.2593	0.039	996	0.036
TW_SACW. TW	1.5952	0.133	886	0.166
SACW. TW	0.77475	0.474	896	0.479
Within level 'South' of factor 'sector'				
TW_SACW. SACW	0.97899	0.376	999	0.346
Within level 'CA' of factor 'sector'				
TW_SACW. SACW	2.0202	0.071	999	0.057

Tabela Suplementar S5: Continuação.

Term Seax'Wa(Sec)				
<i>All groups</i>				
Groups	t	P(perm)	Unique perms	P(MC)
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'Mouth' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	1.4873	0.067	313	0.093
<i>TW_SACW. CW</i>	0.73837	0.885	8	0.696
<i>TW_SACW. TW</i>	1.1172	0.228	8	0.31
<i>SACW. CW</i>	1.5498	0.197	5	0.16
<i>SACW. TW</i>	1.9321	0.225	5	0.088
<i>CW. TW</i>	No test			
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'North' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	2.2505	0.013	84	0.016
<i>TW_SACW. TW</i>	1.4353	0.155	28	0.158
<i>SACW. TW</i>	1.7673	0.108	10	0.089
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'South' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	1.1743	0.258	84	0.267
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'CA' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	0.98467	0.341	56	0.408
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'Mouth' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	3.9116	0.004	334	0.001
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'North' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	2.9612	0.017	84	0.01
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'South' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	0.99826	0.397	84	0.398
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'CA' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	2.0716	0.013	209	0.025

Tabela Suplementar S5: Continuação.

<i>Bivalvia</i>				
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'Mouth' of factor 'sector'				
	t	P(perm)	Unique perms	P(MC)
<i>TW_SACW. SACW</i>	1.8453	0.103	314	0.079
<i>TW_SACW. CW</i>	0.52968	0.605	8	0.695
<i>TW_SACW. TW</i>	1.1963	0.471	7	0.271
<i>SACW. CW</i>	2.2545	0.185	5	0.093
<i>SACW. TW</i>	3.2026	0.181	5	0.038
<i>CW. TW</i>	No test			
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'North' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	4.7862	0.008	84	0.001
<i>TW_SACW. TW</i>	2.5226	0.059	22	0.031
<i>SACW. TW</i>	12.507	0.114	7	0.001
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'South' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	1.3856	0.161	47	0.205
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'CA' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	0.72048	0.631	35	0.534
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'Mouth' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	1.2169	0.269	116	0.234
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'North' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	2.172	0.081	42	0.062
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'South' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	1.0453	0.374	19	0.328
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'CA' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	0.38418	0.724	72	0.751

Tabela Suplementar S5: Continuação.

<i>Polychaeta</i>				
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'Mouth' of factor				
'sector'	t	P(perm)	Unique perms	P(MC)
<i>TW_SACW. SACW</i>	13.889	0.318	8	0.203
<i>TW_SACW. CW</i>	0.40712	1	5	0.806
<i>TW_SACW. TW</i>	0.30898	1	5	0.874
<i>SACW. CW</i>	Denominator is 0			
<i>SACW. TW</i>	Denominator is 0			
<i>CW. TW</i>	No test			
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'North' of factor				
'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	1.9071	0.094	26	0.084
<i>TW_SACW. TW</i>	0.52252	0.662	22	0.652
<i>SACW. TW</i>	1.3416	0.41	2	0.271
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'South' of factor				
'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	2.0051	0.107	26	0.081
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'CA' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	17.121	0.426	2	0.111
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'Mouth' of factor				
'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	5.2352	0.002	112	0.001
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'North' of factor				
'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	2.6992	0.094	26	0.024
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'South' of factor				
'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	0.55349	0.525	31	0.614
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'CA' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	1.8196	0.116	41	0.103

Tabela Suplementar S5: Continuação.

<i>Ophiopluteus</i>				
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'Mouth' of factor 'sector'				
	t	P(perm)	Unique perms	P(MC)
<i>TW_SACW. SACW</i>	0.84451	0.416	31	0.425
<i>TW_SACW. CW</i>	0.52711	0.851	6	0.709
<i>TW_SACW. TW</i>	0.5474	0.885	6	0.655
<i>SACW. CW</i>	0.95702	0.416	3	0.433
<i>SACW. TW</i>	0.4832	1	3	0.693
<i>CW. TW</i>	No test			
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'North' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	0.89033	0.717	4	0.401
<i>TW_SACW. TW</i>	1.5672	0.06	11	0.154
<i>SACW. TW</i>	2.9351	0.123	4	0.053
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'South' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	0.37347	0.623	63	0.762
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'CA' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	1.3174	0.407	4	0.262
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'Mouth' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	33.977	0.017	97	0.009
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'North' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	3.6019	0.017	42	0.005
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'South' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	1.2188	0.254	63	0.268
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'CA' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	3.9196	0.015	42	0.002

Tabela Suplementar S5: Continuação.

Bryozoa				
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'Mouth' of factor 'sector'				
	t	P(perm)	Unique perms	P(MC)
<i>TW_SACW. SACW</i>	1.9962	0.157	16	0.07
<i>TW_SACW. CW</i>	0.46349	1	6	0.744
<i>TW_SACW. TW</i>	0.95562	0.747	5	0.399
<i>SACW. CW</i>	Denominator is 0			
<i>SACW. TW</i>	Denominator is 0			
<i>CW. TW</i>	No test			
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'North' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	2.0717	0.085	42	0.065
<i>TW_SACW. TW</i>	0.64949	0.682	16	0.541
<i>SACW. TW</i>	0.7957	0.606	7	0.5
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'South' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	2.381	0.077	26	0.05
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'CA' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	Denominator is 0			
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'Mouth' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	1.3695	0.251	16	0.193
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'North' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	1.7968	0.183	15	0.115
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'South' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	0.76905	0.752	4	0.447
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'CA' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	1.7104	0.201	8	0.13

Tabela Suplementar S5: Continuação.

Total abundance				
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'Mouth' of factor 'sector'				
	t	P(perm)	Unique perms	P(MC)
<i>TW_SACW. SACW</i>	0.42351	0.938	313	0.791
<i>TW_SACW. CW</i>	0.39572	0.889	8	0.811
<i>TW_SACW. TW</i>	1.4224	0.254	8	0.199
<i>SACW. CW</i>	0.66487	0.806	5	0.568
<i>SACW. TW</i>	2.2746	0.187	5	0.099
<i>CW. TW</i>	No test			
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'North' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	3.0526	0.026	84	0.017
<i>TW_SACW. TW</i>	1.5246	0.14	28	0.173
<i>SACW. TW</i>	0.68776	0.497	10	0.555
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'South' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	1.0711	0.323	84	0.332
Within level 'wet' of factor 'seasonality'				
Within level 'CA' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	1.2986	0.257	56	0.24
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'Mouth' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	5.0466	0.004	410	0.001
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'North' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	9.6412E-2	0.925	84	0.975
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'South' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	0.64024	0.508	84	0.574
Within level 'Dry' of factor 'seasonality'				
Within level 'CA' of factor 'sector'				
<i>TW_SACW. SACW</i>	1.6455	0.151	210	0.126

FIGURAS SUPLEMENTARES

Figura Suplementar S1.: Vazão média mensal para a DRM e área adjacente x concentrações de material particulado em suspensão (SPM), durante as campanhas C1-C7.

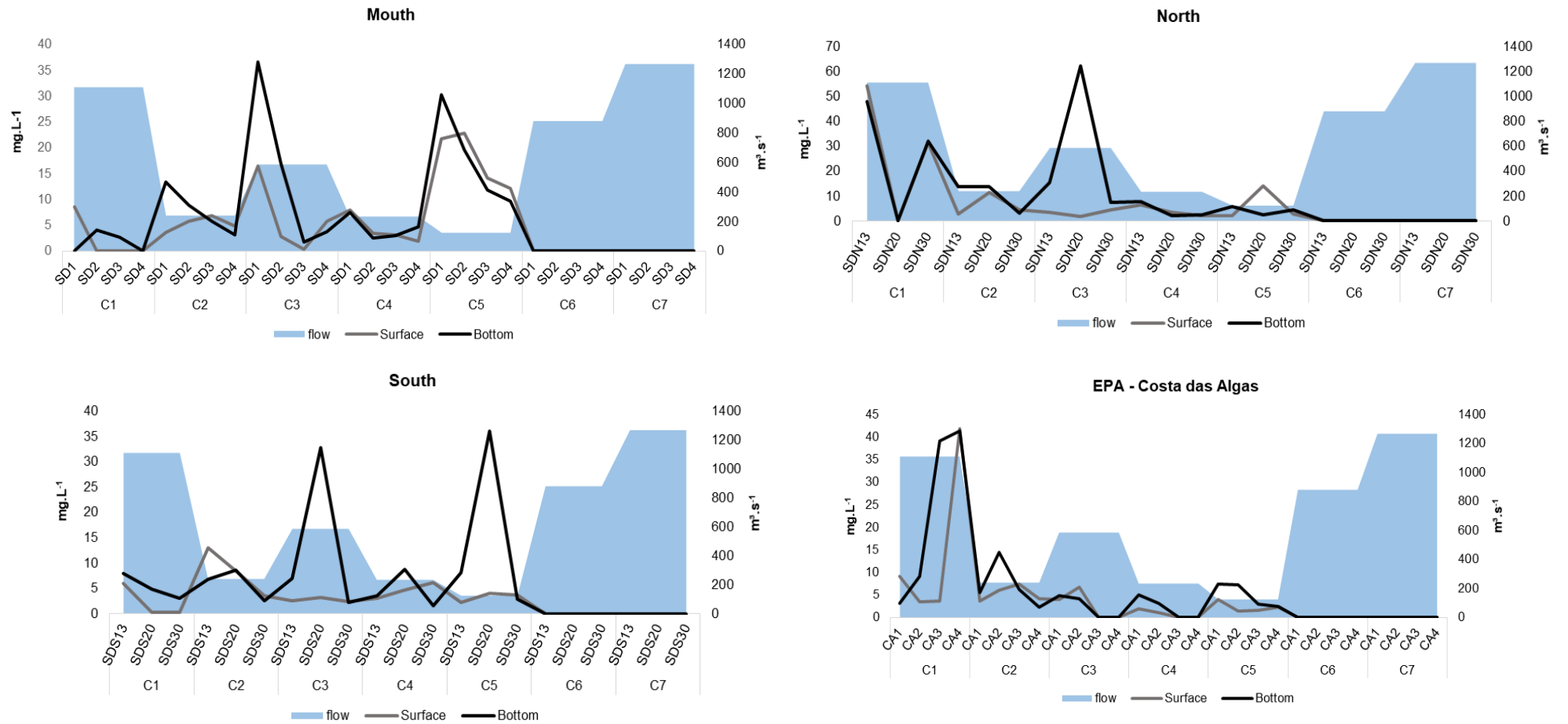


Figura Suplementar S2: Representação espacial da abundância total dos grupos mais representativos de meroplâncton (ind.m^{-3}) considerando os setores da DRM: Norte, Foz, Sul e EPA-Costa das Algas, durante as campanhas amostrais C1-C7. Estações em branco não houve amostragem ou nenhuma ocorrência.

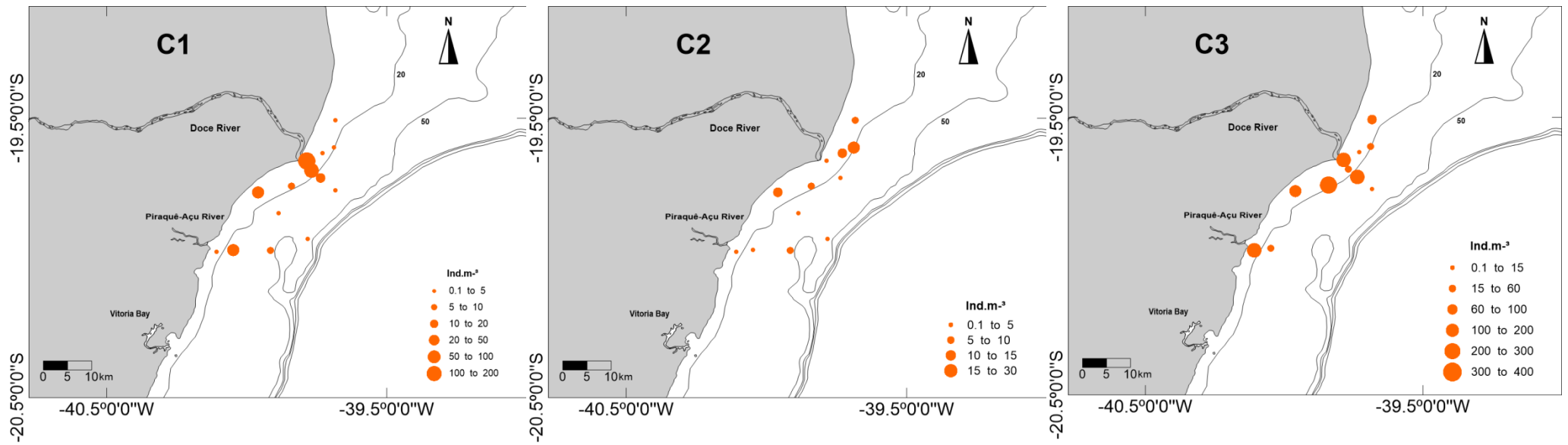


Figura Suplementar S2: Continuação.

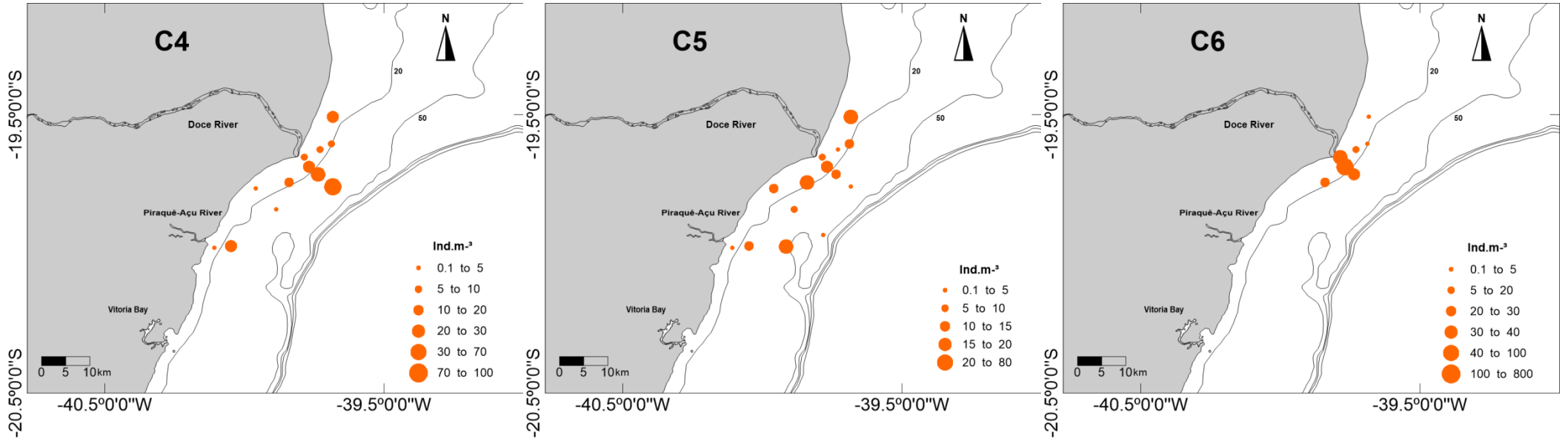
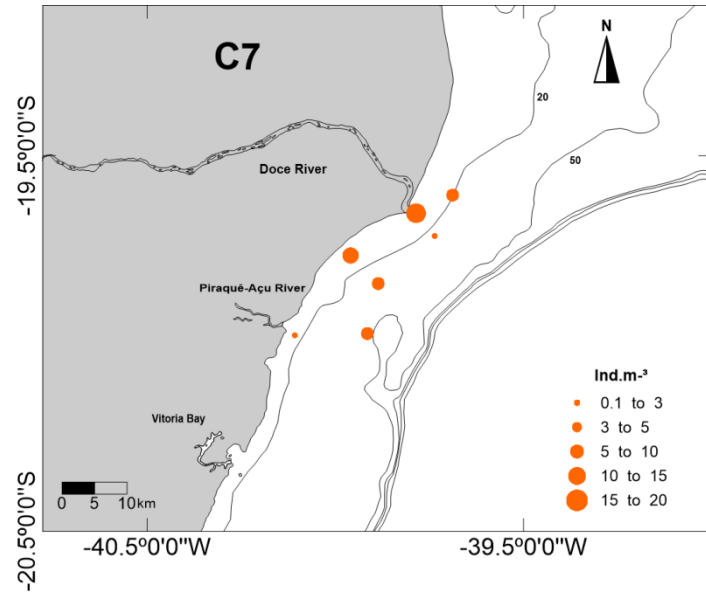


Figura Suplementar 2: Continuação:



9. CAPÍTULO 4

**Grupos funcionais como ferramenta de estudo da estrutura da
comunidade de Copepoda na costa sudeste do Brasil
(Atlântico Sudoeste)**

RESUMO

Considerando o impacto causado pelo derramamento de rejeito de minério da barragem de Fundão-MG na Foz do Rio Doce (DRM) (Atlântico Sudoeste), o objetivo do presente estudo foi identificar e caracterizar os grupos funcionais de Copepoda na porção marinha adjacente à FRD além de avaliar a possível relação desses grupos com as variáveis ambientais (material particulado em suspensão (SPM), clorofila-a (Chl-a) e feopigmentos (Pheo) e com a estruturação das massas d'água. Foram testadas as seguintes hipóteses: (1) Quanto maior a senescência do fitoplâncton, maior a dominância de detritívoros e espécies tolerantes; (2) A ocorrência de herbívoros está associada à presença da Água Central do Atlântico Sul (SACW). Os resultados mostraram a predominância da SACW durante o período amostral, e que os valores mais altos de MPS estiveram associados à remobilização do sedimento de fundo devido ao padrão hidrodinâmico presente na DRM. Os valores de Chl-a foram considerados dentro do esperado para a área, porém, os valores de feopigmentos foram consideravelmente altos frente aos valores de Chl-a indicando um grau de senescência da comunidade fitoplanctônica. Em relação à estrutura da comunidade foi identificada a formação de dois grandes grupos (primário e secundário) representados pela estratégia reprodutiva (retentores e dispersores de ovos) e pela classificação de tamanho (pequeno, médio e grande) e nove subgrupos formados com base no traço estratégia alimentar. A Análise de Redundância (RDA) mostrou a correlação dos subgrupos funcionais com feopigmentos, representados principalmente pelas espécies detritívoras e carnívoras. Sob a presença da SACW houve a predominância das espécies herbívoras, onde *Temora turbinata* foi representativa. Os resultados indicam que a estrutura da comunidade de Copepoda, representada através da estrutura funcional, servem como uma importante ferramenta de estudo num ambiente com importante dinâmica oceanográfica, impactado por rejeito de mineração.

INTRODUÇÃO

Durante muitos anos os estudos sobre as respostas das variações espaciais/ temporais da diversidade e abundância dos organismos foram, e ainda tem sido, bastante utilizados através do uso de índices ecológicos como diversidade e riqueza (Pomerleau et al., 2015; Shannon, 1948, Simpson, 1949; Hill, 1973). Porém, tem se tornado crescente o interesse em compreender os papéis ecológicos específicos dos organismos frente às variações ambientais através do uso de outras ferramentas, como por exemplo, os traços funcionais (Barton et al., 2013; Litchman et al., 2013).

Os traços funcionais são características atribuídas aos organismos com base em diferentes aspectos (morfológicos, fisiológicos, fenológicos, etc.), que contribuem para o funcionamento dos ecossistemas (Violle et al. 2007; Tilman, 2001). A descrição dos padrões dos traços funcionais pode indicar variações no funcionamento ecológico, além de atuar como bom indicador do funcionamento dos sistemas marinhos (Campos et al., 2017).

Pomerleau et al. (2015) trazem um compilado de diversos trabalhos que usam a ferramenta de traços funcionais para estudo de estruturação de comunidades e ecologia de ecossistemas, que incluem desde plantas terrestres até organismos marinhos bentônicos e fitoplânctônicos. Porém, os autores reforçam que, para organismos como o zooplâncton, esses estudos ainda são considerados escassos. Além disso, incentivam o desenvolvimento de pesquisas nesse âmbito visto que o zooplâncton representa uma importante parcela dos organismos do ambiente marinho pelágico, desempenhando papel chave na teia alimentar, pois funciona como um elo de transferência de energia para os níveis tróficos superiores através do controle *bottom-up* (fitoplâncton) e *top-down* (e.g. peixes e outros organismos) (Stefanoudis et al., 2019; Kiorboe et al., 2008).

O zooplâncton também funciona como ferramenta de diagnóstico ambiental, pois respondem diretamente às condições do meio (McQuatters-Gollop et al., 2019; Dias et al., 2010; Araujo et al., 2008). A sua distribuição e ocorrência pode estar intimamente ligada a diversos fatores, como por exemplo: input de nutrientes através de eventos sazonais que incluem ressurgência e/ou aporte de água doce em áreas costeiras; distribuição de massas de água (Melo-Junior et al., 2016; Brandão et al., 2015; Myashita et al., 2009; Acha et al., 2004), ou também associada à algum tipo de

impacto ambiental (Conceição et al., 2021; Kimmel et al., 2009; Beaugrand et al., 2002). Em termos de abundância, os Copépodes são os mais representativos do metazooplâncton (Meleg et al., 2012; Longhurst, 1985) sendo importantes no funcionamento e manutenção dos ecossistemas marinhos (Campelo et al., 2018).

Benedetti et al. (2016) trouxeram a primeira abordagem de traços funcionais de Copépodes, abrindo o campo para o desenvolvimento de outros trabalhos. Para o Atlântico Sul, destacam-se os trabalhos de Campelo et al. (2018) e Campos et al. (2017) onde os autores descreveram os grupos funcionais de copépodes no ambiente marinho (compreendendo áreas insulares, de plataforma e áreas costeiras), e os trabalhos de Araujo et al. (2020) e Veríssimo et al. (2017) onde os autores trabalharam com os grupos funcionais de copépodes em estuários com considerável impacto ambiental. Apesar desses registros, ainda é pequena a utilização de traços funcionais de copépodes como ferramenta de estudo desenvolvido para o ambiente marinho brasileiro, principalmente àqueles que envolvam algum tipo de impacto antropogênico.

Em novembro de 2015, a costa Sudeste do Brasil foi cenário de aporte de uma grande quantidade de rejeito de minério proveniente do rompimento da barragem de Fundão (estado de Minas Gerais - MG), que percorreu todo o Rio Doce, chegando no ambiente marinho na costa do estado do Espírito Santo (Escobar, 2015). A presença do rejeito provocou impactos agudos e crônicos nos organismos bentônicos e pelágicos (Conceição et al., 2021; Fernandes et al., 2020; Gabriel et al., 2020) e todos esses impactos foram principalmente devido às grandes concentrações de material particulado em suspensão, que elevaram os níveis de turbidez, e devido à presença de metais (Sá et al., 2021, Quaresma et al., 2020; Hatje et al., 2017).

Sob este cenário da importância do uso dos traços funcionais como ferramenta de estudo sobre estrutura de comunidades e o impacto devido ao rompimento da barragem de Fundão-MG, o objetivo do presente trabalho foi caracterizar e avaliar a relação dos grupos funcionais de copépodes com as variáveis ambientais, na área marinha adjacente à Foz do Rio Doce (Atlântico Sudoeste), considerando um cenário de um ano e meio após a chegada da lama de rejeitos. Foram testadas as seguintes hipóteses: (1) Quanto maior a senescência do fitoplâncton, maior a dominância de detritívoros e espécies tolerantes; (2) A ocorrência de herbívoros está associada à presença da SACW.

MATERIAL E METODOS

Área de Estudo

A Foz do Rio Doce (DRM) ($-19^{\circ}39'11.4''\text{S}$; $39^{\circ}47'11''\text{W}$) está localizada na plataforma leste brasileira, na região norte da Bacia do Espírito Santo (Knoopers et al., 1999) (Figura 14). Essa região está sob influência da Corrente do Brasil (CB), que transporta a Água Tropical (AT) com características oligotróficas, além de temperatura e salinidade elevadas, variando entre $24\text{-}26^{\circ}\text{C}$ e $36\text{-}38$, respectivamente (Paloczky et al., 2016; Cirano et al., 2006; Garfield, 1990).

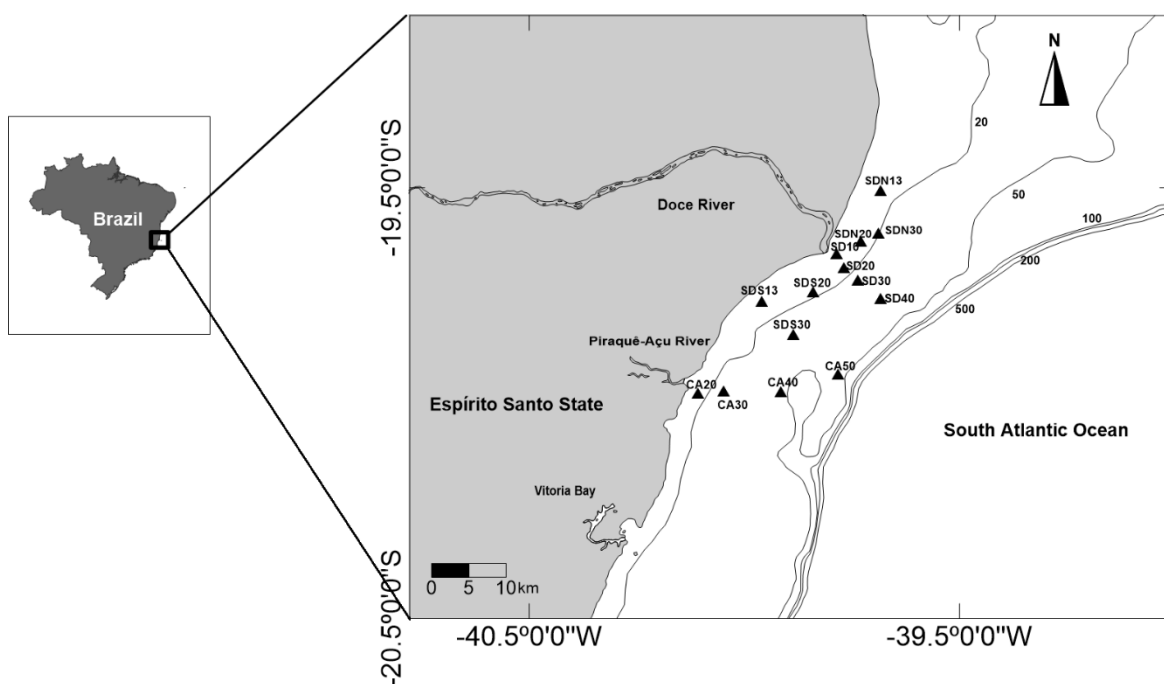


Figura 14: Área de estudo e estações amostrais distribuídas ao longo da DRM e área adjacente.

Em toda a área da DRM, com destaque para o setor sul onde estão inseridas as estações SDS e CA (Figura 14) fenômenos de ressurgência costeira são registrados tornando essa região influenciada por águas frias advindas da Água Central do Atlântico Sul (SACW) (Bastos et al., 2017; Paloczky et al., 2016; Stramma e England, 1999). Além disso, ainda na porção ao sul da DRM está inserida a Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (EPA-Costa das Algas), uma

unidade de conservação localizada na porção marinha do litoral do Espírito Santo, demarcada pelo Decreto 4340/2002 em 17 de junho de 2010.

A vazão média anual do Rio Doce é de $900 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Oliveira et al., 2012), com valores mais altos ($>2000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) registrados durante o verão (período chuvoso) e os mais baixos ($<300 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) durante o inverno (período seco) (Oliveira et al., 2012; Knoppers et al., 1999). Além disso, toda a bacia do Rio Doce contribui de forma significativa no transporte e aporte de SPM que chega à região costeira, com valores variando entre $10\text{-}25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ em períodos de alta vazão (Souza e Knoppers, 2003; Knoppers et al., 1999).

Em períodos de maior descarga, a pluma do Rio Doce tem uma resultante para o setor ao sul da Foz, e em determinadas épocas do ano, em cenários de baixa vazão e alta influência de ventos de sul e sudeste, pode ocorrer a dispersão desse da pluma para o setor ao norte da Foz, através de um fluxo costeiro (Quaresma et al., 2015).

A DRM possui uma complexidade na dinâmica oceanográfica que interfere diretamente nos padrões de dispersão e concentração do SPM. Na superfície das águas costeiras, o SPM está diretamente associado ao regime de vazão do Rio Doce, que, quando alta nos períodos de maior precipitação, é responsável por formar a pluma de sedimentos com uma resultante para o sul da Foz. No fundo, está associado ao regime de ação das ondas associadas às isóbatas mais rasas (Quaresma et al., 2020; Quaresma et al., 2015; Dominguez, 2006).

Amostragem

A amostragem dos copépodes e de dados ambientais foi realizada ao longo de quatro campanhas durante o ano de 2016 (C1=Janeiro; C2=Abril; C3=Novembro) e 2017 (C4=Junho), em 14 pontos amostrais distribuídos na DRM e área adjacente: 3 pontos ao norte da foz (SD-N13, SD-N20, SD-N30), 4 pontos num transecto em frente à foz (SD10, SD20, SD30, SD40) 3 pontos ao sul da foz (SD-S13, SD-S20, SD-S30). E um setor mais distante da foz, localizado mais ao sul, na EPA-Costa das Algas (CA20, CA30, C40 e CA50) (Figura 14). A sequência de números das estações representa suas respectivas profundidades de coleta em metros.

Para análise da clorofila-a (Chl-a) e feopigmentos (Pheo) foram coletadas amostras de água com garrafa de niskin, nos estratos de superfície e fundo, e armazenadas em ambiente abrigado da luz e refrigerado. Ambos os parâmetros foram analisados e quantificados a partir da metodologia proposta e descrita pela APHA/AWWA/WEF (2005) e Lorenzen (1967) e expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Para a análise de material particulado em suspensão (SPM), aproximadamente 1 litro de água foi coletada com garrada de VanDorn em cada ponto e em dois estratos: superfície (surf) e fundo (bott) (cerca de 0,5 m acima do assoalho oceânico). As amostras foram armazenadas e mantidas sob refrigeração para evitar a proliferação de microrganismos. Em laboratório, a água das amostras foi filtrada com auxílio de uma bomba a vácuo, em filtros GF/F com poros de 0,7 μm previamente pesados. Posteriormente, estes filtros foram levados à uma estufa por 24 horas a temperatura de 40°C e novamente pesados. Pela diferença do peso antes e depois da filtragem foi obtida a concentração do SPM expressa em mg.L^{-1} .

Em todas as estações amostrais foram adquiridos os dados de temperatura e salinidade da água do mar a partir do CTD (*Falmouth Scientific, Inc.*) para a posterior identificação e caracterização das massas de água (Água Costeira = CW; Água Tropical = TW e Água Central do Atlântico Sul = SACW).

O zooplâncton foi coletado através de arrastos oblíquos (com duração de cinco minutos), em profundidades que variaram de 10 a 40m, com uma rede de plâncton do tipo cilindro-cônica com malha de 200 micrômetros, contendo um fluxômetro mecânico na abertura da boca da rede, para o cálculo posterior do volume de água filtrado (VAF).

O material coletado foi preservado em formalina 4% tamponada com tetraborato de sódio. Em laboratório, as amostras foram submetidas ao fracionamento utilizando um quarteador do tipo Folsom considerando as frações $\frac{1}{2}$, $\frac{1}{4}$... até que fossem obtidos 100 indivíduos na alíquota, e os organismos foram identificados com o auxílio de um microscópio estereoscópio (Omori & Ikeda, 1984). A identificação dos grupos foi feita com base em Boltovskoy (2002), Bradford-Griev (1999), Boltovskoy, (1981) e a nomenclatura conferida no World Register of Marine Species (WORMS) (<https://www.marinespecies.org/>).

Tratamento dos dados

Variáveis ambientais

Sobre as variáveis ambientais (material particulado em suspensão, clorofila e feopigmentos) foi feita uma abordagem descritiva dos dados, onde foram calculados os valores médios e desvio padrão para todas as estações/campanhas amostrais.

Para a identificação e caracterização das massas de água (Água Central do Atlântico Sul = SACW; Água Tropical = TW e Água Costeira = CW) foi aplicada a metodologia utilizada por Perassoli et al. (2020), via OMP (Optimum Multiparameter Analysis) calculada via equações matemáticas proposta inicialmente por Mamayev (1975) e aprimorada por Tomczak, (1981) utilizando, nesse caso, o software Matlab através dos valores de temperatura e salinidade para determinar as Águas Tipo (Tabela 1) de cada massa d'água (Poole e Tomczak, 1999; Perassoli et al., 2020).

Copepoda – Estrutura da Comunidade x Variáveis Ambientais

A abundância foi expressa em ind.m⁻³ para todas as espécies de copépodes identificadas.

Com base nos trabalhos de Campelo et al. (2018), Campos et al. (2017) e Benedetti et al. (2016), uma matriz com dados qualitativos foi formada com os grupos funcionais de copépodes, considerando os seguintes traços funcionais: estratégia reprodutiva (retentoras e dispensoras de ovos), habitat (nerítico, costeiro, estuarino ou oceânico), regime trófico (omnívoros, detritívoros, carnívoros ou herbívoros) e tamanho corporal (pequeno <1mm; médio 1-2mm; grande >2mm).

Considerando a origem qualitativa dos dados de traços funcionais, a análise de agrupamento (cluster) foi realizada com base na matriz de distância (dissimilaridade) de Gower (Gower, 1971); Podani & Schmera (2006) através de uma rotina desenvolvida no programa R.

Uma Análise de Redundância foi desenvolvida através de uma rotina desenvolvida no ambiente "R" com o intuito de verificar e representar graficamente a relação entre as variáveis ambientais (Pheo, Chl-a e SPM) e os grupos funcionais de copepodes.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Variáveis ambientais

As concentrações de clorofila-a apresentaram uma média de 0.5 ± 0.4 no estrato de superfície e 0.6 ± 0.4 no estrato de fundo. Os feopigmentos registraram uma média de 0.3 ± 0.3 para o estrato de superfície e 0.4 ± 0.4 para o estrato de fundo (Tabela 7). No geral, os valores de clorofila estiveram dentro do padrão esperado, corroborando com resultados obtidos para a Bacia do Espírito Santo em estudos anteriores e em áreas com características oceanográficas semelhantes (Melo Júnior et al., 2016; Dias et al., 2015; Bonecker et al., 1992).

Porém, considerando os níveis elevados de SPM registrados em algumas estações e os valores de feopigmentos muitas vezes altos em comparação com os registrados para clorofila, isto pode indicar certo grau de senescência do fitoplâncton na DRM durante as campanhas amostrais. Os feopigmentos são resultado da degradação da clorofila-a, que pode ocorrer tanto em função da limitação de penetração de luz, devido à alta turbidez na coluna de água e/ou devido à herbivoria e consequente degradação de pelotas fecais de organismos zooplancônicos (Welschmeyer e Lorenzen, 1985; Owens e Falkowski, 1982).

Bastos et al. (2017) identificaram maiores valores de feopigmentos associados ao período de maiores concentrações de ferro, nitrato, e SPM no período do impacto agudo, no momento de chegada da lama de rejeitos na foz do Rio Doce. Os autores sugerem que, a comunidade fitoplanctônica foi marcada por um alto grau de senescência em função de um cenário com alta turbidez e consequente limitação da penetração de luz e também pela toxicidade devido aos altos teores de ferro.

A vazão do Rio Doce durante o período amostral variou de $273.1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (mínimo - campanha 2) a $1798.2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (máximo – campanha 1) (Tabela 7). O material particulado em suspensão, para o estrato de superfície, apresentou uma média de $6.6 \pm 9.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e o de fundo $10.6 \pm 13.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Foi possível observar que mesmo em cenários onde a vazão do Rio Doce foi alta (campanha 1, por exemplo), nos pontos onde eram esperados valores altos de SPM de superfície associados à pluma do rio, as concentrações registradas foram baixas (Tabela 1).

Esse comportamento corrobora com o padrão descrito por Conceição et al. (2021), Fernandes et al. (2020) e Aguiar et al. (2014) onde os autores atribuem os baixos valores de SPM no estrato de superfície, mesmo em períodos de maior vazão, devido à complexidade da dinâmica da pluma na DRM, onde em cenários de maior vazão e com intrusão da SACW, a pluma de sedimentos advinda do Rio Doce pode ser deslocada em direção a offshore. Em relação às maiores concentrações de SPM no estrato de fundo das estações mais rasas (entre 10 e 20m) mesmo em condições de baixa vazão, tais resultados reforçam o padrão hidrodinâmico da área proposto por Dominguez (2006) e Quaresma et al. (2015), onde a ação das ondas provoca a remobilização do sedimento de fundo.

Tabela 7: Valores das variáveis ambientais: material particulado em suspensão (spm - mg.L^{-1}), clorofila-a (cla - $\mu\text{g.L}^{-1}$) e feopigmentos (Feo - $\mu\text{g.L}^{-1}$) para os estratos de superfície (surf) e fundo (bott) na DRM e área adjacente durante as campanhas C1-C4. Valores= 0 representam amostras que tiveram problemas durante as análises ou pontos que não foram amostrados.

Estações/Campanha	Vazão	spm_surf	spm_bott	chla_surf	chla_bott	pheo_surf	pheo_bott
SD1.1	1798.2	8.6	0.0	0.3	0.5	0.5	0.8
SD2.1		0.0	4.0	0.6	0.6	0.4	0.4
SD3.1		0.0	2.7	0.8	0.8	0.7	0.5
SD4.1		0.0	0.0	0.4	0.6	0.0	0.0
SD-N13.1		54.4	48.0	0.3	1.5	0.0	0.2
SD-N20.1		0.0	0.0	0.3	0.9	0.0	0.0
SD-N30.1		31.5	32.1	0.0	0.9	0.2	0.0
SD-S13.1		6.3	7.9	1.5	0.0	0.0	0.0
SD-S20.1		0.2	4.8	1.4	0.3	0.0	1.8
SD-S30.1		0.3	3.7	0.5	0.0	0.8	0.0
CA1.1		9.2	3.2	0.9	0.3	0.1	0.5
CA2.1		3.4	9.3	0.9	0.8	0.0	0.0
CA3.1		3.6	39.2	0.0	0.0	0.8	0.6
CA4.1		41.9	41.3	0.0	0.3	0.5	0.0
SD1.2	273.1	3.6	13.4	0.6	0.4	0.0	1.4
SD2.2		5.8	8.8	0.2	1.1	0.6	0.3
SD3.2		6.8	5.8	0.2	0.4	0.0	0.3
SD4.2		4.8	3.2	0.0	0.2	0.2	0.2
SD-N13.2		2.9	13.8	0.3	1.0	0.0	0.2
SD-N20.2		11.4	13.6	0.6	0.7	0.2	0.6
SD-N30.2		4.6	3.0	0.2	0.4	0.0	0.5
SD-S13.2		13.0	6.8	1.3	0.5	0.4	0.3
SD-S20.2		8.4	8.6	1.4	1.0	0.0	0.2
SD-S30.2		3.6	2.6	0.8	0.3	0.4	0.9
CA1.2		3.6	5.6	0.2	0.5	0.2	0.6
CA2.2		6.0	14.4	0.7	0.4	0.3	0.0
CA3.2		7.4	6.2	0.2	0.2	0.7	0.2
CA4.2		4.3	2.2	0.3	0.5	0.0	0.0

Tabela 7: Continuação.

Estações/Campanha	Vazão	spm_surf	spm_bott	chla_surf	chla_bott	pheo_surf	pheo_bott
SD1.3	158.94	16.4	36.6	0.3	0.5	0.5	0.8
SD2.3		2.8	17.0	0.3	0.5	0.2	0.5
SD3.3		0.4	1.8	0.3	0.3	0.3	0.3
SD4.3		5.8	3.9	0.0	0.0	0.4	0.2
SD-N13.3		3.6	15.4	0.8	0.5	0.0	0.5
SD-N20.3		1.8	62.2	0.3	1.7	0.0	0.7
SD-N30.3		4.4	7.7	0.5	0.5	0.3	0.2
SD-S13.3		2.6	7.0	0.3	0.3	0.3	0.0
SD-S20.3		3.2	32.8	0.5	0.3	0.0	0.5
SD-S30.3		2.4	2.2	0.3	0.5	0.0	0.0
CA1.3		4.0	4.8	0.5	0.8	0.7	0.6
CA2.3		6.8	4.3	0.3	0.3	0.2	0.5
SD1.4	283.6	8.0	7.5	0.7	1.7	0.7	0.4
SD2.4		3.4	2.5	0.9	1.3	1.0	0.5
SD3.4		3.1	3.0	1.2	0.9	0.6	0.7
SD4.4		1.9	4.7	0.6	0.9	0.2	0.0
SD-N13.4		6.5	7.8	0.4	1.3	0.8	0.7
SD-N20.4		3.6	2.1	0.8	0.7	0.4	0.4
SD-N30.4		2.2	2.6	0.6	0.3	0.7	0.1
SD-S13.4		3.0	3.5	0.3	1.2	0.4	0.2
SD-S20.4		4.6	8.7	0.4	0.4	0.2	0.5
SD-S30.4		6.1	1.6	1.7	0.2	0.5	0.9
CA1.4		2.0	5.1	0.4	1.0	0.2	0.5
CA2.4		1.1	3.2	0.4	0.4	0.0	0.2

Ao longo do período estudado, duas massas d'água foram consideradas como características da DRM: Água Tropical (TW) e Água Central do Atlântico Sul (SACW). A CW foi identificada, porém com uma porcentagem <50% de conservação das suas propriedades de formação (Tabela 8).

Tabela 8: Porcentagem máxima de preservação das propriedades de formação de massas d'água para todas as campanhas (C1-C4) CW: Água Costeira; TW: Água Tropical; SACW: Água Central do Atlântico Sul.

Campanhas	CW (%)	TW (%)	SACW (%)
C1 (Jan/2016)	39	76	100
C2 (Abr/2016)	45	91	94
C3 (Nov/2016)	19	41	79
C4 (Jun/2017)	20	49	80

A presença predominante da SACW na DRM e área adjacente estiveram diretamente ligada ao processo de intrusão dessa água mais fria, através do possível processo de ressurgência que ocorre na região por meio do bombeamento/transporte de Ekman. A presença da TW (valores >50% e máx de 91% - Tabela 2) está associada às trocas entre o oceano e a atmosfera e a maior densidade relacionada aos maiores valores de salinidade nessa região (Perassoli et al., 2020; Ghisolfi et al. 2015). Por fim, a presença da CW não foi considerada significativa podendo ser em função dos processos de mistura na DRM e/ou à predominância de baixa vazão do Rio Doce, principalmente nas campanhas C2, C3 e C4.

Copepoda – Estrutura da Comunidade x Variáveis Ambientais

No total, foram identificadas 41 espécies de copépodes, contendo espécies epi e mesopelágicas, incluindo indicadoras de ressurgência, como *Calanoides carinatus* e *Lucicutia flavicornis* (Dias et al., 2010; Kattner e Hagen, 2009; Bradford-Grieve et al., 1999) (Tabela 9). Em toda a DRM eventos de ressurgência costeira são bem marcados, principalmente no verão, sob atuação de ventos de nordeste, que através do transporte/bombeamento de Ekman favorece a presença da SACW (Conceição et al., 2021; Palóczy et al., 2016). Ao atingir a superfície, a SACW pode provocar alterações nas condições físicas e químicas da água, devido às suas características termohalinas e de altas concentrações de nutrientes, o que pode influenciar a estrutura e dinâmica das comunidades biológicas (Dias et al., 2010).

Tabela 9: Lista das espécies de Copepoda identificadas na DRM e área adjacente durante as campanhas C1-C4.

Ordem	Família	Espécie
Calanoida	Calanidae (Dana, 1989)	<i>Calanoides carinatus</i> (Krøyer, 1849)
		<i>Undinula vulgaris</i> (Dana, 1849)
		<i>Nannocalanus minor</i> (Claus, 1863)
	Paracalanidae (Giesbrecht, 1893)	<i>Paracalanus aculeatus aculeatus</i> (Giesbrecht, 1888)
		<i>Paracalanus quasimodo</i> (Bowman, 1971)
		<i>Paracalanus cf parvus</i>
		<i>Paracalanus campaneri</i> (Björnberg T.K.S., 1982)
		<i>Calocalanus pavoninus</i> (Farran, 1936)
		<i>Calocalanus pavo</i> (Farran, 1936)
		<i>Mecynocera clausi</i> Thompson (I.C., 1888)
	Eucalanidae (Giesbrecht, 1893)	<i>Subeucalanus Pileatus</i> (Giesbrecht, 1888)
	Rhincalanidae (Geletin, 1976)	<i>Rhincalanus cornutus cornutus</i> (Dana, 1849)
	Clausocalanidae (Giesbrecht, 1893)	<i>Clausocalanus furcatus</i> (Brady, 1883)
	Lucicutiidae (Sars G. O., 1902)	<i>Lucicutia flavicornis</i> (Claus, 1863)
Centropagidae (Giesbrecht, 1893)	<i>Centropages velificatus</i> (Oliveira, 1947)	
Temoridae (Giesbrecht, 1893)	<i>Temora turbinata</i> (Dana, 1849)	
	<i>Temora stylifera</i> (Dana, 1849)	
Potellidae (Dana, 1853)	<i>Calanopia americana</i> (Dahl F., 1894)	
	<i>Labidocera fluviatilis</i> (Dahl F., 1894)	
Acartiidae (Sars, 1900)	<i>Acartia (Odontacartia) liljeborgi</i> (Giesbrecht, 1889)	
	<i>Acartia (Acartia) danae</i> (Giesbrecht, 1889)	
Cyclopoida	Oithonidae (Dana, 1853)	<i>Oithona plumifera</i> (Baird, 1843)
		<i>Oithona nana</i> (Giesbrecht, 1883)
		<i>Dioithona oculata</i> (Farran, 1913)
		<i>Oithona setigera setigera</i> (Dana, 1849)
		<i>Oithona hebes</i> (Giesbrecht, 1891)
		<i>Oithona hamata</i> (Rosendorn, 1917)
		<i>Oithona simplex simplex</i> (Farran, 1913)
<i>Oithona fallax</i> (Farran, 1913)		

Tabela 9: Continuação.

Ordem	Família	Espécie
Cyclopoida	Peltidiidae ^(Claus, 1860)	<i>Clytemnestra scutellata</i> ^(Dana, 1847)
	Oncaeiidae ^(Giesbrecht, 1893)	<i>Oncaea venusta</i> ^(Philippi, 1843)
		<i>Oncaea curta</i> ^(Sars G. O., 1916)
		<i>Oncaea cf. media</i>
		<i>Oncaea clevei</i> ^(Früchtl, 1923)
		<i>Ditrichocorycaeus amazonicus</i> ^(Dahl, 1894)
		<i>Corycaeus (Corycaeus) speciosus</i> ^(Dana, 1849)
		<i>Onychocorycaeus giesbrechti</i> ^(Dahl F., 1849)
		<i>Urocorycaeus lautus</i> ^(Dana, 1849)
		<i>Farranula gracilis</i> ^(Dana, 1849)
Clausidiidae ^(Embleton, 1901)	<i>Hemicyclops thalassius</i> ^(Vervoot & Ramirez, 1966)	
Harpacticoida	Tachidiidae ^(Sars G. O., 1909)	<i>Euterpina acutifrons</i> ^(Dana, 1847)

O resultado da análise de agrupamento mostrou através do dendrograma que a formação dos grupos funcionais de copépodes ocorreu em função de um grande grupo primário, considerando a característica reprodutiva: retentores/dispersores de ovos, e um grupo secundário, onde foi possível observar a separação com base nas respectivas classes de tamanho consideradas: espécies retentoras (tamanho pequeno e médio) e espécies dispersoras (tamanho médio/grande e grande) (Figura 15; Tabela 10).

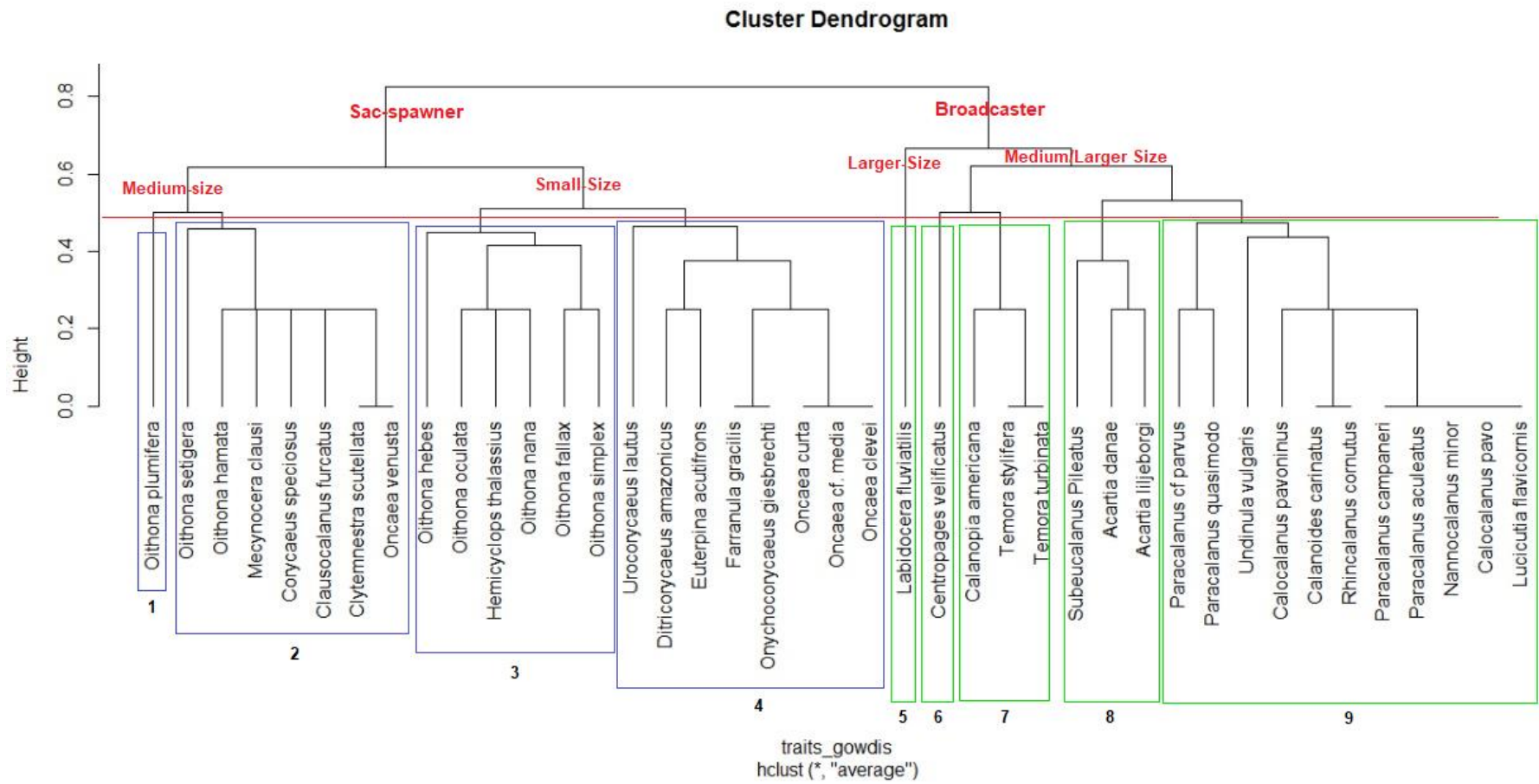


Figura 15: Identificação Grupos funcionais de Copepoda com base nos traços: estratégia reprodutiva, habitat e estratégia alimentar, na DRM e área adjacente durante as campanhas C1-C4.

Tabela 10: Classificação dos grupos funcionais de Copepoda com base nos traços: estratégia reprodutiva, habitat e estratégia alimentar, na DRM e área adjacente durante as campanhas C1-C4.

Grupos Funcionais	Retentoras	Subgrupo 1: Médio, costeiro/oceânico, onív-carn.
		Subgrupo 2: Médio, oceânico, (incl. Onív., Carnív. e Detrit)
		Subgrupo 3: Pequeno, costeiro-estuarino (incl. Onív-herb/detrit)
		Subgrupo 4: Pequeno, costeiro/oceânico (incl. Onív-detrit /carn.)
	Dispersoras	Subgrupo 5 Grande, Nerítico, Onív-herb.
		Subgrupo 6: Médio, Costeiro-Nerítico, Onív-Carnív.
		Subgrupo 7 Médio, (incl. Costeiro/Ocean/Nerít.), onív-herb.
		Subgrupo 8: Médio, (incl. Estuarino/Cost./Oceânico), onívoro
		Subgrupo 9: Médio/Grande, (incl. Oceanico/Nerít./Cost.), herbívoro

Apesar da separação dos grupos funcionais de Copepoda na DRM e área adjacente ter ocorrido com base em dois principais traços (estratégia reprodutiva e tamanho), houve a formação de nove subgrupos com características funcionais compartilhadas pelas espécies que os formaram. Esse resultado pode apontar uma sobreposição de nichos, corroborando com os resultados obtidos por Campos et al. (2017). Por exemplo, espécies de mesmo hábitat ocorreram no mesmo subgrupo, porém exploram recursos alimentares diferentes, fazendo com que não haja competição pelo mesmo recurso.

A estratégia reprodutiva se mostrou o principal traço responsável pela separação dos subgrupos, corroborando com os resultados obtidos por Campos et al. (2017) em estudo com os traços funcionais de copépodes na porção nordeste da costa brasileira (Atlântico Sudeste). No geral, espécies dispersoras são representadas pela ordem Calanoida (geralmente filtradoras) e retentoras pela ordem Cyclopoida (geralmente predadores de cruzeiro e/ou emboscada (Benedetti et al., 2016; Kiørboe e Sabatini, 1994). A diferença das estratégias reprodutivas dos copépodes pode estar relacionada às características ambientais e adaptações ao longo do ciclo de vida, onde temperatura, tamanho corporal dos progenitores e disponibilidade de alimento são considerados fatores-chave nas taxas de fecundidade (Bunker e Hirst, 2004; Kiørboe e Sabatini, 1994).

Por exemplo, para as espécies retentoras o investimento energético é maior na produção de sacos ovígeros, o que aumenta as taxas de sobrevivência, porém existe um menor investimento

para crescimento, ao contrário das espécies dispersoras, onde o maior investimento é na manutenção da sobrevivência e alimentação e as taxas de fecundação são altas (Litchman et al., 2013; Kiørboe e Sabatini, 1994).

Associados ao grupo das espécies retentoras de ovos estiveram relacionados os grupos de tamanho pequeno e médio, representado principalmente por organismos de habitat estuarino/costeiro/oceânico de estratégia alimentar onívora-detritívora/carnívoro/herbívora (subgrupos 1, 2, 3 e 4). No caso das dispersoras, estiveram associados os subgrupos 5, 6, 7, 8 e 9, representados pelas espécies de tamanho médio/grande e grande, de habitat nerítico/costeiro/oceânico e de estratégia alimentar onívora-herbívora/carnívora e herbívora.

O tamanho corporal (mm) é um traço muito importante, pois ele influencia diretamente outras características cruciais no desenvolvimento dos copépodes, como por exemplo: alimentação, taxa de mortalidade, crescimento e mobilidade (Brun et al., 2017; Litchman et al., 2013). Segundo Litchman et al. (2013), esse traço pode funcionar como uma ferramenta de estudos sobre mudanças na estrutura comunidade zooplânctônica em diferentes latitudes, pois as diferenças na temperatura do ambiente podem favorecer o domínio de espécies sobre outras.

Em regiões/períodos mais quentes, características de regiões marinhas tropicais, por exemplo, organismos menores podem dominar a parcela da produção secundária, em comparação com regiões/períodos mais frios, onde dominam os organismos maiores em função da maior necessidade de reserva lipídica (Kimmel et al., 2017; Kattner e Hagen, 2009). Outro aspecto interessante é que além da temperatura, o domínio de organismos de menor espectro de tamanho pode estar relacionado às altas taxas de reprodução que podem ocorrer por causas naturais ou quando os organismos são expostos às condições adversas, como áreas impactadas, por exemplo (Chew e Chong, 2016, Turner 2004).

As espécies que formaram os subgrupos 1, 2, 3 e 4 foram em sua maioria representantes da ordem Cyclopoida, da família Oithonidae e Corycaidae. O gênero *Oithona* spp. é considerado o principal componente do plâncton marinho (Galliene e Robins, 2001) sendo composto por organismos de estratégia alimentar geralmente omnívora, com preferência por presas com mobilidade, incluindo náuplios e protozooplâncton (representado por flagelados e ciliados, por exemplo) (Benedetti et al., 2016; Turner, 2004). A família Corycaidae é caracterizada pela

estratégia alimentar carnívora, onde as espécies são consideradas predadores visuais e contribuem ativamente no controle *top-down* da teia trófica pelágica (Benedetti et al., 2016; Turner, 1984).

As espécies representantes dos subgrupos 5, 6, 7, 8 e 9 foram da ordem Calanoida (com exceção do pontelídeo omínoro-carvívoro *Labidocera fluviatilis*) com dominância da família Paracalanidae, Temoridae e Acartidae. Campelo et al. (2018) registraram resultado semelhante num sistema insular no Atlântico Sul Tropical, com a formação de um grupo representado por calanoides herbívoros da família Paracalanidae. Neumann-Leitão et al. (2018) registraram também grupos funcionais representados pelas famílias Paracalanidae, Temoridae e Acartidae, com base nas mesmas características funcionais (herbivoria e dispersão de ovos).

No geral, espécies do gênero Calanoida são preferencialmente herbívoras, dispersoras de ovos, tendo o fitoplâncton como principal recurso alimentar (Benedetti et al., 2016; Turner 2004) e são muito importantes na transferência de carbono para profundidades maiores, pois a partir da herbivoria, consomem o fitoplâncton da zona eufótica e no processo de migração vertical, excretam as pelotas fecais ricas em matéria orgânica (Benedetti et al., 2016; Jónasdóttir et al., 2015).

O resultado da Análise de Redundância (RDA) mostrou que a variável feopigmento de superfície foi responsável pela variabilidade dos grupos funcionais na DRM (pheo_surf: p-value <0.05) (Tabela 11).

Tabela 11: Resultado da Análise de Redundância com base nos grupos funcionais de Copepoda e variáveis ambientais na DRM e área adjacente, durante as campanhas C1-C4. *indica valor de p<0.05.

Variables	Df	Variance	F	Pr(>F)	p-value
Chl-a_surf	1	0.002	0.800	0.505	
Chl-a_bott	1	0.001	0.218	0.970	
Pheo_surf	1	0.028	9.784	0.001*	
Pheo_bott	1	0.004	1.283	0.240	
spm_surf	1	0.002	0.765	0.513	
spm_bott	1	0.004	1.462	0.199	
Residual	45	0.128			

O diagrama de ordenação, elaborado com os dois primeiros eixos canônicos da RDA explicaram 88% da variação percentual acumulada da relação entre a composição da comunidade de Copepoda e as variáveis ambientais (SPM, Chla-a e Pheo) (Figura 16). A partir do diagrama, é possível inferir que os subgrupos G4 e G7 foram os que mais contribuíram para a variabilidade dos dados e estiveram associados às variáveis ambientais, principalmente com feopigmento de superfície. O subgrupo 4 foi composto por organismos detritívoros (e.g. Oncaeidae) e carnívoros (e.g. Corycaeidae). O subgrupo 7 foi composto por organismos onívoros-herbívoros (e.g. Temoridae).

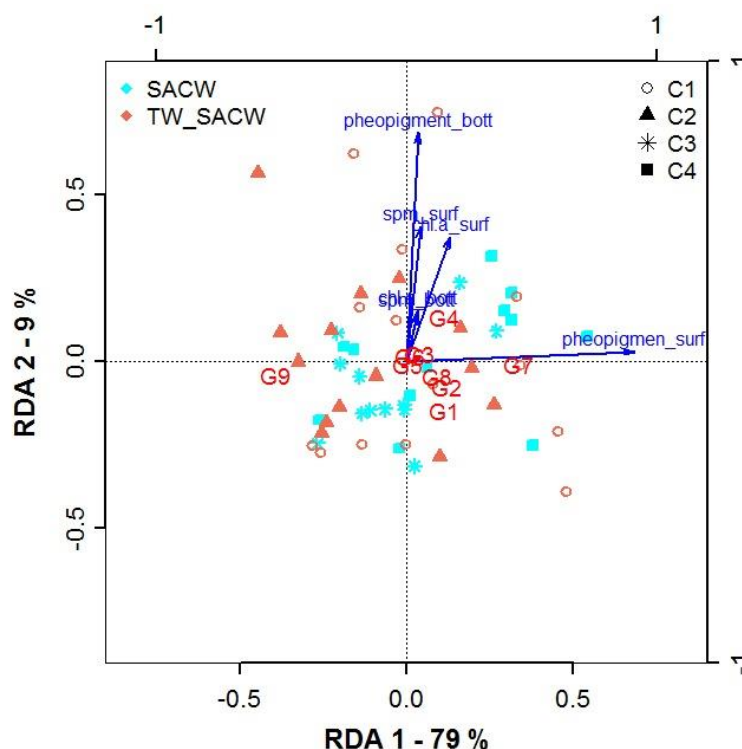


Figura 16: Diagrama de ordenação representando o resultado da Análise de Redundância que mostra a relação das variáveis ambientais (SPM, Chl-a e Pheo - para os estratos de superfície e fundo) e os grupos funcionais de Copepoda, utilizando as massas d'água como fator na DRM e área adjacente durante as campanhas C1-C4.

As maiores concentrações de feopigmentos na DRM frente à clorofila, indicam um grau de senescência da comunidade fitoplânctonica durante as campanhas C1-C4 que pode estar associada também às maiores concentrações de SPM com assinatura do rejeito.

Apesar de ser um processo natural (Das e Ray, 2008; Finch and Schneider, 1985), o envelhecimento dos organismos fitoplanctônicos pode ser uma resposta direta a distúrbios no meio, como constatado por Bastos et al. (2017). Os autores sugeriram que a maior senescência da

comunidade fitoplanctônica no ambiente marinho adjacente à Foz do Rio Doce esteve associada ao período de maior influência do material associado ao rejeito de minério proveniente do rompimento da barragem de Fundão-MG.

Segundo Verity et al. (2000) a matéria orgânica pode ter origem tanto de organismos vivos quando não-vivos. No caso do fitoplâncton, o envelhecimento das células aumenta as chances de mortalidade e assim, torna-se muito importante na regulação do sistema, sendo uma fonte importante de nutrientes (Das e Ray, 2008).

Assim, portanto, no cenário do presente estudo, é possível inferir que quanto maior a senescência do fitoplâncton, maiores as chances de mortalidade das células envelhecidas e conseqüentemente aumento da parcela de detrito orgânico na DRM, favorecendo assim os organismos zooplanctônicos detritívoros representantes do subgrupo 4 (e.g. *Oncaeidae*). Espécies do gênero *Oncaea* spp. são consideradas importantes na ciclagem da matéria orgânica particulada devido à sua preferência alimentar por detritos, tendo sido relatada a sua associação com organismos e partículas presos à neve marinha (Benedetti et al., 2016; Mayor et al., 2014; Turner, 2004).

Os maiores valores de Chl-a de superfície registrados nos momentos de total intrusão da SACW (e.g. C3 e C4), sinalizam que a condição era propícia para o predomínio de espécies herbívoras, conforme representado no diagrama de ordenação pelo subgrupo 7 (Figura 16). É bem documentado na literatura que a intrusão da SACW através de eventos de ressurgência, favorece a produção primária propiciando boas condições para o desenvolvimento e reprodução de organismos zooplanctônicos, principalmente àqueles de hábito alimentar herbívoro e carnívoro (Coelho-Souza et al., 2012).

Contudo, segundo Bastos et al. (2017) e Conceição et al. (2021) na DRM, a parcela dominante do fitoplâncton no primeiro ano após a chegada da lama de rejeitos (que compreende o período do presente estudo), foi representada por cianobactérias. As cianobactérias são consideradas um alimento de baixo teor nutricional e não muito palatável para o zooplâncton (Panosso and Lurling 2010; Wilson et al., 2006; Ikawa, 2004; Lampert, 1981; Arnold, 1971).

Somado isso e às maiores concentrações de feopigmentos de superfície (lado direito do diagrama de ordenação – Figura 16), tal cenário pode explicar a maior relação do subgrupo 7 à

essa variável mesmo em condições de total intrusão da SACW, devido a representatividade de *T. turbinata* neste subgrupo, já que esta espécie é tolerante à diversos tipos de flutuações das condições ambientais (Ara, 2002).

No caso dos carnívoros (e.g. Corycaeidae), estes podem ter se favorecido devido à maior oferta de alimento durante o cenário encontrado na DRM e área adjacente durante as campanhas C1-C4. Segundo Benedetti et al. (2016) as espécies da família Corycaeidae são predadoras visuais, de tamanho pequeno e captam o alimento ativamente e tem preferência alimentar por nauplios e copepoditos de outras espécies.

No geral, o conhecimento da comunidade de Copepoda na DRM através da estrutura funcional, pode funcionar como uma importante ferramenta para estudos futuros que compreendam as respostas dos organismos marinhos em ambientes costeiros impactados, além de suas respostas frente às características naturais do próprio sistema. Portanto, os resultados obtidos no presente trabalho além de mostrarem um importante grau de senescência do fitoplâncton frente ao cenário de um ano e meio após a chegada da lama de rejeitos, que reflete no predomínio de copépodes detritívoros, servem como base para o desenvolvimento de novas pesquisas, além de fornecer informações pioneiras, dessa forma relevantes, sobre os copépodes num ambiente com importante dinâmica oceanográfica, impactado por rejeito de mineração.

REFERÊNCIAS

- Acha, E. M., Mianzan, H. W., Guerrero, R. A., Favero, M., Bava, J. 2004. Marine fronts at the continental shelves of austral South America: physical and ecological processes. *Journal of Marine systems*, 44(1-2), 83-105.
- Aguiar, A.L., Cirano, M., Pereira, J., Marta-Almeida, M., 2014. Upwelling processes along a western boundary current in the Abrolhos–Campos region of Brazil. *Continental Shelf Res.* 85, 42–59
- Ara, K., 2002. Temporal variability and production of temora (Copepoda: calanoida) in the Cananéia lagoon estuarine system. São Paulo. Brazil. *Sci. Mar* 66, 399–406.
- Araujo, A. V., Dias, C. O., Bonecker, S. L. 2020. Diversity and functional groups of copepods as a tool for interpreting trophic relationships and ecosystem functioning in estuaries. *Marine Environmental Research*, 162, 105190.
- Araujo, H.M.P., Nascimento-Vieira, D.A., Neumann-leitao, S., Schwamborn, R., Lucas, A. P.O., Alves, J.P.H., 2008. Zooplankton community dynamics in relation to the seasonal cycle and nutrient inputs in an urban tropical estuary in Brazil. *Braz. J. Biol.* 68 (4), 751–762.
- Arnold, D.E., 1971. Ingestion, assimilation, survival, and reproduction by *Daphnia pulex* fed seven species of blue-green algae. *Limnol. Oceanogr.* 16, 906–920.
- APHA – American Public Health Association. AWWA – American Water Works Association. WEF – Water Environment Federation. 2005. Biological Examination (10000): 10200 Plankton. In: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21. ed. Washington: American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF).
- Bastos, A.C., Oliveira, K.S.S., Fernandes, L.F.L., Pereira, J.B., Demoner, L.E., Neto, R.R., Costa, E.S., Sá, F., Silva, C.A., Lerhback, B.D., Junior, C.D., Quaresma, V.S., Orlando, M.T.D., Turbay, C.V.G., Lopes, B.A., Leite, M.D., Ghisolfi, R.D., Lemos, A.T., Piva, T.R.M., Lázaro, G.C.S., Conceição, J.R., Lemos, K.N., Zen, C.M., Bonecker, A.C.T., Castro, M.S., Quintas, M.C., Cavaggioni, L., Oliveira, E.M.C., 2017. Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG – Novembro de 2015: Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/relatorio_consolidado_ufes_rio_doce.pdf, Accessed date: 7August 2017.
- Barton, A. D., Pershing, A. J., Litchman, E., Record, N. R., Edwards, K. F., Finkel, Z. V., Kiørboe, T., Ward, B. A. 2013. The biogeography of marine plankton traits. *Ecology letters*, 16(4), 522-534.
- Beaugrand, G., Reid, P. C., Ibanez, F., Lindley, J. A., Edwards, M. 2002. Reorganization of North Atlantic marine copepod biodiversity and climate. *Science*, 296(5573), 1692-1694.
- Benedetti, F., Gasparini, S., Ayata, S.D., 2016. Identifying copepod functional groups from species functional traits. *J. Plankton Res.* 38 (1), 159–166.
- Boltovskoy, D., Correa, N., Boltovskoy, A., 2002. Marine zooplanktonic diversity: a view from the South Atlantic. *Oceanol. Acta* 25 (5), 271–278.
- Boltovskoy, D., 1981. Atlas del zooplancton del Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino. INIDEP, Mar del Plata.
- Bonecker, S.L.C., Nogueira, C.R., Bonecker A.C.T., Santos, L.H.S., Reynier, M.R., Tenenbaum D.R. 1992. Estudo Hidrográfico e Planctonológico da Região entre Cabo Frio (Rio de Janeiro) e o Arquipélago de Abrolhos (BA). *Nerítica* 7 (1-2): 71-86
- Bradford-Grieve, J.M., Markhaseva, E.L., Roch, C.E.F., Abiahy, B., 1999. Copepoda. In: Boltovskoy, D. (Ed.), *South Atlantic Zooplankton*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 869–1098

- Brandão, M. C., Garcia, C. A. E., Freire, A. S. 2015. Large-scale spatial variability of decapod and stomatopod larvae along the South Brazil Shelf. *Continental Shelf Research*, 107, 11-23.
- Brun, P., Payne, M. R., & Kiørboe, T. 2017. A trait database for marine copepods. *Earth System Science Data*, 9(1), 99-113.
- Bunker, A. J., Hirst, A. G. 2004. Fecundity of marine planktonic copepods: global rates and patterns in relation to chlorophyll a, temperature and body weight. *Marine Ecology Progress Series*, 279, 161-181.
- Campelo, R. P. D. S., Diaz, X. F. G., Santos, G., Melo, P. A. M. D. C., de Melo Junior, M., Figueiredo, L. G. P., Sila, A. P., Bezerra, L. E. A., Montes, M. J. F. Neumann-Leitão, S. 2018. Small-scale distribution of the mesozooplankton in a tropical insular system. *Brazilian Journal of Oceanography*, 66(1), 15-29.
- Campos, C.C., Garcia, T.M., Neumann-Leitão, S., Soares, M.O., 2017. Ecological indicators and functional groups of copepod assemblages. *Ecol. Indicat.* 83, 416–426.
- Castelao, R.M., Barth, J.A., 2006. Upwelling Around Cabo Frio, vol. 33. The importance of wind stress curl. *Geophysical Research Letters*, Brazil.
- Cirano, M., Mata, M.M., Campos, E.J., Deir'ó, N.F., 2006. A circulação oceânica de larga-escala na região oeste do Atlântico Sul com base no modelo de circulação global OCCAM. *Rev. Bras. Geofís.* 24 (2), 209–230.
- Chew, I.L., Chong, V.C., 2016. Response of marine copepods to a changing tropical environment: winners, losers and implications. *PeerJ* 4, e2052.
- Coelho-Souza, S. A., López, M. S., Guimarães, J. R. D., Coutinho, R., Candella, R. N. 2012. Biophysical interactions in the Cabo Frio upwelling system, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60(3), 353-365.
- Conceição, L. R., Demoner, L. E., Pereira, J. B., Perassoli, F., Ghisolfi, R. D., Bastos, A. C., Junior, C. D., Lázaro, G. S., Lemos, K. N., Fernandes, L. F. L. 2021. Copepod community structure after a mining dam disaster in the Southwestern Atlantic Ocean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 254, 107325.
- Das, K., Ray, S. 2008. Effect of delay on nutrient cycling in phytoplankton–zooplankton interactions in estuarine system. *ecological modelling*, 215(1-3), 69-76.
- Dias, C.O., Araujo, A.V., Vianna, S.C., Fernandes, L.L., Paranhos, R., Suzuki, M.S., Bonecker, S.L.C., 2015. Spatial and temporal changes in biomass, production and assemblage structure of mesozooplanktonic copepods in the tropical south-west Atlantic Ocean. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 95 (3), 483–496.
- Dias, C. O., De Araujo, A. V., Paranhos, R., Costa-Bonecker, S. 2010. Vertical copepod assemblages (0-2300 m) off southern Brazil. *Zool. Stud.* 49(2), 230-242.
- Dominguez, J.M.L., 2006. The coastal zone of Brazil: an overview. *J. Coast Res.* 16–20.
- Escobar, H., 2015. Mud tsunami wreaks ecological havoc in Brazil. *Science* 350, 1138–1139.
- Fernandes, L.F.L., Paiva, T.R.M., Longhini, C.M., Pereira, J.B., Ghisolfi, R.D., Lázaro, G.C. S., Demoner, L.E., Laino, P.S., Conceição, L.R., Sá, F., Neto, R.R., Junior, C.D., Lemos, K.N., Quaresma, V.S., Oliveira, K.S., Grilo, C.F., Rocha, G.M., 2020. Marine zooplankton dynamics after a major mining dam rupture in the Doce River. southeastern Brazil: rapid response to a changing environment. *Sci. Total Environ.* 139621.

Finch, C.E., Schneider, E.L. (Eds.), 1985. Handbook of the Biology of Aging, 2nd ed. Van Nostrand-Reinhold, New York.

Gabriel, F. A., Silva, A. G., Queiroz, H. M., Ferreira, T. O., Hauser-Davis, R. A., Bernardino, A. F. 2020. Ecological risks of metal and metalloid contamination in the Rio Doce estuary. Integrated environmental assessment and management, 16(5), 655-660.

Gallienne, C. P., & Robins, D. B. 2001. Is Oithona the most important copepod in the world's oceans?. Journal of Plankton Research, 23(12), 1421-1432.

Garfield, N. 1990. The Brazil Current at subtropical latitudes.

Ghisolfi, R.D., Silva, M.P., Santos, F.T., Servino, R.N., Cirano, M., Thompson, F.L., 2015. Physical forcing mechanisms controlling the variability of chlorophyll-a over the royal-charlotte and abrolhos banks—eastern Brazilian shelf. PLoS One 10.

Gower, J. C. 1971. A general coefficient of similarity and some of its properties. Biometrics 857-871.

Hatje, V., Pedreira, R. M., Rezende, C. E., Schettini, C. A. F., Souza, G. C., Marin, D. C., Hackspacher, P. C. 2017. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. Scientific reports, 7(1), 10706.

Hill, M. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. Ecology, 54, 427–432.

Ikawa, M., 2004. Algal polyunsaturated fatty acids and effects on plankton ecology and other organisms. UNH Center Freshwater Biol. Res. 6 (2), 17–44.

Jónasdóttir, S. H., Visser, A. W., Richardson, K. and Heath, M. R. 2015. Seasonal copepod lipid pump promotes carbon sequestration in the deep North Atlantic. Proc. Natl Acad. Sci. USA, 112,12122–12126.

Kattner, G., Hagen, W. 2009. Lipids in marine copepods: latitudinal characteristics and perspective to global warming. In Lipids in aquatic ecosystems (pp. 257-280). Springer, New York, NY.

Kimmel, D. G., Eisner, L. B., Wilson, M. T., Duffy-Anderson, J. T. 2018. Copepod dynamics across warm and cold periods in the eastern Bering Sea: Implications for walleye pollock (*Gadus chalcogrammus*) and the Oscillating Control Hypothesis. Fisheries Oceanography, 27(2), 143-158.

Kimmel, D. G., Boicourt, W. C., Pierson, J. J., Roman, M. R., Zhang, X. 2009. A comparison of the mesozooplankton response to hypoxia in Chesapeake Bay and the northern Gulf of Mexico using the biomass size spectrum. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 381, S65-S73.

Kjørboe, T., 2008. A Mechanistic Approach to Plankton Ecology. NJ: Princeton University Press, Princeton.

Kjørboe, T., & Sabatini, M. 1994. Reproductive and life cycle strategies in egg-carrying cyclopoid and free-spawning calanoid copepods. Journal of Plankton Research, 16(10), 1353-1366.

Knoppers, B., Ekau, W., Figueiredo, A. G. 1999. The coast and shelf of east and northeast Brazil and material transport. Geo-Marine Letters, 19(3), 171-178.

Lampert, W., 1981. Inhibitory and toxic effects of blue-green algae on *Daphnia*. Int. Rev. gesamten Hydrobiol. Hydrogr. 66 (3), 285–298

Litchman, E., Ohman, M. D., Kjørboe, T. 2013. Trait-based approaches to zooplankton communities. Journal of plankton research, 35(3), 473-484.

Longhurst, A. R. 1985. The structure and evolution of plankton communities. Progress in Oceanography, 15(1), 1-35.

- Lorenzen, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, v. 12, p. 343-346.
- McQuatters-Gollop, A., Atkinson, A., Aubert, A., Bedford, J., Best, M., Bresnan, E., Cook, K. Devlin, M., Gowen, R., Johns, D. G., Machairopoulou, M., McKinney, A., Mellor, A., Ostle, C., Scherer, C., Tett, P. 2019. Plankton lifeforms as a biodiversity indicator for regional-scale assessment of pelagic habitats for policy. *Ecological Indicators*, 101, 913-925.
- Meleg, I. N., Fiers, F., Robu, M., Moldovan, O. T. 2012. Distribution patterns of subsurface copepods and the impact of environmental parameters. *Limnologica*, 42(2), 156-164.
- Melo Júnior, M., Marcolin, C.R., Miyashita, L.K., Lopes, R.M., 2016. Temporal changes in pelagic copepod assemblages off Ubatuba. *Mar. Ecol.* 37 (4), 877–890.
- Miyashita, L. K., de Melo Júnior, M., Lopes, R. M. 2009. Estuarine and oceanic influences on copepod abundance and production of a subtropical coastal area. *Journal of Plankton Research*, 31(8), 815-826.
- Neumann-Leitão, S., Melo, P. A., Schwamborn, R., Diaz, X. F., Figueiredo, L. G., Silva, A. P., Campelo, R. P. S., Melo Júnior, M., Melo, N. F. A. C., Costa, A. E. S. F., Araújo, M., Veleda, D. R. A., Moura, R. L., Thompson, F. 2018. Zooplankton from a reef system under the influence of the Amazon River plume. *Frontiers in microbiology*, 9, 355.
- Oliveira, E.N.D., Knoppers, B.A., Lorenzetti, J.A., Medeiros, P.R.P., Carneiro, M.E., Souza, W.F.L.D., 2012. A satellite view of riverine turbidity plumes on the NE-E Brazilian coastal zone. *Braz. J. Oceanogr.* 60 (3), 283–298.
- Omori, M., Ikeda, T. 1984. *Methods in marine zooplankton ecology*, New York, John Willey.
- Owens, T. G., Falkowskit, P. G. 1982. Enzymatic degradation of chlorophyll a by marine phytoplankton in vitro. *Phytochemistry*, 21(5), 979-984.
- Palóczy, A., Brink, K.H., da Silveira, I.C., Arruda, W.Z., Martins, R.P., 2016. Pathways and mechanisms of offshore water intrusions on the Espírito Santo Basin shelf (18° S–22° S. Brazil). *J. Geophys. Res.: Oceans* 121 (7), 5134–5163.
- Panosso, R., Lüring, M., 2010. *Daphnia magna* feeding on *Cylindrospermopsis raciborskii*: the role of food composition, filament length and body size. *J. Plankton Res.* 32 (10), 1393–1404.
- Perassoli, F., Ghisolfi, R.D., Lemos, A.T., 2020. Spatial distribution of nutrients associated with water masses in the Tubarão bight (20°S–22°S), Brazil. *J. Mar. Syst.* 103425.
- Podani, J., Schmera, D. 2006. On dendrogram-based measures of functional diversity. *Oikos*, 115(1), 179-185.
- Pomerleau, C., Sastri, A. R., Beisner, B. E. 2015. Evaluation of functional trait diversity for marine zooplankton communities in the Northeast subarctic Pacific Ocean. *Journal of Plankton Research*, 37(4), 712-726.
- Poole, R., Tomczak, M., 1999. Optimum multiparameter analysis of the water mass structure in the Atlantic Ocean thermocline. *Deep Sea Res. Part 1 Oceanogr. Res. Pap.* 46 (11), 1895–1921.
- Quaresma, V.S., Bastos, A.C., Leite, M.D., Costa Jr., A., Cagnin, R.C., Grilo, C.F., Zogheib, L.F., Oliveira, K.S.S., 2020. The effects of a tailing dam failure on the sedimentation of the eastern Brazilian inner shelf. *Continental Shelf Res.* 104172.

- Quaresma, V.D.S., Catabriga, G., Bourguignon, S.N., Godinho, E., Bastos, A.C., 2015. Modern sedimentary processes along the Doce river adjacent continental shelf. *Braz. J. Genet.* 45 (4), 635–644
- Sá, F., Longhini, C. M., Costa, E. S., da Silva, C. A., Cagnin, R. C., de Oliveira Gomes, L. E., Silva, C. A., Cagnin, R. C., Gomes, L. E. O., Lima, A. T., Bernardino, A. F., Neto, R. R. 2021. Time-sequence development of metal (loid) s following the 2015 dam failure in the Doce river estuary, Brazil. *Sci. Total. Environ.*, 769, 144532.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of species diversity. *Nature*, 163, 688.
- Shannon, C. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell Syst. Technol. J.*, 27, 379–423.
- Souza, W.F.L., Knoppers, B., 2003. Fluxos de água e sedimentos a costa leste do Brasil: relações entre a tipologia e as pressões antrópicas. *Geochimica Brasiliensis* 17 (1).
- Stefanoudis, P. V., Rivers, M., Ford, H., Yashayaev, I. M., Rogers, A. D., Woodall, L. C. 2019. Changes in zooplankton communities from epipelagic to lower mesopelagic waters. *Marine environmental research*, 146, 1-11.
- Stramma, L., England, M. 1999. On the water masses and mean circulation of the South Atlantic Ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 104(C9), 20863-20883.
- Tilman, D. 2001. Functional diversity. *Encyclopedia of biodiversity*, 3(1), 109-120.
- Turner, J.T., 2004. The importance of small planktonic copepods and their roles in pelagic marine food webs. *Zoological studies*. 43(2). 255–266.
- Turner, J.T., 1984. The Feeding Ecology of Some Zooplankters That Are Important Prey Items of Larval Fish. US Department of Commerce National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service
- Veríssimo, H., Patrício, J., Gonçalves, É., Moura, G. C., Barbosa, J. E. L., Gonçalves, A. M. 2017. Functional diversity of zooplankton communities in two tropical estuaries (NE Brazil) with different degrees of human-induced disturbance. *Marine environmental research*, 129, 46-56.
- Verity, P. G., Williams, S. C., Hong, Y. 2000. Formation, degradation, and mass: volume ratios of detritus derived from decaying phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series*, 207, 53-68.
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. and Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116, 882–892.
- Welschmeyer, N. A., Lorenzen, C. J. 1985. Chlorophyll budgets: Zooplankton grazing and phytoplankton growth in a temperate fjord and the Central Pacific Gyres 1. *Limnology and oceanography*, 30(1), 1-21.
- Wilson, A.E., Sarnelle, O., Tillmanns, A.R., 2006. Effects of cyanobacterial toxicity and morphology on the population growth of freshwater zooplankton: meta-analyses of laboratory experiments. *Limnol. Oceanogr.* 51 (4), 1915–1924.

10. CAPÍTULO 5

CONCLUSÕES GERAIS

A Foz do Rio Doce (FRD), ao longo dos três anos subsequentes ao desastre devido ao rompimento da barragem de Fundão-MG, ainda sofre os efeitos devido à presença do rejeito de minério de diferentes maneiras. A relação com o rejeito foi avaliada de forma indireta, através das concentrações de material particulado em suspensão (MPS), que segundo a literatura, indicam uma associação direta com a presença de metais e aumento da turbidez na porção marinha adjacente à FRD. O cenário de impacto é potencializado através dos eventos de cheia do Rio Doce além da ação das ondas nas isóbatas mais rasas, que acabam elevando as concentrações de MPS, expondo os organismos à presença do rejeito. Em relação ao zooplâncton, os resultados do presente estudo mostraram que os efeitos negativos puderam ser identificados a partir da queda dos índices de diversidade e abundância dos copépodes, além do predomínio de espécies/grupos mais resistentes, quando às concentrações do material particulado foram elevadas.

Em relação ao meroplâncton, quando comparado com dados pretéritos, foi possível identificar a possível substituição dos grupos dominantes na FRD frente ao cenário após a chegada da lama de rejeitos. Em contrapartida, foi possível identificar que, em função da complexa hidrodinâmica da FRD, através estruturação das massas de água, essas últimas são um fator-chave na manutenção das comunidades e assembleias zooplanctônicas, propiciando um cenário de melhoria nas condições da qualidade da água, promovendo o aumento da abundância e diversidade dos organismos. Além disso, o uso dos grupos funcionais de Copepoda se mostrou uma importante ferramenta para avaliar o cenário de impacto em questão, mostrando uma maior relação dos detritívoros sob a maior senescência do fitoplâncton.

No geral, os resultados do presente trabalho servem como base para o desenvolvimento de novas pesquisas, além de fornecer informações pioneiras, dessa forma relevantes, sobre zooplâncton num ambiente com importante dinâmica oceanográfica, impactado por rejeito de mineração.