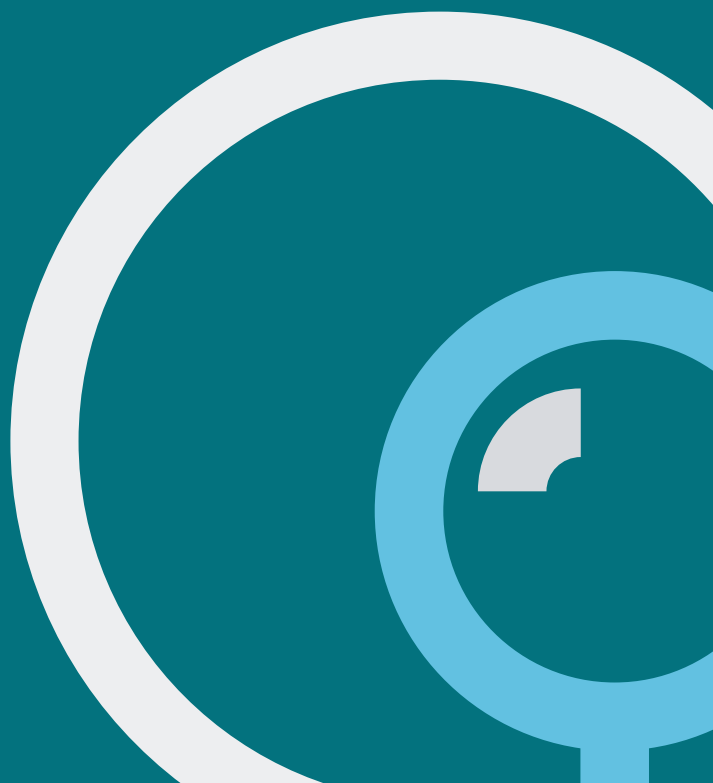


Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente

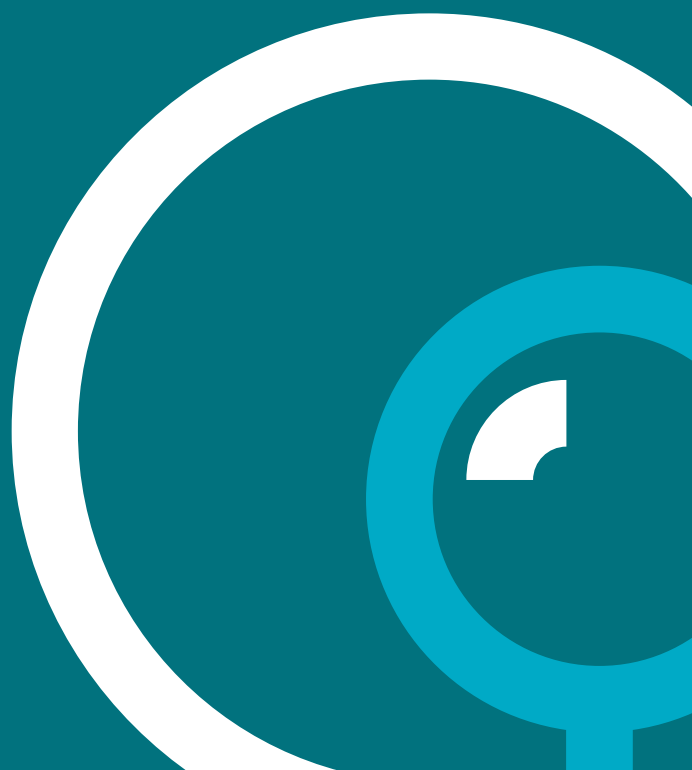
TOMO IV – ZONA COSTEIRA E MARINHA Diagnóstico de Danos



Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da
barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente

TOMO IV – ZONA COSTEIRA E MARINHA Diagnóstico de Danos

Lactec
Curitiba – Paraná – Brasil
Maio/2020



Documento:	Diagnóstico Socioambiental dos Danos Decorrentes do Rompimento da Barragem de Fundão na Bacia do Rio Doce e Região Costeira Adjacente TOMO IV – Zona Costeira e Marinha
Considerações Gerais:	Este documento refere-se ao Diagnóstico Socioambiental dos Danos Decorrentes do Rompimento da Barragem de Fundão na Bacia do Rio Doce e Região Costeira Adjacente, o qual apresenta a identificação e a mensuração dos danos socioambientais advindos do desastre na zona costeira e marinha até junho de 2019.
Contrato:	4500173758 – Samarco/Lactec
Solicitante:	Empresa: Ministério Público Federal Procuradoria da República em Minas Gerais
	Endereço: Av. Brasil, 1877
	Bairro: Bairro Funcionários
	Cidade: Belo Horizonte/MG
	CEP: CEP 30140-007
	A/C: Dr. José Adercio Leite Sampaio
	E-mail: joseadercio@mpf.mp.br
Executante:	Lactec Rodovia BR-116, km 98, nº 8813 Jardim das Américas Caixa Postal 19067 CEP 81531-980 Curitiba – PR – BR e-mail: leonardo.bastos@lactec.org.br Divisão de Meio Ambiente T + 55 (41) 3361-6882

Autoria: Equipe Técnica do Lactec	Emitido por: Leonardo Pussieldi Bastos, M. Sc. Biólogo / CRBio 28808-07D Meio Ambiente
	Aprovado por: Tânia Lucia Graf de Miranda, D. Sc. Engenheira Agrônoma / CREA RS 069105/D Gerente de Serviços Tecnológicos e Inovação
	Luiz Alkimin de Lacerda, D. Sc. Engenheiro Civil / CREA PR 155674/D Gerente de Pesquisa e Inovação

PRESIDÊNCIA		
Luiz Fernando Vianna	Diretor Presidente	
DIRETORIA		
Lauro Elias Neto	Diretor de Operações Tecnológicas	
Hélio Padilha	Diretor de Desenvolvimento Tecnológico	
Katia Patrícia Campanharo Fiebich Peroni	Diretora Administrativo-Financeira	
GERÊNCIA DE SEGMENTO		
André Ricardo Capra	MSc. Engenheiro Mecânico	Ensaio e Análises. Laboratoriais
Luiz Alkimin de Lacerda	Dr. Engenheiro Civil	Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação
Tania Lucia Graf de Miranda	Dra. Engenheira Agrônoma	Serviços Tecnológicos e Inovação
GERÊNCIA DE ÁREA		
Betina Lepretti Medeiros	MSc. Engenheira Civil	Estruturas Cíveis
Fabiano Scheer Hainosz	MSc. Engenheiro Cartógrafo	Geossoluções
Guilherme Cunha da Silva	Dr. Engenheiro Eletricista	Materiais
Leandro Zem	Administrador de Empresas	Escritório de Projetos
Jefferson Arndt	Esp. Analista de Sistemas	Inteligência de Negócios
Rodrigo Soares Ferreira	MSc. Químico	Análises Químicas
Rosana de Fátima Colaço Gibertoni	MSc. Engenheira Civil	Meio Ambiente
EQUIPE TÉCNICA		
COORDENAÇÃO DO PROJETO		
Leonardo Pussieldi Bastos	MSc. Biólogo	Coordenação Geral
Luiz Alkimin de Lacerda	Dr. Engenheiro Civil	Coordenação Técnica
Tania Lucia Graf de Miranda	Dra. Engenheira Agrônoma	Coordenação Técnica
Gleiciane Fernanda de Carvalho Blanc	MSc. Engenheira Ambiental	Coordenação Executiva
GESTÃO E ACOMPANHAMENTO		
Franciele Dãobroski	Esp. Engenheira Eletricista	Analista de Projeto
Guilherme de Poli	Administrador de Empresas	Analista de Projeto
Leandro Zem	Esp. Administrador de Empresas	Analista de Projeto
EQUIPE EXECUTORA		
Ana Paula Zampieri da Silva	Técnica em Geoprocessamento	Geoprocessamento
Davi da Silva Nascimento	Esp. Engenheiro Cartógrafo	Geoprocessamento
Edson Haruo Yoshizumi	Técnico em Geoprocessamento	Geoprocessamento
Fabiano Scheer Hainosz	MSc. Engenheiro Cartógrafo	Geoprocessamento

Lazaro Filipe de Souza	Geógrafo	Geoprocessamento e Paisagem
Maricler Toigo	Tecnóloga em Processamento de Dados	Geoprocessamento
Peterson da Silva Beherend	Técnico em Geomática	Geoprocessamento
Bruna Gomes Dias	Técnica em Química	Caracterização físico-química
Camila Marçal Gobi Pacher	MSc. Química	Caracterização físico-química
Camila Melo Pesqueira	MSc. Química	Caracterização físico-química
Fernando Henrique Coffacci de Lima	Químico	Caracterização físico-química
Heloisa Nunes da Motta	Dra. Engenheira Química	Caracterização físico-química
Joseane Valente Gulmine	Dra. Química	Caracterização físico-química e Química Ambiental
Juliano de Andrade	Dr. Engenheiro Químico	Caracterização físico-química
Kassia dos Santos Kanieski	MSc. Química	Caracterização físico-química
Danielle Caroline Schnitzler	Dra. Química	Química Ambiental
Marco Tadeu Grassi	Dr. Químico	Química Ambiental
Kleber Franke Portella	Dr. Químico	Rejeitos e Química Ambiental
Mariana D'Orey Gaivão Portella Bragança	Dra. Engenheira Ambiental	Rejeitos e Química Ambiental
Claudia Bueno dos Reis Martinez	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Kelly Sabrina Riby Afonso	Técnica em química	Ecotoxicologia
Leticia da Silva Pereira Fernandes	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Luciana Rodrigues de Souza Bastos	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Luís Fernando Fávaro	Dr. Biólogo	Ecotoxicologia
Mariana Machado Lauer	Dra. Oceanógrafa	Ecotoxicologia
Tiago Tomiama Alvim	MSc. Biólogo	Ecotoxicologia
Fernando Mainardi Fan	Dr. Engenheiro Ambiental	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Hugo de Oliveira Fagundes	MSc. Engenheiro Ambiental	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Irani do Santos	Dr. Geógrafo	Hidrologia e Hidrossedimentologia
João Batista Dias de Paiva	Dr. Engenheiro Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
João Paulo Jankowski Saboia	MSc. Engenheiro Ambiental	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Julio Werner Yoshioka Bernardo	Dr. Engenheiro Ambiental	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Rodrigo Cauduro Dias de Paiva	Dr. Engenheiro Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Rosana de Fátima Colaço Gibertoni	MSc. Engenheira Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Rubem Luiz Daru	MSc. Engenheiro Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Tobias Bernward Bleninger	Dr., Engenheiro Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Alcides Conte Neto	Estatístico	Águas Superficiais Continentais

Ana Carolina Canossa Becker	Engenheira Civil	Águas Superficiais Continentais
Ana Carolina Wosiack	MSc. Bióloga	Águas Superficiais Continentais
Bruna Arcie Polli	Dra. Engenheira Ambiental	Águas Superficiais Continentais
Cristovão Vicente Scapul tempo Fernandes	Dr. Engenheiro Civil	Águas Superficiais Continentais
Marianne Schaefer França Sieciechowicz	MSc. Engenheira Ambiental	Águas Superficiais Continentais
Nicole Machuca Brassac de Arruda	Dra. Bióloga	Águas Superficiais Continentais
André Filgueiras	MSc. Oceanógrafo	Águas e Sedimentos Costeiros
Emilio Marcelo Dolichney	Oceanógrafo	Águas e Sedimentos Costeiros
Guilherme de Godoy Baratella	Oceanógrafo	Águas e Sedimentos Costeiros
Luciano Hermanns	Dr. Oceanógrafo	Águas e Sedimentos Costeiros
Josiane Rovedder	MSc. Bióloga	Águas e Sedimentos Costeiros
Rafaela Michels da Silveira	MSc. Oceanógrafa	Águas e Sedimentos Costeiros
Tomaz Bohrer Brentano	Engenheiro Ambiental	Águas e Sedimentos Costeiros
Fernando Luiz Diehl	MSc. Oceanógrafo	Águas, Sedimentos e Zooplâncton Costeiros
André Virmond Lima Bittencourt	Dr. Engenheiro químico	Água Subterrânea
Paula Neuburger	Geóloga	Água Subterrânea
Bruna Pereira de Souza	MSc. Engenheira Ambiental	Saneamento
Mariana Vieira Calixto	Engenheira Ambiental	Saneamento
Thiago Carvalho de Mello	MSc. Engenheiro Químico	Saneamento
Patricia Dammski Borges de Andrade	MSc. Bióloga	Fauna aquática
Priscila Izabel Tremarin	Dra. Bióloga	Fitoplâncton
Sarah Meier Lopes	MSc. Bióloga	Fitoplâncton
Claudia Costa Bonecker	Dra. Bióloga	Zooplâncton Continental
João Vitor Fonseca da Silva	MSc. Biólogo	Zooplâncton Continental
Luiz Felipe Machado Velho	Dr. Biólogo	Zooplâncton Continental
Ludmilla Dias Veado	MSc. Oceanógrafa	Zooplâncton e Ictioplâncton Costeiro
Gheysa do Rocio Moraes Pires	MSc. Tecnóloga em Química Ambiental	Qualidade de Sedimentos Continentais
Camila Ghilardi Cardoso Fontanella	MSc. Bióloga	Macroinvertebrados Aquáticos e Quelônios
Roger Henrique Dalcin	MSc. Biólogo	Bentos de Fundos Inconsolidados e Ictiofauna
Rosemary A. Brogim	Dra. Bióloga	Bentos de Fundos Inconsolidados
Adriano Hauer	Esp. Biólogo	Ictiofauna
Bruno Kazuo Nakagawa	MSc. Biólogo	Ictiofauna
Giuliano Menegale Martinazzo	Biólogo	Ictiofauna

Matheus Oliveira Freitas	Dr. Biólogo	Ictiofauna e Quelônios
Maurício Belezia de Oliveira	MSc. Biólogo	Ictiofauna
Vinícius Abilhoa	Dr. Biólogo	Ictiofauna
Emanuel Luis Razzolini	MSc. Biólogo	Ictiofauna – Diversidade Genética
Rafael Antunes Baggio	Dr. Biólogo	Ictiofauna – Diversidade Genética e Modelagem da dinâmica populacional
Walter Antônio Pereira Boeger	Dr. Oceanógrafo	Ictiofauna – Diversidade Genética
Angie Thaisa da Costa Souza	MSc. Bióloga	Ictiofauna – Modelagem da dinâmica populacional
Sabrina Borges Lino de Araújo	Dra. Física	Ictiofauna – Modelagem da dinâmica populacional
Fabício Locatelli Trein	Esp. Biólogo	Quelônios
Letícia Kienen Languer Rolim	Médica Veterinária	Quelônios
Lucas Reinert Mendes	Biólogo	Quelônios
Marcos André Navarro	MSc. Biólogo	Quelônios
Matheus Ferreira de Souza	Médico Veterinário	Quelônios
Leonardo Liberali Wedekin	Dr. Biólogo	Cetáceos
Samira Costa da Silva	MSc. Médica Veterinária	Cetáceos
Ernesto Goldfarb Figueira	MSc. Geólogo	Geologia, Paisagem, Água Subterrânea e Qualidade de Sedimentos
Isabella Francoso Rebutini Figueira	Dra. Geóloga	Geologia, Qualidade de Sedimentos, Água Subterrânea
Leonardo Evangelista Lagoeiro	Dr. Geólogo	Geologia, Geoquímica
Antônio Carlos Vargas Motta	Dr. Engenheiro Agrônomo	Solos
Araína Hulmann Batista	Dra. Engenheira Agrônoma	Solos
Bernardo Lipski	MSc. Engenheiro Agrônomo	Solos
Letícia de Pierri	Dra. Engenheira Agrônoma	Solos
Betina Lepretti Medeiros	MSc. Engenheira Civil	Geotecnia
Esther Dyck	Engenheira Civil	Geotecnia
Joubert Weigert Favaro	MSc. Engenheiro Ambiental	Geotecnia
Marcelo Buras	MSc. Engenheiro Civil	Geotecnia
Rodrigo Moraes da Silveira	Dr. Engenheiro Civil	Geotecnia
Ana Alice Biedzicki de Marques	Dra. Bióloga	Biodiversidade
Dimas Vital Sabioni Resck	Engenheiro Florestal	Flora
Fábio Antônio da Paixão	Engenheiro Florestal	Flora
Fernando Camargo da Silva	Esp. Engenheiro Florestal	Flora
Juliano José da Silva Santos	MSc. Biólogo	Flora e Bioespeleologia
Jonas Eduardo Bianchin	Dr. Engenheiro Florestal	Flora

Marcelo Augusto da Silva	Biólogo	Flora
Tamara Molin	Bióloga	Flora
Vanessa Ariati	MSc. Bióloga	Flora
Marcelo Alejandro Villegas Vallejos	MSc. Biólogo	Fauna Silvestre e Áreas Protegidas
Luiz Eduardo Macedo Reis	Dr. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Rafael Lucchesi Balestrin	Dr. Biólogo	Fauna silvestre – herpetofauna
Raphael Eduardo Fernandes Santos	Esp. Biólogo	Fauna silvestre – avifauna
Andressa Gatti	Dra. Bióloga	Fauna silvestre – mastofauna terrestre
Daniel da Silva Ferraz	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna terrestre
João Eduardo Cavalcanti Brito	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna terrestre
Michel Barros Faria	Dr. Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna terrestre
Paulo Rogerio Mangini	Dr. Médico Veterinário	Fauna silvestre – mastofauna terrestre
Thadeu Sobral de Souza	Dr. Biólogo	Modelagem da biodiversidade
Maurício Humberto Vancine	MSc. Ecólogo	Modelagem da biodiversidade
Ana Tereza Bittencourt Guimarães	Dra. Bióloga	Modelagem da biodiversidade
Bernardo Brandão Niebuhr dos Santos	Dr. Físico	Modelagem da biodiversidade
João Luís Bittencourt Guimarães	MSc. Eng. Florestal	Modelagem de Serviços Ecossistêmicos
Leandro Moraes Scoss	MSc. Zootecnista	Áreas Protegidas
Robson Odeli Espíndola Hack	MSc. Biólogo	Áreas Protegidas e Fauna Silvestre
Karime Dawidziak Piazzetta	MSc. Tecnóloga em Processos Ambientais	Atmosfera
Luis Eduardo Soares Mayer	Geógrafo	Atmosfera
Camila Azevedo de Moraes Wichers	Dra. Arqueóloga e Museóloga	Patrimônio Cultural
Cristiane Schappo Wessling	MSc. Engenheira Ambiental	Patrimônio Cultural
Ellen Christine Prestes Ferronato	Esp. Engenheira Ambiental	Patrimônio Cultural
Gabriela Ribeiro Farias	Arquiteta	Patrimônio Cultural
Larissa M. Ferreira da Costa	Administradora	Patrimônio Cultural
Leandro S. C. Nascimento	Engenheiro civil	Patrimônio Cultural
Melina Pissolato Moreira	MSc. Arqueóloga	Patrimônio Cultural
Pamela Pereira de Araújo	Engenheira Ambiental	Patrimônio Cultural
Paulo Eduardo Zanettini	Dr. Arqueólogo	Patrimônio Cultural
Rogério Ricciluca Matiello Félix	MSc. Historiador	Patrimônio Cultural
Alex Sandro Barros	MSc. Arqueólogo	Patrimônio Arqueológico

Carlos Alberto Alves	Historiador	Patrimônio Arqueológico
Ianthe Silva	Arqueólogo	Patrimônio Arqueológico
Letícia Ribeiro da Silva	MSc. Arqueóloga	Patrimônio Arqueológico
Lucas de P. Souza Trancoso	MSc. Arqueólogo	Patrimônio Arqueológico
Luciana Bozzo Alves	MSc. Arqueóloga	Patrimônio Arqueológico
Luiz Antonio Queiroz Pacheco	MSc. Arqueólogo	Patrimônio Arqueológico
Matilde A. Alves de Barros	Historiadora	Patrimônio Arqueológico
Paulo F. Bava de Camargo	Dr. Arqueólogo	Patrimônio Arqueológico
Roberto Faini Baracho	Mergulhador	Patrimônio Arqueológico
Sheila Silva	Arqueóloga	Patrimônio Arqueológico
Thais Pereira Rocha	Assistente de Pesquisa	Patrimônio Arqueológico
Devanir José de Oliveira Júnior	Historiador	Patrimônio Arqueológico e Material
Everaldo Cristiano da Silva	Arquiteto	Patrimônio Cultural Material
Rodrigo Silva	Dr. Historiador	Patrimônio Cultural Material
Enrico Spaggiari	Dr. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
José Agnello Alves Dias de Andrade	Dr. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
José Guilherme Cantor Magnani	Dr. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
Leslie Lopes Sandes	Cientista Social	Patrimônio Cultural Imaterial
Mariana Hangai Vaz Guimarães Nogueira	Cientista Social	Patrimônio Cultural Imaterial
Mariana Luiza Fiocco Machini	MSc. Antropóloga	Patrimônio Cultural Imaterial
Michel de Paula Soares	MSc. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
Rodrigo Valentim Chiquetto	MSc. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
Yuri Bassichetto Tambucci	MSc. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial

EQUIPE DE CAMPO

Rômulo Henrique Santos Correa	Técnico em hidrologia	Águas superficiais e sedimentos
Fernando Figueiredo Laabs	Técnico em hidrologia	Águas superficiais e sedimentos
Adilson José de Lara	Hidrometrista	Águas superficiais e sedimentos
Edson Haruo Yoshizumi	Técnico	Águas superficiais e sedimentos
Fernando Gonçalves Opalinski	Técnico em eletrônica	Águas superficiais e sedimentos
Rafael Santos	Bioteecnólogo	Águas superficiais e sedimentos
Helen Sadauskas Henrique	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Matheus Ferreira de Souza	Médico Veterinário	Ecotoxicologia
Sabrina Loise de Moraes Calado	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Lygia Segal Nogueira	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia

João Marques Lima da Fonseca	Biólogo	Flora – inventário florestal
Vicente de Jesus Durães	Esp. Engenheiro Ambiental	Flora – inventário florestal
Guilherme Felitto da Costa	Esp. Biólogo	Flora – reófitas
Emanuel Giovani Cafôfo Silva	MSc. Biólogo	Flora – macrófitas aquáticas
Antônio Campos Rocha Neto	MSc. Biólogo	Flora – campos rupestres
Marcel Comin	MSc. Biólogo	Flora – campos rupestres
Eli Carlos de Nardin	Biólogo	Flora – várzeas, vegetação secundária inicial e restinga
Felipe Eduardo Cordeiro Marinero	MSc. Biólogo	Flora – várzeas, vegetação secundária inicial e herbário
José Marcelo Pelloso Molina	MSc. Biólogo	Flora – epífitas
Alexandrina Pujals	Dra. Bióloga	Flora – trepadeiras
Frederico Fregolente Faracco Mazziero	MSc. Biólogo	Flora – herbáceas florestais
Públio Bonin Júnior	Biólogo	Flora – herbáceas florestais
Darlan Junior Cherion	Esp. Biólogo	Flora – banco de sementes, plântulas e serrapilheira
Lucas Junqueira Roncon	Biólogo	Flora – banco de sementes, plântulas e serrapilheira
Thiago Junqueira Roncon	Dr. Biólogo	Flora – banco de sementes, plântulas e serrapilheira
Paula de Freitas Larocca	Esp. Bióloga	Flora – restinga
Affonso Henrique Nascimento de Souza	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Alex Chavier Silva	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Cleandson Ferreira Santos	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Fabiano de Oliveira Silva	Esp. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Fernanda Vieira da Costa	Dra. Bióloga	Fauna silvestre – entomofauna
Flávio Siqueira de Castro	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Lucas Neves Perillo	Dr. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Tandara de Souza Gomes	Bióloga	Fauna silvestre – entomofauna
Arthur Schramm de Oliveira	Esp. Biólogo	Fauna silvestre – herpetofauna
Bernardo Franco da Veiga Teixeira	Dr. Biólogo	Fauna silvestre – herpetofauna
Cyro de Sousa Bernardes	Biólogo	Fauna silvestre – herpetofauna
Guilherme Bard Adams	Biólogo	Fauna silvestre – herpetofauna
Martin Schossler	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – herpetofauna
Dalila de Fátima Ferreira	Bióloga	Fauna silvestre – avifauna
João Antônio de Bittencourt Vitto	Biólogo	Fauna silvestre – avifauna
João Paulo Gava Just	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – avifauna

Willian Menq dos Santos	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – avifauna
Ariel Guilherme Santos do Nascimento	Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna de pequeno porte
Isteliene Lopes Leodoro	Bióloga	Fauna silvestre – mastofauna de pequeno porte
Lizandra Regina Bigai	Bióloga	Fauna silvestre – mastofauna de pequeno porte
Max Antonioni da Silva	Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna de pequeno porte
Ruan Márcio Ruas Nunes	Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna de pequeno porte
Vinicius Peron de Oliveira Gasparotto	MSc. Médico Veterinário	Fauna silvestre – mastofauna de pequeno porte
Diego Afonso Silva	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna de grande porte
Mattheus Torrezani Silveira	Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna de grande porte
Paula Beatriz Mangini	Dra. Médica Veterinária	Fauna silvestre – mastofauna de grande porte
Ricardo Krul	Dr. Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna de grande porte
Bruna da Silva Fonseca	Dra. Bióloga	Fauna silvestre – quiropteroфаuna
Cristina Jaques da Cunha	MSc. Bióloga	Fauna silvestre – quiropteroфаuna
Danielle de Oliveira Moreira	Dra. Bióloga	Fauna silvestre – quiropteroфаuna
Paula Modenesi Ferreira	Bióloga	Fauna silvestre – quiropteroфаuna
Thali Leal Sampaio	MSc. Médica Veterinária	Fauna silvestre – quiropteroфаuna
Ana Lúcia Cypriano Souza	Dra. Bióloga	Cetáceos
Clarêncio Gomes Baracho	MSc. Biólogo	Cetáceos
Daniela Pitol	Bióloga	Cetáceos
Denis Alessandro Hille	Biólogo	Cetáceos

ESTAGIÁRIOS

Rafaella Moreira	Engenharia Ambiental	Contextualização e danos
Bruno Nadalin Lima de Melo	Ciências Biológicas	Áreas Protegidas e Fauna Silvestre
Mirian Kaori Nagano	Geografia	Geoprocessamento
Matheus de Andrade Machado	Engenharia Cartográfica e de Agrimensura	Geoprocessamento
Eliana Vieira de Freitas	Engenharia Cartográfica e de Agrimensura	Geoprocessamento
Janiny Zanda Soares da Silva	Engenharia Cartográfica e de Agrimensura	Geoprocessamento
Laura Damasceno da Silva	História	Patrimônio Arqueológico
Sabrina Lisboa Alves	História	Patrimônio Arqueológico
Devon Gebauer Mayer	Ciências Biológicas	Bentos de Fundos Inconsolidados

Bruna Bergman Machado	Ciências Biológicas	Cetáceos
Marina Ferraz Sampaio	Ciências Biológicas	Fauna Silvestre
Izadora de Moura de Moraes	Ciências Biológicas	Fitoplâncton
Emerson Fernando Garcia Machado	Biólogo	Ictiofauna – Diversidade Genética
Murilo Radloff Barghouthi	Engenharia Florestal	Flora
Saymon Hamses Monastier	Engenharia Florestal	Flora
João Marcos Carvalho	Engenharia Civil	Hidrologia
Nilo Kruchelski	Engenharia Civil	Hidrologia
Vitor Mittelstaedt Alfaro	Engenharia Civil	Hidrologia
Lucas Jerszurki	Geografia	Hidrologia
André Luiz de Souza Bonfim	Engenharia Ambiental	Hidrologia
Leticia Giese de Andrade Cruz	Engenharia Civil	Hidrologia
Ericka Viviane Lemos Marcondes	Ciências Biológicas	Macroinvertebrados bentônicos
Phillip Alves Schuster	Ciências Biológicas	Macroinvertebrados bentônicos
Aline Guidolin da Luz	Engenharia Civil	Águas Superficiais Continentais
Antônio José Hamerschmidt	Estatística	Águas Superficiais Continentais
Eduarda Bertoletti Duarte	Ciências Biológicas	Águas Superficiais Continentais
Jéssica Cristina Lozovei	Geografia	Qualidade de Sedimentos Continentais
Mirian Kaori Nagano	Geografia	Qualidade de Sedimentos Continentais
Amanda Cristina Fraga de Albuquerque	Engenharia Ambiental	Saneamento
Nayara Caroline M. Ulbrich	Agronomia	Solos
Tamires Maiara Ercole	Agronomia	Solos
Rebeca Dias Pegollo	Ciências Biológicas	Fauna Aquática
Ana Cleuza de Souza Pelanda	Ciências Biológicas	Fauna Aquática
Camilla Alves Oliveira	Ciências Biológicas	Fauna Aquática
Carolina Valério Leme	Engenharia Ambiental	Ecotoxicologia
Gisele Tatiane Soares da Veiga	Ciências Biológicas	Ecotoxicologia
Luiz Guilherme Tatsh Henrique	Engenharia Ambiental	Ecotoxicologia
Mayara Rodrigues	Ciências Biológicas	Ecotoxicologia
Rafaela Cruz Dias	Ciências Biológicas	Ecotoxicologia

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa da área de estudo para o diagnóstico dos danos à Zona Costeira e Marinha decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, MG.	52
Figura 2 – Compartimentalização e estações amostrais da Área Marinha para o diagnóstico dos danos à Zona Costeira e Marinha decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, MG.	53
Figura 3 – Compartimentalização do ambiente marinho e principais pontos de monitoramento da qualidade das águas avaliados em cada compartimento.	60
Figura 4 – Exemplo de gráfico de dispersão com a classificação da gravidade dos dados de zinco total no compartimento 5-A.	64
Figura 5 – Exemplo de gráfico de barra com os dados classificados agregados por compartimento e segmentação temporal em P1 para os indicadores, no presente caso para o parâmetro manganês total.	64
Figura 6 – Gráfico de barra com os dados classificados agregados por compartimento e segmentação temporal para o parâmetro manganês total.	66
Figura 7 – Fluxo de condições gerais de avaliação de tendência de evolução dos danos à qualidade da água.	66
Figura 8 – Esforço amostral para alumínio dissolvido durante o período de monitoramento pós-desastre.	67
Figura 9 – Classificação dos dados de turbidez pós-desastre nos 7 compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul), da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	69
Figura 10 – Classificação das alterações para turbidez no ambiente costeiro.	72
Figura 11 – Tendência das alterações para turbidez no ambiente costeiro.	73
Figura 12 – Classificação dos dados pós-desastre de oxigênio dissolvido nos 7 compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul), da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	75
Figura 13 – Classificação das alterações para o oxigênio dissolvido no ambiente costeiro.	78
Figura 14 – Tendência das alterações para o oxigênio dissolvido no ambiente costeiro.	79
Figura 15 – Classificação dos dados pós-desastre de alumínio dissolvido nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul), da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	81
Figura 16 – Classificação das alterações para o alumínio dissolvido no ambiente costeiro.	84
Figura 17 – Tendência das alterações para o alumínio dissolvido no ambiente costeiro.	85
Figura 18 – Classificação dos dados pós-desastre de arsênio total nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul), da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	88
Figura 19 – Classificação das alterações para o arsênio total no ambiente costeiro.	91
Figura 20 – Tendência das alterações para o arsênio total no ambiente costeiro.	92

Figura 21 – Classificação dos dados pós-desastre de cádmio total nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul), da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	94
Figura 22 – Classificação das alterações para o cádmio total no ambiente costeiro.	97
Figura 23 – Tendência das alterações para o cádmio total no ambiente costeiro.	98
Figura 24 – Classificação dos dados pós-desastre de chumbo total nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul), da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	101
Figura 25 – Classificação das alterações para o chumbo total no ambiente costeiro.	104
Figura 26 – Tendência das alterações para o chumbo total no ambiente costeiro.	105
Figura 27 – Classificação dos dados pós-desastre de cobre dissolvido nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul), da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	108
Figura 28 – Classificação dos dados pós-desastre de cromo total nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul), da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	112
Figura 29 – Classificação das alterações para o cromo total no ambiente costeiro.	115
Figura 30 – Tendência das alterações para o cromo total no ambiente costeiro.	116
Figura 31 – Classificação dos dados pós-desastre de ferro dissolvido nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul), da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	118
Figura 32 – Classificação das alterações para o ferro dissolvido no ambiente costeiro.	121
Figura 33 – Tendência das alterações para o ferro dissolvido no ambiente costeiro.	122
Figura 34 – Classificação dos dados de manganês total pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul), da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	124
Figura 35 – Classificação das alterações para o manganês total no ambiente costeiro.	127
Figura 36 – Tendência das alterações para o manganês total no ambiente costeiro.	128
Figura 37 – Classificação dos dados de mercúrio total nos sete compartimentos da área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul), da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	130
Figura 38 – Classificação das alterações para o mercúrio total no ambiente costeiro.	133
Figura 39 – Tendência das alterações para o mercúrio total no ambiente costeiro.	134
Figura 40 – Classificação dos dados de níquel total nos sete compartimentos da área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul), da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	137

Figura 41 – Classificação dos dados de zinco total pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul), da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	140
Figura 42 – Classificação das alterações para o zinco total no ambiente costeiro.....	143
Figura 43 – Tendência das alterações para o zinco total no ambiente costeiro.....	144
Figura 44 – Densidade média do fitoplâncton marinho em regiões próximas a foz do rio Doce, antes e após o desastre.	163
Figura 45 – Concentração média de clorofila-a e feopigmentos em diferentes profundidades, antes e após o desastre.	164
Figura 46 – Densidade média do fitoplâncton em diferente profundidades, antes e após o desastre.....	165
Figura 47 – Representatividade das classes de algas nas estações monitoradas pelo Lactec no ambiente costeiro.	166
Figura 48 – Ilustração de algumas espécies do fitoplâncton nas estações monitoradas pelo Lactec no ambiente costeiro.	170
Figura 49 – Diversidade (H') de espécies do fitoplâncton antes e após o desastre.	174
Figura 50 – Variação da densidade (org.m-3) para o zooplâncton por ponto amostral (coluna azul) no Ambiente Marinho na foz do rio Doce (julho/2018 e fevereiro/2019 – DADOS PRIMÁRIOS) e zona costeira adjacente. Linha tracejada (DADOS PRIMÁRIOS) = azul – densidade média total pós-desastre (P2); Linhas tracejadas (DADOS SECUNDÁRIOS) = verde – densidade média total pré-desastre (P0); vermelha – pico de densidade logo após o desastre; marrom – densidade média total pós-desastre (P1 e P2).	177
Figura 51 – Mapa indicando a localização dos pontos de coleta.	183
Figura 52 – Variação. Concentração corporal de EPTs nas amostras de zooplâncton. Os pontos são apresentados da esquerda para a direita, sentido Sul-Norte: a) Campanha 1 - Dados expressos como média (quadrado menor) $\pm$ desvio padrão (barras verticais) e erro padrão (quadrado maior). b) Campanha 2 - Os dados são expressos como média $\pm$ erro padrão. Retângulos vermelhos indicam o agrupamento de pontos que podem ser comparados com a Campanha 1.	184
Figura 53 – Nível corporal de peroxidação lipídica nas amostras de zooplâncton. Os pontos são apresentados da esquerda para a direita, sentido Sul-Norte: a) Campanha 1 - Dados expressos como média (quadrado menor) $\pm$ desvio padrão (barras verticais) e erro padrão (quadrado maior). b) Campanha 2 - Os dados são expressos como média $\pm$ erro padrão. Retângulos vermelhos indicam o agrupamento de pontos que podem ser comparados com a Campanha 1.	187
Figura 54 – Fator de contaminação para a espessura do sedimento depositado, obtidos pela divisão entre a diferença de espessuras de depósito do cenário com desastre e sem desastre pela espessura do cenário de deposição natural (sem desastre).....	191
Figura 55 – Compartimentalização do ambiente marinho e principais pontos de monitoramento da qualidade dos sedimentos avaliados em cada compartimento.	197
Figura 56 – Gráfico de dispersão com a classificação da gravidade dos dados de manganês total no compartimento 5-B2.	200
Figura 57 – Gráfico de barra com os dados classificados agregados por compartimento e segmentação temporal para o parâmetro manganês total.	200

Figura 58 – Fluxo de condições gerais de avaliação de tendência de evolução dos danos à qualidade da água.....	202
Figura 59 – Diagramas triangulares com as classes propostas por Folk (1954).....	203
Figura 60 – Equipamentos utilizados para as coletas e estocagem das amostras da macroinfauna bêntica do ambiente marinho, em A e B. e em C. Exemplo de uma amostra considerada válida.	204
Figura 61 – Fotos de uma amostra da macrofauna bêntica em A. e, da estocagem das amostras do ambiente marinho na zona costeira do Espírito Santo em B. e C.	206
Figura 62 – Amostras nas adjacências da foz do rio Doce em que se verificou a ocorrência de rejeito em março de 2016.	208
Figura 63 – Classificação dos pontos de vistoria quanto a espessura da camada de depósitos de rejeito realizada por Golder, (2016).....	208
Figura 64 – Classes granulométricas (FOLK, 1954) das amostras de sedimento para os meses pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.	210
Figura 65 – Classificação granulométricas (FOLK, 1954) das amostras de sedimento para os períodos pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.	211
Figura 66 – Mapa faciológico da Plataforma Continental do Espírito Santo, baseado na compilação de dados oriundos de várias fontes disponíveis.....	213
Figura 67 – Mapa mostrando os principais depósitos de lama (> 50%) e a densidade aparente medida. A linha azul representa o limite para o sedimento com mais de 25% do teor de carbonato....	214
Figura 68 – Classificação dos dados de alumínio em sedimento para o período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.	216
Figura 69 – Classificação das alterações para alumínio em sedimento.	219
Figura 70 – Classificação dos dados de arsênio em sedimento para o período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.	221
Figura 71 – Classificação dos dados de bário em sedimento em período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.	224
Figura 72 – Classificação das alterações para bário em sedimento.	226
Figura 73 – Classificação dos dados de cádmio em sedimento em período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.	228
Figura 74 – Classificação das alterações para o cádmio em sedimento.....	230
Figura 75 – Classificação dos dados de chumbo em sedimento em período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.	232
Figura 76 – Classificação das alterações para chumbo em sedimento.	234
Figura 77 – Classificação dos dados de cobre em sedimento para o período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.	236
Figura 78 – Classificação das alterações para cobre em sedimento.	238
Figura 79 – Classificação dos dados de cromo em sedimento para o período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.	240
Figura 80 – Classificação das alterações para cromo em sedimento.....	242

Figura 81 – Classificação dos dados de ferro em sedimento para o período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.	244
Figura 82 – Classificação das alterações para ferro em sedimento.	246
Figura 83 – Classificação dos dados de manganês em sedimento para o período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.	248
Figura 84 – Classificação das alterações para manganês em sedimento.	250
Figura 85 – Classificação dos dados de mercúrio em sedimento para o período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.	252
Figura 86 – Classificação das alterações para mercúrio em sedimento.	254
Figura 87 – Classificação dos dados de níquel em sedimento para o período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.	256
Figura 88 – Classificação das alterações para níquel em sedimento.	258
Figura 89 – Classificação dos dados de zinco em sedimento para o período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.	260
Figura 90 – Classificação das alterações para zinco em sedimento.	262
Figura 91 – Gráficos das médias e erros padrão dos parâmetros faunais: A. Densidade (m ²), B. Número de <i>Taxa</i> e C. Diversidades registradas pré- e pós- desastre da barragem de Fundão (MG) ocorrido em 2015. As barras em azul representam os resultados de Matthews-Cascon et al. (2018); a barra cinza, os resultados da Marinha do Brasil (2016); a barra amarela, os resultados de Longo (2019) e as barras vermelhas representam os resultados obtidos no presente diagnóstico de danos (2019).	268
Figura 92 – Gráficos das médias e erros padrão das Densidades (m ²) de A. Mollusca, B. Polychaeta, C. Crustacea e D. Outros, registradas pré- e pós- desastre da barragem de Fundão (MG) ocorrido em 2015. Na categoria “Outros” estão inclusos os grandes grupos taxonômicos com baixas abundâncias.	269
Figura 93 – Embarcação utilizada, à esquerda, e método de coleta (rede de arrasto com portas), à direita, utilizados para a captura dos peixes.	278
Figura 94 – Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada na composição da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce, no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2017 pela SAMARCO/CTA no ambiente marinho adjacente. Como o NMDS foi baseado em uma matriz de distância, a proximidade entre os pontos indica maior similaridade.	285
Figura 95 – Distinção taxonômica média (AvTD) da composição e relação taxonômica da ictiofauna registrada em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce, no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2016 pela SAMARCO/CTA no ambiente marinho adjacente. A média esperada (calculada) foi representada pela linha pontilhada central e o limite do intervalo de confiança (95%) dado pelas linhas sólidas do entorno, em forma de funil.	287
Figura 96 – Variação da distinção taxonômica (VarTD) da composição e relação taxonômica da ictiofauna registrada em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce, no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2016 pela SAMARCO/CTA no ambiente marinho adjacente. A média esperada (calculada) foi representada pela linha pontilhada central e o limite do intervalo de confiança (95%) dado pelas linhas sólidas do entorno, em forma de funil.	287
Figura 97 – Curvas de K-dominância para abundância e biomassa de espécies registradas em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce. A dominância em peso (estatística	

W positiva) indica uma assembleia não perturbada, enquanto que a dominância em número de indivíduos (estatística W negativa) implica em distúrbios moderados (CLARKE; WARWICK, 2001).	290
Figura 98 – <i>Stellifer rastrifer</i>	291
Figura 99 – <i>Cathorops spixii</i>	291
Figura 100 – Riqueza dos grupos tróficos registrados nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce e no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2017 pela SAMARCO/CTA no ambiente marinho adjacente.....	293
Figura 101 – Abundância (log) dos grupos tróficos registrados nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce e no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2017 pela SAMARCO/CTA no ambiente marinho adjacente.....	293
Figura 102 – Relação entre a riqueza e abundância de peixes ictiófagos e zooplânctívoros para a ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce e no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2017 pela SAMARCO/CTA no ambiente marinho adjacente.	293
Figura 103 – Proporção de espécies de interesse para a pesca registrada no ambiente marinho adjacente à foz do rio Doce considerando o levantamento de dados primários (monitoramento – Fases 1, 2, 3, 4, 5 e 6) e secundários. Os dados da COPPE/UFRJ (2017) apresentam apenas a riqueza de peixes recifais.	295
Figura 104 – Cenários comparativos de adequabilidade ambiental para <i>Macrodon ancylodon</i> como resultado da Modelagem de Nicho Ecológico.	297
Figura 105 – Áreas de perda de adequabilidade ambiental de <i>Macrodon ancylodon</i> nas categorias de dano severo, moderado e leve.	298
Figura 106 – Corte histológico de brânquia de espécimes de <i>Conodon nobilis</i> (A e B) e <i>Cathorops spixii</i> (C-E), capturados no ponto 5 do mar, 5 km da costa.	300
Figura 107 – Biomarcadores fisiológicos determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar) tanto nos pontos próximos (5 km; símbolos verdes-claros) quanto nos distantes (20 km; símbolos verdes-escuros) da costa. A – Osmolalidade (OSM; círculo), Cl ⁻ (triângulo invertido), Na ⁺ (triângulo), Teor hídrico (TH; quadrado), K ⁺ (losango) e Mg ²⁺ (hexágono); B – Anidrase carbônica (AC) branquial (círculo) e renal (quadrado); C – Na ⁺ /K ⁺ -ATPase (NAK; círculo) e H ⁺ -ATPase (quadrado) branquial.....	302
Figura 108 – Biomarcadores metabólicos determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar), nos pontos próximos (5 km; símbolos verdes claro) ou distantes (20 km; símbolos verdes escuro) da costa. Glicose (círculo) e lactato (quadrado) plasmáticos e glicogênio muscular (triângulo).	303
Figura 109 – Biomarcadores dos sistemas antioxidante e de biotransformação determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar) tanto nos pontos próximos (5 km; símbolos verde-claros) quanto nos distantes (20 km; símbolos verde-escuros) da costa. A – Catalase (CAT) branquial (círculo) e hepática (quadrado); B – Superóxido dismutase (SOD) branquial (círculo) e hepática (quadrado); C – Glutathione peroxidase (GPx) branquial (círculo) e hepática (quadrado); D – Glutathione S-transferase (GST) branquial (círculo) e hepática (quadrado).	304
Figura 110 – Biomarcadores dos sistemas não enzimáticos determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar) tanto nos pontos próximos (5 km; símbolos verde-claros) quanto nos distantes (20 km; símbolos verde-escuros) da costa. A – Glutathione reduzida (GSH) branquial (círculo) e hepática (quadrado); B - Metalotioneína (MT) branquial (círculo) e hepática (quadrado); C – Peroxidação lipídica (LPO) branquial (círculo) e hepática (quadrado).....	305

- Figura 111** – Atividade da enzima acetilcolinesterase (AChE) cerebral (círculo) e muscular (quadrado) dos peixes capturados no compartimento 5 (mar), tanto nos pontos próximos da costa (símbolos escuros; 5km) quanto distantes da costa (símbolos claros; 20 km). 306
- Figura 112** – Biomarcadores de genotoxicidade e mutagenicidade determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar) tanto nos pontos próximos (5 km; símbolos verde-claros) quanto nos distantes (20 km; símbolos verde-escuros) da costa. A – Escore de dano em DNA (ensaio cometa); B – Porcentagem das classes de dano no DNA (ensaio cometa): 0 (cinza claro), 1 (cinza médio), 2 (cinza escuro) e 3 (preto); C – Micronúcleos (MN); D – Alterações nucleares eritrocitárias (ANE). 307
- Figura 113** – Média da concentração de arsênio (mg.kg⁻¹) determinada em peixes capturados (à esquerda) na Foz do rio Doce nas estações seca (coluna branca) e chuvosa (coluna preta) e (à direita) nos pontos marinhos próximos (5 km – 1, 3 e 5) e afastados (20 km – 2, 4 e 6) da costa, nas estações seca (colunas escuras) e chuvosa (colunas claras). Linha pontilhada em laranja corresponde aos limites máximos estabelecidos pela ANVISA.....309
- Figura 114** – Áreas amostrais de quelônios marinhos. Legenda dos pontos amostrais: AM= Ambiente Marinho; ES=Estuário..... 316
- Figura 115** – Indivíduo jovem de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) registrada durante forrageio de algas marinhas macrófitas na área amostral AM2, durante a quarta campanha do monitoramento..... 317
- Figura 116** – Área amostral em ambiente marinho (AM1), inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) Costa das Algas, município de Aracruz-ES..... 318
- Figura 117** – Área de coleta de algas marinhas (AM1) e busca por registro de quelônios durante a terceira campanha nos afloramentos de rochas vulcânicas e corais na Praia do Coqueiral, próximo à foz do Rio Piraquê-Açu e do Refúgio da Vida Silvestre (REVIS) de Santa Cruz, Aracruz-ES..... 318
- Figura 118** – Imagem da segunda área amostral em ambiente marinho (AM2), localizada no molhe do Portocel e do terminal de dutos da Petrobras, junto à praia dos hóspedes, município de Aracruz-ES..... 319
- Figura 119** – Coleta de amostras de algas marinhas, durante a terceira campanha, por meio de mergulhos livres na área amostral AM2, ambiente marinho inserido na APA Costa das Algas, Aracruz-ES..... 319
- Figura 120** – Coleta de algas marinhas macrófitas durante pesca de arrasto na área amostral AM3.....319
- Figura 121** – Busca ativa embarcada no estuário do rio Doce. 320
- Figura 122** – Esquema do modelo de busca de quelônios marinhos pelo método de triangulação a partir da proa. 320
- Figura 123** – Carcaça de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) encontrada na área amostral AM1, em estado de composição código 5, por ocasião da quarta campanha de monitoramento. 321
- Figura 124** – Indivíduo jovem de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) encontrado morto em praia na foz do rio Piraquê-Açu, AM1, em Aracruz-ES.....321
- Figura 125** – Tomada de medidas do indivíduo de tartaruga-verde (*C. mydas*) encontrado morto na AM1..... 322
- Figura 126** – Realização de necropsia em *Chelonia mydas* encontrado morto na AM1. 322
- Figura 127** – Filhote neonato de tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) observado em abertura de ninho durante a terceira campanha em Regência Augusta/ES. 323

Figura 128 – Filhotes neonatos de tartaruga-cabeçuda (<i>C. caretta</i>) se deslocando para o mar, após abertura de ninho acompanhada pela equipe de campo, durante a terceira campanha, na praia de Regência.	323
Figura 129 – Área de estudo das saídas de amostragem embarcada de cetáceos na região da foz do rio Doce no período pós-rompimento da barragem de Fundão. Fonte Google Earth.	325
Figura 130 – Embarcação “Riacruz II”, utilizada na maior parte da amostragem de cetáceos na região da foz do rio Doce. Note o pesquisador de pé na proa da embarcação realizando a foto-identificação de um grupo de botos-cinza.	328
Figura 131 – Exemplos de botos-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) identificados individualmente entre 2017 e 2018 na região costeira da foz do rio Doce.	328
Figura 132 – Alterações na adequabilidade dos habitats da tartaruga-verde (<i>Chelonia mydas</i>) na região de estudo.	332
Figura 133 – Alterações na adequabilidade dos habitats do boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) na região de estudo.	332
Figura 134 – Categorias de perda de adequabilidade ambiental para a tartaruga-verde (<i>Chelonia mydas</i>).	333
Figura 135 – Categorias de perda de adequabilidade ambiental para o boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>).	334
Figura 136 – Parâmetros reprodutivos das tartarugas marinhas na região da foz do Rio Doce, indicando número total de ninhos registrados nas últimas dez temporadas, considerando todas as espécies, incluindo as não identificadas.	338
Figura 137 – Parâmetros reprodutivos das tartarugas marinhas na região da foz do Rio Doce, indicando número de desovas por espécie, considerando somente os ninhos abertos após a eclosão, quando a espécie é identificada.	338
Figura 138 – Parâmetros reprodutivos das tartarugas marinhas na região da foz do Rio Doce, indicando a taxa média de eclosão dos ninhos de <i>Caretta caretta</i> (tartaruga-cabeçuda).	339
Figura 139 – Parâmetros reprodutivos das tartarugas marinhas na região da foz do Rio Doce”, indicando taxa média de eclosão dos ninhos de <i>Dermochelys coriacea</i> (tartaruga-gigante). ..	339
Figura 140 – Total de ocorrências reprodutivas por temporada entre 2010/2011 e 2017/2018.	342
Figura 141 – Desovas por base monitorada pela Fundação Pró TAMAR antes (média de 5 temporadas), durante (15/16) e depois (16/17 e 17/18) do vazamento de rejeitos, segundo Relatório da Fundação Renova (2018a). A ausência de dados em Guriri no período 16/17 deve-se ao fato do monitoramento não ter sido realizado nesta base pela Fundação Pró TAMAR no período em questão.	343
Figura 142 – Taxa de eclosão dos ninhos in situ por praia monitorada Fundação Pró TAMAR antes (10/11 a 14/15), durante (15/16) e depois (16/17 e 17/18) do vazamento de rejeitos, segundo Relatório da Fundação Renova (2018a). A ausência de dados em Guriri no período 16/17 deve-se ao fato do monitoramento não ter sido realizado nesta base pela Fundação Pró TAMAR no período em questão.	344
Figura 143 – Imagem demonstrativa da abrangência dos segmentos do Programa de Monitoramento de Praias Bacia de Campos /Espírito Santo (PMP-BC/ES) considerados no presente estudo para avaliação das ocorrências de encalhes de quelônios marinhos.	346
Figura 144 – Representação Gráfica do Número de Encalhes de Tartarugas Marinhas ao Longo dos Oito Anos de Monitoramento do PMP-BC/ES.	347

Figura 145 – Detecções de grupos do boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) durante monitoramento embarcado do TABR da Petrobras, entre janeiro de 2011 e dezembro de 2012 (período T0 - pré-rompimento da barragem de Fundão).	350
Figura 146 – Distribuição das rotas amostradas (linhas vermelhas) e grupos de cetáceos detectados em quatro campanhas embarcadas realizadas entre dezembro de 2017 e outubro de 2018 na região costeira da foz do rio Doce.....	351
Figura 147 – Número de registros de grupos de botos-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) em função da (A) profundidade (m) e (B) distância da costa (km), detectados entre dezembro de 2017 e outubro de 2018 durante amostragem visual embarcada de cetáceos na região costeira da foz do rio Doce.	351
Figura 148 – Fotos aéreas realizadas com um drone tomadas na região da foz do rio Doce em: (A) 14/12/2017 - vista da região marinha em direção à foz; e (B) 01/03/2018 - vista da praia em Regência em direção à foz e às regiões de mar aberto.....	352
Figura 149 – Turbidez (em NTU) da superfície da água mensuradas na presença e ausência de botos-cinza na região costeira da foz do rio Doce, entre novembro de 2017 e outubro de 2018.....	352
Figura 150 – Distribuição dos grupos de botos-cinza com e sem filhotes na região adjacente à foz do rio Doce entre 2017 e 2018.	354
Figura 151 – Taxa de encontro de filhotes (esquerda) e taxa bruta de natalidade (direita) da baleia-jubarte entre 2014 e 2018 ao longo da rota de barcas entre Belmonte/BA e Barra do Riacho/ES. Linhas tracejadas vermelhas indicam os valores médios dos índices populacionais (com dados brutos de Instituto Baleia Jubarte).	355
Figura 152 – Curva cumulativa de número de botos-cinza identificados por dias de amostragem na região costeira da foz do rio Doce. Número de botos identificados por dia foi aleatorizado e intervalo de confiança está indicado pelas linhas tracejadas.	356
Figura 153 – Estimativa de densidade da baleia-jubarte ao longo da rota de navios-barcaça entre Belmonte (BA) e Barra do Riacho (ES) nos anos de 2003 a 2018. Não há dados coletados nos anos de 2006 a 2010, 2012 e 2013 (com dados de Instituto Baleia Jubarte).	358
Figura 154 – Frequência de detecções de cetáceos por faixa latitudinal ao longo da rota de navios-barcaça entre Belmonte (BA) e Barra do Riacho (ES) nos anos de 2014 a 2018. Linha vermelha indica a latitude da foz do rio Doce (com dados de brutos de Instituto Baleia Jubarte).....	359
Figura 155 – Região de abrangência do Programa de Monitoramento de Praias da Bacia de Campos e Espírito Santo (PMC-BC/ES), com 14 divisões geográficas estabelecidas pelo referido programa. Modificado de Scitech (2017).....	360
Figura 156 – Tendência anual no número de encalhes do boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) por região monitorada durante o Projeto de Monitoramento de Praias das Bacias de Campos e Espírito Santo, realizado pela Petrobras entre 2011 e 2016.....	361
Figura 157 – Tendência anual no número de encalhes da toninha (<i>Pontoporia blainvillei</i>) por região monitorada durante o Projeto de Monitoramento de Praias das Bacias de Campos e Espírito Santo, realizado pela Petrobras entre 2011 e 2016.....	362
Figura 158 – Localização dos encalhes de botos-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) cujas amostras (n = 26) foram dosadas para 19 EPT (1º lote de análises).	364
Figura 159 – Exemplos de lesões antropogênicas em botos-cinza da região da foz do rio Doce. Indivíduo RD035 com a nadadeira cortada linearmente (A); Indivíduo RD068 com corte linear na nadadeira dorsal (B).	368

Figura 160 – Costelas aparentes em botos-cinza identificados nos períodos P3 e P4 na região marinha adjacente à foz do rio Doce.....	369
Figura 161 – Boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) com lodo aderido ao corpo, observado durante as amostragens embarcadas realizadas entre 2017 e 2018 pela equipe do Lactec.	372
Figura 162 – Área de estudo para os estuários.....	378
Figura 163 – Compartimentalização do ambiente estuarino e principais pontos de monitoramento da qualidade das águas avaliados em cada compartimento.....	382
Figura 164 – Exemplo dos gráficos utilizados na avaliação de resultados.	388
Figura 165 – Classificação dos dados de turbidez pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul), da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).....	389
Figura 166 – Classificação das alterações para a turbidez na região estuarina do rio Doce.	390
Figura 167 – Tendência das alterações para a turbidez na região estuarina do rio Doce.	390
Figura 168 – Classificação dos dados pós-desastre de oxigênio dissolvido na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	391
Figura 169 – Classificação das alterações para o oxigênio dissolvido na região estuarina do rio Doce.	392
Figura 170 – Tendência das alterações para o oxigênio dissolvido na região estuarina do rio Doce.	392
Figura 171 – Classificação dos dados de alumínio dissolvido pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	393
Figura 172 – Classificação das alterações para o alumínio dissolvido na região estuarina do rio Doce.	394
Figura 173 – Tendência das alterações para o alumínio dissolvido na região estuarina do rio Doce.	394
Figura 174 – Classificação dos dados de arsênio total pós-desastre na região estuarina do Rio Doce Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).....	395
Figura 175 – Classificação das alterações para o arsênio total na região estuarina do rio Doce.	396
Figura 176 – Tendência das alterações para o arsênio total na região estuarina do rio Doce.	396
Figura 177 – Classificação dos dados de cádmio total pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).....	397
Figura 178 – Classificação das alterações para o cádmio total na região estuarina do rio Doce.	398
Figura 179 – Tendência das alterações para o cádmio total na região estuarina do rio Doce.	398
Figura 180 – Classificação dos dados de chumbo total pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).....	399
Figura 181 – Classificação das alterações para o chumbo total na região estuarina do rio Doce.....	400
Figura 182 – Tendência das alterações para o chumbo total na região estuarina do rio Doce.....	400

Figura 183 – Classificação dos dados de cobre dissolvido na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).....	401
Figura 184 – Classificação das alterações para o cobre dissolvido na região estuarina do rio Doce.	402
Figura 185 – Tendência das alterações para o cobre dissolvido na região estuarina do rio Doce.	402
Figura 186 – Classificação dos dados de cromo total pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	403
Figura 187 – Classificação das alterações para o cromo total na região estuarina do rio Doce.	404
Figura 188 – Tendência das alterações para o cromo total na região estuarina do rio Doce.	404
Figura 189 – Classificação dos dados de ferro dissolvido pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	405
Figura 190 – Classificação das alterações para o ferro dissolvido na região estuarina do rio Doce.	406
Figura 191 – Tendência das alterações para o ferro dissolvido na região estuarina do rio Doce.	406
Figura 192 – Classificação dos dados de manganês total pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	407
Figura 193 – Classificação das alterações para o manganês total na região estuarina do rio Doce.	408
Figura 194 – Tendência das alterações para o manganês total na região estuarina do rio Doce.	408
Figura 195 – Classificação dos dados de mercúrio total pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	409
Figura 196 – Classificação das alterações para o mercúrio total na região estuarina do rio Doce.	410
Figura 197 – Tendência das alterações para o mercúrio total na região estuarina do rio Doce.	410
Figura 198 – Classificação dos dados de níquel total pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	411
Figura 199 – Classificação das alterações para o níquel total na região estuarina do rio Doce.	412
Figura 200 – Tendência das alterações para o níquel total na região estuarina do rio Doce.	412
Figura 201 – Classificação dos dados de zinco total pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).	413
Figura 202 – Classificação das alterações para o zinco total na região estuarina do rio Doce.	414
Figura 203 – Tendência das alterações para o zinco total na região estuarina do rio Doce.	414
Figura 204 – Variação da Turbidez no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2018.	417
Figura 205 – Variação de Sólidos Suspensos Totais no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2018.	418
Figura 206 – Variação de Oxigênio Dissolvido no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2018.	419
Figura 207 – Variação de Alumínio Dissolvido no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2018.	420
Figura 208 – Variação de Cobre Total no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2018.	421

Figura 209 – Variação de Ferro Dissolvido no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2018.	422
Figura 210 – Variação de Manganês Total no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2018.	423
Figura 211 – Variação de Zinco Total no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2018.	424
Figura 212 – Variação da Turbidez na Lagoa Monsarás, 2016 a 2018.	426
Figura 213 – Variação da concentração de Sólidos Suspensos Totais na Lagoa Monsarás, 2016 a 2018.	427
Figura 214 – Variação da concentração Oxigênio Dissolvido na Lagoa Monsarás, 2016 a 2018.	429
Figura 215 – Variação da concentração Alumínio Dissolvido na Lagoa Monsarás, 2016 a 2018.	430
Figura 216 – Variação da concentração Chumbo Total na Lagoa Monsarás, 2016 a 2018.	431
Figura 217 – Variação da concentração Cobre Dissolvido na Lagoa Monsarás, 2016 a 2018.	432
Figura 218 – Variação da concentração Ferro Dissolvido na Lagoa Monsarás, 2016 a 2018.	433
Figura 219 – Variação da concentração Manganês Total na Lagoa Monsarás, 2016 a 2018.	434
Figura 220 – Variação da concentração Zinco Total na Lagoa Monsarás, 2016 a 2018.	435
Figura 221 – Ilustração de algumas espécies do fitoplâncton nas estações monitoradas pelo Lactec em ambientes estuarinos.	446
Figura 222 – Riqueza e diversidade do fitoplâncton nas estações monitoradas pelo Lactec em ambientes estuarinos.	448
Figura 223 – Densidade do fitoplâncton e concentração de clorofila-a nas estações monitoradas pelo Lactec em ambientes estuarinos.	448
Figura 224 – Contribuição das classes de microalgas nas estações monitoradas pelo Lactec em ambientes estuarinos.	449
Figura 225 – Riqueza do fitoplâncton nas estações monitoradas pela Renova na lagoa Monsarás após o desastre.	450
Figura 226 – Densidade do fitoplâncton nas estações monitoradas pela Renova na lagoa Monsarás após o desastre.	450
Figura 227 – Densidade celular de cianobactérias nas estações monitoradas pela Renova na lagoa Monsarás após o desastre.	451
Figura 228 – Compartimentalização do ambiente marinho e principais pontos de monitoramento da qualidade dos sedimentos avaliados em cada compartimento.	461
Figura 229 – Exemplo dos gráficos utilizados na avaliação de resultados.	466
Figura 230 – Fotos das estações estuarinas utilizadas para o monitoramento das comunidades bênticas da Zona Costeira do Espírito Santo. A. e B. Estação C1; C., D. e E. Estação C2, em Regência (ES) e F. e G. Estação C10, em Aracruz (ES).	468
Figura 231 – Fotos dos equipamentos utilizados para as coletas das amostras do bentos do ambiente estuarino da Zona Costeira do Espírito Santo. A. Draga tipo Petersen; B. Foto de uma amostra considerada válida no ponto C2, localizado na foz do rio Doce.	470
Figura 232 – Fotos dos equipamentos de laboratório e procedimentos de lavagem A. Lavagem das amostras; B. Triagem das amostras; C. Microscópio estereoscópico para contagem e identificação dos animais; e D. Lotes de amostras para o tombamento.	471

Figura 233 – Média das classes granulométricas nos diversos pontos amostrados nos períodos pré e pós-desastre nos sete compartimentos no ambiente estuarino do rio Doce.	473
Figura 234 – Resultados granulométricos obtidos por Aprile; Lorandi e Junior, (2004) no ambiente estuarino do rio Doce.	474
Figura 235 – Média das classes granulométricas nos diversos pontos amostrados nos períodos pré e pós-desastre nos sete compartimentos no ambiente estuarino do rio Doce, desconsiderando resultados atípicos.	476
Figura 236 – Classificação dos dados de alumínio em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.	477
Figura 237 – Classificação das alterações para alumínio em sedimento estuarino.	478
Figura 238 – Classificação dos dados de arsênio em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.	479
Figura 239 – Classificação dos dados de bário em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.	479
Figura 240 – Classificação das alterações para bário em sedimento estuarino.	480
Figura 241 – Classificação dos dados de cádmio em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.	481
Figura 242 – Classificação das alterações para cádmio em sedimento estuarino.	481
Figura 243 – Classificação dos dados de chumbo em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.	482
Figura 244 – Classificação das alterações para chumbo em sedimento estuarino.	483
Figura 245 – Classificação dos dados de cobre em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.	484
Figura 246 – Classificação das alterações para cobre em sedimento estuarino.	485
Figura 247 – Classificação dos dados de cromo em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.	486
Figura 248 – Classificação das alterações para cromo em sedimento estuarino.	487
Figura 249 – Classificação dos dados de ferro em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.	488
Figura 250 – Classificação das alterações para ferro em sedimento estuarino.	489
Figura 251 – Classificação dos dados de manganês em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.	490
Figura 252 – Classificação das alterações para manganês em sedimento estuarino.	491
Figura 253 – Classificação dos dados de mercúrio em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.	492
Figura 254 – Classificação das alterações para mercúrio em sedimento estuarino.	493
Figura 255 – Classificação dos dados de níquel em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.	494
Figura 256 – Classificação das alterações para níquel em sedimento estuarino.	495

Figura 257 – Classificação dos dados de zinco em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.....	496
Figura 258 – Classificação das alterações para zinco em sedimento estuarino.....	496
Figura 259 – Classificação granulométrica do sedimento no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2019, por amostragem.	498
Figura 260 – Classificação granulométrica do sedimento no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2019, por período.....	499
Figura 261 – Variação de alumínio total (%)no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.....	500
Figura 262 – Variação de arsênio total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.....	501
Figura 263 – Variação de bário total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.....	502
Figura 264 – Variação de chumbo total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.....	502
Figura 265 – Variação de cobre total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.....	503
Figura 266 – Variação de cromo total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.....	504
Figura 267 – Variação de ferro total (%) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.....	504
Figura 268 – Variação de manganês total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.....	505
Figura 269 – Variação de níquel total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.....	506
Figura 270 – Variação de vanádio total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.....	507
Figura 271 – Variação de zinco total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.....	508
Figura 272 – Classificação granulométrica do sedimento na lagoa Monsarás, 2016 a 2019, por amostragem.	509
Figura 273 – Variação de alumínio total (%) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019.	510
Figura 274 – Variação de arsênio total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019.	511
Figura 275 – Variação de bário total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019.	512
Figura 276 – Variação de chumbo total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019.....	512
Figura 277 – Variação de cobre total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019	513
Figura 278 – Variação de cromo total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019.	514
Figura 279 – Variação de ferro total (%) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019.	515
Figura 280 – Variação de manganês total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019.	515
Figura 281 – Variação de níquel total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019.....	516

Figura 282 – Variação de vanádio total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019.....	517
Figura 283 – Variação de zinco total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019.	518
Figura 284 – Gráficos das médias e desvios padrão dos parâmetros faunais: A. Densidades (m2) dos Grandes Grupos, B. Densidades de Chironomidae e C. Diversidades e D. Número Total de Taxa registrados pré- e pós- desastre no estuário da foz do rio Doce. Na categoria “Outros” estão inclusos os grandes grupos taxonômicos com baixas abundâncias.	521
Figura 285 – Gráficos das abundâncias relativas de A. Mollusca, B. Polychaeta, C. Crustacea, D. Chironomidae e E. Outros registradas pré- e pós- desastre da barragem de Fundão (MG) ocorrido em 2015. Na categoria “Outros” estão inclusos os grandes grupos taxonômicos com baixas abundâncias.	522
Figura 286 – Localização dos pontos amostrais do ambiente estuarino.....	527
Figura 287 – Métodos de coleta utilizados para a captura dos peixes.	527
Figura 288 – Riqueza da ictiofauna registrada no estuário do rio Doce considerando o levantamento de dados primários (monitoramento – julho, setembro e dezembro de 2018 e fevereiro de 2019) e secundários. A linha pontilhada representa o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015.	530
Figura 289 – Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada na composição da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas no estuário do rio Doce em 2018 e 2019 (LACTEC) e nos dados secundários. Como o NMDS foi baseado em uma matriz de distância, a proximidade entre os pontos indica maior similaridade.	530
Figura 290 – Distinção taxonômica média (AvTD) da composição e relação taxonômica da ictiofauna registrada no estuário do rio Doce em 2018 e 2019 (LACTEC), nos dados de Linha de Base e nos dados de COPPE (2017). A média esperada (calculada) foi representada pela linha pontilhada central e o limite do intervalo de confiança (95%) dado pelas linhas sólidas do entorno, em forma de funil.....	531
Figura 291 – Variação da distinção taxonômica (VarTD) da composição e relação taxonômica da ictiofauna registrada no estuário do rio Doce em 2018 e 2019 (LACTEC) nos dados de Linha de Base e nos dados de COPPE (2017). A média esperada (calculada) foi representada pela linha pontilhada central e o limite do intervalo de confiança (95%) dado pelas linhas sólidas do entorno, em forma de funil.....	531
Figura 292 – Curvas de K-dominância para abundância e biomassa de espécies registradas em 2018 e 2019 no ambiente estuarino. A dominância em peso (estatística W positiva) indica uma assembleia não perturbada, enquanto que a dominância em número de indivíduos (estatística W negativa) implica em distúrbios moderados (CLARKE; WARWICK, 2001).	533
Figura 293 – Curvas de K-dominância para abundância e biomassa de espécies registradas em 2017 (SAMARCO) no ambiente estuarino. A dominância em peso (estatística W positiva) indica uma assembleia não perturbada, enquanto que a dominância em número de indivíduos (estatística W negativa) implica em distúrbios moderados (CLARKE; WARWICK, 2001).	534
Figura 294 – <i>Genidens genidens</i>	534
Figura 295 – Riqueza dos grupos tróficos registrados nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 e no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2016 pela COPPE (2017) e em 2017 pela SAMARCO no ambiente estuarino.	535
Figura 296 – Abundância (log) dos grupos tróficos registrados nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 e no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2016 pela COPPE (2017) e em 2017 pela SAMARCO no ambiente estuarino.....	536

- Figura 297** – Razão entre a riqueza e abundância de peixes ictiófagos e zooplancívoros para a ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 e no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2016 pela COPPE (2017) e em 2017 pela SAMARCO no ambiente estuarino.....536
- Figura 298** – Corte histológico de brânquia de espécimes de *Genidens genidens* (A e B), *Pimelodus maculatus* (C e E) e *Pseudauchenipterus affinis* (D) capturados na região estuarina da foz do rio Doce (compartimento 4). 538
- Figura 299** – Biomarcadores fisiológicos determinados em animais capturados na região estuarina (compartimento 4), na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). A – Osmolalidade (OSM) (círculo), Cl⁻ (triângulo invertido), Na⁺ (triângulo), K⁺ (losango), mg²⁺ (quadrado); B – Teor hídrico (TH) (círculo); C – Anidrase carbônica (AC) branquial (círculo) e renal (quadrado); D – Na⁺/K⁺-ATPase (NAK) (triângulo) e H⁺-ATPase (hexágono) branquial....539
- Figura 300** – Biomarcadores metabólicos determinados nos peixes capturados no compartimento 4 nas estações seca (símbolos brancos) e chuvosa (símbolos pretos). Glicose (círculo) e lactato (triângulo) plasmáticos e glicogênio muscular (triângulo invertido).....540
- Figura 301** – Biomarcadores dos sistemas antioxidante e de biotransformação determinados nos peixes capturados no compartimento 4, nas estações seca (símbolos brancos) e chuvosa (símbolos pretos). A – Catalase (CAT) branquial (círculo) e hepática (quadrado); B – Superóxido dismutase (SOD) branquial (triângulo) e hepática (triângulo invertido); C – Glutathione peroxidase (GPx) branquial (losango) e hepática (hexágono); D – Glutathione S-transferase (GST) branquial (quadrado) e hepática (círculo). 541
- Figura 302** – Biomarcadores dos sistemas não enzimáticos de peixes capturados no compartimento 4 nas estações seca (símbolos brancos) e chuvosa (símbolos pretos). A – Glutathione reduzida (GSH) branquial (círculo) e hepática (quadrado); B – Metalotioneínas (MT) branquial (triângulo) e hepática (triângulo invertido); C – Peroxidação lipídica (LPO) branquial (losango) e hepática (hexágono). 542
- Figura 303** – Biomarcadores de genotoxicidade e mutagenicidade determinados nos peixes capturados no compartimento 4 nas estações seca (símbolos brancos) e chuvosa (símbolos pretos). A – Escore de dano em DNA (ensaio cometa); B – Porcentagem das classes de dano no DNA (ensaio cometa): 0 (cinza claro), 1 (cinza médio), 2 (cinza escuro) e 3 (preto); C – Micronúcleos (MN); D – Alterações nucleares eritrocitárias (ANE).....543
- Figura 304** – Área de estudo para os ambientes praias. 546
- Figura 305** – Fotos das praias utilizadas para o monitoramento das comunidades bênticas da Zona Costeira do Espírito Santo. A. BS2, Município de Aracruz e B. BS3, Município de Linhares.....549
- Figura 306** – Desenho amostral da coleta da macrofauna bêntica de praias nos níveis superior, médio e inferior, exemplificando a distribuição das réplicas nas três faixas da região de entremarés.....550
- Figura 307** – Fotos das coletas e das réplicas utilizadas para a caracterização e monitoramento da macroinfauna bêntica de praias (A, B e C), para a análise dos sedimentos (D) e observação de exemplares do caranguejo-fantasma *Ocypode quadrata* (E e F). 551
- Figura 308** – Granulometria dos ambientes de praias. 553
- Figura 309** – Resultados de alumínio total (%) para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.....553
- Figura 310** – Resultados de arsênio total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.....554

Figura 311 – Resultados de bário total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.....	554
Figura 312 – Resultados de COT total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.....	555
Figura 313 – Resultados de chumbo total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.....	555
Figura 314 – Resultados de cobre total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.....	556
Figura 315 – Resultados de cromo total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.....	556
Figura 316 – Resultados de ferro total (%) para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.....	557
Figura 317 – Resultados de fósforo total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.....	557
Figura 318 – Resultados de manganês total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.....	558
Figura 319 – Resultados de níquel total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.....	559
Figura 320 – Resultados de NKT para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias....	559
Figura 321 – Resultados de vanádio total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.....	560
Figura 322 – Resultados de zinco total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.....	560
Figura 323 – Área de estudo para os ambientes de manguezais.	567
Figura 324 – Fotos das estações de coletas das comunidades bênticas de manguezais. A. BS5, localizada no estuário do Piraquê-açu no município de Aracruz ES) e B. BS4, localizada em Barra Nova, município de São Mateus (ES).	570
Figura 325 – Desenho amostral das coletas da macroinfauna bêntica (círculos pretos) e das unidades amostrais para a contagem de tocas de <i>Ucides cordatus</i> (quadrados vazados) nos dois manguezais da Zona Costeira do Espírito Santo, estações BS4 e BS5.	572
Figura 326 – Fotos das coletas da macroinfauna bêntica dos manguezais do Espírito Santo (A e B), medida para a contagem da epifauna nas árvores (C), contagem das tocas de <i>Ucides cordatus</i> (D) e coleta da amostra para análise do sedimento (E).	572
Figura 327 – Granulometria dos ambientes de manguezais.	575
Figura 328 – Resultados de alumínio total (%) para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.....	576
Figura 329 – Resultados de arsênio total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.	577
Figura 330 – Resultados de bário total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.	577
Figura 331 – Resultados de COT total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.	578

Figura 332 – Resultados de chumbo total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.	578
Figura 333 – Resultados de cobre total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.	579
Figura 334 – Resultados de cromo total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.	579
Figura 335 – Resultados de ferro total (%) para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.	580
Figura 336 – Resultados de fósforo total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.	580
Figura 337 – Resultados de manganês total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.	581
Figura 338 – Resultados de níquel total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.	581
Figura 339 – Resultados de NKT para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.	582
Figura 340 – Resultados de vanádio total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.	582
Figura 341 – Resultados de zinco total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.	583
Figura 342 – Delimitação da área de abrangência do diagnóstico do dano sobre Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas dos ambientes costeiro e marinho.	592
Figura 343 – Unidades de Conservação e outras áreas naturais protegidas afetadas pela pluma de rejeitos (parte 1).	597
Figura 344 – Unidades de Conservação e outras áreas naturais protegidas afetadas pela pluma de rejeitos (parte 2).	598
Figura 345 – Unidades de Conservação e outras áreas naturais protegidas afetadas pela pluma de rejeitos (parte 3).	599
Figura 346 – Terra Indígena (TI), do ambiente costeiro, afetada pela pluma de rejeitos decorrente do desastre da Samarco.	600
Figura 347 – Distribuição percentual do dano por contato (extensão) ou sobreposição (área) entre os limites das Unidades de Conservação (UC) e Terra Indígena com a pluma de rejeitos.	603
Figura 348 – Distribuição das Unidades de Conservação e Terra Indígena afetadas pela pluma de rejeitos decorrente do desastre da Samarco, separadas por jurisdição (federal, estadual e municipal) e categoria de manejo (PI – proteção integral; US – uso sustentável; TI – Terra Indígena).	604
Figura 349 – Zonas de amortecimento das Unidades de Conservação afetadas pela pluma de rejeitos decorrente do desastre da Samarco.	606
Figura 350 – Áreas naturais protegidas afetadas pela deposição de rejeitos decorrente do desastre da Samarco.	610
Figura 351 – Zonas de amortecimento das unidades de conservação afetadas pela deposição de rejeitos decorrente do desastre da Samarco.	611

Figura 352 – Localização do Banco dos Abrolhos, norte do estado do Espírito Santo e do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos.....	614
Figura 353 – Consolidação das áreas totais afetadas pelas plumas de alta e baixa concentração de todos os mapas produzidos entre 03/12/2015 e 03/02/2017. Fonte: Adaptado de ICMBio (2017b), Mapa 3 do Anexo I, elaborado por IBAMA – NUGEO/SP (2017).....	622
Figura 354 – Isótopos de Sr e Nd para amostras de Abrolhos e rio Doce antes e após o rompimento da barragem. Os dados em branco são os resultados obtidos por Evangelista e Valeriano (2017).	628
Figura 355 – Isótopos de Sr e Nd para amostras do rio Doce (antes e após o rompimento da barragem em Mariana-MG), valores de referência (testemunho holocênico em Abrolhos e Caravelas) e material particulado em suspensão na água do mar em Abrolhos.....	630
Figura 356 – Mapa da distribuição geral dos tipos de rochas e a localização das principais drenagens que desembocam nas proximidades do banco de Abrolhos. Os polígonos se referem aos processos minerários existentes na região.	632
Figura 357 – Concentrações de metais no zooplâncton, com destaque para as estações amostrais em Abrolhos.....	636
Figura 358 – Nível corporal de lipoperoxidação no zooplâncton, com destaque para as estações amostrais em Abrolhos.	638
Figura 359 – Nível corporal de lipoperoxidação em corais, com destaque para as estações amostrais em Abrolhos.....	639
Figura 360 – Procedimento de coleta das colônias, área amostral e exemplares coletados.....	639
Figura 361 – Resultados das análises geoquímicas para a espécie <i>Siderastrea siderea</i>	640
Figura 362 – Resultados das análises de cronologia e geoquímica para a espécie <i>Mussismilia harttii</i>	641
Figura 363 – Imagens de densitometria onde observa-se bio-erosão para <i>Siderastrea siderea</i> (figura superior) e <i>Mussismilia harttii</i> (figura inferior).	642
Figura 364 – Conclusões do trabalho intitulado “Sobre a incorporação anômala de metais em corais do Parque Nacional dos Abrolhos decorrente da chegada da pluma de rejeitos da Samarco na foz do Rio Doce – ES”.	643
Figura 365 – Área de estudo do monitoramento do ambiente marinho.	644
Figura 366 – Concentrações ($\mu\text{g/g}$ peso úmido) de Cr e Fe no fitoplâncton, nas estações amostrais analisadas no monitoramento marinho.	645
Figura 367 – Concentrações ($\mu\text{g/g}$ peso úmido) de Cr (a) e Fe (b) no zooplâncton, nas estações amostrais analisadas no monitoramento marinho.	646
Figura 368 – a) PCA realizada com as concentrações totais de metais na água de fundo (fT), no sedimento (S), e biomarcadores LPO, CaATP, mgATP, atividade da anidrase carbônica (AC) em amostras de corais e hidrocorais (a escala de cores representa a importância de cada uma das variáveis para a explicação de cada componente principal); b) Painel de correlação de cada variável com os componentes principais da PCA. O tamanho dos círculos representa o grau de correlação de cada variável para determinado componente individual e a escala de cores representa o quão positivamente (azul) ou negativamente (vermelho) a variável está associada com cada componente.....	648

- Figura 369** – Concentração de EPTs na água nas estações amostrais de Abrolhos. A linha vermelha representa os valores máximos estabelecidos pela resolução do CONAMA 357/2005 para água salobra (convertido para unidade $\mu\text{g/L}$).....649
- Figura 370** – Concentração de EPTs no sedimento nas estações amostrais de Abrolhos. Para cada metal os valores estão apresentados como média $\pm$ erro padrão ($\mu\text{g/g}$). 650
- Figura 371** – Concentração dos EPTs no fitoplâncton nas estações amostrais de Abrolhos.....650
- Figura 372** – Resultados das análises de biomarcadores de dano lipídico (LPO) e conteúdo de metalotioneínas (MT) para o fitoplâncton e zooplâncton (pool), nas estações amostrais de Abrolhos. 651
- Figura 373** – Classificação taxonômica e abundância relativa do Filos mais frequentes da microbiota na água de superfície. Os Filos menos abundantes estão identificados como “Outros”. 652
- Figura 374** – Classificação taxonômica e abundância relativa das Ordens mais frequentes da microbiota na água de superfície. As Ordens menos abundantes estão identificadas como “Outros”. 652
- Figura 375** – Classificação taxonômica e abundância relativa dos Gêneros mais frequentes da microbiota na água de superfície. Os Gêneros menos abundantes estão identificados como “Outros”. 653
- Figura 376** – Classificação taxonômica e abundância relativa do Filos mais frequentes da microbiota na água de profundidade. Os Filos menos abundantes estão identificados como “Outros”. 653
- Figura 377** – Classificação taxonômica e abundância relativa das Ordens mais frequentes da microbiota na água de profundidade. As Ordens menos abundantes estão identificadas como “Outros”. 654
- Figura 378** – Classificação taxonômica e abundância relativa dos Gêneros mais frequentes da microbiota na água de superfície. Os Gêneros menos abundantes estão identificados como “Outros”. 654
- Figura 379** – Classificação taxonômica e abundância relativa do Filos mais frequentes da microbiota no sedimento. Os Filos menos abundantes estão identificados como “Outros”. 655
- Figura 380** – Classificação taxonômica e abundância relativa das Ordens mais frequentes da microbiota no sedimento. As Ordens menos abundantes estão identificadas como “Outros”. 655
- Figura 381** – Classificação taxonômica e abundância relativa dos Gêneros mais frequentes da microbiota o sedimento. Os Gêneros menos abundantes estão identificados como “Outros”. 656
- Figura 382** – Classificação taxonômica e abundância relativa do Filos mais frequentes da microbiota associada aos corais: a) *Mussismilia harttii*; b) *Millepora alcicornis*. Os Filos menos abundantes estão identificados como “Outros”. 657
- Figura 383** – Classificação taxonômica e abundância relativa das Ordens mais frequentes da microbiota associada aos corais: a) *Mussismilia harttii*; b) *Millepora alcicornis*. As Ordens menos abundantes estão identificados como “Outros”. 658
- Figura 384** – Classificação taxonômica e abundância relativa dos Gêneros mais frequentes da microbiota associada aos corais: a) *Mussismilia harttii*; b) *Millepora alcicornis*. Os Gêneros menos abundantes estão identificados como “Outros”. 659
- Figura 385** – (A) Análise de PCA, sendo que as linhas azuis indicam os gêneros bacterianos e suas respectivas influências na diferenciação dos perfis encontrados; (B) Contribuição dos gêneros

bacterianos em cada dimensão gerada pela análise. a) <i>Mussismilia harttii</i> ; b) <i>Millepora alcicornis</i> .	660
Figura 386 – Avaliação do impacto do desastre da Samarco na biodiversidade marinha, durante os eventos de pressão. A) Distribuição dos recifes de corais, recifes rochosos, bancos de rodólitos e de algas marinhas. (B) Impacto avaliado através da combinação da sensibilidade e exposição do ecossistema ocorrida em fevereiro de 2016 (Impacto 1). (C) Impacto avaliado através da combinação da sensibilidade do ecossistema e exposição somada ao longo dos meses (Impacto 2). (D) Impacto avaliado através da combinação da sensibilidade do ecossistema e exposição máxima ao longo dos meses (Impacto 3). Para todas as avaliações, os valores de impacto foram normalizados para variar entre zero e um, onde um refletiu o impacto máximo em todos os pixels ao longo de cada avaliação.	662
Figura 387 – Os efeitos do aumento de sedimentos em diferentes categorias de resposta para cada um dos ecossistemas. Os tamanhos de efeito médios $\pm$ IC 95% foram derivados de meta-análises de efeitos aleatórios. A linha contínua vertical indica nenhum efeito.	663
Figura 388 – Impacto total desastre da Samarco em Áreas Marinhas Protegidas (Marine Protected Areas - MPAs). (A) Representa seis MPAs potencialmente afetadas. Os polígonos sólidos são MPAs de proteção integral, e os polígonos vazados são MPAs de uso sustentável (por exemplo, a pesca artesanal é permitida dentro de seus limites). O mapa (A) também indica a extensão dos três tipos de pluma da modelagem de transporte costeiro durante o impacto em pulso. O mapa (B) mostra a extensão dos três tipos de pluma durante o impacto de pressão. (C) Nível de impacto para cada MPA de acordo com a extensão espacial de cada ecossistema dentro de seus limites, tipo de distúrbio (isto é, distúrbios de pulso e pressão) e exposição a diferentes tipos de pluma (ex. primário, secundário ou terciário).	664
Figura 389 – Predição do impacto do desastre da Samarco na biodiversidade marinha. (A) Impacto avaliado através da combinação da sensibilidade e exposição do ecossistema em dezembro de 2028. (B) Impacto avaliado através da combinação da sensibilidade do ecossistema e da exposição somada ao longo dos meses (C) Impacto avaliado através da combinação da sensibilidade do ecossistema e exposição máxima ao longo dos meses. Para todas as avaliações, os valores de impacto foram normalizados para variar entre zero e um, onde um refletiu o impacto máximo em todos os pixels ao longo de cada avaliação.	665
Figura 390 – Variação da densidade de ovos e larvas de peixes (org./10m ³) por ponto amostral no Ambiente Marinho da região da foz do rio Doce e zona costeira adjacente (fevereiro/2019).	672
Figura 391 – Análise de agrupamento (Cluster) entre os pontos amostrais (modo Q) no Ambiente Marinho na foz do rio Doce e zona costeira adjacente (fevereiro/2019).	674
Figura 392 – Variação da densidade de ovos e larvas de peixes (org./10m ³) por ponto amostral em ambiente estuarino e lagoas marginais em fevereiro de 2019 na foz do rio Doce e sua área costeira adjacente.	679
Figura 393 – Abundância relativa (%) entre ovos e larvas de peixes ocorrentes nas amostras coletadas em ambiente estuarino e lagoas marginais em fevereiro de 2019 na foz do rio Doce e sua área costeira adjacente.	680
Figura 394 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva ao longo da bacia do rio Doce.	683
Figura 395 – Amostragem nas áreas com vegetação de Restinga, com a instalação do transecto de 100 m e de parcelas de 2 x 1 m.	684
Figura 396 – Processo de secagem (A) e herborização (B) das plantas coletadas em campo.	685
Figura 397 – Processo de triagem e organização das coletas em grupos taxonômicos aproximados.	686

Figura 398 – Processo de identificação dos espécimes coletados em campo por comparação com exsicatas já identificadas.....	686
Figura 399 – Número de espécies das principais famílias botânicas amostradas nos pontos de amostragem de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva na foz do rio Doce.	688
Figura 400 – Número de indivíduos das principais famílias botânicas amostradas nos pontos de amostragem de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva na foz do rio Doce.	688
Figura 401 – Imagens de espécies encontradas na formação restinga.....	689
Figura 402 – Curvas de acumulação de espécies (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p < 0,05$) de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva amostradas nas parcelas da foz do rio Doce.....	693
Figura 403 – Resumo visual com exemplo das interações entre os elementos bióticos presentes no ambiente marinho e estuarino e parte de suas relações.....	699

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Compartimentalização da Zona Marinha para o diagnóstico dos danos à Zona Costeira e Marinha decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, MG.	53
Tabela 2 – Estações de monitoramento em ambientes de água salina.	56
Tabela 3 – Variáveis monitoradas pela sonda multiparamétrica.	57
Tabela 4 – Estações amostrais em cada compartimento do ambiente marinho.	59
Tabela 5 – Segmentação dos períodos pré e pós-desastre.	61
Tabela 6 – Indicadores dos danos à qualidade da água.	61
Tabela 7 – Padrões utilizados para classificação da magnitude das alterações dos indicadores do dano referente ao aumento das concentrações de sólidos na água.	62
Tabela 8 – Padrões utilizados para classificação da magnitude das alterações do indicador do dano referente a redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água.	63
Tabela 9 – Padrões utilizados para classificação da magnitude das alterações dos indicadores do dano referente ao aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos – EPTs na água.	63
Tabela 10 – Critério para definição da gravidade dos danos à qualidade da água superficial.	65
Tabela 11 – Gravidade do dano de aumento das concentrações de EPTs na água.	146
Tabela 12 – Lista de relatórios avaliados na análise do fitoplâncton marinho do Espírito Santo.	156
Tabela 13 – Expedições oceanográficas realizadas pela UFES para coleta de fitoplâncton na costa do Espírito Santo.	156
Tabela 14 – Segmentação dos períodos pré e pós-desastre.	158
Tabela 15 – Indicadores dos danos à comunidade zooplanctônica.	160
Tabela 16 – Espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda durante o período pré-desastre (P0).	160
Tabela 17 – Ocorrência das espécies do fitoplâncton nas estações monitoradas pelo Lactec no ambiente costeiro.	166
Tabela 18 – Espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda para o período pós-desastre (P1 e P2) no Ambiente Marinho.	178
Tabela 19 – Variação da ocorrência das espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda entre os períodos P0, P1 e P2 no Ambiente Marinho.	179
Tabela 20 – Descrição dos pontos de coleta e coordenadas geográficas.	182
Tabela 21 – Critérios de classificação da gravidade do dano.	190
Tabela 22 – Variáveis físicas (granulométricas) analisadas nos sedimentos superficiais na região costeira.	194
Tabela 23 – Variáveis químicas, limites de quantificação e métodos de análise dos sedimentos na região costeira.	194
Tabela 24 – Estações amostrais em cada compartimento do ambiente marinho.	196

Tabela 25 – Indicadores dos danos à qualidade de sedimento.....	198
Tabela 26 – Padrões utilizados para classificação da magnitude das alterações dos indicadores do dano referente ao aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos - EPTs.	199
Tabela 27 – Critério para definição da gravidade do dano “aumento da concentração de EPTs no sedimento”.....	201
Tabela 28 – Gravidade do dano de aumento das concentrações de EPTs no sedimento.	264
Tabela 29 – Valores médios e erros padrão dos parâmetros estruturais registrados nos estudos realizados no ambiente marinho do Espírito Santo pré- e pós- desastre da barragem de Fundão em 2015 (MG). Na categoria “Outros” estão inclusos os grandes grupos taxonômicos com baixas abundâncias.	270
Tabela 30 – Coordenadas e descrição dos pontos de amostragem da ictiofauna no ambiente marinho adjacente.....	277
Tabela 31 – Frequência e biomassa absoluta e relativa (%) das espécies de peixes registradas nas áreas de amostragem no ambiente marinho adjacente.	285
Tabela 32 – PERMANOVA calculada a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis para a ictiofauna registra danos diferentes pontos amostrais das áreas de amostragens no ambiente marinho adjacente. Itens em negrito representam diferenças significativas. GL – Graus de liberdade, SQ – Soma dos quadrados, QM – Quadrados médios.....	288
Tabela 33 – Resultados da análise de SIMPER para as espécies com maior contribuição percentual nas similaridades registradas nas áreas de amostragem no ambiente marinho adjacente.	288
Tabela 34 – Categorias do dano de perda de adequabilidade ambiental para <i>Macrodon ancylodon</i>	297
Tabela 35 – Pontos amostrais do monitoramento de quelônios marinhos durante as campanhas de campo e suas respectivas coordenadas, no estado do Espírito Santo e área marinha. Siglas: AM=Ambiente Marinho, ES=Ambiente Estuarino. Pontos realocados em relação à primeira campanha são assinalados com *.....	315
Tabela 36 – Esforço amostral e número de grupos de cetáceos observados durante as Campanhas 1 a 4 de avistagem na região marinho-costeira da foz do rio Doce.	327
Tabela 37 – Categorias do dano de perda de adequabilidade ambiental para mamíferos e quelônios marinhos.	330
Tabela 38 – Número de ninhos por espécie e por base registrados entre agosto/2017 e julho/2018 pelo projeto de monitoramento realizado pela Fundação Pró TAMAR para a Fundação Renova.	341
Tabela 39 – Análise pareada de Tukey do total de ocorrências reprodutivas por temporada entre 2010/2011 e 2017/2018.	343
Tabela 40 – Áreas Amostrais e Número de Encalhes de Tartarugas Marinhas ao Longo dos Oito Anos de Monitoramento do PMP-BC/ES.	346
Tabela 41 – Análise Estatística Mediante Teste “t” de Student Referente ao Número de Encalhes de Tartarugas Marinhas ao Longo dos Oito Anos de Monitoramento do PMP-BC/ES.....	347

Tabela 42 – Esforço amostral e baleias-jubarte detectadas durante o monitoramento de uma rota costeira de barcas de transporte de eucálptos e derivados entre 2014 e 2018. Notação: mn = milhas náuticas; TBN = taxa bruta de natalidade.	355
Tabela 43 – Modelos de marcação-recaptura testados para estimativa de abundância de botos-cinza na região costeira da foz do rio Doce entre novembro de 2017 e outubro de 2018.	357
Tabela 44 – Modelos generalizados lineares (GLM) considerados para explicar a variação do número de encalhes do boto-cinza na costa do Espírito Santo e Rio de Janeiro entre 2010 e 2016. Notação: * interação entre as variáveis; + efeito aditivo entre as variáveis.	362
Tabela 45 – Modelos generalizados lineares (GLM) considerados para explicar a variação do número de encalhes da toninha na costa do Espírito Santo e Rio de Janeiro entre 2010 e 2016. Notação: * interação entre as variáveis; + efeito aditivo entre as variáveis.....	363
Tabela 46 – Concentrações médias $\pm$ desvio padrão ($\mu\text{g/g}$ em peso úmido) de elementos potencialmente tóxicos em fígado de botos-cinza encalhados no Estado do Espírito Santo. Células de cor verde mostram diminuição da concentração do EPT em relação ao período P0 (pré-desastre) e células de cor vermelha indicam aumento da concentração do EPT em relação ao período P0.....	366
Tabela 47 – Concentrações médias ($\mu\text{g/g}$ em peso úmido) de substâncias potencialmente tóxicas reportadas em REDE RIO DOCE MAR (2019) em tecidos de 18 botos-cinza encalhados no Estado do Espírito Santo entre setembro de 2018 e março de 2019.....	366
Tabela 48 – Tipo de lesão epidérmica em botos-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>), quantidade absoluta de indivíduos com lesão na região da foz do rio Doce e prevalência nos indivíduos foto-identificados.....	367
Tabela 49 – Lista de espécies encontradas no conteúdo estomacal de boto-cinza (n = 6) encalhados na região da foz do rio Doce e adjacências entre 2004 e 2012, período prévio ao desastre. Em negrito estão as espécies com mais importância na dieta do boto em termos numéricos e de biomassa.	371
Tabela 50 – Comparação sobre a frequência numérica e biomassa de peixes capturados em arrastos de fundo (2018-2019) e ingeridos por botos-cinza (2004-2012) na região da foz do rio Doce e adjacências. N% = indivíduos da família de peixe nos estômagos ou amostras de arrasto / total de indivíduos nos estômagos ou amostras de arrasto; B% = soma dos pesos dos indivíduos da família de peixe / soma dos pesos de todos indivíduos. Em negrito estão as famílias com maior destaque nos arrastos e/ou na dieta dos botos-cinza.....	372
Tabela 51 – Estações de monitoramento em ambientes de água salobra.	380
Tabela 52 – Compartimentalização do ambiente estuarino.	381
Tabela 53 – Estações amostrais em cada compartimento do ambiente estuarino.....	381
Tabela 54 – Padrões utilizados para classificação da magnitude das alterações dos indicadores do dano referente ao aumento das concentrações de sólidos na água.....	384
Tabela 55 – Padrões utilizados para classificação da magnitude das alterações do indicador do dano referente a redução das concentrações de oxigênio dissolvido.	384
Tabela 56 – Padrões utilizados para classificação da magnitude das alterações dos indicadores do dano referente ao aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos – EPT na água.....	385

Tabela 57 – Limites de referência utilizados para avaliação das concentrações de EPTs no estuário do rio Piraquê-açu e na lagoa Monsarás. Limites de concentração e padrões internacionais de referência utilizados para avaliação da qualidade das águas do Estuário do rio Piraquê-açu e Lagoa Monsarás.	387
Tabela 58 – Limite de referência utilizado para a avaliação dos valores de turbidez no estuário do rio Piraquê-açu e na lagoa Monsarás Indicadores relacionados à pluma de material em suspensão.....	387
Tabela 59 – Gravidade do dano de aumento das concentrações de EPTs na água no estuário do rio Doce (compartimento 4-A)	415
Tabela 60 – Estações de monitoramento do fitoplâncton avaliadas pelo Lactec nos ambientes estuarinos.....	438
Tabela 61 – Compartimentalização do ambiente estuarino.	440
Tabela 62 – Estações amostrais em cada compartimento do ambiente estuarino.....	440
Tabela 63 – Segmentação dos períodos pré e pós-desastre.....	441
Tabela 64 – Espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda durante o período pré-desastre (P0).	443
Tabela 65 – Ocorrência das espécies do fitoplâncton nas estações monitoradas pelo Lactec em ambientes estuarinos.....	444
Tabela 66 – Espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda durante o período pós-desastre (P2) para o Ambiente Estuarino.	452
Tabela 67 – Espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda para o estuário do rio Piraquê Açu durante os períodos pré-desastre (P0) e pós-desastre (P2).	453
Tabela 68 – Espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda para o estuário do rio Doce e lagoa Monsarás, durante o período pós-desastre (P2).	454
Tabela 69 – Variação da ocorrência das espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda entre os períodos pré-desastre (P0) e pós-desastre (P2) no Ambiente Estuarino.	455
Tabela 70 – Estações amostrais em cada compartimento do ambiente estuarino.....	460
Tabela 71 – Padrões utilizados para classificação da magnitude das alterações dos indicadores do dano referente ao aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos – EPTs nos sedimentos do estuário do rio Doce.....	462
Tabela 72 – Classificação granulométrica de sedimento de acordo com o tamanho da partícula.	464
Tabela 73 – Padrões de qualidade dos sedimentos, definidos na resolução CONAMA Nº 454/2012, utilizados para avaliação dos resultados de qualidade dos sedimentos.	465
Tabela 74 – Valores de referência utilizados para comparação das concentrações dos elementos avaliados no sedimento marinho (BUCHMAN, 2008)	466
Tabela 75 – Gravidade do dano de aumento das concentrações de EPTs no sedimento.	497
Tabela 76 – Valores dos parâmetros estruturais das comunidades bênticas verificados em estudos realizados na foz do rio Doce nos períodos pré- e pós- desastre da barragem de Fundão em 2015 (MG). Na categoria “Outros” estão inclusos os grandes grupos taxonômicos com baixas	

abundâncias. As densidades totais estão expressas em m ² e as densidades dos grandes grupos em densidades relativas.....	523
Tabela 77 – Coordenadas e descrição dos pontos de amostragem da ictiofauna no ambiente estuarino.	528
Tabela 78 – Frequência e biomassa absoluta e relativa (%) das espécies de peixes registradas nas áreas de amostragem no ambiente estuarino.	532
Tabela 79 – Estações amostrais do ambiente praial.	548
Tabela 80 – Resultados na análise granulométrica para as amostras localizadas nos ambientes de praias.....	552
Tabela 81 – Valores dos parâmetros estruturais verificados em estudos realizados nas praias arenosas do litoral do Espírito Santo pré- e pós- desastre da barragem de Fundão em 2015 (MG). *resultados obtidos nesse estudo; **valores expressos em ind.m ⁻³	563
Tabela 82 – Estações de monitoramento no ambiente de manguezais.....	569
Tabela 83 – Resultados na análise granulométrica para as amostras localizadas nos ambientes de manguezais.	575
Tabela 84 – Dano decorrente do desastre da Samarco identificado nas unidades de conservação e outras áreas naturais protegidas com seu respectivo indicador, escala e gravidade.....	594
Tabela 85 – Unidades de Conservação e Terras Indígenas do ambiente costeiro e marinho, localizadas na área de abrangência de avaliação do dano provocado pluma de rejeitos do desastre da barragem de Fundão.	596
Tabela 86 – Relação das Unidades de Conservação e Terra Indígena afetadas pela pluma de rejeitos, extensão linear (km) e área (ha) alterada por classe da pluma (nível de concentração).....	602
Tabela 87 – Relação das Unidades de Conservação que tiveram parte da área de suas respectivas zonas de amortecimento afetadas pela sobreposição com a pluma de rejeitos decorrente do desastre da Samarco.	605
Tabela 88 – Síntese de avaliação do dano decorrente do desastre da Samarco identificado nas Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas com abrangência, gravidade, tendência e reversibilidade.	608
Tabela 89 – Dados dos locais da primeira campanha da Uerj / ICMBio de instalação e remoção de armadilhas de sedimentos em Abrolhos em 2016.	629
Tabela 90 – Concentrações de EPTs em músculo de peixes, antes e após o desastre, no banco dos Abrolhos, BA. Valores destacados em cores foram calculados para os elementos que apresentaram diferença estatística. Verde indica redução e vermelho indica aumento das concentrações encontradas no pós-desastre em relação ao pré-desastre. ND significa elemento não detectado.	634
Tabela 91 – Concentrações de EPTs em músculo de peixes, antes e após o desastre, no banco dos Abrolhos, BA. Valores destacados em cores foram calculados para os elementos que apresentaram diferença estatística. Verde indica redução e vermelho indica aumento das concentrações encontradas no pós-desastre em relação ao pré-desastre, para as espécies <i>Ocyurus chrysurus</i> e <i>Scarus trispinosus</i> . ND significa elemento não detectado.....	635
Tabela 92 – Pontos de amostragem para análise de concentração de metais e de biomarcadores em zooplâncton e hidrocorais em Abrolhos (ICMBio, 2016a).	636

Tabela 93 – Estações amostrais para a avaliação da composição da microbiota em corais de Abrolhos (FEST, 2019b).	644
Tabela 94 – Resultados das análises de biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) para o fitoplâncton e o zooplâncton (pools) na estação seca (set/out 2018). Em negrito destacam-se as médias mais elevadas encontradas para cada parâmetro biológico.	647
Tabela 95 – Compartimentalização do ambiente marinho.	669
Tabela 96 – Estações amostrais em cada compartimento do ambiente marinho.	669
Tabela 97 – Segmentação dos períodos pré e pós-desastre.	670
Tabela 98 – Densidade de ovos e larvas de peixes (org./10m ³) e frequência de ocorrência (%) com dados físico-químicos por ponto amostral no Ambiente Marinho da região da foz do rio Doce (fevereiro/2019).	672
Tabela 99 – Estações de monitoramento do ictioplâncton em ambiente estuarino e lagoas marginais em fevereiro de 2019 na foz do rio Doce e sua área costeira adjacente.	677
Tabela 100 – Segmentação dos períodos pré e pós-desastre.	678
Tabela 101 – Densidade de ovos e larvas de peixes (org./10m ³) e frequência de ocorrência (%) com dados físico-químicos por ponto amostral em ambiente estuarino e lagoas marginais em fevereiro de 2019 na foz do rio Doce e sua área costeira adjacente.	679
Tabela 102 – Parâmetros botânicos da amostragem de espécies de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva amostradas na bacia do rio Doce.	687
Tabela 103 – Espécies da restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva, ameaçadas de extinção ou protegidas, amostradas na bacia do rio Doce.	690
Tabela 104 – Potencialidade de uso das espécies de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva amostradas na bacia do rio Doce.	690
Tabela 105 – Espécies exóticas amostradas na vegetação da restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva próximo a foz do rio Doce.	691
Tabela 106 – Parâmetros fitossociológicos das 10 principais espécies amostradas em áreas de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva na foz do rio Doce.	692
Tabela 107 – Parâmetros gerais da estrutura horizontal das espécies de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva em função do número de parcelas amostradas na foz do rio Doce.	693
Tabela 108 – Dados comparativos dos estudos de vegetação de restinga no estado do Espírito Santo.	695

APRESENTAÇÃO

No dia 5 de novembro de 2015, ocorreu o rompimento da barragem de rejeitos minerários de Fundão, pertencente à Samarco Minerações S.A. situada em uma região de cabeceira da bacia hidrográfica do rio Doce, subdistrito de Bento Rodrigues, município de Mariana, estado de Minas Gerais. O rompimento resultou na liberação de um volume estimado de 44 milhões de m³ de rejeitos de mineração sobre os córregos Fundão e Santarém e os rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Doce.

Este volume foi transportado pelo rio por mais de 650 km, desde a barragem de Fundão em Minas Gerais até o oceano Atlântico no estado do Espírito Santo, onde, ao longo de 17 dias, se depositou pelo caminho em diferentes concentrações (PINTO-COELHO, 2015; FERNANDES et al., 2016). Este, que é o maior desastre socioambiental da história do Brasil (ESCOBAR, 2015; SILVA; FERREIRA; SCOTTI, 2015; ESPINDOLA et al., 2016; FREITAS; SILVA; MENEZES, 2016; LEONARDO et al., 2017) afetou, de forma direta ou indireta, aproximadamente 1,4 milhão de pessoas de 40 municípios, sendo 36 no estado de Minas Gerais e 4 no Espírito Santo (IBAMA, 2015; PINTO-COELHO, 2015; SILVA; FERREIRA; SCOTTI, 2015; ESPINDOLA et al., 2016; FREITAS; SILVA; MENEZES, 2016).

Conforme Laudo Técnico do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA, 2015), alguns dos danos ambientais e sociais diretos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão que podem ser citados são: morte e desaparecimento de pessoas; isolamento de áreas habitadas; desalojamento de comunidades; destruição de moradias e estruturas urbanas; fragmentação de *habitats*; destruição de áreas de preservação permanente e vegetação nativa; mortandade de animais de produção e impacto à produção rural; impacto no turismo; restrições à pesca; mortandade de animais domésticos; mortandade da fauna silvestre; mortandade de peixes; impacto na geração de energia elétrica pelas hidrelétricas atingidas; alteração da qualidade e quantidade de água; e impacto no abastecimento público e dessedentação de animais.

Devido à intensidade do desastre, este foi classificado pela Defesa Civil como desastre de nível IV, o qual corresponde a um “desastre de muito grande porte”, cujos danos são importantes e consideráveis (IBAMA, 2015; PINTO-COELHO, 2015; ESPINDOLA et al., 2016; FERNANDES et al., 2016; FREITAS; SILVA; MENEZES, 2016). Estudos mostraram que a ocorrência da perda da “memória ecológica” sob os rejeitos e o vasto período de permanência e ação dos metais pesados liberados pela tragédia sob os ecossistemas afetados demandarão extenso tempo de recuperação, que poderá variar entre décadas a cerca de um século (PINTO-COELHO, 2015; FERNANDES et al., 2016; FREITAS; SILVA; MENEZES, 2016; LEONARDO et al., 2017). Todavia, somente por meio de amplos estudos ambientais é que é possível conhecer, exatamente, a composição e os efeitos desses rejeitos sobre o ambiente, bem como fazer uma previsão sobre o tempo de depuração e de recuperação das áreas atingidas.

Conforme o Termo de Ajustamento Preliminar firmado entre o Ministério Público Federal, Samarco Mineração S.A., Vale S.A. e BHP Billiton Brasil Ltda., cabe ao Lactec a realização do diagnóstico dos danos socioambientais decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, ao longo da bacia do rio Doce e da zona costeira adjacente. As atividades do Lactec incluem assessoria técnica ao MPF-MG, além da realização de coletas, pesquisas e análises de dados de materiais da região, de modo a identificar as alterações nos meios físico, biótico e de bens arqueológicos e culturais para a obtenção de um quadro detalhado dos danos ambientais provocados ou intensificados pelo desastre.

Os serviços iniciaram-se em março de 2017 e, para sua execução, foi criada uma equipe multidisciplinar composta por pesquisadores do Lactec e consultores especialistas em várias áreas do conhecimento, como engenharia ambiental e civil, geologia, química, hidrologia, oceanografia, agronomia, limnologia, botânica, biologia, arqueologia, história, entre outras. O foco desse trabalho é o levantamento dos danos socioambientais, e apesar de muitos aspectos apresentarem uma grande interface com a população humana, os danos sociais e econômicos não são abordados nesse estudo. Esses danos estão sendo estudados por outras instituições selecionadas pelo Ministério Público Federal.

As atividades iniciaram-se pelo levantamento de dados dos ambientes afetados antes do desastre, o que culminou no Relatório de Linha-Base (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2017a,b,c). Na sequência, realizou-se um levantamento de dados e estudos secundários realizados após o desastre, gerando o Relatório Pós-Desastre (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2018a,b). Ambos os documentos formaram a base para o levantamento preliminar de danos ambientais decorrentes do desastre, formalizado no Relatório Metodológico de Valoração Econômica e Identificação de Danos Ambientais (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2018e).

Ressalta-se que a área do conhecimento do patrimônio arqueológico e cultural foi tema de um documento separado, denominado Relatório Consolidado de Bens Arqueológicos e Culturais (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2018c), no qual estão apresentados o levantamento de linha-base para o patrimônio arqueológico e cultural e uma avaliação das ações desenvolvidas sobre esses patrimônios até maio de 2018.

Na continuidade das atividades, foi emitido o 1º Relatório Parcial de Resultados, com os primeiros resultados parciais do diagnóstico até maio de 2018 (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2018d). Também, foi emitido um relatório contendo a Caracterização do Rejeito de Mineração do Complexo de Germano (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018f).

Já em 2019, foi emitido o Relatório de Atualização da Linha-Base (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019a,b,c,d), readequado dentro da abordagem ecossistêmica e complementado com informações até outubro de 2018. Um 2º Relatório Parcial de Resultados foi emitido com resultados parciais do diagnóstico até janeiro de 2019 (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019e).

Com a execução de dois anos de estudo, sendo um de monitoramento ambiental, neste diagnóstico estão apresentados os primeiros resultados consolidados por danos do desastre, mensurados em relação à linha-base. Apesar de alguns danos ainda demandarem maiores investigações, o diagnóstico dos danos já possui resultados robustos, sendo capaz de auxiliar no fornecimento respostas à sociedade, de modo a subsidiar a tomada de decisão sobre os caminhos para a recuperação dos ambientes afetados pelo desastre.

Como o diagnóstico é extenso e complexo foi dividido em cinco tomos. No primeiro, denominado “Contextualização”, está apresentada a introdução do estudo, os aspectos metodológicos, os dados base para os danos, a matriz de danos e conclusões. Na sequência estão apresentados os tomos por ambientes afetados denominados “Ambientes Aquáticos Continentais”, “Ambiente Terrestre e Atmosfera” e “Zona Costeira e Marinha”, com os danos por ambientes afetados.

O quinto tomo está dividido em três volumes relativos ao “Patrimônio Arqueológico”, “Patrimônio Cultural Material” e “Patrimônio Cultural Imaterial”, onde estão apresentados os danos aos bens referentes a cada patrimônio.

Cada tomo é constituído por um volume de diagnóstico de danos, contendo capítulos com numeração sequencial, sendo subdivididos em itens, ou tópicos, para a estruturação hierárquica dos textos por assuntos lógicos. Os textos estão complementados e ilustrados por figuras, gráficos, quadros e tabelas, com numeração sequencial. Também, estão apresentados documentos suplementares, que se caracterizam como relatórios técnicos que subsidiam a avaliação de danos. Ao final de cada volume estão apresentadas suas respectivas referências bibliográficas. Alguns tomos ainda apresentam volumes separados para Apêndices e Anexos.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	51
2 ÁREA MARINHA.....	53
2.1 Danos à qualidade das águas	54
2.1.1 Metodologia	56
2.1.1.1 Base de dados	56
2.1.1.2 Compartimentalização da área avaliada	58
2.1.1.3 Segmentação temporal	60
2.1.1.4 Mensuração dos danos	61
2.1.2 Aumento das concentrações de sólidos na água	67
2.1.3 Redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água	74
2.1.4 Aumento das concentrações de EPTs na água	79
2.1.4.1 Alumínio dissolvido	79
2.1.4.2 Arsênio total.....	86
2.1.4.3 Cádmio total.....	93
2.1.4.4 Chumbo total	99
2.1.4.5 Cobre dissolvido.....	106
2.1.4.6 Cromo total	110
2.1.4.7 Ferro dissolvido	117
2.1.4.8 Manganês total	123
2.1.4.9 Mercúrio total	129
2.1.4.10 Níquel total.....	135
2.1.4.11 Zinco total	139
2.1.4.12 Síntese do dano “aumento da concentração de EPTs na água”	145
2.1.5 Conclusões	146
2.2 Danos às comunidades planctônicas.....	149
2.2.1 Metodologia.....	151
2.2.1.1 Dados primários	151
2.2.1.2 Dados secundários	156
2.2.1.3 Segmentação Temporal	158
2.2.1.4 Avaliação de danos.....	158
2.2.2 Alteração da comunidade fitoplanctônica	161
2.2.3 Alteração da comunidade zooplanctônica	175
2.2.3.1 Alterações na densidade e na composição das espécies do zooplâncton ..	175
2.2.3.2 Aumento da concentração de Elementos Potencialmente Tóxicos – EPTs no zooplâncton marinho.....	181

2.2.4 Conclusões	187
2.3 Danos associados ao transporte de sedimentos.....	189
2.3.1 Metodologia.....	189
2.3.2 Incremento na deposição de sedimentos	190
2.3.3 Conclusões	192
2.4 Danos à qualidade dos sedimentos e comunidades bentônicas	192
2.4.1 Metodologia.....	193
2.4.1.1 Dados primários	193
2.4.1.2 Dados secundários	195
2.4.1.3 Compartimentalização da área avaliada	196
2.4.1.4 Segmentação temporal	197
2.4.1.5 Mensuração dos danos	197
2.4.1.6 Metodologia para macrofauna bêmica.....	204
2.4.2 Alteração das características granulométricas do sedimento superficial.....	207
2.4.3 Aumento da concentração de EPTs no sedimento.....	215
2.4.3.1 Alumínio	215
2.4.3.2 Arsênio.....	220
2.4.3.3 Bário.....	223
2.4.3.4 Cádmio	227
2.4.3.5 Chumbo.....	231
2.4.3.6 Cobre.....	235
2.4.3.7 Cromo	239
2.4.3.8 Ferro.....	243
2.4.3.9 Manganês.....	247
2.4.3.10 Mercúrio	251
2.4.3.11 Níquel.....	255
2.4.3.12 Zinco.....	259
2.4.3.13 Síntese do dano aumento da concentração de EPTs no sedimento.....	263
2.4.4 Alterações na estrutura das comunidades bêmicas de fundos inconsolidados..	264
2.4.5 Alterações na condição de saúde e contaminação por EPTs em invertebrados bêmicos de fundos inconsolidados	271
2.4.6 Conclusões	273
2.5 Danos à ictiofauna.....	275
2.5.1 Metodologia.....	276
2.5.1.1 Coleta de dados primários	276
2.5.1.2 Metodologia para seleção e avaliação dos dados secundários utilizados ..	278

2.5.1.3 Avaliação de Dano.....	279
2.5.2 Redução da riqueza e diversidade da ictiofauna no ambiente marinho adjacente à foz do rio Doce	284
2.5.3 Simplificação da estrutura trófica da ictiofauna	292
2.5.4 Diminuição das populações de espécies de peixes costeiros de interesse comercial.....	294
2.5.5 Alterações nas condições corporais e/ou na saúde da ictiofauna	299
2.5.5.1 Prejuízos às estruturas e função das brânquias em Peixes (biomarcador: histopatologia de brânquias)	299
2.5.5.2 Prejuízos às funções fisiológicas de osmorregulação, respiração, excreção e equilíbrio ácido-base em Peixes (biomarcadores: osmolaridade, íons, teor hídrico, atividade específica das enzimas AC, NAK e H ⁺ -ATPase)	301
2.5.5.3 Prejuízos ao metabolismo em peixes (biomarcadores: glicose, glicogênio e lactato)	303
2.5.5.4 Prejuízos às estruturas e função reprodutiva (biomarcador: histopatologia de gônadas).....	303
2.5.5.5 Alterações no sistema antioxidante e de biotransformação em Peixes (biomarcadores: CAT, SOD, GPx e GST)	303
2.5.5.6 Alterações em sistemas não enzimáticos em Peixes (biomarcadores: GSH, MET, LPO)	305
2.5.5.7 Neurotoxicidade (biomarcadores: AChE)	306
2.5.5.8 Genotoxicidade e Mutagenicidade em Peixes (biomarcadores: ensaio cometa, MN e ANEs)	306
2.5.6 Aumento na bioacumulação	308
2.5.7 Conclusões	310
2.6 Danos aos quelônios e mamíferos marinhos	312
2.6.1 Metodologia.....	315
2.6.1.1 Quelônios	315
2.6.1.2 Cetáceos.....	324
2.6.1.3 Avaliação dos danos.....	330
2.6.2 Degradação da qualidade de habitats de quelônios e mamíferos marinhos	331
2.6.2.1 Quelônios	335
2.6.2.2 Cetáceos.....	349
2.6.3 Conclusões	374
3 ESTUÁRIOS	378
3.1 Danos à qualidade das águas	379
3.1.1 Metodologia	379

3.1.1.1	Base de dados	379
3.1.1.2	Compartimentalização da área avaliada	381
3.1.1.3	Segmentação temporal	382
3.1.1.4	Mensuração dos danos	382
3.1.2	Estuário do Rio Doce	388
3.1.2.1	Aumento da concentração de sólidos na água	388
3.1.2.2	Redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água	390
3.1.2.3	Aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos - EPTs na água	392
3.1.3	Estuário do rio Piraquê-açu	416
3.1.3.1	Concentração de sólidos na água	416
3.1.3.2	Concentrações de oxigênio dissolvido na água	418
3.1.3.3	Concentrações de EPTs na água	419
3.1.4	Lagoa Monsarás	424
3.1.4.1	Concentração de sólidos na água	424
3.1.4.2	Concentrações de oxigênio dissolvido na água	427
3.1.4.3	Concentrações de EPTs na água	429
3.1.5	Conclusões	435
3.2	Danos às comunidades planctônicas	436
3.2.1	Metodologia	437
3.2.1.1	Dados primários	438
3.2.1.2	Dados secundários	440
3.2.1.3	Segmentação temporal	441
3.2.1.4	Avaliação de danos	442
3.2.2	Alteração da comunidade fitoplanctônica	443
3.2.3	Possíveis alterações na composição das espécies do zooplâncton estuarino	451
3.2.4	Conclusões	456
3.3	Danos à qualidade dos sedimentos e comunidades bentônicas	458
3.3.1	Metodologia	458
3.3.1.1	Base de dados	459
3.3.1.2	Compartimentalização da área avaliada	460
3.3.1.3	Segmentação temporal	462
3.3.1.4	Mensuração dos danos	462
3.3.1.5	Metodologia para as comunidades bêmicas	467
3.3.2	Estuário do Rio Doce	472

3.3.2.1 Alteração da granulometria do sedimento superficial nas adjacências da foz do rio Doce em decorrência do desastre.....	472
3.3.2.2 Aumento da concentração de EPTs do sedimento superficial nas adjacências da foz do rio Doce em decorrência do desastre	477
3.3.3 Estuário do rio Piraquê-açu.....	498
3.3.3.1 Granulometria do sedimento superficial no estuário do rio Piraquê-açu ..	498
3.3.3.2 Concentração de EPTs no sedimento.....	499
3.3.4 Lagoa Monsarás	508
3.3.4.1 Granulometria do sedimento superficial na lagoa Monsarás	508
3.3.4.2 Concentração de EPTs.....	509
3.3.5 Alterações na estrutura da macrofauna bêntica dos estuários	518
3.3.6 Contaminação e alterações no estado de saúde da macrofauna bêntica de estuários.....	524
3.3.7 Conclusões	524
3.4 Danos à ictiofauna.....	525
3.4.1 Metodologia.....	526
3.4.1.1 Metodologia de coleta de dados primários	526
3.4.1.2 Metodologia de seleção e avaliação dos dados secundários utilizados.....	528
3.4.1.3 Avaliação de Dano.....	529
3.4.2 Redução da riqueza e diversidade da ictiofauna estuarina.....	529
3.4.3 Alteração da estrutura trófica da ictiofauna.....	534
3.4.4 Alterações nas condições corporais e/ou na saúde da ictiofauna	537
3.4.4.1 Prejuízos às estruturas e função das brânquias em Peixes (biomarcador: histopatologia de brânquias)	537
3.4.4.2 Prejuízos às estruturas e função das brânquias em Peixes (biomarcador: histopatologia de brânquias)	539
3.4.4.3 Prejuízos ao metabolismo em peixes (biomarcadores: glicose, glicogênio e lactato).....	540
3.4.4.4 Prejuízos às estruturas e função reprodutiva (biomarcador: histopatologia de gônadas).....	540
3.4.4.5 Alterações no sistema antioxidante e de biotransformação em Peixes (biomarcadores: CAT, SOD, GPx e GST).....	540
3.4.4.6 Alterações em sistemas não enzimáticos em Peixes (biomarcadores: GSH, MET, LPO).....	541
3.4.4.7 Neurotoxicidade (biomarcadores: AChE)	542
3.4.4.8 Genotoxicidade e Mutagenicidade em Peixes (biomarcadores: ensaio cometa, MN e ANEs)	543

3.4.5 Aumento na bioacumulação	544
3.4.6 Conclusões	544
4 PRAIAS	546
4.1 Danos à qualidade dos sedimentos e comunidades bentônicas	546
4.1.1 Metodologia	547
4.1.1.1 Base de dados	548
4.1.1.2 Avaliação de danos.....	548
4.1.1.3 Metodologia para macrofauna bêmica de praias arenosas.....	548
4.1.2 Características granulométricas do sedimento	552
4.1.3 Concentração de EPTs	553
4.1.3.1 Alumínio total.....	553
4.1.3.2 Arsênio Total	554
4.1.3.3 Bário Total	554
4.1.3.4 Carbono Orgânico Total	555
4.1.3.5 Chumbo Total	555
4.1.3.6 Cobre Total.....	556
4.1.3.7 Cromo Total.....	556
4.1.3.8 Ferro Total.....	557
4.1.3.9 Fósforo Total	557
4.1.3.10 Manganês Total	558
4.1.3.11 Níquel Total	558
4.1.3.12 Nitrogênio Kjeldahl Total.....	559
4.1.3.13 Vanádio Total	560
4.1.3.14 Zinco Total	560
4.1.4 Alterações na estrutura da macrofauna bêmica das praias arenosas	561
4.1.5 Contaminação e alterações no estado de saúde da macrofauna bêmica de praias arenosas.....	565
4.1.6 Conclusões	565
5 MANGUEZAIS	567
5.1 Danos à qualidade dos sedimentos e comunidades bentônicas	568
5.1.1 Metodologia	568
5.1.1.1 Base de dados	568
5.1.1.2 Avaliação das alterações no sedimento	569
5.1.1.3 Metodologia para macrofauna bêmica de manguezais.....	569
5.1.2 Granulometria do sedimento superficial	574
5.1.3 Avaliação da concentração de EPTs	575

5.1.3.1 Alumínio total.....	576
5.1.3.2 Arsênio total.....	576
5.1.3.3 Bário total	577
5.1.3.4 Carbono Orgânico total.....	577
5.1.3.5 Chumbo total	578
5.1.3.6 Cobre total	579
5.1.3.7 Cromo total	579
5.1.3.8 Ferro total	580
5.1.3.9 Fósforo total.....	580
5.1.3.10 Manganês total	581
5.1.3.11 Níquel total.....	581
5.1.3.12 Nitrogênio Kjeldahl Total.....	582
5.1.3.13 Vanádio total.....	582
5.1.3.14 Zinco total	583
5.1.4 Alterações na estrutura da macrofauna bêntica dos manguezais	583
5.1.5 Contaminação e alterações no estado de saúde da macrofauna bêntica de manguezais	584
5.1.6 Conclusões	585
6 DANOS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E OUTRAS ÁREAS NATURAIS PROTEGIDAS.....	587
6.1 Introdução.....	587
6.2 Metodologia.....	589
6.2.1 Unidades de Conservação.....	589
6.2.2 Zona de Amortecimento	590
6.2.3 Terra Indígena	590
6.2.4 Critérios para a avaliação do dano	591
6.3 Danos às áreas naturais protegidas.....	595
6.3.1 Unidade de Conservação e Terra Indígena	595
6.3.2 Zona de Amortecimento (ZA) das Unidades de Conservação.....	604
6.3.3 Síntese do dano às áreas naturais protegidas.....	607
6.3.4 Deposição de rejeito em áreas naturais protegidas.....	610
6.4 Danos à Abrolhos	612
6.4.1 Contextualização sobre a área em estudo e área de abrangência.....	612
6.4.1.1 Unidades de Conservação do Banco dos Abrolhos	616
6.4.2 Potenciais danos aos ecossistemas de Abrolhos.....	618
6.4.2.1 Documentos oficiais da Câmara Técnica de Conservação e Biodiversidade - CTBio.....	618

6.4.2.2	Extensão e intensidade da pluma de rejeitos, com foco em Abrolhos	626
6.4.2.3	Avaliação de comunidades biológicas.....	633
6.4.2.4	Avaliação, através da modelagem, dos impactos a longo prazo do desastre da Samarco em ecossistemas marinhos	661
6.5	Conclusões	665
7	OUTROS TEMAS ESTUDADOS	667
7.1	Ictioplâncton.....	667
7.1.1	Caracterização do ictioplâncton do Ambiente Marinho.....	667
7.1.1.1	Metodologia	668
7.1.1.2	Caracterização da Comunidade Ictioplanctônica	671
7.1.1.3	Conclusões.....	675
7.1.2	Caracterização do ictioplâncton do ambiente estuarino	675
7.1.2.1	Metodologia	676
7.1.2.2	Caracterização da Comunidade Ictioplanctônica	678
7.1.2.3	Conclusões	681
7.2	Vegetação costeira - restinga	682
7.2.1	Metodologia	683
7.2.1.1	Preparo das amostras e identificação botânica das espécies em herbário.....	685
7.2.1.2	Identificação Botânica, Digitalização das Amostras e Incorporação no Acervo	686
7.2.2	Resultados	687
7.2.2.1	Composição Florística.....	687
7.2.2.2	Parâmetros da estrutura horizontal	692
7.2.2.3	Suficiência Amostral do Levantamento Fitossociológico	693
7.2.3	Conclusão	694
8	ANÁLISE INTEGRADA	697
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	706
	GLOSSÁRIO	733
	DOCUMENTOS SUPLEMENTARES.....	747
	COMUNIDADE ZOOPLANCTONICA.....	749
	MACROFAUNA BÊNICA.....	773
	MODELAGEM DO SERVIÇO ECOSISTÊMICO DE PROVISÃO DE PESCA.....	832
	MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICO.....	841

1 INTRODUÇÃO GERAL

Este volume apresenta o diagnóstico dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais, para a zona costeira e marinha na foz do rio Doce e regiões adjacentes, no Espírito Santo.

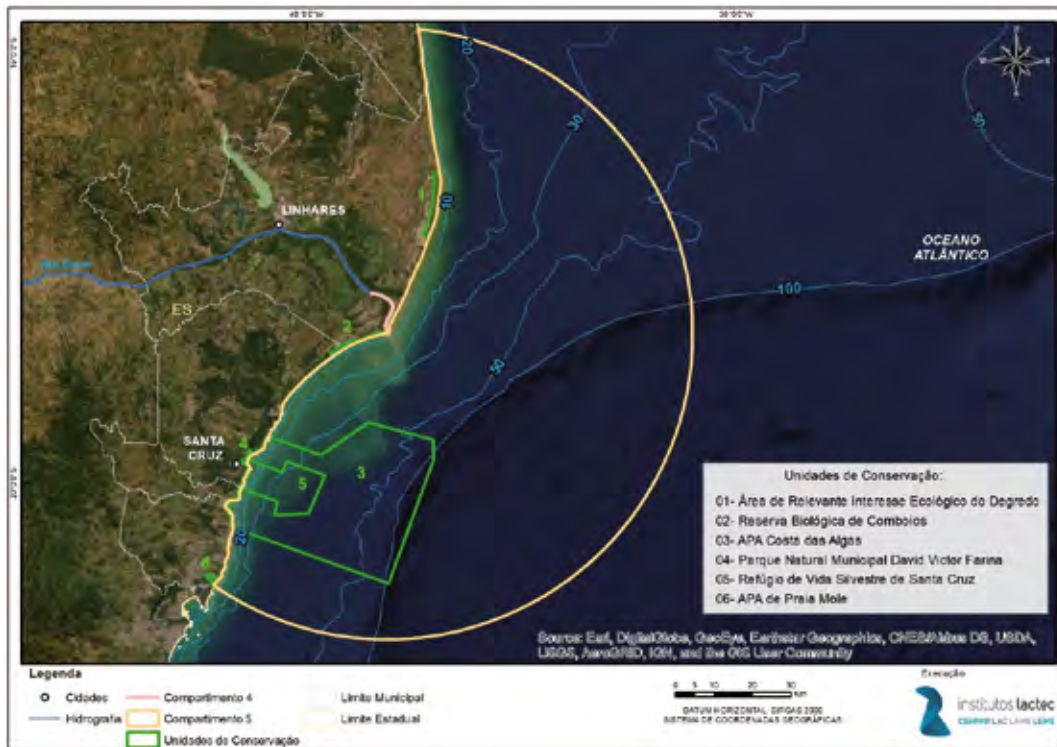
A lama de rejeitos provenientes do desastre ocorrido no dia 05 de novembro de 2015 alcançou a foz do rio Doce no dia 21 de novembro do mesmo ano, atingindo seu estuário e oceano. A intensidade e extensão da área marinha que sofreu influência do desastre variou em função da sazonalidade e de eventos climáticos que ocorreram posteriormente. A qualidade da água e dos sedimentos sofreu danos, e consequentemente as comunidades biológicas ali presentes. Alguns parâmetros tiveram danos mais intensos logo após o desastre, principalmente na região mais próxima da foz, em condições mais agudas. Já outros provocaram efeitos crônicos, de longo prazo.

Um dos grandes desafios de diagnosticar os danos do desastre à Zona Costeira e Marinha é a escassez de estudos na região para diversos temas. Não há estudos de longa duração ou sistemáticos para a maior parte da área de estudo, ou seja, não se conhece quais eram as características anteriores ao rompimento da barragem de Fundão, e é sabido que a região litorânea, assim como toda a bacia do rio Doce, sofre pressões antrópicas de diferentes origens há centenas de anos. Dessa forma, os danos decorrentes do desastre da Samarco são sinérgicos, e interagem de maneiras variáveis a outros impactos de forma a se somar ou a potencializá-los. Todas essas questões foram levadas em consideração no levantamento dos danos nesse estudo.

A área de abrangência e os limites utilizados nesse estudo foram definidos considerando as informações disponíveis no momento do planejamento dos trabalhos (início de 2017) e a dispersão da pluma de sedimentos de maior intensidade que chegou à foz do rio Doce e região marinha (apresentada no item 6.5 do TOMO I – Contextualização). Assim, os limites são: ao sul, na região da Área de Proteção Ambiental Costa das Algas, Aracruz, ES, e ao norte pela foz do rio Mariricu, afluente do rio São Mateus, Linhares, ES.

A Zona Costeira e Marinha foi subdividida em duas grandes áreas (compartimentos). O Compartimento 4 (C4) engloba o estuário do rio Doce, além da lagoa Monsarás e o estuário do rio Piraquê-açu (confluência com o rio Piraquê-mirim) e o Compartimento 5 (C5) é composto pela porção marinha da área abrangida pelo diagnóstico, delimitado a partir da foz do rio Doce, por um raio de 80 km (Figura 1). Faz parte do C5, também, as faixas de praia arenosa e os manguezais. Ressalta-se que áreas naturais protegidas costeiras e marinhas foram tratadas separadamente dentro do ambiente da Zona costeira e Marinha, englobando o Banco dos Abrolhos.

Figura 1 – Mapa da área de estudo para o diagnóstico dos danos à Zona Costeira e Marinha decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, MG.



Dentro deste ambiente foram estudados os temas qualidade das águas, transporte e qualidade de sedimentos, além dos organismos da fauna e da flora: fitoplâncton, zooplâncton, ictioplâncton, macrofauna bêntica, ictiofauna, quelônios marinhos, cetáceos e vegetação costeira. Cada tema foi descrito inicialmente quanto a sua importância e afetação no contexto do desastre da Samarco, em seguida foram detalhadas as metodologias de coleta de amostras, análise de dados e definição dos danos, e por fim, a descrição, mensuração e caracterização dos danos, seguidos pelas conclusões.

Os dados foram agrupados conforme os ambientes que compõem a região de interesse, sendo divididos entre os principais ecossistemas costeiros e marinhos presentes na área de estudo: a Área Marinha, os Estuários, as Praias e os Manguezais. Na sequência apresentam-se as Áreas Naturais Protegidas Costeiras e Marinhas, e por um capítulo onde são apresentados temas estudados onde não foi constatado dano ou não foi possível atrelar as alterações identificadas diretamente ao desastre da Samarco. Ao fim apresenta-se a Análise Integrada, capítulo que objetiva avaliar os danos ao ambiente de forma integrada, abordando os serviços ecossistêmicos possivelmente afetados.

Após as Referências Bibliográficas são apresentados os Documentos Suplementares citados ao longo do relatório. Em outro volume estão os Apêndices.

2 ÁREA MARINHA

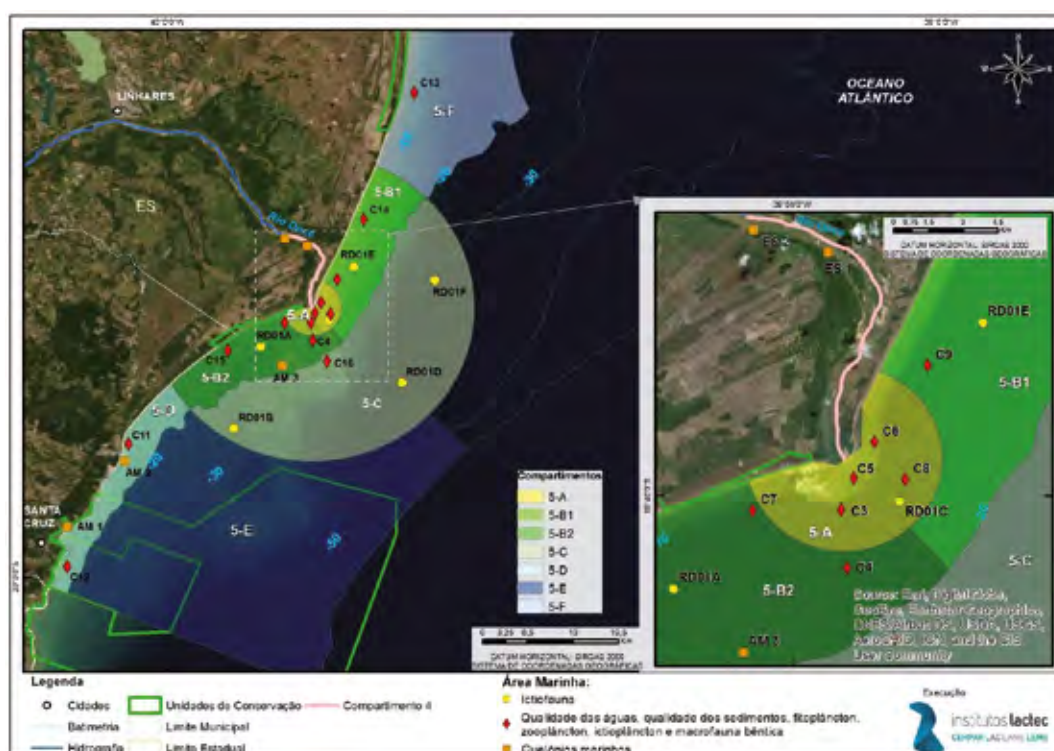
A porção marinha da área de abrangência desse estudo, denominada aqui como Área Marinha, refere-se ao ambiente aquático formado pelo mar e seu leito.

Visando facilitar a interpretação dos resultados e o entendimento dos danos, suas gravidades e espacialidade, foram definidos sub compartimentos de acordo com as distâncias a partir da foz do rio Doce e de acordo com as profundidades (Tabela 1 e Figura 2). Nesta mesma figura é possível visualizar as estações amostrais de coleta de água, sedimento, plâncton, macrofauna bêntica, ictiofauna e quelônios marinhos. Para os cetáceos, o monitoramento foi realizado por meio de deslocamento dentro dessa mesma área de abrangência, e os detalhes constam no item 2.6.1.2.1.

Tabela 1 – Compartimentalização da Zona Marinha para o diagnóstico dos danos à Zona Costeira e Marinha decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, MG.

Profundidade do ponto	Compartimento				
	Raio <4 km da foz	Raio Entre 4 e 22 km da foz		> raio de 22 km da foz	
		Norte	Sul	Sul	Norte
<20 metros	5-A	5-B1	5-B2	5-D	5-F
Entre 20 e 50 metros		5-C		5-E	

Figura 2 – Compartimentalização e estações amostrais da Área Marinha para o diagnóstico dos danos à Zona Costeira e Marinha decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, MG.



Execução: Lactec.

Para a área marinha são descritos os danos do rompimento da barragem de Fundão sobre a **qualidade das águas** e sobre as comunidades biológicas frequentemente utilizadas como bioindicadores: o fitoplâncton e o zooplâncton, aqui tratados como **comunidades planctônicas**. De forma semelhante foram elencados danos relativos ao **transporte e qualidade dos sedimentos** e na fauna associada, as **comunidades bentônicas**. Na sequência são apresentados os danos sobre a **ictiofauna, quelônios e mamíferos marinhos**. Após a descrição dos danos na Área Marinha, Estuários, Praias e Manguezais, é realizada uma avaliação da ocorrência de danos em Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas.

Para este ambiente também foi estudado o **ictioplâncton**, entretanto, os resultados obtidos até o momento não permitiram a caracterização de danos advindos do desastre da Samarco. Assim, os resultados para essa área temática são apresentados no capítulo 7, subitem 7.1.1.

2.1 DANOS À QUALIDADE DAS ÁGUAS

No dia 21 de novembro de 2015, a lama de rejeitos minerários proveniente do rompimento da barragem de Fundão atingiu a costa do Espírito Santo, após percorrer todo o curso dos rios, alterando os aspectos qualitativos das águas na região costeira. A pluma de rejeitos se dispersou no mar ao longo das adjacências da foz do rio Doce, a intensidade da mesma variou, tanto latitudinalmente quanto longitudinalmente dependendo de vários fatores como a vazão do Rio Doce, ventos, correntes e direção de ondas (ICMBio, 2017b). Segundo os dados apresentados pela Universidade Federal do Espírito Santo - UFES (2017) a chegada da lama de rejeitos a foz do rio Doce aumentou a concentração de material particulado na coluna d'água, aumentando os níveis de turbidez, bem como aumento das concentrações de diversos metais.

Nesse contexto, devido a alteração da qualidade das águas e os potenciais danos associados a estas alterações, diversos usos da água no ambiente marinho ficaram comprometidos como, por exemplo, a pesca, a recreação e o turismo (IBAMA, 2015).

A partir da análise de dados de monitoramento de qualidade de água da região costeira adjacente à foz do rio Doce, foram identificados os seguintes danos à qualidade das águas do ambiente marinho: aumento na concentração de sólidos, redução das concentrações de oxigênio dissolvido e o aumento da concentração de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs).

Com a chegada da lama de rejeitos nos ambientes marinhos adjacentes à foz do rio Doce, houve um aumento na concentração de sólidos na água, ocasionando a diminuição da transparência e da luminosidade na coluna da água. A turbidez é o parâmetro físico da água que indica o grau de redução da passagem do feixe de luz ao atravessá-la. O aumento da presença de sólidos em suspensão, em geral, eleva a turbidez da água. Com o aumento da turbidez na água e menor disponibilidade de luz, o processo de fotossíntese é alterado, podendo prejudicar também a busca por alimento para algumas espécies, levando a um desequilíbrio na cadeia alimentar.

A alta concentração de sólidos na coluna d'água pode vir a interferir na respiração de peixes, bem como organismos filtradores também podem ser prejudicados. Além disso, a deposição deste material sobre corais, algas e rodólitos pode influenciar na saúde destes organismos e no crescimento dos mesmos (DUTRA et al., 2006).

A diminuição da transparência da coluna da água faz com que ocorra um aumento de algumas espécies resistentes de fitoplâncton e zooplâncton, enquanto que as espécies mais sensíveis tendem a desaparecer. Estes organismos são o primeiro elo da cadeia trófica, e essa situação pode gerar um efeito cascata na cadeia alimentar, afetando os animais a médio e longo prazo (KENNISH, 2000).

Com relação a redução das concentrações de oxigênio dissolvido, foram registradas baixas concentrações de oxigênio dissolvido na água (inferiores a 1 mg/L) após o rompimento da barragem na área marinha. Essas baixas concentrações foram causadas pelo aporte significativo de lama no ambiente marinho bem como à demanda de oxigênio necessária para a degradação da matéria orgânica e nutrientes arrastada pela onda de rejeitos. A maior disponibilidade de matéria orgânica no meio permite que organismos decompositores se multipliquem em excesso, consumindo grande parte do oxigênio disponível no ambiente aquático, e assim, o ambiente aquático pode ficar em estado de hipoxia (2 mg/L de OD) ou até mesmo anoxia (0 mg/L de OD) (KENNISH, 2000). Baixas concentrações de oxigênio dissolvido no ambiente aquático podem limitar a sobrevivência de diversas espécies componentes da biota, em termos gerais é necessário um mínimo de 2 a 5 mg/L de oxigênio dissolvido para sobrevivência da maior parte das espécies (LIBÂNIO, 2010).

De acordo com a caracterização físico-química do rejeito realizada pelo Lactec (conforme Capítulo 6 do TOMO I – Contextualização), EPTs presentes nos materiais coletados foram: prioritariamente ferro, sendo verificados alumínio e manganês como elementos secundários, além de arsênio, cromo, cobre, chumbo, zinco, níquel, bário, cobalto, selênio e estanho. Em concentrações médias inferiores a 0,5 mg/kg, constaram ainda os elementos cádmio, mercúrio, prata e antimônio.

Assim, supõe-se que alterações em parâmetros de qualidade de água no que concerne à linha-base estejam relacionadas aos elementos que compõe o rejeito. Todavia, há ainda a questão que se refere a força hidráulica da onda de rejeitos que provavelmente provocou o revolvimento de sedimentos (IBAMA, 2015) ao longo do rio Doce, os quais acabaram conduzidos até o ambiente marinho.

Com a ressuspensão destes materiais de fundo, os mesmos podem ter sido liberados para a coluna d'água e se tornado biodisponíveis para os organismos aquáticos. Convém ressaltar que a exploração de minérios nas regiões de montante da bacia do rio Doce vem ocorrendo há séculos, e consequentemente contaminantes oriundos destas atividades podem ter sido aportados à área marinha adjacente à foz do rio Doce desde então, bem como estes elementos (EPTs) são carregados ao ambiente marinho também por processos naturais como intemperismos de rochas, lixiviação de solos, dentre outros processos.

Os metais presentes no rejeito podem ser divididos em duas categorias: (1) metais de transição (cobre, cromo, ferro, manganês, níquel) e (2) metaloides (alumínio, arsênio, cádmio, chumbo, mercúrio, zinco). De forma geral, os metais de transição são essenciais para o metabolismo em concentrações baixas, porém em concentrações altas podem ser tóxicos, já os metaloides, de maneira geral, não são essenciais para o funcionamento do metabolismo e são tóxicos mesmo em baixas concentrações (KENNISH, 2000). De acordo com Abel (1989) os metais mais comuns seguem a seguinte ordem aproximada de toxicidade: cobalto < alumínio < cromo < chumbo < níquel < zinco < cobre < cádmio < mercúrio.

2.1.1 METODOLOGIA

Neste item estão apresentadas as diversas etapas metodológicas que se mostraram necessárias para a mensuração dos danos à qualidade da água marinha. Foram indicadas as fontes de dados utilizadas, a compartimentalização da área avaliada, a segmentação temporal adotada, bem como a definição empregada para a escala de magnitude dos danos visando sua classificação no período imediatamente após o rompimento e sua evolução ao longo do tempo.

2.1.1.1 Base de dados

2.1.1.1.1 Dados primários

No ambiente marinho, foi realizada uma campanha de monitoramento pelo Lactec para a coleta de amostras de água entre os dias 08 e 11 de julho de 2018, no período seco. As coordenadas das 13 estações de monitoramento no ambiente marinho são apresentadas na Tabela 2 e a localização destas é apresentada na Figura 2.

Tabela 2 – Estações de monitoramento em ambientes de água salina.

Estação de Monitoramento	Longitude	Latitude
C3	-39,8145	-19,6721
C4	-39,8122	-19,6947
C5	-39,8096	-19,6597
C6	-39,8015	-19,6458
C7	-39,8488	-19,6724
C8	-39,7896	-19,6603
C9	-39,7809	-19,6161
C11	-40,0505	-19,8285
C12	-40,1298	-19,9868
C13	-39,6815	-19,375
C14	-39,747	-19,5387
C15	-39,9225	-19,708
C16	-39,7939	-19,7219

Para a determinação da localização dos pontos amostrais foi utilizado o equipamento GPSMAP 64s Garmin, utilizando datum WGS 84 em coordenadas UTM. No momento das coletas as fichas de campo foram preenchidas pela equipe de coleta com as seguintes informações: procedência da amostra, data e hora de coleta, técnico responsável pela coleta, tipo de amostra coletada, descrição das condições climáticas no momento da coleta e no período de 48 horas anteriores, informações sobre a localização do ponto de amostragem incluindo as coordenadas geográficas, profundidade do local, presença ou ausência de pluma do rio Doce sobre o ponto de coleta.

Foram determinados parâmetros físico-químicos de qualidade das águas *in situ* através da utilização de sonda multiparamétrica YSI EXO 2, são eles: temperatura (°C), saturação de oxigênio dissolvido (%), oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade (mS/cm), salinidade (ppt), pH, , profundidade (m), clorofila-a (µg/L) e turbidez (UNT).

Foram coletadas amostras de água em duas profundidades para o ambiente marinho: na superfície e a 2 m do fundo. As amostras de água de superfície e fundo foram coletadas com garrafa amostradora do tipo van Dorn, sendo posteriormente transferidas para frascos adequados para cada tipo de parâmetro. Os frascos já estavam previamente etiquetados com identificação do ponto amostral, parâmetro, data e horário de cada coleta. Imediatamente após a coleta, as amostras, devidamente acondicionadas em frascos etiquetados, foram armazenadas em caixa térmica com gelo, conforme recomendações da CETESB (2011).

As variáveis monitoradas pela sonda multiparamétrica YSI EXO 2 e os alcances das medições estão dispostos na Tabela 3.

Tabela 3 – Variáveis monitoradas pela sonda multiparamétrica.

Variável	Alcance
Temperatura (°C)	-5 até 50°C
Profundidade do ponto (m)	0 até 250 m
OD (%)	0 até 500%
OD (mg/L)	0 até 50 mg/L
Condutividade (µS/cm)	0 até 200 mS/cm
Salinidade	0 até 70 ppt
pH	0 até 14 unidades
Turbidez (UNT)	0 até 4000 UNT
Clorofila-a (µg/L)	0 até 400 µg/L

Os laudos laboratoriais encontram-se no Apêndice A.

2.1.1.1.2 Dados secundários

Os principais levantamentos de dados de qualidade da água pós-desastre na região costeira foram realizados pela Fundação Renova, por instituições acadêmicas, destacando-se a Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) e Universidade Federal de Rio Grande (FURG), pela Marinha do Brasil e pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio).

O levantamento de dados mais robusto foi realizado pela Fundação Renova, a qual promoveu coletas de amostras nas proximidades da foz do rio Doce e ao longo da costa dos estados do Espírito Santo e Bahia. Para fins de uniformização, os dados coletados no início do período emergencial pela Samarco e os dados provenientes da Fundação Renova coletados posteriormente foram referenciados da mesma forma, utilizando o termo “Renova Emergencial”. Entretanto, cabe ressaltar que esses dados são provenientes das duas instituições. A amostragem que originou os dados denominados “Renova Emergencial” começou em 17 de novembro de 2015 em 6 pontos de amostragem (Pontos I a VI), em 22 de novembro de 2015 foram adicionados mais 5 pontos amostrais (transectos 1 a 4 S, N e). Em 28 de novembro de 2015 foi iniciada a coleta de amostras adicionais em pontos próximos a foz do rio Doce e em 03 de dezembro de 2015 iniciaram as amostragens na APA Costa das Algas (Pontos X a XVI). O monitoramento de qualidade da água nestas estações amostrais foi realizado com periodicidade diária, na maior parte do tempo, e se estendeu até julho de 2017, os dados provenientes deste período são denominados “monitoramento emergencial”.

De julho de 2017 até o momento atual, a Fundação Renova passou a monitorar a qualidade das águas de acordo com o estabelecido no Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos – PMQQS, onde a periodicidade de coleta de dados passou a ser mensal na região costeira, os dados provenientes deste período são identificados como “PMQQS” no presente relatório. Os bancos de dados de qualidade da água referentes ao período emergencial foram fornecidos pela Fundação Renova e o banco de dados referente ao período do PMQQS foi fornecido e validado pelo Grupo Técnico de Acompanhamento do Programa de Monitoramento Quali - Quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos do rio Doce, Zona Costeira e Estuários, instituído pelo Comitê Interfederativo.

Foram avaliados os relatórios abrangendo o tema de qualidade da água elaborados por outras instituições (FURG, UFES, Marinha do Brasil). Os dados apresentados neste relatório e utilizados na avaliação dos danos foram retirados de relatórios emitidos por estas instituições, e não são oriundos das bases de dados brutos. Após a análise dos relatórios foi possível utilizar os dados presentes nas seguintes referências, que compreendem a maior parte dos dados gerados por expedições realizadas por outras instituições:

- Resultados parciais das análises realizadas em amostras coletadas na plataforma adjacente à foz do rio Doce: embarque Noc. Vital de Oliveira (UFES, 2016b);
- Resultados parciais das análises realizadas em amostras coletadas na plataforma adjacente à foz do rio Doce, APA Costa das Algas e Plataforma de Abrolhos: embarque Soloncy Moura (UFES, 2016a);
- 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 (UFES, 2017).

2.1.1.2 Compartimentalização da área avaliada

Conforme descrito na introdução deste capítulo, o ambiente marinho, identificado como compartimento 5, foi dividido em sete subcompartimentos. A divisão do ambiente marinho foi baseada na abrangência e permanência da intensidade da pluma de rejeito ao longo da costa do Espírito Santo mapeada pela Fundação Renova (ECONSERVATION, 2017), de modelagens de dispersão da pluma (MAGRIS et al., 2019; TETRA TECH, 2016) e de imagens de satélite adquiridas pelo Lactec. A compartimentalização também foi baseada nos resultados da análise da ocorrência de deposição de rejeitos no leito marinho (GOLDER, 2016), na batimetria da região e em análises de cluster dos dados de qualidade das águas e sedimento pós-desastre.

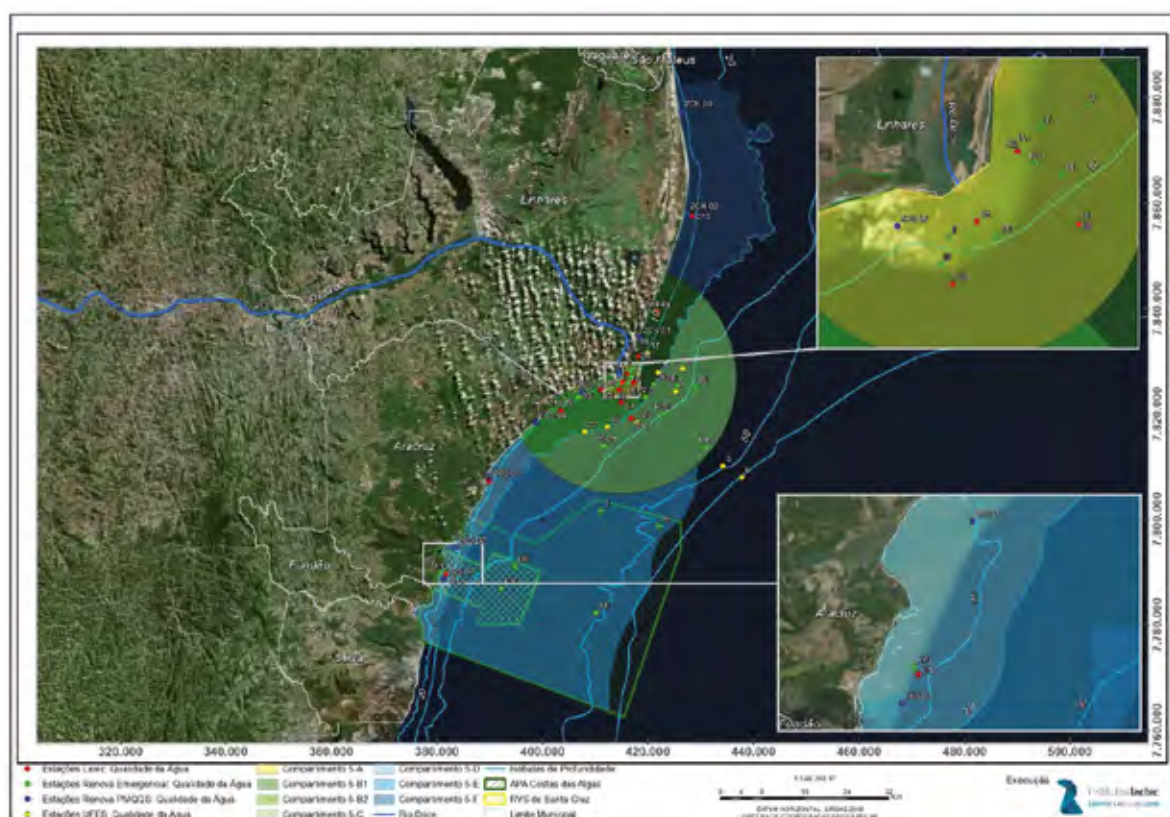
Por meio da sobreposição destas informações como camadas em um Sistema de Informação Geográficas – SIG, foram delineados os compartimentos de acordo com a proximidade da foz do rio Doce e as áreas que apresentaram maior permanência de plumas com altas concentrações de sólidos suspensos ou turbidez. Os compartimentos definidos são apresentados na Tabela 1. Na Figura 3 podem ser visualizadas as estações amostrais de qualidade da água, tanto de dados primários como de dados secundários. As estações amostrais que representam cada compartimento podem ser visualizadas na Tabela 4.

Destaca-se que os compartimentos que apresentam o maior número de estações amostrais são os mais próximos da foz do rio Doce. Cabe ressaltar que a UFES (2017) apresentou os dados coletados através dos máximos, mínimos e médias de cada campanha amostral, visto que as coletas nestas campanhas foram realizadas nos compartimentos 5-A, 5-B1, 5-B2 e 5-C, estes valores foram considerados como ocorrentes nestes quatro compartimentos.

Tabela 4 – Estações amostrais em cada compartimento do ambiente marinho.

Compartimento	Estações de Monitoramento				Nº total de estações amostrais
	Lactec	Renova - Emergencial	Renova PMQQS	Outras Instituições (UFES, 2016a, b; UFES, 2017)	
Compartimento 5-A	C3, C5, C6, C8	1N, 1S, 1E, P1, IA, II, III, IV, V	-	1, 18	15
Compartimento 5-B1	C9, C14	2N, 3N, 4N	ZCN 01	17, 19	8
Compartimento 5-B2	C4, C7, C15	2S, 3S, 4S	ZCS 04, ZCS05, ZCS 06	16, 22	12
Compartimento 5-C	C16	P2, 2E, 3E, 4E, P3, P4, P5	-	2, 8, 9, 3, 13, 21	14
Compartimento 5-D	C11, C12	XV	ZCS 01, ZCS 02, ZCS 03	-	7
Compartimento 5-E	-	X, XI, XII, XIII, XIV	-	-	5
Compartimento 5-F	C13	-	ZCN02, ZCN03	-	3

Figura 3 – Compartimentalização do ambiente marinho e principais pontos de monitoramento da qualidade das águas avaliados em cada compartimento.



Execução: Lactec.

2.1.1.3 Segmentação temporal

Nesse documento, apresentam-se os resultados da avaliação dos danos quanto a alterações na qualidade da água em relação às condições de linha-base (anterior ao desastre) e entre diferentes janelas temporais após o desastre.

Os dados de qualidade da água que caracterizariam a região marinha adjacente à foz do rio Doce no período anterior ao desastre, são aqueles gerados antes da chegada da pluma de rejeitos em 21 de novembro de 2015 (CPRM, 2016). Após esta data, iniciou-se o período pós-desastre. O primeiro período após o desastre (P1) se estende do dia 21 de novembro de 2015 até o final do período chuvoso corrente (março de 2016). Os períodos subsequentes foram estabelecidos a cada ano, conforme Tabela 5. A segmentação temporal foi estabelecida anualmente após P1 com o objetivo de se estabelecer um número de observações representativo em cada período, bem como de coincidir com o período avaliado na região fluvial, que também avaliou três anos após o desastre (Capítulo 2 ambientes fluviais do TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais). Ainda, os dados de qualidade das águas fluviais apontam que as alterações na qualidade da água no município de Colatina/ES começaram a ocorrer a partir do dia 20/11/2015.

Os dados provenientes do período pré-desastre são de origem, principalmente, de estudos para fins de licenciamento ambiental ao longo da costa do Espírito Santo e de pesquisas científicas realizadas nesta região, abrangendo o período de 1992 a 2015 (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a; 2018a).

Tabela 5 – Segmentação dos períodos pré e pós-desastre.

Período	Identificação do Período	Intervalo de tempo	Fonte de dados avaliados no período
Pré-desastre	P0	Série histórica de dados levantados na linha-base até 20 de novembro de 2015	Diversos estudos levantados na linha base e Renova Emergencial
	P1	21 de novembro de 2015 a Março/2016	Renova Emergencial e outras instituições
Pós-desastre	P2	Abril/2016 a Dezembro/2016	Renova Emergencial e outras instituições
	P3	Janeiro/2017 a Dez/17	Renova Emergencial, Renova PMQQS, Lactec
	P4	Janeiro/2018 a Dez/18	Lactec e Renova PMQQS

2.1.1.4 Mensuração dos danos

Neste item, apresentam-se os métodos adotados para a mensuração dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão em relação à qualidade das águas marinhas:

- Aumento das concentrações de sólidos na água;
- Redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água;
- Aumento das concentrações de EPTs na água.

Para a mensuração da gravidade de cada um dos danos à qualidade da água foram elencados indicadores, conforme indicado na Tabela 6.

Tabela 6 – Indicadores dos danos à qualidade da água.

Danos	Indicadores
Aumento das concentrações de sólidos na água	Valor de turbidez (NTU)
Redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água	Concentração de oxigênio dissolvido (mg/L)
Aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos – EPTs na água	Concentração de alumínio dissolvido (mg/L), arsênio total (mg/L), cádmio total (mg/L), chumbo total (mg/L), cobre dissolvido (mg/L), cromo total (mg/L), ferro dissolvido (mg/L), manganês total (mg/L), níquel total (mg/L), zinco total (mg/L)

Para qualificar e quantificar cada um destes indicadores foi verificado a necessidade de responder as seguintes perguntas:

- As concentrações das variáveis que compõe os indicadores no período pós-desastre ultrapassaram as concentrações/níveis verificados na linha base? Em que extensão e por quanto tempo?

- As concentrações das variáveis que compõe os indicadores no período pós-desastre ultrapassaram os limites determinados na legislação nacional? Em que extensão e por quanto tempo?
- As concentrações das variáveis que compõe os indicadores no período pós-desastre alteraram-se em níveis de potencial efeito negativo a biota aquática? Em que extensão e por quanto tempo?

Estas perguntas foram respondidas de forma conjunta através de uma série de análises estatísticas e ilustradas através de gráficos e figuras neste relatório. Nas seções subsequentes serão descritas as análises realizadas para responder a estes questionamentos e avaliar os danos à qualidade das águas.

2.1.1.4.1 Escala de magnitude dos danos à qualidade da água

Os danos relacionados à qualidade das águas tiveram sua magnitude mensurada de acordo com a variação dos valores dos indicadores, que tiveram suas alterações classificadas na seguinte escala: Categoria A, Categoria B e Categoria C. Sendo que a definição das diferentes categorias é apresentada a seguir.

Categoria A: valores de acordo com os limites da classe 1 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salinas e dentro da variação histórica pré-desastre;

Categoria B: valores de acordo com a variação histórica pré-desastre, mas que não atenderam aos limites da classe 1, ou então, valores que extrapolaram a variação histórica pré-desastre, mas que atenderam aos limites da classe 1;

Categoria C: valores em desacordo com os limites da classe 1 da Resolução CONAMA Nº 357/2005 para águas salinas e que extrapolaram a variação histórica pré-desastre.

Para a turbidez, por conta da falta de limite estabelecido para águas salinas na referida legislação, foi utilizado o valor capaz de influenciar a fotossíntese e de alterar a estrutura trófica devido à restrição da luminosidade (FABRICIUS, 2005; LUNT; SMEE, 2014).

Ressalva-se que para a região em estudo não existe enquadramento definido para as águas costeiras e desta forma optou-se por utilizar a classe 1 como referência por ser a mais restritiva e condizente com os usos das águas na região. Conforme a resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), ambientes de águas salinas de classe 1 podem ser destinados à recreação de contato primário (tais como natação, esqui aquático e mergulho); à proteção das comunidades aquáticas; à aquicultura e à atividade de pesca. Os padrões de referência utilizados para cada indicador avaliado podem ser visualizados na Tabela 7, Tabela 8 e Tabela 9.

Tabela 7 – Padrões utilizados para classificação da magnitude das alterações dos indicadores do dano referente ao aumento das concentrações de sólidos na água.

Dano	Indicador	Magnitude do Dano	
		Padrão 1 - Referências Bibliográficas	Padrão 2 - Máximo histórico linha base
Aumento das concentrações de sólidos na água	Turbidez (UNT)	30 ^a	89

Observações: ^a Fabricius (2005), Lunt e Smees, (2014) - Valor capaz de influenciar a fotossíntese e de alterar a estrutura trófica devido à restrição da luminosidade.

Tabela 8 – Padrões utilizados para classificação da magnitude das alterações do indicador do dano referente a redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água.

Dano	Indicador	Magnitude do Dano	
		Padrão 1 - Classe 1 CONAMA nº 357/2005	Padrão 2 - Mínimo histórico linha base
Redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	5	4,1

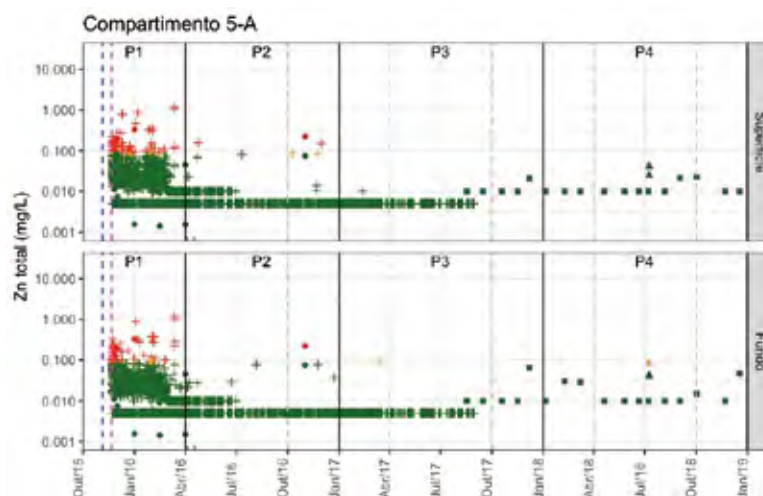
Tabela 9 – Padrões utilizados para classificação da magnitude das alterações dos indicadores do dano referente ao aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos – EPTs na água.

Dano	Indicador	Magnitude do Dano	
		Padrão 1 - Classe 1 CONAMA nº 357/2005	Padrão 2- Máximo histórico linha-base
Aumento das concentrações de EPTs na água	Alumínio dissolvido (mg/L)	1,5	0,201
	Arsênio total (mg/L)	0,01	0,0661
	Cádmio total (mg/L)	0,005	0,011
	Chumbo total (mg/L)	0,01	0,017
	Cobre dissolvido (mg/L)	0,005	0,0025
	Cromo total (mg/L)	0,05	0,025
	Ferro dissolvido (mg/L)	0,3	0,363
	Manganês total (mg/L)	0,1	0,077
	Mercúrio total (mg/L)	0,0002	0,0001
	Níquel total (mg/L)	0,025	0,002
	Zinco total (mg/L)	0,09	0,082

2.1.1.4.2 Classificação e evolução dos danos à qualidade da água

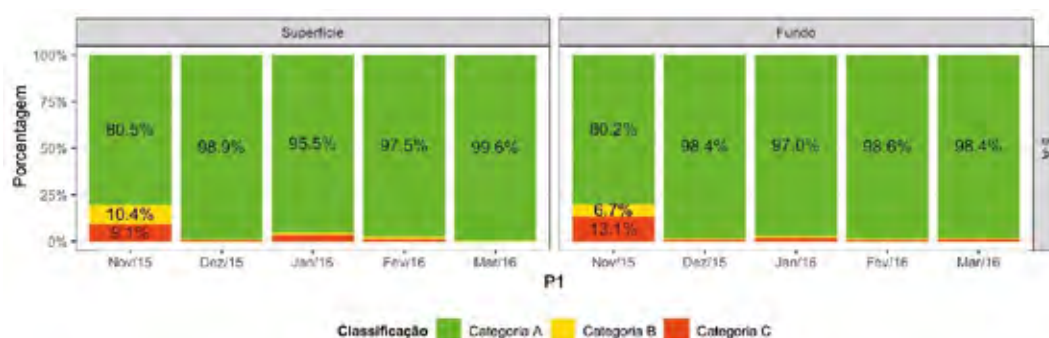
Os danos à qualidade de água foram classificados em relação a sua magnitude (pouco grave, grave e gravíssimo) de acordo com os indicadores listados na Tabela 6. Inicialmente, a classificação ocorreu para cada dado levantado pós-desastre na área marinha adjacente à foz do rio Doce. Assim, cada um dos dados pós-desastre teve seu valor comparado com o limite legislado e com o máximo histórico registrado no período pré-desastre, sendo classificado em “Categoria A”, “Categoria B” e “Categoria C”, conforme escala apresentada no item 2.1.1.4.1. A classificação de cada indicador adotado será apresentada de forma gráfica, conforme exemplo da Figura 4. Os gráficos de classificação dos dados, quanto à gravidade, são apresentados para cada indicador em cada um dos compartimentos definidos no item 2.1.1.2, para as amostras de superfície e para as amostras de fundo, com exceção do parâmetro oxigênio dissolvido que é apresentado somente para as amostras de superfície. Nos gráficos, pode ser visualizada a segmentação temporal definida no item 2.1.1.3 (P1, P2, P3 e P4) através de linhas verticais com tonalidade mais escura e também a diferenciação dos períodos secos e chuvosos através de linhas verticais pontilhadas. Para diferenciação da classificação da gravidade dos dados foram utilizadas cores: verde para Categoria A, amarelo para Categoria B e vermelho para Categoria C. Os dados também foram assinalados de acordo com a fonte que os originou, conforme explicitado no item 2.1.1.1: Renova emergencial, Renova PMQQS, Lactec e outras instituições.

Figura 4 – Exemplo de gráfico de dispersão com a classificação da gravidade dos dados de zinco total no compartimento 5-A.



Após essa classificação inicial dos dados, foi realizada então a classificação geral da alteração por compartimento. Nesse caso, todos os dados inicialmente classificados foram agrupados por compartimento nas categorias “Categoria A”, “Categoria B” e “Categoria C”. Além disso, os dados foram agrupados de acordo com os períodos: P1 - “novembro/2015 a março/2016”, P2 - “abril/2016 a dezembro/2016”, P3 - “janeiro/2017 a dezembro/2017” e P4 - “janeiro/2018 a dezembro/2018”. O período de novembro/2015 a março/2016 foi separado dos demais por se esperar que nesse período tenham ocorrido as alterações mais significativas, compreendendo o primeiro período chuvoso após o desastre. Cabe ressaltar que nos períodos P1 e P2 o N amostral (número de observações) apresentou-se maior que o dos períodos P3 e P4, visto que nos períodos P1 e P2 foram realizadas coletas diárias de amostras para avaliação da qualidade da água na região marinha. O agrupamento dos resultados obtidos em P1 por mês (classificação da alteração) são ilustrados através de gráficos de barra conforme exemplo da Figura 5.

Figura 5 – Exemplo de gráfico de barra com os dados classificados agregados por compartimento e segmentação temporal em P1 para os indicadores, no presente caso para o parâmetro manganês total.



Após, foi realizado um cálculo de proporção entre os dados classificados nas categorias “Categoria A”, “Categoria B” e “Categoria C” para cada um dos compartimentos, considerando cada um dos períodos de tempo. Para a classificação geral da alteração de cada indicador, levou-se em consideração os percentuais predominantes das categorias que ocorreram no período P1 (novembro/2015 a março/2016), levando em consideração os seguintes fluxos de definição:

- 1) A classe “Categoria C” ocorreu em um percentual maior que as demais classes em algum dos meses monitorados em P1? Sim, alteração classificada como “Categoria C”.
- 2) A classe “Categoria B” ocorreu em um percentual maior que as demais classes em algum dos meses monitorados em P1, sendo que o percentual na classificação “Categoria C” não foi superior às demais classes em nenhum destes meses? Sim, alteração classificada como “Categoria B”.
- 3) A classe “Categoria A” ocorreu em um percentual maior que as demais classes em todos os meses monitorados em P1? Sim, alteração classificada como “Categoria A”.

Portanto, no exemplo da Figura 5, a classificação da alteração seria na Categoria A visto que essa classe ocorreu em maior percentual em todos os meses de P1.

A despeito dos diferentes indicadores utilizados, a classificação final do dano em relação ao aumento da concentração de EPTs no sedimento levou em conta a categoria de alteração mais severa registrada para pelo menos um dos indicadores do dano, de acordo com o estabelecido na Tabela 10.

Tabela 10 – Critério para definição da gravidade dos danos à qualidade da água superficial.

Gravidade	Critério	Interpretação
Pouco grave	Todos os indicadores foram classificados na categoria A em relação ao P1.	Dano que perdurou por um menor tempo em relação aos demais e/ou apresentou alterações menores em termos de magnitude com relação à linha-base.
Grave	Nenhum dos indicadores foi classificado na categoria C em P1 e ao menos um dos indicadores foi classificado na categoria B no mesmo período.	Quando observada alteração em relação à linha-base, mas de acordo com os padrões legislados. Ou então, quando não se atendeu ao padrão legislado, mas essa condição já era observada antes do rompimento.
Gravíssimo	Pelo menos um dos indicadores foi classificado na categoria C em P1	Indica alterações mais significativas em relação à linha-base, haja vista sua maior duração e magnitude.

Cabe destacar que, nos casos em que os resultados das variáveis de qualidade de água foram inferiores ao limite de quantificação do método (LQ), utilizou-se o próprio valor do LQ para fins de cálculo. Ainda é importante mencionar que alguns indicadores apresentaram LQ acima dos padrões estabelecidos na resolução CONAMA nº 357/2005 ou acima dos máximos encontrados na linha-base, o que será discutido ao longo da apresentação dos resultados. Os diferentes LQ's utilizados pelas fontes de dados utilizadas nas análises estão disponíveis no Apêndice B.

Ao longo dos demais períodos, observou-se então a tendência de evolução do dano em relação à situação observada para P1 (Figura 6), ou seja, se o dano cessou (retornou às condições de linha-base), tendeu a diminuir (em relação a P1, as condições melhoraram, mas ainda não retornaram à linha-base) ou tendeu a aumentar (em relação a P1, as condições pioraram). Para tanto, foi levado em conta o fluxo de condições apresentado na Figura 7. Convém esclarecer que as referidas condições tratam-se de diretrizes gerais que nortearam a avaliação de tendência de evolução do dano. Contudo, ao longo da discussão dos resultados levou-se em consideração também as particularidades dos dados obtidos para cada indicador bem como dos compartimentos. Foi ainda realizada uma análise conjunta

dos resultados dos gráficos da classificação individual dos dados pós-desastre nas categorias A, B e C (Figura 4) e dos gráficos das proporções das categorias (Figura 6). A existência de dados pós-desastre superando os máximos históricos pré-desastre foram considerados alertas, indicando ainda alterações em relação às condições de linha-base.

Figura 6 – Gráfico de barra com os dados classificados agregados por compartimento e segmentação temporal para o parâmetro manganês total.

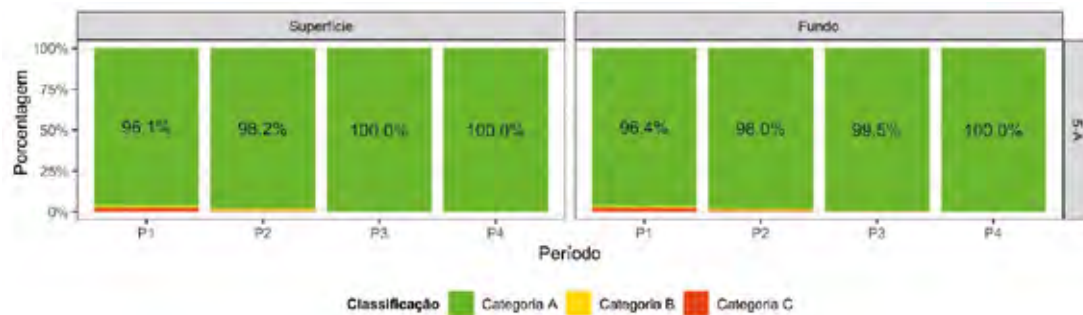
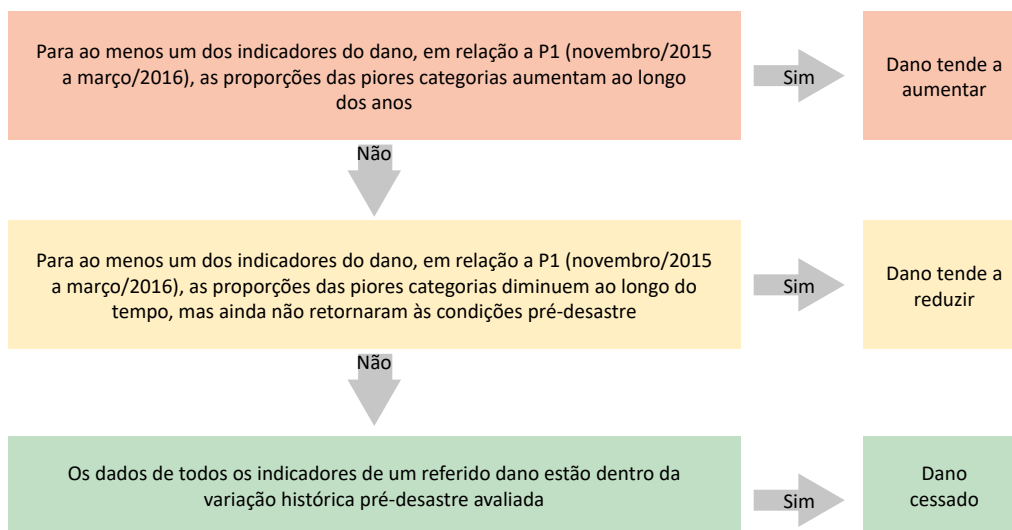


Figura 7 – Fluxo de condições gerais de avaliação de tendência de evolução dos danos à qualidade da água.

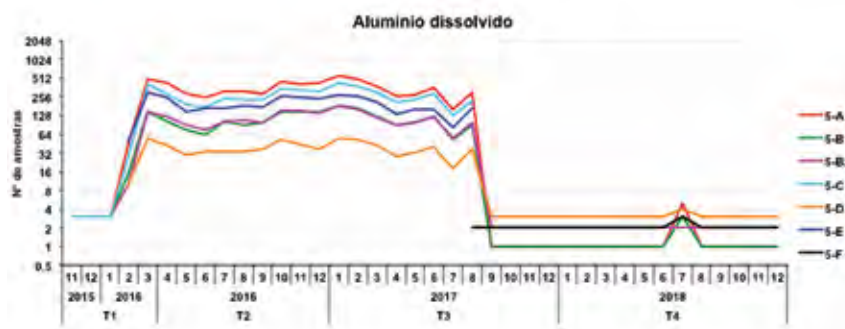


Fonte: Lactec.

É importante destacar, contudo, que em virtude de o número de estações de monitoramento variar de compartimento para compartimento e a frequência das campanhas de monitoramento ter se alterado ao longo do tempo, os percentuais não foram calculados em cima do mesmo número de observações (Apêndice C).

A Figura 8 ilustra esta variabilidade no número de amostras para cada compartimento ao longo dos períodos monitorados, na qual é possível verificar a diferença do esforço amostral entre o período do monitoramento emergencial (novembro/2015 a agosto/2017) e os períodos abrangidos pelo PMQQS (agosto/2017 a dezembro/2018). Além desta variabilidade entre os monitoramentos, também ocorreram variações no esforço amostral entre parâmetros, pois algumas análises, como alumínio dissolvido, foram iniciadas no monitoramento emergencial apenas em fevereiro/2016, com os poucos resultados deste período referentes apenas aos dados obtidos pelas campanhas comandadas pela UFES na região.

Figura 8 – Esforço amostral para alumínio dissolvido durante o período de monitoramento pós-desastre.



2.1.2 AUMENTO DAS CONCENTRAÇÕES DE SÓLIDOS NA ÁGUA

Cada um dos dados de turbidez pós-desastre foi classificado de acordo com as categorias Categoria A, Categoria B e Categoria C e são apresentados para cada compartimento nos gráficos da Figura 9. Os dados apresentados foram medidos na área marinha adjacente à foz do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Lactec e por outras instituições após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018. Os gráficos se encontram em escala logarítmica. Apesar da grande variabilidade dos limites de quantificação utilizados durante o monitoramento (entre 0,05 e 5 UNT), esta não prejudicou a interpretação dos resultados.

Conforme citado na metodologia, os dados foram classificados considerando o valor máximo histórico de turbidez registrado nas adjacências da foz do rio Doce (89 UNT). Consideraram-se também os valores estabelecidos por Fabricius (2005) e Lunt e Smee (2014), onde 30 UNT são capazes de influenciar a fotossíntese e de alterar a estrutura trófica devido à restrição da luminosidade, visto que não existem padrões nacionais para turbidez em águas salinas estabelecidos pela resolução CONAMA nº 357/2005.

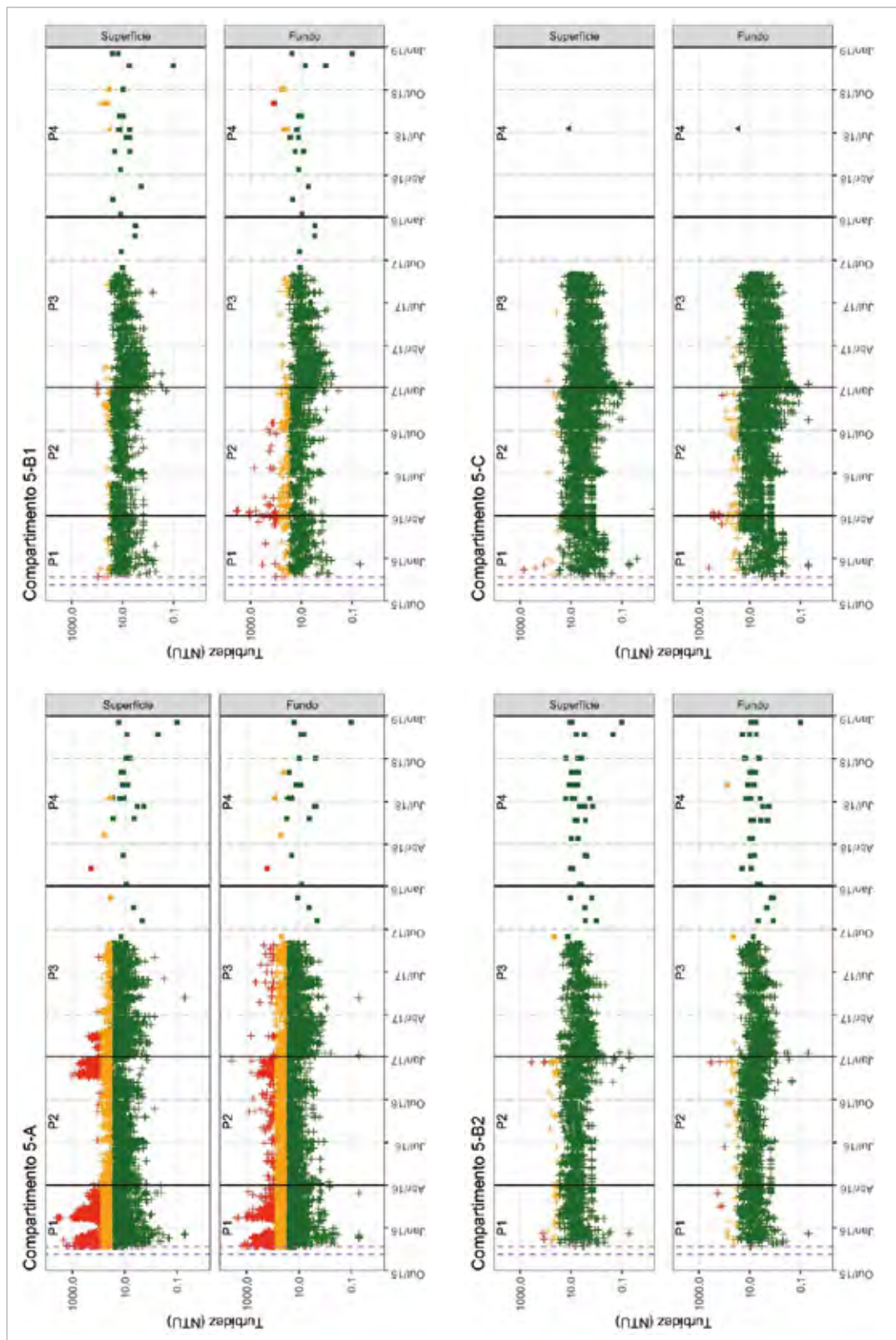
Logo após o desastre, no primeiro período P1, chegaram a ser registrados valores de turbidez entre 1.000 e 5.140 UNT, de 10 a 50 vezes superiores ao máximo histórico, principalmente nos compartimentos mais próximos à foz 5-A e 5-B1, tanto em amostras de superfície como em amostras de fundo. Com o aumento da distância em relação à foz do rio Doce, parte do material aportado ao mar sedimentou e diluiu-se na massa d'água, desse modo a ordem de grandeza dos valores de turbidez nos compartimentos mais distantes da foz reduziu, mas ainda foram registrados níveis de turbidez até 6 vezes acima do máximo histórico nos compartimentos 5-C e 5-E, o último localizado dentro da APA Costa das Algas.

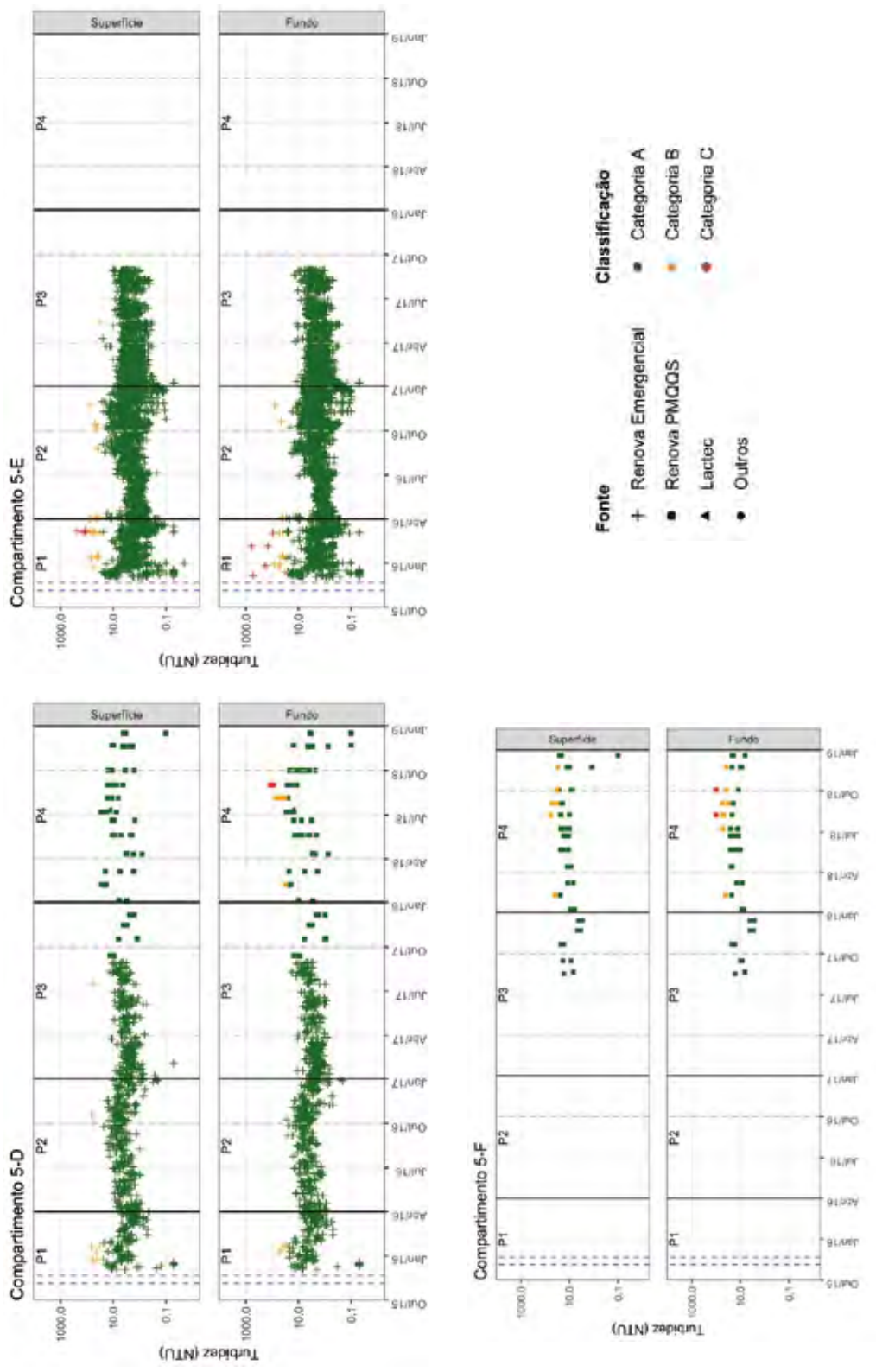
Nos gráficos apresentados, é possível verificar que os dados de águas de superfície classificados como Categoria C se concentraram mais próximos à foz (Compartimento 5-A), enquanto os dados oriundos de amostras de fundo apresentam essa classificação em outros compartimentos com maior frequência que as amostras de superfície. Tal característica está provavelmente relacionada com a ressuspensão do material depositado oriundo do rio Doce, seja proveniente do rejeito ou não, por indução por ventos, tempestades, correntes de maré e ondas (LACERDA et al., 2007). Além da alteração dos níveis de turbidez, a ressuspensão de sedimentos costeiros contaminados com a lama de rejeitos é capaz de causar uma contaminação secundária e de aumentar o perigo para os organismos, potencializando a biodisponibilidade de metais contidos nos sedimentos (MALFERRARI et al., 2009).

De acordo com os dados disponíveis, percebeu-se ao longo do tempo maior ocorrência de dados classificados nas categorias de dano Categoria B (valores acima do habitual encontrado em regiões marinhas sob influência de estuários, mas dentro da variação histórica) e Categoria A (valores abaixo de 30 UNT e abaixo do máximo histórico), com exceção do compartimento 5-A, mais próximo à foz, que ainda nos períodos P2 e P3 apresentou uma quantidade considerável de dados classificados como Categoria C.

Quanto aos resultados classificados como “Categoria B”, principalmente no compartimento 5-A, estes não podem ser relacionados única e diretamente a alterações decorrentes do rompimento da barragem do Fundão, pois estão de acordo com níveis encontrados nesta região para o período pré-desastre. Ainda, de um modo geral, os valores mais elevados de turbidez ocorreram na estação chuvosa, nos períodos chuvoso de 2015/2016 e 2016 e/2017, quando a maior incidência de precipitação aumenta o carreamento de sólidos para o rio Doce, aumentando o aporte de sólidos do rio a região marinha e consequentemente aumentando os níveis de turbidez na área de estudo.

Figura 9 – Classificação dos dados de turbidez pós-desastre nos 7 compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).





Para a classificação final do dano, como detalhado na metodologia (item 2.1.1.4.2), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias Categoria A, Categoria B e Categoria C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de cada compartimento. A classificação do dano, realizada a partir dos resultados obtidos no período P1, são apresentados na Figura 10. Devido a inexistência de dados no período P1 para o compartimento 5-F, não foi quantificado o dano neste compartimento. Já a evolução do dano referente ao aumento da turbidez da água é apresentada na Figura 11. De acordo com a Figura 10, no compartimento 5-A os dados na classe Categoria B e Categoria C se destacaram, apresentando em novembro/2015 um predomínio de dados classificados como “Categoria C”, considerada muito alta. Desse modo, a classificação final foi de dano gravíssimo no compartimento 5-A.

No restante dos compartimentos, os dados na classe Categoria A predominaram, porém apresentaram alguns dados na classe Categoria B e Categoria C, indicando que mesmo que por pouco tempo a pluma de rejeito alcançou estas regiões com intensidades consideráveis. Pela dominância nos valores Categoria A, a classificação final do dano quanto às alterações dos níveis de turbidez para os compartimentos 5-B a 5-E foi considerado pouco grave. Ressalta-se que os compartimentos 5-D e 5-E representam parte da APA Costa das Algas e da RVS Santa Cruz.

Ao longo do tempo (Figura 11), os dados classificados na Categoria C tiveram seus percentuais de ocorrência diminuídos em proporção às categorias A ou B no compartimento 5-A, com exceção em P4 que demonstrou um aumento das categorias B e C em relação a P3. Este aumento pode estar relacionado ao N amostral nos dois períodos visto que a partir de agosto de 2017 a periodicidade amostral dos monitoramentos realizados pela Fundação Renova passou a ser mensal. Nos outros compartimentos também foi possível verificar uma diminuição nos percentuais de Categoria B e Categoria C, sendo que em alguns períodos chegaram a apresentar 100% dos dados classificados como Categoria A, podendo indicar que o dano cessou. Entretanto, ainda foram verificados alguns dados com classificação Categoria C, principalmente em amostras de fundo, podendo estar conectadas a ressuspensão de material ainda oriundo do desastre, visto que a região marinha está sujeita a alterações nas condições oceanográficas (ondas, correntes, marés) que podem promover a ressuspensão de sedimentos e aumentar os níveis de turbidez. Considerando que ainda não é possível verificar que o dano cessou de forma clara, tanto no compartimento 5-A, quanto nos outros compartimentos, de maneira geral foi considerado que o dano tendeu a reduzir e é parcialmente reversível.

Figura 10 – Classificação das alterações para turbidez no ambiente costeiro.



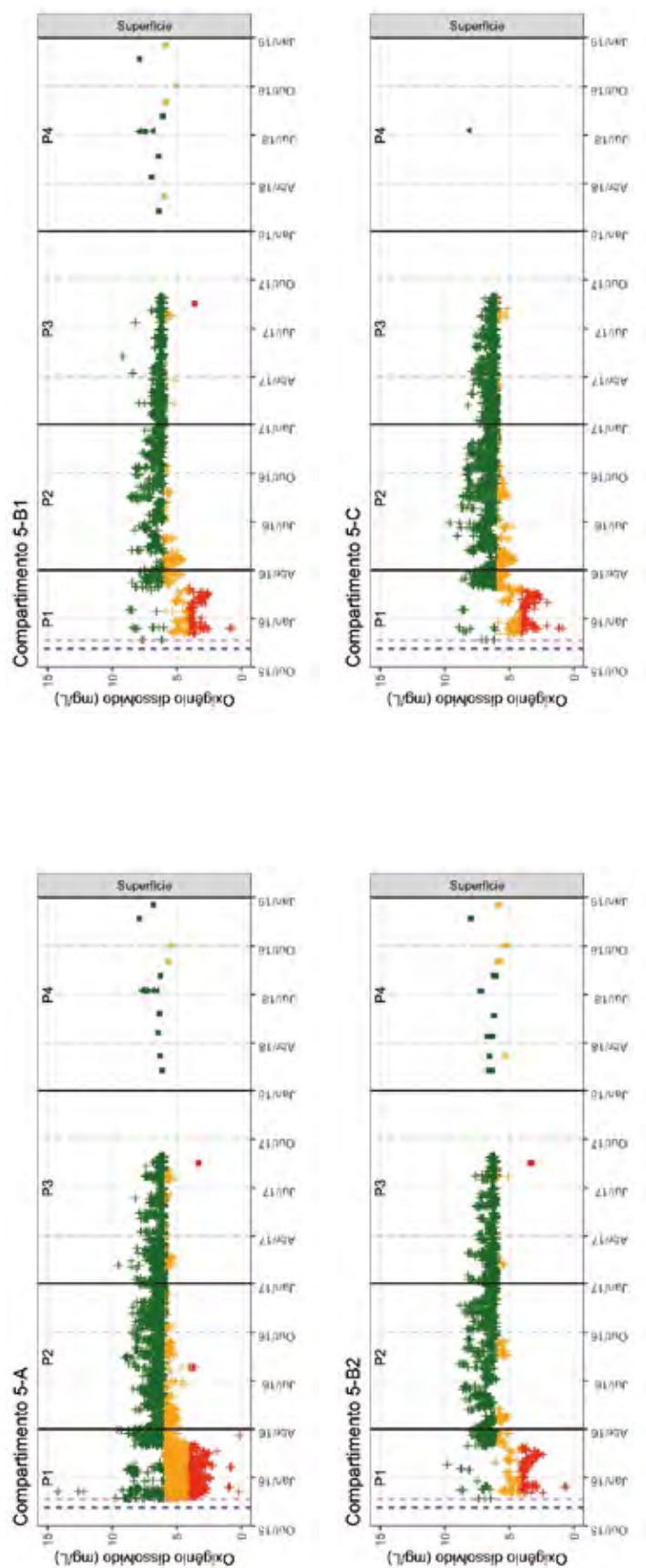
Figura 11 – Tendência das alterações para turbidez no ambiente costeiro.

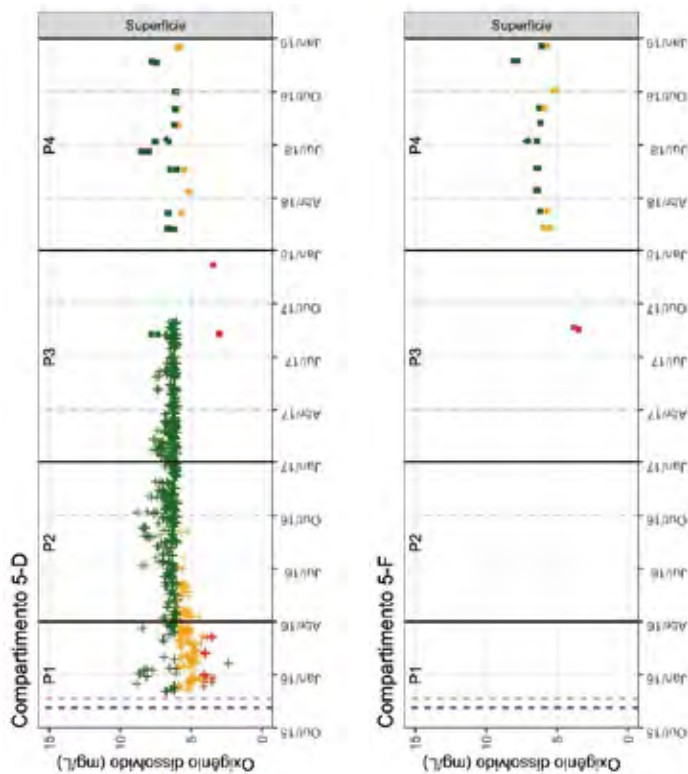
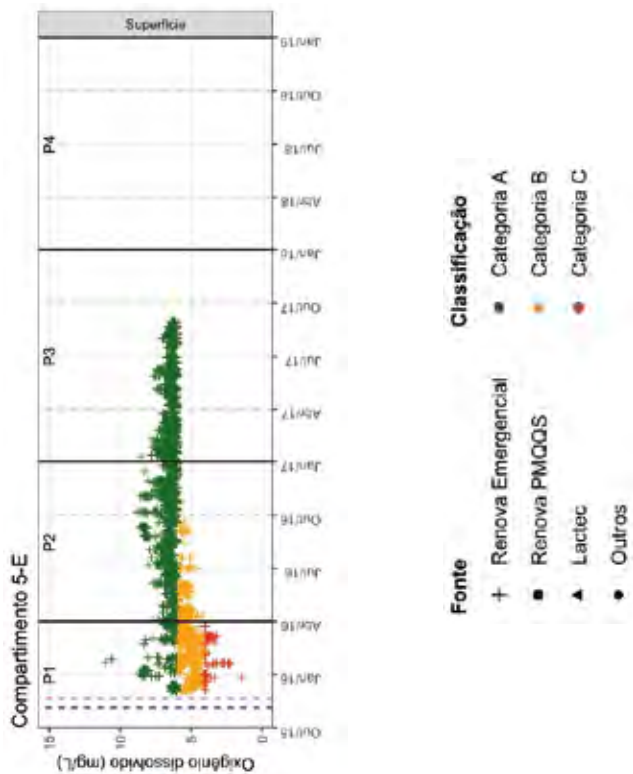
2.1.3 REDUÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA ÁGUA

A classificação de cada um dos dados de oxigênio dissolvido (OD) pós-desastre foi realizada de acordo com as categorias Categoria A, Categoria B e Categoria C e é apresentada para cada compartimento definido nos gráficos da Figura 12. Os dados apresentados foram medidos na área marinha adjacente à foz do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Lactec e por outras instituições, após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018. Nota-se que não existem dados disponíveis para o compartimento 5-F entre novembro de 2015 e agosto de 2017, e que foram coletados dados no compartimento 5-E somente até agosto de 2018. Ressalta-se que para a classificação dos dados de oxigênio dissolvido utilizaram-se os mínimos históricos, visto que concentrações mais baixas é que indicam degradação ambiental, conforme explicitado na metodologia.

Com a chegada da lama na foz do rio Doce, foram observadas concentrações de OD abaixo dos limites da Classe 1 (6 mg/L) e do mínimo histórico observado (4,1 mg/L) em todos os compartimentos analisados, com valores mais reduzidos predominando nos compartimentos mais próximos a foz (5-A, 5-B1, 5-B2, 5-C). Os valores na classificação Categoria C praticamente permaneceram apenas em P1 (novembro/2015 a março/2016), após esta data alguns dados apresentaram valores abaixo da classe 1 da resolução CONAMA N° 357/2005, porém se mantiveram acima do mínimo histórico, com exceção do compartimento 5-A que apresentou alguns valores na faixa de Categoria C até P2 (abril/2016 a dezembro/2016). Após P2, alguns dados ainda apresentaram classificação Categoria B ao longo dos compartimentos, contudo por estar muito distante da data do desastre, a relação com o rompimento não se mostrou clara.

Figura 12 – Classificação dos dados pós-desastre de oxigênio dissolvido nos 7 compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul), da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).





Para a classificação final do dano, como detalhado na metodologia (item 2.1.1.4.2), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias “Categoria A”, “Categoria B” e “Categoria C” para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados das estações de cada compartimento.

A classificação dos dados utilizada para definição da categoria do dano, realizada a partir dos resultados obtidos no período P1, é apresentada na Figura 13. Devido à inexistência de dados no período P1 para o compartimento 5-F, não foi quantificado o dano neste compartimento. Já a evolução do dano referente à redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água é apresentada na Figura 14.

Importante destacar uma possibilidade de erro nas medições de oxigênio dissolvido até 27 de fevereiro de 2016, pois após esta data ocorreu uma mudança na metodologia no monitoramento da qualidade da água devido a revisão do Termo de Compromisso Socioambiental (TCSA) (GOLDER, 2017). A partir desta data praticamente não foram mais registrados dados classificados na Categoria C, uma mudança relativamente brusca em relação as medições anteriores. O dano para este indicador será interpretado considerando o banco de dados recebido, porém pode ocorrer uma superestimativa do dano caso a hipótese acima seja correta.

De acordo com a Figura 13, a categoria “Categoria B” (ocorrência de concentrações de oxigênio dissolvido acima do mínimo histórico e abaixo do limite legislado) se mostrou a mais importante para os compartimentos 5-A, 5-D e 5-E; enquanto que para os compartimentos 5-B1, 5-B2 e 5-C se observou o domínio da “Categoria C” (ocorrência de concentrações de oxigênio dissolvido abaixo do mínimo histórico e do limite legislado), principalmente entre os meses de dezembro/2015 e fevereiro/2016. Cabe ressaltar, no entanto, que o compartimento 5-A representa a região mais próxima da foz do rio Doce e foi o compartimento que apresentou a malha amostral mais robusta durante P1, não sendo razoável considerar que compartimentos mais distantes da foz tenham sofrido danos de maior gravidade. Assim, a classificação final do dano em todos os compartimentos é grave.

Ao longo do tempo, as categorias Categoria C e Categoria B tiveram seus percentuais de ocorrência diminuídos em proporção à Categoria A nos compartimentos do ambiente marinho. Após P1, ainda foram verificados dados classificados na Categoria B em todos os compartimentos, porém o percentual destes dados se manteve relativamente constante nas segmentações temporais avaliadas, ou seja, nem tenderam a aumentar nem a reduzir, o que pode indicar que eles ocorrem naturalmente nos compartimentos avaliados e podem não ter relação com o desastre.

Somente P4 que demonstrou um aumento da classe Categoria B em relação a P3 em todos os compartimentos, este aumento pode estar relacionado ao N amostral nos dois períodos. A partir da metade de P3 (agosto de 2017), a periodicidade amostral dos monitoramentos realizados pela Fundação Renova passou a ser mensal, inclusive em P4, fazendo com que neste período o N amostral fosse menor que em P3, no qual até a metade do período ainda foram realizadas amostragens com periodicidade diária. Em P4, ocorreram apenas 12 amostragens realizadas pela Fundação Renova e uma amostragem realizada pelo Lactec, já em P3 foram realizadas aproximadamente 230 campanhas amostrais, assim poucas alterações nos níveis de OD em P4 são realçadas mais em termos de percentuais no gráfico apresentado. Considerando também que foi verificado que o dano na parte de águas continentais e na parte estuarina do rio Doce cessou, reforça-se a tendência que os valores

classificados como Categoria B não estejam relacionados com o desastre. Desta maneira considera-se que, em todos os compartimentos do ambiente marinho, o dano cessou.

Figura 13 – Classificação das alterações para o oxigênio dissolvido no ambiente costeiro.

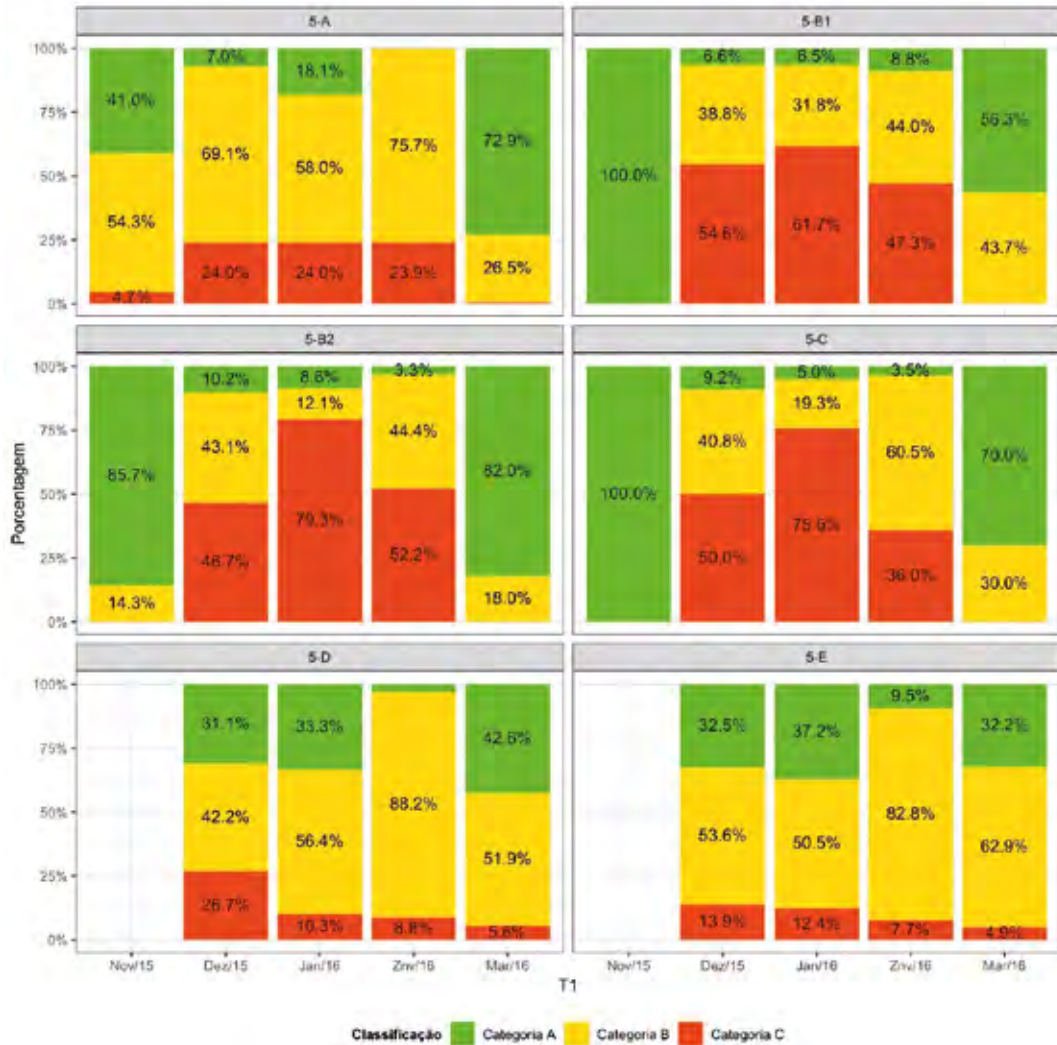
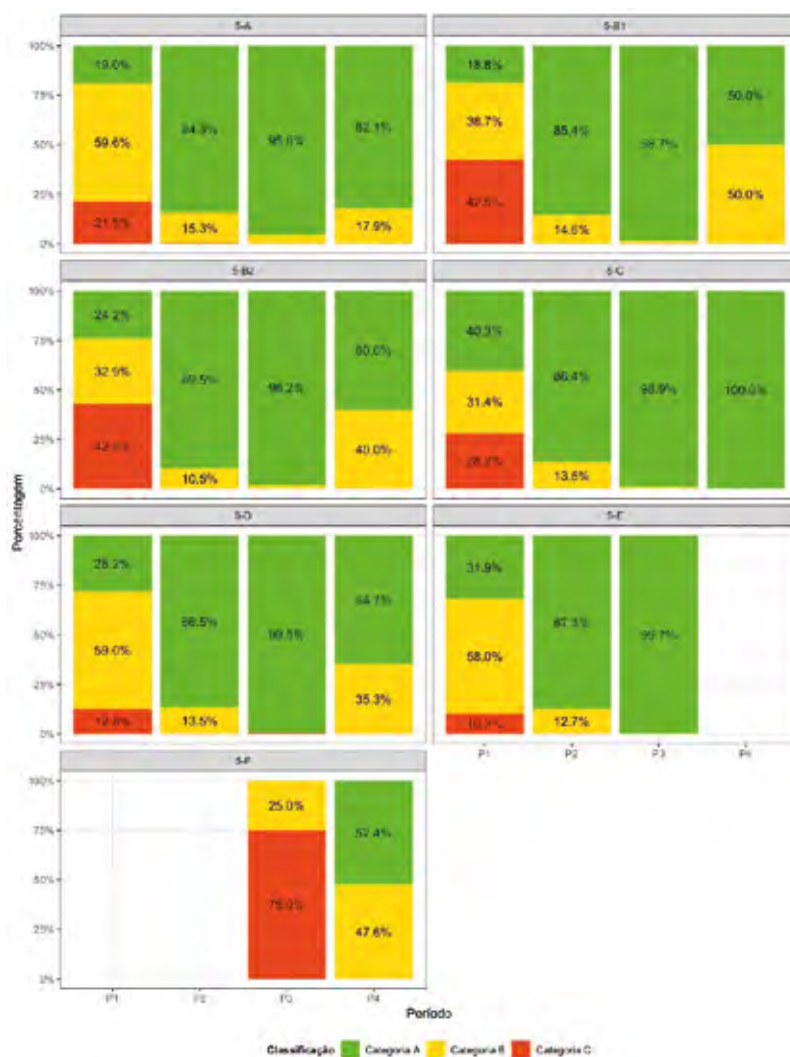


Figura 14 – Tendência das alterações para o oxigênio dissolvido no ambiente costeiro.



2.1.4 AUMENTO DAS CONCENTRAÇÕES DE EPTS NA ÁGUA

O dano de aumento das concentrações de EPTs na água é apresentado, inicialmente, por parâmetro, sendo eles: alumínio dissolvido, arsênio total, cádmio total, chumbo total, cobre dissolvido, cromo total, ferro dissolvido, manganês total, mercúrio total, níquel total e zinco total. Na sequência é apresentada a síntese do dano com sua respectiva classificação.

2.1.4.1 Alumínio dissolvido

Cada um dos dados de alumínio dissolvido pós-desastre foi classificado de acordo com as categorias A, B e C, esta classificação é apresentada para cada compartimento definido através de gráficos na Figura 15. Os dados apresentados foram medidos na área marinha adjacente à foz do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Lactec e por outras instituições, após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018. Note-se que os gráficos se encontram em escala logarítmica, que não existem dados disponíveis para o compartimento 5-F entre novembro de 2015 e agosto de 2017, e que foram coletados dados no compartimento 5-E somente até agosto de 2017.

Na maior parte do período P1 (novembro/2015 a fevereiro/2016) não foram realizadas medições de alumínio dissolvido pela Fundação Renova na área marinha adjacente à foz do rio Doce logo após a chegada da pluma de rejeitos. Os dados no período P1 para este parâmetro são compostos principalmente por dados oriundos da UFES (2017), que representam as condições na foz do rio Doce nos compartimentos 5-A, 5B e 5C, e da Renova Emergencial a partir de 27 de fevereiro de 2016 após a revisão do TCSA (GOLDER, 2017).

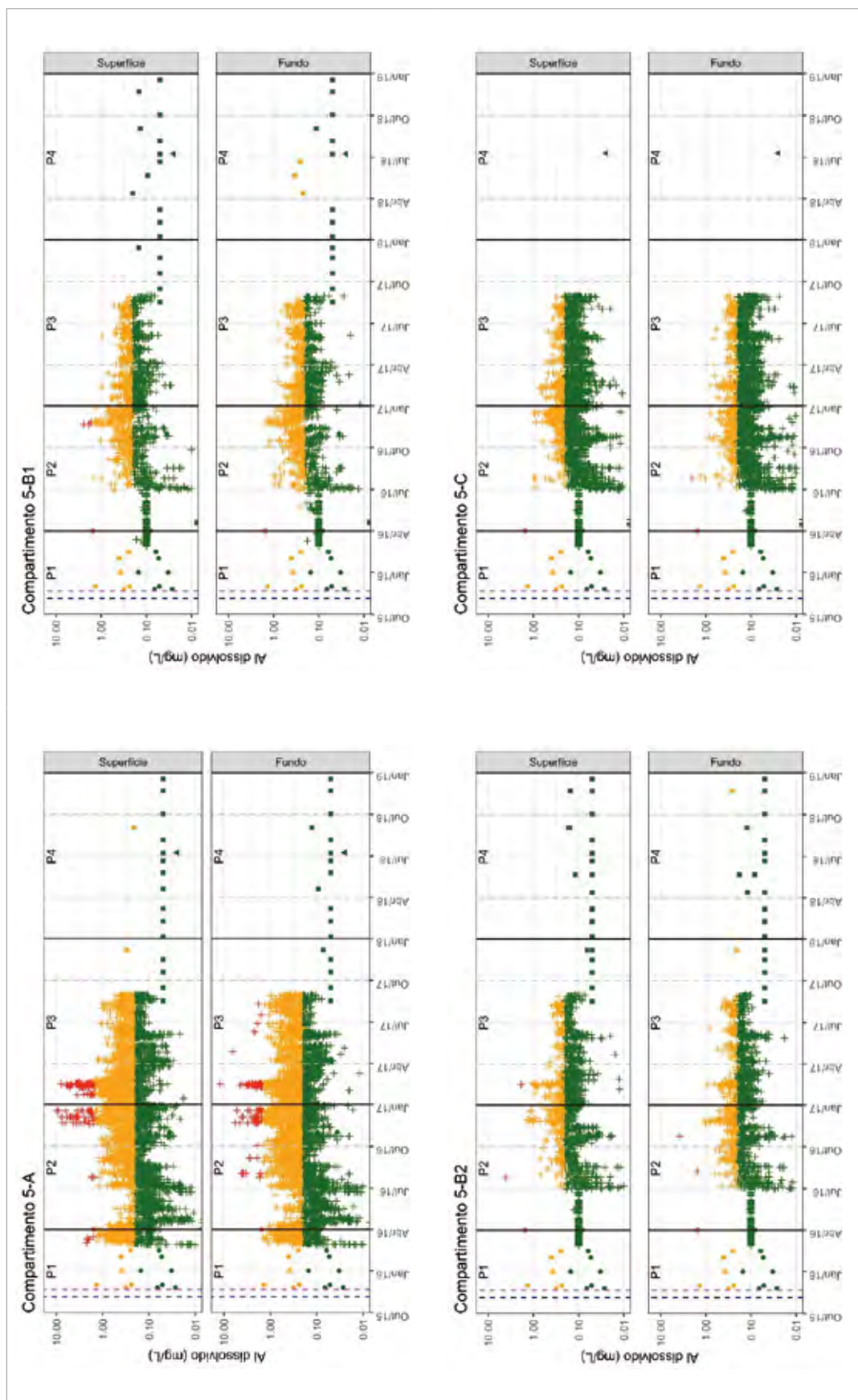
Conforme citado na metodologia, os dados de alumínio dissolvido foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado nas adjacências da foz do rio Doce (0, 201 mg/L) e de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA Nº357/2005 para águas salinas (1,5 mg/L). Ressalta-se que o valor máximo de alumínio dissolvido registrado no período pré-desastre é bastante reduzido quando comparado ao limite legislado, o que possivelmente está relacionado a um baixo número de observações para este parâmetro nas proximidades da foz do rio Doce, local onde se espera encontrar maiores concentrações de alumínio devido ao aporte continental, principalmente em períodos de cheia. Assim, o valor máximo da linha-base pode não representar as condições normais na região mais próxima à foz durante períodos de cheia. Tal condição pode ser verificada pela dominância de valores classificados como Categoria B no compartimento 5-A, que possivelmente estão associados a condições normais nas proximidades da foz do rio Doce.

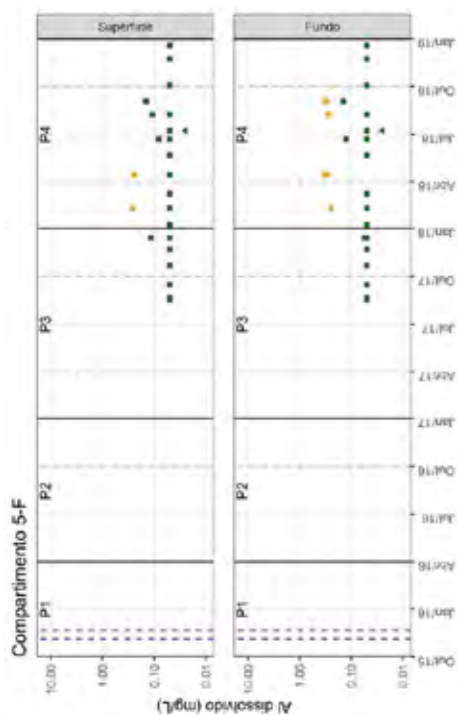
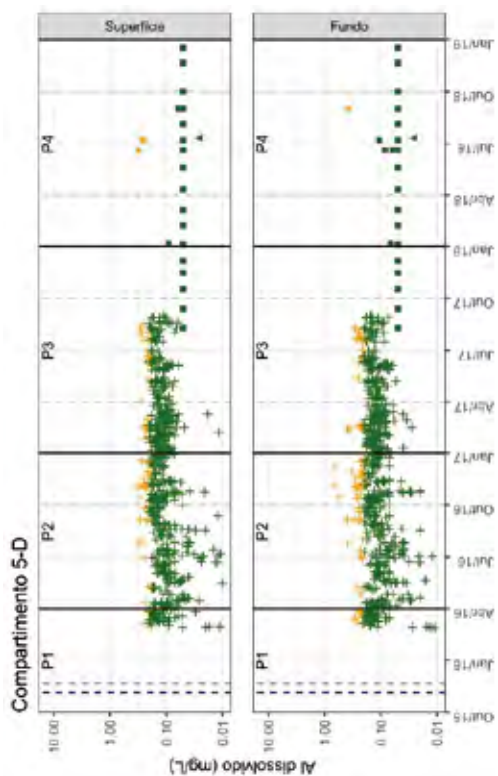
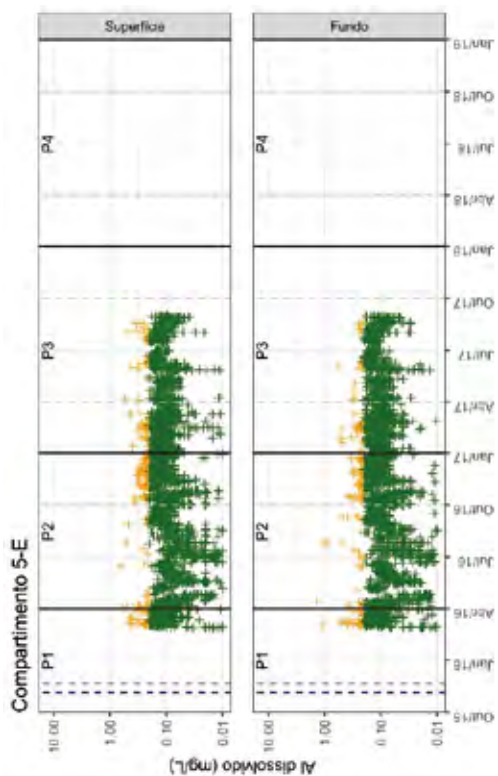
Logo após o desastre, no primeiro período (P1 – 21 de novembro/2015 até março/2016), foram registrados valores passíveis da classificação “Categoria C”, chegando a atingir uma concentração de até 2,4 mg/L, superando a classe 1 da resolução CONAMA Nº 357/2005 e o máximo histórico pré-desastre. No próximo período chuvoso após o desastre (outubro/2016 a março/2017), que abrange parte dos períodos P2 e P3, foram registrados dados de alumínio dissolvido com concentrações mais altas do que em P1, fato provavelmente relacionado à falta de dados para o parâmetro no período inicial. Em P2 e P3 as concentrações de alumínio dissolvido atingiram até aproximadamente 10 mg/L no compartimento 5-A. Nos demais compartimentos todos os dados nestes períodos apresentaram classificação “Categoria B” ou “Categoria A”.

Nos gráficos apresentados, é possível verificar que os dados oriundos de amostras de superfície acompanham os dados das amostras de fundo, ou seja, quando temos uma elevação das concentrações de alumínio dissolvido na superfície, também podem ser verificados um aumento nas concentrações de alumínio dissolvido nas amostras de fundo, porém, de maneira geral, em uma concentração menor do que na região de superfície.

De acordo com os dados disponíveis, percebeu-se ao longo do tempo, a maior ocorrência de dados classificados na categoria de Categoria B (valores acima do máximo histórico e abaixo do limite legislado) em todos os compartimentos, tanto para os dados de superfície quanto para os dados de fundo. Apesar da classificação “Categoria B” representar resultados superiores aos observados anteriormente na região, em período pré-desastre, esta se manteve de acordo com os limites estabelecidos pelo órgão ambiental. Conforme ressaltado anteriormente, o período pré-desastre não apresentou muitos dados de alumínio dissolvido, de forma que a linha-base pode ter sido subestimada.

Figura 15 – Classificação dos dados pós-desastre de alumínio dissolvido nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).





Para a classificação final das alterações para o indicador alumínio dissolvido, como detalhado na metodologia (item 2.1.1.4.2), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de cada compartimento.

A classificação foi realizada a partir dos resultados de alumínio dissolvido obtidos no período P1, que são apresentados na Figura 16. Devido a inexistência de dados no período P1 para o compartimento 5-F, não foi quantificado o dano neste compartimento. Também não foi determinado a classificação final das alterações nos compartimentos 5-D e 5-E devido a inexistência de dados nos meses de novembro/2015, dezembro/2015 e janeiro/2016 nestes compartimentos. Já a evolução das alterações referente ao aumento das concentrações de alumínio dissolvido na água é apresentada na Figura 17.

De acordo com a Figura 16, com relação ao alumínio dissolvido, a classe Categoria B (ocorrência de valores acima do máximo histórico e abaixo do limite legislado) ocorreu em maior percentual nos compartimentos 5-A, 5-B1, 5-B2 e 5C em P1 no mês de dezembro de 2015. A manutenção dos valores na classe “Categoria B” ao longo dos períodos monitorados (Figura 17) pode indicar que estes valores já ocorriam na região anteriormente e vão continuar a ocorrer, não sendo possível relacionar única e exclusivamente com o desastre. Conforme relatado anteriormente, a linha-base definida para alumínio dissolvido pode ter sido subestimada, pois a quantidade de resultados para este parâmetro em período pré-desastre foi baixa. Apesar destas considerações, visto que as alterações no ambiente fluvial e estuarino para o indicador alumínio dissolvido foram classificadas na Categoria C e que a classe Categoria B predominou em pelo menos em um dos meses de P1, a classificação final das alterações para alumínio dissolvido é Categoria B.

Com o passar do tempo, dados na Categoria A apresentaram percentuais mais altos, porém ainda foram verificados valores na classe Categoria C para este parâmetro, tanto no compartimento mais próximo a foz, quanto nos outros compartimentos. Desta maneira ainda não é possível distinguir se estas concentrações podem estar relacionadas ao desastre ou as características naturais da região, sendo necessário a continuidade do monitoramento para fazer essa distinção. Mesmo assim, é possível verificar um aumento dos percentuais da Categoria A em todos os compartimentos, principalmente no período P4, indicando que as alterações tendem a reduzir. Corroborando com essa tendência, nas águas continentais e estuarinas foi verificado que as alterações para este parâmetro ainda não cessaram.

Figura 16 – Classificação das alterações para o alumínio dissolvido no ambiente costeiro.



Figura 17 – Tendência das alterações para o alumínio dissolvido no ambiente costeiro.



2.1.4.2 Arsênio total

Os dados de arsênio total pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C e são apresentados para cada compartimento nos gráficos da Figura 18. Os dados apresentados foram medidos na área marinha adjacente a foz do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQOS), pelo Lactec e por outras instituições, após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018. Note-se que os gráficos se encontram em escala logarítmica, que não existem dados disponíveis para o compartimento 5-F entre novembro de 2015 e agosto de 2017, e que foram coletados dados no compartimento 5-E somente até agosto de 2017.

Conforme citado na metodologia, os dados de arsênio total foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado nas adjacências da foz do rio Doce (0,0035 mg/L) e de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA Nº357/2005 para águas salinas (0,01 mg/L). Ressalta-se que o valor máximo de arsênio total registrado no período pré-desastre é inferior ao padrão da CONAMA.

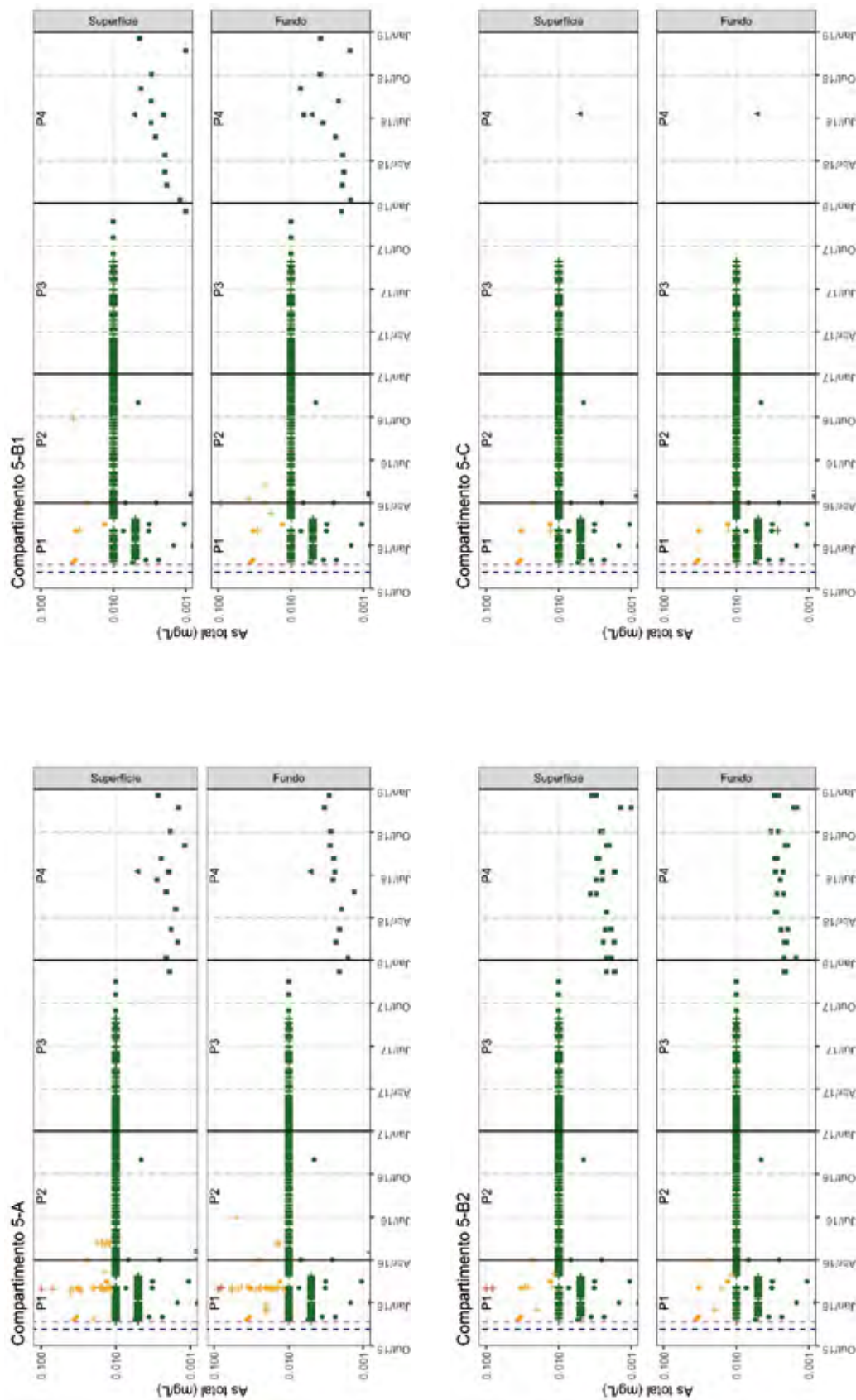
Logo após o desastre, no primeiro período (P1 – 21 de novembro/2015 até março/2016), foram registrados valores classificados na Categoria C nos compartimentos mais próximos à foz (5-A, 5-B1, 5-B2 e 5-C) pela Fundação Renova e pela UFES (2017), chegando a atingir uma concentração de até 1,3 mg/L, superando a classe 1 do CONAMA Nº357/2005 em mais de 100 vezes. Os valores mais altos ocorreram no final de janeiro de 2016, possivelmente relacionados a um evento chuvoso de maior intensidade neste período, que veio a impulsionar ao mar uma maior quantidade de rejeitos oriundos da barragem de Fundão. Ressalta-se que foram registrados neste período alguns valores classificados como Categoria C também no compartimento 5-E, que representa parte da APA da Costa das Algas e RVS Santa Cruz, sendo assim as concentrações de arsênio total acima de níveis de potencial efeito a biota aquática afetaram também estas unidades de conservação.

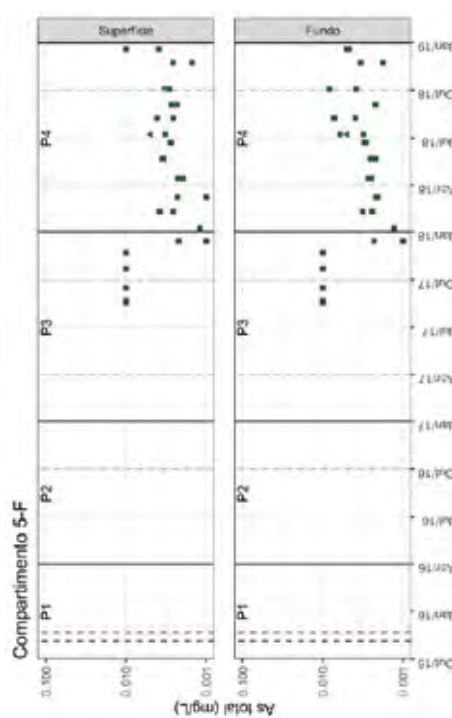
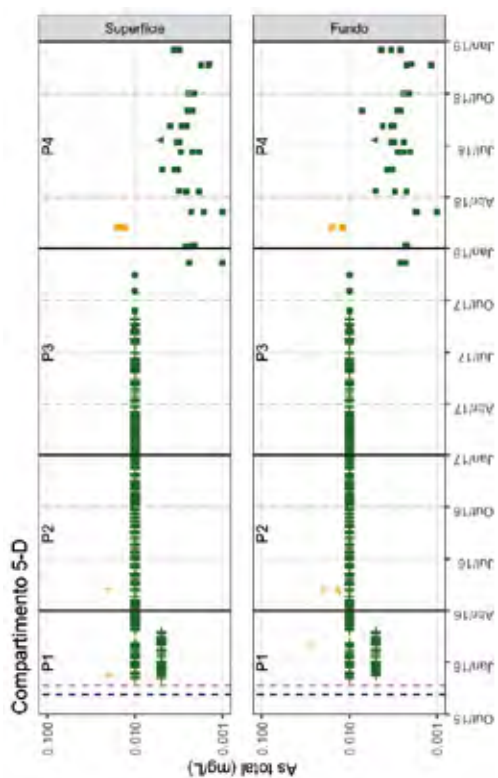
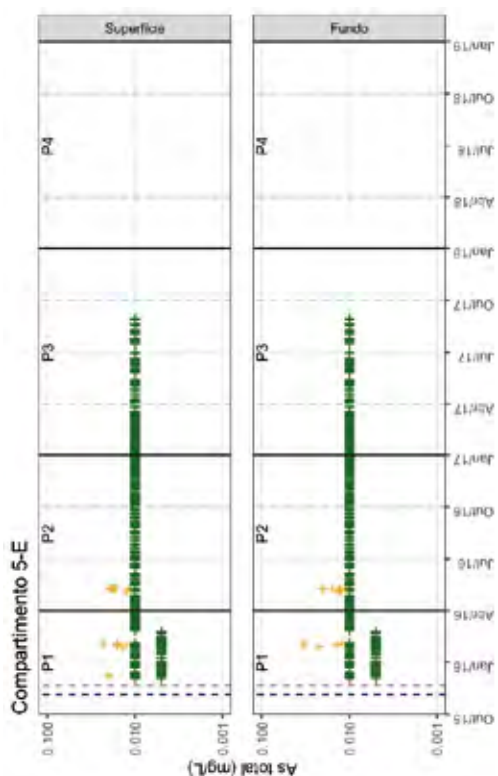
Nos gráficos apresentados, é possível verificar que os dados oriundos de amostras de superfície acompanham os dados das amostras de fundo, ou seja, quando se tem uma elevação das concentrações na superfície, geralmente também podem ser verificados um aumento nas concentrações de arsênio total nas amostras de fundo.

De acordo com os dados disponíveis, após P1 percebeu-se ao longo do tempo a maior ocorrência de dados classificados na Categoria A (valores abaixo do máximo histórico e abaixo do limite legislado) em todos os compartimentos, tanto para os dados de superfície quanto para os dados de fundo. Valores na Categoria C foram encontrados, apenas no primeiro período avaliado, já os valores na Categoria B se mantiveram ainda em P2, porém em menores proporções do que em P1. Após P2, todos os dados foram classificados na Categoria A, com exceção de algumas amostras do compartimento 5-D que apresentaram resultados na classificação Categoria B em P4 (2018). Ressalta-se que o ponto amostral ZCS-03, que faz parte do compartimento 5-D está localizado próximo às atividades industriais e portuárias desenvolvidas em Aracruz (Portocel, Estaleiro Jurong, emissário de efluentes da Fibria e Terminal Aquaviário Barra do Riacho – Petrobrás), sendo que as concentrações na faixa de Categoria B neste período podem estar relacionadas com essas atividades industriais e não diretamente com o desastre.

O arsênio apresenta efeito cumulativo, sendo carcinogênico (PIVELI; KATO, 2005). É importante destacar que, apesar de os resultados apontarem que as alterações relacionadas ao arsênio total não persistiram por mais tempo como observado para a turbidez, por exemplo, a disponibilização do elemento à coluna d'água, mesmo que por pouco tempo, pode ter sido suficiente para que o mesmo fosse absorvido pela biota aquática. Além disso, o arsênio pode ser biodisponibilizado através do processo de liberação de metais traço para a coluna d'água pela ressuspensão de sedimento do leito marinho (EGGLETON; THOMAS, 2004; MONTERO et al., 2013), no presente caso o rejeito depositado.

Figura 18 – Classificação dos dados pós-desastre de arsênio total nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).





Para a classificação final das alterações de arsênio total na água, como detalhado na metodologia (item 2.1.1.4.2), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de cada compartimento. A classificação das alterações, referente aos resultados obtidos em P1, é apresentada na Figura 19, enquanto que a evolução das alterações, referente ao aumento de arsênio total na água, é apresentada na Figura 20. Devido a inexistência de dados no período P1 para ao compartimento 5-F, não foi classificada a alteração neste compartimento.

De acordo com a Figura 19, a “Categoria A” (ocorrência de valores abaixo do máximo histórico e do limite legislado) ocorreu em maior percentual em todos os meses de P1 (novembro de 2015 a março/2016) em todos os compartimentos. Desse modo, a classificação final é da alteração é “Categoria A”.

Ao longo do tempo, o predomínio da “Categoria A” se manteve em P2, P3 e P4. De forma conservadora não é possível indicar que as alterações cessaram, devido a existência de dados na Categoria B ainda em P4. Os dados indicam que as alterações de arsênio tendem a diminuir, sendo necessária a continuidade do monitoramento neste ambiente para confirmar essa possibilidade, além de verificar se os valores que estão sendo encontrados nesta classe são de origem natural nesta região.

Ainda, conforme mencionado anteriormente, cabe ressaltar que os valores na classe Categoria B no compartimento 5-D em P4, podem estar relacionados às atividades industriais e portuárias desenvolvidas nas proximidades da estação de monitoramento ZCS-03 e não indicam que as alterações tendem a aumentar. Os dados de sedimento nesta estação amostral indicam que existe a possibilidade de contaminação do mesmo por estas atividades, reforçando o fato que estas concentrações mais altas não estão diretamente relacionadas ao desastre.

Figura 19 – Classificação das alterações para o arsênio total no ambiente costeiro.



Figura 20 – Tendência das alterações para o arsênio total no ambiente costeiro.



2.1.4.3 Cádmio total

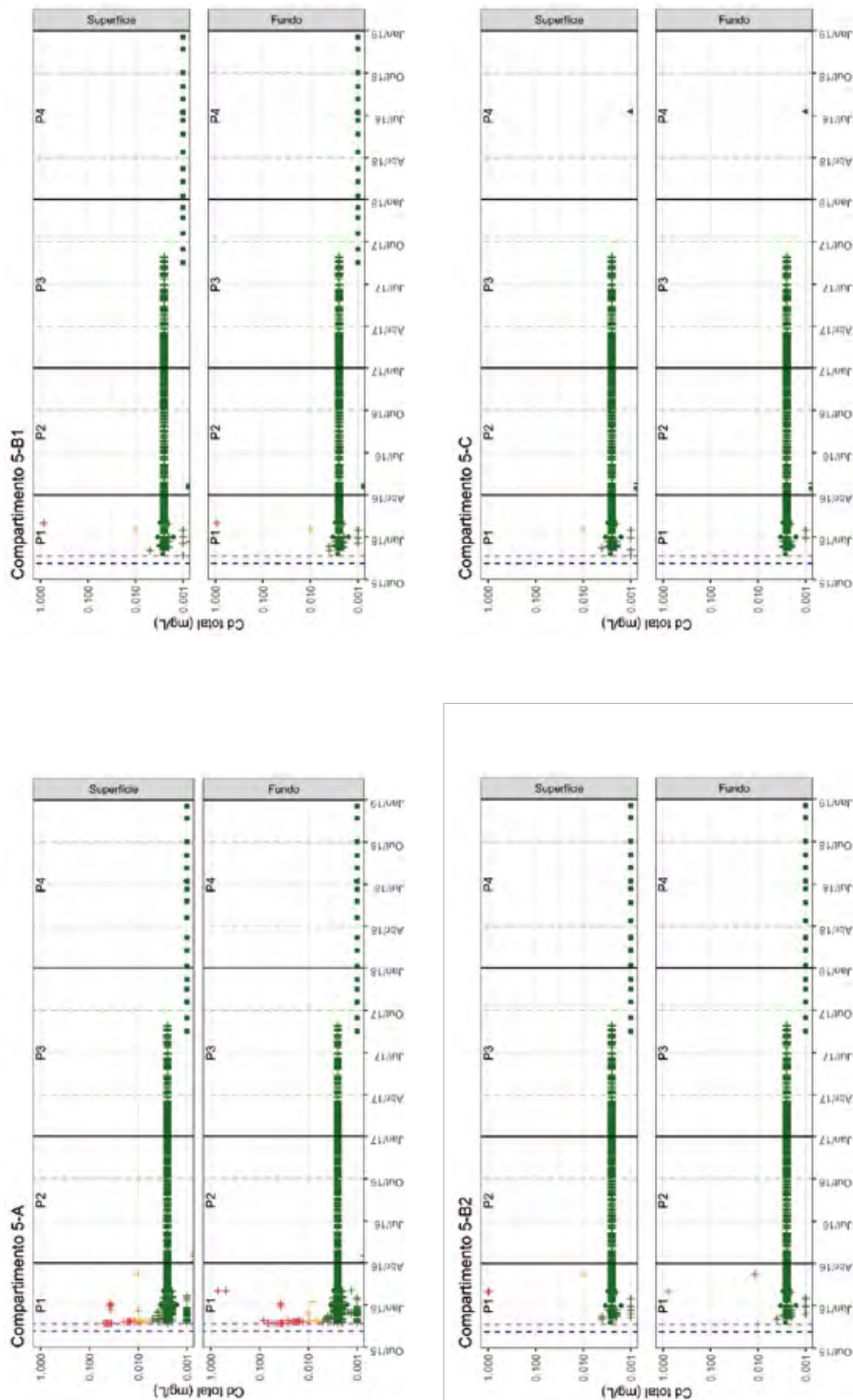
Cada um dos dados de cádmio total pós-desastre foi classificado de acordo com as categorias A, B e C, esta classificação é apresentada para cada compartimento nos gráficos da Figura 21. Os dados apresentados foram medidos na área marinha adjacente à foz do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Lactec e por outras instituições, após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018.

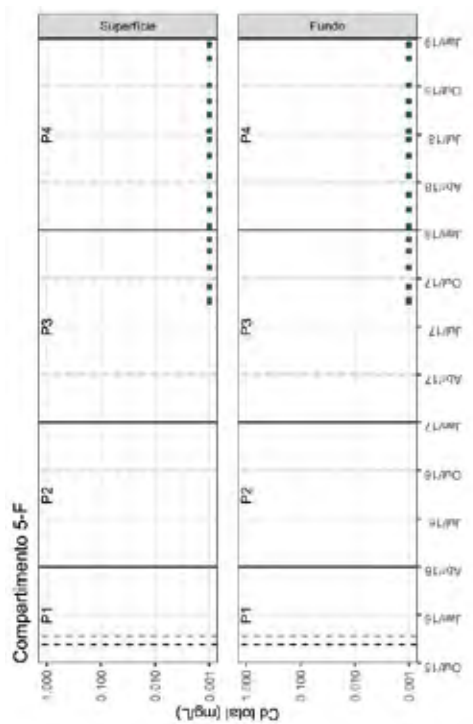
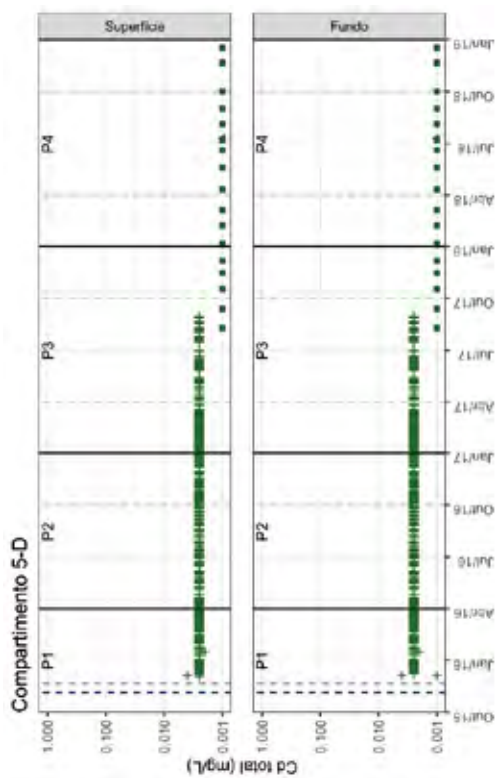
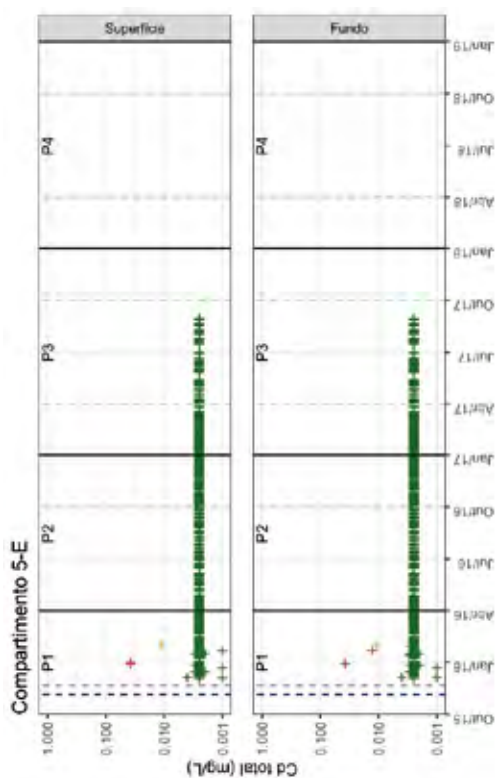
Conforme citado na metodologia, os dados de cádmio total foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado nas adjacências da foz do rio Doce (0,011 mg/L) e de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA Nº357/2005 para águas salinas (0,005 mg/L).

O primeiro período (P1 – 21 de novembro/2015 até março/2016) foi o único entre os períodos definidos na segmentação temporal que apresentou valores passíveis da classificação Categoria C, chegando a atingir concentrações entre 0,04 e 1,01 mg/L para alguns dados, superando o máximo histórico em 4 vezes para alguns dados, e no caso do valor de 1,01 mg/L superando o máximo histórico em até 100 vezes e o limite da resolução CONAMA Nº357/2005 em 200 vezes. Ressalta-se que estes valores, passíveis da classificação Categoria C, foram encontrados para uma quantidade de dados muito pequena em relação ao total medido no período P1. Estes poucos dados nesta classificação, foram encontrados somente nos compartimentos mais próximos a foz 5-A, 5-B1 e 5-B2, e também no compartimento 5-E indicando que os organismos presentes na APA Costa das Algas podem ter sido afetados pelas alterações nas concentrações de cádmio total.

Após P1, percebeu-se ao longo do tempo, que todos os dados apresentaram a classificação na Categoria A (valores abaixo do máximo histórico e abaixo do limite legislado) em todos os compartimentos, tanto para os dados de superfície quanto para os dados de fundo. É importante ressaltar que mesmo que concentrações elevadas de cádmio total não tenham permanecido por muito tempo na coluna d'água, a situação observada já pode ter sido suficiente para a assimilação do elemento pela biota aquática. Conforme já mencionado na seção de qualidade das águas fluviais (Capítulo 2 do TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais), o cádmio tem potencial de bioacumular nos organismos (CETESB, 2018), característica que poderá ser verificada nos resultados das análises ecotoxicológicas em organismos apresentadas no Capítulo 7 do TOMO I – Contextualização. Alguns resultados apresentaram limite de quantificação (LQ) dentro da classe “Categoria B”, de forma que, apesar de serem classificados com este nível de alteração, o valor real destas amostras é desconhecido, sendo possível apenas descartar estes valores para a “Categoria C”.

Figura 21 – Classificação dos dados pós-desastre de cádmio total nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).





A classificação das alterações referentes ao aumento de cádmio total na água é apresentada na Figura 22, enquanto que a evolução das alterações ao longo dos períodos monitorados é apresentada na Figura 23. Para a classificação final das alterações, como detalhado na metodologia (item 2.1.1.4.2), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos do período P1, agrupando-se os dados categorizados em cada mês deste período. Devido a inexistência de dados no período P1 para o compartimento 5-F, não foi quantificado as alterações neste compartimento.

De acordo com a Figura 22, a Categoria A (ocorrência de valores abaixo do máximo histórico e do limite legislado) ocorreu em percentual maior que 75% em P1 em todos os compartimentos. Desse modo, a classificação final das alterações é na Categoria A. Contudo, conforme mencionado, a disponibilização de cádmio total para a coluna d'água em concentrações mais elevadas mesmo que por pouco tempo (ocorrência das categorias Categoria B e Categoria C), pode ter sido suficiente para que o elemento fosse assimilado pela biota aquática.

Após P1 (Figura 23), com a evolução do tempo, não foram registrados dados de cádmio passíveis da classificação Categoria B ou Categoria C em nenhum dos compartimentos e em nenhuma das segmentações temporais.

Figura 22 – Classificação das alterações para o cádmio total no ambiente costeiro.

Figura 23 – Tendência das alterações para o cádmio total no ambiente costeiro.



2.1.4.4 Chumbo total

Os dados de chumbo total pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C e são apresentados para cada compartimento definido nos gráficos da Figura 24. Os dados apresentados foram medidos na área marinha adjacente à foz do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Lactec e por outras instituições, após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018. Note-se que os gráficos se encontram em escala logarítmica, que não existem dados disponíveis para o compartimento 5-F entre novembro de 2015 e agosto de 2017, e que foram coletados dados no compartimento 5-E somente até agosto de 2017.

Conforme citado na metodologia, os dados de chumbo total foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado nas adjacências da foz do rio Doce (0,0170 mg/L) e de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA Nº357/2005 para águas salinas (0,01 mg/L).

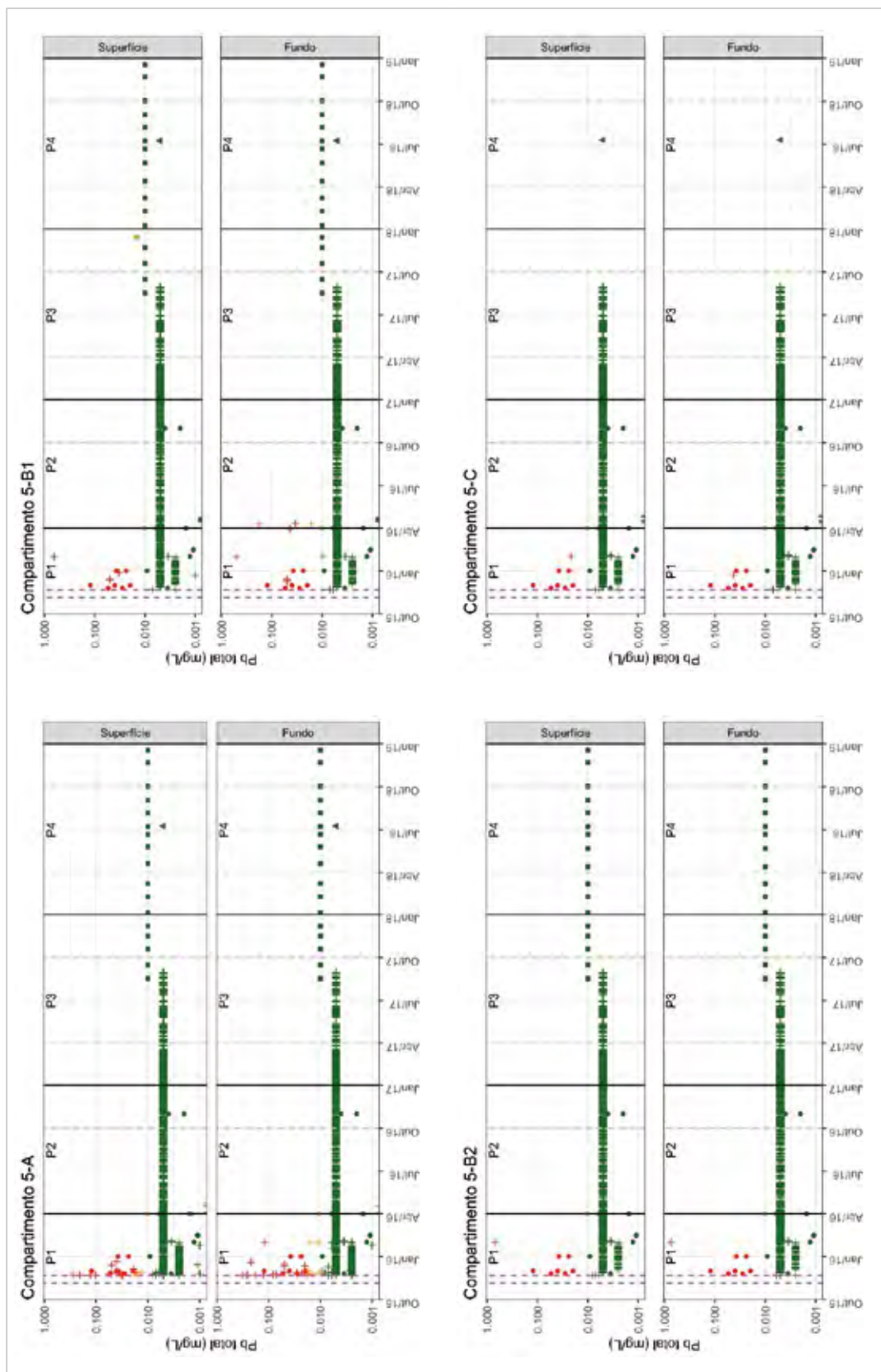
O primeiro período (P1 – 21 de novembro/2015 até março/2016) foi o único entre os períodos definidos na segmentação temporal que apresentou valores passíveis da classificação Categoria C, com exceção de alguns dados esporádicos em outros períodos, chegando a atingir concentrações de até 0,74 mg/L em 31/01/2016, superando o máximo histórico em até 40 vezes e o limite da resolução CONAMA Nº 357/2005 em 70 vezes. Ressalta-se que estes valores passíveis da classificação Categoria C, foram encontrados para uma quantidade de dados muito pequena em relação ao total medido no período P1. Estes dados foram encontrados com maior intensidade e permanência nos compartimentos a foz (5-A, 5-B1 e 5-B2), porém neste período todos os compartimentos amostrados apresentaram pelo menos uma amostra na classificação Categoria C. Os dados avaliados pela UFES (2017) também apresentaram máximos e médias condizentes com a classificação Categoria C nas adjacências da foz do rio Doce, reforçando a possibilidade de aumento das concentrações de EPTs quanto a este indicador. É importante destacar que nos compartimentos 5-D e 5-E foram também observados dados classificados na Categoria C indicando que os organismos presentes na APA Costa das Algas podem ter sido afetados pelas alterações nas concentrações de chumbo total.

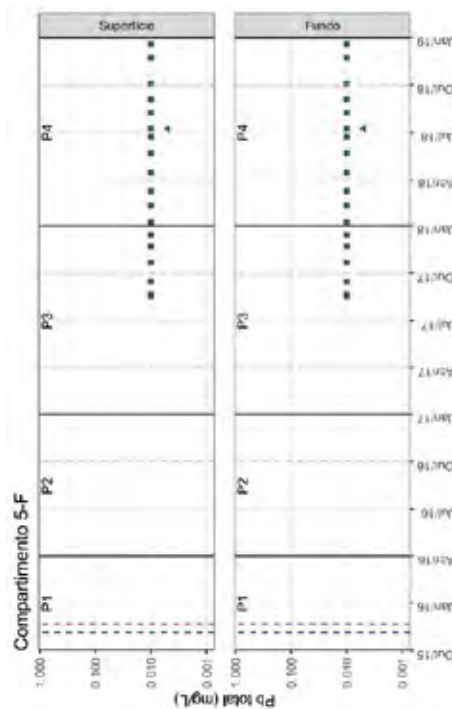
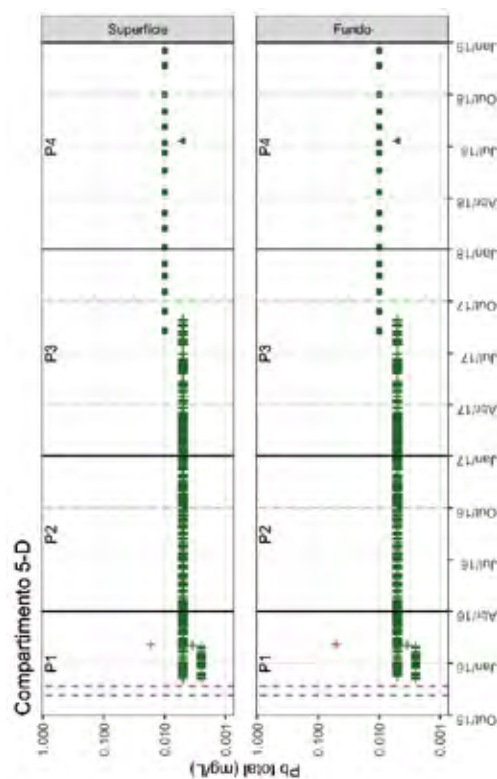
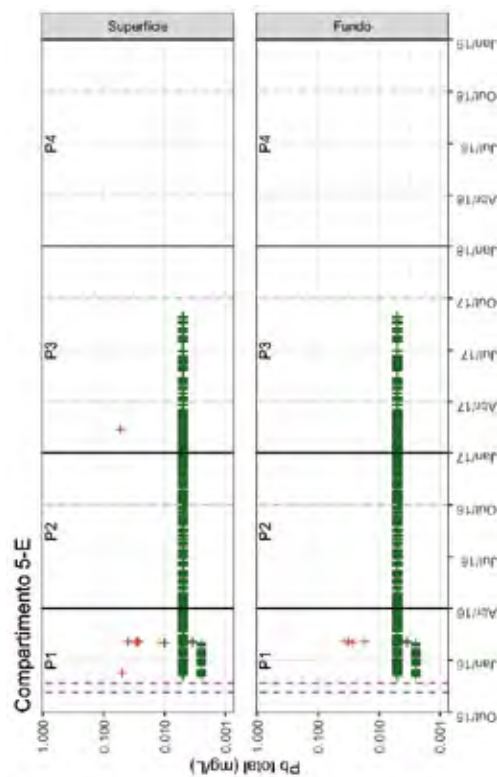
Nos gráficos apresentados, é possível verificar que na parte inicial do período (P1) os dados oriundos de amostras de superfície acompanham os dados das amostras de fundo, ou seja, quando temos uma elevação das concentrações chumbo total na superfície geralmente também pode ser verificado um aumento nas concentrações de chumbo total nas amostras de fundo. No final de P1 e início de P2 é possível observar alguns dados na classificação Categoria B e Categoria C somente para os dados de fundo nos compartimentos mais próximos a foz indicando que ocorreram alterações somente nesta camada da coluna d'água em algumas ocasiões. Tal padrão foi observado principalmente no compartimento 5-B1, localizado ao norte da foz do rio Doce, um dos locais preferenciais para a deposição da fração de finos dos sólidos oriundos da barragem de rejeito no mar, conforme observado no item 2.4.2. Assim, os dados indicam que o chumbo pode ter sido disponibilizado através do processo de liberação de metais traço para a coluna d'água pela ressuspensão de sedimento do leito marinho (EGGLETON; THOMAS, 2004; MONTERO et al., 2013), no presente caso, o rejeito depositado.

Após P1, percebeu-se ao longo do tempo que praticamente todos os dados apresentaram a classificação na Categoria A (valores abaixo do máximo histórico e abaixo do limite legislado) em todos os compartimentos, com valores tendendo ao LQ, tanto para os dados de superfície quanto para

os dados de fundo. É importante ressaltar que mesmo que concentrações elevadas de chumbo total não tenham permanecido por muito tempo na coluna d'água, a situação observada já pode ter sido suficiente para a assimilação do elemento pela biota aquática. Destaca-se que por se tratar de um composto bioacumulativo, o chumbo pode provocar envenenamento crônico, tal efeito é analisado no Capítulo 7 do TOMO I – Contextualização, que caracteriza os dados ecotoxicológicos na biota. Aos peixes, as doses fatais, no geral, variam de 0,1 a 0,4 mg/L (PIVELI; KATO, 2005).

Figura 24 – Classificação dos dados pós-desastre de chumbo total nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) e a chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e períodos secos e chuvosos (cinza).





Para a classificação final das alterações relacionadas ao aumento das concentrações de chumbo total, como detalhado na metodologia (item 2.1.1.4.2), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de cada compartimento. A classificação das alterações referentes ao aumento de chumbo total na água é apresentada na Figura 25, enquanto que a evolução das alterações entre os períodos monitorados é apresentada na Figura 26. Devido a inexistência de dados no período P1 para o compartimento 5-F, a alteração não foi quantificada neste compartimento.

De acordo com a Figura 25, a Categoria A (ocorrência de valores abaixo do máximo histórico e do limite legislado) ocorreu em maior percentual em P1 em todos os compartimentos. Desse modo, a classificação final da alteração é na Categoria A. Contudo, conforme mencionado, a disponibilização de chumbo total para a coluna d'água em concentrações mais elevadas mesmo que por pouco tempo (ocorrência das categorias B e C), pode ter sido suficiente para que o elemento fosse assimilado pela biota aquática.

Após P1 (Figura 26), com a evolução do tempo, praticamente não foram registrados dados de chumbo total passíveis da classificação Categoria B ou Categoria C em nenhum dos compartimentos em P3 e P4, apenas algumas amostras em P3 somente nos compartimento 5-B1 e 5-E.

Figura 25 – Classificação das alterações para o chumbo total no ambiente costeiro.

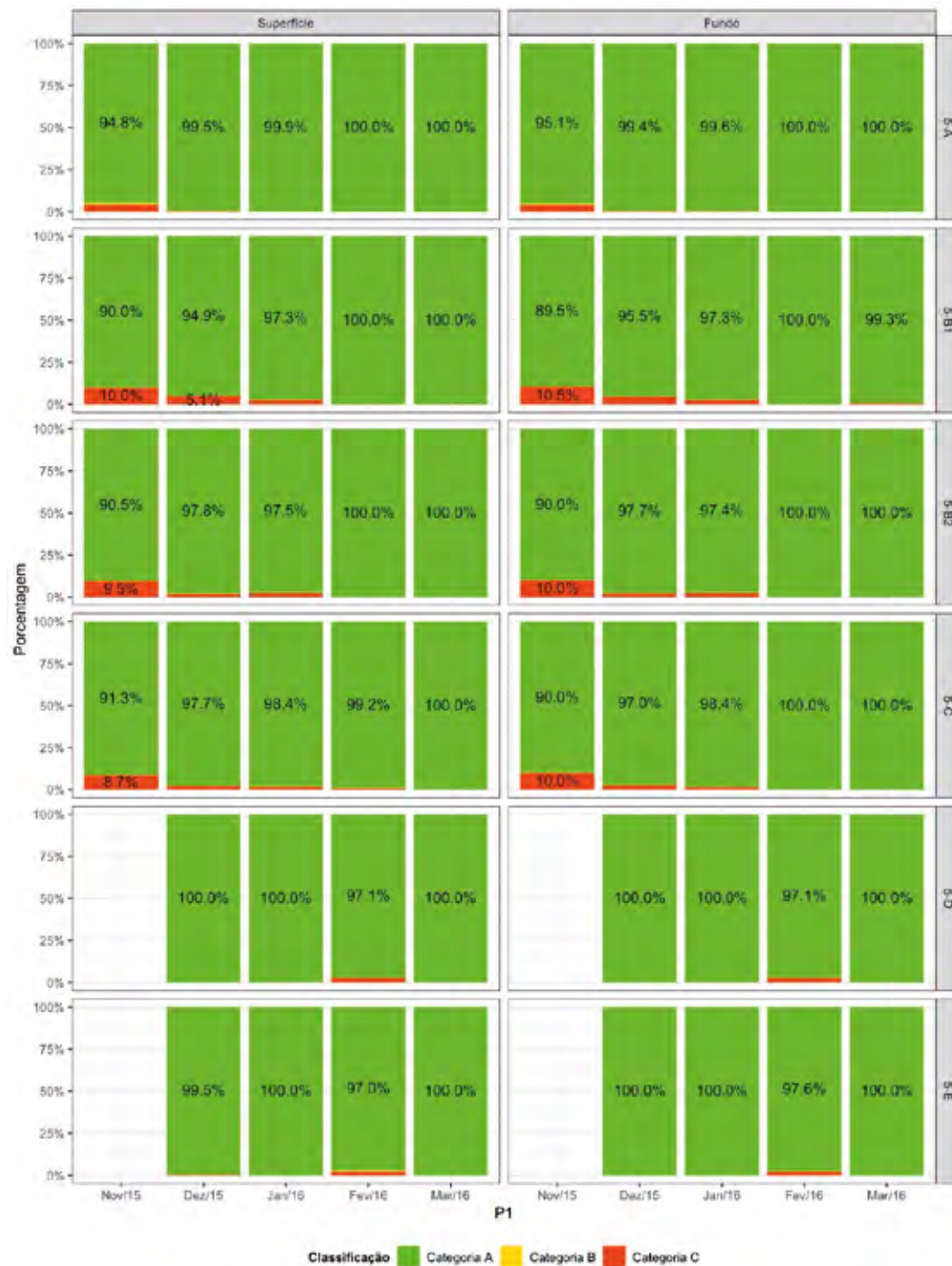


Figura 26 – Tendência das alterações para o chumbo total no ambiente costeiro.



2.1.4.5 Cobre dissolvido

Os dados de cobre dissolvido pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C e são apresentados para cada compartimento definido nos gráficos da Figura 27. Ressalta-se que os gráficos se encontram em escala logarítmica, que não foram coletados dados no compartimento 5- F entre novembro de 2015 e agosto de 2017, e que foram coletados dados no compartimento 5-E somente até agosto de 2017.

Na maior parte do período P1, logo após a chegada da pluma de rejeitos, não foram realizadas medições de cobre dissolvido pela Fundação Renova na área marinha adjacente à foz do rio Doce, visto que a Fundação começou a monitorar o parâmetro cobre dissolvido a partir de 27 de fevereiro de 2016 após a revisão do TCSA (GOLDER, 2017). Os dados no período P1 para este parâmetro são compostos principalmente por dados oriundos da UFES (2017), que representam as condições na foz do rio Doce nos compartimentos 5-A, 5B e 5C, e também pelos dados da Renova Emergencial de 27 de fevereiro/2016 até o final de março/2016. Ressalta-se que não foram obtidos os dados brutos originados pela UFES (2017), os dados apresentados representam os máximos e médias que possivelmente ocorreram nestes compartimentos visto que os resultados foram retirados diretamente dos relatórios emitidos pela equipe da universidade.

Em relação aos demais indicadores apresentados até o momento, observa-se que o cobre dissolvido, foi monitorado em menor frequência, de modo que resultou um número menor de observações. Durante a maior parte do tempo, o limite de quantificação (LQ) utilizado para determinação de cobre dissolvido foi superior ao máximo histórico registrado na linha base, fazendo com que grande parte dos dados seja classificado na Categoria B, prejudicando a quantificação das alterações. Assim, a avaliação dos resultados deste indicador teve caráter qualitativo e não quantitativo, como para os demais indicadores. Desse modo, não foi apresentado o gráfico de proporções de categoria das alterações ao longo do tempo e dos compartimentos.

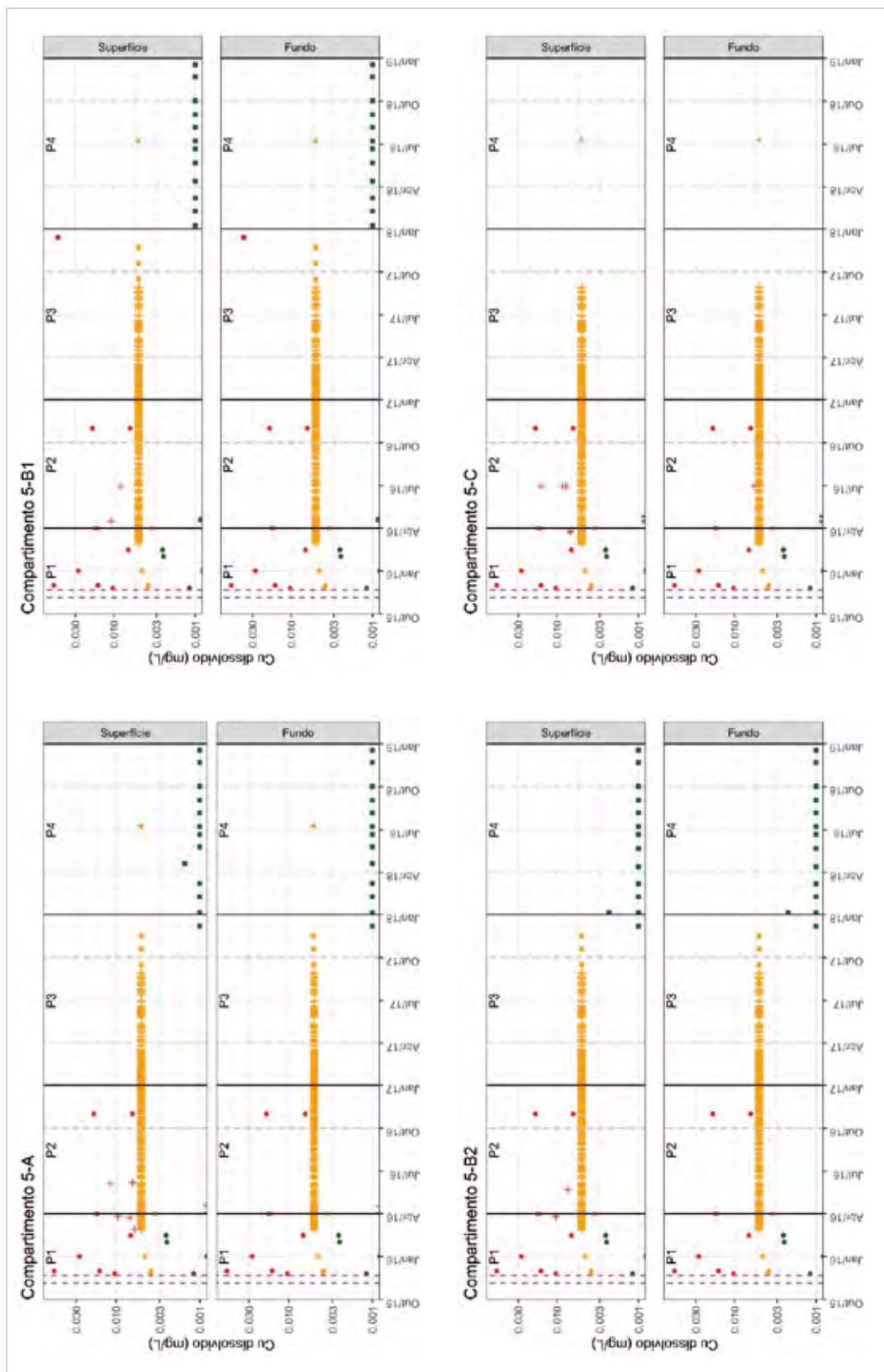
A concentração máxima histórica de cobre dissolvido registrada nas adjacências da foz do rio Doce no período pré-desastre (P0) foi de 0,0025 mg/L e a concentração da classe 1 da resolução CONAMA Nº357/2005 para águas salinas é de 0,005 mg/L, superior ao máximo histórico.

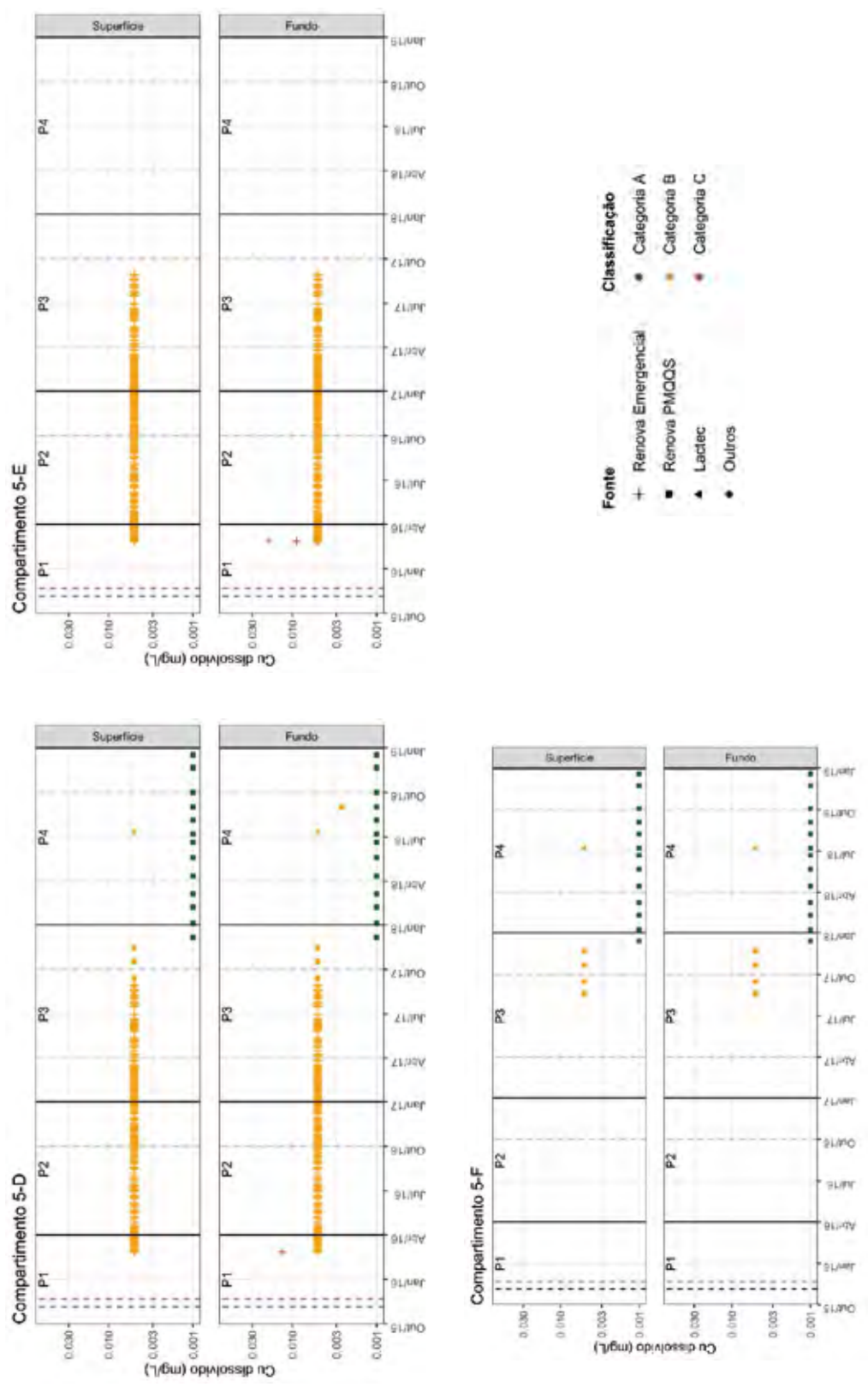
O primeiro período (P1 – 21 de novembro/2015 até março/2016) apresentou concentrações classificadas na Categoria C principalmente nos compartimentos 5-A, 5-B1, 5-B2 e 5-C. Os dados nesta classificação foram originados principalmente pela UFES logo após o desastre e alguns dados da Fundação Renova após 27 de fevereiro de 2016 também apresentaram esta classificação nestes compartimentos. Os máximos encontrados neste período atingiram 0,0549 mg/L em dezembro de 2015, dado coletado pela UFES, que foi 10 vezes superior ao limite do CONAMA e 20 vezes a concentração máxima encontrada na linha-base. Neste período ainda foram encontrados alguns dados de cobre dissolvido na classificação Categoria C no compartimento 5-E, indicando que as alterações decorrentes do desastre podem ter atingido este compartimento, que representa parte da APA Costa das Algas e RVS Santa Cruz.

Após P1, percebeu-se ao longo do tempo que praticamente todos os dados apresentaram a classificação na Categoria B (valores acima do máximo histórico e abaixo do limite legislado) em todos os compartimentos nos períodos P2 e P3, tanto para os dados de superfície quanto para os dados de fundo. Tal fato está relacionado com o LQ (0,004 mg/L) utilizado nas amostras dos dados Renova Emergencial e parte dos dados do PMQQS, que é superior ao máximo encontrado na linha-base (0,0025 mg/L). Alguns dados de cobre dissolvido apresentaram concentrações passíveis da classificação na Categoria C ainda em P2 (compartimentos 5-A, 5-B1, 5-B2, e 5-C). É importante ressaltar que mesmo que concentrações elevadas de cobre dissolvido não tenham permanecido por muito tempo na coluna d'água, a situação observada já pode ter sido suficiente para a assimilação do elemento pela biota aquática.

Nos gráficos apresentados, é possível verificar que os dados oriundos de amostras de superfície acompanham os dados das amostras de fundo, ou seja, quando temos uma elevação das concentrações de cobre dissolvido na superfície, geralmente também pode ser verificado um aumento nas concentrações de cobre dissolvido nas amostras de fundo.

Figura 27 – Classificação dos dados pós-desastre de cobre dissolvido nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul), da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).





2.1.4.6 Cromo total

Os dados de cromo total pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C e são apresentados para cada compartimento nos gráficos da Figura 28. Os dados apresentados foram medidos na área marinha adjacente à foz do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQOS), pelo Lactec e por outras instituições, após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018. Note-se que os gráficos se encontram em escala logarítmica, que não existem dados disponíveis para o compartimento 5-F entre novembro de 2015 e agosto de 2017, e que foram coletados dados no compartimento 5-E somente até agosto de 2017.

Na maior parte do período P1, logo após a chegada da pluma de rejeitos, não foram realizadas medições de cromo total pela Fundação Renova na área marinha adjacente à foz do rio Doce, visto que a Fundação começou a monitorar o parâmetro cromo total a partir de 27 de fevereiro de 2016 após a revisão do TCSA (GOLDER, 2017). Os dados no período P1 para este parâmetro são compostos principalmente por dados oriundos da UFES (2017), que representam as condições na foz do rio Doce nos compartimentos 5-A, 5-B e 5-C, e também pelos dados da Renova Emergencial de 27 de fevereiro/2016 até o final de março/2016. Ressalta-se que não foram obtidos os dados brutos originados pela UFES (2017), os dados apresentados representam as máximas e médias que possivelmente ocorreram nestes compartimentos visto que os resultados foram retirados diretamente dos relatórios emitidos pela equipe da universidade.

Conforme citado na metodologia, os dados de cromo total foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado nas adjacências da foz do rio Doce (0,025 mg/L) e de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA Nº357/2005 para águas salinas (0,05 mg/L).

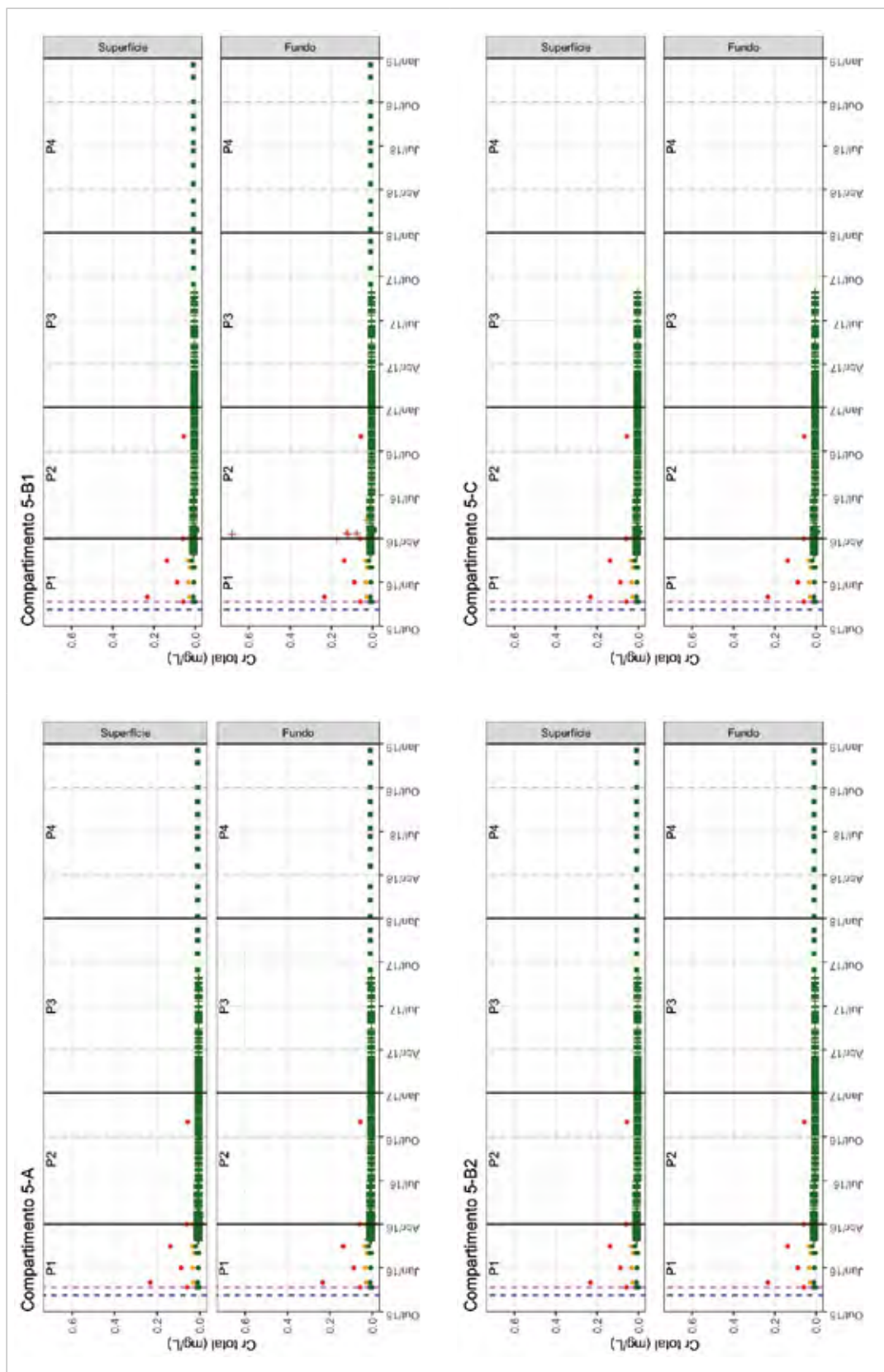
O primeiro período (P1 – 21 de novembro/2015 até março/2016) apresentou dados passíveis da classificação Categoria C nos compartimentos monitorados neste período (5-A, 5-B1, 5-B2, 5-C). Os dados nesta classificação foram originados principalmente pela UFES logo após o desastre. Os máximos encontrados neste período atingiram 0,2332 mg/L em dezembro de 2015, dado coletado pela UFES, que é 4,5 vezes superior ao limite da resolução CONAMA Nº 357/2005, e 9 vezes superior à concentração máxima encontrada na linha base. Em P1, não foram encontrados dados de cromo total nas classificações Categoria C ou Categoria B nos compartimentos 5-D e 5-E, porém, até fevereiro de 2017 não foram coletados dados para este indicador nestes compartimentos, desta maneira não é possível determinar se as alterações decorrentes do desastre podem ter atingido a APA Costa das Algas e RVS Santa Cruz quanto a este indicador.

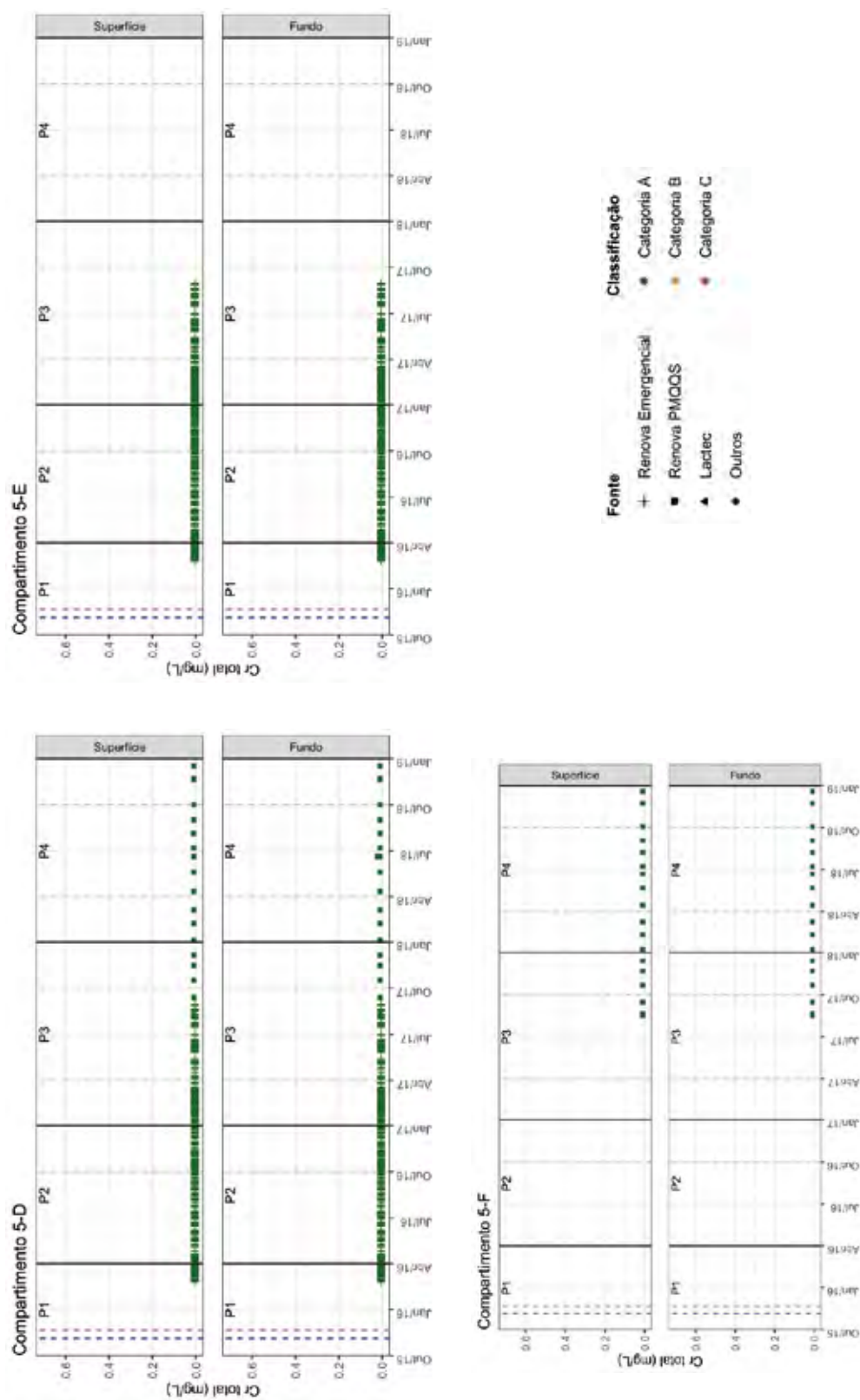
Os dados disponibilizados pela Fundação Renova neste período, após 27 de fevereiro de 2016, apresentaram a classificação Categoria C somente no compartimento 5-B1 em amostras de fundo, indicando que através de uma possível ressuspensão de sedimento do leito marinho o cromo total pode ter sido liberado para a coluna d'água. Ressalta-se que o compartimento 5-B1, localizado ao norte da foz do rio Doce, um dos locais preferenciais para a deposição da fração de finos dos sólidos oriundos da barragem de rejeito no mar, conforme observado no item 2.4.2, indicando que estas concentrações podem estar ligadas a influências do desastre.

Em P2, percebeu-se que praticamente todos os dados apresentaram a classificação Categoria A (valores abaixo do máximo histórico e abaixo do limite legislado) em todos os compartimentos, tanto

para os dados de superfície quanto para os dados de fundo, pois todos foram determinados como LQ, exceto para alguns dados de águas de fundo no compartimento B1 e em coleta de dados realizada pela UFES em novembro de 2016. Após P2, com o passar do tempo, não foram registrados mais dados nas classificações Categoria B e Categoria C em nenhum compartimento do ambiente marinho.

Figura 28 – Classificação dos dados pós-desastre de cromo total nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).





Para a classificação final das alterações referentes ao aumento das concentrações de cromo total, como detalhado na metodologia (item 2.1.1.4.2), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de cada compartimento. A classificação das alterações referentes ao aumento de cromo total na água ao longo dos compartimentos e do tempo é apresentada na Figura 29, enquanto que a evolução das alterações ao longo dos períodos de monitoramento é apresentada na Figura 30.

Devido a inexistência de dados no período P1 para o compartimento 5-F, não foi quantificado as alterações neste compartimento. Além disso, para cromo total não existem dados entre 21 de novembro de 2015 e 27 de fevereiro de 2016 nos compartimentos 5-D e 5-E, sendo que após esta data todos os dados apresentaram classificação na Categoria A. Devido a esta falta de dados, não foram qualificadas as alterações nos compartimentos 5-D e 5-E.

De acordo com a referida Figura 29, as categorias de alteração “Categoria A”, “Categoria B” e “Categoria C” representaram cada 1/3 dos resultados obtidos em dezembro/2015 e janeiro/2016. Tendo em vista esta particularidade, optou-se, de forma conservadora visando não superestimar as alterações, por classificar as alterações nos compartimentos 5-A, 5-B1, 5-B2 e 5-C como “Categoria A”.

Em P2 (abril de 2016 a dezembro de 2016), alguns dados de cromo total apresentaram concentrações passíveis da classificação Categoria C, indicando que as alterações ainda não haviam cessado (Figura 30). Após P2, durante os anos de 2017 e 2018, foram encontrados somente valores na Categoria A, não sendo verificadas mais concentrações que superaram o máximo histórico ou a classe 1 da resolução CONAMA Nº357/2005 para águas salinas. Contudo, a avaliação da manutenção desses resultados ao longo de mais eventos de monitoramento faz-se necessária.

Figura 29 – Classificação das alterações para o cromo total no ambiente costeiro.



Figura 30 – Tendência das alterações para o cromo total no ambiente costeiro.



2.1.4.7 Ferro dissolvido

Cada um dos dados de ferro dissolvido pós-desastre foi classificado de acordo com as categorias A, B e C, esta classificação é apresentada para cada compartimento nos gráficos da Figura 31. Os dados apresentados foram medidos na área marinha adjacente à foz do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Lactec e por outras instituições, após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018. Note-se que os gráficos se encontram em escala logarítmica.

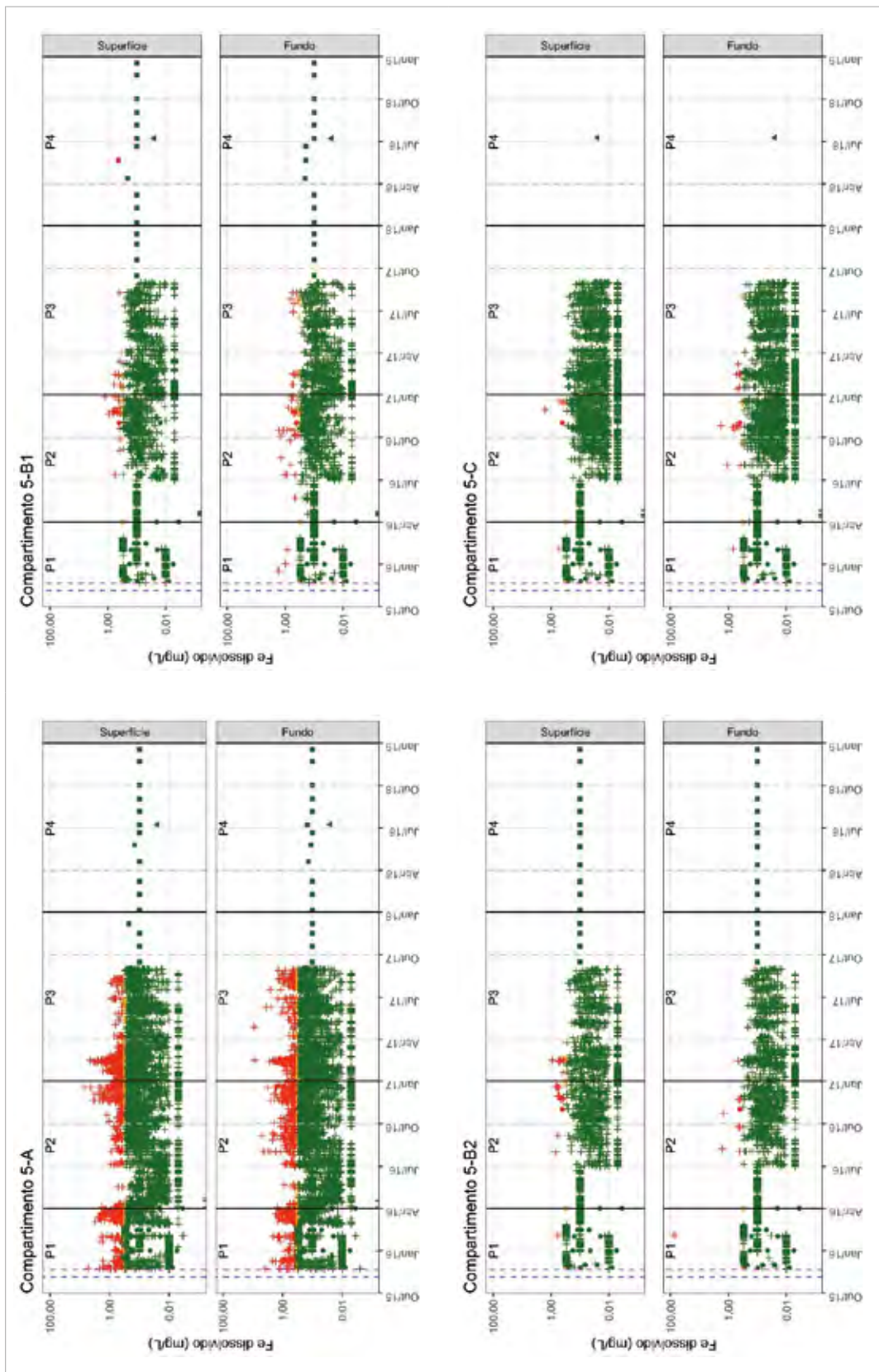
Conforme citado na metodologia, os dados de ferro dissolvido foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado nas adjacências da foz do rio Doce (0,363 mg/L) e de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA Nº357/2005 para águas salinas (0,3mg/L).

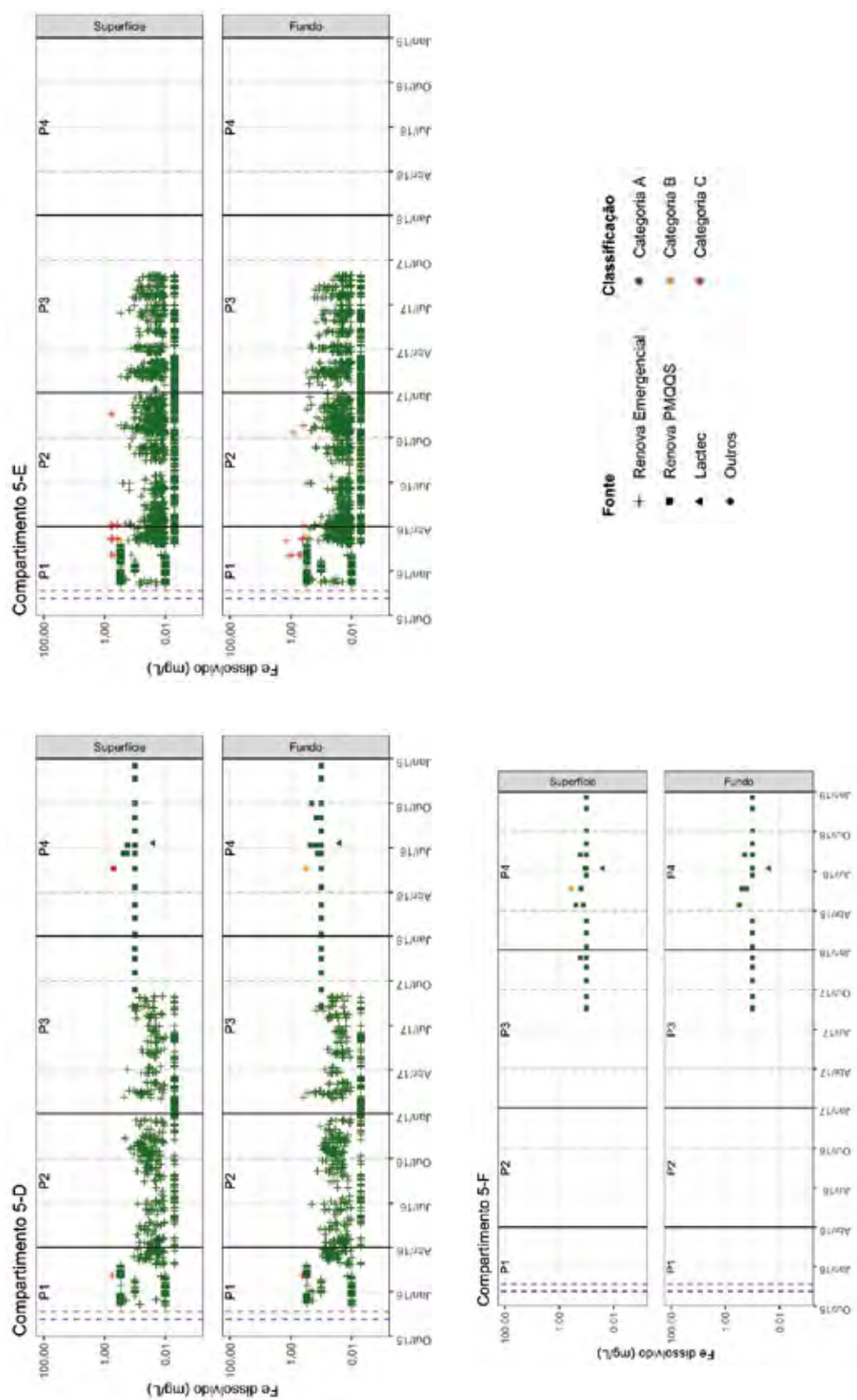
Logo após o desastre, no primeiro período (P1 – 21 de novembro/2015 até março/2016), foi observada uma quantidade significativa de dados passíveis da classificação Categoria C, chegando a atingir uma concentração de 6,82 mg/L no compartimento 5-A em 15/02/2016, superando a classe 1 da resolução CONAMA nº 357/2005 em aproximadamente 20 vezes. No período chuvoso subsequente (final do P2) ao período logo após o desastre, foram registrados dados de ferro dissolvido em concentrações médias similares a P1, chegando a atingir até 8,58 mg/L em 15/02/2017, superando o limite da resolução supracitada em mais de 20 vezes. Nos compartimentos adjacentes ao compartimento 5-A (5-B1, 5-B2 e 5-C) foram observados dados classificados como Categoria C, porém em uma ordem de grandeza menor do que no compartimento 5-A, entre 1 e 2 mg/L, com exceção de dois dados do compartimento B-2 em 03/02/2016, quando as concentrações de ferro dissolvido atingiram 79,1 e 68,2 mg/L.

Nos gráficos apresentados, é possível verificar que os dados oriundos de amostras de superfície acompanham os dados das amostras de fundo, ou seja, quando temos uma elevação das concentrações de ferro dissolvido na superfície também pode ser verificado um aumento nas concentrações de ferro dissolvido nos dados de amostras de fundo. Importante ressaltar que, principalmente nos compartimentos 5-B1, 5-B2 e 5C onde o sedimento superficial apresenta uma maior dominância de finos, é possível verificar alguns dados de ferro dissolvido na classificação Categoria C somente em amostras de fundo em algumas datas, indicando que uma possível ressuspensão de sedimento nestas áreas pode ter alterado as concentrações de ferro dissolvido nesta camada da coluna d'água em alguns momentos.

De acordo com os dados disponíveis, percebeu-se ao longo do tempo a maior ocorrência de dados classificados na Categoria A (valores abaixo do máximo histórico e acima do limite legislado) em todos os compartimentos, tanto para os dados de superfície quanto para os dados de fundo.

Figura 31 – Classificação dos dados pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul), da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).





Para classificação final das alterações deste indicador, como detalhado na metodologia (item 2.1.1.4.2), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de cada compartimento. A classificação das alterações referentes ao aumento de ferro dissolvido na água ao longo dos compartimentos e do tempo é apresentada na Figura 32 e na Figura 33, respectivamente.

De acordo com a Figura 32, com relação ao ferro dissolvido, a classe Categoria A (ocorrência de valores abaixo do máximo histórico e do limite legislado) ocorreu em maior percentual em todos dos compartimentos ao longo dos meses de P1 (novembro/2015 a março/2016). Desse modo, a classificação final da alteração é Categoria A.

Com o passar do tempo (Figura 33), dados na Categoria A para ferro dissolvido continuaram a predominar em todos os compartimentos até P4, quando já foram verificados muito poucos dados na classificação Categoria C. Em P4 é possível verificar uma diminuição dos percentuais na classe Categoria B ou Categoria C em relação a P3, fato que pode estar relacionado com a diferença no N de amostras analisadas em P4. Entretanto, de forma geral, não é possível visualizar uma tendência de diminuição dos percentuais de dados nas classes Categoria B e Categoria C em P2, P3 e P4 em relação a P1. Ainda não é possível distinguir se as concentrações nas classes Categoria B e Categoria C encontradas após P1 são única e diretamente relacionadas ao desastre ou as características atípicas da região durante períodos de cheias intensas.

Com relação as concentrações na classe Categoria C ainda ocorrentes em P3 e P4, ressalta-se que existe a possibilidade destas concentrações estarem associadas ao comportamento atípico da região marinha durante períodos de cheia intensa do rio Doce, não sendo possível associá-las única e exclusivamente ao desastre visto que as concentrações máximas pré-desastre foram definidas a partir da base de dados existente, que pode não caracterizar por completo o comportamento da região marinha durante períodos de cheia intensa. Com a continuidade do monitoramento poderá ser verificado se os valores encontrados acima do limite legislado e dos máximos históricos estão correlacionados com o desastre ou refletem concentrações que já ocorriam anteriormente durante períodos de cheia do rio Doce.

Figura 32 – Classificação das alterações para o ferro dissolvido no ambiente costeiro.

Figura 33 – Tendência das alterações para o ferro dissolvido no ambiente costeiro.



2.1.4.8 Manganês total

Os dados de manganês total pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C e são apresentados para cada compartimento definido nos gráficos da Figura 34. Os dados apresentados foram medidos na área marinha adjacente à foz do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Lactec e por outras instituições, após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018. Nota-se que os gráficos se encontram em escala logarítmica, que não existem dados disponíveis para o compartimento 5-F entre novembro de 2015 e agosto de 2017, e que foram coletados dados no compartimento 5-E somente até agosto de 2017. Note-se que os gráficos se encontram em escala logarítmica.

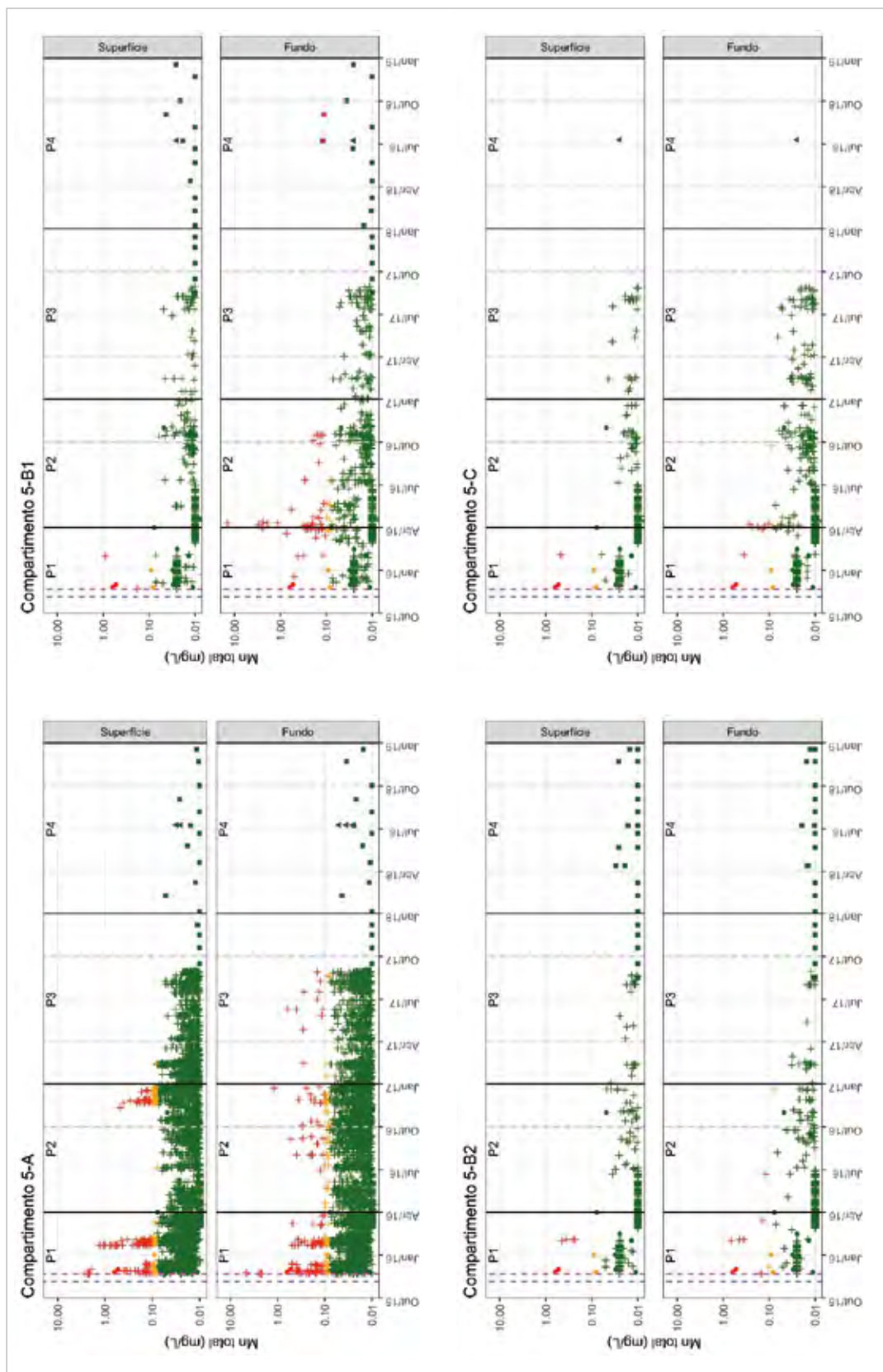
Conforme citado na metodologia, os dados de manganês total foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado nas adjacências da foz do rio Doce (0,0770 mg/L) e de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA Nº357/2005 para águas salinas (0,1 mg/L).

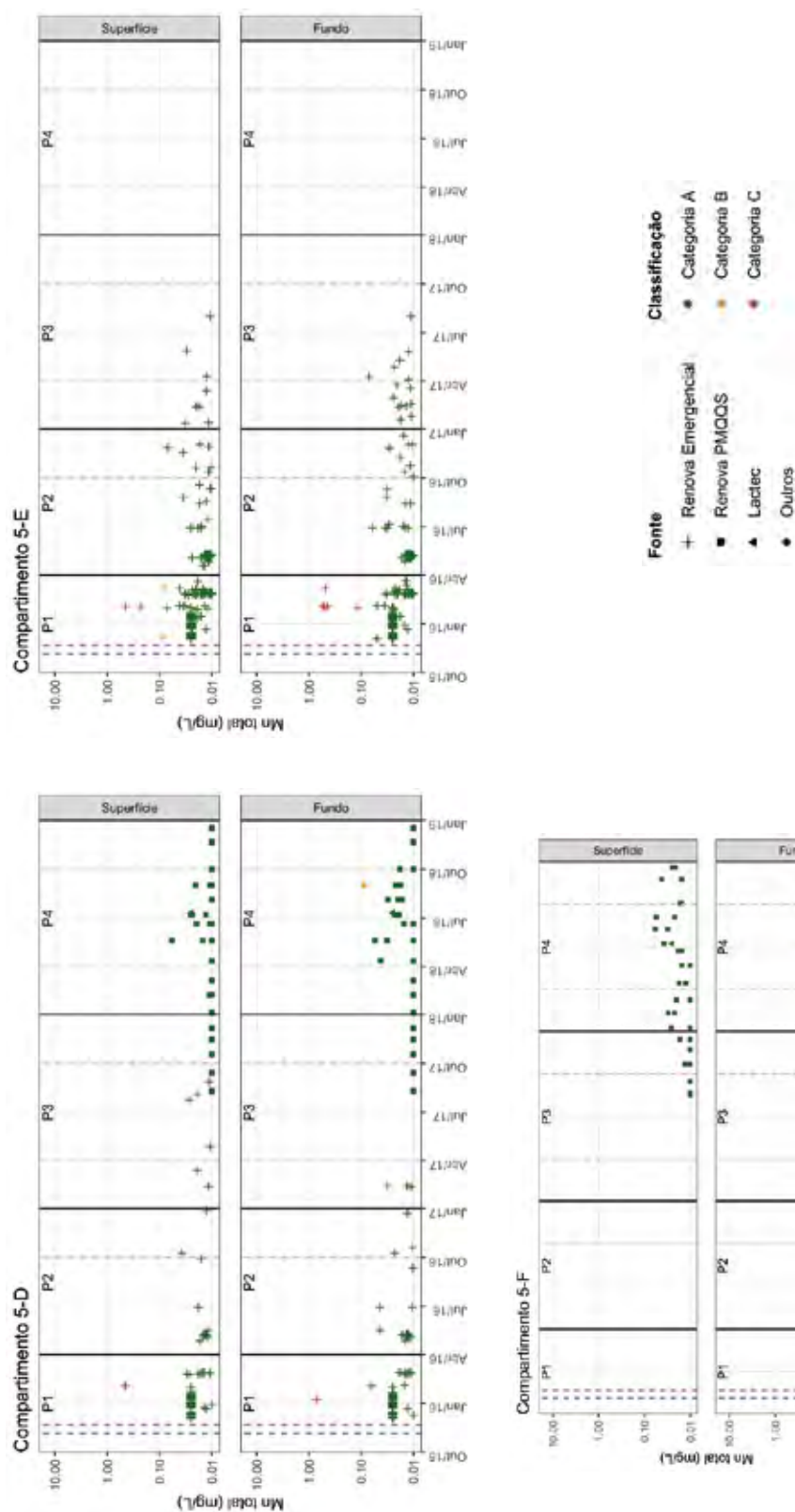
O primeiro período (P1 – 21 de novembro/2015 até março/2016) apresentou valores passíveis na classificação Categoria C em todos os compartimentos analisados. Os valores mais altos de manganês total neste período foram encontrados em amostras de fundo no compartimento 5-A e 5-B1 chegando a atingir concentrações de até 4,6 mg/L e 4,5 mg/L, respectivamente, aproximadamente 45 vezes superior ao limite da CONAMA. Os dados com concentrações mais altas de manganês total na superfície foram encontrados no compartimento 5-A, onde atingiram uma concentração máxima de 2,65 em 22/11/2015, logo após a chegada da pluma de rejeitos ao mar. É importante destacar que no primeiro período, nos compartimentos 5-D e 5-E, também foram observados dados classificados na Categoria C, indicando que os organismos presentes na APA Costa das Algas podem ter sido afetados pelas alterações nas concentrações de manganês total.

Após P1, percebeu-se ao longo do tempo uma diminuição dos dados classificados nas B e C, com exceção dos compartimentos 5-A e 5-B1, que em P2, para a região de fundo, ainda apresentaram uma quantidade considerável de dados nestas classificações. Após P2, todos os compartimentos tiveram a maior parte dos dados classificados na Categoria A.

Nos compartimentos 5-A (radial de 4 km em torno da foz do rio Doce) e 5-B1 (ao norte da foz do rio Doce) é possível verificar que na estação seca que ocorreu no final período P2 (abril/2016 a dezembro/2016), a maior parte dos dados classificados na Categoria C são referentes a amostras de fundo, tal padrão possivelmente está associado a ressuspensão de material oriundo do desastre depositado no leito marinho nestes compartimentos e a liberação de metais para a coluna d'água.

Figura 34 – Classificação dos dados de manganês total pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).





A classificação final das alterações referentes ao aumento de manganês total na água ao longo dos compartimentos e do tempo é apresentada na Figura 35, enquanto que a evolução das alterações durante os períodos de monitoramento são apresentadas na Figura 36.

De acordo com a Figura 35, a classe Categoria A (ocorrência de valores abaixo do máximo histórico e do limite legislado) ocorreu em maior percentual no período P1, novembro de 2015 a março/2016. Desse modo, a classificação final é da alteração em relação ao aumento das concentrações de manganês é Categoria A.

Ao longo do tempo (Figura 36), dados na Categoria C apresentaram percentuais menores do que em P1, e os percentuais de Categoria A dominaram ainda mais, o que indica que as alterações tendem a reduzir. Os dados referentes as amostras de superfície apresentam percentuais, após P3, de 100% na classe Categoria A. Para os dados de fundo, ainda em P4 foram observados dados na classe Categoria C em alguns compartimentos, essas concentrações dependendo das condições meteoceanográficas podem se deslocar na coluna d'água podendo interferir nos dados de superfície também.

Figura 35 – Classificação das alterações para o manganês total no ambiente costeiro.

Figura 36 – Tendência das alterações para o manganês total no ambiente costeiro.



2.1.4.9 Mercúrio total

Os dados de mercúrio total pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C e são apresentados para cada compartimento definido na Figura 37. Os dados apresentados foram medidos na área marinha adjacente a foz do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQOS), pelo Lactec e por outras instituições após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018. Note-se que os gráficos se encontram em escala logarítmica, que não existem dados disponíveis para o compartimento 5-F entre novembro de 2015 e agosto de 2017, e que foram coletados dados no compartimento 5-E somente até agosto de 2017.

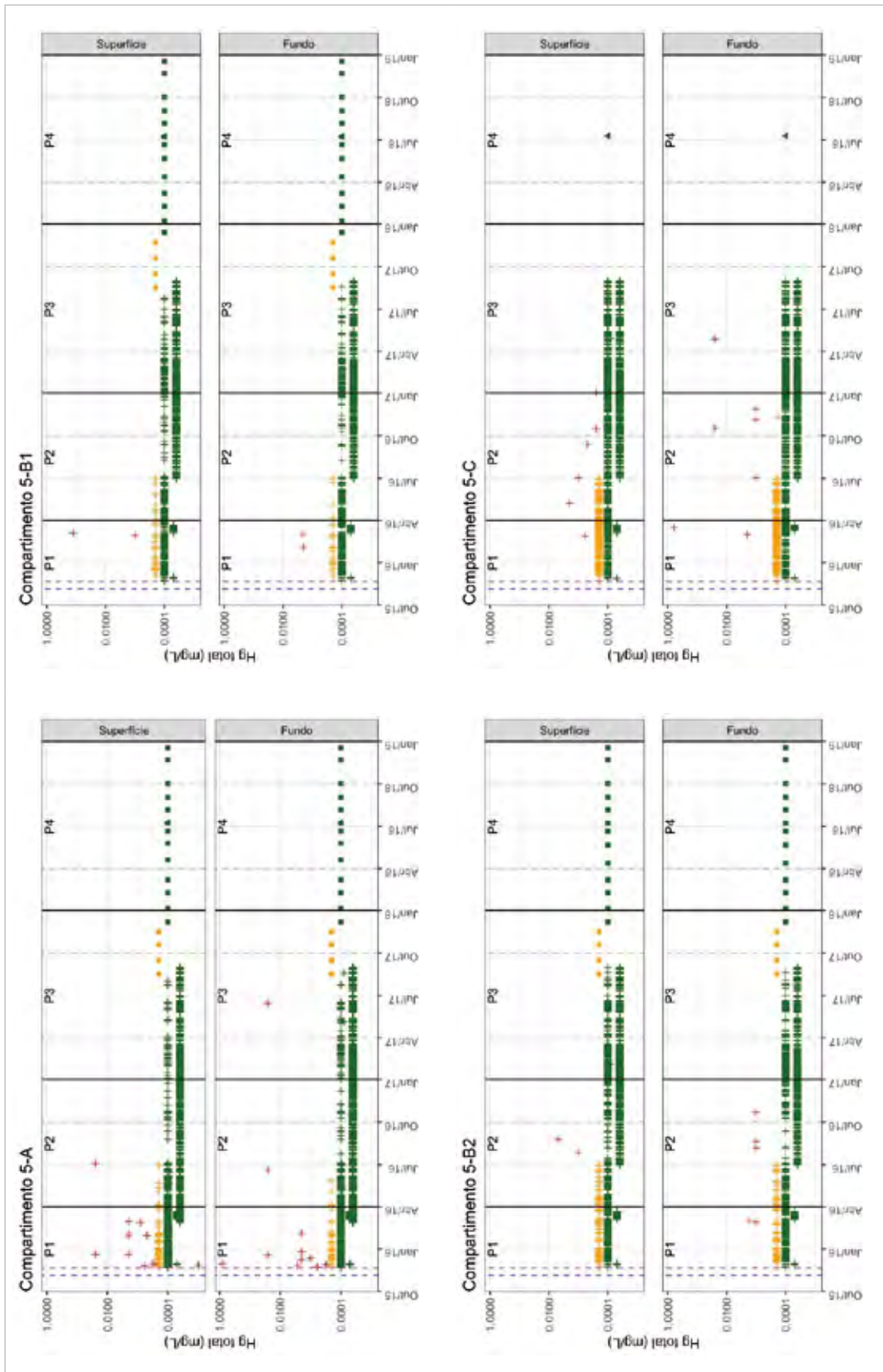
Conforme citado na metodologia, os dados de mercúrio total foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado nas adjacências da foz do rio Doce (0,0001 mg/L) e de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA Nº357/2005 para águas salinas (0,0002 mg/L).

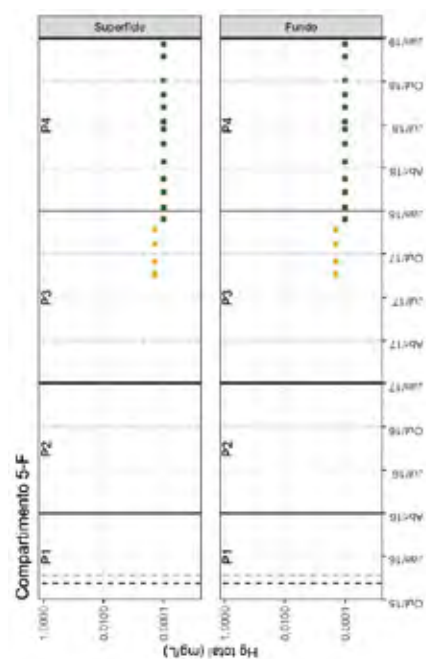
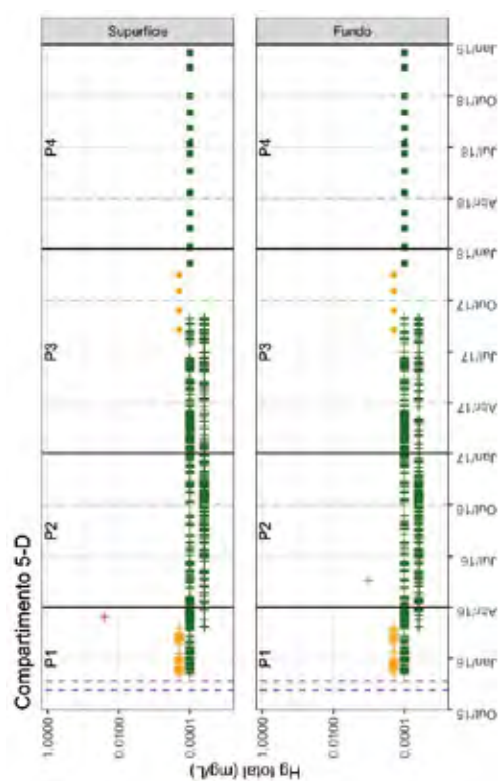
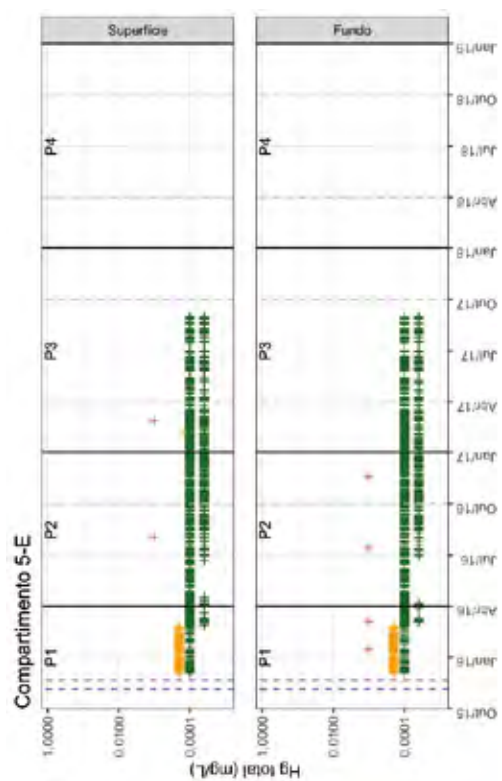
O primeiro período (P1 – 21 de novembro/2015 até março/2016) foi o único dentre os períodos definidos na segmentação temporal que apresentou valores passíveis na classificação Categoria C, com exceção de um dado esporádico no período P2 no compartimento 5-B2. Em P1 as concentrações de mercúrio total em dados de fundo chegaram a atingir concentrações de até 0,882 mg/L em 30/11/2015 no compartimento 5-A, superando o máximo histórico em até 8.800 vezes e o limite da resolução CONAMA Nº357/2005 em 4.400 vezes. Os máximos dos dados de superfície foram menores neste período do que os dados de fundo, chegando a atingir até 0,1262 mg/L no compartimento 5-B1, superando o máximo histórico em aproximadamente 1.000 vezes e a classe 1 da CONAMA em 500 vezes. Ressalta-se que nestas ordens de grandeza foram registrados pouquíssimos dados dentro do banco de dados analisado, a maior parte das concentrações mais altas esteve entre 0,001 e 0,025 mg/L. Mesmo estes valores passíveis da classificação Categoria C, também foram registrados em uma quantidade de dados muito pequena em relação ao total medido no período P1.

É importante destacar que no compartimento 5-D e 5-E não foram observados dados classificados na Categoria C, mesmo assim como as amostragens são específicas de uma localização apenas, não é possível afirmar com base nos dados de qualidade da água se os organismos presentes na APA Costa das Algas podem ter sido ou não afetados pelas alterações nas concentrações de mercúrio total.

Após P1, percebeu-se ao longo do tempo que praticamente todos os dados apresentaram a classificação Categoria A (valores abaixo do máximo histórico e abaixo do limite legislado) em todos os compartimentos, tanto para os dados de superfície quanto para os dados de fundo. É importante ressaltar que mesmo que concentrações elevadas de mercúrio total não tenham permanecido por muito tempo na coluna d'água, a situação observada já pode ter sido suficiente para a assimilação do elemento pela biota aquática.

Figura 37 – Classificação dos dados de mercúrio total nos sete compartimentos da área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).





A classificação das alterações referentes ao aumento de mercúrio total na água ao longo dos compartimentos em P1 é apresentada na Figura 38, enquanto que a evolução das alterações durante os períodos monitorados é apresentada na Figura 39.

De acordo com a referida figura, mesmo com a ocorrência de dados na Categoria C em P1, o percentual predominante foi o relacionado à Categoria A nos compartimentos 5-A, 5-B1 e 5-B2 e 5-D. Desse modo, a classificação final é de alteração Categoria A para estes compartimentos. Já para os compartimentos 5-C e 5-E, verificou-se predomínio da classe “Categoria B” entre dezembro/2015 e fevereiro/2016. Cabe ressaltar, no entanto, que a ocorrência de dados na “Categoria B” nestes compartimentos está ligada ao limite de quantificação utilizado nas análises laboratoriais (0,0002 mg/L), que é superior as concentrações máximas históricas (0,0001 mg/L), não sendo possível relacionar estes resultados diretamente com o rompimento da barragem do Fundão, de forma que a classificação final das alterações para este indicador é na “Categoria A” em todos os compartimentos.

Com o passar do tempo, a categoria de alteração Categoria A ocorreu para 100% dos dados analisados, com exceção dos dados coletados pelo PMQQS da Renova entre agosto e dezembro de 2017 que foram utilizados um limite de quantificação mais alto e provavelmente refletem condições Categoria A.

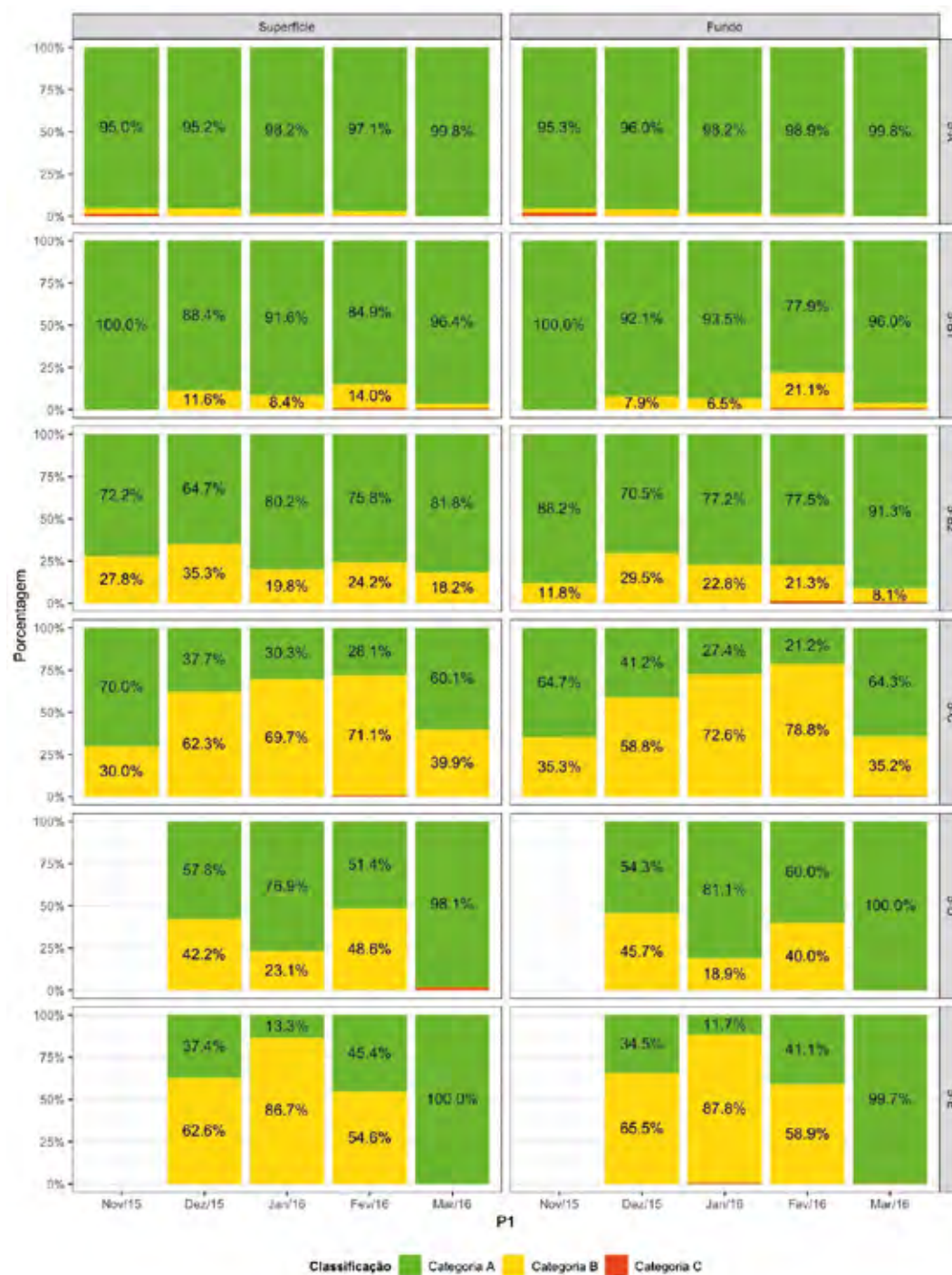
Figura 38 – Classificação das alterações para o mercúrio total no ambiente costeiro.

Figura 39 – Tendência das alterações para o mercúrio total no ambiente costeiro.



2.1.4.10 Níquel total

Os dados de níquel total pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C e são apresentados para cada compartimento definido nos gráficos da Figura 40. Os dados apresentados foram medidos na área marinha adjacente à foz do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Lactec e por outras instituições, após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018. Note-se que não existem dados disponíveis para o compartimento 5-F entre novembro de 2015 e agosto de 2017, e que foram coletados dados no compartimento 5-E somente até agosto de 2017.

Na maior parte do período P1, logo após a chegada da pluma de rejeitos, não foram realizadas medições de níquel total pela Samarco ou Fundação Renova na área marinha adjacente à foz do rio Doce, visto que o monitoramento desta variável começou em 27 de fevereiro de 2016, após a revisão do TCSA (GOLDER, 2017). Os dados no período P1 para este parâmetro são compostos principalmente por dados oriundos da UFES (2017), que representam as condições na foz do rio Doce nos compartimentos 5-A, 5B e 5C, e também pelos dados da Renova Emergencial de 27 de fevereiro/2016 até o final de março/2016. Ressalta-se que não foram obtidos os dados brutos originados pela UFES (2017). Os dados apresentados representam as máximas e médias que possivelmente ocorreram nestes compartimentos, visto que os resultados foram retirados diretamente dos relatórios emitidos pela equipe da universidade.

Em relação aos demais indicadores apresentados até o momento, observa-se que o níquel total, assim como o cobre dissolvido, foi monitorado em menor frequência, de modo que resultou um número menor de observações. Durante a maior parte do tempo, o limite de quantificação (LQ) utilizado para determinação de níquel total foi superior ao máximo histórico registrado na linha base, fazendo com que grande parte dos dados seja classificado na Categoria B, prejudicando a quantificação para classificação geral da alteração. Assim, a avaliação dos resultados deste indicador teve caráter qualitativo e não quantitativo, como para os demais indicadores. Desse modo, não foi apresentado o gráfico de proporções de categorias ao longo do tempo e dos compartimentos.

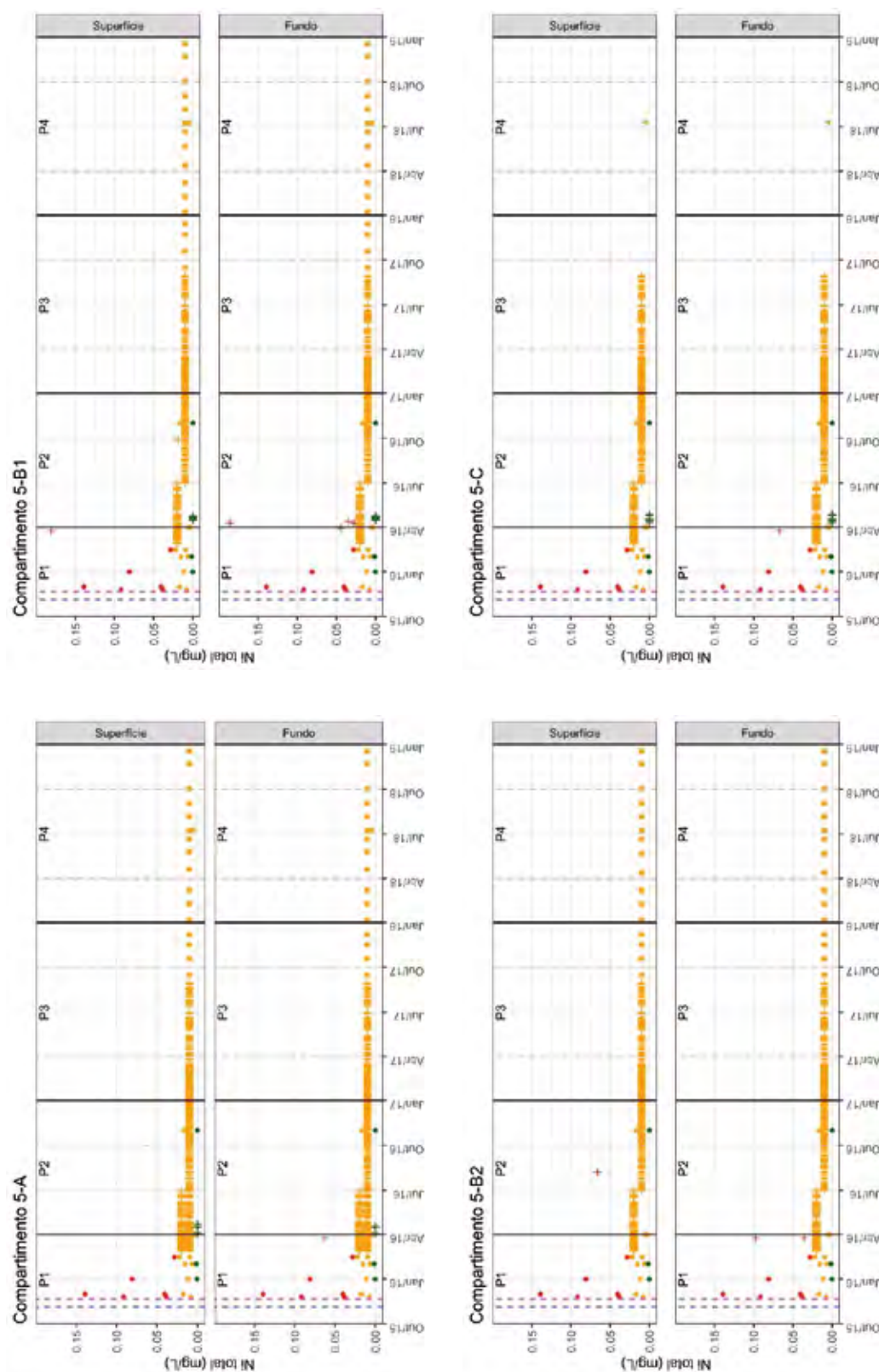
Conforme citado na metodologia, os dados de níquel total foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado nas adjacências da foz do rio Doce (0,0020 mg/L) e de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA Nº357/2005 para águas salinas (0,025 mg/L). Ressalta-se que os limites de quantificação nas análises contratadas pela Fundação Renova no início do PMQQS e pelo Lactec, variaram entre de 0,005 e 0,01mg/L, limites de quantificação acima do valor máximo encontrado na linha-base (0,002mg/l). Assim, não é possível confirmar se maior parte dos dados de níquel esteve abaixo ou acima dos valores da linha-base.

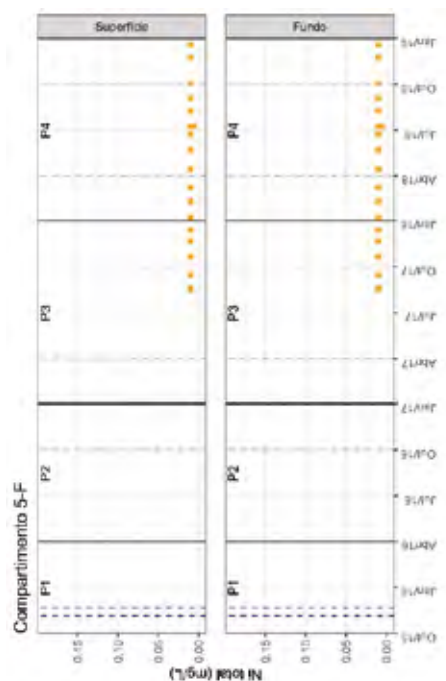
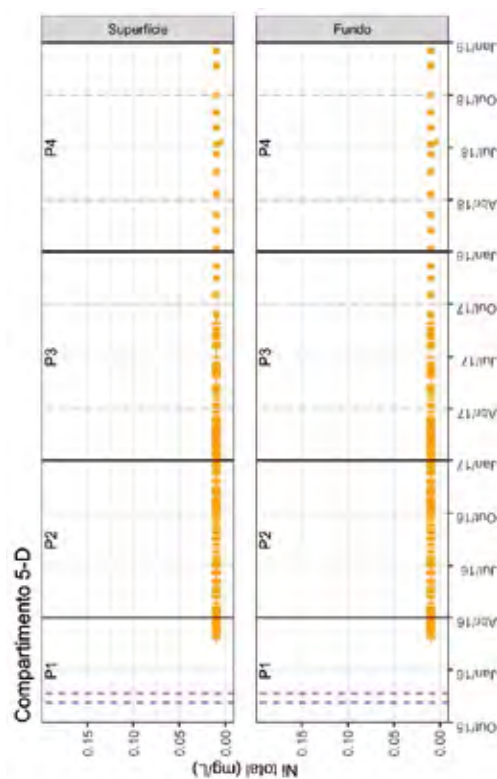
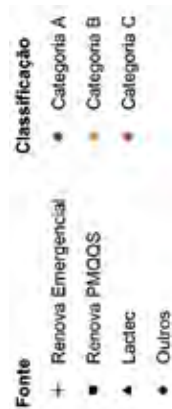
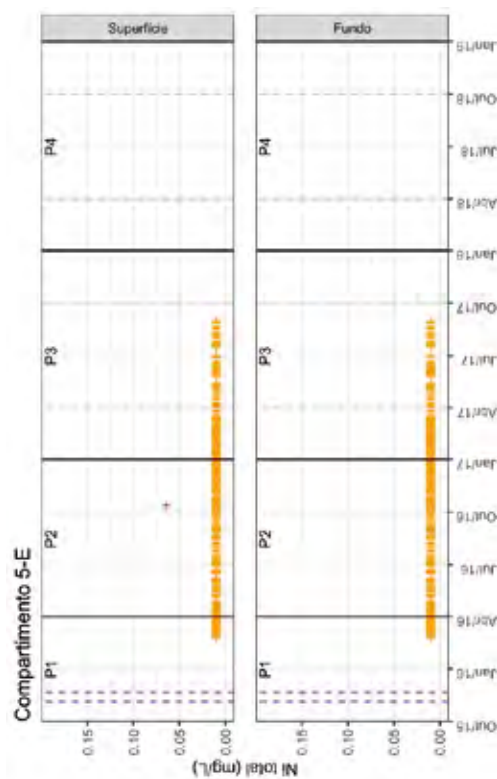
O primeiro período (P1 – 21 de novembro/2015 até março/2016) apresentou dados passíveis na classificação Categoria C principalmente nos compartimentos 5-A, 5-B1, 5-B2, 5-C, sendo os dados nesta classificação originados principalmente pela UFES logo após o desastre. Os máximos encontrados neste período atingiram 0,1390 mg/L em dezembro de 2015, valor que supera o limite da CONAMA em 50 vezes e a concentração máxima encontrada na linha-base em quase 70 vezes.

Após P1, percebeu-se ao longo do tempo que a maior parte dos dados apresentaram a classificação Categoria B (valores acima do máximo histórico e abaixo do limite legislado) em todos os compartimentos, tanto para os dados de superfície quanto para os dados de fundo, devido a fatores relacionados aos limites de detecção e o máximo encontrado na linha-base. Alguns dados de níquel total apresentaram concentrações esporádicas passíveis da classificação Categoria C em P2 (5-B1, 5-B2, e 5-E). O compartimento 5-B1, ao norte da foz do rio Doce, apresentou mais dados na classificação Categoria C do que o compartimento mais próximo a foz (5-A) e que o compartimento localizado logo ao sul da foz do rio Doce (5-C), somente em amostras de fundo, indicando que através da ressuspensão de sedimento do leito marinho possivelmente o níquel total foi liberado para a coluna d'água. Ressalta-se que o compartimento 5-B1 é um dos locais preferenciais para a deposição da fração de finos dos sólidos oriundos da barragem de rejeito no mar. Conforme observado no item 2.4.2, há indicação que estas alterações nas concentrações podem estar relacionadas ao desastre.

É importante ressaltar que mesmo que concentrações elevadas de níquel total não tenham permanecido por muito tempo na coluna d'água, a situação observada já pode ter sido suficiente para a assimilação do elemento pela biota aquática.

Figura 40 – Classificação dos dados de níquel total nos sete compartimentos da área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).





2.1.4.11 Zinco total

Os dados de zinco total pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C e são apresentados para cada compartimento definido nos gráficos da Figura 41. Os dados apresentados foram medidos na área marinha adjacente a foz do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Lactec e por outras instituições, após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018. Note-se que os gráficos se encontram em escala logarítmica, que não existem dados disponíveis para o compartimento 5-F entre novembro de 2015 e agosto de 2017, e que foram coletados dados no compartimento 5-E somente até agosto de 2018. Note-se que os gráficos se encontram em escala logarítmica.

Conforme citado na metodologia, os dados de zinco total foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado nas adjacências da foz do rio Doce (0,0820 mg/L) e de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA Nº357/2005 para águas salinas (0,09 mg/L).

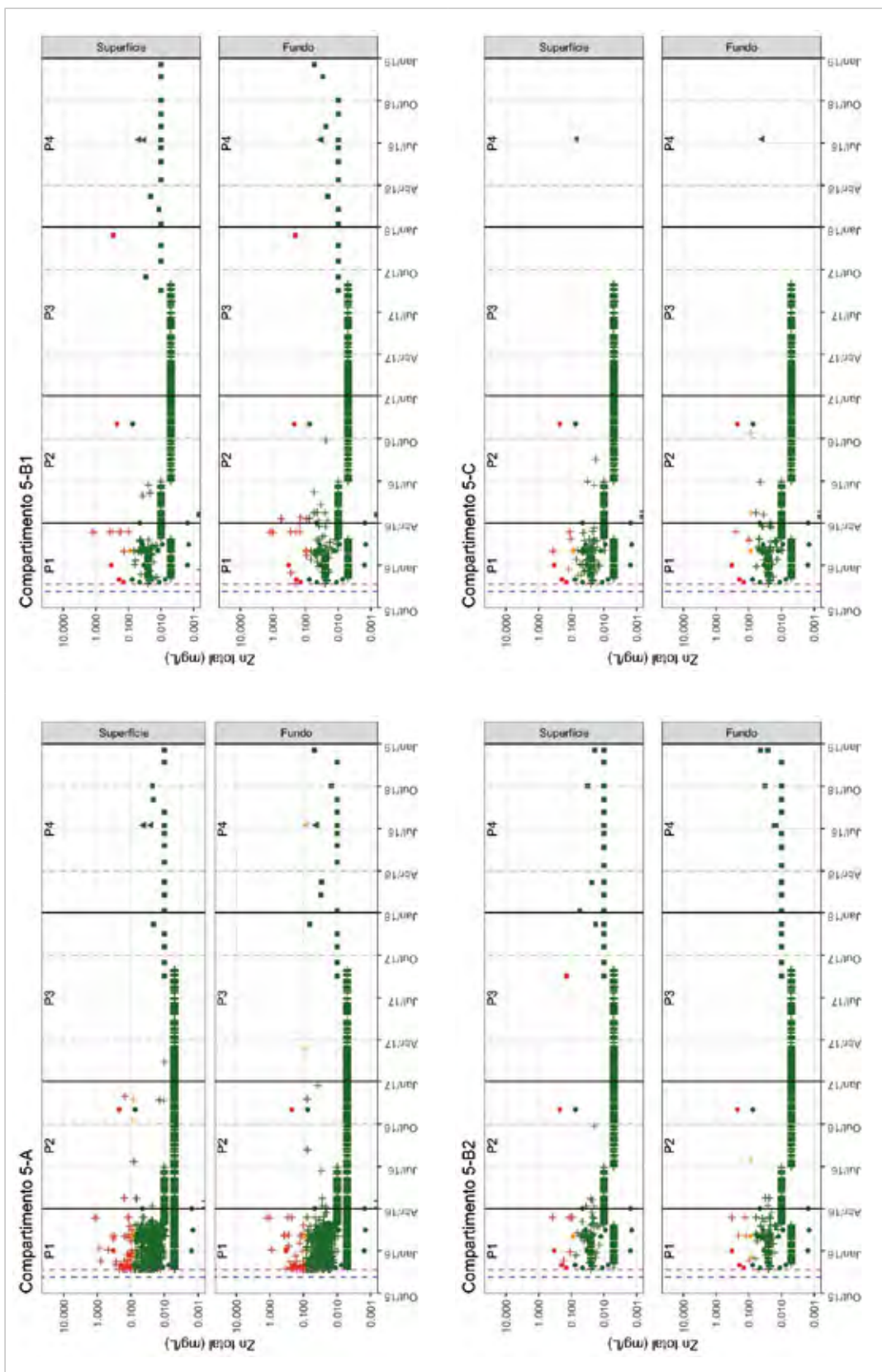
O primeiro período (P1 – 21 de novembro/2015 até março/2016) apresentou valores classificados na Categoria C em todos os compartimentos analisados, com maior quantidade de dados nesta classificação no compartimento 5-A e 5-B1. O valor mais alto de zinco total neste período foi encontrado no compartimento 5-D, onde atingiu uma concentração de 26,6 mg/L, aproximadamente 300 vezes superior ao limite da resolução supracitada e ao máximo encontrado na linha base. Entretanto cabe destacar que este valor está em uma ordem de grandeza superior ao restante dos dados coletados no mesmo período, indicando um valor anômalo, que deve ser tratado com ressalvas. Além desse valor, concentrações mais elevadas de zinco total foram encontradas em P1 no dia 12/03/2016, onde diversas amostras nos compartimentos 5-A e 5-B1 apresentaram resultados entre 0,985 e 1,219 mg/L, excedendo as concentrações máximas registradas no período da linha base e da CONAMA em aproximadamente 12 vezes. É importante destacar que no primeiro período no compartimento 5-D e 5-E também foram observados dados classificados na Categoria C indicando que os organismos presentes na APA Costa das Algas podem ter sido afetados pelas alterações nas concentrações de zinco total.

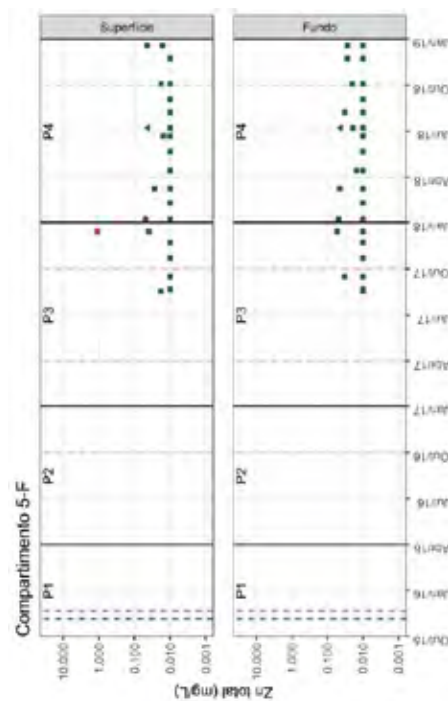
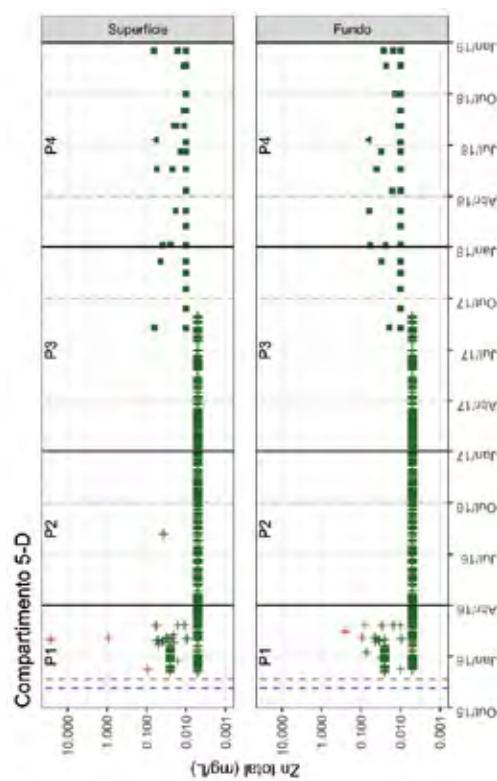
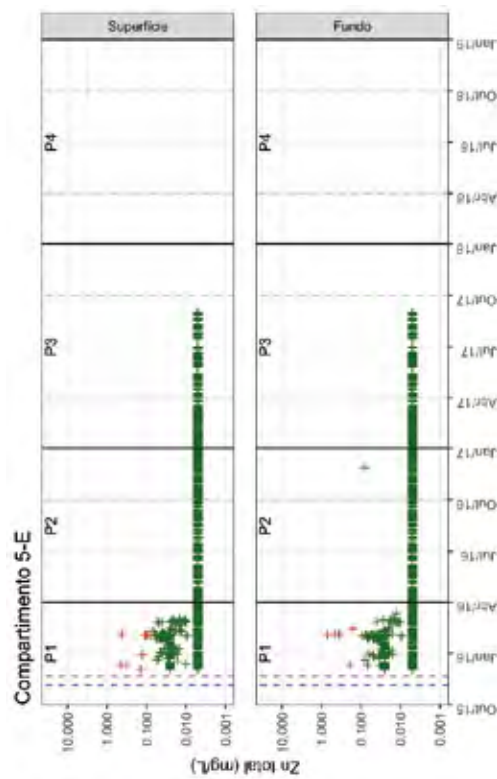
Após P1, percebeu-se ao longo do tempo uma diminuição dos dados classificados nas categorias B e C, sendo que os compartimentos 5-A, 5-B1, 5-B2, 5-C e 5-F apresentaram pelo menos um valor nestas classificações após P1. Os compartimentos 5-D e 5-E apresentaram todos os dados na classificação Categoria A após P1.

Com exceção dos compartimentos 5-A e 5-B1, que em P2 ainda apresentaram uma quantidade considerável de dados nestas classificações. Após P2, todos os compartimentos tiveram a maior parte dos dados classificados na Categoria A.

Nos gráficos apresentados, é possível verificar que os dados oriundos de amostras de superfície acompanham os dados das amostras de fundo, ou seja, quando temos uma elevação das concentrações zinco total na superfície, geralmente também pode ser verificado um aumento nas concentrações de zinco total nas amostras de fundo.

Figura 41 – Classificação dos dados de zinco total nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).





A classificação das alterações referentes ao aumento de zinco total na água ao longo dos compartimentos em P1 é apresentada na Figura 42, enquanto que a evolução das alterações entre os períodos de monitoramento é apresentada na Figura 43.

De acordo com a referida figura, a Categoria A (ocorrência de valores abaixo do máximo histórico e do limite legislado) ocorreu em maior percentual no período P1, novembro/2015 a março/2016. Desse modo, a classificação final da alteração é Categoria A.

Ao longo do tempo (Figura 43), foram encontrados somente valores pontuais nas categorias B e C, podendo indicar que as concentrações de zinco total na área marinha podem estar sendo influenciadas pela disponibilização de zinco a coluna d'água através da ressuspensão de sedimento ou rejeito oriundo do desastre ou pelo próprio aporte do rio Doce. Desta maneira, de forma conservadora não é possível indicar que as alterações cessaram, sendo necessária a continuidade do monitoramento neste ambiente para confirmar essa possibilidade.

Figura 42 – Classificação das alterações para o zinco total no ambiente costeiro.

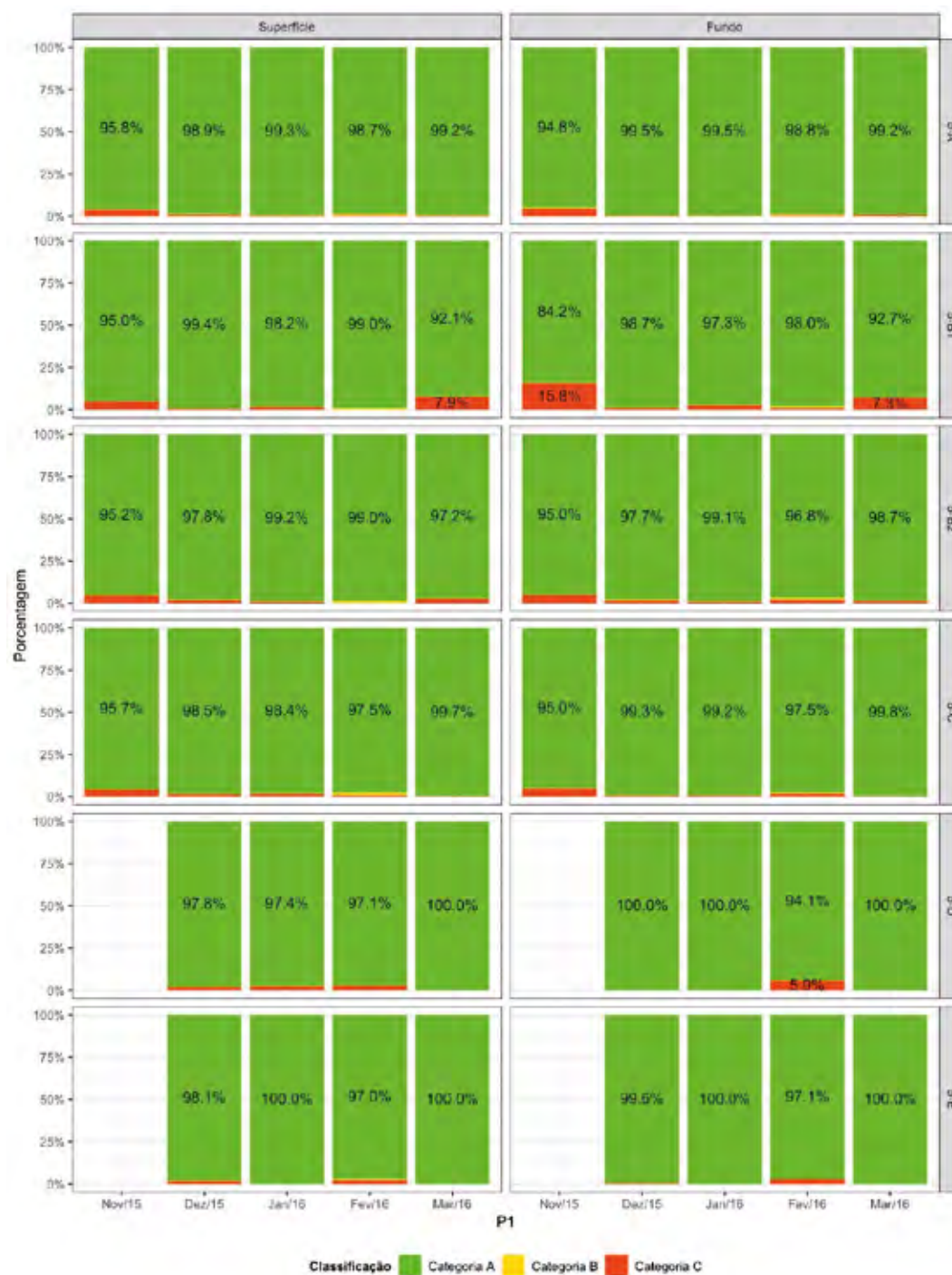


Figura 43 – Tendência das alterações para o zinco total no ambiente costeiro.



2.1.4.12 Síntese do dano “aumento da concentração de EPTs na água”

Nos meses entre novembro de 2015 e março de 2016, período adotado para a definição da gravidade do dano, os indicadores utilizados apresentaram predominantemente dados na Categoria A (Tabela 11) em todos os compartimentos avaliados (5-A, 5-B1, 5-B2, 5-C, 5-D e 5-E), com exceção do indicador alumínio dissolvido, que apresentou dados predominantemente na classificação Categoria B nos compartimentos mais próximos a foz (5-A, 5-B1, 5-B2 e 5-C) em pelo menos um dos meses do período definido.

Entretanto, o indicador alumínio dissolvido não demonstrou ser um bom indicador do dano, visto a maior parte dos dados apresentou as concentrações no entorno da foz do rio Doce acima do limite da Classe 1 do CONAMA, porém abaixo das concentrações registradas na região no período pré-desastre, não podendo assim relacionar única e diretamente os dados na Categoria B com o evento. Além disso, os indicadores cobre dissolvido e níquel total também não demonstraram ser indicadores adequados do dano, visto que os limites de quantificação utilizados para determinação das concentrações destes elementos foram superiores as concentrações máximas registradas no período pré-desastre, fazendo com que os dados registrados como abaixo do limite de quantificação sejam classificados na Categoria B. Assim, para definição do dano em relação ao aumento da concentração de EPTs na água não foram considerados os indicadores alumínio dissolvido, cobre dissolvido e níquel total.

Desse modo, com base nos resultados na avaliação dos indicadores arsênio total, cádmio total, chumbo total, cromo total, ferro dissolvido, manganês total, mercúrio total e zinco total, o dano em questão foi considerado “Pouco Grave” em todos os compartimentos da região marinha (Tabela 11).

Vale ressaltar que todos esses indicadores, mesmo que por pouco tempo, apresentaram dados na classificação Categoria C no período P1, principalmente nos compartimentos mais próximos a foz do rio Doce (5-A, 5-B1, 5-B2 e 5-C), na Tabela 11 pode ser visualizado quantas vezes as concentrações registradas no período pós-desastre superaram os limites da Classe 1 da Resolução CONAMA Nº 357/2005 e os máximos históricos registrado na linha-base. A maior parte destes indicadores que apresentaram alterações momentâneas estão dentre os EPTs associados ao rejeito com maior potencial de efeito negativo a biota aquática, bem como apresentam a possibilidade de acumulação nos organismos e magnificação ao longo da cadeia trófica. Desta forma, mesmo que as alterações na qualidade da água tenham sido por pouco tempo, os possíveis danos a biota aquática em relação a estes parâmetros podem ter sido significativos, a seção de Ecotoxicologia (Capítulo 7 do TOMO I – Contextualização) irá abordar estes possíveis efeitos e corroborar na análise do dano associado a EPTs na biota aquático como um todo.

Tabela 11 – Gravidade do dano de aumento das concentrações de EPTs na água.

Indicador	Nº de vezes acima da Classe 1	Nº de vezes acima da linha base	Classificação da alteração por compartimento	Gravidade do dano por compartimento
Alumínio dissolvido	2	12	Sem classificação	Pouco Grave (Compartimentos 5-A, 5-B1 5-B2, 5-C, 5-D e 5-E)
Arsênio total	130	20	Categoria A	
Cádmio total	202	92	Categoria A	
Cobre dissolvido	10	20	Sem classificação	
Cromo total	5	9	Categoria A (5-A, 5-B1, 5-B2 e 5-C)	
Ferro dissolvido	29	24	Categoria A	
Mercurio total	4410	8820	Categoria A	
Manganês total	46	60	Categoria A	
Níquel total	50	70	Sem classificação	
Chumbo total	74	44	Categoria A	
Zinco total	296	324	Categoria A	

De um modo geral, a partir da análise dos resultados dos indicadores com o passar do tempo, o dano relativo ao aumento das concentrações de EPTs na água tendeu a reduzir em relação à situação observada em P1 (novembro/2015 a março/2016).

Visto que os rejeitos oriundos da barragem de Fundão ainda se encontram depositados no leito dos corpos hídricos, nos barramentos e no leito oceânico, com possibilidade de ressuspensão para a coluna d'água e de atingir a região marinha, o dano em questão foi considerado parcialmente reversível nos ambiente marinhos.

2.1.5 CONCLUSÕES

Foram avaliados e quantificados os danos à qualidade das águas no ambiente marinho decorrentes da chegada da lama de rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão conforme a sua gravidade, abrangência e tendência de evolução. Foram mensurados os seguintes danos: aumento das concentrações de sólidos na água, redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água e o aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) na água.

A avaliação das diferenças entre a qualidade das águas pré e pós-desastre foi realizada por meio da comparação dos máximos históricos pré-desastre com os dados analisados no período após a chegada da pluma de rejeitos na região costeira. Em conjunto foi realizada a avaliação das concentrações encontradas no período pós-desastre em relação aos padrões estabelecidos na CONAMA Nº 357/2005, visando verificar se foram encontradas concentrações pós-desastre que suplantaram os padrões estabelecidos nesta resolução. A avaliação das concentrações dos indicadores em relação aos níveis de potencial efeito a biota aquática foi realizada a partir dos padrões da Resolução CONAMA Nº 357/2005, cujos padrões são baseados em níveis de efeito a biota aquática.

Importante ressaltar que os padrões estabelecidos na legislação brasileira são, muitas vezes, menos restritivos que normativas internacionais, sendo assim, a ocorrência de valores dentro dos limites da resolução CONAMA nº 357/2005 ainda pode ter causado efeitos negativos a biota aquática. Tais efeitos serão mensurados nas avaliações realizadas na seção de ecotoxicologia.

De forma geral, ao comparar os danos no ambiente marinho com os danos no ambiente estuarino e principalmente no ambiente fluvial, é possível verificar que as concentrações dos indicadores utilizados foram mais reduzidas no ambiente marinho e os danos apresentaram classificações mais brandas de acordo com a metodologia empregada, ou seja, as alterações na qualidade das águas no ambiente marinho não foram tão intensas quanto no ambiente fluvial e estuarino. Tal comportamento pode ser explicado pela grande capacidade de diluição do ambiente marinho, a pluma ao atingir este ambiente se dispersou ao longo da região de acordo com a vazão do Rio Doce, ventos, correntes e direção de ondas (ICMBIO, 2017b; modelagem apresentada no Capítulo 6.5 do TOMO I – Contextualização). A pluma demonstrou uma maior intensidade nas proximidades da foz do rio Doce, e ao se distanciar desta, passou a apresentar intensidades menores (GOLDER, 2016; IMCBIO, 2017; MAGRIS et al., 2019; modelagem apresentada no Capítulo 6.5 do TOMO I – Contextualização). De acordo com os dados analisados neste relatório, é possível verificar que a maior intensidade da pluma está associada aos maiores níveis de turbidez e às maiores concentrações de EPTs, que também foram registrados na região mais próxima à foz do rio Doce (compartimentos 5-A, 5-B1 e 5-B2).

Quanto ao aumento das concentrações de sólidos, registrou-se para o indicador turbidez um aumento dos níveis em relação a linha base, atingindo concentrações de até 5.140 UNT no compartimento mais próximo a foz do rio Doce (5-A), aproximadamente 50 vezes superior ao valor máximo registrado na linha base (89 UNT). Com o aumento da distância em relação à foz do rio Doce, a ordem de grandeza dos valores se reduziu, mas ainda foram registrados níveis de turbidez até 6 vezes acima do máximo histórico nos compartimentos 5-C e 5-E, o último localizado dentro da APA Costa das Algas. A classificação final do dano, de acordo com a escala de gravidade, foi de gravíssimo no compartimento mais próximo a foz (5-A) e no restante dos compartimentos a classificação foi de pouco grave. Conforme mencionado anteriormente, os dados de turbidez indicam que as alterações significativas ocorreram na região mais próximas a foz, estando de acordo com as inspeções visuais realizadas pelo ICMBio (2017b) e por Golder (2016), bem como com a modelagem de dispersão da pluma apresentada no Capítulo 6.5 do TOMO I – Contextualização. Apesar de não serem mais observados valores da ordem de grandeza registrada logo após o desastre, valores superando os máximos históricos ainda foram registrados nos períodos subsequentes a P1 (anos de 2016, 2017 e 2018) em todos os compartimentos, sendo que no compartimento 5-A esses valores foram mais frequentes. Desse modo, foi considerado que o dano aumento da concentração de sólidos na água tende a reduzir.

Em relação ao oxigênio dissolvido, com a chegada da lama na foz do rio Doce, foram observadas concentrações de OD abaixo dos limites da Classe 1 (6 mg/L) e do mínimo histórico observado (4,1 mg/L) em todos os compartimentos analisados, com valores mais reduzidos predominando nos compartimentos mais próximos a foz (5-A, 5-B1, 5-B2, 5-C). Importante destacar uma possibilidade de erro nas medições de oxigênio dissolvido até de 27 de fevereiro de 2016, quando ocorreu a alteração na metodologia no monitoramento da qualidade da água devido a revisão do TCSA (GOLDER, 2017), a partir desta data praticamente não foram mais registrados dados classificados como Categoria C, o que pode ter influenciado em uma possível superestimativa do dano. De qualquer forma, o dano para este indicador foi interpretado considerando o banco de dados recebido, que indicou que em todos os compartimentos do ambiente marinho o dano quanto a redução das concentrações de oxigênio dissolvido foi grave. Ao longo do tempo foram registrados dados na classificação Categoria B e Categoria C no

ambiente marinho, inclusive em P4 (2018), porém o percentual destes dados se manteve relativamente constante nas segmentações temporais avaliadas, ou seja, nem tenderam a aumentar nem a reduzir, o que pode indicar que eles ocorrem naturalmente nos compartimentos avaliados. Considerando também que foi verificado que o dano na parte de águas fluviais e na parte estuarina do rio Doce cessou, reforça-se a tendência que os valores classificados na Categoria B não estejam relacionados com o desastre. Desta maneira considerou-se que, em todos os compartimentos do ambiente marinho, o dano cessou.

Com relação ao dano relacionado ao aumento da concentração de EPTs na água, foram avaliados os seguintes indicadores: alumínio dissolvido, arsênio total, cádmio total, chumbo total, cobre dissolvido, cromo total, ferro dissolvido, manganês total, mercúrio total, níquel total e zinco total. Diferentemente dos ambientes fluviais e estuarino, em relação à magnitude das alterações dos indicadores, nenhum indicador deste dano apresentou classificação de alteração na Categoria C, ou seja, os dados de nenhum indicador estiveram predominantemente acima do limite legislado e do máximo histórico da linha base em pelo menos um dos meses do período P1 (novembro/2015 a março/2016). Alteração classificada como Categoria B, ocorreu apenas para o indicador alumínio dissolvido nos compartimentos mais próximos a foz (5-A, 5-B1, 5-B2 e 5-C), entretanto este indicador não demonstrou ser um bom indicador do dano, visto a maior parte dos dados apresentou as concentrações no entorno da foz do rio Doce acima do limite da Classe 1 do CONAMA, porém abaixo das concentrações registradas na região no período pré-desastre, não podendo assim relacionar única e diretamente os dados na Categoria B com o evento. Além do alumínio dissolvido, os indicadores cobre dissolvido e níquel total também não demonstraram ser indicadores adequados do dano. Assim, para definição do dano em relação ao aumento da concentração de EPTs na água não foram considerados os indicadores alumínio dissolvido, cobre dissolvido e níquel total.

A classificação do dano aumento da concentração de EPTs na água foi baseada nos indicadores arsênio total, cádmio total, chumbo total, cromo total, ferro dissolvido, manganês total, mercúrio total e zinco total. Todos esses indicadores apresentaram dados predominantemente na Categoria A em todos os meses do período P1 (novembro/2015 a março/2016) nos compartimentos avaliados, dessa forma a classificação deste dano é pouco grave em todos os compartimentos do ambiente marinho (5-A, 5-B1, 5-B2, 5-C, 5-D e 5-E). Ressalta-se que todos esses indicadores apresentaram concentrações classificadas na Categoria C, sendo que as maiores concentrações foram registradas nos compartimentos mais próximos da foz do rio Doce, indicando que as alterações, mesmo que momentâneas, ocorreram com maior intensidade nesta região. De forma a ilustrar essas alterações que ocorreram por pouco tempo, as concentrações de chumbo total chegaram a superar o máximo histórico em até 40 vezes em 31/01/2016 e as concentrações de manganês chegaram a superar os máximos históricos em até 60 vezes logo após a chegada da pluma de rejeitos ao mar em 22/11/2015. A maior parte destes indicadores que apresentaram alterações momentâneas estão dentre os EPTs associados ao rejeito com maior potencial de efeito negativo a biota aquática, bem como apresentam a possibilidade de acumulação nos organismos e magnificação ao longo da cadeia trófica. Desta forma, mesmo que as alterações na qualidade da água tenham sido de forma efêmera, os possíveis danos a biota aquática em relação a estes parâmetros podem ter sido significativos, a seção de ecotoxicologia (Capítulo 7

do TOMO I – Contextualização) irá abordar estes possíveis efeitos e corroborar na análise do dano associado a EPTs na biota aquático como um todo.

Quanto a evolução do dano, de um modo geral, a partir da análise dos dados dos indicadores, foi verificado uma redução na frequência de concentrações nas classes Categoria B e Categoria C com o passar do tempo em relação à situação observada em P1 (novembro/2015 a março/2016), de forma que se considera que o dano aumento da concentração de EPTs na água tende a reduzir.

Essas alterações classificadas nas categorias B e C ainda podem estar relacionadas ao desastre devido a possibilidade de ressuspensão de sedimento marinho afetado pela deposição do rejeito ou do rejeito depositado nos barramentos e no leito do rio Doce, disponibilizando assim contaminantes para a coluna d'água, de forma que se considera que este dano é parcialmente reversível no ambiente marinho.

2.2 DANOS ÀS COMUNIDADES PLANCTÔNICAS

Os dados descritos a seguir referem-se à avaliação dos danos às comunidades planctônicas que englobam organismos, na maior parte das vezes, microscópicos, e que vivem na coluna da água com capacidade de locomoção limitada. Dentre os organismos que fazem parte desse grupo, deu-se ênfase ao fitoplâncton e ao zooplâncton, que estão detalhados nos próximos itens. Resultados para o ictioplâncton são apresentados no capítulo 7, item 7.1.1.

Os organismos planctônicos formam a base da teia trófica dos ecossistemas aquáticos (BONECKER et al., 2002), além de serem integradores e sensíveis a diferentes alterações na coluna de água e responderem rapidamente a mudanças ambientais (TENENBAUM, 2006). Por estes motivos, as comunidades planctônicas vem sendo cada vez mais utilizadas como principal ferramenta nos estudos de avaliação de impacto ambiental em ecossistemas aquáticos (VILLAC, 1990). Neste contexto foi avaliada a comunidade fitoplanctônica (produtores) e a comunidade zooplanctônica (consumidores).

O fitoplâncton marinho é composto por microrganismos fotossintetizantes e unicelulares que ocorrem em maior abundância nas áreas costeiras, especialmente nos 50 m superiores da coluna d'água (LANGLOIS; SMITH, 2001; SIMON et al., 2009). Nestes locais, a drenagem continental e a ressuspensão de nutrientes pela ação de marés, ondas e eventos de ressurgência ocasionam maior produtividade primária do que em regiões oceânicas, pobres em nutrientes. Diatomáceas, dinoflagelados e haptófitas são os principais componentes do fitoplâncton em áreas de plataforma continental (SIMON et al., 2009). Em geral, as microalgas marinhas são cosmopolitas, e dependem das correntes oceânicas para deslocamento até áreas adequadas à sua sobrevivência e crescimento (LANGLOIS; SMITH, 2001).

O fitoplâncton desempenha importante papel na ecologia e no funcionamento dos ecossistemas, contribuindo com quase a metade da produção primária mundial e servindo de recurso alimentar para uma enorme variedade de organismos aquáticos (NOT et al., 2012). A estrutura e dinâmica do fitoplâncton marinho são controladas, principalmente, pela disponibilidade de nutrientes inorgânicos (ex. nitrogênio, fósforo, sílica e ferro) no ambiente (VOULOT, 2006). Em resposta a certas condições de luz, temperatura e nutrientes, algumas espécies do fitoplâncton podem ocorrer em elevado número celular (floração) e causar impactos econômicos, ambientais e à saúde humana. Esses eventos de

floração podem danificar as brânquias ou obstruir os sistemas de filtração dos peixes, ocasionar anóxia na coluna d'água devido à alta taxa de decomposição celular, e causar à morte de organismos marinhos pelo acúmulo de toxinas produzidas por algumas espécies (LANGLOIS; SMITH, 2001; OLIVEIRA et al., 2010).

Em contrapartida, o zooplâncton é um grupo de organismos encontrados na coluna da água, bastante heterogêneo, possuindo representantes de quase todos os Filos animais (RUPERT; BARNES, 1996; TAIT; DIPPER, 1998). A maior parte dos organismos é microscópica, mas alguns organismos gelatinosos, como as águas-vivas podem atingir de centímetro a metros de comprimento (ALCARAZ; CALBET, 2003).

Este grupo de organismos pode ser dividido em: holoplâncton – organismos que vivem toda sua vida no plâncton, como alguns protistas, celenterados, moluscos e crustáceos, cordados e organismos da classe Appendicularia e meroplâncton – organismos que têm apenas um estágio planctônico, como ovos e larvas de diversos organismos como crustáceos, peixes, moluscos, poliquetas e equinodermas (TAIT; DIPPER, 1998; OMORI; IKEDA, 1984). Considerando o zooplâncton do ambiente marinho, os crustáceos estão entre os organismos mais representativos devido à sua abundância e importante papel na cadeia trófica, podendo contribuir em 70% ou mais de toda a biomassa (TAIT; DIPPER, 1998; BOLTOVSKOY, 1999). Entre eles, os copépodes são considerados os metazoários mais abundantes do planeta, além de poderem servir como bioindicadores, como no caso dos gêneros *Acartia* e *Paracalanus* (RESGALLA, 2001; CAMPELO, 2010). Estes organismos respondem rapidamente às alterações do meio e vêm sendo utilizados como bioindicadores hidrológicos e de impacto ambiental em estudos no âmbito do licenciamento ambiental.

Após o rompimento da barragem de Fundão, a lama de rejeitos percorreu cerca de 660 km pela calha do rio Doce até chegar ao município de Linhares-ES e atingir a região costeira em 21 de novembro de 2015. A mistura da lama, rica em nitrato e ferro, com as águas oligotróficas da plataforma continental promoveu o crescimento acelerado das células do fitoplâncton, especialmente de espécies nanoplantônicas de clorofíceas e cianobactérias (UFES, 2017). Desta forma, em um primeiro momento, foram detectados aumento na densidade e biomassa do fitoplâncton e uma mudança na estrutura da comunidade ocasionada pelo desaparecimento de espécies marinhas e predominância de organismos dulcícolas que vieram carregados pela lama. Posteriormente, o desenvolvimento das microalgas foi prejudicado pelo aumento da turbidez causado pela grande quantidade de partículas em suspensão na água. Assim, a abundância do fitoplâncton e as concentrações de clorofila-a e feopigmentos começaram a decair a partir de abril/2016. Para o zooplâncton, conforme o estudo de UFES (2017), as reações do zooplâncton advindas da presença da pluma de rejeito na foz do rio Doce e sua área marinha adjacente foram: a) um pico na sua densidade, imediatamente após a chegada da pluma, associado a poucas espécies apontando desequilíbrio na comunidade zooplantônica; b) a composição taxonômica da comunidade apresentou decréscimo de taxa, o que pode refletir perda de biodiversidade; c) letalidade dos organismos devido a obstrução do seu aparato alimentar por grãos finos de rejeitos de minérios.

Com isso, o objetivo do presente trabalho foi realizar o diagnóstico dos danos às comunidades planctônicas da foz do rio Doce e sua área marinha adjacente em período posterior (novembro de 2015 – fevereiro de 2019) ao desastre de Mariana (MG).

2.2.1 METODOLOGIA

A metodologia de análise dos danos à comunidade planctônica registrada na região da foz do rio Doce e sua área marinha adjacente, após o rompimento da barragem de Fundão e a chegada dos rejeitos no oceano, foi composta por dados primários e secundários descritos nos itens a seguir. É apresentada também a segmentação temporal e a metodologia para a avaliação dos danos.

2.2.1.1 Dados primários

Para os dados primários, é descrita a seguir a metodologia de coleta e análise de amostras e as variáveis analisadas para o fitoplâncton e para o zooplâncton.

2.2.1.1.1 Coleta e análise de amostras

No ambiente marinho foram realizadas duas campanhas de monitoramento do plâncton. A primeira realizada entre os dias 08 e 11 de julho de 2018 (período seco) e a segunda entre os dias 11 e 18 de fevereiro de 2019 (período chuvoso). O plano amostral para o diagnóstico do ambiente marinho foi constituído por 13 estações de coleta, cujas coordenadas são apresentadas na Tabela 2, no item 2.1.1.1.1.

As amostras de fitoplâncton foram obtidas na subsuperfície da água e no limite da zona eufótica com auxílio de garrafa de van Dorn, e preservadas com solução de Lugol acético 1%. A concentração de clorofila-a foi estimada com sonda multiparamétrica YSI EXO2. A análise quali-quantitativa do fitoplâncton seguiu a técnica de Ütermohl (1958).

As amostras qualitativas e quantitativas do zooplâncton foram coletadas por arrasto horizontal através de uma rede cilindro cônica com 200 µm de tamanho de malha, 30 cm de diâmetro de boca, equipada com fluxômetro. As amostras foram imediatamente fixadas em formol 4%, e posteriormente, levadas para análise em laboratório (BOLTOVSKOY, 1981 e 1999; OMORI; IKEDA, 1984).

Nas mesmas estações amostrais foram também registrados os parâmetros físico-químicos da água com a utilização de sonda multiparâmetro marca YSI EXO 2, sendo mensurada a temperatura (°C), salinidade, pH, oxigênio dissolvido (mg/L), a turbidez (NTU) e a transparência (m) na coluna d'água com a utilização de um disco de Secchi. Tais parâmetros serão utilizados na análise da comunidade zooplânctônica, quando pertinente. Foram incluídos outros parâmetros ambientais para a coleta de dados primários, porém são apresentados no Capítulo 2.1 Danos à Qualidade das Águas.

Os resultados obtidos com as campanhas foram analisados e comentados para caracterização das condições atuais do fitoplâncton costeiro após o desastre. Sempre que possível, os dados obtidos foram comparados com os de linha-base.

As análises qualitativas e quantitativas do zooplâncton foram realizadas em câmaras de contagem do tipo Bogorov sob microscópio estereoscópico, após o fracionamento da amostra total em alíquotas que variaram de 3 a 10% do total, com o intuito de alcançar o mínimo de 100 organismos

(BOLTOVSKOY, 1981). Quando necessário, organismos foram analisados em microscópio biológico para a sua classificação ao menor nível taxonômico possível, a qual foi auxiliada pelo uso das referências de Elmoor-Loureiro (1997), Dussart e Defaye (1995), Reid (1985), Montú e Gloeden (1986), Boltovskoy (1981; 1999) entre outras.

2.2.1.1.2 *Variáveis analisadas para o fitoplâncton*

Para avaliar as alterações na comunidade fitoplanctônica marinha decorrentes da chegada da lama de rejeitos da barragem de Fundão à Zona Costeira e Marinha, foram analisadas informações sobre (a) concentração de clorofila-a, (b) densidade do fitoplâncton, (c) riqueza e (d) diversidade de espécies na região costeira.

- (a) A clorofila é o principal pigmento fotossintético das microalgas. A concentração de clorofila-a pode dar indicação da biomassa do fitoplâncton e é expressa em µg/L (ESTEVES; SUZUKI, 2011).
- (b) A densidade expressa o número total de organismos do fitoplâncton em um determinado local, e é expressa em ind./L. O cálculo da densidade é um dos métodos de estimativa da biomassa fitoplanctônica (ESTEVES; SUZUKI, 2011).
- (c) A riqueza específica é o número de espécies presentes um determinado local.
- (d) A diversidade específica representa a relação entre o número de espécies e o número de indivíduos dentro de cada espécie, e é expressa em bits/ind., esta foi calculada pelo índice de Shannon (H') (SHANNON; WEAVER, 1949). Para a classificação do índice foram usados os seguintes critérios: alta diversidade para os valores >2,0 bits/ind. e baixa diversidade para os valores obtidos <2,0 bits/ind. (SERPE, 2014).

Maiores detalhes dos cálculos aplicados para esta comunidade também foram aplicados para o zooplâncton e podem ser vistos a seguir.

2.2.1.1.3 *Variáveis analisadas para o zooplâncton*

Para a análise da estrutura da comunidade zooplanctônica registrada pelos dados primários foram aplicadas diversas análises que são descritas a seguir:

a) Frequência de Ocorrência

A frequência de ocorrência das espécies foi calculada a partir da seguinte equação:

$$Fo = Ta \times 100 / TA$$

Onde:

Fo = Frequência de ocorrência (%);

Ta = Número de amostras contendo a espécie;

TA = Número total de amostras.

Os resultados, em percentagem, foram agrupados no seguinte critério de classificação segundo Omori e Ikeda (1984):

- > 80% - Muito frequente;

- 40% - 80% - Frequente;
- 20% - 40% - Pouco frequente;
- < 20% - Esporádico.

b) Abundância total de organismos

O número total de organismos (N) nas amostras, bem como de cada táxon, foi estimado de acordo com a seguinte equação:

$$N = V_t \cdot x / V_c$$

Onde:

N = Densidade (org./m³);

V_t = volume total da amostra;

V_c = volume da subamostra;

x = número de organismos de cada táxon.

O número total de organismos por unidade de volume (N^o.org./m³) foi obtido segundo a fórmula:

$$N^o = N / V_f$$

Onde:

N^o = número total de cada táxon na amostra (org./ m³);

V_f = volume de água filtrado.

Assim, a densidade dos organismos por metro cúbico de água filtrada, em cada ponto de coleta, foi calculada pelo número de organismos obtidos na subamostra, extrapolada para a amostra total e dividida pelo volume de água filtrada na rede.

O volume de água filtrada, em cada arrasto nos pontos amostrais da área marinha, foi obtido mediante o uso de fluxômetro acoplado na boca da rede.

A densidade zooplanctônica por ponto amostral foi definida a partir da média das réplicas por ponto.

c) Abundância Relativa

A abundância relativa de cada espécie foi calculada a partir da seguinte equação:

$$Ar = N \cdot 100 / N_a$$

Onde:

Ar = abundância relativa (%);

N = número total de organismos de cada táxon na amostra;

N_a = número de organismos na amostra.

Os resultados foram apresentados em percentagem, sendo classificados nos seguintes grupos segundo Omori e Ikeda (1984):

- 70% - Dominante;
- 70% - 40% - Abundante;
- 40% - 10% - Pouco abundante;
- < 10% - Raro.

d) Índice de diversidade

A diversidade específica da comunidade foi estimada a partir do índice de Shannon-Wiener (H'). Este índice de diversidade é afetado pelo número de espécies e a proporção em que elas se encontram no ecossistema em estudo. O valor obtido através da equação abaixo determina a diversidade de cada amostra (SHANNON E WEAVER, 1963):

$$H' = - \sum (P_i \times \ln P_i)$$

Onde:

H' = Índice de Shannon-Weaver;

$P_i = n/N$; sendo:

n = número de indivíduos de cada espécie.

N = número total de indivíduos.

O Índice de Shannon-Wiener indica baixa diversidade quando seu valor é próximo a um (1) e alta diversidade quando se aproximar a cinco (5), podendo ser classificada, segundo Shannon e Weaver (1963) em:

- > 4 - Muito Alta
- 3 - 4 - Alta
- 2 - 3 - Média
- 1 - 2 - Baixa
- < 1 - Muito Baixa

A unidade utilizada em modelos de diversidade difere conforme a base do logaritmo utilizado (Bit = base 2; Nit = base e; Dit = base 10 e outros desdobramentos).

Para os índices de diversidade no presente trabalho foi utilizada a unidade Nit, referente então ao logaritmo natural (Log base e) (PECORARI, 2013).

e) Índice de equitabilidade

O índice de equitabilidade, ou Índice de Pielou (J), representa quão uniformemente os indivíduos estão distribuídos entre as espécies encontradas (PIELOU, 1984). O índice de Equitabilidade de Pielou é um dos mais utilizados em estudos ecológicos e é calculado pela seguinte equação:

$$J' = H' / H'_{\max}$$

Onde:

J' = Equitabilidade de Pielou;

H' = Índice de diversidade de Shannon-Wiener;

S = Número total de espécies na amostra;

$H'_{\max} = \ln(S)$

O Índice acima encontra-se delimitado dentro de uma faixa que oscila entre zero (0) e um (1), definindo uma amostra pouco uniforme se o valor está perto de zero (0) e muito uniforme se próximo de um (1) (WASHINGTON, 1984).

f) Índice de riqueza

Foi ainda aplicado o índice de riqueza de Margalef, sendo representado pela equação:

$$R = (S-1)/\ln N$$

Onde:

R = Riqueza de Margalef;

S = Número total de espécies na amostra;

N = Número total de organismos na amostra.

g) Análise de Agrupamentos

Com o objetivo de detectar possíveis gradientes e rupturas na distribuição espacial da comunidade, foram realizadas análises multivariadas de agrupamento (Cluster). Para estas análises foram utilizadas matrizes de densidades por pontos de coleta (KREBS, 1988). As análises de agrupamento foram realizadas com a utilização do software de código aberto R com o pacote RStudio.

Tal análise descreveu o padrão de ocorrência espacial para o zooplâncton, entre os compartimentos pré-definidos em função das características oceanográficas ao longo da costa do Espírito Santo. Portanto, para a compartimentalização dos pontos amostrais na área marinha foram considerados fatores, como a presença e permanência da pluma de rejeitos de minérios (ECONSERVATION, 2017), modelagens de dispersão da pluma (MAGRIS ET AL., 2019; TETRA TECH, 2016), imagens de satélite adquiridas pelo Instituto Lactec, a ocorrência de deposição de rejeitos no leito marinho (GOLDER, 2016), a batimetria da região e resultados das análises de *cluster* dos dados de qualidade das águas e sedimento pós-desastre.

Os compartimentos foram delineados de acordo com a proximidade da foz do rio Doce e as áreas que apresentaram maior permanência de plumas com altas concentrações de sólidos suspensos ou turbidez. A figura com a compartimentalização espacial segue no Capítulo Qualidade das Águas no item 2.1.1.2.

2.2.1.2 Dados secundários

Como linha-base do fitoplâncton marinho do Espírito Santo foram considerados apenas os estudos com amostragem sobre a plataforma continental, uma vez que a composição de espécies e a estrutura da comunidade de regiões oceânicas são diferenciadas e, pelo fato destes locais não terem sido monitorados após o desastre. Os dados sobre a comunidade fitoplanctônica na costa do estado foram obtidos, principalmente próximo a foz do rio Doce e em Aracruz. Os relatórios listados na Tabela 12 foram utilizados para a análise e discussão dos dados de pré e pós-desastre.

Tabela 12 – Lista de relatórios avaliados na análise do fitoplâncton marinho do Espírito Santo.

CEPEMAR. Monitoramento do Efluente Líquido da Fibria no Ecossistema Marinho. Relatório Técnico CPM RT 289/11. 2011.
NUTRIPETRO. Estudo de Impacto Ambiental – Terminal Portuário de uso múltiplo da Nutripetro. Julho, 2013.
CPMAIS. 12ª Campanha de monitoramento marinho – Estaleiro Jurong Aracruz – EJA. Relatório Técnico. CP+ RT 022/15. 2015.
PETROBRÁS. Projeto de Caracterização Ambiental Regional da Bacia do Espírito Santo e parte norte da Bacia de Campos (PCR-ES). Atividade de Perfuração Marítima na Área Geográfica do Espírito Santo – AGES. Relatório Final. Volume 1. 2015.
Universidade Federal do Espírito Santo - UFES. 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. Vitória. 2017.

Informações sobre a comunidade fitoplanctônica marinha no pós-desastre foram obtidas do monitoramento realizado por pesquisadores do Departamento de Oceanografia da Universidade Federal do Espírito Santo-UFES, na região próxima à foz do rio Doce e plataforma continental adjacente. Oito expedições de amostragem foram realizadas após a chegada da lama de rejeitos da barragem de Fundão à costa do estado do Espírito Santo. As amostras de fitoplâncton foram coletadas entre novembro/2015 a dezembro/2016, em duas ou três profundidades na coluna d'água (superfície, meio e próximo do fundo) (Tabela 13).

Tabela 13 – Expedições oceanográficas realizadas pela UFES para coleta de fitoplâncton na costa do Espírito Santo.

Expedição	Data	Nº de estações	Profundidade de coleta
NOc Vital de Oliveira	27.11.2015 a 02.12.2015	23	superfície, meio e fundo
Solancy Moura I	28.01.2016 a 02.02.2016	21	superfície e fundo
CP+	03.02.2016 a 05.02.2016	29	superfície e fundo
Antares	16.02.2016 a 18.02.2016	14	superfície, meio e fundo
Solancy Moura II	19.04.2016 a 27.04.2016	27	superfície e fundo
Solancy Moura III - Abaeté			superfície e fundo
LABOGEO - ICMBio	23.11.2016 a 26.11.2016	17	superfície e fundo
ICMBio	05.12.2016 a 10.12.2016	16	superfície e fundo

As estações de coleta foram localizadas em frente, ao norte e ao sul da foz do rio do Doce, e não foram totalmente coincidentes entre as expedições, dificultando a análise espaço-temporal dos dados

do fitoplâncton. Além disso, a localização exata (coordenadas geográficas) de todas as estações de coleta não foi informada no relatório de consolidação elaborado pela UFES (2017).

Os dados brutos das análises qualitativas e quantitativas do fitoplâncton marinho, bem como de clorofila-a e feopigmentos obtidos pela UFES, não foram encontrados ou disponibilizados. Nos relatórios de monitoramento elaborados pela UFES (2016 a, b; 2017) foram apresentados os valores médios, mínimos e máximos destes parâmetros por expedição realizada. Desta forma, não foi possível mensurar os danos causados pela lama de rejeitos sobre a comunidade fitoplanctônica presente na região marinha adjacente a foz do rio Doce. Assim, os dados contidos nos relatórios foram utilizados para comparativo com os dados de linha-base de forma qualitativa.

O fitoplâncton da APA Costa das Algas foi amostrado em apenas três das oito expedições realizadas (Solancy Moura I, Solancy Moura II, e uma expedição que não foi informada), em quatro estações de coleta. Os resultados obtidos neste local foram agrupados com os das demais estações situadas ao sul da foz do rio Doce e apresentados em valores médios por campanha de amostragem ou por profundidade (superfície e fundo). Também não foram realizados comentários específicos sobre o fitoplâncton encontrado na região da APA, o que impossibilitou a avaliação da comunidade presente nesta região.

Os principais levantamentos de dados do zooplâncton no período pós-desastre, na região costeira, foram realizados por instituições acadêmicas, destacando-se a Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) e Universidade Federal de Rio Grande (FURG), além da Marinha do Brasil e ICMBio.

Dentre os trabalhos encontrados, merece destaque o Relatório Consolidado realizado pela UFES em 2017 (UFES, 2017). Tal documento engloba dados coletados em 4 expedições oceanográficas entre novembro de 2015 e novembro de 2016 ao longo da APA Costa das Algas, da foz do rio Doce, da região de Barra Nova e da região de Abrolhos, além de coletas isoladas em Vitória, Guarapari e Degredo, realizadas nos seguintes navios e períodos:

- NOc. Vital de Oliveira: 27 de novembro a 2 de dezembro de 2015;
- Solancy (Expedição I): 28 de janeiro de 2 de fevereiro de 2016;
- Solancy (Expedição II): 19 a 27 de abril de 2016;
- Abaeté: 23 a 26 de novembro de 2016.

Vale incluir ainda o Relatório Semestral do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, especificamente o Anexo 3 da Seção 3, em ambiente marinho que abrangeu coletas entre novembro de 2018 e fevereiro de 2019 realizadas pela rede FEST/UFES.

Os dados apresentados no presente relatório e utilizados na avaliação dos danos foram retirados de relatórios da UFES, da RDDM e outras instituições, como:

- ✓ Resultados parciais das análises realizadas em amostras coletadas na plataforma adjacente a foz do rio Doce: embarque Noc. Vital de Oliveira (MARINHA, 2015; UFES, 2016b);
- ✓ Resultados parciais das análises realizadas em amostras coletadas na plataforma adjacente a foz do rio Doce, APA Costa das Algas e Plataforma de Abrolhos: embarque Solancy Moura (UFES, 2016a);
- ✓ Avaliação do zooplâncton nas adjacências da foz do rio Doce (FERNANDES; PEREIRA, 2016);

- ✓ 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 (UFES, 2017);
- ✓ Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Relatório Semestral Seção 3 – Anexo 3 – Marinho (Subprojeto Zooplâncton) (FEST, 2019d).

2.2.1.3 Segmentação Temporal

No presente relatório, apresentam-se os resultados da avaliação dos possíveis danos quanto a alterações na comunidade zooplanctônica em relação às condições de linha-base (anterior ao desastre) e entre diferentes janelas temporais após o desastre (Tabela 14).

Os dados do zooplâncton que caracterizam a região marinha adjacente à foz do rio Doce no período pré-desastre (P0), são aqueles gerados antes da chegada da onda de cheias à foz do rio Doce, em 21 de novembro de 2015 (FAURG, 2016; FURG, 2016). Após esta data inicia-se o período pós-desastre, o qual foi dividido de acordo com os períodos onde foram verificadas as maiores alterações na qualidade das águas e com a disponibilidade de dados secundários existente logo após o desastre. O primeiro período após o desastre (P1) se estende do dia 21 de novembro de 2015 até dezembro de 2016 (período seco e chuvoso). Os períodos subsequentes representam o padrão de ocorrência do zooplâncton registrado ao longo do tempo entre os anos de 2017 e 2019.

Os dados provenientes do período pré-desastre (P0) são procedentes principalmente de estudos para fins de licenciamento ambiental ao longo da costa do ES e de pesquisas científicas realizadas nesta região, abrangendo um período de 1986 a 2015.

Tabela 14 – Segmentação dos períodos pré e pós-desastre.

Período	Identificação do Período	Intervalo de Tempo	Fontes de dados analisados no período
Pré - Desastre	P0	Série histórica de dados levantados na linha-base até 10 de novembro de 2015	ARACRUZ, 1986; NOGUEIRA; OLIVEIRA, 1991; EKAU, 1996; BRANDINI et al., 1997; EKAU, 1999; CEPEMAR, 2004; GUALANDI, 2007; AMARAL; FERREIRA; LOUREIRO FERNANDES, 2007; CEPEMAR, 2009; CAMPELO, 2010; CEPEMAR, 2011; KOETTKER e LOPES, 2013; MARCOLIN et al, 2013; KOETTKER, 2013; NUTRIPETRO, 2013; CPMAIS, 2015; COSTA et al, 2015
Pós - Desastre	P1	11 de novembro de 2015 a Dezembro de 2016	MARINHA, 2015; FERNANDES; PEREIRA, 2016; UFES, 2016b; UFES, 2017
	P2	Julho de 2018 a fevereiro de 2019	LACTEC dados primários; FEST, 2019d

2.2.1.4 Avaliação de danos

Para a comunidade fitoplanctônica, não foi possível mensurar os danos causados pela lama de rejeitos na região marinha próxima a foz do rio Doce, devido à indisponibilidade dos dados brutos dos parâmetros avaliados (densidade, riqueza e concentração de clorofila-a) nas estações de amostragem.

Deste modo, as informações obtidas foram utilizadas para caracterizar as condições do local após o desastre, e sempre que possível, comparando com os dados de linha-base.

Para a comunidade zooplanctônica, alterações da qualidade das águas podem ser prejudiciais de diferentes formas, alterando a densidade total de organismos ou alterando a estrutura das diferentes espécies presentes, visto que algumas podem vir a ser menos suscetíveis que outras às alterações ocorridas. Com isso, algumas alterações na biota podem ocorrer, como: redução da riqueza de espécies; alterações na abundância e abundância relativa; redução nos índices de diversidade; redução nos índices de equitabilidade e alteração na composição das espécies.

Assim, para quantificar e qualificar possíveis danos à comunidade zooplanctônica presente na área de estudo, decorrentes do desastre da Samarco, foram elaboradas as seguintes perguntas:

- Houve alteração na densidade e na abundância relativa de organismos zooplanctônicos entre os períodos antes e após desastre?
- Houve alteração na composição de espécies zooplanctônicas entre os períodos antes e após desastre?
- Houve alteração na distribuição espacial dos organismos zooplanctônicos entre os períodos antes e após desastre?
- A comunidade zooplanctônica retomou seus padrões de ocorrência a níveis normais como no período anterior ao desastre?

Para responder às perguntas elencadas acima foi necessário entender, de fato, as alterações verificadas na comunidade zooplanctônica. As análises dos dados, tanto primários quanto secundários, foram realizadas a fim de determinar indicadores para o padrão de ocorrência da comunidade zooplanctônica, e com isso, diagnosticar a situação do ambiente, face a influência do rompimento da barragem de Fundão (Mariana, MG) ocorrido em 2015.

Dentre os indicadores estudados, a composição das espécies foi o parâmetro melhor descrito nos trabalhos encontrados com dados logo após o desastre. Mesmo assim, foram observadas limitações nas informações obtidas quanto à presença de espécies nos ambientes costeiros e marinhos adjacentes à foz do rio Doce, principalmente em dados secundários provenientes do período logo após o desastre, cujas informações presentes nos relatórios emitidos não deixaram claros os dados importantes para tal avaliação. Com isso, a comparação da composição das espécies entre os distintos períodos não foi possível de ser avaliada quantitativamente, desse modo o dano de **alteração na composição do zooplâncton** foi avaliado qualitativamente, através da descrição do indicador de **composição específica do zooplâncton**. Outras variáveis como densidade, abundância, concentração de EPTs e índices de estrutura da comunidade foram descritos de forma generalizada nos estudos consultados e com lacunas de dados nos períodos avaliados. Dessa forma, os danos de **alteração na densidade do zooplâncton** e de **aumento da concentração dos EPTs**, também foram identificados e avaliados de forma qualitativa (Tabela 15).

Tabela 15 – Indicadores dos danos à comunidade zooplânctônica.

Dano	Indicador
Alteração na composição do zooplâncton marinho	Composição específica
Alteração na densidade do zooplâncton marinho	Densidade total
Aumento da concentração de EPTs no zooplâncton marinho	Concentração de EPTs no zooplâncton

Para a avaliação do dano de **alteração na composição específica do zooplâncton**, inicialmente foi necessário elencar, dentro do grupo dominante Copepoda, espécies representativas no período pré-desastre (P0). As espécies representativas são aquelas que apresentaram a classificação de “muito frequente” (espécies que ocorreram em todos ou quase todos os pontos amostrais de cada trabalho pesquisado, ou seja, ocorreram em mais de 70% dos pontos de coleta), ou “abundantes” (com alta densidade em cada trabalho pesquisado, considerando os valores de densidade registrados por trabalho) no período pré-desastre (P0) e são apresentadas na Tabela 16.

Tabela 16 – Espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda durante o período pré-desastre (P0).

Ambiente Marinho	<i>Farranula gracilis</i>	<i>Onychocorycaeus giesbrechti</i>
Copepoda	<i>Mecynocera clausi</i>	<i>Paracalanus parvus</i>
<i>Acartia lilljeborgi</i>	<i>Nannocalanus minor</i>	<i>Paracalanus quasimodo</i>
<i>Acartia tonsa</i>	<i>Oithona hebes</i>	<i>Parvocalanus crassirostris</i>
<i>Calanopia americana</i>	<i>Oithona nana</i>	<i>Parvocalanus scotti</i>
<i>Centropages velificatus</i>	<i>Oithona c.f. plumifera</i>	<i>Temora stylifera</i>
<i>Clausocalanus furcatus</i>	<i>Oithona similis</i>	<i>Temora turbinata</i>
<i>Corycaeus speciosus</i>	<i>Oncaea mediterranea</i>	<i>Undinula vulgaris</i>
<i>Euterpina acutifrons</i>	<i>Oncaea venusta</i>	

É oportuno esclarecer que buscou-se elencar as espécies de Copepoda, pois este grupo faz parte dos organismos mais abundantes do planeta, os crustáceos. E ainda, com grande importância ecológica para os ambientes aquáticos, Copepoda foi o grupo com maior densidade e riqueza nos trabalhos pesquisados, englobando os dados primários e secundários (1986 a 2019) na região costeira e marinha adjacentes à foz do rio Doce.

Portanto, para cada uma das espécies representativas, houve a comparação de sua frequência e/ou abundância, entre o período do pré – desastre (P0) com as dos demais períodos pós-desastre (P1 e P2).

Quanto ao dano de **alteração na densidade do zooplâncton** foi observado o número total (densidade total) de organismos zooplânctônicos entre os períodos P0 (pré - desastre), P1 (logo após o desastre) e P2 (pós – desastre). Com isso foi calculada a média da densidade total dos trabalhos de cada período, chegando a valores de densidade média total do zooplâncton durante o período de pré-desastre (P0) e a valores de densidade média total do zooplâncton durante o período pós-desastre (P1 e P2).

Considerando o dano de **aumento na concentração dos EPTs no zooplâncton marinho**, foram avaliados os trabalhos que apresentaram resultados advindos de testes ecotoxicológicos somente durante o período pós-desastre, em função da ausência de estudos sobre o tema durante o período pré-desastre.

É importante esclarecer que o número de pontos amostrais entre os distintos trabalhos sofre variações além da frequência de campanhas de monitoramento ao longo do tempo e ainda, os trabalhos abordaram diferentes locais e foram realizados com metodologias distintas e dessa forma a avaliação dos danos não se deu sobre o mesmo número de observações. Portanto, a identificação dos danos deve ser avaliada com ressalvas.

2.2.2 ALTERAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

Pouco se conhece sobre o fitoplâncton da região próxima à foz do rio Doce e da área marinha adjacente em período anterior ao rompimento da barragem de Fundão, sendo a maior parte dos estudos realizada para a região costeira do município de Aracruz (ex. ALGADERMIS, 2010; CEPEMAR, 2011; CP+, 2015; NUTRIPETRO, 2013). A costa leste do Brasil apresenta águas oligotróficas com baixa produtividade primária devido à influência da água da Corrente Equatorial Sul (CES) que possui baixa concentração de nutrientes (CEPEMAR, 2010). Todavia, em alguns períodos pode haver aumento da produção primária ocasionada pelos fluxos de água doce dos rios Doce e Paraíba do Sul, e pela ressurgência da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) em locais rasos e na borda da plataforma continental (EKAU; KNOPPERS, 1999; CEPEMAR, 2010).

Com base nos dados de caracterização ambiental obtidos no inverno de 2013 (julho-agosto) e outono de 2014 (março-abril) em estações em frente à foz do rio Doce, sabe-se que os valores de densidade fitoplanctônica eram baixos, não ultrapassando 189×10^3 ind./L na superfície e 130×10^3 ind./L no fundo, e que os valores de clorofila-a estavam abaixo de $1 \mu\text{g/L}$ (PETROBRAS, 2015a). Com a chegada da lama de rejeitos de minério em 21 de novembro de 2015 à costa do Espírito Santo, houve um aumento nas concentrações de nutrientes (especialmente nitrato) e metais (ferro) próximo a foz do rio Doce e na plataforma continental que desencadeou o crescimento acelerado de certas microalgas em áreas em frente, ao norte e ao sul da foz do rio Doce (UFES, 2017). Entretanto, a densidade média do fitoplâncton foi mais elevada em frente à foz, chegando a ser 5x maior (1.004×10^3 ind./L) do que a média de linha-base (189×10^3 ind./L) (Figura 44). Além disso, o carregamento de microalgas dulcícolas para a região costeira e o desaparecimento de espécies fitoplanctônicas marinhas, causou uma modificação drástica na estrutura da comunidade local que passou a ser predominantemente composta por cianobactérias e clorofíceas nanoplanctônicas (UFES, 2017). Tal fato ocasionou um desequilíbrio no ecossistema marinho pela alteração do recurso alimentar comumente disponível para os consumidores primários, e isso pode ter sido refletido para os níveis tróficos superiores.

Nos meses seguintes (janeiro a início de abril/2016), a densidade de organismos continuou a aumentar (Figura 44), principalmente próximo a superfície nas estações em frente à foz do rio Doce pela chegada contínua de rejeito, e no fundo, em estações ao norte e ao sul da foz (incluindo a APA Costa das Algas), pela diluição e ressuspensão do material ocasionados pelo aumento da pluviosidade. Apesar das médias pouco mais baixas no final de abril/2016, a densidade voltou a aumentar em

dezembro/2016 no fundo da coluna d'água nas estações ao norte da foz do rio Doce (média 1.587×10^3 ind./L), por influência do maior volume de chuvas. Apenas nas amostragens realizadas em julho/2018 e fevereiro/2019 foram constatados valores equivalentes aos de linha-base.

Logo após o desastre (novembro-dezembro/2015), as concentrações médias de clorofila-a e feofitina também aumentaram em todas as profundidades (Figura 45), acompanhando os valores de densidade. Entretanto, os feopigmentos em concentração elevada indicaram que as populações numerosas do fitoplâncton encontravam-se em processo de senescência e não perduraram, provavelmente por influência da turbidez causada pelas partículas em suspensão na água. Após este período, densidades mais altas do fitoplâncton foram registradas nas camadas superficiais em janeiro/2016 (média 1.232×10^3 ind./L) e abril/2016 (média 1.673×10^3 ind./L) (Figura 46), porém sem aumento expressivo de clorofila-a (Figura 45) em decorrência do processo de fotoinibição superficial da fotossíntese (UFES, 2017). Este processo de estresse fisiológico ocorre quando o aumento da intensidade luminosa causa fotoxidação das enzimas que participam da fotossíntese, reduzindo a produtividade dos organismos.

Figura 44 – Densidade média do fitoplâncton marinho em regiões próximas a foz do rio Doce, antes e após o desastre.

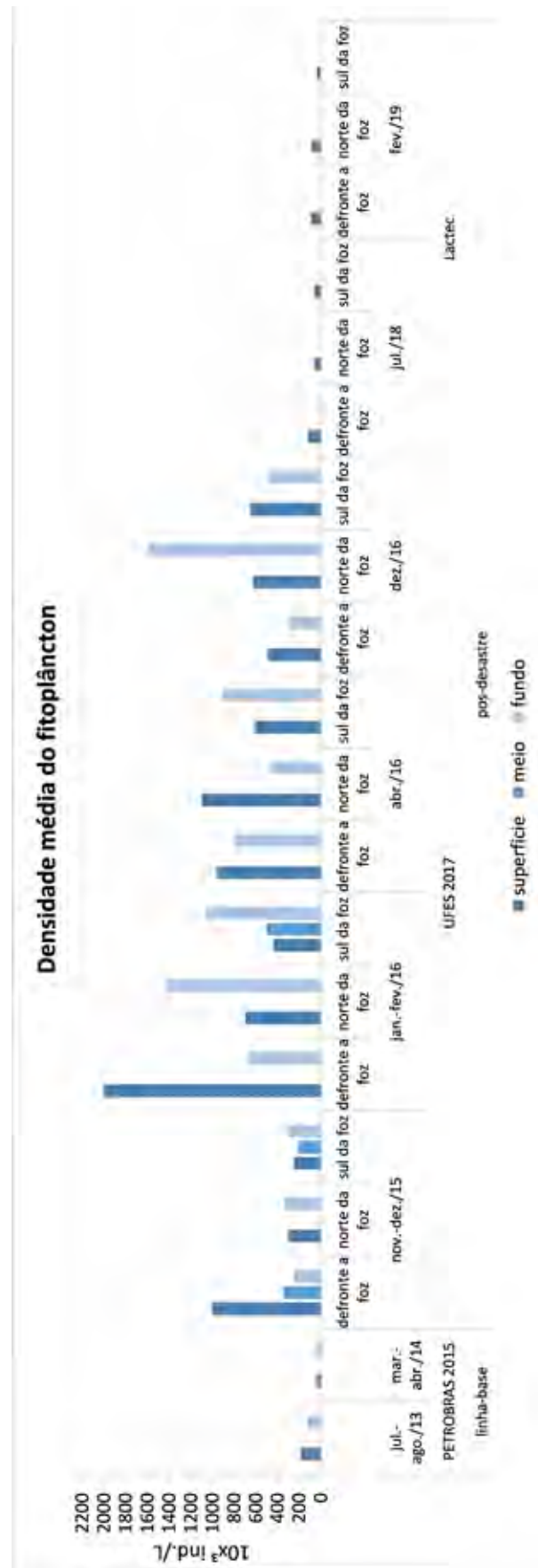


Figura 45 – Concentração média de clorofila-a e feopigmentos em diferentes profundidades, antes e após o desastre.

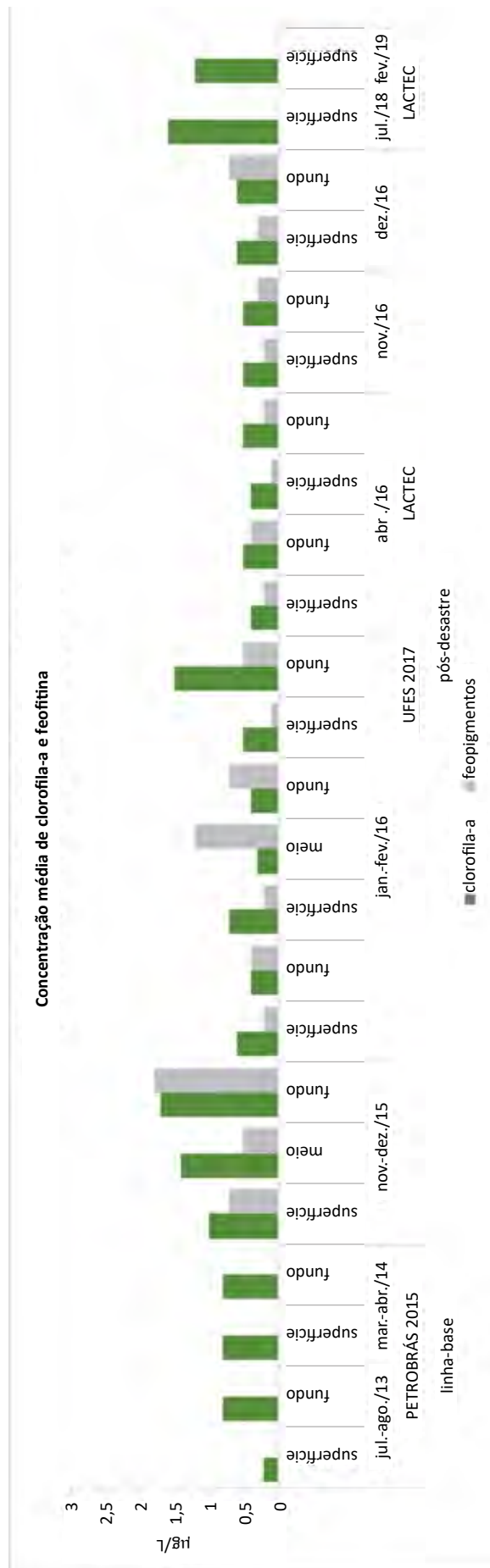
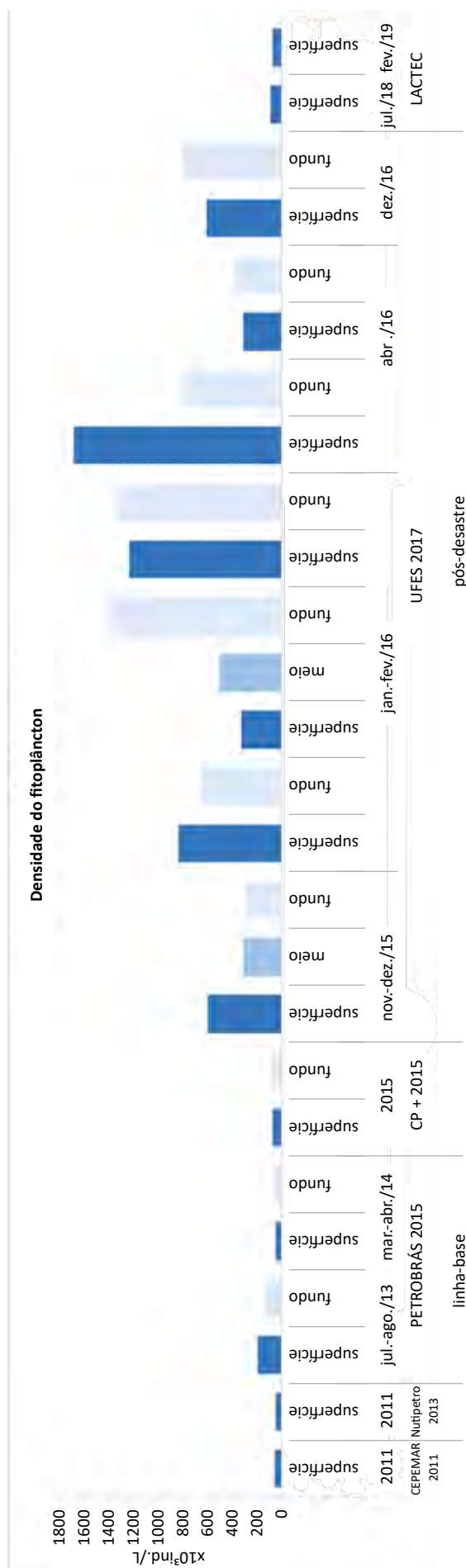


Figura 46 – Densidade média do fitoplâncton em diferentes profundidades, antes e após o desastre.



Nos meses seguintes (novembro e dezembro/2016), os valores de densidade e clorofila-a mantiveram-se mais baixos, mas ainda acima dos dados de linha-base. Entretanto, com base nas amostragens realizadas pelo Lactec, constatou-se um aumento nas concentrações de clorofila-a em julho/2018 e fevereiro/2019 (1,6 e 1,2 µg/L na superfície, respectivamente), possivelmente pela maior contribuição do microplâncton nas estações de coleta. Nestes meses, foram encontradas espécies de cianobactérias coloniais e clorófitas dulcícolas, principalmente nas estações em frente a foz do rio Doce (Figura 47, Tabela 17, Figura 48). Além disso, houve uma maior representatividade de diatomáceas marinhas e estuarinas da fração do microplâncton na maior parte dos locais amostrados, corroborando os resultados da expedição realizada pela UFES em dezembro/2016. Espécies nanoplantônicas de cianobactérias e clorófitas, registradas em elevado número após o desastre, não foram encontradas nas últimas amostragens.

Figura 47 – Representatividade das classes de algas nas estações monitoradas pelo Lactec no ambiente costeiro.

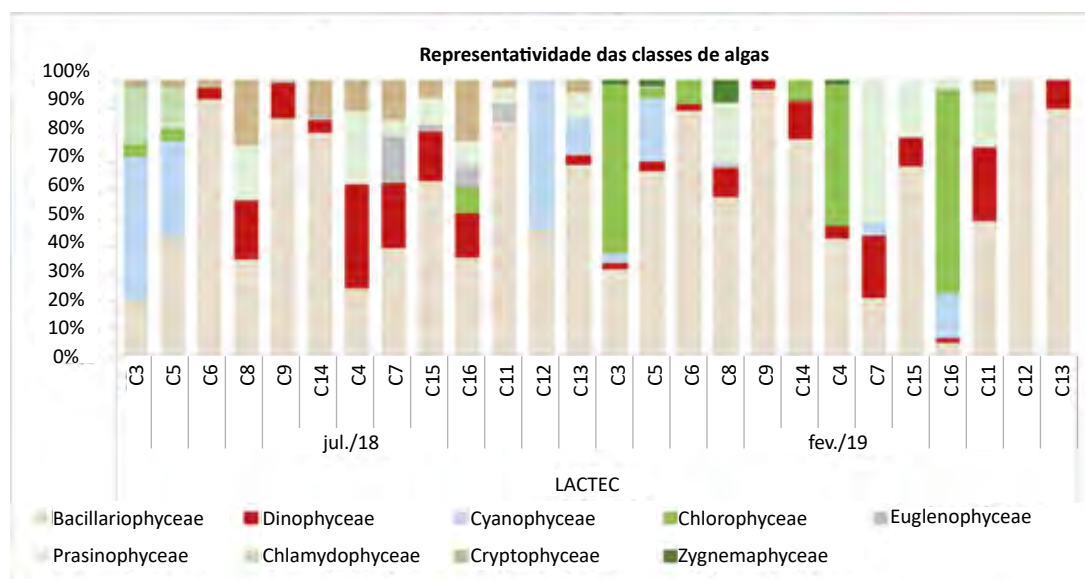


Tabela 17 – Ocorrência das espécies do fitoplâncton nas estações monitoradas pelo Lactec no ambiente costeiro.

Táxons	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C11	C12	C13	C14	C15	C16
Bacillariophyceae													
<i>Actinopterychus senarius</i>												x	
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	x		x	x		x	x			x	x		
<i>Campylosira cymbelliformis</i>	x		x	x		x	x						
<i>Capartogramma crucicola</i>	x												
<i>Cerataulina pelagica</i>								x					
<i>Chaetoceros tenuissimus</i>						x							x
<i>Chaetoceros teres</i>		x	x				x	x				x	x
<i>Corethron cryophilum</i>							x			x			
<i>Coscinodiscus rothii</i>										x			
<i>Cyclostephanus invisitatus</i>			x										

Táxons	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C11	C12	C13	C14	C15	C16
<i>Cyclotella striata</i>							x						
<i>Cyclotella</i> sp.						x							
<i>Cylindrotheca closterium</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cymatowitzschia marina</i>						x		x				x	
<i>Diploneis aestuarii</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Diploneis bombus</i>			x	x	x		x			x			x
<i>Diploneis weissflogii</i>									x			x	
<i>Diploneis</i> sp.				x			x						
<i>Entomoneis paludosa</i>									x			x	
<i>Entomoneis</i> sp.						x	x						
<i>Eucampia zodiacus</i>									x				
<i>Geissleria aikenensis</i>	x												
<i>Guinardia flaccida</i>									x				
<i>Gyrosigma</i> sp.				x			x				x		
<i>Haslea</i> sp.		x	x	x		x			x	x			
<i>Leptocylindrus danicus</i>									x				
<i>Leptocylindrus minimus</i>		x		x									
<i>Navicula cryptotenella</i>	x												
<i>Navicula</i> sp.1	x												
<i>Navicula</i> sp.2		x	x										
<i>Navicula</i> sp.4									x				
<i>Navicula</i> sp.8				x									
<i>Navicula</i> sp.9												x	
<i>Navicula</i> sp.10			x				x			x		x	x
<i>Navicula</i> sp.11										x			
<i>Nitzschia</i> sp.3	x		x				x	x			x		x
<i>Nitzschia</i> sp.4					x		x		x		x	x	x
<i>Nitzschia</i> sp.5	x	x		x	x	x							x
<i>Nitzschia</i> sp.6									x				
<i>Odontella aurita</i>				x									
<i>Odontella mobiliensis</i>							x			x	x		
<i>Paralia sulcata</i>		x	x	x	x		x	x	x	x		x	x
<i>Pleurosigma angulatum</i>	x			x			x						
<i>Pleurosigma diversestriatum</i>				x			x			x	x	x	
<i>Psammodyction constrictum</i>				x				x		x	x		
<i>Psammodyction panduriforme</i>	x	x							x	x	x	x	x
<i>Pseudonitzschia</i> sp.				x	x								
<i>Rhizosolenia setigera</i>	x	x		x		x	x			x	x		x
<i>Rimoneis</i> sp.	x		x										
<i>Skeletonema costatum</i>			x										
<i>Tetramphora decussata</i>		x				x		x					
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Thalassiosira</i> sp.1			x	x	x	x	x	x		x			

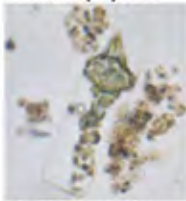
Táxons	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C11	C12	C13	C14	C15	C16
<i>Thalassiosira</i> sp.2											x		x
<i>Thalassiosira</i> sp.3	x			x		x	x	x	x	x		x	x
<i>Thalassiosira</i> sp.4									x			x	
<i>Thalassiosira</i> sp.5											x		
<i>Thalassiosira</i> sp.6	x		x						x	x			
<i>Trachyneis aspera</i>			x				x						
<i>Tropidineis</i> sp.						x	x				x		
<i>Tryblionella perversa</i>			x										
<i>Tryblionella</i> sp.							x					x	
Chlamydomonadales													
<i>Chlamydomonas</i> sp.2	x		x										
Chlorophyta													
<i>Actinastrum aciculare</i>	x												
<i>Acutodesmus dimorphus</i>	x			x									
<i>Ankyra</i> sp.	x		x										
<i>Desmodesmus</i> sp.2		x	x										
<i>Desmodesmus</i> sp.5													x
<i>Dictyosphaerium</i> sp.													x
<i>Geminella</i> sp.											x		
<i>Lemmermannia triangularis</i>													x
<i>Monoraphidium contortum</i>	x		x										
<i>Monoraphidium griffithii</i>			x										
<i>Pseudotetradismus quaternarius</i>		x											
<i>Scenedesmus ecoris</i>	x	x											x
<i>Westella brotryoides</i>	x												
Cryptophyta													
<i>Cryptomonas</i> sp.2			x										
<i>Plagioselmis prolonga</i>		x	x	x	x	x		x		x	x	x	x
<i>Teleaulax amphioxieia</i>	x							x		x			
Cyanophyta													
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	x												
<i>Cyanophgranys ferruginea</i>	x		x										
<i>Merismopedia</i> sp.2			x										
<i>Synechococcus</i> cf. <i>aquatilis</i>					x								
cyanophyceae sp.2									x	x			
cyanophyceae sp.3	x												x
Dinophyta													
<i>Dinophysis caudata</i>		x											
<i>Dinophysis ovum</i>											x	x	x
<i>Goniaulax</i> sp.										x	x		
<i>Gymnodinium</i> sp.1		x		x		x	x				x	x	x
<i>Gymnodinium</i> sp.2											x		

Táxons	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C11	C12	C13	C14	C15	C16
<i>Gyrodinium</i> sp.1					x								
<i>Gyrodinium</i> sp.2													x
<i>Gyrodinium</i> sp.3					x								
<i>Heterocapsa circularisquama</i>		x		x	x	x	x	x		x	x	x	
<i>Heterocapsa</i> sp.					x			x		x			
<i>Karenia mikimotoi</i>					x								x
<i>Neoceratium symmetricum</i>													x
<i>Oxytoxum</i> sp.								x					
<i>Peridinium quinquecorne</i> var. <i>trispiniferum</i>				x									
<i>Peridinium</i> sp.2	x		x										
<i>Peridionopsis</i> sp.					x						x		
<i>Pfiesteria</i> sp.		x								x			x
<i>Protoperidinium pallidum</i>										x			
<i>Properidinium</i> sp.1						x	x						
<i>Properidinium</i> sp.2					x								
<i>Prorocentrum compressum</i>	x												
<i>Prorocentrum gracile</i>							x			x			
<i>Prorocentrum micans</i>		x			x								
<i>Prorocentrum minimum</i>		x									x		
<i>Prorocentrum robustum</i>					x	x							
<i>Prorocentrum sigmoides</i>		x											
<i>Prorocentrum triestinum</i>				x	x	x	x					x	x
<i>Scrippsiella trochoidea</i>		x				x	x					x	
Euglenophyceae													
<i>Eutreptiella eupharingea</i>			x		x	x	x	x			x	x	x
Prasinophyceae													
<i>Pyramimonas</i> sp.		x	x		x	x		x		x		x	x
Zygnemaphyceae													
<i>Cosmarium</i> sp.4		x											
<i>Cosmarium</i> sp.5	x												
<i>Mougeotia</i> sp.1			x			x							
Riqueza	31	26	32	27	23	26	32	19	17	29	26	24	30

Figura 48 – Ilustração de algumas espécies do fitoplâncton nas estações monitoradas pelo Lactec no ambiente costeiro.



Bacillariophyceae



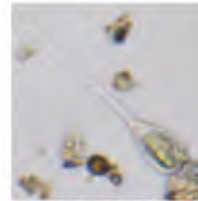
Cerataulina pelagica



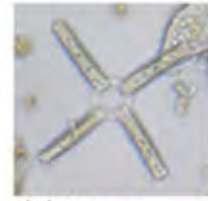
Rimoneis sp.



Campylosira cymbelliformis



Asterionellopsis glacialis



Thalassionema nitzschioides



Diploneis weissflogii



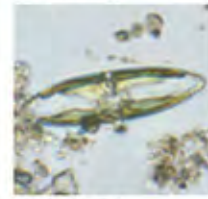
Diploneis aestuarii



Diploneis bombus



Diploneis sp.



Navicula sp.8



Navicula sp.9



Navicula sp.10



Navicula sp.11



Caportogramma crucicola



Haslea sp.



Trachyneis aspera



Gyrosigma sp.



Pleurosigma diversestriatum



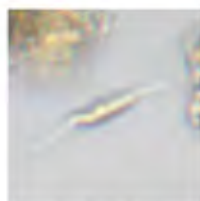
Pleurosigma angulatum



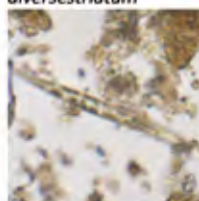
Nitzschia sp.3



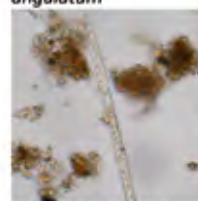
Nitzschia sp.4



Nitzschia sp.5



Nitzschia sp.6



Pseudonitzschia sp.



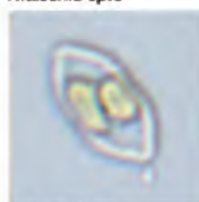
Cymatonitzschia marina



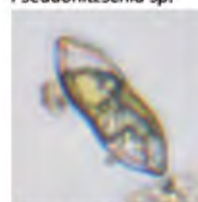
Cyllindrotheca closterium



Tryblionella perversa



Tryblionella sp.



Psammodyction constrictum
Cryptophyceae



Psammodyction panduriformis



Entomoneis sp.



Tropidoneis sp.



Tetramphora decussata



Teleaulax amphioxeia

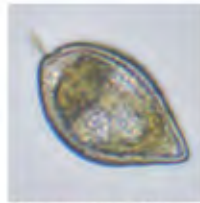


Plagioselmis prolunga

Dinophyceae



Prorocentrum robustum



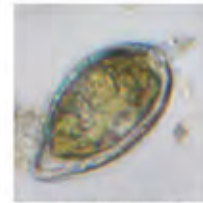
Prorocentrum micans



Prorocentrum triestinum



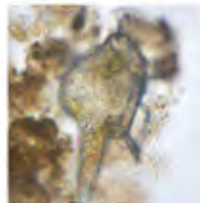
Prorocentrum sigmoides



Prorocentrum gracile



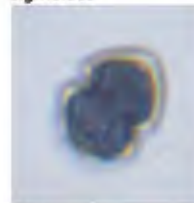
Prorocentrum minimum



Dinophysis caudata



Dinophysis ovum



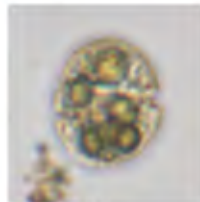
Heterocapsa circularisquama



Heterocapsa sp.



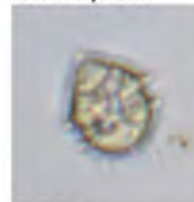
Neoceratium symmetricum



Pfiesteria sp.



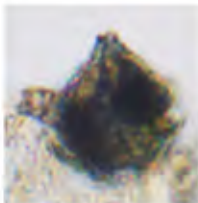
Peridoniopsis sp.



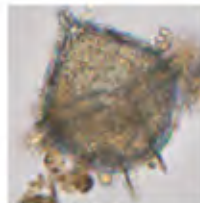
Peridinium quinquecorne var. trispiniferum



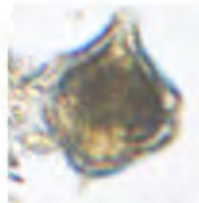
Peridinium sp.2



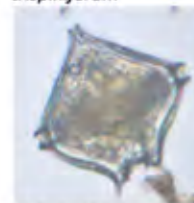
Goniaulax sp.



Protoperidinium pallidum



Protoperidinium sp.1



Protoperidinium sp.2



Scripsiella trochoidea



Oxytoxum sp.



Gymnodinium sp.1



Gymnodinium sp.2



Gyrodinium sp.1



Gyrodinium sp.2



Gyrodinium sp.3



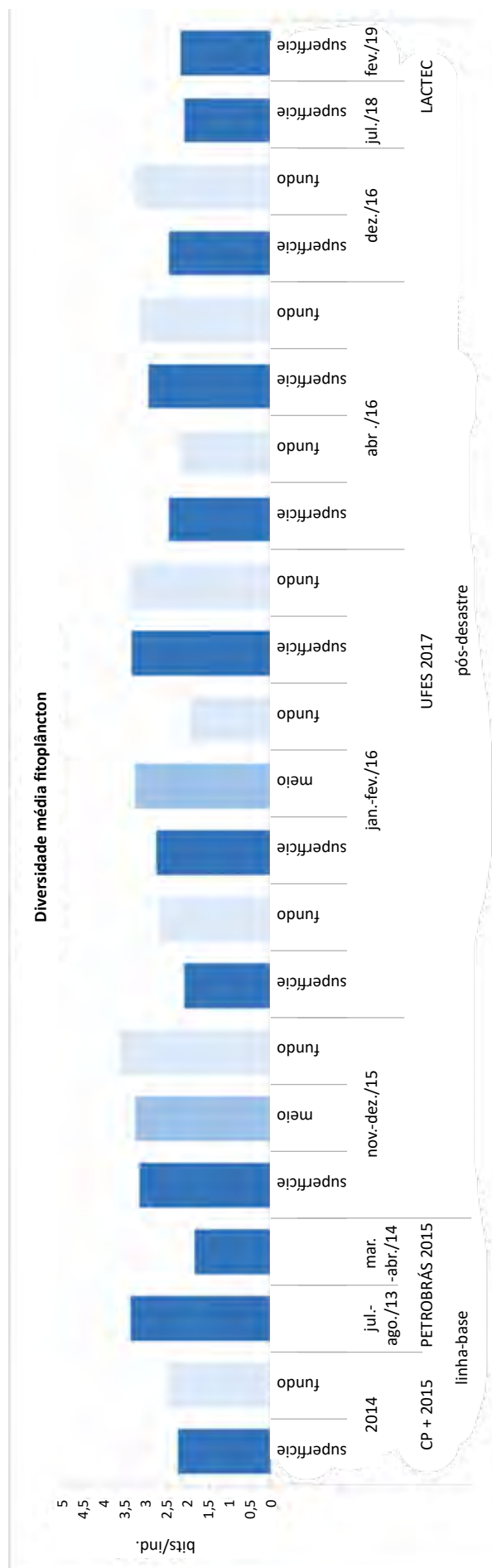
Karenia mikimotoi

Fonte: Lactec.

Quanto à riqueza, antes da chegada da lama na costa do Espírito Santo, a PETROBRAS (2015a) registrou média de 50 espécies de algas planctônicas para a região de plataforma continental, número bem superior à média registrada nas campanhas realizadas pelo Lactec em julho/2018 e fevereiro/2019, que foi de 13 espécies.

Considerando todas as amostragens realizadas antes e após o desastre, constatou-se que os valores de diversidade de espécies (H') não variaram muito entre os períodos (Figura 49), pois as espécies de água doce carreadas pela lama até a região costeira substituíram as espécies marinhas que desapareceram após o desastre (UFES, 2017). Nas amostragens mais recentes realizadas pelo Lactec (julho/2018 e fevereiro/2019), foram encontradas diatomáceas de ocorrência comum na costa do estado durante a linha-base, como *Asterionellopsis glacialis*, *Cylindrotheca closterium*, *Diploneis bombus*, *Guinardia flaccida*, *Leptocylindrus danicus*, *L. minimus*, *Rhizosolenia setigera*, *Thalassionema nitzschioides*, bem como espécies de *Thalassiosira* e *Pseudo-nitzschia* sp. (AS/PEG, 2003 *apud* CEPEMAR, 2010), o que pode indicar um início de recuperação da comunidade. Entretanto, faz-se necessária a continuidade do monitoramento do fitoplâncton nas áreas afetadas para averiguar se esta tendência de melhora do ambiente se manteve nos meses seguintes.

Figura 49 – Diversidade (H') de espécies do fitoplâncton antes e após o desastre.



2.2.3 ALTERAÇÃO DA COMUNIDADE ZOOPLÂNTICA

Nos itens a seguir estão descritos os danos identificados para o zooplâncton marinho, decorrentes do desastre da Samarco, lembrando que os danos de alteração na composição específica, de alteração na densidade e de aumento da concentração de EPTs foram apenas descritos de forma qualitativa.

Para facilitar a compreensão do comportamento do zooplâncton marinho como resposta a chegada da pluma de rejeitos de minérios, os danos foram apresentados de forma cronológica.

2.2.3.1 Alterações na densidade e na composição das espécies do zooplâncton

Analisando os dados secundários provenientes dos trabalhos encontrados do período pré-desastre (P0) e do período pós-desastre (P1 e P2), incluindo ainda os dados primários no pós-desastre (P2 – 2018/2019) foi possível observar alterações na densidade de organismos zooplânctônicos devido aos picos e quedas no número de organismos ao longo do tempo, na área de estudo em questão.

Para o período pré-desastre (P0), os trabalhos apontaram para uma densidade média total do zooplâncton de 7.777 org. m⁻³ (linha tracejada verde na Figura 50) na região marinha da área de estudo (GUALANDI, 2007, AMARAL; FERREIRA; LOUREIRO FERNANDES, 2007; CPMAIS, 2015; PETROBRÁS, 2015).

Logo após o desastre (P1), UFES (2017) detectou um pico na densidade (222.959 org. m⁻³ – linha vermelha na Figura 50) do zooplâncton, cerca de 28 vezes maior que a densidade já registrada anteriormente na região do estudo. Duas espécies (*Oithona nana* e *Parvocalanus scotti*) foram as responsáveis por 80% desse valor (linha tracejada vermelha na Figura 50), refletindo a resistência de pouquíssimas espécies às condições adversas geradas com a chegada da lama de rejeitos à região costeira. Segundo UFES (2017) tal fato pode estar associado ao *bloom* fitoplanctônico decorrente do enriquecimento de ferro, então presente na lama que inundou o ambiente, favorecendo a ocorrência de espécies que se alimentam principalmente desses organismos. A alteração no ambiente aquático em função da chegada da lama de rejeitos de minérios influenciou a ocorrência do zooplâncton fazendo com que as espécies menos resistentes às alterações reduzissem suas populações (e.g. *Acartia lilljeborgi*; *Oithona hebes* entre outras). Por outro lado, favoreceu a ocorrência de poucas espécies que são as que possuíam maior resistência às novas condições, levando ao seu domínio (aumento da densidade) no sistema aquático (e.g. *Oithona nana* e *Parvocalanus scotti*). Porém, determinar as causas de variações como esta se torna complexo em virtude dos diversos fatores atuantes sobre a biota aquática, como variação dos perfis hidrológicos e das relações inter e intraespecíficas numa escala espacial e temporal, o que aponta a necessidade de estudos de longo prazo para melhor compreensão da estrutura da comunidade zooplânctônica.

Ao longo do tempo, pode ser que a densidade do zooplâncton retome os patamares originais do período pré-desastre, porém em P2 (pós-desastre) a densidade se mostrou um pouco abaixo da densidade observada para o zooplâncton do período anterior ao desastre (P0). Assim, os dados secundários dos trabalhos encontrados para o período P2 (janeiro/2017 a fevereiro/2019) mostraram uma densidade média total de 6.219 org. m⁻³ (linha tracejada marrom na Figura 50) (FERNANDES; PEREIRA, 2016; UFES, 2016), ou seja, pouco abaixo da densidade do zooplâncton durante o período pré-desastre (Figura 50). Considerando a densidade observada nos dados primários nos anos de 2018 e de 2019 no ambiente

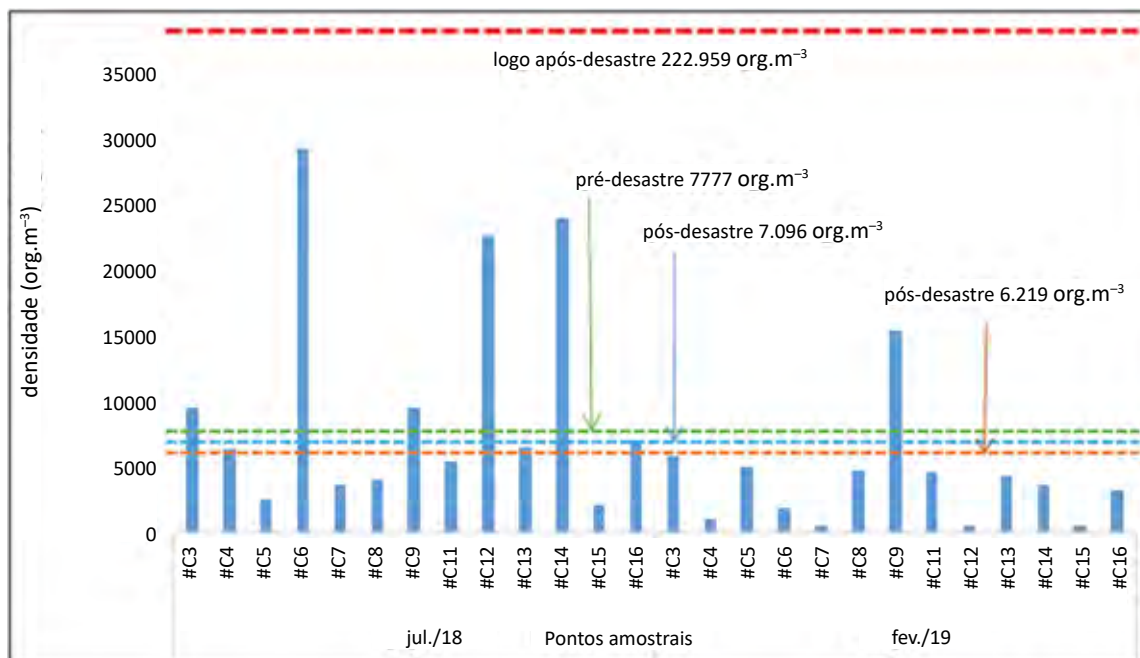
marinho, seus resultados mostraram densidade média total de 7.096 org.m⁻³ (linha tracejada azul na Figura 50; as colunas azuis representam a densidade total registrada em cada ponto amostral da campanha de 2018 e da campanha de 2019). A densidade média total encontrada por estes dados primários representa um valor bem semelhante daquele valor registrado em dados secundários analisados nos trabalhos citados acima, porém ainda abaixo do encontrado durante o período pré-desastre (P0).

Vale destacar que tal variação na densidade, entre os períodos pré-desastre e pós-desastre, deve ser observada com cautela já que resulta da comparação de valores entre diferentes números de trabalhos para cada período e, isto somado ainda, a estudos com distintas quantidades de estações amostrais e de frequência de monitoramento do zooplâncton da região em questão e de outros locais.

Entre os pontos amostrais e seus respectivos compartimentos, ainda nos dados primários, coletados por Lactec em 2018 e 2019 (Figura 50), naqueles mais próximos à foz do rio Doce, como C3, C5, C6 e C8 (compartimento 5-A) durante a campanha de julho de 2018 (período seco), foi possível observar uma densidade zooplanctônica maior neste compartimento. No entanto, os pontos amostrais C9 e C14 do compartimento 5-B1, localizados ao norte da desembocadura do rio Doce, também tiveram alta densidade, durante este período. Merece destaque a alta densidade no ponto C12 do compartimento 5-D localizado próximo à região da foz do rio Piraquê Açu (Aracruz, ES). Portanto, no período seco o compartimento 5-A teve a maior densidade então, associada ao ponto amostral C6. Já na campanha de fevereiro de 2019 (período chuvoso), este padrão não se repetiu, sendo o compartimento 5-B1 o de maior densidade, associado ao ponto amostral C9 (detalhes no Documento Suplementar COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA). A variação na densidade observada nos pontos amostrais marinhos próximos à foz do rio Doce, pode estar associada ao período chuvoso, quando há maior vazão e com isso, o aumento da dispersão dos organismos zooplanctônicos para a região marinha adjacente.

A variação observada na ocorrência do zooplâncton obtido pelos dados primários está embasada em dados de coleta que perfazem menos de um ano de levantamento de dados. Com isso, tais resultados podem ser considerados preliminares. E para averiguar possíveis padrões de variação da ocorrência do zooplâncton no local em questão, são necessários estudos de longo prazo (e.g. 10 anos), de modo a auxiliar na compreensão do comportamento da biota aquática e sua relação com a flutuação das condições ambientais de modo espacial e temporal.

Figura 50 – Variação da densidade (org.m^{-3}) para o zooplâncton por ponto amostral (coluna azul) no Ambiente Marinho na foz do rio Doce (julho/2018 e fevereiro/2019 – DADOS PRIMÁRIOS) e zona costeira adjacente. Linha tracejada (DADOS PRIMÁRIOS) = azul – densidade média total pós-desastre (P2); Linhas tracejadas (DADOS SECUNDÁRIOS) = verde – densidade média total pré-desastre (P0); vermelha – pico de densidade logo após o desastre; marrom – densidade média total pós-desastre (P1 e P2).



Para a avaliação da alteração na composição das espécies zooplanctônicas, inicialmente foram elencadas espécies representativas (muito frequente e/ou abundantes) do grupo Copepoda no período pré-desastre. Os animais do grupo Copepoda, além de serem crustáceos importantes nos ambientes aquáticos, se mostraram dominantes no zooplâncton pelo maior número de taxa e por suas altas densidades, além de serem frequentes na área de estudo, quando comparado com outros grupos do zooplâncton.

Para determinação de alterações no padrão de ocorrência das espécies representativas, foram utilizados dados secundários entre 1986 e 2019 e os dados primários coletados entre 2018 e 2019 que constam na Tabela 14 (item 2.2.1.3).

As espécies representativas, considerando o grupo Copepoda, elencadas no ambiente marinho durante o período pré-desastre (P0) foram: *Acartia lilljeborgi*, *Acartia tonsa*, *Calanopia americana*, *Centropages velificatus*, *Clausocalanus furcatus*, *Corycaeus speciosus*, *Euterpina acutifrons*, *Farranula gracilis*, *Mecynocera clausi*, *Nannocalanus minor*, *Oithona hebes*, *Oithona nana*, *Oithona c.f. plumifera*, *Oithona similis*, *Oncaea mediterranea*, *Oncaea venusta*, *Onychocorycaeus giesbrechti* (antigo *Corycaeus giesbrechti*), *Paracalanus parvus*, *P. quasimodo*, *Parvocalanus scotti*, *Parvocalanus crassirostris*, *Temora stylifera*, *Temora turbinata* e *Undinula vulgaris* (ARACRUZ, 1986; BRANDINI; LOPES; GUTSEIT; SPACH; SASSI, 1997; EKAU, 1999; CEPEMAR, 2004; AMARAL; FERREIRA; LOUREIRO FERNANDES, 2007; GUALANDI, 2007; CEPEMAR, 2009; CAMPELO, 2010; CEPEMAR, 2011, NUTRIPETRO, 2013; CEPEMAIS, 2015) (Tabela 16 do item 2.2.1.4).

No que concerne os trabalhos realizados durante o P1 (pós-desastre), cujo grupo dominante Copepoda havia sido descrito com o apontamento de suas espécies representativas (muito frequente e/ou abundante), as espécies descritas como muito frequentes e/ou abundantes foram *Centropages velificatus*, *Oithona hebes*, *Oithona nana*, *Onychocorycaeus giesbrechti*, *Paracalanus quasimodo*, *Parvocalanus scotti*, *Temora stylifera* e *Temora turbinata* (FERNANDES; PEREIRA, 2016; UFES, 2016b; UFES, 2017). Quanto ao período P2 (pós-desastre) conforme os dados secundários coletados por Fest (2019d), as espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda apontadas foram *Clausocalanus furcatus*, *Euterpina acutifrons*, *Oithona nana*, *Temora stylifera*, *Temora turbinata* e *Triconia conifera* (Tabela 18).

Já os dados primários (2018/2019), referentes ao período P2, apontaram as seguintes espécies representativas (espécies muito frequente e/ou abundante) de Copepoda: *Euterpina acutifrons*, *Oithona hebes*, *Onychocorycaeus giesbrechti* (antigo *Corycaeus giesbrechti*), *Paracalanus quasimodo*, *Parvocalanus crassirostris* e *Temora turbinata* (Tabela 18).

Tabela 18 – Espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda para o período pós-desastre (P1 e P2) no Ambiente Marinho.

AMBIENTE MARINHO		
Copepoda	Pós Desastre (P1)	Pós Desastre (P2)
<i>Centropages velificatus</i>	x	
<i>Clausocalanus furcatus</i>		x
<i>Euterpina acutifrons</i>		x
<i>Oithona hebes</i>	x	x
<i>Oithona nana</i>	x	x
<i>Onychocorycaeus giesbrechti</i>	x	x
<i>Paracalanus quasimodo</i>	x	x
<i>Parvocalanus crassirostris</i>		x
<i>Parvocalanus scotti</i>	x	
<i>Temora stylifera</i>	x	x
<i>Temora turbinata</i>	x	x
<i>Triconia conifera</i>		x

Entre os períodos pré (P0) e pós-desastre (P1 e P2) foi constatada variação da ocorrência da frequência ou abundância de organismos, portanto a composição de espécies foi distinta, como pode-se observar na Tabela 19. No total foram 24 espécies representativas de Copepoda em P0, sendo que destas, seis (6) não apresentaram alteração, ou seja, foram representativas em P0, P1 e P2, sendo essas: *O. hebes*, *O. nana*, *O. giesbrechti*, *P. quasimodo*, *T. stylifera* e *T. turbinata*. Quanto aos organismos que apresentaram alteração da representatividade (frequentes e/ou abundantes) em P1 e/ou P2, estes se referem às espécies: *A. lilljeborgi*, *A. tonsa*, *C. americana*, *C. velificatus*, *C. furcatus*, *E. acutifrons*, *C. speciosus*, *F. gracilis*, *M. clausi*, *N. minor*, *O. c.f. plumifera*, *O. similis*, *O. mediterranea*, *O. venusta*, *P. parvus*, *P. crassirostris*, *P. scotti* e *Undinula vulgaris*. Ressalta-se a ocorrência de copépodes muito frequentes e/ou abundantes, como *A. lilljeborgi*, *A. tonsa*, *C. americana*, *C. speciosus*, *F. gracilis*, *M. clausi*, *N. minor*, *O. c. f. plumifera*, *O. similis*, *O. venusta*, *P. parvus* e *Undinula vulgaris* que foram registrados pelos dados secundários dos trabalhos pesquisados somente durante o período pré-desastre (P0) (Tabela 19).

Vale destacar que a espécie *T. conifera* não havia sido registrada na área de estudo em questão durante o período pré-desastre (P0) e foi frequente/ou abundante no período P2. Com relação aos dados primários (pós-desastre – P2) as espécies representativas *E. acutifrons* e *P. crassirostris* foram registradas somente no período pré-desastre (P0), não sendo registradas como representativas no período P1 (Tabela 19).

Tabela 19 – Variação da ocorrência das espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda entre os períodos P0, P1 e P2 no Ambiente Marinho.

Ambiente Marinho			
Copepoda	Pré Desastre (P0)	Pós Desastre (P1)	Pós Desastre (P2)
<i>Acartia lilljeborgi</i>	x		
<i>Acartia tonsa</i>	x		
<i>Calanopia americana</i>	x		
<i>Centropages velificatus</i>	x	x	
<i>Clausocalanus furcatus</i>	x		x
<i>Corycaeus speciosus</i>	x		
<i>Euterpina acutifrons</i>	x		x
<i>Farranula gracilis</i>	x		
<i>Mecynocera clausi</i>	x		
<i>Nannocalanus minor</i>	x		
<i>Oithona hebes</i>	x	x	x
<i>Oithona nana</i>	x	x	x
<i>Oithona c.f. plumifera</i>	x		
<i>Oithona similis</i>	x		
<i>Oncaea mediterranea</i>	x		
<i>Oncaea venusta</i>	x		
<i>Onychocorycaeus giesbrechti</i>	x	x	x
<i>Paracalanus parvus</i>	x		
<i>Paracalanus quasimodo</i>	x	x	x
<i>Parvocalanus crassirostris</i>	x		x
<i>Parvocalanus scotti</i>	x	x	
<i>Temora stylifera</i>	x	x	x
<i>Temora turbinata</i>	x	x	x
<i>Undinula vulgaris</i>	x		

Observando o levantamento das espécies representativas durante o período pré-desastre (P0), há espécies como *F. gracilis*, *M. clausi*, *O. similis*, *O. venusta* que foram registradas em pontos de coleta localizados na região oceânica da cadeia Vitória – Trindade, por Brandini et al. (1997). Neste mesmo trabalho, os autores registraram as espécies *O. giesbrechti*, *P. quasimodo* e *T. stylifera* como representativas, porém na região do arquipélago de Abrolhos. Inclui nesta área do estudo, o trabalho de Ekau (1999), o qual registrou o domínio de *C. americana*, *C. furcatus*, *C. speciosus*, *F. gracilis*, *O. c.f. plumifera*, *O. mediterranea*, *O. giesbrechti*, *N. minor*, *T. stylifera* e *U. vulgaris* no banco de Abrolhos durante o período pré-desastre (P0). Enquanto tais estudos apontaram as espécies representativas

de Copepoda em regiões oceânicas (cadeia Vitória – Trindade) durante o período pré-desastre (P0), os demais trabalhos aqui levantados em P1 e P2 para comparação das espécies em P0, abordaram a região marinha costeira (até o limite da plataforma continental) e por isso, a alteração na ocorrência destas espécies deve ser observada com cuidado. Quanto à região do banco de Abrolhos, ainda há o trabalho de Fest (2019d) que apontou o copépoda *O. nana* como dominante na área durante o período pós-desastre (P2). Informações mais detalhadas quanto à comunidade zooplânctônica da região de Abrolhos podem ser encontradas no item 6.4.

Segundo os trabalhos que descrevem a frequência de ocorrência do zooplâncton, dentre as espécies representativas em P0, os copépodes *Clausocalanus furcatus* e *Nannocalanus minor* (EKAU, 1999), *P. crassirostris* e *O. hebes* (CEPEMAR, 2011) foram os menos frequentes. Já em P1, *Centropages velificatus*, *Oithona hebes*, *Parvocalanus scotti*, *Temora stylifera* e *Temora turbinata* não ocorreram em todos os pontos amostrais como o que foi observado para *O. giesbrechti* e *P. quasimodo* no levantamento realizado por UFES (2017). Em P2 não foi possível observar a frequência de ocorrência por ponto amostral em cada espécie nos dados secundários. Já nos dados primários, dentre as espécies apontadas como representativas, todas foram consideradas muito frequentes durante o pós-desastre (P2). Assim, dentre as espécies representativas e menos frequentes em P0 e P1, seus registros futuros devem ser observados com cuidado, pois podem voltar a ser frequentes na região ao longo do tempo, visto que algumas (e.g. *Oithona hebes* e *Temora turbinata*) foram muito frequentes nos dados primários em 2018 e 2019 (pós-desastre - P2). Portanto, as espécies representativas, porém menos frequentes, têm grande probabilidade em se tornar muito frequentes como as outras (e.g. *O. giesbrechti* e *P. quasimodo*), caso ocorra uma recuperação do ambiente e da comunidade zooplânctônica, já que são típicas do litoral do Brasil, indicam águas costeiras (BOLTOVSKOY, 1981 e 1999) e constituem importantes elos na cadeia trófica marinha (BRANDINI et al., 1997; BONECKER, 2006; BONECKER et al., 2014). Quanto aos gêneros *Paracalanus* e *Temora* que dominaram a área de estudo ao longo do tempo, são organismos abundantes em ambientes tropicais e subtropicais com hábito alimentar preferencialmente herbívoro (MENEZES; MACEDO-SOARES; FREIRA, 2019). É oportuno esclarecer que os dados primários têm a caracterização do zooplâncton apresentada em detalhes no Documento Suplementar COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA.

Ao considerar os dados secundários, tanto aqueles que nortearam a linha base para o período pré-desastre (P0) quanto para o período pós-desastre (P1 e P2), foi observada certa alteração nas espécies representativas que compõem o zooplâncton da área marinha. Por exemplo, o surgimento de outras espécies, como os copépodes *Oithona nana* e *Parvocalanus scotti* que foram os dominantes na área, logo após a chegada da lama de rejeito de minério na região da foz do rio Doce e sua área costeira adjacente (FERNANDES; PEREIRA, 2016 *apud* UFES, 2017) e que não haviam sido registradas neste local antes do desastre, sugerem uma resposta da comunidade zooplânctônica frente às novas condições. O domínio de uma ou duas espécies no ambiente aponta a resistência destes poucos organismos a condições que são adversas a grande maioria das outras espécies que compõem a comunidade. Isto resulta na perda da biodiversidade (perda de espécies), levando ao desequilíbrio da comunidade o que pode refletir em toda a cadeia alimentar e assim, influenciar os níveis tróficos superiores representados pelos carnívoros, como por exemplo peixes de interesse comercial.

Independente da importância ecológica de cada espécie, a alteração na representatividade pode indicar defasagem na composição específica, comparando com todo o universo de espécies registradas durante o período investigado (Tabela 1 do Apêndice D). Esta possível perda da biodiversidade sugere que os efeitos da pluma de rejeitos (e.g. alta concentração de material em suspensão, presença de metais no ambiente, etc.) podem ser limitantes ao estabelecimento original da biota zooplanctônica até o momento atual. No entanto, tal avaliação está embasada em banco de dados atuais, de um curto período de tempo (julho de 2018 a fevereiro de 2019), o que pode levar a subestimação das espécies em função do curto monitoramento até o momento presente.

No que tange aos danos sobre a comunidade zooplanctônica devido à presença da pluma de rejeitos de minérios que alcançou o litoral do Espírito Santo em novembro de 2015, a alteração na composição de espécies, além da alteração na sua densidade, podem ser evidências dos danos sofridos.

Vale destacar que espécies de Copepoda e de outros grandes grupos vêm sendo utilizadas como indicadoras hidrológicas e/ou de impacto ambiental por Resgalla (2001), Veado (2008; 2017) apontando então, a importância destes organismos em avaliações das condições ambientais sujeitas a interferências naturais e antrópicas e, no caso do presente estudo, dos efeitos do desastre da Samarco. Somado a isto, as espécies representativas que ocorreram somente durante o período pré-desastre intensificam a necessidade de estudos futuros que avaliem as possíveis consequências da presença da pluma de rejeitos sobre a fauna zooplanctônica e sua possível recuperação aos níveis originais do período pré-desastre.

2.2.3.2 Aumento da concentração de Elementos Potencialmente Tóxicos – EPTs no zooplâncton marinho

A concentração dos EPTs foi avaliada por meio de dados secundários e de modo qualitativo, pois assim como a densidade havia poucos dados disponíveis sobre tal condição e, portanto, impossibilitou também a classificação da gravidade do dano sobre o zooplâncton.

Foi encontrado apenas um grupo de estudo avaliando efeitos toxicológicos provenientes do desastre, com a realização de duas campanhas de coleta: Campanha 1 – jan. e fev./16 (ICMBio, 2016a); Campanha 2 – abr./16 (FAURG, 2016).

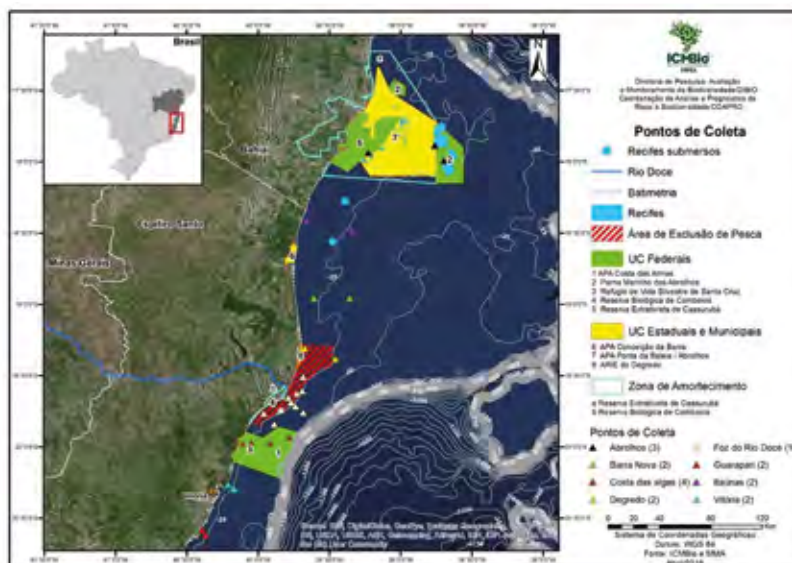
Na Campanha 1, para melhor visualização, os autores agruparam os dados dos pontos de coleta da seguinte forma: pontos à Leste da foz (RD1 e RD3) - RD; pontos ao sul da (RD8 e RD10) – SRD; ao norte da foz (RD6 e RD9) – NRD; Costa das Algas - CA, Barra Norte (BN) e Abrolhos (ABR). Na Campanha 2 foram inseridos novos pontos: Vitória (VIX); Itaúnas (ITA); Degredo (DEG) e Guarapari (GUA). Sendo assim, foi possível avaliar apenas treze pontos comparativamente (Tabela 20 e Figura 51).

O zooplâncton foi selecionado para análise do biomarcador uma vez que foi o único grupo encontrado em todos os pontos (exceto o ponto RD8, onde não houve coleta por problemas técnicos) e por apresentar um importante papel na cadeia trófica, uma vez que são base da cadeia alimentar e responsáveis pela produção secundária. Serão ainda descritos, para a região de Abrolhos, os resultados para o hidrocoral *Millepora alcicornis* devido a sua representatividade neste local (FAURG, 2016).

Tabela 20 – Descrição dos pontos de coleta e coordenadas geográficas.

Ponto	Estado	Área	Ponto	Campanha		Coordenadas	
				1	2	Latitude	Longitude
1	ES	Foz do rio Doce	RD1	x	x	19,653167	39,786389
2			RD3	x	x	19,714556	39,736972
3			RD6	x	x	19,605417	39,689250
4			RD8	x	x	19,840528	39,886139
5			RD9	x	x	19,507056	39,683611
6			RD10	x	x	19,764722	39,959694
7		APA Costa das Algas	CA1	x	x	19,977593	40,108306
8			CA3	x	x	19,972194	40,048111
9		Barra Nova - São Mateus	BN1	x	x	18,957417	39,358639
10			BN2	x	x	18,957417	39,608194
11		Vitória	VIX1		x	20,262193	40,212487
12			VIX2		x	20,293670	40,168049
13		Itaúnas - Conceição da Barra	ITA 1		x	18,408001	39,658504
14			ITA 2		x	18,478489	39,345227
15		Degredo - Linhares	DEG1		x	19,308584	39,671964
16			DEG2		x	19,382999	39,457405
17		APA de Setiba - Guarapari	GUA1		x	20,580440	40,389720
18			GUA2		x	20,619110	40,368510
19	BA	Abrolhos	AB1	x	x	17,934861	39,227222
20			AB2	x	x	17,991722	38,697111
21			AB4	x	x	17,883149	38,759722

Figura 51 – Mapa indicando a localização dos pontos de coleta.

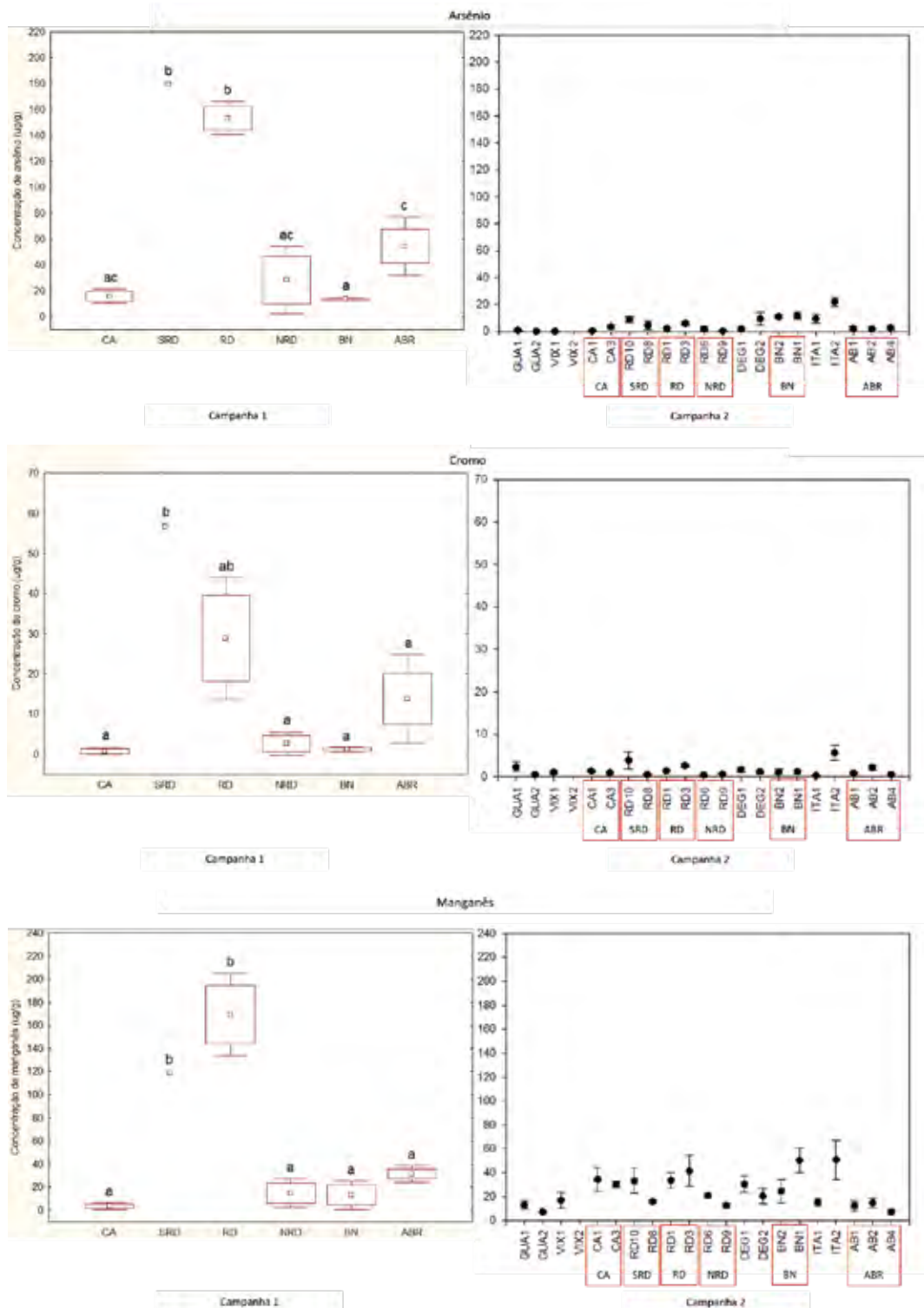


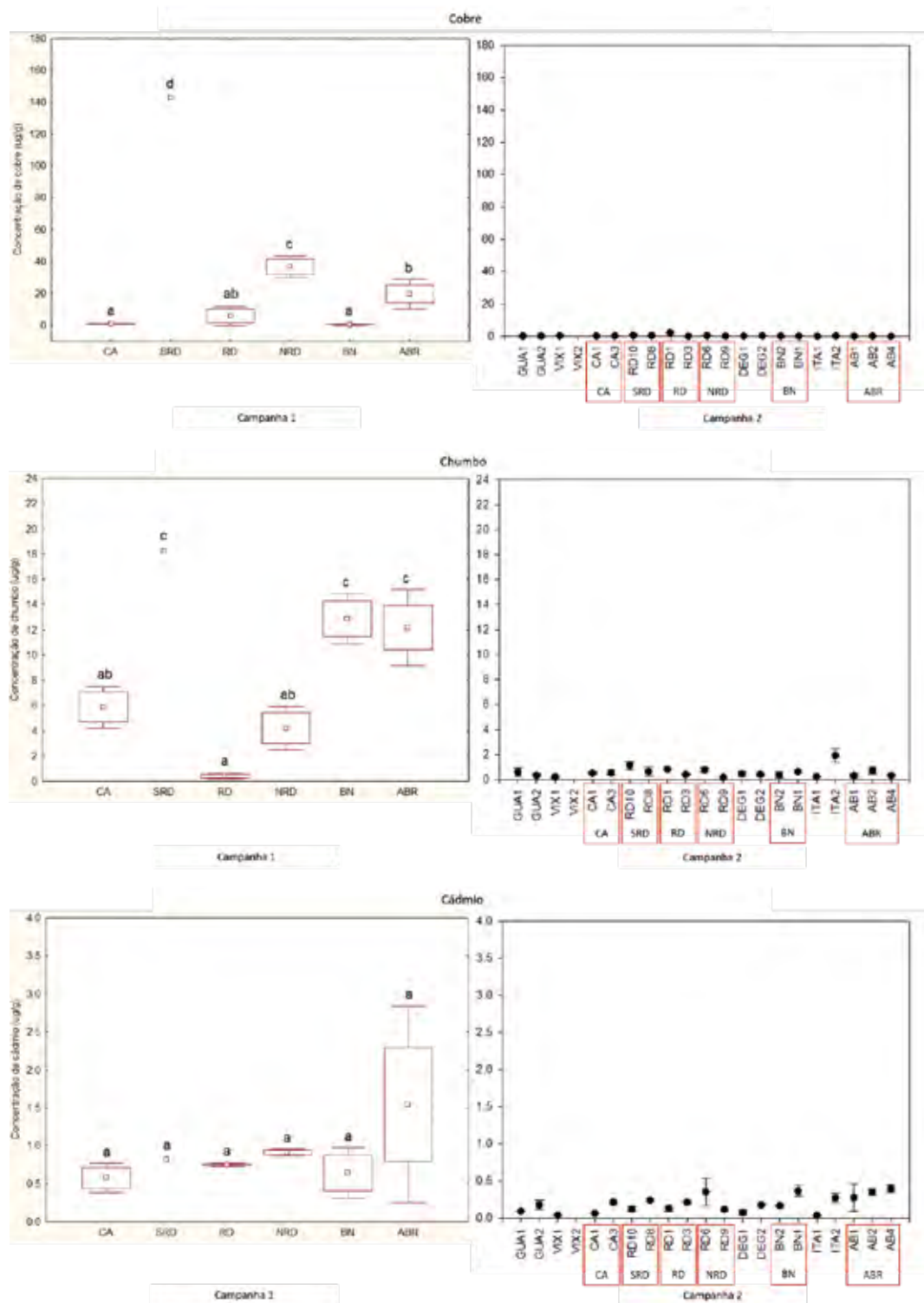
Fonte: FAURG (2016; p. 7)

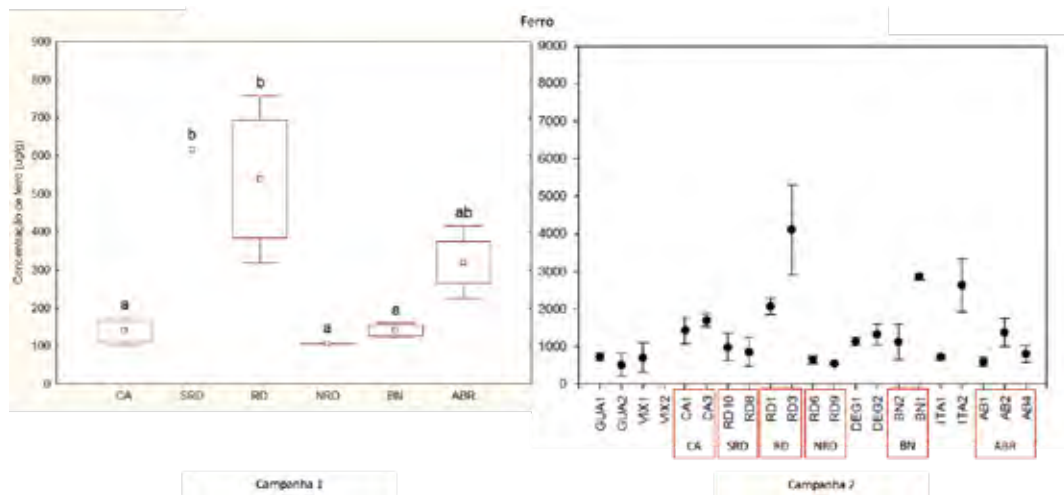
Conforme as análises ecotoxicológicas descritas, foi observada a presença de EPTs como As, Cd, Cr, Fe, Mn e Pb em organismos zooplancônicos no Ambiente Marinho adjacente a foz do rio Doce, tanto ao norte quanto ao sul da sua desembocadura. As concentrações corporais dos EPTs no zooplâncton foram maiores nas amostras coletadas próximo à foz do rio Doce e tiveram padrão decrescente nos pontos mais afastados que recebem então, menor carga fluvial procedente do rio. Estas concentrações, segundo autores, acompanharam os níveis encontrados na água, principalmente para As, Cr, Fe e Mn, apontando que os organismos expostos a estes elementos na região da foz do rio Doce, apresentaram maior bioacumulação, do que aqueles encontrados em pontos mais afastados da costa. POs EPTs Cu, Pb e Cd apresentaram concentrações distribuídas mais uniformemente, exceto BN e ABR que apresentaram elevados níveis de Pb. Em Abrolhos, foram encontrados níveis elevados de bioacumulação de alguns metais, especialmente As, Cr, Fe e Pb (ICMBio, 2016d; FAURG, 2016a).

As análises dos dados do zooplâncton coletado na Campanha 2, em comparação com os dados da Campanha 1, mostraram redução significativa para concentrações de As, Cd, Cr, Mn, Cu e Pb, especialmente aquelas obtidas na região da foz do rio. Por outro lado, foram observados aumentos significativos nas concentrações de Fe nas amostras de zooplâncton de todos os pontos de coleta conforme pode ser observado na Figura 52 (ICMBio, 2016d; FAURG, 2016a).

Figura 52 – Variação. Concentração corporal de EPTs nas amostras de zooplâncton. Os pontos são apresentados da esquerda para a direita, sentido Sul-Norte: a) Campanha 1- Dados expressos como média (quadrado menor) $\pm$ desvio padrão (barras verticais) e erro padrão (quadrado maior). b) Campanha 2- Os dados são expressos como média $\pm$ erro padrão. Retângulos vermelhos indicam o agrupamento de pontos que podem ser comparados com a Campanha 1.





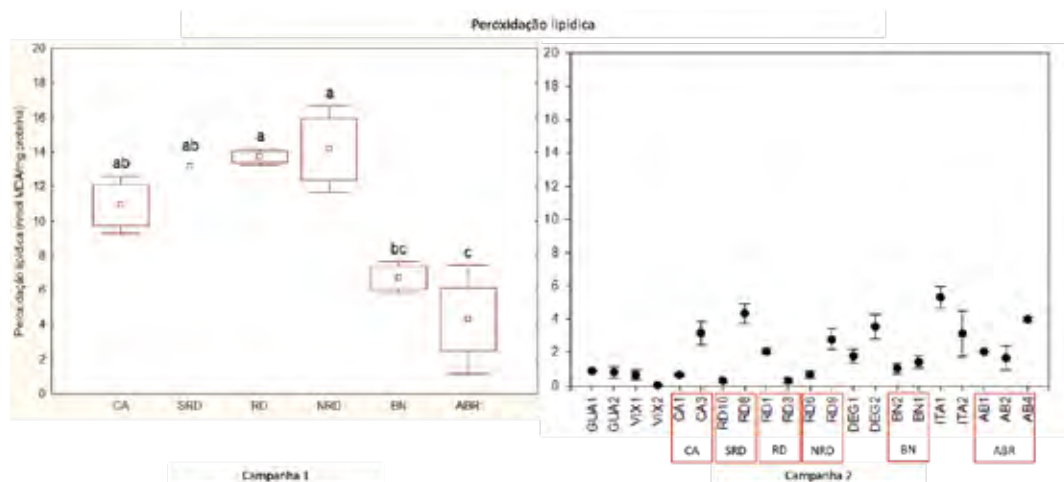


Fonte: ICMBio (2016a; p. 32-35); adaptado de FAURG (2016; p. 20-23).

Um dos danos observados ao zooplâncton exposto aos EPTs foi verificado pelos níveis de lipoperoxidação (biomarcador) e o zooplâncton foi o organismo escolhido para a análise deste biomarcador por ter sido encontrado em todos os pontos amostrais da área de estudo. Os maiores valores de lipoperoxidação foram observados nos pontos mais próximos a foz do rio Doce e com decréscimo em direção aos pontos mais distantes da foz, tanto ao sul quanto ao norte da desembocadura. A lipoperoxidação observada mostra como o zooplâncton exposto aos EPTs passa por um processo de decomposição de gordura que está presente em seu corpo e é importante para suas funções metabólicas. Este biomarcador, em regiões com maiores concentrações de elementos como observado próximo à foz do rio Doce, se torna mais intenso assim como a bioacumulação no zooplâncton. Tal padrão aponta que os EPTs associados a pluma da foz do rio Doce estão disponíveis para assimilação pelo zooplâncton. Segundo resultados das análises das amostras coletadas na Campanha 1, o padrão espacial de resposta do LPO coincide com os padrões observados de contaminação da água e da bioacumulação dos metais. Estes resultados indicam que estes metais estão disponíveis para assimilação pelo zooplâncton e que o estresse oxidativo nestes organismos está associado, ao menos em parte, aos níveis de contaminação da água (ICMBio, 2016a). Já os resultados da Campanha 2 mostram redução na resposta do biomarcador em todos os pontos de coleta, exceto Abrolhos (neste ponto, os menores valores médios foram obtidos na Campanha 1), que será detalhado no item 6.4. Como um todo, os resultados indicam a redução do impacto de estressores ambientais na área de estudo (ICMBio, 2016a; FAURG, 2016) (Figura 53).

Vale lembrar que o zooplâncton representa o elo entre os produtores primários (fitoplâncton) e os peixes planctófagos e, com isso a bioacumulação observada pode alcançar os níveis mais elevados da cadeia trófica, como os peixes carnívoros, de interesse comercial e assim, o homem.

Figura 53 – Nível corporal de peroxidação lipídica nas amostras de zooplâncton. Os pontos são apresentados da esquerda para a direita, sentido Sul-Norte: a) Campanha 1- Dados expressos como média (quadrado menor) $\pm$ desvio padrão (barras verticais) e erro padrão (quadrado maior). b) Campanha 2- Os dados são expressos como média $\pm$ erro padrão. Retângulos vermelhos indicam o agrupamento de pontos que podem ser comparados com a Campanha 1.



Fonte: ICMBio (2016; p. 36); adaptado de FAURG (2016; p. 55).

A presença de EPTs no ambiente também pode refletir no declínio da diversidade, pois a resposta do zooplâncton a tais condições resultou no domínio de poucas espécies tolerantes, como apontou a integração de dados de contaminação e efeitos biológicos no zooplâncton. Os elementos Cr, Fe e Mn foram encontrados tanto na biota quanto no ambiente, assim como Hg e Zn na água e os efeitos sobre a biota acompanharam os agrupamentos destes EPTs na região em estudo (FEST, 2019b). Ainda, o aumento do material particulado em suspensão pode ficar agregado ao corpo do organismo e obstruir o aparato alimentar, prejudicando seu processo de alimentação e assim causando sua morte, o que reflete no declínio também da densidade zooplânctônica (UFES, 2017). Com isso, a alteração na densidade e na composição específica do zooplâncton também pode ser reflexo da presença de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs), como descrito acima.

2.2.4 CONCLUSÕES

De maneira geral, a chegada da pluma de rejeitos provenientes da barragem Fundão na costa capixaba alterou a comunidade planctônica do local. O aumento na densidade do fitoplâncton e nos valores de clorofila-a e feopigmentos foram constatados na região da foz do rio Doce e área marinha adjacente. As microalgas que habitavam o rio Doce foram carregadas para a foz do rio, causando alteração na estrutura da comunidade e, provavelmente interferindo nas relações tróficas dos organismos marinhos, pois sabe-se que quaisquer alterações no ambiente podem resultar em sérias modificações nas cadeias alimentares. Decorridos anos após o desastre, a comunidade ainda está se adaptando as novas condições do meio e sofrendo alterações em períodos de maior pluviosidade. A densidade e biomassa do fitoplâncton diminuíram nos últimos anos (2018 e 2019), mas ainda acima dos valores de linha-base para clorofila-a. Além disso, a estrutura da comunidade permaneceu alterada e a riqueza de espécies abaixo do período pré-desastre.

Como um possível reflexo das alterações ocorridas no fitoplâncton podemos ver também que, para o zooplâncton, ocorreu um aumento em sua densidade, com um pico observado logo após a chegada da pluma de rejeitos, que esteve associado ao domínio de poucas espécies resistentes a novas condições ambientais e, tal comportamento não havia sido registrado para o zooplâncton na área de estudo até então, conforme os dados secundários. A flutuação na densidade entre os períodos pré e pós desastre que pode estar associada ao aumento da densidade do fitoplâncton, e também representa uma estratégia de sobrevivência do grupo frente à intensa modificação do ambiente, e dessa forma, necessita de análise a longo prazo para auxiliar no diagnóstico dos danos ao zooplâncton gerados pela presença da pluma de rejeitos de minérios na região.

Para a comunidade zooplanctônica, os seguintes danos advindos da presença da pluma de rejeitos de minérios foram identificados: a alteração na densidade de organismos zooplanctônicos, a alteração na composição específica do zooplâncton e o aumento na concentração dos EPTs no zooplâncton. Estes danos não puderam ser mensurados quantitativamente em função da escassez de dados pré e logo após o desastre. Sendo assim tais danos foram descritos de forma qualitativa.

Com a chegada da pluma de rejeitos à foz do rio Doce houve um aumento pronunciado da densidade de organismos zooplanctônicos, com valores nunca antes observados na região. As densidades, que na média chegavam a $7.777 \text{ org. m}^{-3}$, alcançaram em média $222.959 \text{ org. m}^{-3}$. Do total de organismos, 80% consistia de apenas duas espécies, *Oithona nana* e *Parvocalanus scotti*, que suportaram as alterações no ambiente e parecem ter tido vantagens sobre os demais organismos do zooplâncton. As densidades reduziram em período subsequente, atingindo médias de $7.096 \text{ org. m}^{-3}$ entre 2018 e 2019, mas ainda não é possível afirmar que retornaram às condições de linha-base. Entre os pontos amostrais próximos à foz do rio Doce, os dados primários no ambiente marinho mostraram que o compartimento 5-A teve alta densidade associada ao ponto C6 durante o período seco enquanto que o compartimento 5-B1 teve a maior densidade associada ao ponto C9, durante o período chuvoso.

O grupo Copepoda foi utilizado como indicador do dano da alteração da composição de espécies, por serem organismos importantes nos ambientes aquáticos e se mostraram dominantes no zooplâncton. Foi possível observar que as espécies representativas (muito frequentes e/ou abundantes) de Copepoda no período pré-desastre (P0), não mantiveram o seu padrão de ocorrência em P1 e P2 na área de estudo. Dentre as espécies representativas, aquelas menos frequentes, como *Clausocalanus furcatus*, *Nannocalanus minor*, *P. crassirostris* e *O. hebes* podem se tornar muito frequentes na área de estudo, por isso merecem atenção em levantamentos futuros. Destaque para as espécies *A. lilljeborgi*, *A. tonsa*, *C. americana*, *C. speciosus*, *F. gracilis*, *M. clausi*, *N. minor*, *O. c. f. plumifera*, *O. similis*, *O. venusta*, *P. parvus* e *Undinula vulgaris* que foram registrados somente durante o período pré-desastre (P0) e assim, seus registros futuros devem ser destacados.

O aumento de EPTs na água também refletiu no aumento de EPTs nos organismos zooplanctônicos, especialmente aquelas obtidas mais próximas da foz do rio Doce. Isto sugere a grande influência do aporte fluvial, proveniente do rio Doce, na distribuição destes elementos pelo ambiente marinho costeiro e sua exposição aos organismos presentes na área. É um dano que não foi classificado, porém através dos dados secundários foi possível observar que para os EPTs avaliados, com exceção do Fe,

houve redução das concentrações observadas. Além disso, como resposta, os níveis de lipoperoxidação também reduziram, exceto nas estações de Abrolhos.

A alta concentração de material em suspensão na coluna d'água proveniente da lama de rejeitos de minérios, a redução do oxigênio dissolvido na água, juntamente à presença de EPTs e alterações no fitoplâncton, favoreceu poucas espécies mais resistentes e influenciou na perda de biodiversidade, provocando um desequilíbrio na comunidade e muito provavelmente em toda a cadeia trófica.

Para uma melhor compreensão da ecologia dos ambientes marinhos e alterações frente ao desastre da Samarco, se faz necessário o emprego de estudos a longo prazo contemplando a comunidade planctônica.

2.3 DANOS ASSOCIADOS AO TRANSPORTE DE SEDIMENTOS

Devido às diferenças dos processos de transporte de sedimento entre ambientes fluviais e costeiros (principalmente a diminuição drástica da velocidade do fluxo, entre outros), uma parte do material em suspensão que vem dos rios tende a se depositar no fundo do oceano. Esta deposição ocorre naturalmente. A chegada do rejeito na região costeira gerou um incremento no lançamento de sedimentos em suspensão e, conseqüentemente, na deposição de sedimentos.

Foram considerados como danos do transporte de sedimentos a sua deposição, além do natural, no fundo do mar. Esta deposição pode afetar os organismos no leito do mar (por exemplo, a fauna bentônica).

2.3.1 METODOLOGIA

A determinação da área e quantidade de material depositado, devido ao rompimento da barragem de Fundão, foi realizada através de simulações matemáticas de um cenário hipotético, onde não ocorreu o rompimento, para calcular a área e a espessura da deposição esperada naturalmente, e outro cenário incluindo os efeitos do desastre. Os dados ambientais utilizados na modelagem foram as informações oceanográficas, hidrológicas e meteorológicas do período simulado (21/10/2015 a 20/10/2016). O software utilizado e detalhes da metodologia já foram explicados no Capítulo 6.5 do TOMO I – Contextualização. Para a estimativa da deposição foi utilizada a concentração de sólidos suspensos vindos do rio Doce. Para o cenário sem o desastre, adotou-se que a relação entre o fluxo de água e fluxo de sólidos (curva chave sólida), identificada na linha-base, se manteve a mesma durante o período do desastre. Já no cenário com rompimento da barragem de Fundão, foi utilizada a concentração de sedimento em suspensão medida, assim incluindo os efeitos do desastre.

A gravidade do dano foi definida utilizando o Fator de Contaminação (FC) e adotado o critério de classificação proposto por Hakanson (1980) conforme é mostrado na Tabela 21. O Fator de Contaminação é a relação entre a diferença de espessura (cenário com desastre menos cenário sem desastre) dividido pela espessura do cenário sem desastre.

Tabela 21 – Critérios de classificação da gravidade do dano.

Classificação	FC	Qualidade
Pouco Grave	<1	Baixa contaminação
Grave	1 a 6	Contaminação moderada
Gravíssimo	>6	Alta Contaminação

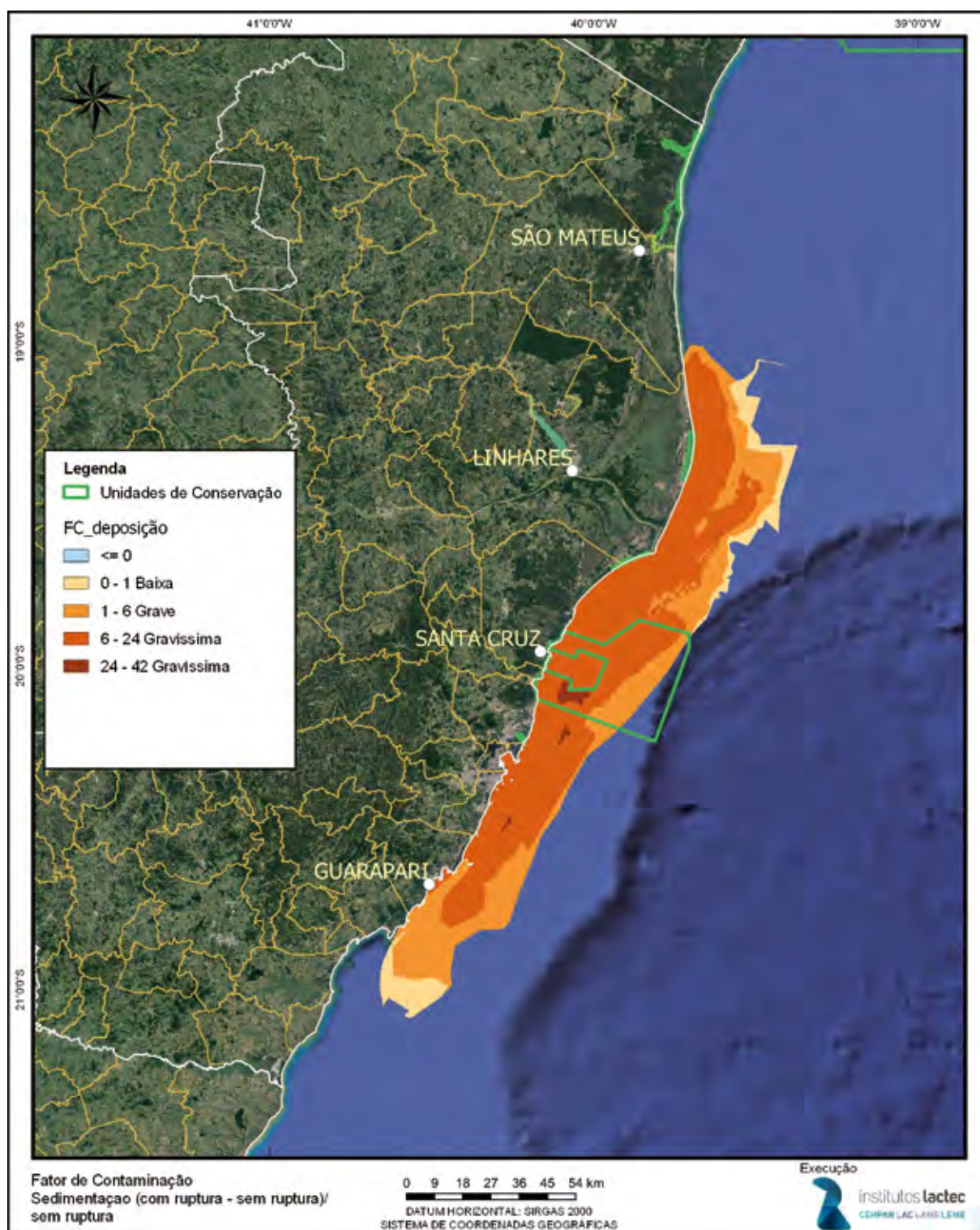
2.3.2 INCREMENTO NA DEPOSIÇÃO DE SEDIMENTOS

Após o desastre observou-se camadas finas de sedimento/rejeito depositadas em regiões próximas a foz do rio Doce. Com o incremento desta deposição (com mais velocidade e com mais intensidade), ocorreu alteração da dinâmica sedimentar local, o que pode prejudicar a vida aquática de organismos que vivem no fundo.

A Figura 54 apresenta a região do fundo do oceano afetada pela deposição da lama proveniente do rompimento da barragem de Fundão, calculada pela metodologia já descrita. A referida figura mostra as regiões com o Fator de Contaminação (FC) correspondente. FC igual a 1 significa que a deposição no cenário com rompimento de Fundão é o dobro do cenário natural (sem rompimento), FC igual a 42 (valor máximo calculado) significa que a deposição devido a ruptura foi 42 vezes maior que a deposição natural do mesmo período. A extensão afetada foi aproximadamente de 80 km para norte da foz do Doce e 140 km para sul (aproximadamente até Guarapari) com largura aproximada de 25 km.

Em termos de dimensão absoluta, a deposição extra devido à ruptura da barragem de Fundão foi em grande parte em torno de 1 mm (no primeiro ano), sendo maior que 1 mm (no primeiro ano) em torno de foz do rio Doce (até 35 km para norte e para Sul e 20 km a leste). Quanto mais próximo da foz do rio Doce, a espessura aumenta, chegando a valores próximos a 10 cm (no primeiro ano) junto a foz.

Figura 54 – Fator de contaminação para a espessura do sedimento depositado, obtidos pela divisão entre a diferença de espessuras de depósito do cenário com desastre e sem desastre pela espessura do cenário de deposição natural (sem desastre).



Execução: Lactec.

O dano foi gravíssimo, já que em praticamente toda área qualificada, a sedimentação decorrente do desastre foi no mínimo seis vezes maior ($FC=6$) do que a sedimentação típica. A sedimentação tende a reduzir, já que a quantidade de sólidos suspensos e sedimentos presentes do rio Doce estão diminuindo ao longo do tempo. A circulação das correntes marinhas e demais interações do ambiente pode parcialmente locomover o material sedimentado para outras regiões próximas, se depositando novamente no leito marinho, portanto, o dano é considerado irreversível.

2.3.3 CONCLUSÕES

A simulação realizada considerou a diferença de dois cenários (Com desastre menos sem desastre) e originou uma área de deposição no fundo do mar, devido ao desastre de Fundão, que na grande maioria tem espessura de 1mm e próximo da foz chega a 10 cm. A gravidade desta deposição foi classificada considerando uma relação de quantas vezes maior foi a deposição devido ao desastre em comparação com a deposição natural. Isso originou o mapa da Figura 54 onde mostra que na maioria das regiões depositadas o dano foi gravíssimo (6 a 24 vezes mais que o natural).

2.4 DANOS À QUALIDADE DOS SEDIMENTOS E COMUNIDADES BENTÔNICAS

Considerando o transporte e deposição do rejeito no mar, no presente item são apresentados resultados da avaliação de dados físicos, químicos e biológicos dos sedimentos junto à foz do rio Doce, relativos ao período posterior ao desastre de Mariana, entre novembro de 2015 e fevereiro de 2019, originados pelo Lactec, pela Fundação Renova e outras instituições que atuaram no tema de qualidade dos sedimentos costeiros nas adjacências da foz do rio Doce. A apresentação de tais resultados visa subsidiar a compreensão dos danos à qualidade dos sedimentos decorrentes do desastre, e neste contexto serão avaliados os seguintes danos:

- Alteração das características granulométricas do sedimento superficial;
- Aumento da concentração de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) no sedimento.

Em consequência das modificações no fundo marinho, os organismos associados aos sedimentos, como a fauna benthica, também foi atingida. Os animais benthicos apresentam estreita relação com as características granulométricas e estado químico dos sedimentos sendo considerados importantes indicadores da qualidade do ambiente, devido sua baixa mobilidade e relação com o ambiente. Em ambientes contaminados as comunidades benthicas tendem a sofrer uma dinâmica de sucessão, com abundância de oportunistas e diminuição da riqueza (PEARSON; ROSENBERG, 1978; WALLER et al., 1996; NYBAKKEN, 2000).

Os animais benthicos são organismos que vivem com íntima relação com o substrato e exercem influência sobre os processos físicos e químicos nas águas do infralitoral e plataforma continental (THRUSH; DAYTON, 2002). Eles constituem uma ligação entre os produtores primários, como o fitoplâncton, macroalgas e vegetação costeira, e os produtores secundários e terciários, como peixes e crustáceos (AMARAL; MIGOTTO, 1980; ANDERSEN; KRISTENSEN, 1992; LENINHAN; MICHELI, 2001; ROSA; BEMVENUTI, 2006).

Além da relevante contribuição para a economia pesqueira, com espécies de elevado interesse comercial como caranguejos e camarões, as comunidades bênticas participam de diversos processos ecológicos, como a aeração do sedimento, ciclagem, regeneração de nutrientes e matéria orgânica, e produção de biomassa em fundos marinhos (MCCALL e TEVESZ, 1982; SOARES-GOMES; PITOMBO e PAIVA, 2009).

2.4.1 METODOLOGIA

A avaliação dos danos a qualidade dos sedimentos adjacentes à foz do rio Doce após rompimento da barragem de Fundão e a chegada de rejeitos no oceano foi baseada em dados primários, referentes a duas campanhas de monitoramento realizadas pelo Lactec, e em dados secundários, originados pela Fundação Renova e outras instituições. Primeiramente, são descritas as base de dados e posteriormente detalhada a metodologia de avaliação de cada um dos danos definidos. Na sequência é apresentada a metodologia aplicada para a macrofauna bêntica.

2.4.1.1 Dados primários

No ambiente marinho, foram realizadas 2 campanhas de monitoramento para coleta de amostras de sedimento, sendo a primeira realizada entre os dias 08 e 11 de julho de 2018, período seco, e a segunda entre os dias 11 e 18 de fevereiro de 2019, período chuvoso. As coordenadas das 13 estações de monitoramento no ambiente marinho são apresentadas na Tabela 2 e a localização destas apresentada na Figura 2.

Para a determinação da localização dos pontos das estações amostrais foi utilizado o equipamento GPS MAP 64s Garmin, utilizando datum SIRGAS 2000 em coordenadas UTM. No momento das coletas as fichas de campo foram preenchidas pela equipe de coleta com as seguintes informações: procedência da amostra, data e hora de coleta, técnico responsável pela coleta, tipo de amostra coletada, descrição das condições climáticas no momento da coleta e no período de 48 horas anteriores, informações sobre a localização do ponto de amostragem incluindo as coordenadas geográficas, profundidade do local, presença ou ausência de pluma do rio Doce sobre o ponto de coleta.

Em cada estação amostral, por meio do uso de draga Petersen, da marca Limnotec, foram coletadas amostras de sedimentos superficiais, destinadas à análise granulométrica e de parâmetros químicos conforme as diretrizes estabelecidas em CESTESB, (2011). As análises de EPTs nos sedimentos requerem cuidados especiais de amostragem, e, para tanto, foram retiradas subamostras que não tiveram contato com a parte metálica do equipamento, a fim de evitar possível contaminação.

As amostras de sedimentos foram armazenadas em frascos plásticos ou potes de vidro, dependendo da análise, e mantidas refrigeradas com gelo em caixa térmica, para posterior encaminhamento ao laboratório para a determinação, em primeiro momento, dos parâmetros químicos conforme os parâmetros expostos pela resolução CONAMA Nº 454/2012 (BRASIL, 2012).

2.4.1.1.1 Análise granulométrica

Para efetuar a caracterização adequada de um sedimento, torna-se necessário proceder a uma análise pormenorizada, utilizando classes granulométricas com pequena amplitude. Quanto menor for a amplitude das classes, melhor é a descrição da variabilidade dimensional das partículas que constituem o sedimento (DIAS, 2004). A Tabela 22 apresenta as variáveis utilizadas para classificação granulométrica do sedimento, de acordo com o tamanho da partícula e com o referido Boletim Técnico.

Tabela 22 – Variáveis físicas (granulométricas) analisadas nos sedimentos superficiais na região costeira.

Variável (%)	Método	Laboratório
Argila (< 0,0039 mm)	IAC - B. técnico 106 2009 Ed. 1ª	Controle Analítico
Silte (≥ 0,0039 e < 0,062 mm)	IAC - B. técnico 106 2009 Ed. 1ª	Controle Analítico
Areia Muito Fina (≥ 0,062 e < 0,125 mm)	IAC - B. técnico 106 2009 Ed. 1ª	Controle Analítico
Areia Fina (≥ 0,125 e < 0,250 mm)	IAC - B. técnico 106 2009 Ed. 1ª	Controle Analítico
Areia Média (≥ 0,250 e < 0,500 mm)	IAC - B. técnico 106 2009 Ed. 1ª	Controle Analítico
Areia Grossa (≥ 0,500 e < 1,000 mm)	IAC - B. técnico 106 2009 Ed. 1ª	Controle Analítico
Areia Muito Grossa (≥ 1,000 e < 2,000 mm)	IAC - B. técnico 106 2009 Ed. 1ª	Controle Analítico
Cascalho (≥ 2,000 mm)	IAC - B. técnico 106 2009 Ed. 1ª	Controle Analítico

2.4.1.1.2 Análises químicas

As variáveis químicas de qualidade dos sedimentos analisadas em laboratório, seus limites de quantificação e o método de análise estão descritos na Tabela 23. Os laudos com os resultados das análises laboratoriais estão disponíveis no Apêndice E.

Tabela 23 – Variáveis químicas, limites de quantificação e métodos de análise dos sedimentos na região costeira.

Variável	Limite de Quantificação (mg/kg)	Método	Laboratório
Alumínio total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Antimônio (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Arsênio total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Bário total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Cádmio total (mg/kg)	0,02	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Chumbo total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Cobalto total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Cobre total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Cromo total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Estrôncio total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Ferro total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Fósforo total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Manganês total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Mercúrio total (mg/kg)	0,002	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico

Variável	Limite de Quantificação (mg/kg)	Método	Laboratório
Molibdênio total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Níquel total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Prata total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Selênio total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Vanádio total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Zinco total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Nitrogênio Kjeldahl Total (mg/kg)	10	SMEWW 4500 Norg C Ed. 22	Controle Analítico
Nitrato (mg/kg)	10	DIN 14256-2 2006	Controle Analítico
Nitrito (mg/kg)	1	DIN 14256-2 2006	Controle Analítico
Nitrogênio Total (mg/kg)	5	SMEWW 4500N Ed. 22	Controle Analítico
Carbono Orgânico Total (%)	0,01	POP 089 Ed. 15	Controle Analítico
Fenol (mg/kg)	3	EPA 9065	Controle Analítico
Cromo Total (mg/kg)	0,5	POP-FQ-081 Rev. 07	Tommasi
Cromo Trivalente (mg/kg)	2	POP PA 016 - Rev.07	Tommasi
Cromo Hexavalente (mg/kg)	0,01	EPA 6010 D:2014/EPA 3060 A:1996	Tommasi

2.4.1.2 Dados secundários

Os principais levantamentos de dados de qualidade do sedimento pós-desastre na região costeira foram realizados pela Fundação Renova, por instituições acadêmicas, destacando-se a Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) e Universidade Federal de Rio Grande (FURG), pela Marinha do Brasil e pelo ICMBio.

O levantamento de dados mais robusto foi realizado pela Fundação Renova, a qual promoveu coletas de amostras nas proximidades da foz do rio Doce e ao longo da costa do Espírito Santo e Bahia, nos pontos de monitoramento e com a cronologia apresentada no item 2.1.1.1.2. O monitoramento de qualidade do sedimento nestas estações amostrais foi realizado com periodicidade mais abrangente e o monitoramento da qualidade da água, sendo as coletas realizadas semanalmente ou mensalmente, na maior parte do tempo, e se estendeu até julho de 2017. Os dados provenientes deste período são denominados “monitoramento emergencial”.

Após julho de 2017 até o momento atual, a Fundação Renova passou a monitorar a qualidade dos sedimentos de acordo com o estabelecido no Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos – PMQQS, onde a periodicidade de coleta de dados passou a ser mensal na região costeira. Os dados provenientes deste período são identificados como “PMQQS” no presente relatório. O banco de dados de qualidade de sedimento referente ao período emergencial foi fornecido pela Fundação Renova, e o banco de dados referente ao período do PMQQS foi fornecido e validado pelo Grupo Técnico de Acompanhamento do Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos do rio Doce, Zona Costeira e Estuários, instituído pelo Comitê Interfederativo.

As bases de dados de qualidade de sedimento levantadas por outras instituições foram solicitadas às instituições competentes, porém não foram enviados os dados brutos gerados por estas. Desta maneira, os dados apresentados neste relatório e utilizados na avaliação dos danos foram retirados de relatórios emitidos por estas instituições. Após a análise dos relatórios foi possível utilizar os dados presentes nas seguintes referências, que compreendem a maior parte dos dados gerados por expedições realizadas por outras instituições:

- Resultados parciais das análises realizadas em amostras coletadas na plataforma adjacente a foz do rio Doce: embarque Noc. Vital de Oliveira (UFES, 2016b);
- Resultados parciais das análises realizadas em amostras coletadas na plataforma adjacente a foz do rio Doce, APA Costa das Algas e Plataforma de Abrolhos: embarque Solancy Moura (UFES, 2016a);
- 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 (UFES, 2017).

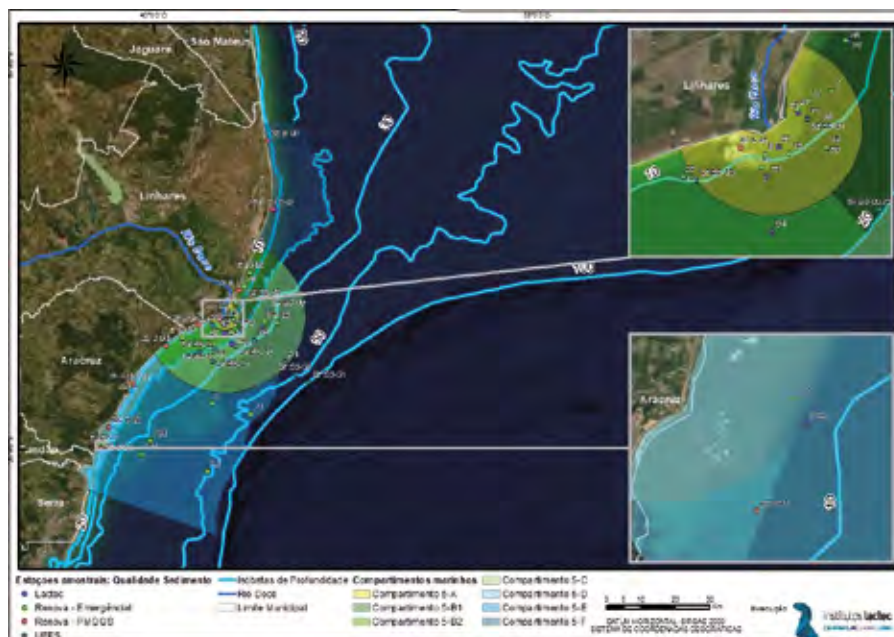
2.4.1.3 Compartimentalização da área avaliada

Conforme descrito na apresentação deste volume, o ambiente marinho, identificado como compartimento 5, foi dividido em sete subcompartimentos visando permitir o entendimento da abrangência e magnitude dos danos ao longo da costa do Espírito Santo. Os compartimentos em conjunto com as estações amostrais de qualidade do sedimento pós-desastre, tanto de dados primários, quanto de dados secundários, são apresentados na Tabela 24 e podem ser visualizados espacialmente na Figura 55. Destaca-se que os compartimentos que apresentam o maior número de estações amostrais são os mais próximos à foz do rio Doce.

Tabela 24 – Estações amostrais em cada compartimento do ambiente marinho.

Compartimento	Estações de Monitoramento		
	Lactec	Renova - Emergencial	Renova PMQQS
Compartimento 5-A	C3, C5, C6, C8	1N, 1S, 1E, P1, IA, II, III, IV, V	-
Compartimento 5-B1	C9, C14	2N, 3N, 4N	ZCN 01
Compartimento 5-B2	C4, C7, C15	2S, 3S, 4S	ZCS 04, ZCS05, ZCS 06
Compartimento 5-C	C16	P2, 2E, 3E, 4E, P3, P4, P5	-
Compartimento 5-D	C11, C12	XV	ZCS 01, ZCS 02, ZCS 03
Compartimento 5-E	-	X, XI, XII, XIII, XIV	-
Compartimento 5-F	C13	-	ZCN02, ZCN03

Figura 55 – Compartimentalização do ambiente marinho e principais pontos de monitoramento da qualidade dos sedimentos avaliados em cada compartimento.



Execução: Lactec.

2.4.1.4 Segmentação temporal

Os dados de qualidade do sedimento que caracterizam a região marinha adjacente à foz do rio Doce, no período anterior ao desastre, são aqueles gerados antes da chegada da pluma de rejeitos na foz do rio Doce, em 21 de novembro de 2015 (CPRM, 2016). Após esta data inicia o período pós-desastre, que foi dividido de acordo com a sazonalidade, em período seco e chuvoso, seguindo a divisão já apresentada no item 2.1.1.3 de Qualidade das Águas (Tabela 5). Ressalta-se que o período P4 abrange o ano de 2018 e se estende até fevereiro de 2019, para incluir a campanha do Lactec na avaliação dos danos, porém os dados secundários foram utilizados somente até o final de dezembro de 2018.

Os dados provenientes do período pré-desastre são resultantes principalmente de estudos para fins de licenciamento ambiental ao longo da costa do ES e de pesquisas científicas realizadas nesta região, abrangendo um período de 1992 a 2015.

2.4.1.5 Mensuração dos danos

A qualidade do sedimento pode ser alterada em diferentes aspectos ou variáveis que poderão gerar diferentes danos. Assim, para avaliá-los, é necessário quantificar se uma determinada variável apresentou alteração em decorrência do desastre, e qualificar estas alterações em relação aos valores encontradas na linha base e em padrões nacionais e internacionais de qualidade do sedimento. Desta maneira, para a mensuração da magnitude de cada um dos danos à qualidade dos sedimentos foram elencados indicadores, conforme indicado na Tabela 25. Ressalta-se que o parâmetro cobalto não foi analisado no ambiente marinho visto que não foram encontrados dados históricos deste parâmetro para a região analisada.

Tabela 25 – Indicadores dos danos à qualidade de sedimento.

Danos	Indicadores
Alteração das características granulométricas do sedimento superficial	Distribuição granulométrica, porcentagem de argila, silte e areia
Aumento das concentrações de EPTs no sedimento	Alumínio (mg/kg), arsênio (mg/kg), bário (mg/kg), cádmio (mg/kg), chumbo (mg/kg), cobre (mg/kg), cromo (mg/kg), ferro (mg/kg), manganês (mg/kg), mercúrio (mg/kg), níquel (mg/kg), zinco (mg/kg)

Para qualificar e quantificar cada um destes indicadores foi verificada a necessidade de responder às seguintes perguntas:

- As características granulométricas do sedimento se alteraram em relação aos padrões verificados na linha base?
- As concentrações de EPTs pós-desastre ultrapassaram as concentrações/níveis verificados na linha base? Em que extensão e por quanto tempo?
- As concentrações de EPTs verificadas pós-desastre ultrapassaram os limites determinados na legislação nacional? Em que extensão e por quanto tempo?
- As concentrações de EPTs pós-desastre alteraram-se em níveis de potencial efeito negativo a biota aquática? Em que extensão e por quanto tempo?

Estas perguntas foram respondidas de forma conjunta através de uma série de análises estatísticas e ilustradas por meio de gráficos e figuras neste relatório. Nas seções subsequentes serão descritas as análises realizadas para responder estas perguntas e avaliar os danos à qualidade dos sedimentos.

2.4.1.5.1 Escala de magnitude dos danos à qualidade do sedimento

Os danos relacionados à qualidade do sedimento tiveram sua magnitude mensurada de acordo com a variação das concentrações dos indicadores, que tiveram suas alterações classificadas na seguinte escala: Categoria A, Categoria B e Categoria C. A definição das diferentes categorias é apresentada a seguir.

Categoria A: valores abaixo do limite do Nível 1 da resolução CONAMA nº 454/2012 e dentro da variação histórica pré-desastre;

Categoria B: valores de acordo com a variação histórica pré-desastre, mas que não atenderam aos limites do Nível 1, ou então, valores que extrapolaram a variação histórica pré-desastre, mas que atenderam aos limites do Nível 1;

Categoria C: valores em desacordo como Nível 1 da resolução CONAMA Nº 454/2012 e que extrapolaram a variação histórica pré-desastre.

O Nível 1 da resolução CONAMA nº 454/2012 representa o limiar para o qual valores inferiores a este há menor probabilidade de efeitos adversos à biota, ou seja, acima destes níveis possivelmente já são esperados efeitos negativos a biota aquática.

De forma complementar, para as variáveis que não apresentam padrões estabelecidos pelo CONAMA, foram utilizados padrões internacionais estabelecidos em publicação da *National Oceanic and Atmospheric Administration - NOAA*, dos Estados Unidos, denominada *Screening Quick Reference*

Tables (BUCHMAN, 2008), que reúne padrões de qualidade dos sedimentos utilizados em diversos países em uma única publicação. Os valores utilizados são baseados em testes que avaliam os efeitos das concentrações de parâmetros de qualidade sobre a biota aquática, desta maneira são limites que caso ultrapassados, são esperados a ocorrência de efeitos sobre a biota aquática. Foram utilizados os índices de concentração provável de efeito (“Probable Effect Level” - PEL), que é a concentração acima da qual efeitos biológicos adversos ocorrem com frequência, concentração limiar de efeito (“Threshold effects level” - TEL) que é a concentração abaixo da qual efeitos biológicos adversos ocorrem raramente, e o índice de qualidade de sedimentos denominado limite de efeitos aparentes (“Apparent effects threshold” – AET) que identifica concentrações no sedimento acima das quais efeitos adversos possivelmente ocorrerão. Ressalta-se que a resolução CONAMA 454/2012 também se baseou nos índices TEL e PEL, que correspondem aos limites de “Nível 1” e “Nível 2”, respectivamente.

Na Tabela 26 podem ser visualizados os valores dos padrões utilizados para classificação da magnitude das alterações de cada indicador dos danos definidos.

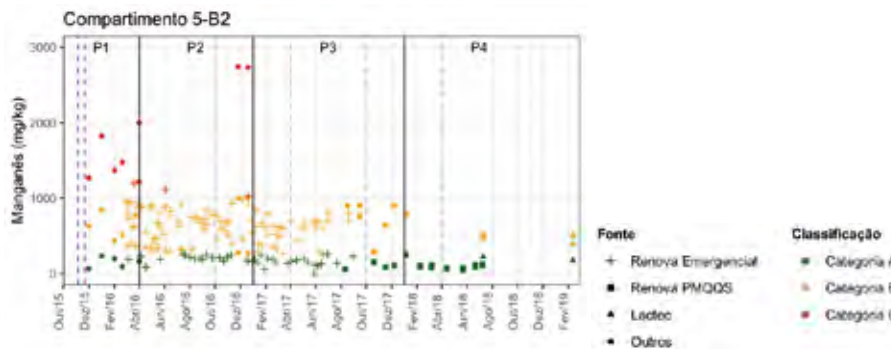
Tabela 26 – Padrões utilizados para classificação da magnitude das alterações dos indicadores do dano referente ao aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos - EPTs.

Dano	Indicador	Magnitude do Dano	
		Padrão 1 - Nível 1 CONAMA 454, TELb ou AETc (BUCHMAN, 2008)	Padrão 2 - Máximo histórico linha base
Aumento da concentração de EPTs no sedimento	Alumínio (mg/kg)	18000c	63804,39
	Arsênio (mg/kg)	19a	134
	Bário (mg/kg)	130,1b	615
	Cádmio (mg/kg)	1,2a	1,13
	Chumbo (mg/kg)	46,7a	40,31
	Cobre (mg/kg)	34a	39,75
	Cromo (mg/kg)	81a	143,83
	Ferro (mg/kg)	220000c	79419,2
	Manganês (mg/kg)	260c	1026,52
	Mercúrio (mg/kg)	0,3a	0,62
	Níquel (mg/kg)	20,9a	31,1
	Zinco (mg/kg)	150a	98,1

2.4.1.5.2 Classificação e evolução dos danos à qualidade do sedimento

Primeiramente, os dados de qualidade do sedimento foram classificados em relação a magnitude das alterações verificadas (Categoria A, Categoria B e Categoria C) de acordo com os indicadores listados na Tabela 25. A classificação ocorreu para cada dado pós-desastre, em cada um dos compartimentos definidos na área marinha adjacente à foz do rio Doce (ver item 2.4.1.3) e segmentação temporal definida no item 2.4.1.4. Assim, cada um dos dados pós-desastre teve seu valor comparado com o limite legislado e com o máximo histórico registrado no período pré-desastre. A partir disto foram gerados gráficos ilustrando o comportamento dos dados de qualidade do sedimento ao longo do tempo após o desastre, conforme exemplo da Figura 56.

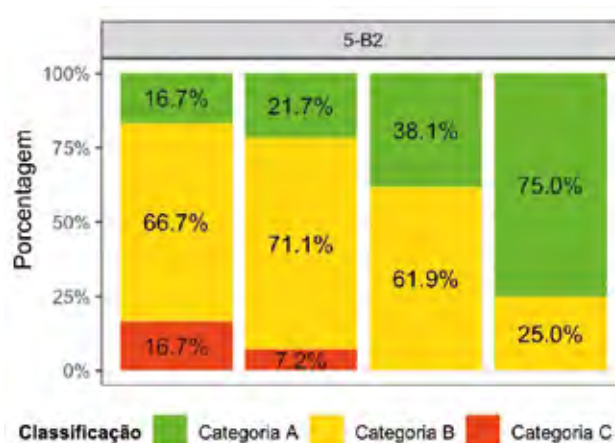
Figura 56 – Gráfico de dispersão com a classificação da gravidade dos dados de manganês total no compartimento 5-B2.



Os gráficos de classificação dos dados quanto às alterações em relação aos máximos históricos e ao Nível 1 da Resolução CONAMA Nº 454/2012 são apresentados para cada indicador em cada um dos compartimentos definidos no item 2.4.1.3. Nos gráficos, pode ser visualizada a segmentação temporal definida no item 2.4.1.4 (P1, P2, P3 e P4) por meio de linhas verticais com tonalidade mais escura e também a diferenciação dos períodos secos e chuvosos via linhas verticais pontilhadas. Para diferenciação da classificação da categoria de alteração dos dados foram utilizadas as cores verde para Categoria A, laranja para Categoria B e vermelho para Categoria C. Os dados também foram classificados de acordo com a fonte que os originou, seguindo as seguintes nomenclaturas definidas no item 2.4.1.2: Renova Emergencial, Renova PMQQS, Lactec e outras Instituições.

Após essa classificação inicial dos dados, foi realizada a classificação geral da alteração para cada indicador por compartimento. Neste caso, todos os dados inicialmente classificados foram agrupados por compartimento nas categorias “A”, “B” e “C”. Além disso, os dados foram agrupados de acordo com os períodos: P1 - “novembro/2015 a março/2016”, P2 - “abril/2016 a dezembro/2016”, P3 - “janeiro/2017 a dezembro/2017” e P4 “janeiro/2018 a fevereiro/2019”. Os resultados deste agrupamento são ilustrados através de gráficos de barra conforme exemplo da Figura 57.

Figura 57 – Gráfico de barra com os dados classificados agregados por compartimento e segmentação temporal para o parâmetro manganês total.



Após foi realizado um cálculo de proporção entre os dados classificados nas categorias de alteração “Categoria A”, “Categoria B” e “Categoria C” para cada um dos compartimentos, considerando cada um dos períodos de tempo. Para a classificação da categoria de alteração de cada indicador, levou-se em consideração os dados do período P1 (novembro/2015 a março/2016), visto que neste período foram verificadas as maiores alterações na qualidade dos sedimentos, de acordo com as seguintes definições:

- Categoria A: Pelo menos 1/3 dos dados classificados como Categoria A; sendo que os dados classificados nas Categoria C e B não superaram 1/3 do total.
- Categoria B: Pelo menos 1/3 dos dados classificados como Categoria B, sendo que os dados classificados na Categoria C não superaram 1/3 do total;
- Categoria C: Pelo menos 1/3 dos dados classificados como Categoria C;

Portanto, no exemplo da Figura 57, a classificação da alteração seria na Categoria B visto que essa classe ocorreu em maior percentual em todos os meses de P1.

Para alguns indicadores onde foram observados dados não condizentes com a realidade, provavelmente devido a erros durante as coletas e análises ou a utilização de limites de quantificação não adequados, ou quando a linha base não parece ser condizente com as condições reais de qualidade do sedimento na foz do rio Doce devido à insuficiência da base de dados, a classe de gravidade foi definida considerando estes aspectos para a caracterização do dano.

A despeito dos diferentes indicadores utilizados, a classificação final do dano em relação ao aumento da concentração de EPTs no sedimento levou em conta a categoria de alteração mais severa registrada para pelo menos um dos indicadores do dano, de acordo com o estabelecido na Tabela 27.

Tabela 27 – Critério para definição da gravidade do dano
“aumento da concentração de EPTs no sedimento”.

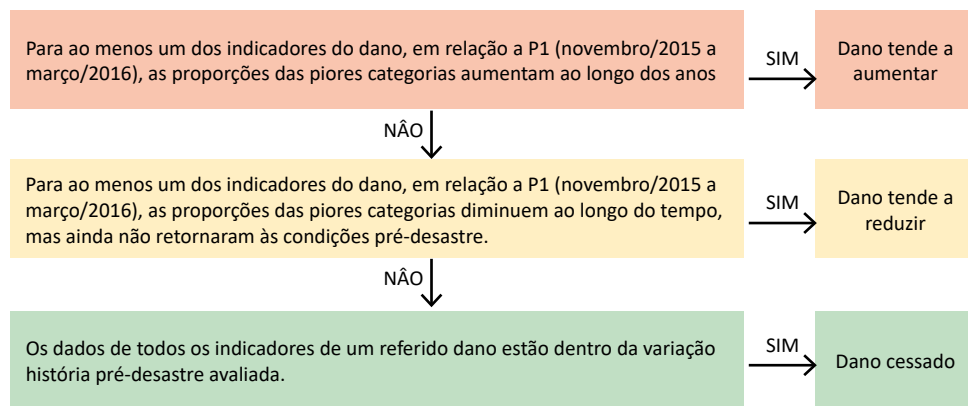
Gravidade	Critério	Interpretação
Pouco grave	Todos os indicadores foram classificados na categoria A em relação ao P1.	Dano que perdurou por um menor tempo em relação aos demais e/ou apresentou alterações menores em termos de magnitude com relação à linha-base.
Grave	Nenhum dos indicadores foi classificado na categoria C em P1 e ao menos um dos indicadores foi classificado na categoria B no mesmo período.	Quando observada alteração em relação à linha-base, mas de acordo com os padrões legislados. Ou então, quando não se atendeu ao padrão legislado, mas essa condição já era observada antes do rompimento.
Gravíssimo	Pelo menos um dos indicadores foi classificado na categoria C em P1	Indica alterações mais significativas em relação à linha-base, haja vista sua maior duração e magnitude.

Ao longo dos demais períodos, observou-se a tendência do dano em relação à situação observada para P1, ou seja, se o dano cessou (retorno às condições de linha-base), tendeu a reduzir (em relação a P1, as condições melhoraram, mas ainda não retornaram à linha-base) ou tendeu a aumentar (em relação a P1, as condições pioraram). Para tanto, foi levado em conta o fluxo de condições apresentado na Figura 58. Convém esclarecer que as referidas condições tratam-se de diretrizes gerais que nortearam a avaliação de tendência de evolução do dano. Contudo, ao longo da discussão dos resultados levou-se em consideração também as particularidades dos dados obtidos para cada

indicador bem como dos compartimentos. Foi ainda realizada uma análise conjunta dos resultados dos gráficos da classificação individual dos dados pós-desastre nas categorias A, B e C (Figura 56) e dos gráficos das proporções das categorias (Figura 57). A existência de dados pós-desastre superando os máximos históricos pré-desastre foram considerados alertas, indicando ainda alterações em relação às condições de linha-base.

Ainda, quanto a tendência de evolução do dano, caso um dano ainda não tenha sido considerado como cessado em compartimentos a montante do ambiente marinho (ambiente fluvial e estuarino), este dano não foi considerado como cessado no ambiente marinho mesmo que apresente as características definidas acima para considera-lo como cessado, devido a possibilidade de alterações que ainda ocorrem a montante virem a influenciar a qualidade do sedimento do ambiente marinho. É importante destacar que, em virtude de o número de estações de monitoramento variar de compartimento para compartimento e a frequência das campanhas de monitoramento ter se alterado ao longo do tempo, os percentuais não foram calculados em cima do mesmo número de observações.

Figura 58 – Fluxo de condições gerais de avaliação de tendência de evolução dos danos à qualidade da água.



Fonte: Lactec.

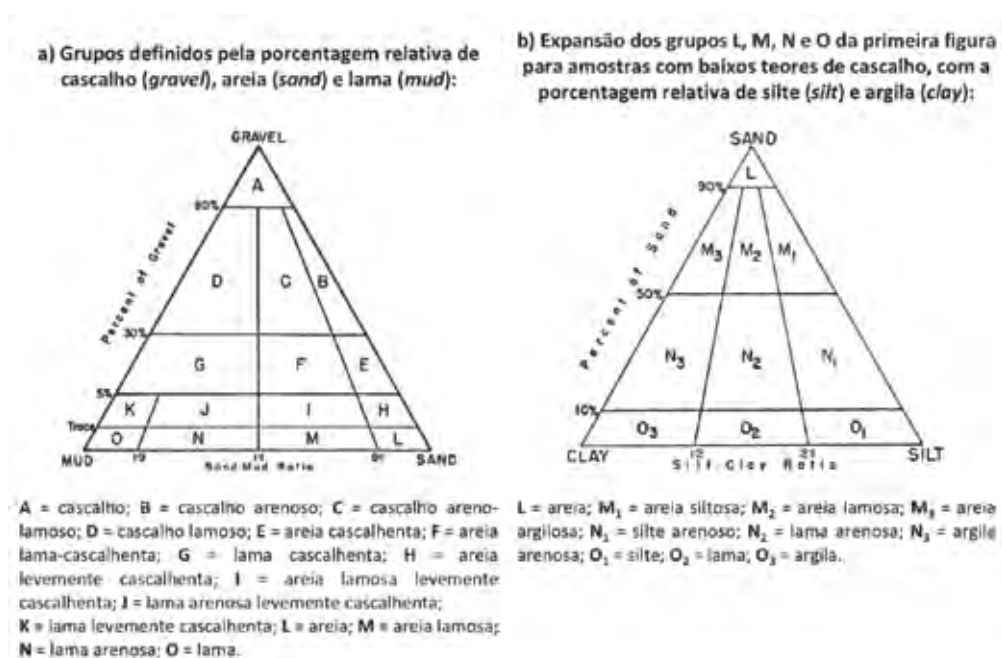
No caso do dano em relação a alteração das características granulométricas do sedimento, não foi possível realizar uma avaliação quantitativa do dano, por meio de classes como a realizada para os parâmetros químicos, tendo em vista a falta de dados brutos de granulometria do sedimento nas adjacências da foz do rio Doce e também devido a ocorrência uma variedade natural das características granulométricas da região de estudo, envolvendo a ocorrência tanto de sedimentos com predomínio de areia quanto sedimentos onde a argila é predominante na região.

Dessa forma, cada um dos resultados de granulometria em sedimento pós-desastre foi classificado de acordo com a classificação textural proposta por Folk (1954), baseada nas proporções entre as frações da escala granulométrica presentes em cada amostra (Figura 59). A base da classificação é um diagrama triangular no qual são plotadas as proporções de cascalho (material mais grosso que 2 mm), areia (material entre 0,0625 e 2 mm) e lama (definida aqui como material mais fino que 0,0625 mm, isto é, silte mais argila). Ressalta-se que as divisões utilizadas por Folk (1954), são idênticas a classificação granulométrica estabelecida no Boletim Técnico 106 do Instituto Agrônomo de Campinas – IAC (CAMARGO et al., 2009) para cascalho, areias e materiais mais finos (silte e argila). No caso de

sedimentos lamosos, uma divisão tríplice é sugerida: se a fração de lama contiver mais de 67% de silte (isto é, relação silte-argila maior que 2: 1), o material deve ser chamado de “silte”; se mais de 67% de argila estiver presente, deve ser chamado de “argila”; e para misturas intermediárias, o termo “lama”. Assim, por exemplo, o maior grupo de areia lamosa pode ser dividido em areia argilosa ou areia siltosa, uma vez que tanto o tamanho do grão da fração de areia como a composição da lama devem ser especificados.

A partir desta classificação textural, foi realizada a avaliação das características granulométricas do sedimento ao longo dos meses monitorados, de forma a identificar eventuais alterações ao longo do tempo, bem como comparar as características predominantes em cada compartimento em comparação com aquelas descritas anteriormente na região de acordo com a bibliografia.

Figura 59 – Diagramas triangulares com as classes propostas por Folk (1954).



Fonte: Folk (1954; p. 346 e 349).

De acordo com Aprile, Lorandi e Junior (2004), os sedimentos do canal central da foz do rio Doce são provenientes de duas fontes distintas: as frações de maior diâmetro são oriundas dos mecanismos de dinâmica costeira, enquanto que as frações de menor diâmetro são provenientes do transporte direto pela bacia de drenagem e por processos erosivos dos solos marginais. Outro ponto a destacar é que, no atual estágio de desenvolvimento do delta do rio Doce, as areias foram depositadas principalmente na planície deltaica e em áreas proximais à foz, o que limitaria a contribuição dessas frações para o mar, de forma que a carga suspensa, que é essencialmente a fração mais fina (areia fina e lama), é transportada e depositada na plataforma continental interna, formando depósitos lamosos e lodosos (QUARESMA et al., 2015). Desta forma, a caracterização da influência dos aportes continentais (rio Doce) sobre a região costeira se caracteriza principalmente pelos teores de sedimentos finos, sendo esta a abordagem utilizada na interpretação dos resultados.

2.4.1.6 Metodologia para macrofauna benthica

Para a avaliação da estrutura da macrofauna benthica do compartimento marinho foram selecionadas as mesmas 13 estações amostrais descritas para qualidade das águas e dos sedimentos (Tabela 2).

Um total de 7 estações esteve localizada nas proximidades da foz do rio Doce (C3, C4, C5, C6, C7, C8 e C16), no município de Regência (ES), 3 estações ao norte da foz (C9, C13 e C14) na região de Linhares (ES) e 3 (C11, C12 e C15) ao sul, em Aracruz (ES). As coletas foram realizadas em dois períodos do ano, seco (Campanha realizada de 4 a 11 de julho de 2018) e chuvoso (Campanha realizada de 10 a 19 de fevereiro de 2019). Os resultados das campanhas são apresentados no Documento Suplementar MACROFAUNA BÊNTICA.

As amostras da macrofauna benthica foram coletadas utilizando um amostrador do tipo busca-fundo modelo Petersen, com área de 0,07 m² (Figura 60A e B) (CALAZANS, 2011). O volume de sedimento no interior do amostrador constituiu uma amostra. A amostra foi considerada válida quando pelo menos 2/3 do volume do amostrador estava preenchido por sedimento (Figura 60C). Em cada estação foram coletadas três réplicas amostrais. Além das amostras da fauna também foi colhida uma amostra para a obtenção das características químicas e granulométricas do sedimento (ANA, 2011).

Figura 60 – Equipamentos utilizados para as coletas e estocagem das amostras da macroinfauna benthica do ambiente marinho, em A e B. e em C. Exemplo de uma amostra considerada válida.



Fonte: Lactec.

No campo as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos identificados e fixadas com uma solução de formalina à 10% (Figura 61). No laboratório as amostras foram lavadas sob peneira com malha de abertura 0,5 mm e posteriormente triadas em cubas plásticas com o auxílio de uma lupa com aumento de 10x. Os organismos foram coletados e transferidos para frascos com álcool etílico 70% (LINCOLN e SHEALS, 1979; CALAZANS, 2011; ANA, 2011). A amostra de sedimento foi enviada para o laboratório *in natura* no dia posterior à coleta no campo.

Com auxílio de um microscópio estereoscópico os organismos foram identificados ao menor nível taxonômico possível, a partir de consultas às bibliografias especializadas. Os animais foram identificados, contados e conservados em álcool etílico 70%. Alguns exemplares de cada morfotipo foram separados para o tombamento de amostras junto à coleção de Invertebrados do Museu de História Natural Capão da Imbuia em Curitiba (PR).

As métricas utilizadas para a descrição da estrutura das comunidades bênticas foram: composição, riqueza (número de taxa), abundâncias médias, densidades e os índices de diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou (detalhes no Documento Suplementar MACROFAUNA BÊNTICA).

Para analisar as possíveis diferenças das abundâncias médias e dos números de taxa entre as 13 estações de coletas e entre os períodos amostrais foram utilizadas análises de variância unifatorial. Análises de variância bifatorial foram aplicadas para testar diferenças significativas entre os descritores, estações amostrais e períodos do ano. No caso dos valores significativos ($p < 0,05$) foi aplicado o Teste *a posteriori* de Tukey (HSD), ou seja, diferença mínima significativa para a hierarquização das médias.

Com o objetivo de verificar o grau de associação entre as estações amostrais e os taxa da macrofauna bêntica foi realizada a análise de agrupamento MDS (Multidimensional scaling) com os dados transformados da abundância através de $\log(x+1)$. Como medida de similaridade foi adotado o índice de Bray-Curtis.

Para relacionar as abundâncias médias dos taxa numericamente dominantes com as características sedimentológicas e as concentrações dos EPTs (As, Pb, Cu, Cr, Al, Fe, e Mg), foi empregada a análise de correspondência canônica. No diagrama da análise as variáveis ambientais são representadas pelas setas ou vetores e apontam na direção dos valores máximos. O seu comprimento é proporcional à correlação com os eixos plotados.

Figura 61 – Fotos de uma amostra da macrofauna bêntica em A. e, da estocagem das amostras do ambiente marinho na zona costeira do Espírito Santo em B. e C.

A.



B.



C.



Fonte: Lactec.

Para a caracterização e análise do dano na estrutura das comunidades bênticas do ambiente marinho foram utilizados os seguintes critérios: abrangência, gravidade, tendência e reversibilidade.

Com relação a abrangência, nesse estudo foram plotadas 13 estações de coletas no ambiente marinho visando contemplar a região da foz do rio Doce e, as regiões ao norte e ao sul da foz, onde a pluma de sedimentos apresentou maior intensidade e permanência.

Para a caracterização da gravidade do dano foi levado em consideração a seguinte escala de magnitude do dano: para diminuição dos índices ecológicos em até 10% dos valores verificados na linha base o dano foi classificado em pouco grave; para diminuição entre 11% a 50% foi classificado como grave; e, gravíssimo apresentando diminuição dos índices ecológicos acima de 50%.

A tendência do dano foi avaliada e classificada a partir de 2019, entre as possibilidades: dano cessado; tende a reduzir, se o dano encontra-se estabilizado de forma que não houveram reduções dos índices ecológicos ao longo da escala do tempo avaliado; tende a evoluir, se houve diminuição dos valores dos índices ecológicos ao longo dos períodos avaliados.

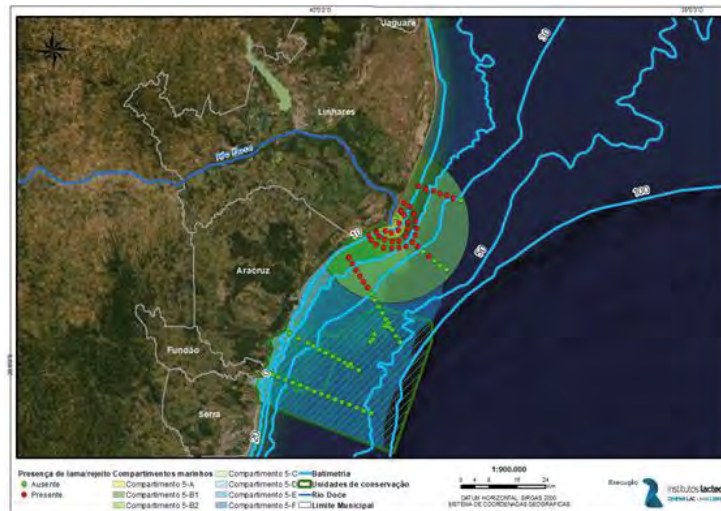
A reversibilidade do dano seguiu o critério de classificar o totalmente reversível de acordo com a possibilidade dos índices ecológicos restabelecerem o *status quo* (valores observados antes do acidente), dano parcialmente reversível se houver possibilidade das comunidades se reestruturarem mesmo não sendo como a condição inicial, ou irreversível se o dano não apresentar reparação ou reversão da condição inicial.

2.4.2 ALTERAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS GRANULOMÉTRICAS DO SEDIMENTO SUPERFICIAL

Na maior parte do período P1 (novembro/2015 a fevereiro/2016), não foram realizadas análises granulométricas pela Fundação Renova na área marinha adjacente à foz do rio Doce logo após a chegada da pluma de rejeitos, sendo que a UFES realizou apenas três campanhas amostrais para coleta de dados de sedimentologia na região, dificultando a quantificação do dano relativo a alteração da granulometria do sedimento superficial nas adjacências da foz do rio Doce. A baixa disponibilidade de dados brutos relativos à distribuição granulométrica do sedimento superficial aumenta a dificuldade de quantificar as alterações que ocorreram em decorrência da sedimentação do material oriundo do desastre. Entretanto, o Lactec elaborou uma modelagem que quantificou o incremento na deposição de sedimento no leito marinho em decorrência do desastre, que estimou a deposição de uma camada de até 10 centímetros de espessura nas proximidades da foz do rio Doce (para maiores detalhes ver item 2.3). Com relação a este tema, a Samarco/Fundação Renova realizou um estudo relativo à ocorrência de deposição de rejeitos no leito marinho (GOLDER, 2016), que mapeou as áreas onde ocorreu deposição de rejeito nas adjacências da foz do rio Doce. Neste estudo, realizado em março de 2016, foi identificado que ocorreu deposição de rejeito até uma área de 22 quilômetros da foz do rio Doce, abrangendo os compartimento 5-A, 5-B1, 5-B2 e 5-C (Figura 62). Desse modo é possível afirmar que ocorreu um dano relacionado a alteração da granulometria do sedimento superficial, que pode ter vindo a afetar os organismos bentônicos de fundos inconsolidados e consolidados.

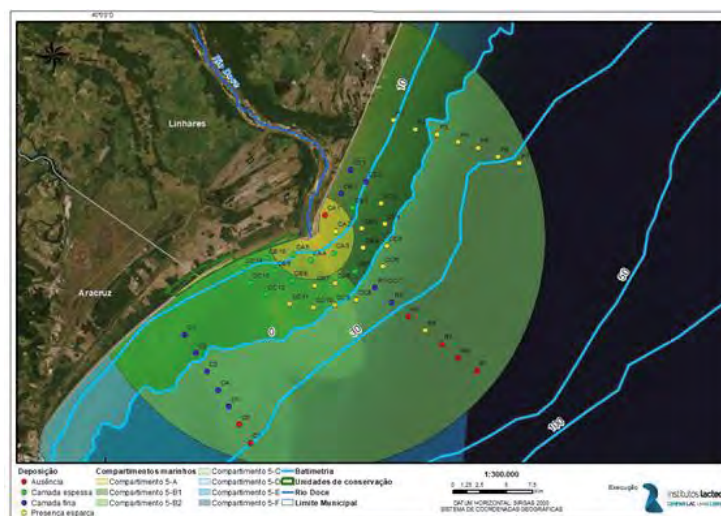
É importante afirmar que a deposição de rejeito e alteração das características granulométricas podem não ter se estendido apenas até o mapeamento realizado por Golder (2016), visto que este foi realizado em um momento após o desastre, podendo a deposição ter ocorrido em outras áreas antes ou depois deste mapeamento. Ainda, com relação a este estudo, foi avaliada a espessura da camada de rejeito depositada, que indicou que os rejeitos preferencialmente se depositaram ao sul da foz do rio Doce, no compartimento 5-B2, onde as amostras apresentaram em sua maioria as camadas mais espessas de lama, entretanto camadas espessas foram identificadas nos compartimentos 5-A e 5-B1 também (Figura 63).

Figura 62 – Amostras nas adjacências da foz do rio Doce em que se verificou a ocorrência de rejeito em março de 2016.



Execução: Lactec.

Figura 63 – Classificação dos pontos de vistoria quanto a espessura da camada de depósitos de rejeito realizada por Golder, (2016).



Execução: Lactec.

Quanto a análise dos dados de granulometria, conforme mencionado anteriormente, os dados no período P1 para este parâmetro são compostos principalmente por dados oriundos de uma única estação amostral, localizada no compartimento 5-A. A análise granulométrica nas demais estações monitoradas no período emergencial foram iniciadas, para este parâmetro, apenas em 02/03/16, o que justifica a abrupta mudança na proporção de classes granulométricas entre fevereiro/2016 e mar/16 (Figura 64). De forma similar, a partir de julho/2017 ocorreu a transição entre o monitoramento emergencial e o PMQQS, quando a malha amostral e a periodicidade foram alteradas, resultando em uma menor variabilidade das características granulométricas dentro de um mesmo mês monitorado. Desta forma, a descrição das características granulométricas se concentrará nos resultados obtidos no período emergencial de monitoramento (fevereiro/2016 a agosto/2017), onde a maior quantidade de

pontos e periodicidade de amostragem possibilitam uma melhor compreensão das características dos compartimentos monitorados.

A partir da Figura 64, é possível observar dentro desse intervalo do monitoramento uma distribuição similar entre as classes de granulometria para cada compartimento. As amostras provenientes do compartimento 5-A apresentaram uma proporção similar entre sedimentos arenosos e siltosos, com uma maior proporção de sedimentos arenosos até out/16, seguido de um aumento da ocorrência de sedimentos siltosos até julho/2017. No mês de agosto/2017 foi verificada uma maior variabilidade de classes granulométricas, com a ocorrência de sedimentos com maiores proporções de argila. A partir de fevereiro/2018, observa-se uma transição de sedimentos siltosos para arenosos, possivelmente relacionada com a mudança da malha amostral, conforme relatado anteriormente.

Para o compartimento 5-B1, verifica-se um predomínio de sedimentos siltosos em todo o período, com exceção dos meses de novembro/2016 e fevereiro/2017, onde os sedimentos arenosos predominaram. Este padrão foi similar ao observado em 5-B2, onde nos meses de junho/2016, novembro/2016, abril/2017 e junho/2017 ocorreram maiores proporções de sedimentos arenosos. Para o compartimento 5-C apenas os meses de dezembro/2016 e o período de maio a julho/2017 apresentaram predomínios de sedimentos arenosos (areia e areia siltosa), em proporções de até 62% dos resultados.

Os compartimentos 5-D e 5-E se mostraram dominados por sedimentos arenosos, com a ocorrência de períodos com sedimentos predominantemente lamosos, indicando a existência de uma relativa heterogeneidade sedimentar nestas regiões.

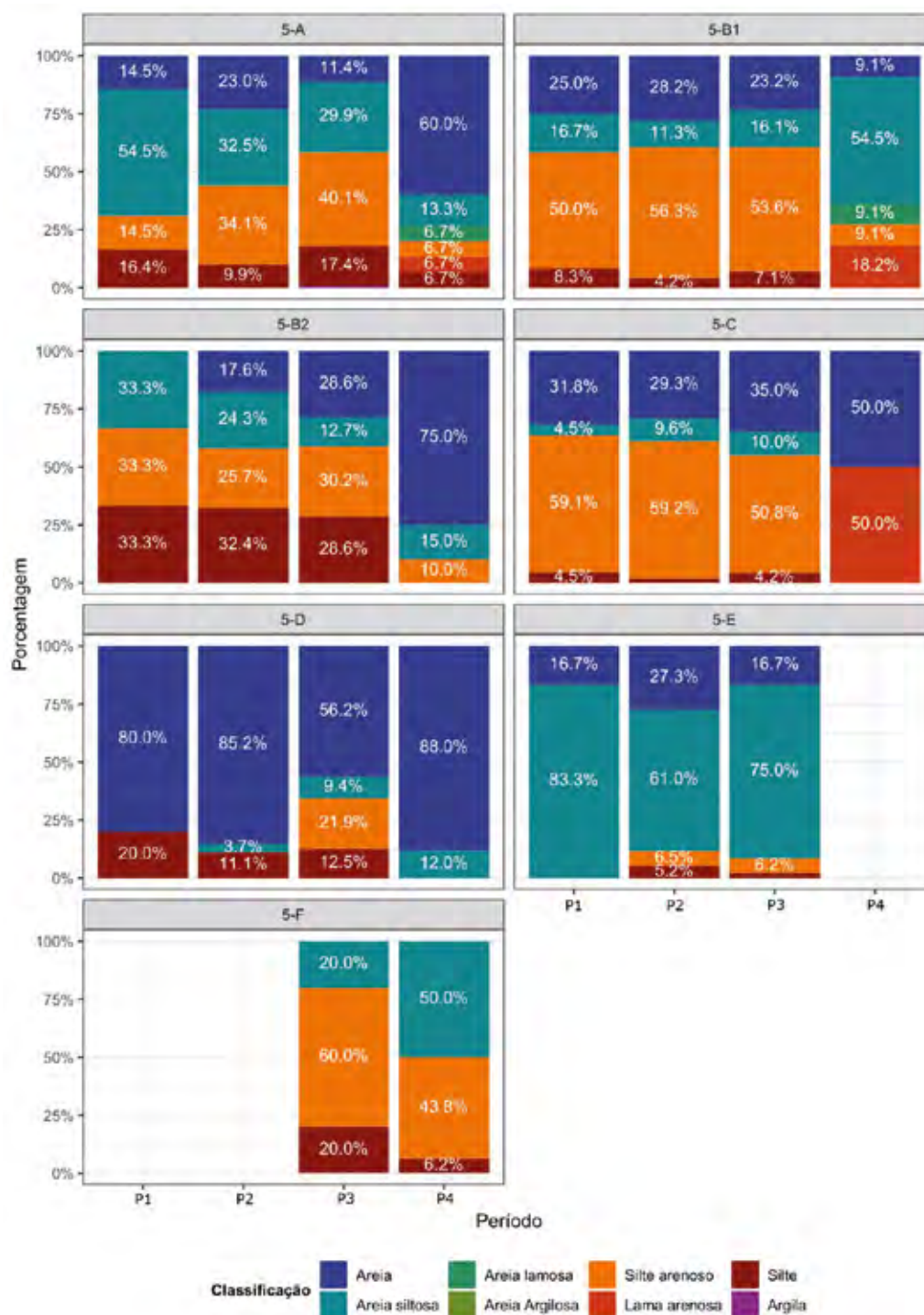
Para os períodos monitorados após agosto/2017, observa-se um domínio de sedimentos arenosos em P4 para os compartimentos 5-B1 e 5-B2, sendo que em 5-D o predomínio de sedimentos arenosos se manteve, sem ocorrência de sedimentos siltosos. Os sedimentos de 5-F, monitorados apenas neste período, apresentaram o predomínio de meses com sedimentos predominantemente siltosos e, quando presentes, os sedimentos arenosos foram classificados como areno-siltosos. Observa-se em julho/18 uma maior variabilidade de classes granulométricas em 5-A, 5-B1 e 5-B2, relacionada com o início do monitoramento realizado pelo Lactec, no qual novos pontos de amostragem foram introduzidos. No entanto, os mesmos pontos foram amostrados em fevereiro/2019, e nestes se observou a ocorrência exclusiva de sedimentos arenosos (areia e areia siltosa), de forma que uma variabilidade das características granulométricas ao longo deste período também é observada.

Utilizando-se como divisão temporal apenas os períodos de P1 a P4 (Figura 65), observa-se em geral uma baixa variabilidade entre períodos nas proporções das diferentes classificações granulométricas, com exceção de P4, onde a mudança na malha amostral e na frequência de campanha ocorrida entre o monitoramento emergencial e o PMQQS se torna mais evidente. Entretanto, é possível identificar que uma leve diminuição na classe de silte (granulometrias mais finas que podem estar relacionadas a deposição de rejeito) entre o período P1 e o restante dos períodos nos compartimentos 5-B1, 5-B2 e 5-C, o que indica que após o desastre houve um aumento de sedimentos finos nestes compartimentos e isto foi reduzindo ao longo do tempo.

Figura 64 – Classes granulométricas (FOLK, 1954) das amostras de sedimento para os meses pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.



Figura 65 – Classificação granulométrica (FOLK, 1954) das amostras de sedimento para os períodos pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.

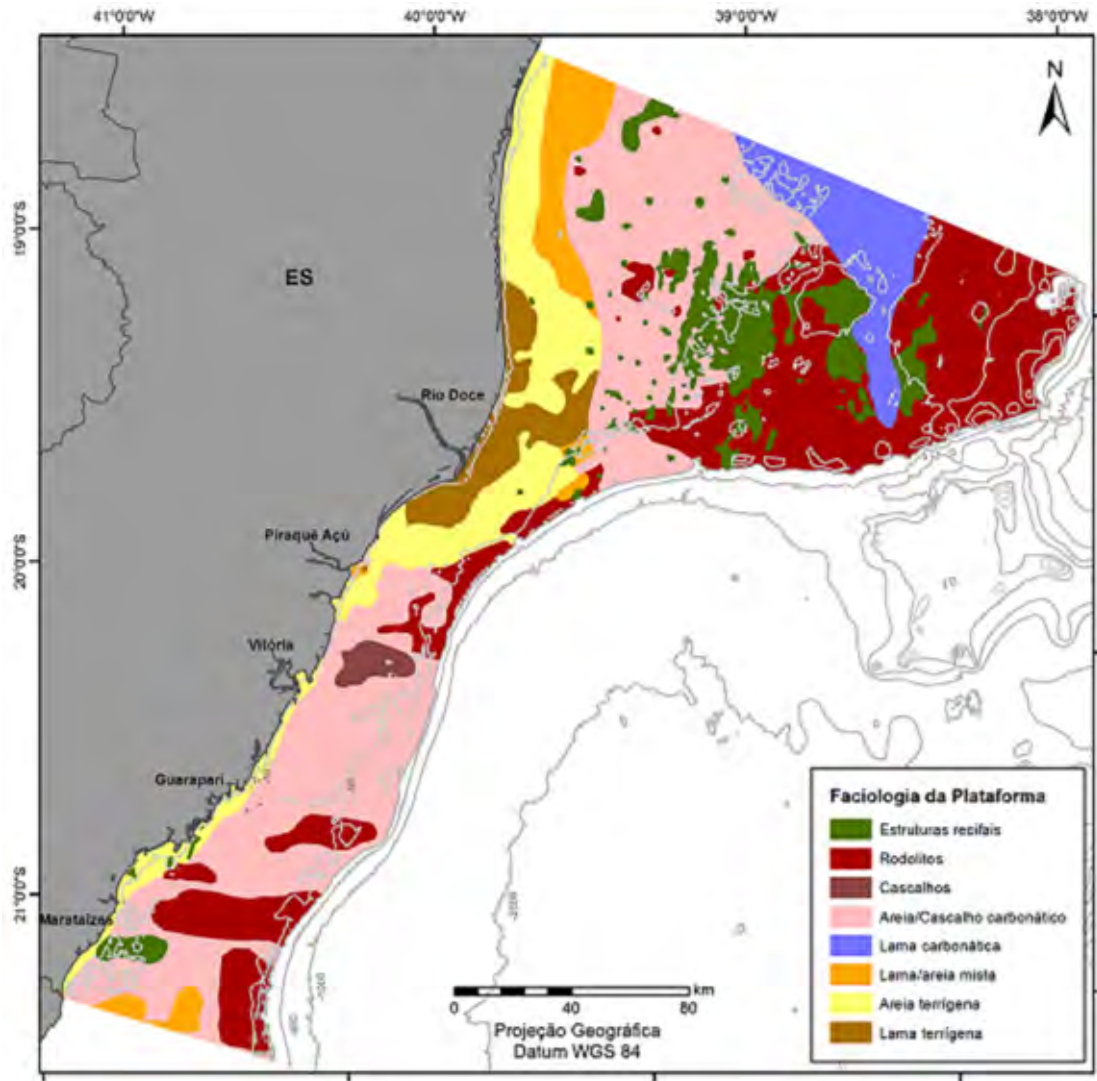


Com relação a comparação dos dados pré e pós-desastre, os resultados obtidos pelos monitoramentos ambientais mostram-se coerentes com os estudos realizados na região em período anterior ao rompimento da barragem de Fundão. De acordo com Albino e Suguio (2010), os sedimentos superficiais de fundo próximos à foz do rio Doce são dominados por sedimentos arenosos e lamosos descartados na região pelo rio, sendo verificada a dispersão deste sedimento em distâncias superiores a 15 km da costa, o que foi verificado também nos dados analisados.

Em estudo realizado pela Petrobras na região da foz do rio Doce (PETROBRAS, 2015a), verificou-se um predomínio de amostras classificadas como areia, com a presença de areias lamosas e lama apenas em profundidades inferiores a 25 m e próximo da desembocadura do rio Doce, sendo esta região compatível com a localização dos compartimentos 5-A, 5-B1, 5-B2 e parte do compartimento 5-C. Foram nestes compartimentos que foi identificado por Golder (2016) que ocorreram as maiores deposições de rejeito, por estes compartimentos já apresentarem características de granulometrias mais finas (silte e argila) não é possível distinguir diferenças claras nos dados analisados neste relatório e das conclusões apresentadas em Petrobras (2015a). Ainda, apesar do referido estudo indicar para uma presença de sedimentos lamosos apenas em regiões mais próximas da foz, em outro capítulo do mesmo, onde é abordada a faciologia da plataforma continental cuja malha amostral foi mais detalhada, observou-se o domínio de lama terrígena (domínio da fração lama com menos de 30% de carbonato na sua composição) até os 30 m de profundidade, sendo está ligada diretamente ao aporte de sedimento fino do rio Doce (Figura 10). Esta lama terrígena seria composta em média em 60% por silte e estaria sendo depositada e redistribuída pelas condições meteoceanográficas dominantes na plataforma continental.

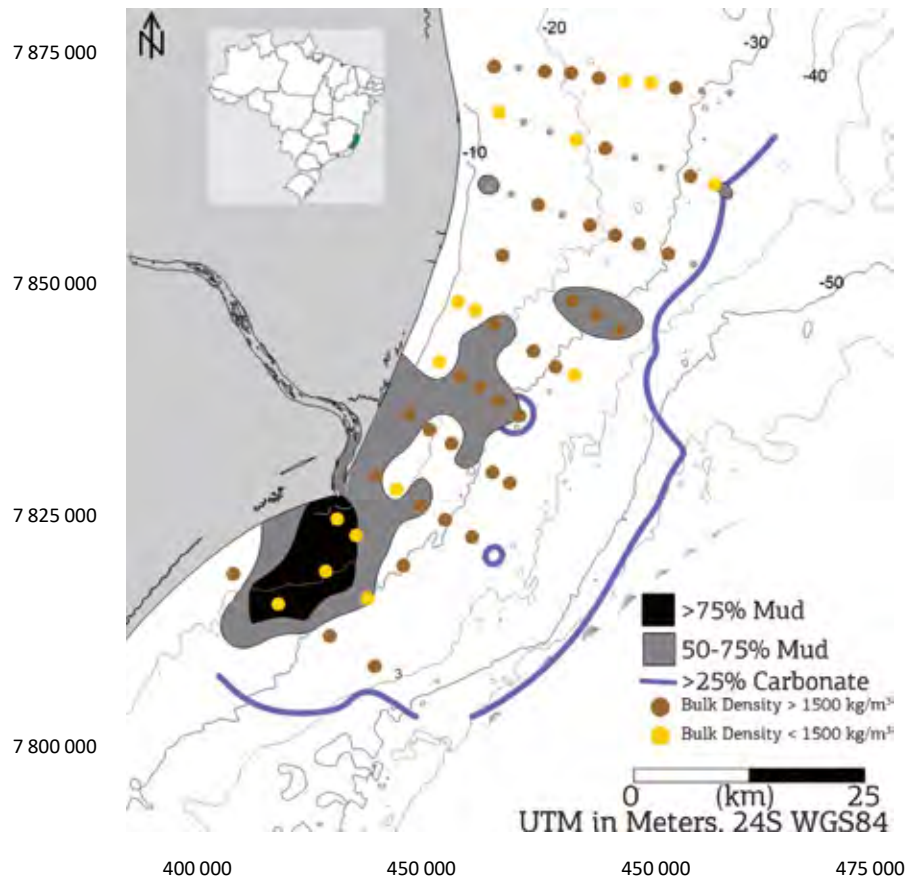
Quaresma et al. (2015) identificaram na região uma distribuição de sedimentos lamosos similar à identificada pelo estudo da faciologia realizado por Petrobras (2015a), com o domínio ao sul do rio Doce de sedimentos de fração lamosa, onde os percentuais de argila alcançaram maiores valores (aproximadamente 20%). Estes sedimentos são decorrentes de uma deposição recente, oriunda do aporte continental, em profundidades de até 30 m (Figura 11).

Figura 66 – Mapa faciológico da Plataforma Continental do Espírito Santo, baseado na compilação de dados oriundos de várias fontes disponíveis.



Fonte: Petrobras (2015a; p. 16).

Figura 67 – Mapa mostrando os principais depósitos de lama (> 50%) e a densidade aparente medida. A linha azul representa o limite para o sedimento com mais de 25% do teor de carbonato.



Fonte: Quaresma et al. (2015; p. 642).

Concluindo, os dados de granulometria foram classificados de acordo com a classificação textural proposta por Folk (1954) e foram comparados com as classificações realizadas com a mesma metodologia no período pré-desastre apresentadas acima. Não foi possível identificar uma clara diferença entre os períodos pré e pós desastre, visto que a foz do rio Doce já apresentava sedimentos predominantemente finos (silte, argila e silte arenoso). Entretanto, conforme apontado em Golder (2016), ocorreu a deposição de rejeito nas adjacências da foz do rio Doce, alterando as características granulométricas do sedimento superficial da região analisada. Devido à ausência de dados brutos de sedimentologia do período pré-desastre e a falta destes dados no período P1, logo após o desastre, não foi possível quantificar quanto cada classe granulométrica se alterou e em que magnitude foi o possível afinamento da granulometria da região, não sendo possível quantificar o dano relacionado a estas alterações. Assim, este dano foi avaliado qualitativamente, de acordo com a análise dos estudos apresentados e diferenças entre os dados do período P1 e dos períodos subsequentes, é possível afirmar que ocorreu um dano relacionado a alteração da granulometria do sedimento superficial, consequentemente afetou o número de taxa e as abundâncias dos organismos bênticos de fundos inconsolidados pois apresentam íntima relação com o substrato do fundo marinho.

2.4.3 AUMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE EPTS NO SEDIMENTO

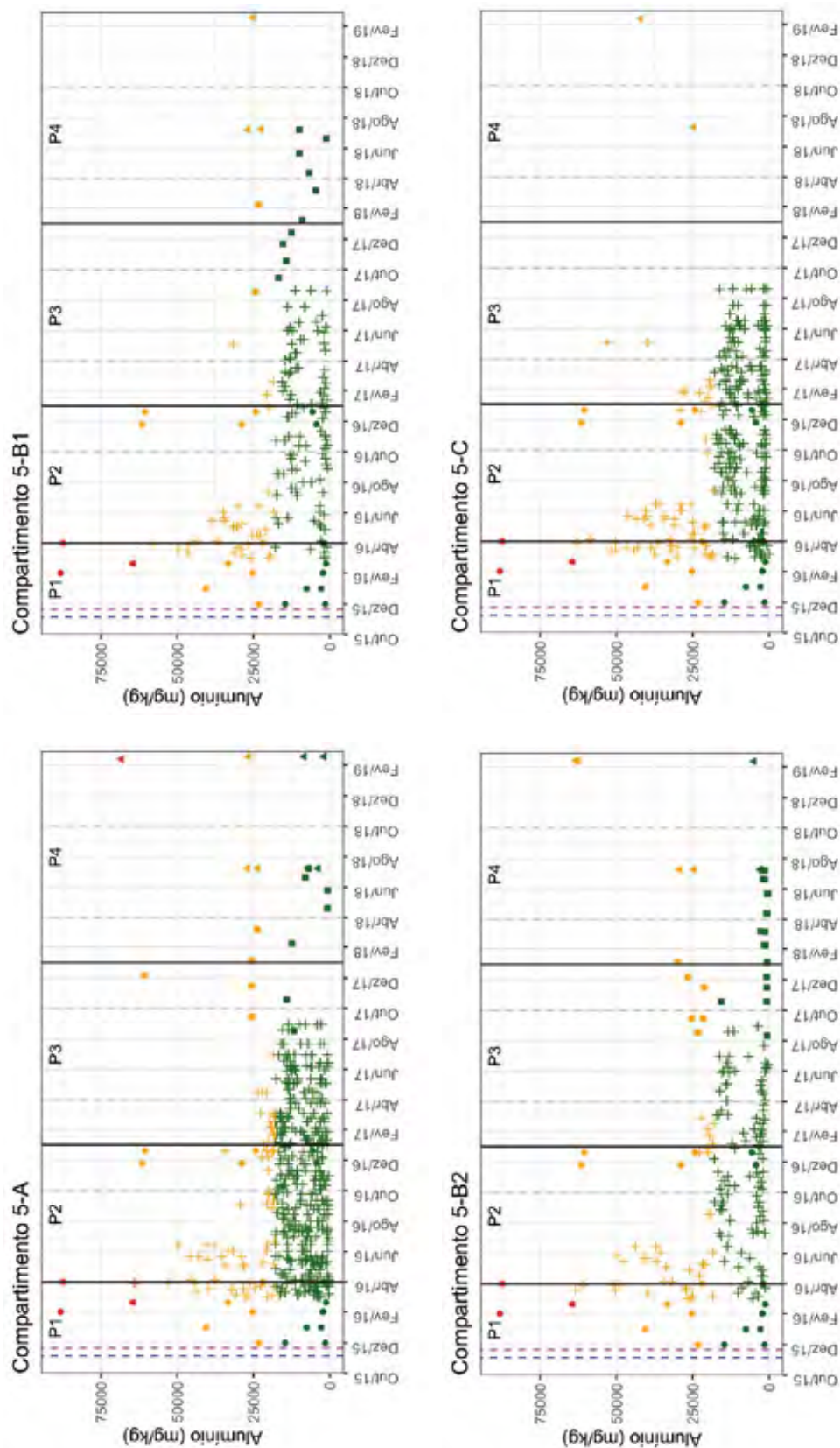
O dano de aumento da concentração de EPTs no sedimento é apresentado, inicialmente, por parâmetro, sendo eles: alumínio, arsênio, bário, cádmio, chumbo, cobre, cromo, ferro, manganês, mercúrio, níquel e zinco. Na sequência é apresentada a síntese do dano com sua respectiva classificação.

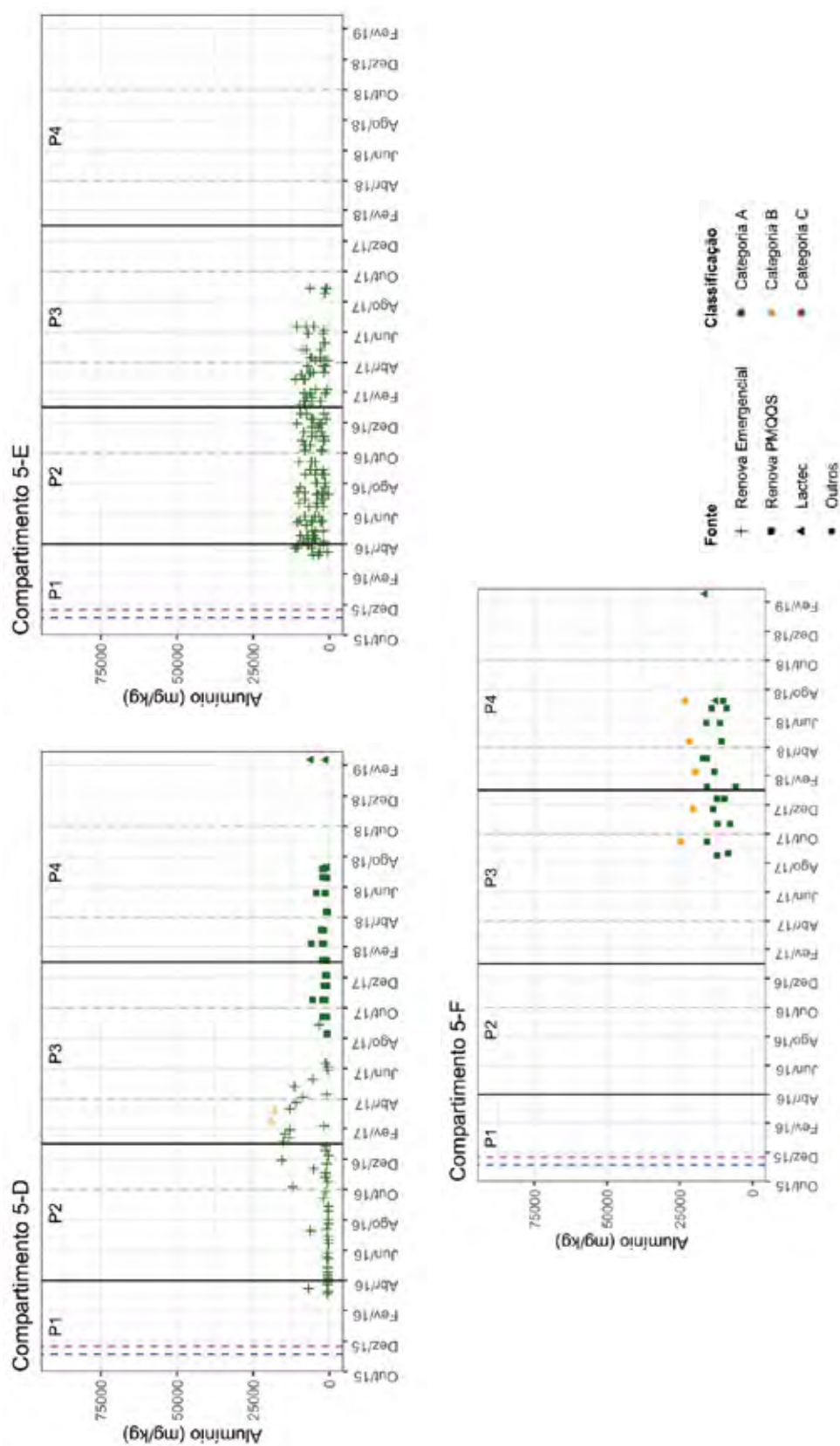
2.4.3.1 Alumínio

Conforme citado na metodologia, os dados de alumínio em sedimento foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado nas adjacências da foz do rio Doce (62.804,4 mg/kg) e de acordo com o nível de efeitos aparentes (*Apparent Effect Threshold* – AET, 18.000 mg/kg).

Como pode ser observado na Figura 68, as maiores concentrações de alumínio em sedimento ocorreram no período imediatamente após o desastre (P1), com dados na Categoria C alcançando concentrações de 88.227,59, valores 1,5 vezes superiores aos níveis encontrados na região em período pré-desastre. Os dados classificados na Categoria C se restringem às regiões localizadas em uma distância de até 22 km da foz do rio Doce (5-A, 5-B1, 5-B2 e 5-C). Em P2 ainda foram encontrados dados na classificação Categoria C (87.490,69 mg/kg), já em P3 os dados foram classificados até a classe Categoria B, atingindo valores próximos ao máximo histórico (60.664 e 53.000 mg/kg), indicando para uma tendência de redução dos resultados deste indicador, tanto em magnitude quanto em frequência. Cabe ressaltar, no entanto, a ocorrência de um dado na “Categoria C” na última campanha realizada pelo Lactec (fevereiro/2019) nos compartimentos 5-A, de forma que as alterações decorrentes do desastre podem ainda estar ocorrendo em relação a este indicador.

Figura 68 – Classificação dos dados de alumínio em sedimento para o período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.

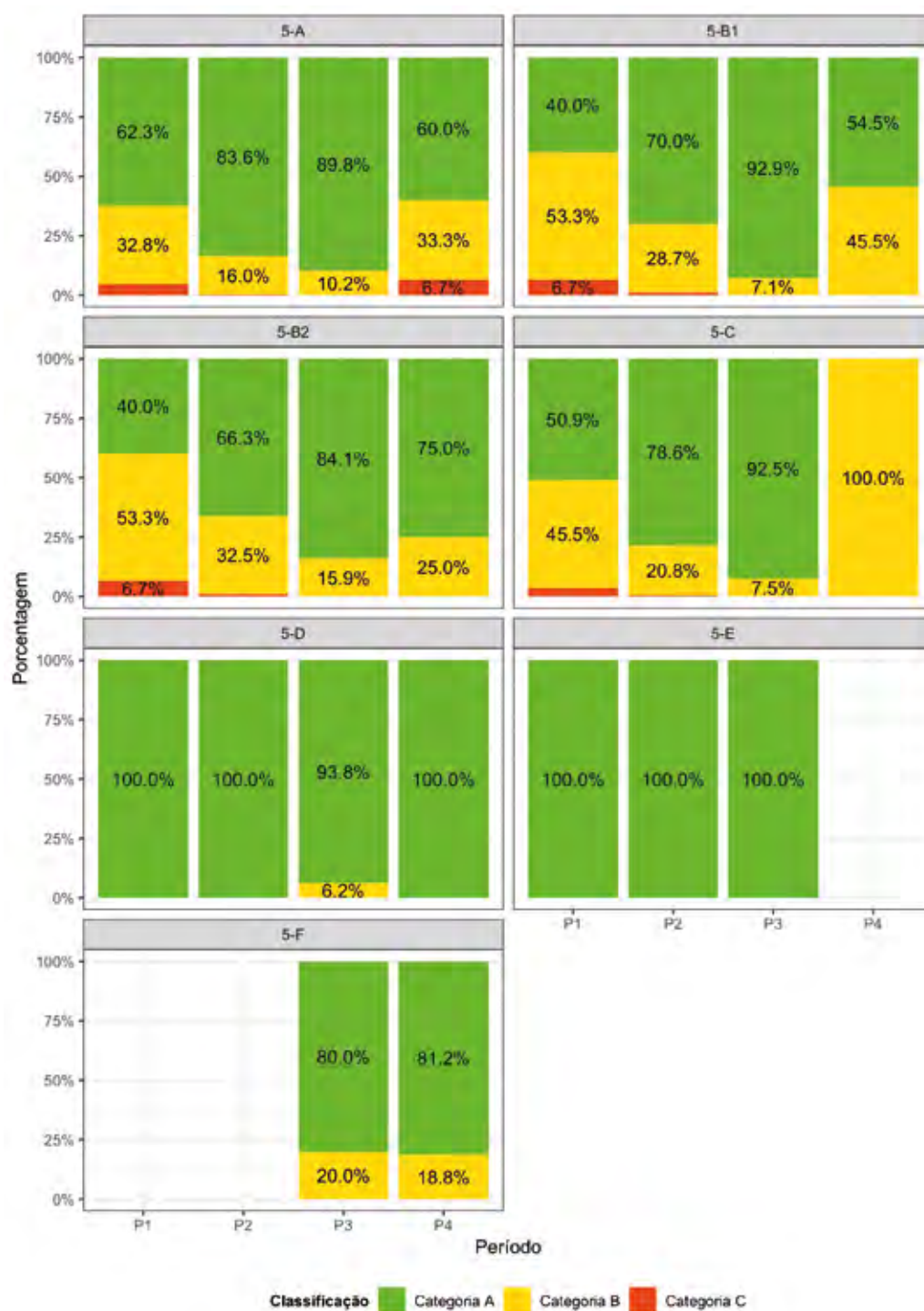




A classificação e a evolução das alterações referentes ao aumento das concentrações de alumínio em sedimento ao longo dos compartimentos e do tempo são apresentadas na Figura 69.

De acordo com a referida figura, dados classificados na Categoria B (valores acima do AET mas inferiores ao máximo histórico) ocorreram em percentual superior a 1/3 dos dados em P1 (novembro/2015 a março/2016) nos compartimentos 5-B1, 5-B2 e 5-C, sendo a classificação geral das alterações para este indicador nestes compartimentos considerada a Categoria B. Já os compartimentos 5-A, 5-D e 5-E apresentaram uma predominância de dados na Categoria A no período logo após o desastre (P1), sendo a classificação geral das alterações para alumínio no sedimento nestes compartimentos considerada Categoria A. Ressalta-se que no compartimento 5-A foram encontrados dados na categoria C, que superaram os máximos históricos e o nível AET, concentrações que podem ter vindo a afetar a biota aquática neste compartimento.

Com o passar do tempo verifica-se uma redução da proporção de resultados Categoria B e Categoria C em P2 e P3, indicando desta forma para uma tendência de restabelecimento das condições pré-desastre, inclusive sem a presença de dados na Categoria C em 5-B1 e 5-B2 no período P3. No caso de P4 o aumento da presença de dados na classe “Categoria B” nos compartimentos 5-B1 e 5-C não indica necessariamente para uma piora das condições ambientais, uma vez que este período apresentou uma menor densidade de dados e uma malha amostral diferente do que foi realizado predominantemente nos períodos anteriores. Os dois resultados obtidos em P4 para o compartimento 5-C apresentou resultado dentro da classe “Categoria B”, o que resultou em um resultado neste período 100% dentro desta classe. Cabe ressaltar que os dados classificados na “Categoria B” estão dentro dos níveis máximos já encontrados na região no período pré-desastre, não sendo possível relacioná-los única e diretamente às consequências do desastre. Conforme abordado, observa-se uma tendência de redução das concentrações de alumínio em sedimento.

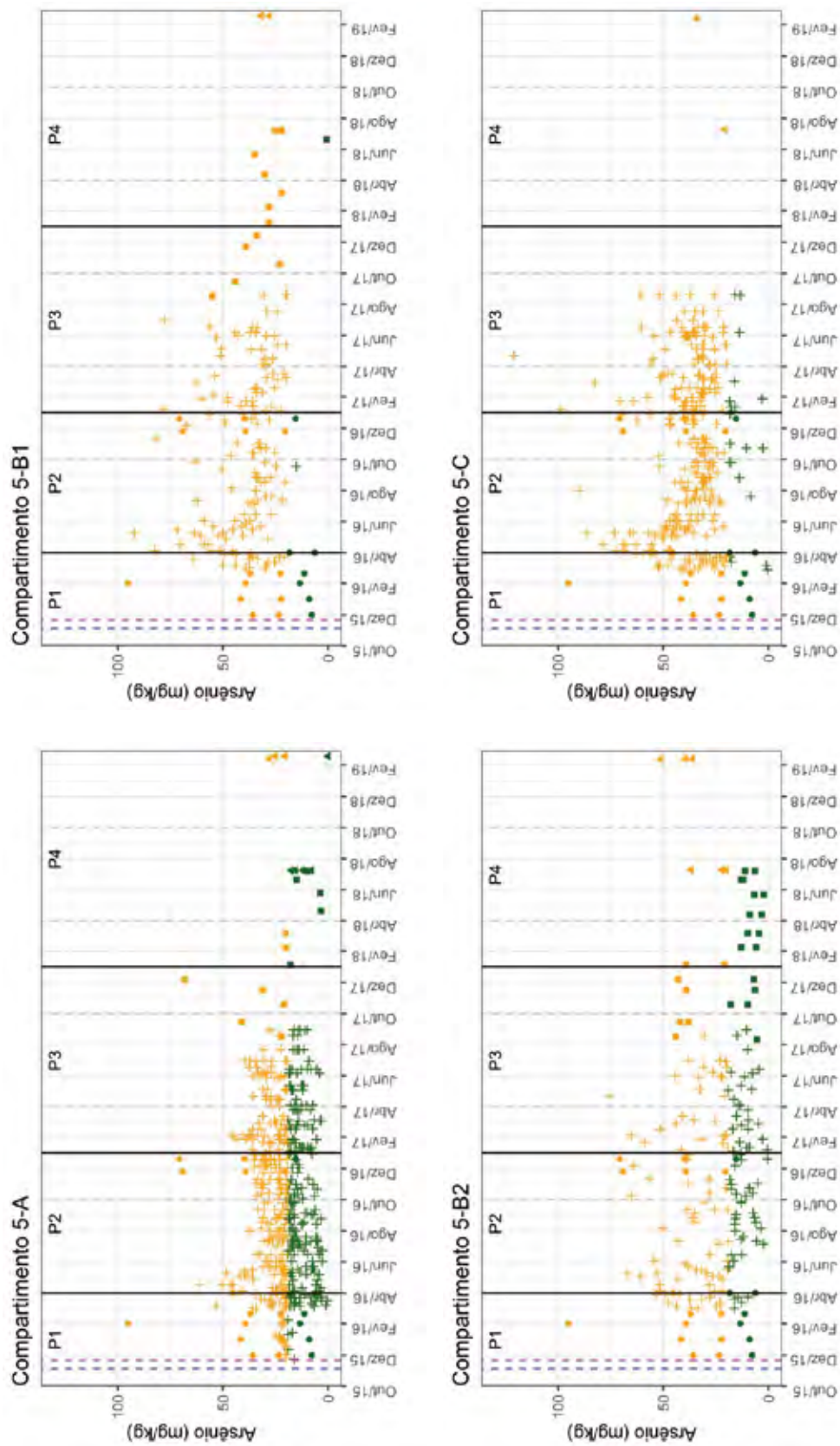
Figura 69 – Classificação das alterações para alumínio em sedimento.

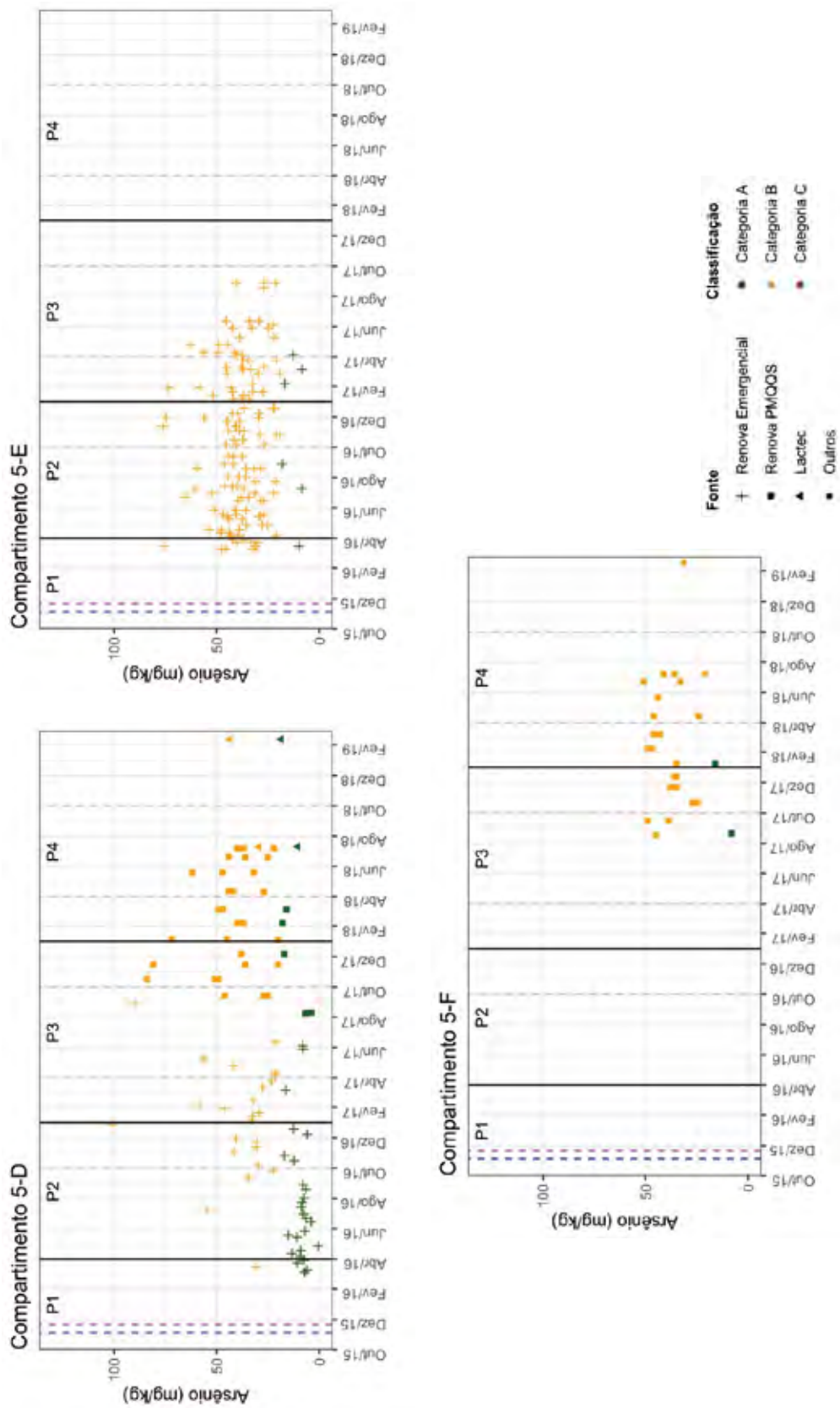
2.4.3.2 Arsênio

Os dados de arsênio em sedimento foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado nas adjacências da foz do rio Doce (134 mg/kg) e de acordo com o Nível 1 da resolução CONAMA 454 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 19 mg/kg.

Como pode ser observado na Figura 70, as maiores concentrações de arsênio em sedimento ocorreram no compartimento 5-C e no período P3 (121 e 98,8 mg/kg) e no compartimento 5-D no período P2 (101 mg/kg), resultados estes dentro da Categoria B. A distribuição espacial e temporal de dados na Categoria B não indicam alterações relacionadas única e diretamente com o desastre, sendo importante ressaltar que a classificação “Categoria B”, apesar de representar valores acima do estabelecido pela legislação ambiental, representa dados de acordo com as concentrações encontrados na região no período pré-desastre. É possível verificar que os dados classificados na Categoria B se mantêm constante ao longo dos períodos analisados, não sendo possível verificar um aumento ou diminuição dos dados classificados nesta categoria, possivelmente indicando que essas concentrações ocorrem na região independentemente do desastre. Desse modo, não foi quantificada a categoria geral de alteração para o arsênio no sedimento, visto que este não demonstrou ser um indicador adequado do dano “aumento da concentração de EPTs no sedimento”.

Figura 70 – Classificação dos dados de arsênio em sedimento para o período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.





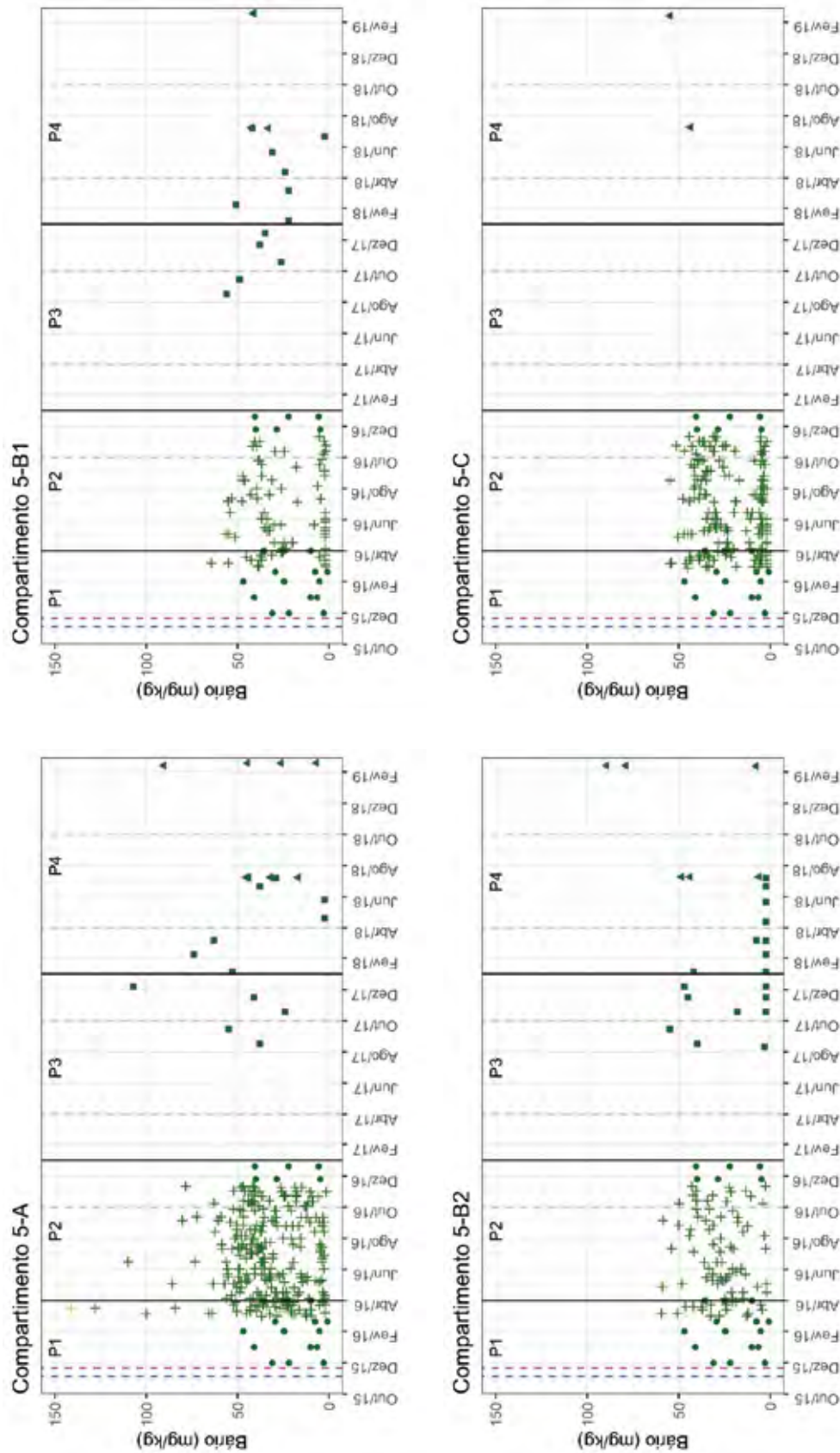
2.4.3.3 Bário

Conforme citado na metodologia, os dados de bário em sedimento foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado nas adjacências da foz do rio Doce (219 mg/kg) e de acordo com o nível de efeitos limiares (*Threshold Effects Limit* – TEL), cuja concentração é de 130,1 mg/kg.

Como pode ser observado na Figura 71, apenas um resultado, oriundo do compartimento 5-A e período P1, apresentou concentração de bário superior ao TEL. Este valor, no entanto (141 mg/kg) manteve-se abaixo do máximo histórico, sendo portanto classificado como “Categoria B”.

Já a classificação e a evolução das alterações, referente ao aumento das concentrações de alumínio em sedimento ao longo dos compartimentos e do tempo, são apresentadas na Figura 72. De acordo com a referida figura, a classe de alteração “Categoria B” (valores acima do estabelecido para TEL mas inferiores ao máximo histórico) representou apenas 1,6% dos resultados obtidos no compartimento 5-A durante o período P1, de forma que a classificação geral das alterações para este parâmetro na região é de “Categoria A” em todos os compartimentos. Ao longo do tempo é possível verificar uma diminuição na magnitude das concentrações de bário no compartimento 5-A, já nos outros compartimentos as concentrações se mantiveram dentro dos máximos históricos e do nível TEL em todos os períodos indicando que não houve alteração em relação a este indicador nestes compartimentos.

Figura 71 – Classificação dos dados de bário em sedimento em período pós-desastre na área marinha adjacente a foz do rio Doce.



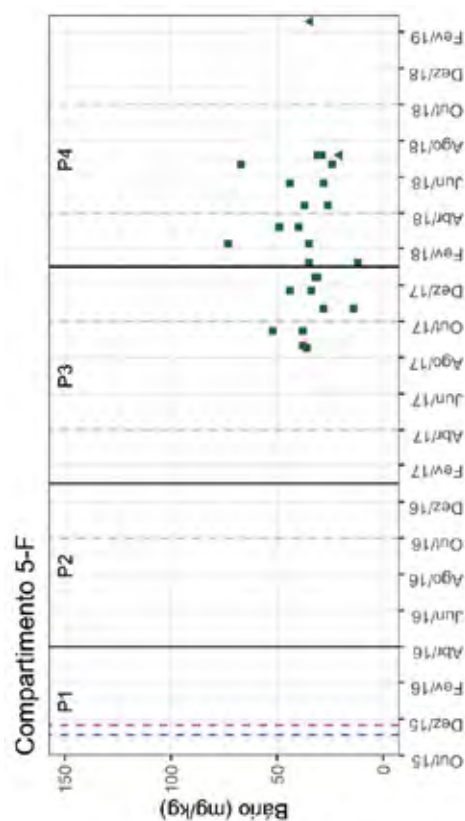
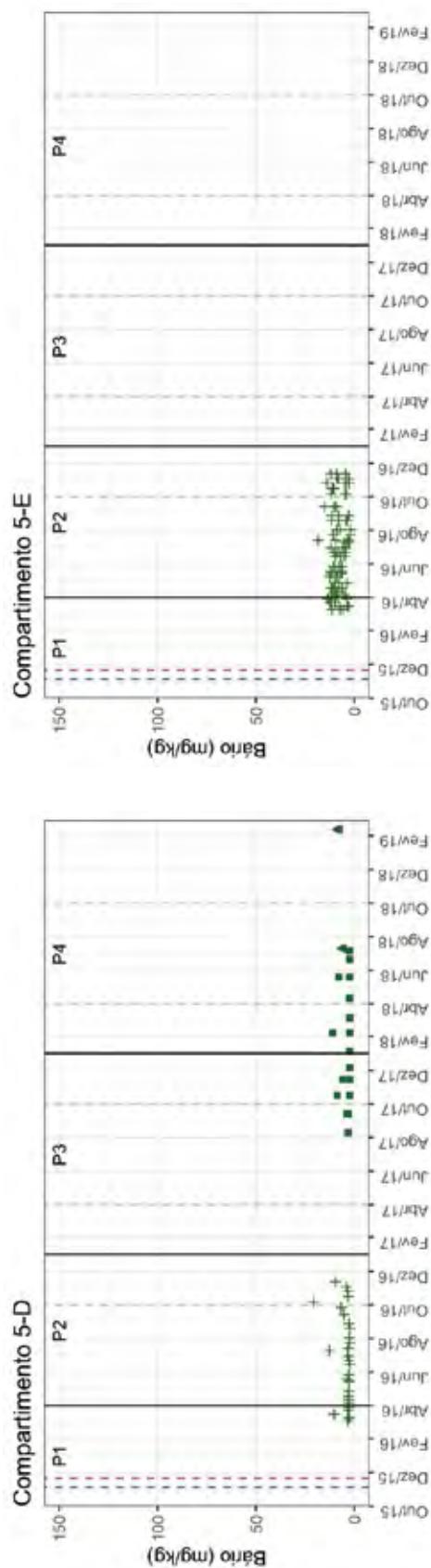
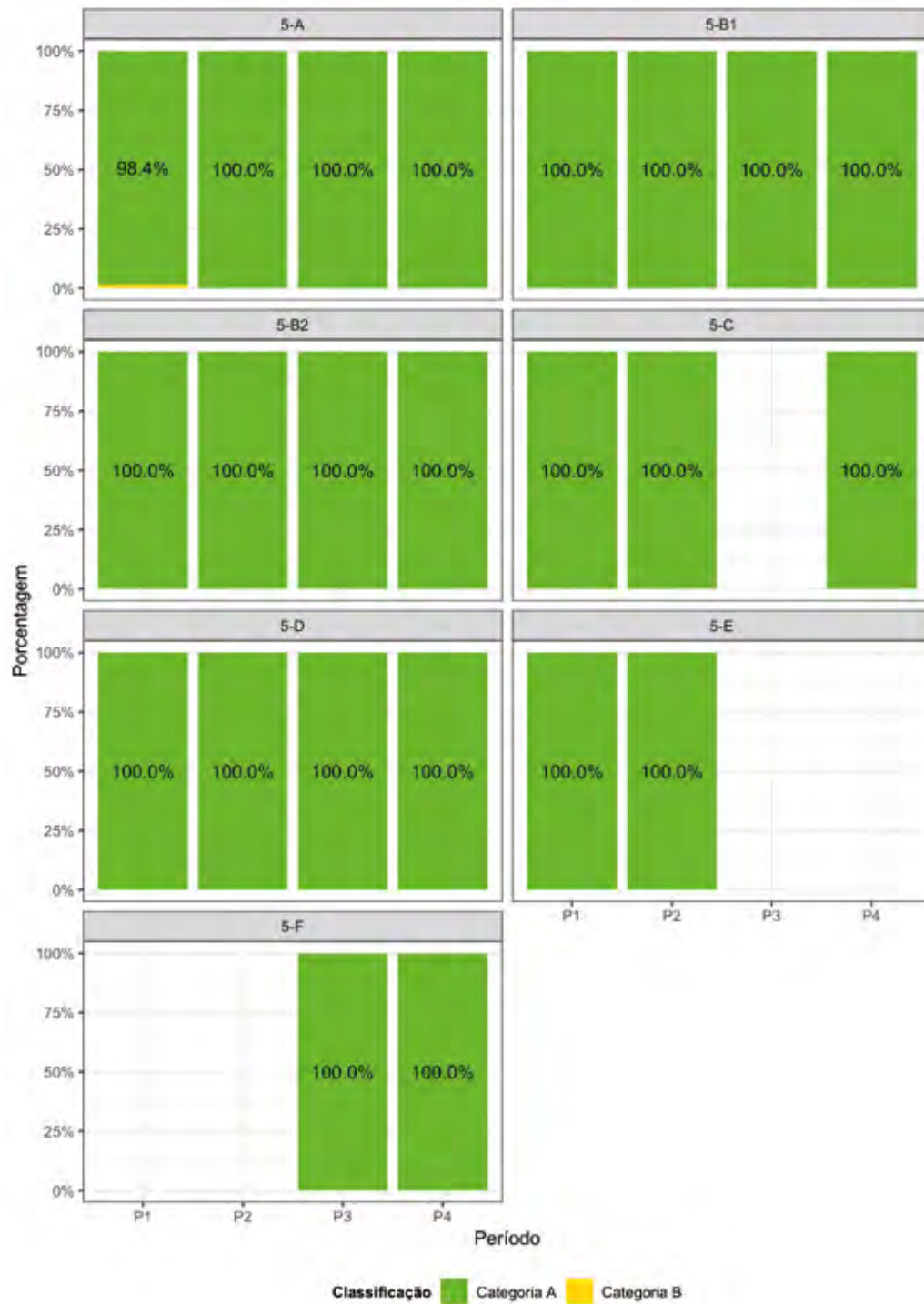


Figura 72 – Classificação das alterações para bário em sedimento.



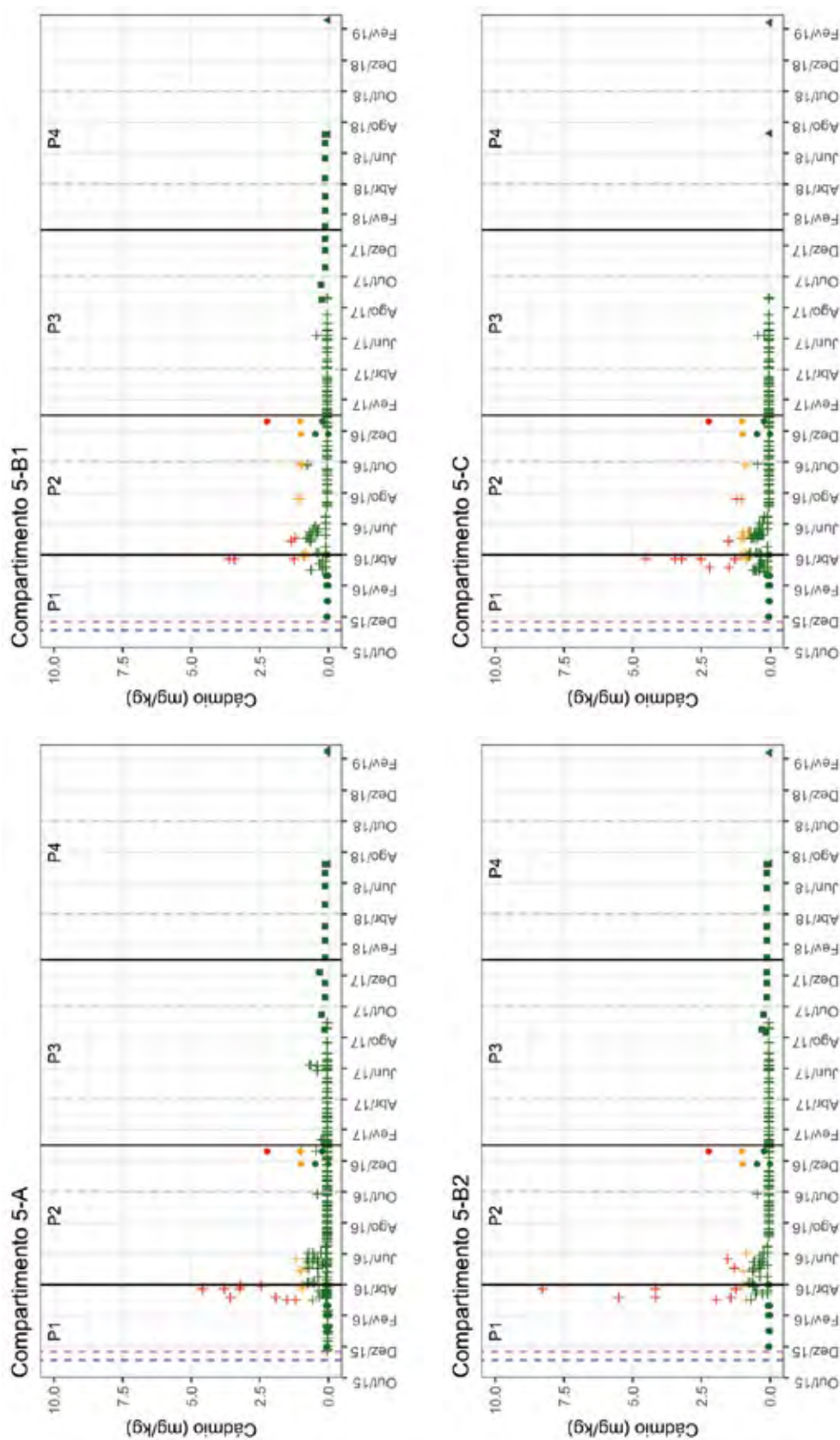
2.4.3.4 Cádmio

Conforme citado na metodologia, os dados de cádmio em sedimento foram classificados considerando o Nível 1 da resolução CONAMA 454 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 1,2 mg/kg, e o valor máximo histórico da variável registrado nas adjacências da foz do rio Doce (1,68 mg/kg).

Como pode ser observado na Figura 73, dados classificados na “Categoria B” e “Categoria C” ocorreram apenas nos períodos P1 e P2 e nos compartimentos 5-A, 5-B1, 5-B2, 5-C e 5-E. A concentração máxima em P1 foi de 8,29 mg/kg em 5-B2 (quase 5 vezes o máximo histórico), enquanto que o máximo em P2 foi de 2,24 mg/kg (1,33 vezes o máximo histórico), indicando para uma importante redução das concentrações ao longo do tempo.

A classificação geral e a evolução da alteração, referente ao aumento das concentrações de cádmio no sedimento ao longo dos compartimentos e do tempo, são apresentadas na Figura 74. De acordo com a referida figura, a classe de alteração “Categoria B” (valores acima do estabelecido pela legislação mas inferiores ao máximo histórico) se destacou no compartimento 5-B2 durante o período P1 (6,7%), compartimento e período onde se observou também a maior proporção de dados classificados na “Categoria C” (valores acima do estabelecido pela legislação e também do máximo histórico), representando uma proporção de 23,3% dos dados. De acordo com a metodologia para mensuração das alterações, tendo em vista a predominância de dados classificados na “Categoria A” em todos os compartimentos (Figura 74), esta é a classificação final de alteração para este indicador. Quanto à tendência de evolução das alteração para este indicador, verifica-se a classe de “Tende a reduzir”, mesmo que em P3 e P4 todos os dados apresentaram a classificação “Categoria A”, as concentrações na categoria C encontradas em P1 e P2 ainda podem estar presentes em alguma parcela do sedimento.

Figura 73 – Classificação dos dados de cádmio em sedimento em período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.



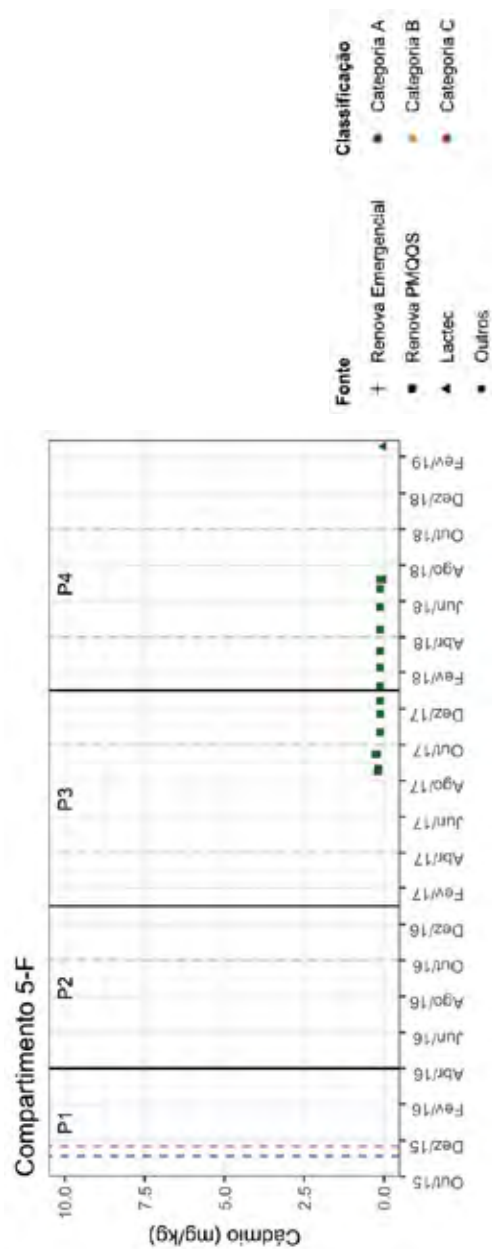
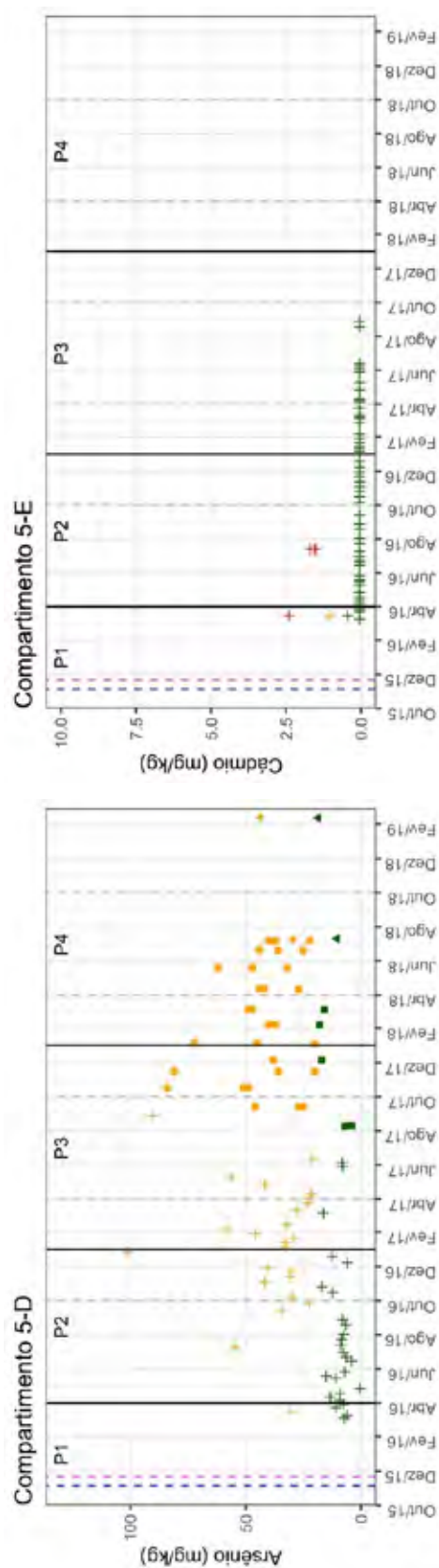
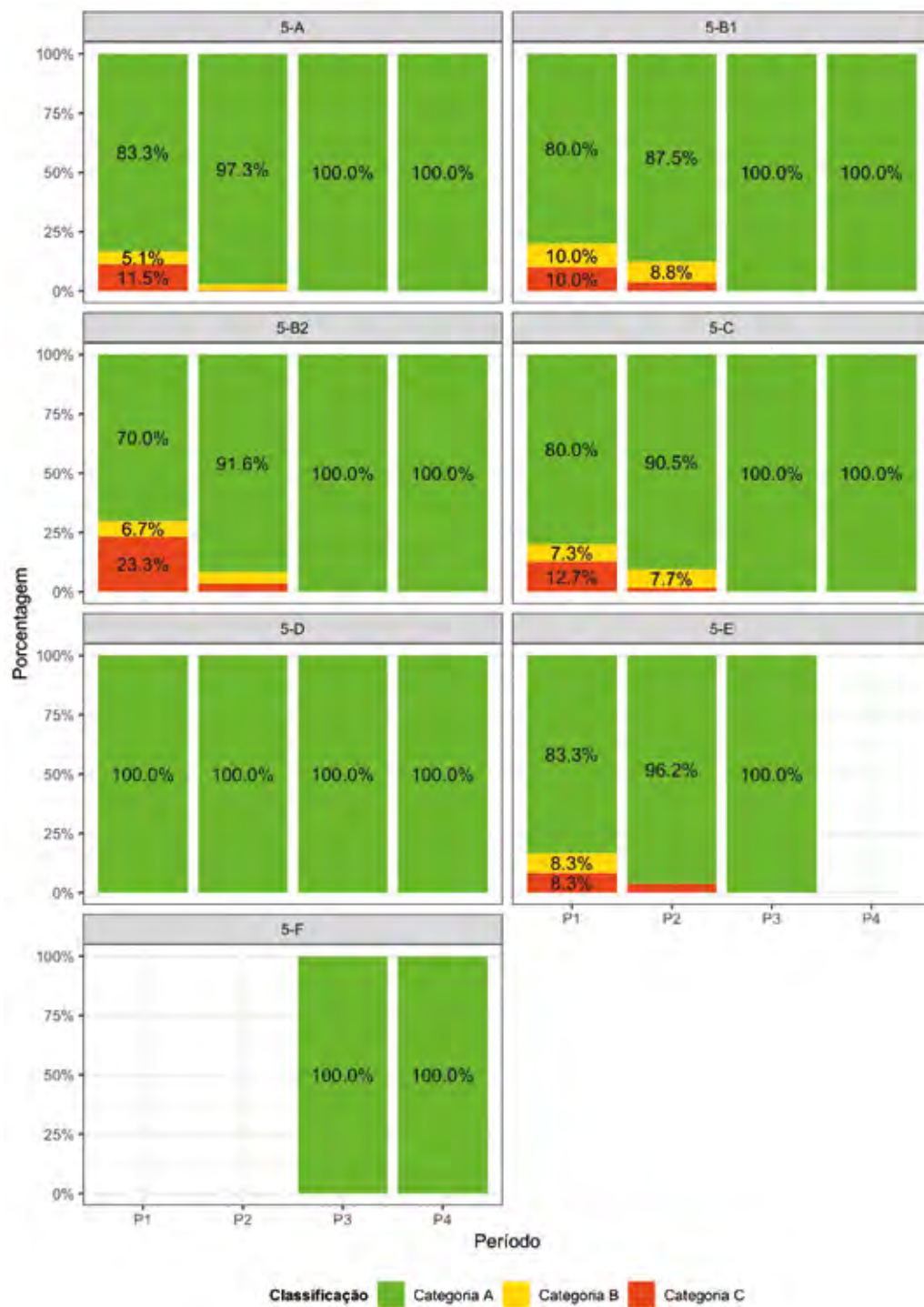


Figura 74 – Classificação das alterações para o cádmio em sedimento.



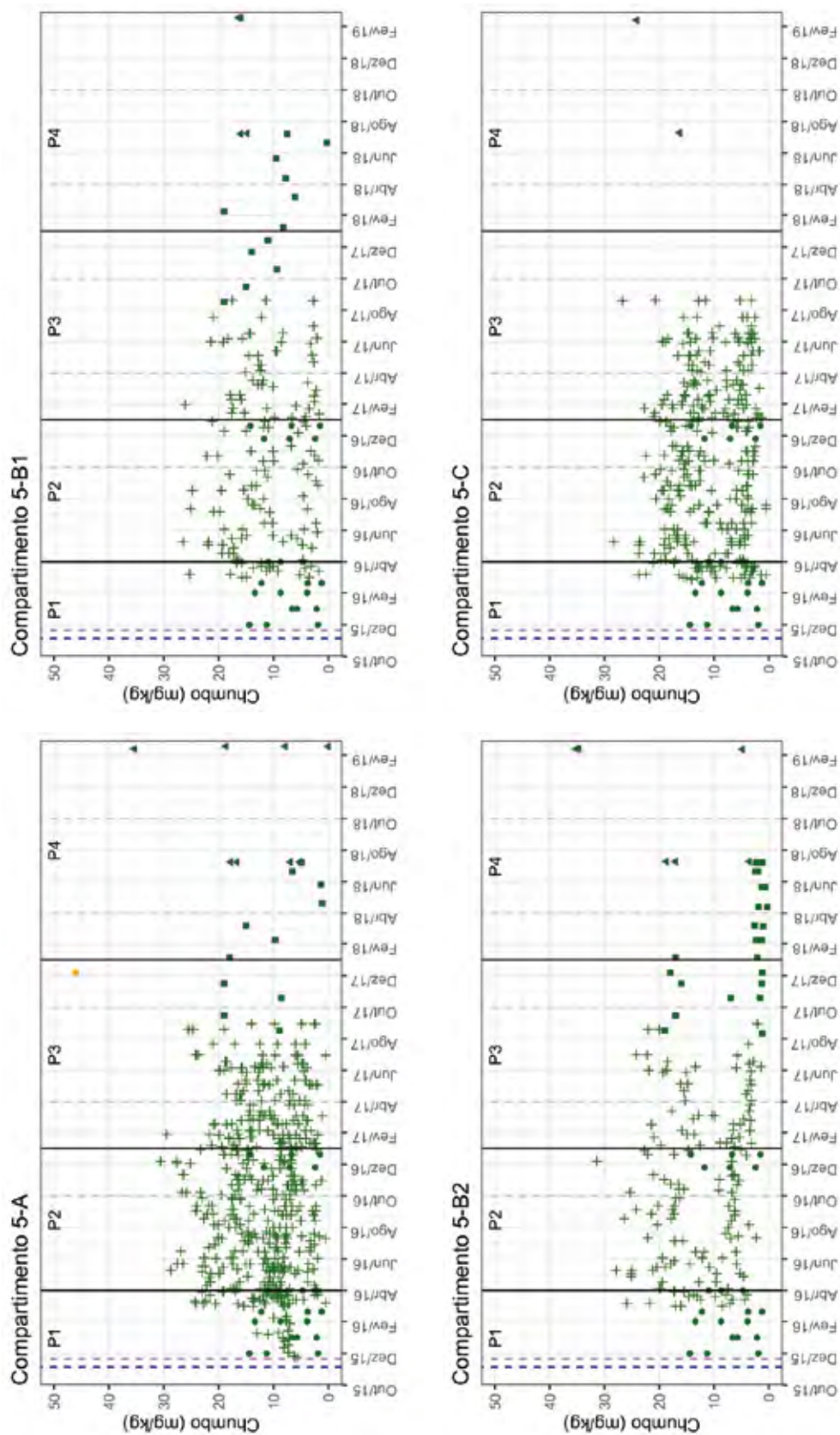
2.4.3.5 Chumbo

Conforme citados na metodologia, os dados de chumbo em sedimento foram classificados considerando o Nível 1 da resolução CONAMA 454 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 46,7 mg/kg, e o valor máximo histórico da variável registrado nas adjacências da foz do rio Doce (40,31 mg/kg).

Como pode ser observado na Figura 75, não foram encontrados resultados classificados como “Categoria C” na região. Resultados classificados como “Categoria B” ocorreram somente no período P3 no compartimento 5-A.

A classificação geral e a evolução da alteração, referente ao aumento das concentrações de chumbo em sedimento ao longo dos compartimentos e do tempo, são apresentadas na Figura 76. De acordo com a referida figura, a classe de alteração “Categoria A” (valores de acordo com o estabelecido pela legislação e inferiores ao máximo histórico) ocorreu em proporções superiores a 1/3 dos dados em todos os compartimentos e períodos monitorados, sendo que, no período imediatamente após o desastre (P1) o percentual manteve-se em 100% em todos os compartimentos, de forma que a classificação final da alteração é “Categoria A”. Quanto à tendência, verifica-se a classe de “Tende a reduzir”, visto que foram encontrados dados na classe “Categoria B” durante P3, sendo necessário a continuidade do monitoramento para verificar se as alterações relativas a este indicador cessaram.

Figura 75 – Classificação dos dados de chumbo em sedimento em período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.



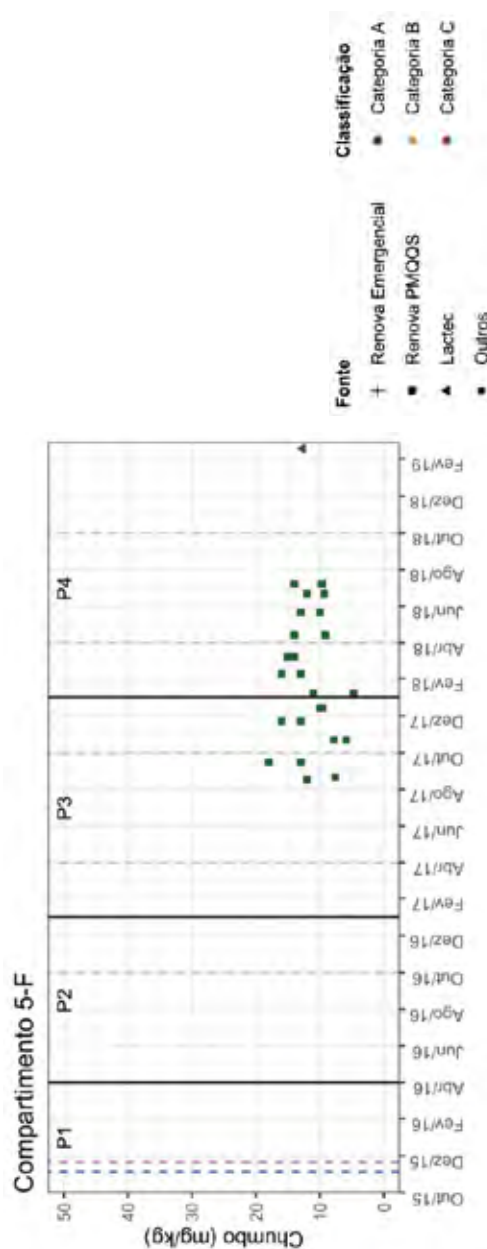
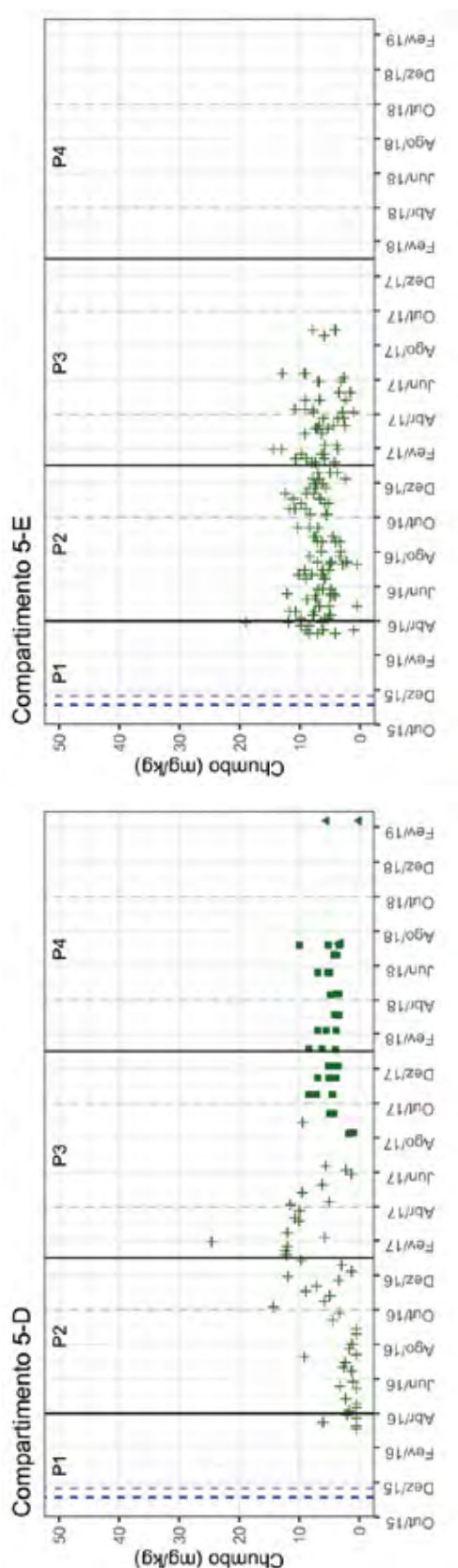
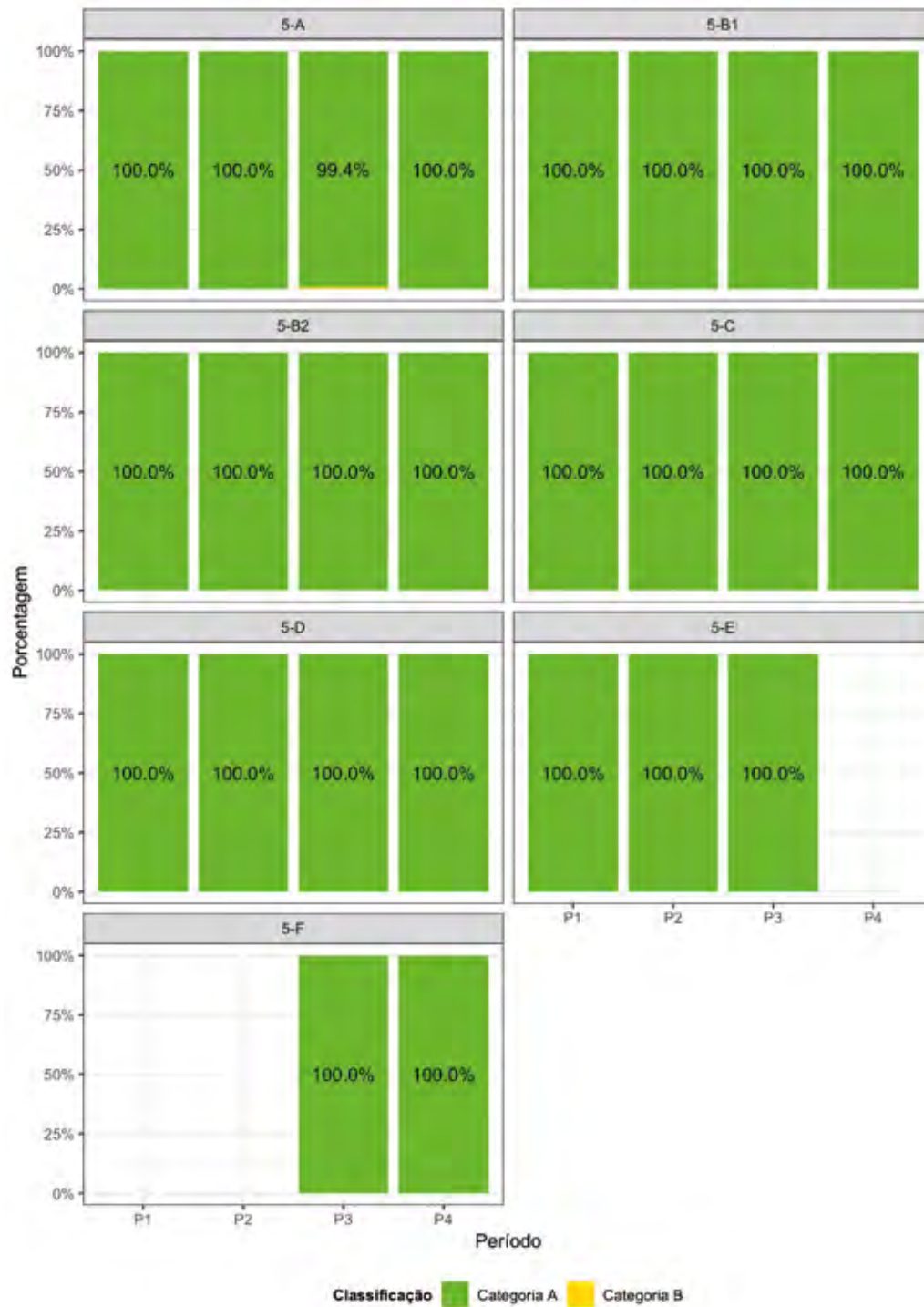


Figura 76 – Classificação das alterações para chumbo em sedimento.



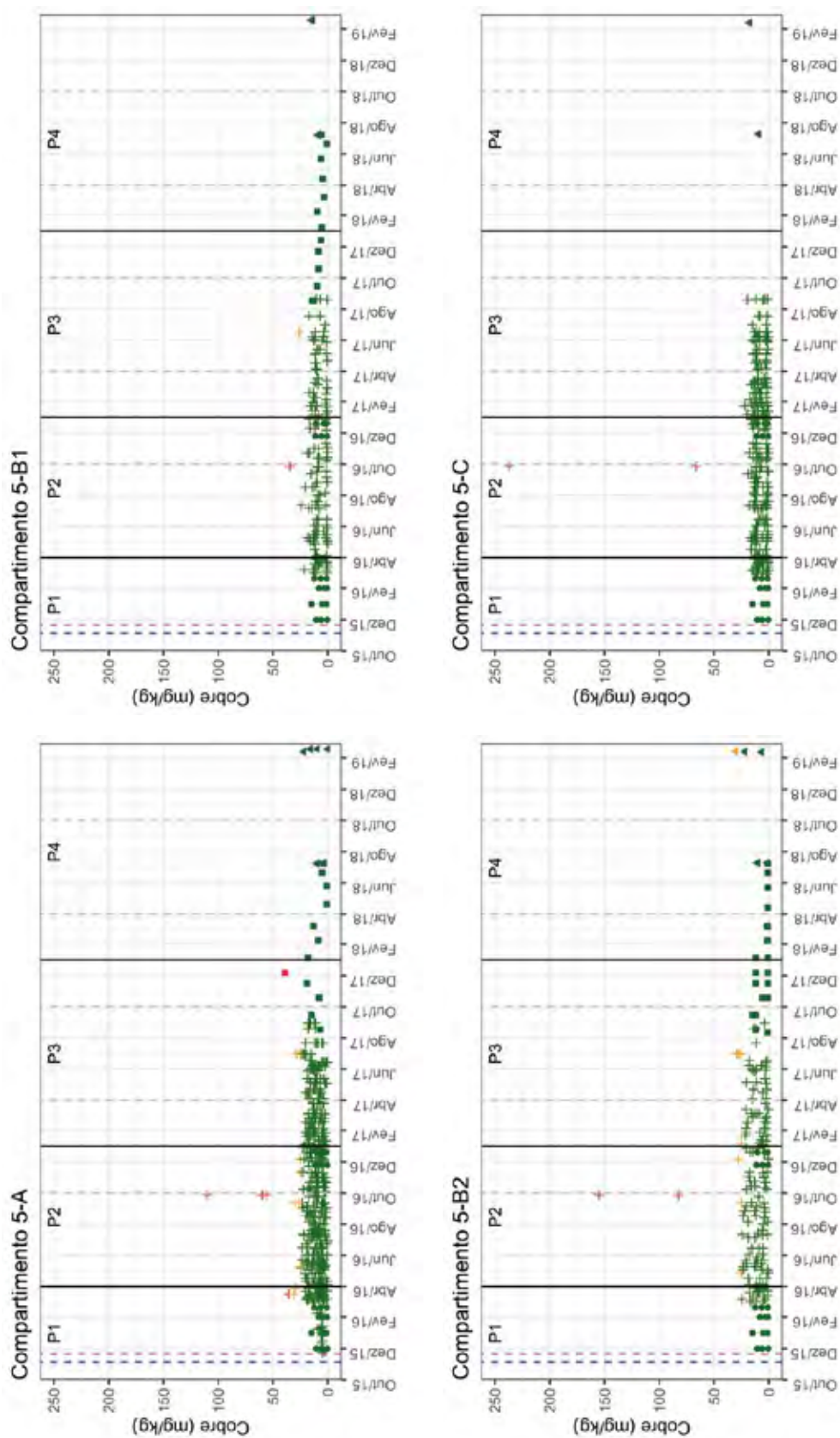
2.4.3.6 Cobre

Conforme citado na metodologia, os dados de cobre em sedimento foram classificados considerando o Nível 1 da resolução CONAMA 454 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 34 mg/kg, e o valor máximo histórico da variável registrado nas adjacências da foz do rio Doce (39,75 mg/kg).

Como pode ser observado na Figura 77, dados classificados como “Categoria C” ocorreram apenas em P2 e nos compartimentos 5-A, 5-B2 e 5-C, em concentração máxima de 237 mg/kg no compartimento 5-C (6 vezes superior ao máximo histórico). Apenas três amostras apresentaram resultado classificado como “Categoria B”: duas no compartimento 5-A (P1 e P3) e uma no compartimento 5-B1 (P2). Estes dados não aparentam ser relacionados com o rompimento da barragem de Fundão, uma vez que os dados na “Categoria C” ocorreram todos em um mesmo dia (26/09/2016) e mais de 10 meses após a ocorrência do desastre.

A classificação geral e a evolução da alteração, referente ao aumento das concentrações de cobre em sedimento ao longo dos compartimentos e do tempo, são apresentadas na Figura 78. De acordo com a referida figura, a classe de alteração “Categoria A” (valores de acordo com o estabelecido pela legislação e inferiores ao máximo histórico) ocorreu em proporções superiores a 97% em todos os compartimentos e períodos monitorados, sendo que, no período imediatamente após o desastre (P1) o percentual manteve-se em 98,7% no compartimento 5-A, mais próximo da foz do rio Doce, de forma que a classificação final da alteração é “Categoria A”. Quanto à tendência, verifica-se a classe de “Tende a reduzir” nos compartimentos 5-A, 5-B1, 5-B2 e 5-C, visto que as concentrações mais elevadas encontradas nos períodos P1 e P2 ainda podem estar presentes em alguma parcela dos sedimentos nestes compartimentos. Já para os compartimentos 5-D e 5-E pelos dados apresentados poderia considerar as alterações como cessadas, visto que nenhum dado apresentou classificação Categoria B ou Categoria C nos períodos temporais estabelecidos, entretanto visto que nos compartimentos a montante (ambiente fluvial e estuarino, e os compartimentos mais próximos da foz do rio Doce) não foi considerado que as alterações cessaram quanto a este indicador, considera-se que nestes compartimentos as alterações também tendem a reduzir.

Figura 77 – Classificação dos dados de cobre em sedimento para o período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.



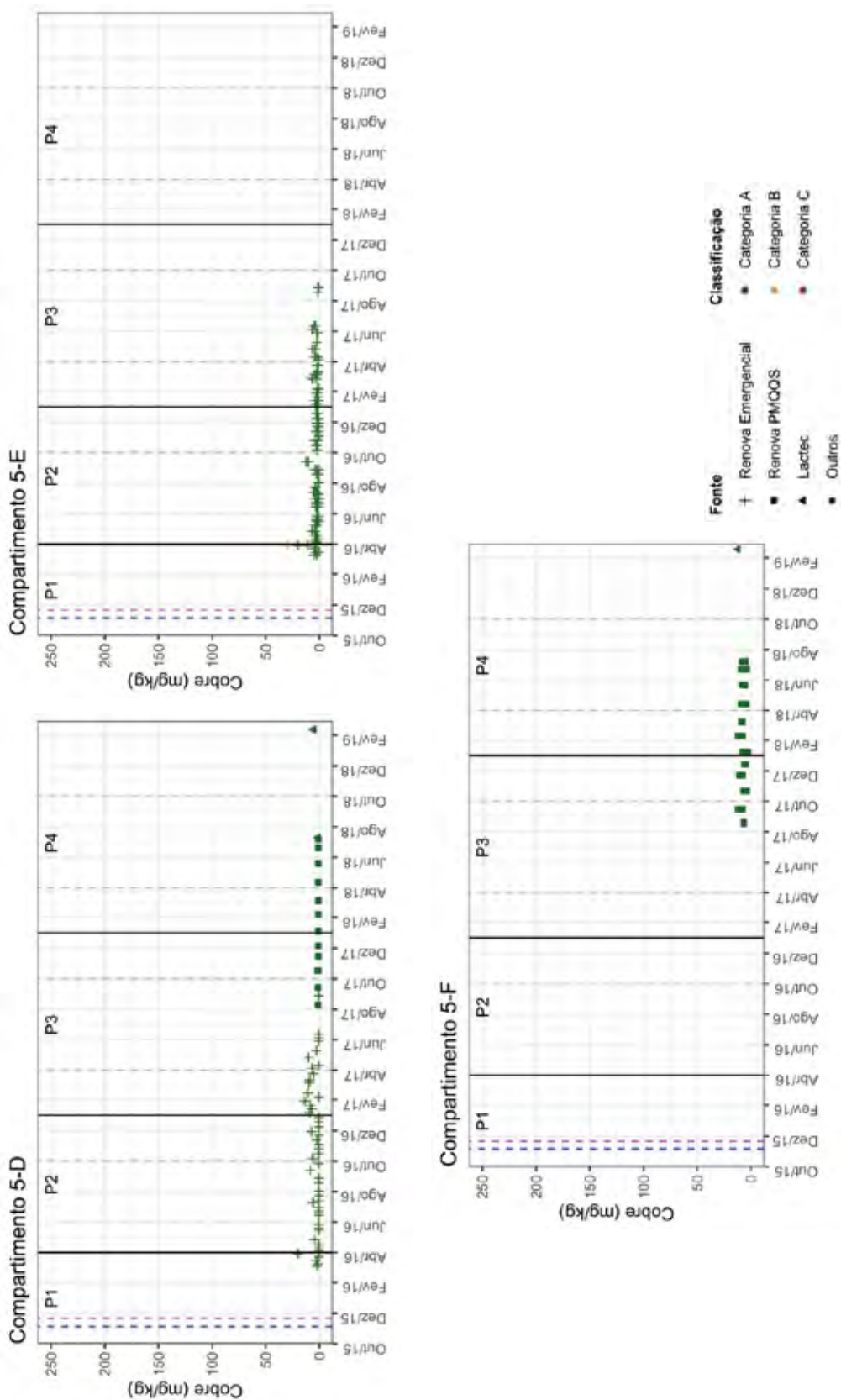
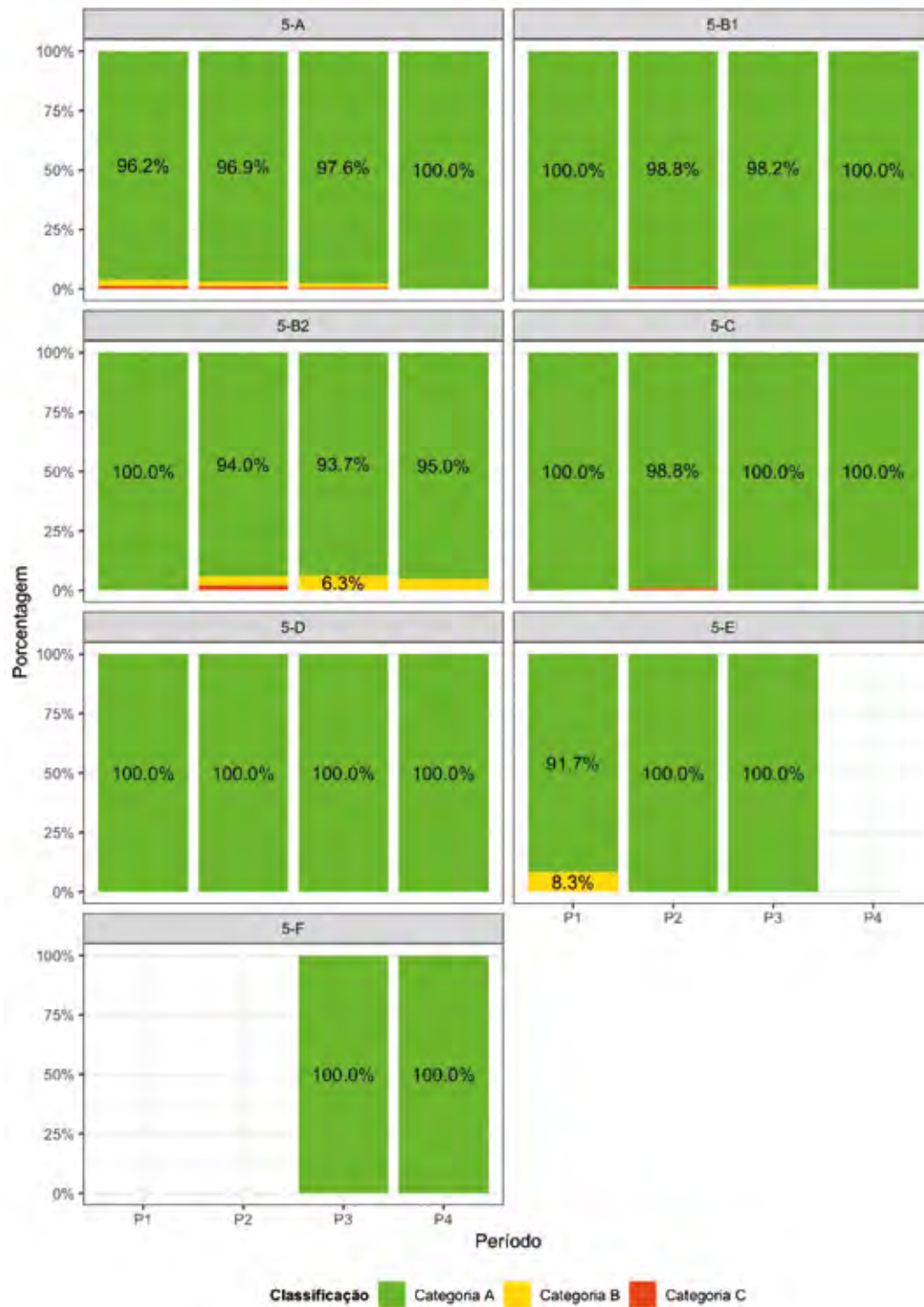


Figura 78 – Classificação das alterações para cobre em sedimento.



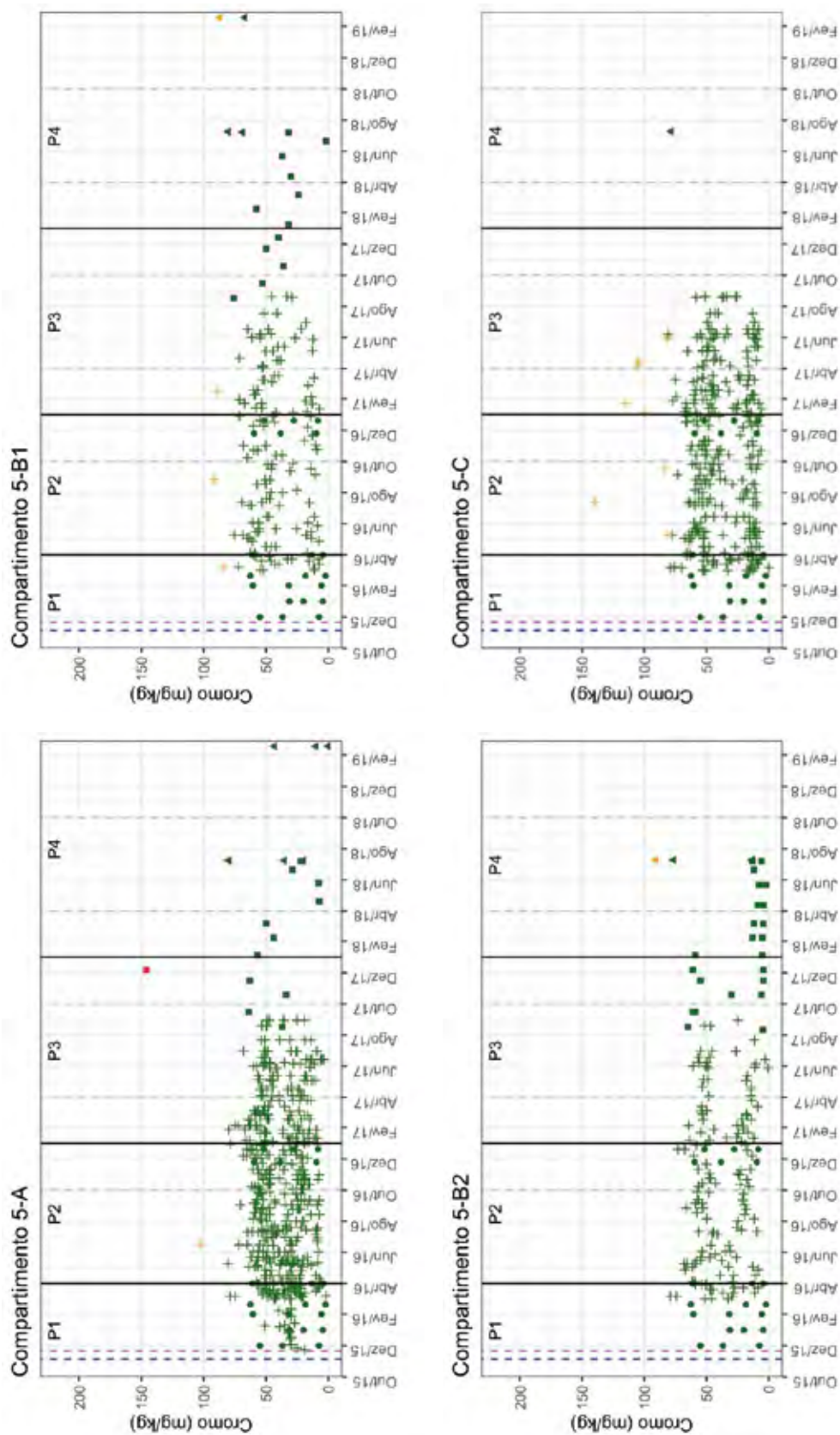
2.4.3.7 Cromo

Conforme citado na metodologia, os dados de cromo em sedimento foram classificados considerando o Nível 1 da resolução CONAMA 454 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual existe menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 81 mg/kg, e o valor máximo histórico da variável registrado nas adjacências da foz do rio Doce (143,83 mg/kg).

Como pode ser observado na Figura 79, dados classificados na “Categoria C” ocorreram apenas nos períodos P2 (compartimento 5-E) e P3 (compartimento 5-C e 5-A), em concentração máxima de 209 mg/kg no compartimento 5-E (aproximadamente 1,5 vezes superior ao máximo histórico). Dados classificados como “Categoria B” ocorreram nos quatro períodos, sendo a maior frequência verificada em P2 e no compartimento 5-E.

A classificação e a evolução das alterações, referente ao aumento das concentrações de cromo em sedimento ao longo dos compartimentos e do tempo, são apresentadas na Figura 80. De acordo com a referida figura, a classe de alteração “Categoria A” (valores de acordo com o estabelecido pela legislação e inferiores ao máximo histórico) ocorreu em proporções superiores a 1/3 dos dados em todos os compartimentos monitorados durante o período imediatamente após o desastre (P1), de forma que a classificação final da alteração é “Categoria A”. A ocorrência de resultados “Categoria C” em maiores proporções nos compartimentos 5-E pode estar relacionada a uma fonte diversa, uma vez que estes compartimentos se encontram a uma distância superior a 22 km da foz do rio Doce. Quanto à tendência, verifica-se que as alterações tendem a reduzir em todos os compartimentos, visto que ainda em P3 ou P4 são encontrados dados na classificação Categoria B ou Categoria C, não sendo possível afirmar que as alterações cessaram. Apesar da presença de indícios de aumento das concentrações no compartimento 5-E, este não se mostra única e diretamente relacionado com o rompimento da barragem de Fundão, uma vez que esta tendência não foi observada em compartimentos mais próximos da foz do rio Doce, como 5-A, 5-B1 e 5-B2, ainda a partir de outubro de 2017 não foi mais monitorado a qualidade do sedimento neste compartimento, prejudicando a interpretação da evolução das alterações no mesmo.

Figura 79 – Classificação dos dados de cromo em sedimento para o período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.



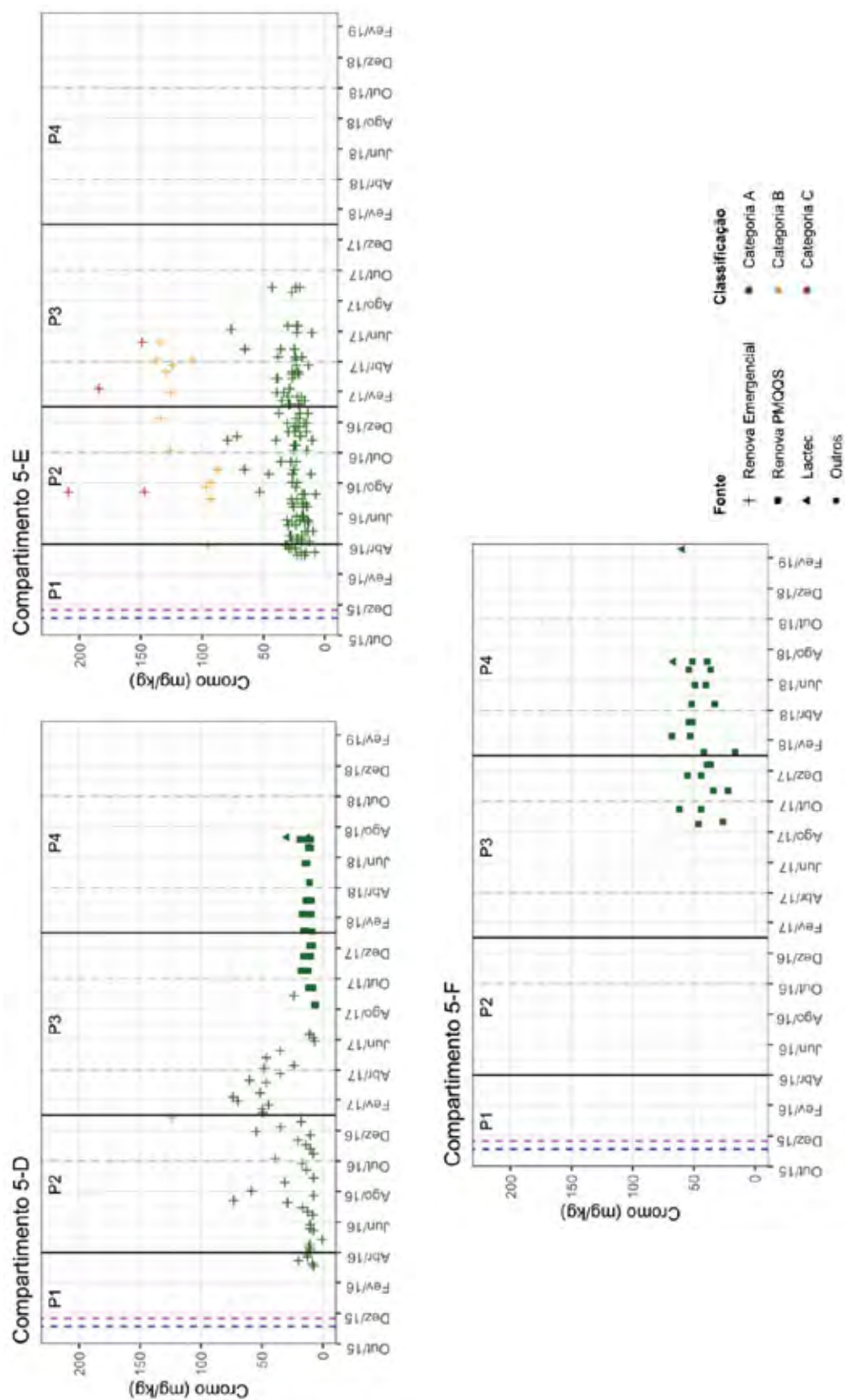
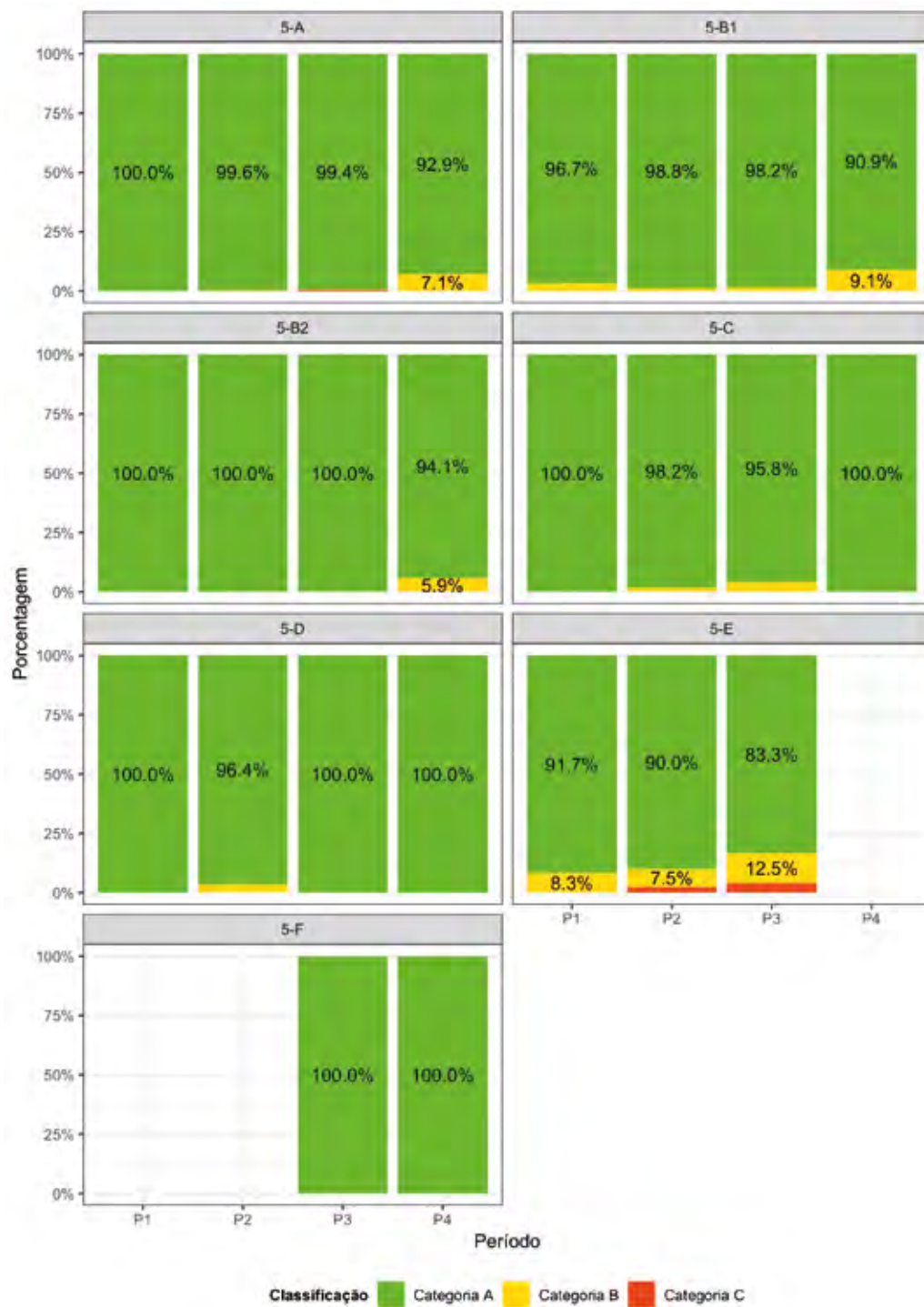


Figura 80 – Classificação das alterações para cromo em sedimento.



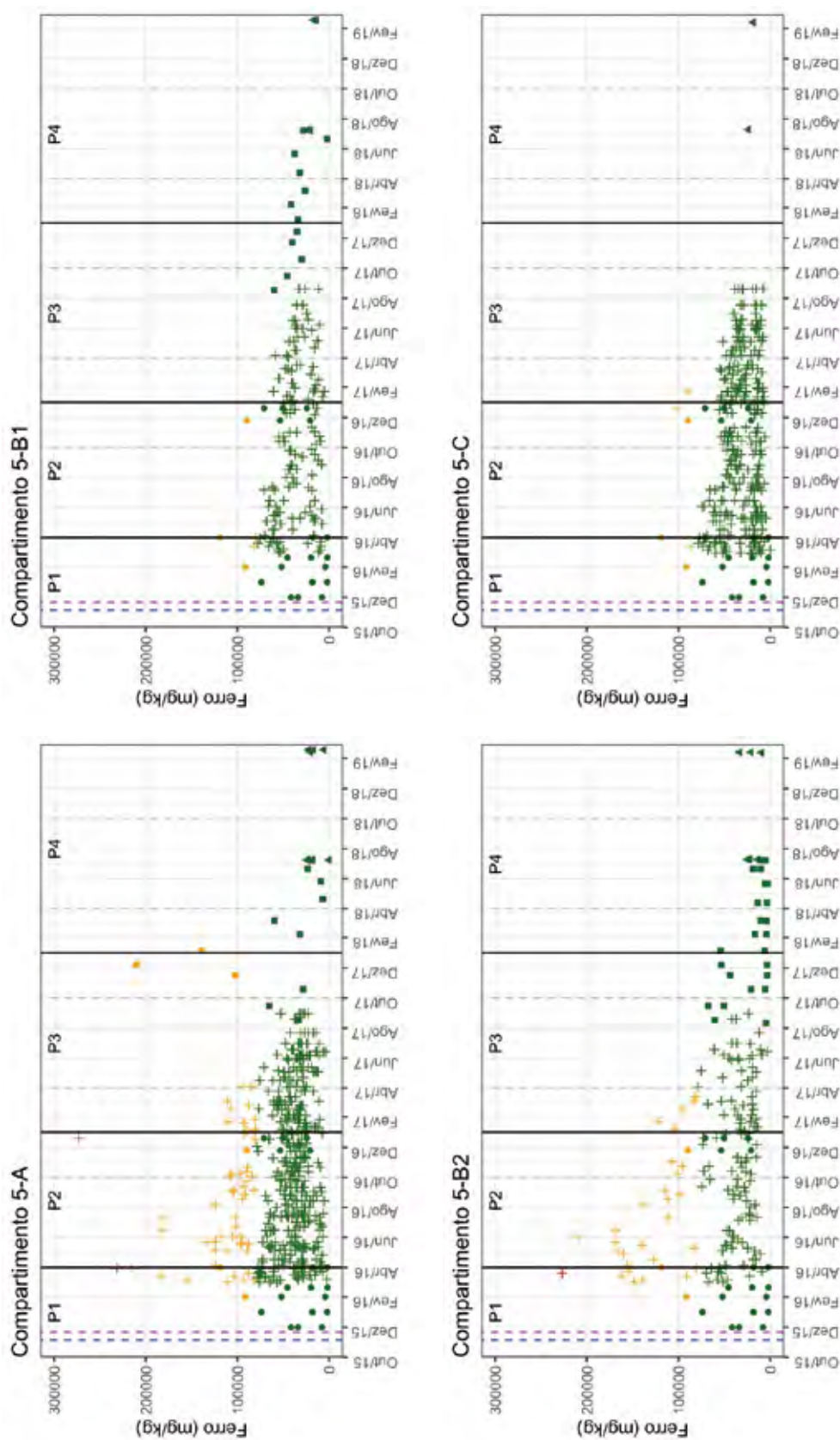
2.4.3.8 Ferro

Conforme citado na metodologia, os dados de ferro em sedimento foram classificados de acordo com o nível de efeitos aparentes (*Apparent Effect Threshold* – AET, 220.000 mg/kg) e considerando o valor máximo da série histórica (79.419 mg/kg).

Como pode ser observado na Figura 81, dados classificados na “Categoria C” ocorreram nos períodos P1 e P2 e nos compartimentos 5-A e 5-B2, em concentração máxima de 273.000 mg/kg no compartimento 5-A (mais de 3 vezes o máximo histórico). Dados classificados na “Categoria B” ocorreram nos períodos P1, P2 e P3 nos compartimentos mais próximos a foz do rio Doce (5-A, 5-B1, 5-B2 e 5-C). Com exceção dos dados classificados na “Categoria C” do período chuvoso de outubro/2017 a abril/2018 no compartimento 5-A, é possível verificar uma clara tendência de redução das concentrações máximas de ferro ao longo do período monitorado.

A classificação geral e a evolução da alteração, referente ao aumento das concentrações de ferro em sedimento ao longo dos compartimentos e do tempo, são apresentadas na Figura 82. De acordo com a referida figura, a classe “Categoria A” (valores de acordo com o estabelecido para AET e inferiores ao máximo histórico) ocorreu em maior proporção em todos os compartimentos monitorados durante o período imediatamente após o desastre (P1), sendo que, no caso dos compartimentos 5-D, 5-E e 5-F, todos os períodos avaliados apresentaram dados nesta classe em 100% dos resultados, de forma que a classificação final da alteração é “Categoria A”. Quanto à tendência, verifica-se que as alterações tendem a reduzir nos compartimentos mais próximos a foz (5-A, 5-B1, 5-B2 e 5-C, visto que ainda são encontrados dados na classe Categoria B e Categoria C em P3 e P4. Já para os compartimentos 5-D e 5-E, pelos dados apresentados poderia considerar as alterações como cessadas, visto que nenhum dado apresentou classificação Categoria B ou Categoria C nos períodos temporais estabelecidos, entretanto visto que nos compartimentos a montante (ambiente fluvial e estuarino, e os compartimentos mais próximos da foz do rio Doce) não foi considerado que as alterações cessaram quanto a este indicador, considera-se que nestes compartimentos as alterações também tendem a reduzir.

Figura 81 – Classificação dos dados de ferro em sedimento para o período pós-desastre na área marinha adjacente a foz do rio Doce.



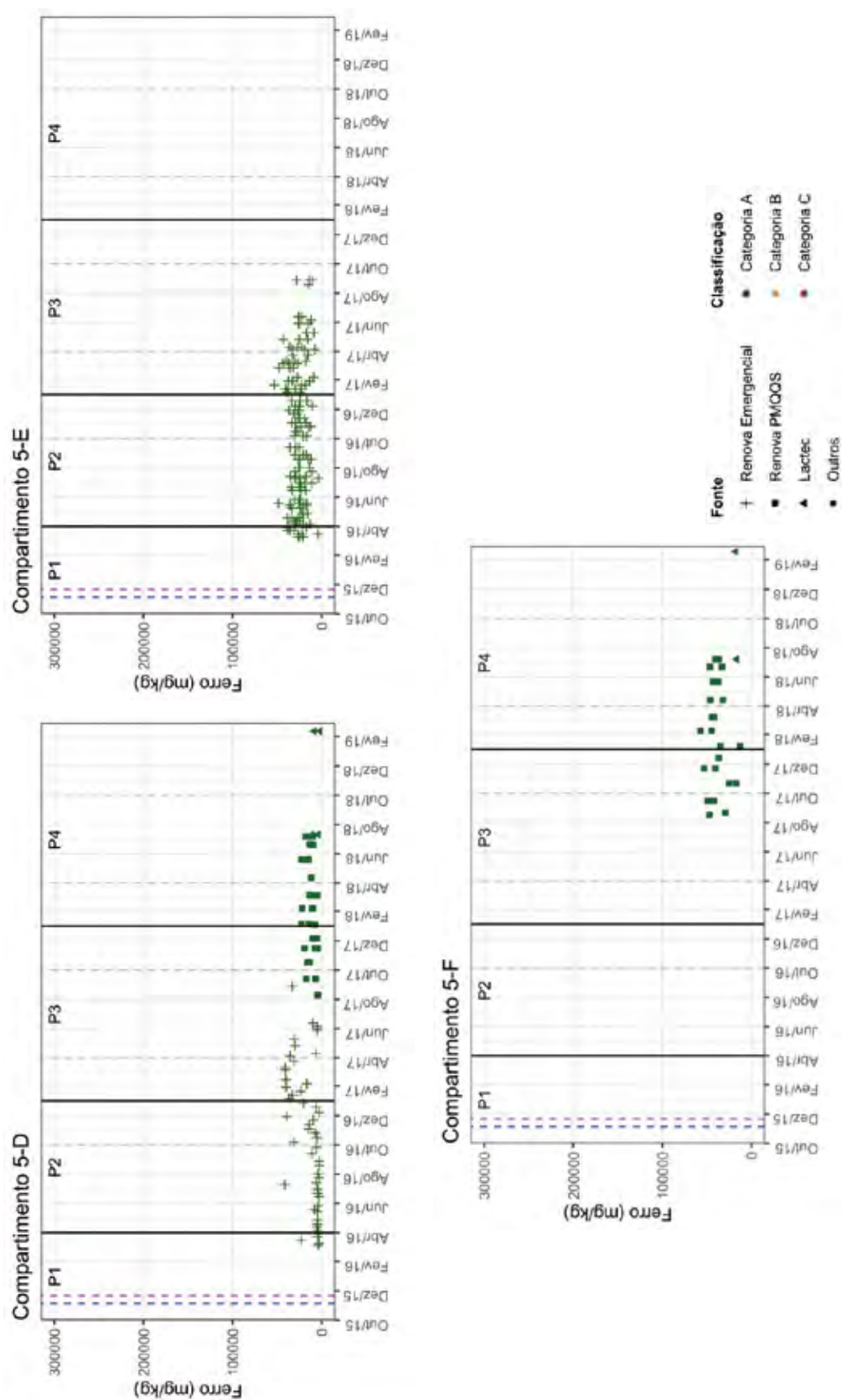
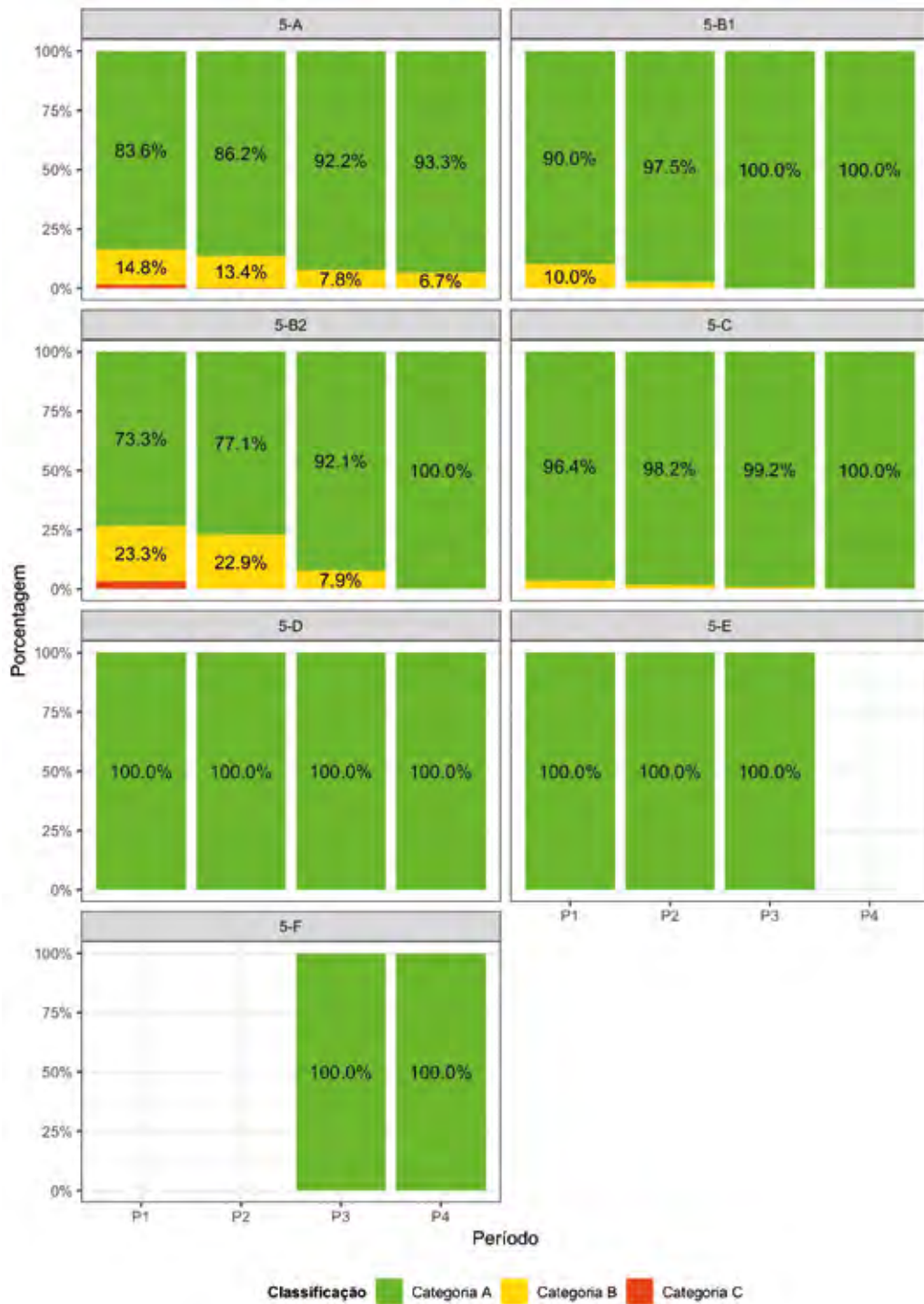


Figura 82 – Classificação das alterações para ferro em sedimento.



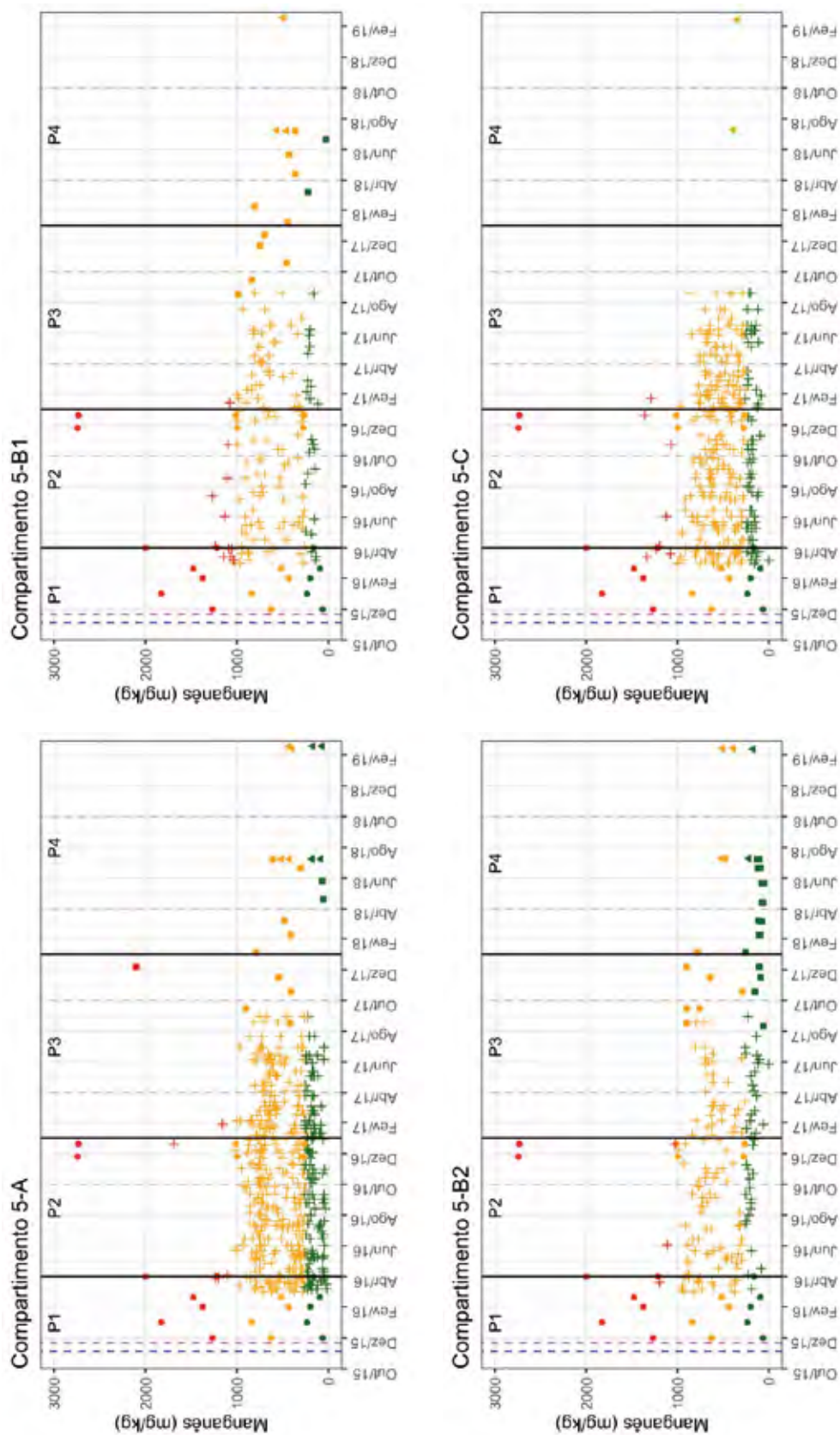
2.4.3.9 Manganês

Conforme citado na metodologia, os dados de manganês em sedimento foram classificados de acordo com o nível de efeitos aparentes (*Apparent Effect Threshold* – AET, 260 mg/kg) e considerando o valor máximo da série histórica (1.026,5 mg/kg).

Como pode ser observado na Figura 83, dados classificados como “Categoria C” ocorreram nos quatro períodos, sendo que em P4 apenas um dado, do compartimento 5-F, se enquadrava nesta categoria, indicando para uma tendência de redução das concentrações máximas ao longo dos períodos monitorados. A concentração máxima registrada foi de 2.744 mg/kg, no período chuvoso de P2 (2,7 vezes o máximo da série histórica). Dados classificados como “Categoria B”, ou seja, em concentrações inferiores ao máximo histórico mas superiores a AET, ocorreram em todos os períodos e compartimentos monitorados.

A classificação geral e a evolução da alteração, referente ao aumento das concentrações de ferro em sedimento ao longo dos compartimentos e do tempo, são apresentadas na Figura 84. A dominância espacial e temporal de dados na Categoria B não indicam alterações relacionadas única e diretamente com o desastre, sendo importante ressaltar que a classificação “Categoria B”, apesar de representar valores acima do estabelecido pela legislação ambiental, representa dados de acordo com as concentrações encontrados na região no período pré-desastre. É possível verificar que os dados classificados na Categoria B se mantêm constantes ao longo dos períodos analisados, não sendo possível verificar um aumento ou diminuição dos dados classificados nesta categoria, possivelmente indicando que essas concentrações ocorrem na região independentemente do desastre. Desse modo, não foi quantificada a categoria geral de alteração para o manganês no sedimento, visto que este não demonstrou ser um indicador adequado do dano “aumento da concentração de EPTs no sedimento”. Entretanto, é necessário ressaltar novamente a ocorrência de dados na Categoria C nos compartimentos mais próximos a foz, que superaram os máximos históricos e os níveis de efeito aparentes (AET), e que mesmo que essas concentrações elevadas de manganês total não foram predominantes, a situação observada já pode ter sido suficiente para a assimilação do elemento pela biota aquática.

Figura 83 – Classificação dos dados de manganês em sedimento para o período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.



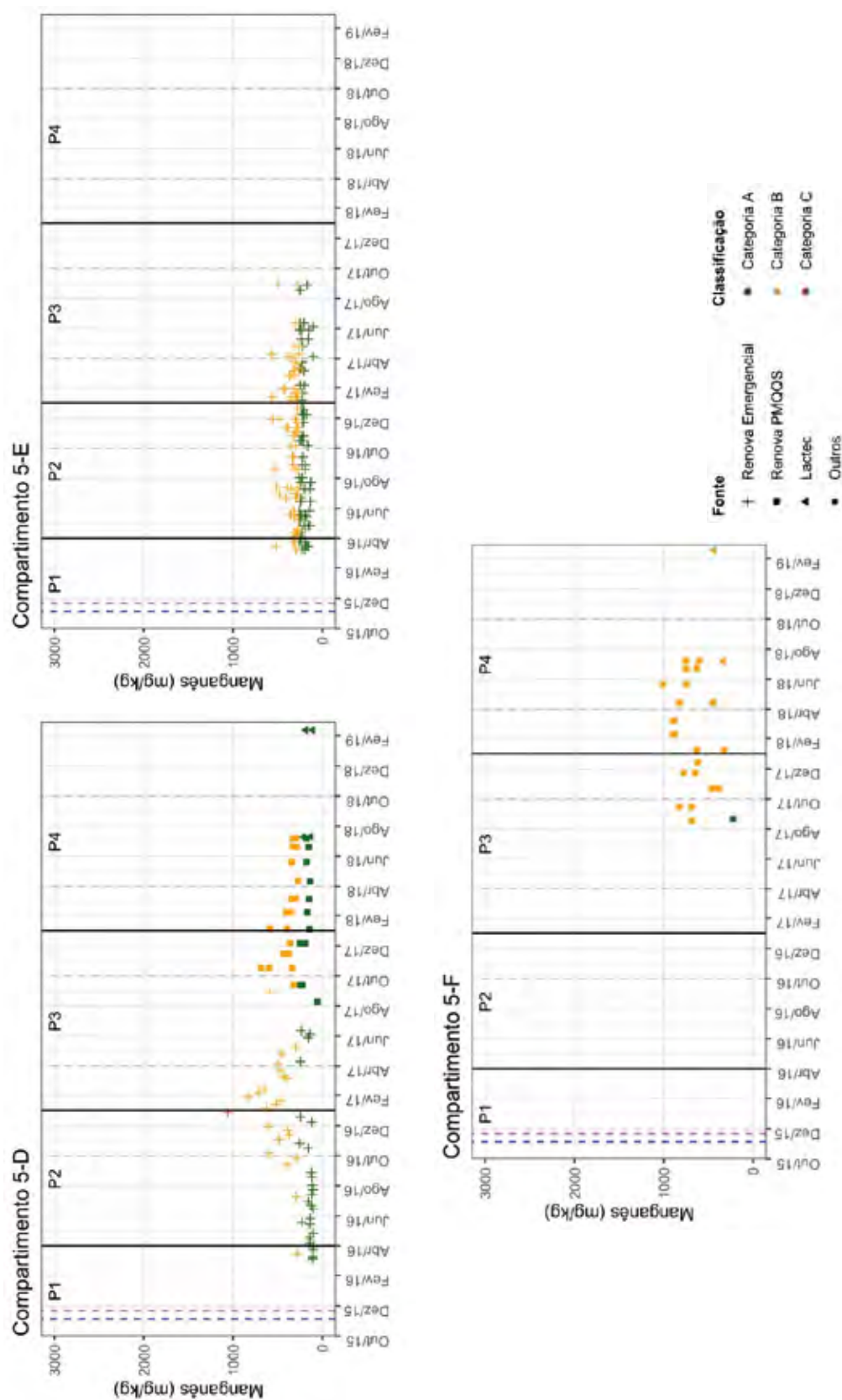
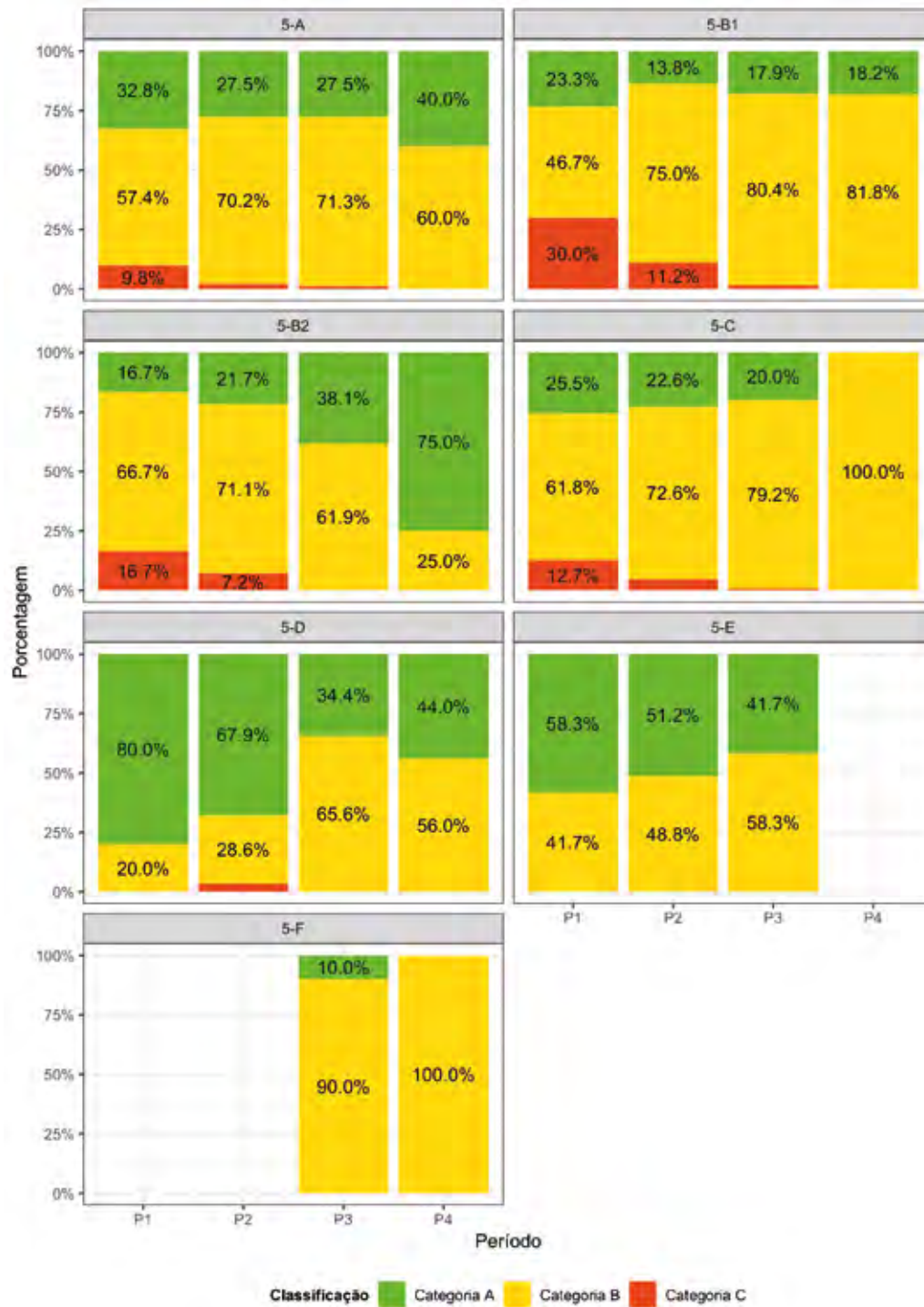


Figura 84 – Classificação das alterações para manganês em sedimento.



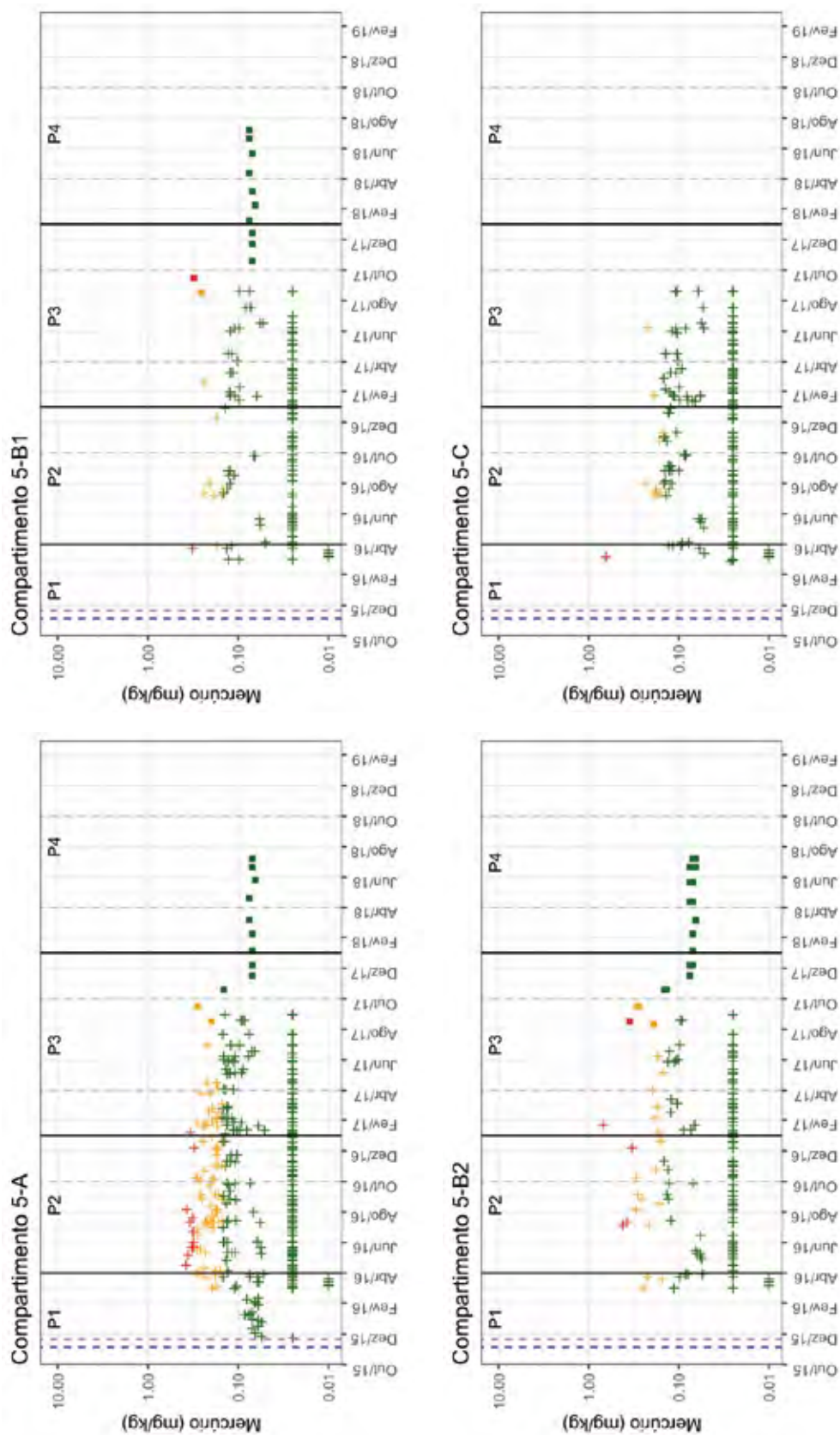
2.4.3.10 Mercúrio

Conforme citado na metodologia, os dados de mercúrio em sedimento foram classificados de acordo com o Nível 1 da resolução CONAMA 454 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 0,3 mg/kg, e considerando o valor máximo da série histórica (0,62 mg/kg).

Na Figura 85 pode ser visualizado que os dados classificados na “Categoria C” ocorreram nos períodos P1 e P3, sendo que as maiores concentrações (10, 8, 7,43 e 6,15 mg/kg, de 10 a 17 vezes o máximo da série histórica) foram verificadas no período P3 e no compartimento 5-E no dia 09/5/2017. Dados classificados na “Categoria B” ocorreram em P1, P2 e P3 e nos compartimentos 5-A, 5-B1, 5-B2, 5-D e 5-F.

A classificação geral e a evolução da alteração, referente ao aumento das concentrações de alumínio em sedimento ao longo dos compartimentos e do tempo, são apresentadas na Figura 86. De acordo com a referida figura, a classe “Categoria A” (valores de acordo com o estabelecido pela legislação e inferiores ao máximo histórico) ocorreu em maiores proporções em todos os compartimentos e períodos monitorados, sendo que, no período P1 do compartimento 5-A, esta classe correspondeu a 100% dos resultados. Os dados classificados na “Categoria C”, principalmente aqueles observados no compartimento 5-E em P3, podem estar relacionados com uma fonte diversa ao rompimento da barragem do fundão, tendo em vista o distanciamento espacial e temporal destes dados em relação ao desastre já mencionado. Quanto à tendência, verifica-se a classe de “Tende a reduzir”, visto que ainda em P3 são verificados dados nas classificações Categoria B ou Categoria C nos compartimentos analisados.

Figura 85 – Classificação dos dados de mercúrio em sedimento para o período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.



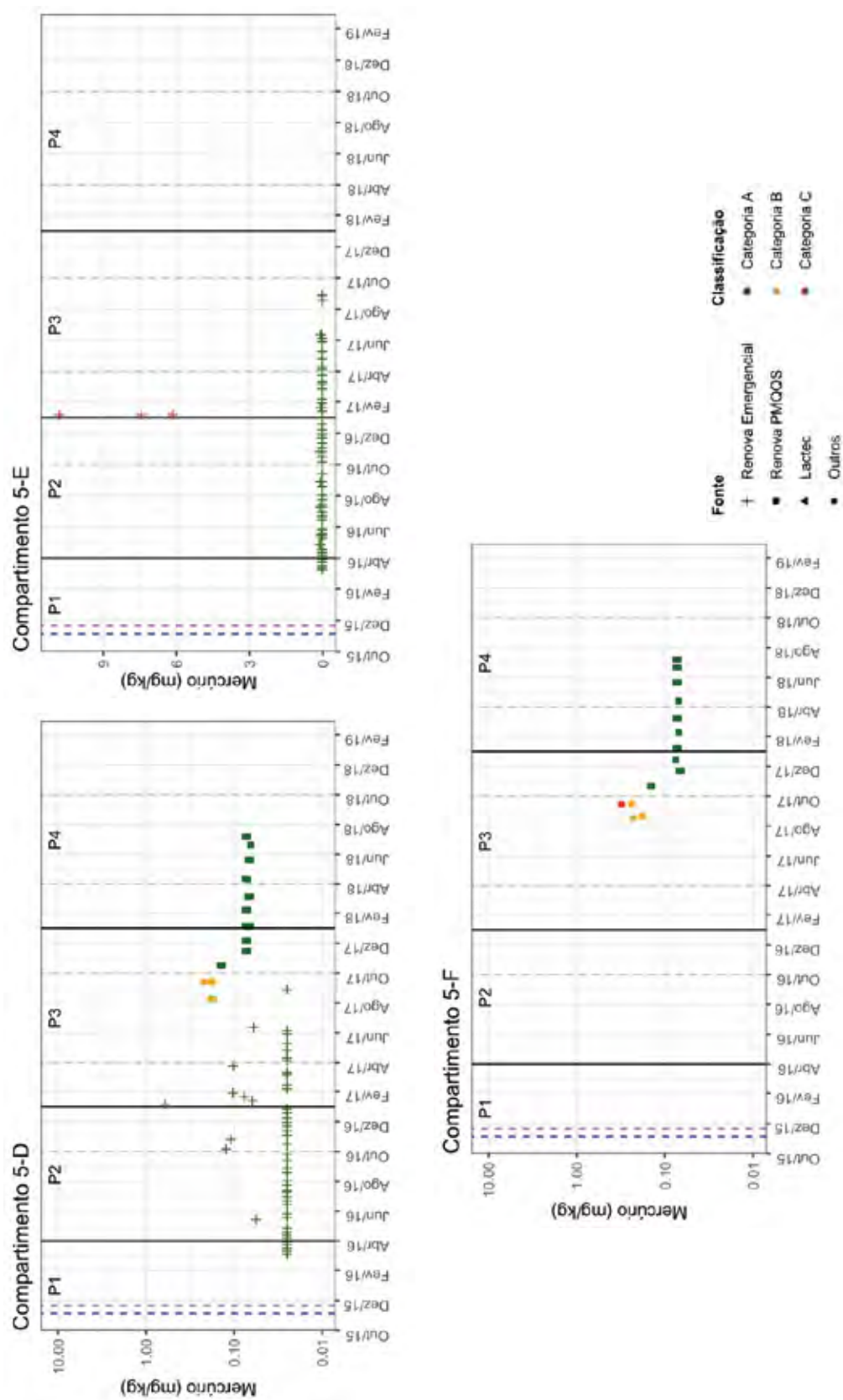
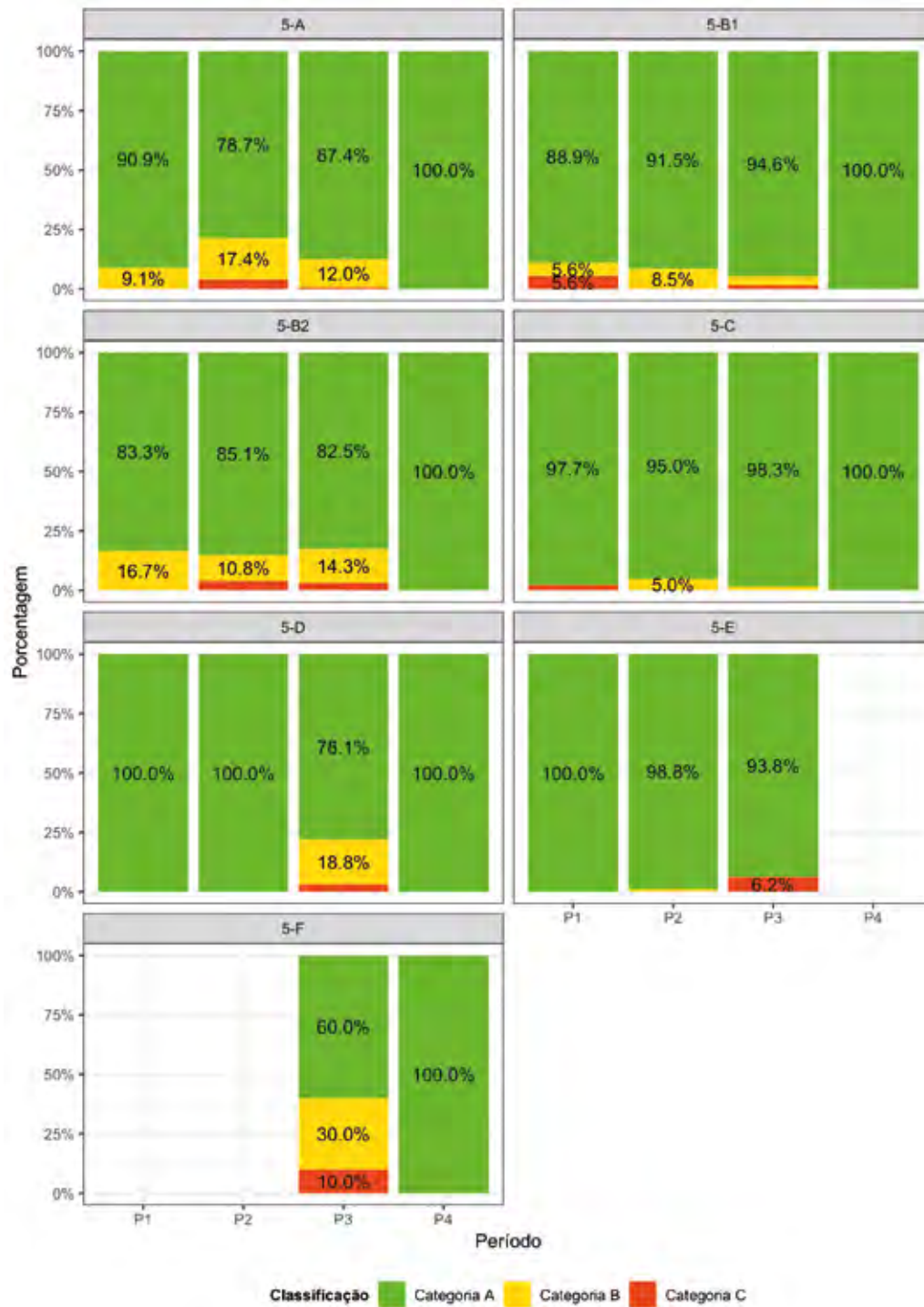


Figura 86 – Classificação das alterações para mercúrio em sedimento.



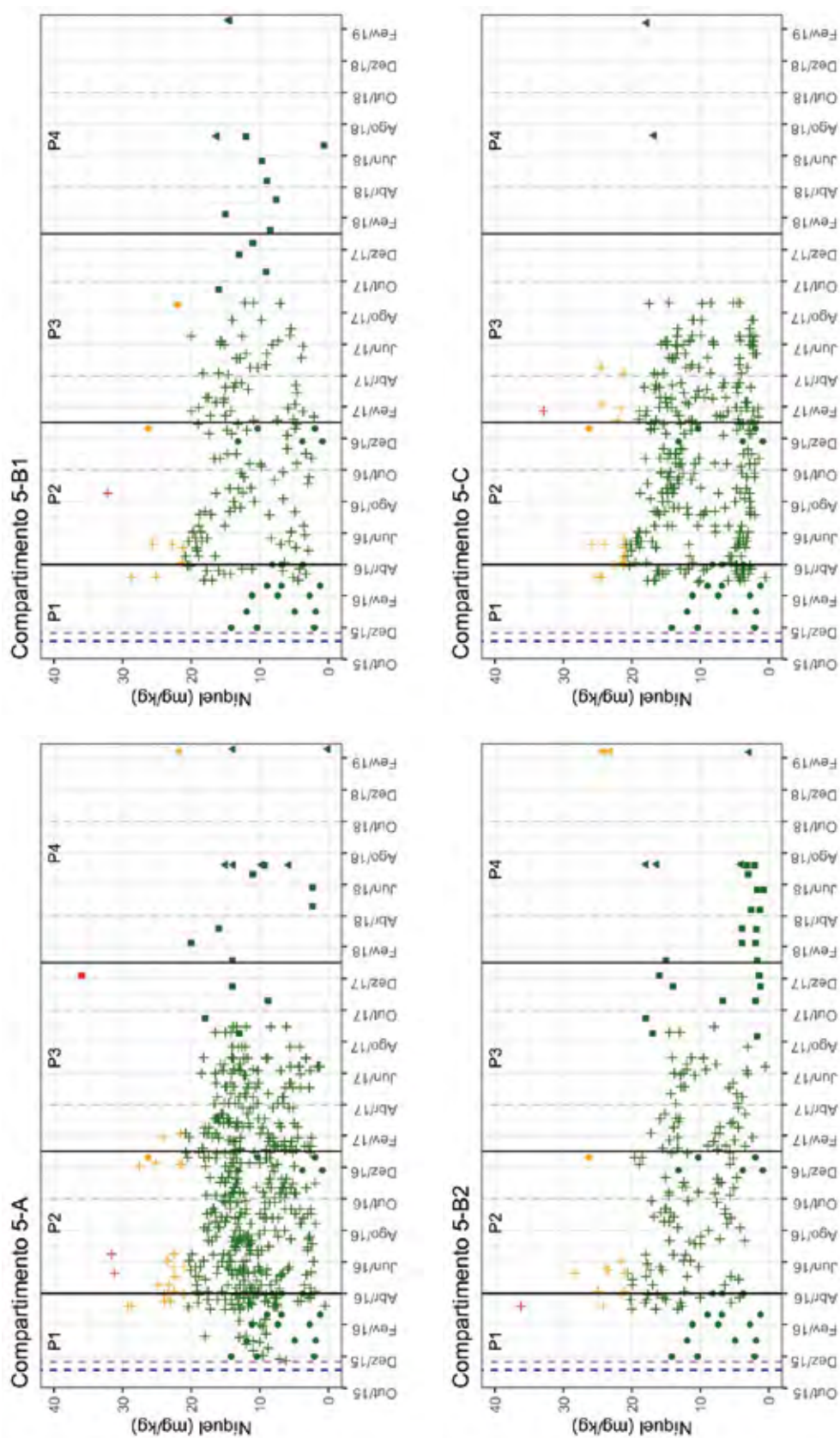
2.4.3.11 Níquel

Conforme citado na metodologia, os dados de níquel em sedimento foram classificados de acordo com o Nível 1 da resolução CONAMA 454 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 20,9 mg/kg, e considerando o valor máximo da série histórica (31,1 mg/kg).

Como pode ser observado na Figura 87, foram registrados dados classificados na “Categoria C” durante o período P1 apenas no compartimento ao sul da foz do rio Doce (5-B2) atingindo uma concentração máxima de 36,21 mg/kg. Logo no início do período P2 também foram registrados dados na classificação Categoria C nos compartimentos 5-A e 5-B1. Dados classificados na “Categoria B” ocorreram no compartimento 5-A (P1, P2, P3 e P4), 5-B1 e 5-C (P1, P2 e P3), compartimento 5-B2 (P1, P2 e P4) compartimento 5-E (P3) e compartimento 5-F (P4).

A classificação geral e a evolução da alteração, referente ao aumento das concentrações de níquel em sedimento ao longo dos compartimentos e do tempo, são apresentadas na Figura 88. De acordo com a referida figura, a classe Categoria A” (valores de acordo com o estabelecido pela legislação e inferiores ao máximo histórico) ocorreu em maiores proporções em todos os compartimentos e períodos monitorados, sendo que, no período P1 do compartimento 5-A, esta classe correspondeu a 91% dos resultados. Esta proporção indica, de acordo com a metodologia proposta, que a alteração relacionada com níquel em sedimento é de “Categoria A”. A distribuição espacial e temporal dos resultados classificados como “Categoria B”, com maiores proporções desta classe verificadas no compartimento 5-E e em P3, não permitem associar estes resultados diretamente com o rompimento da barragem de Fundão, sendo importante ressaltar que a classe “Categoria B”, apesar de ser composta por valores superiores ao estabelecido pela legislação ambiental, é composta por resultados que estão de acordo com os níveis verificados na série histórica da região. Quanto à tendência, verifica-se a classe de “Tende a reduzir”, visto que após P1 ainda são encontrados dados na classificação Categoria B em P2, P3 e P4, não sendo possível afirmar que as alterações cessaram em relação a este indicador.

Figura 87 – Classificação dos dados de níquel em sedimento para o período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.



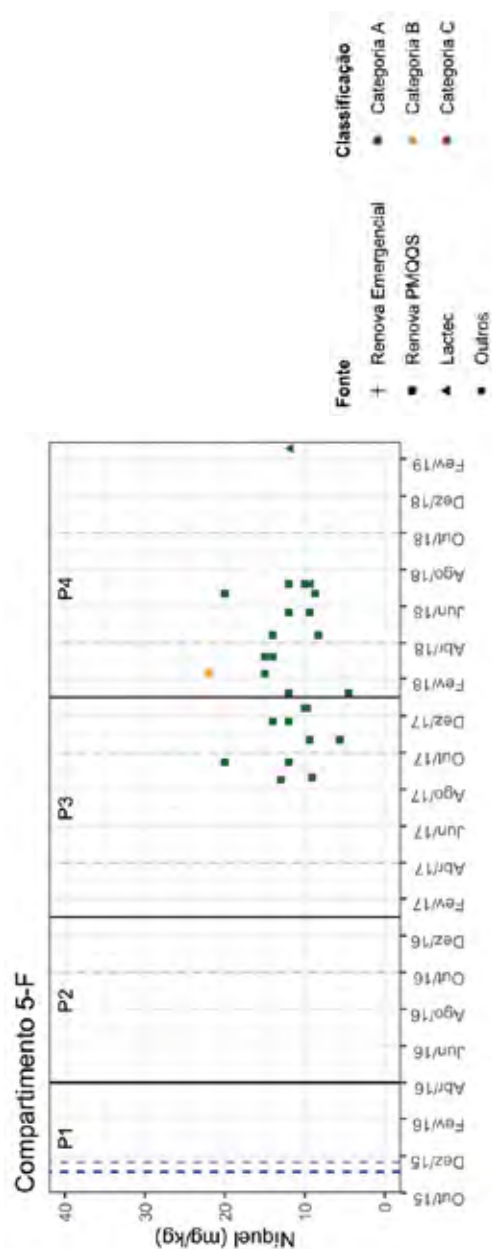
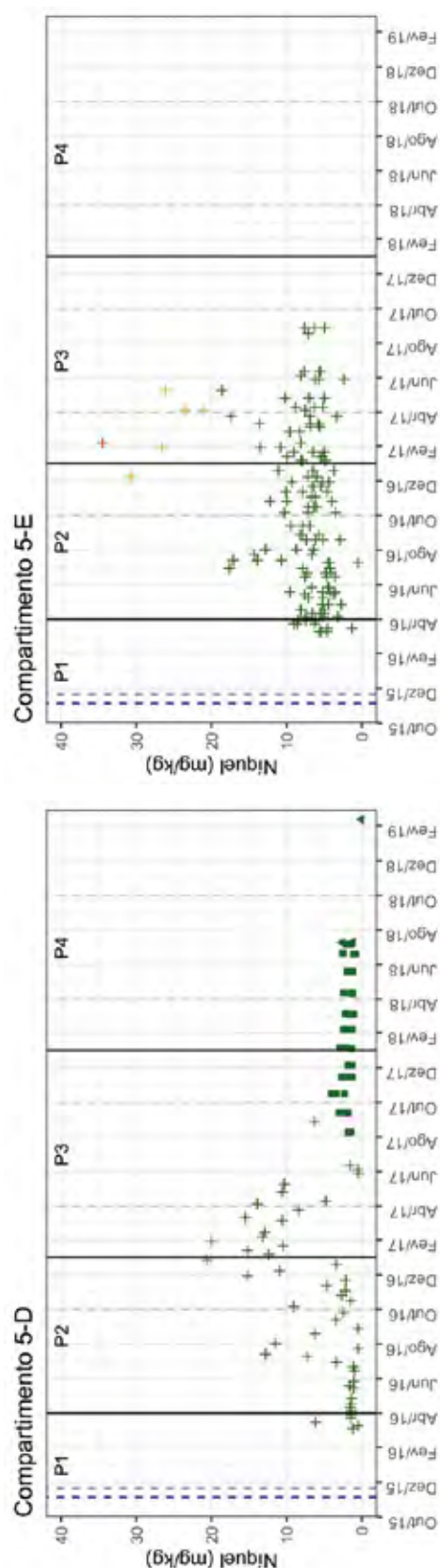
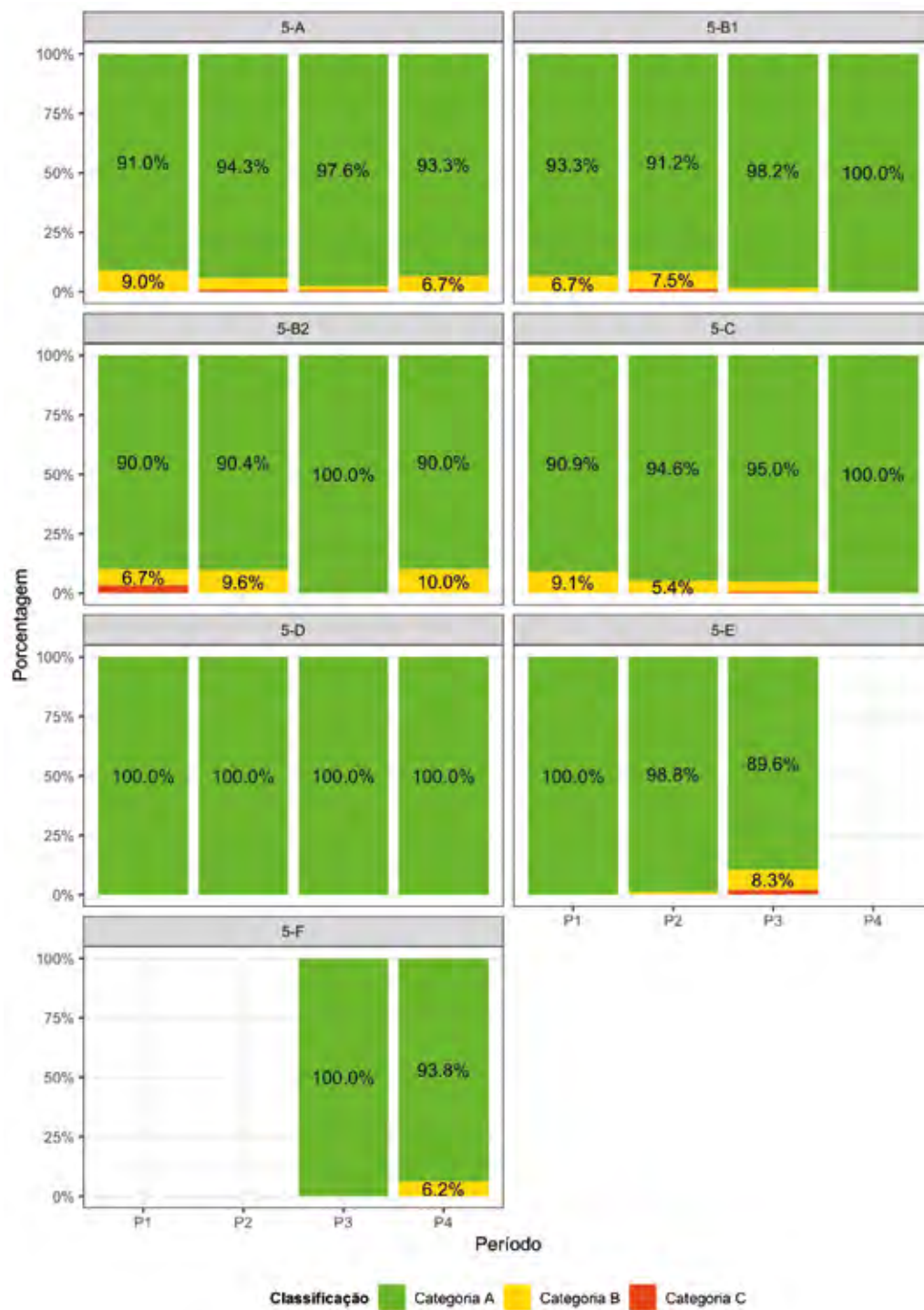


Figura 88 – Classificação das alterações para níquel em sedimento.



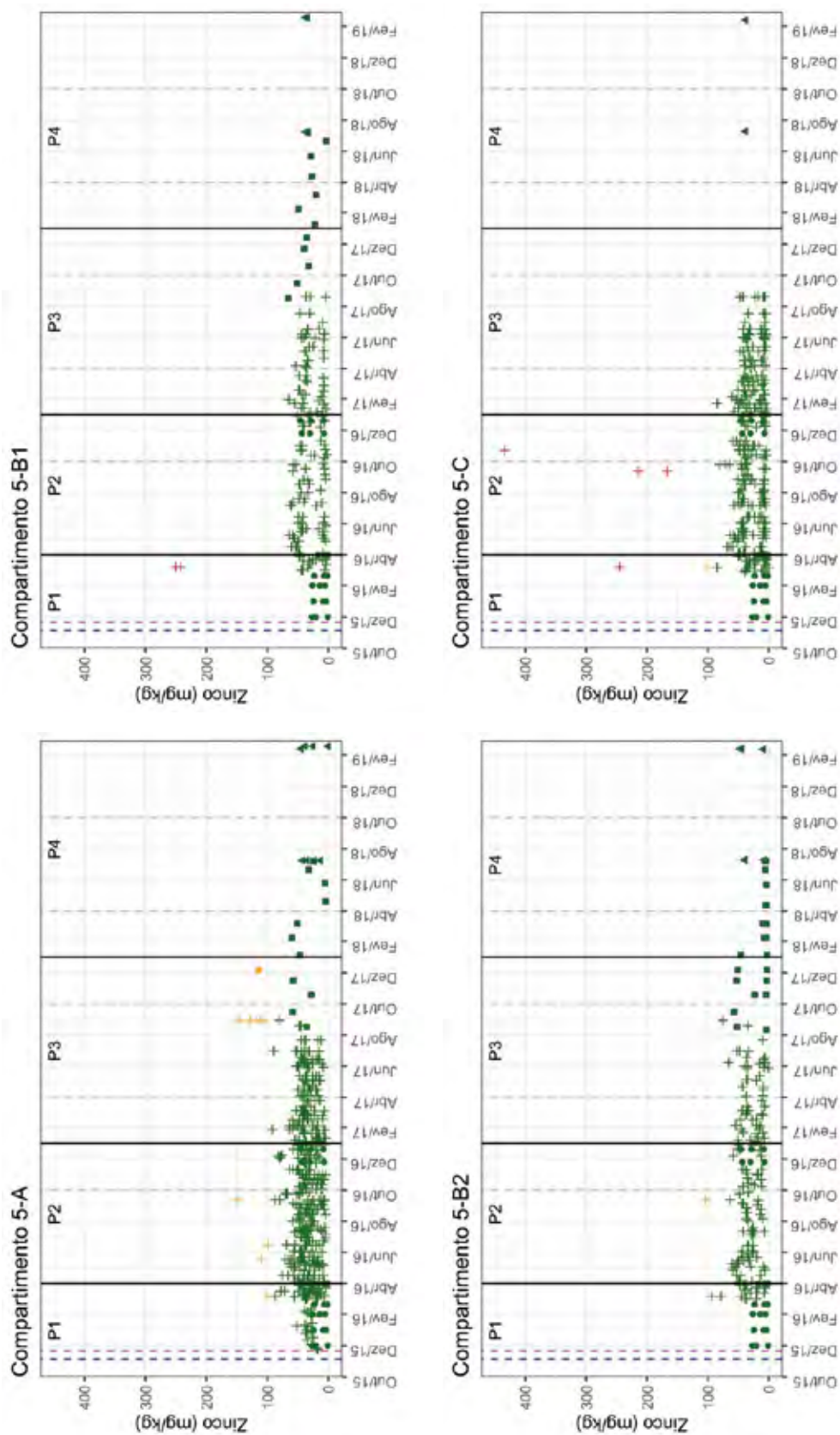
2.4.3.12 Zinco

Conforme citado na metodologia, os dados de zinco em sedimento foram classificados de acordo com o Nível 1 da resolução CONAMA 454 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 150 mg/kg, e considerando o valor máximo da série histórica (98,1 mg/kg).

Como pode ser observado na Figura 89, cinco dados, observados nos períodos P1 e P2 dos compartimentos 5-B1 e 5-C, foram classificados como “Categoria C”, sendo a concentração mais alta (434 mg/kg, 4 vezes o máximo histórico) ocorreu em P2 e no compartimento 5-C. Dados classificados na Categoria B foram encontrados na maior parte dos compartimentos pelo menos em algum dos períodos definidos, somente os compartimentos 5-E e 5-F não apresentaram nenhum dado nesta classificação. O compartimento que apresentou a maior quantidade de dados na classificação Categoria B foi o compartimento 5-A (área composta por um raio de até 4 quilômetros da foz do rio Doce).

A classificação geral e a evolução da alteração, referente ao aumento das concentrações de zinco em sedimento ao longo dos compartimentos e do tempo, são apresentadas na Figura 90. De acordo com a referida figura, a classe “Categoria A” (valores de acordo com o estabelecido pela legislação e inferiores ao máximo histórico) ocorreu proporções superiores a 1/3 dos dados em todos os compartimentos e períodos monitorados. Este comportamento indica a alteração relacionado com zinco em sedimento é de “Categoria A”. Quanto a tendência de evolução das alterações, nos compartimentos 5-B1 e 5-C, considera-se que essas tendem a reduzir visto que estes compartimentos apresentaram dados na classificação Categoria C durante P1, sendo que estas concentrações ainda podem estar presentes em alguma parcela dos sedimentos nestes compartimentos. Já para o restante dos compartimentos pelos dados apresentados, poder-se-ia considerar as alterações como cessadas, visto que nenhum dado apresentou classificação Categoria C nos períodos temporais estabelecidos, entretanto visto que nos compartimentos a montante (ambiente fluvial e estuarino, e os compartimentos mais próximos da foz do rio Doce) não foi considerado que as alterações cessaram quanto a este indicador, considera-se que nestes compartimentos as alterações também tendem a reduzir.

Figura 89 – Classificação dos dados de zinco em sedimento para o período pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce.



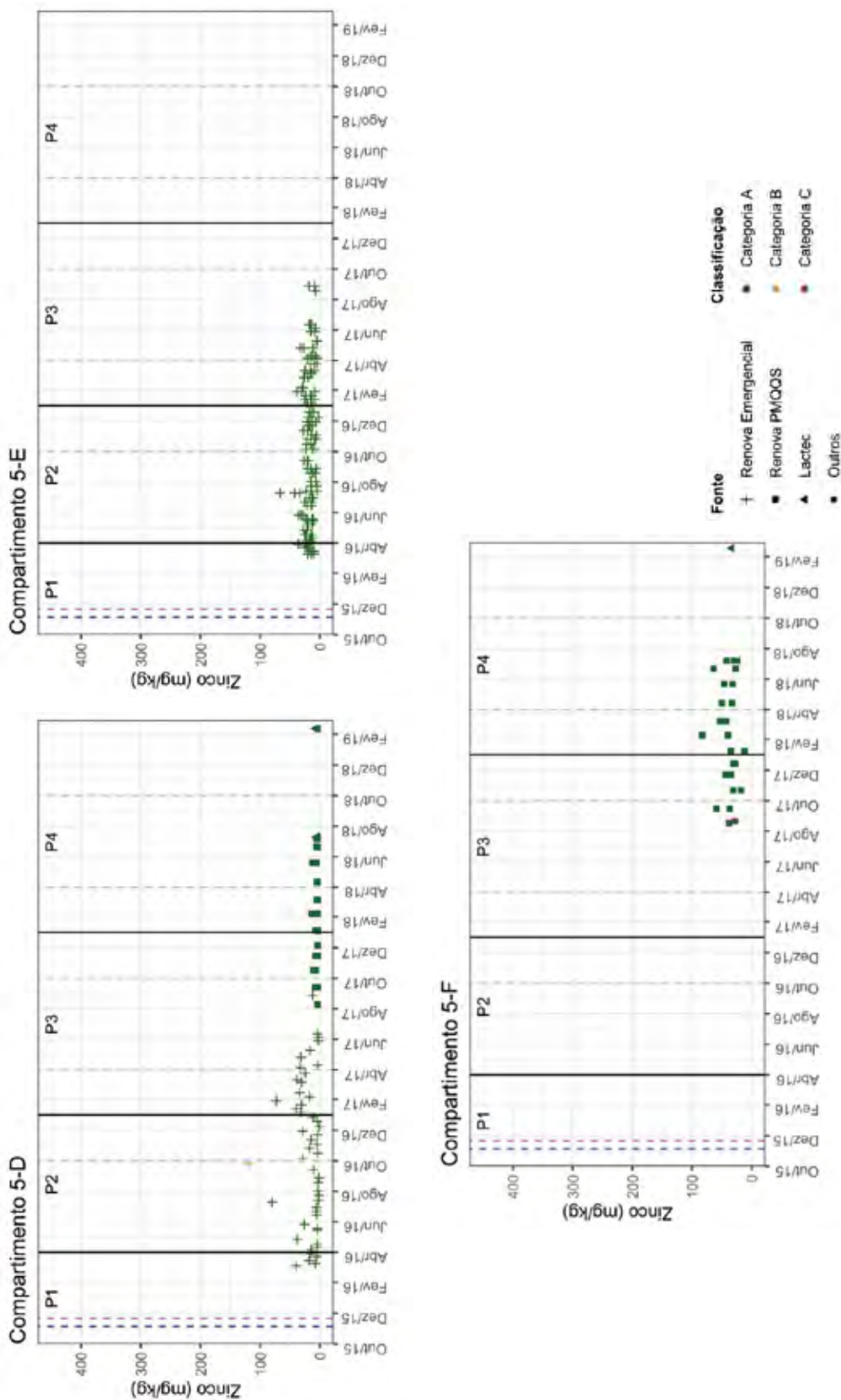
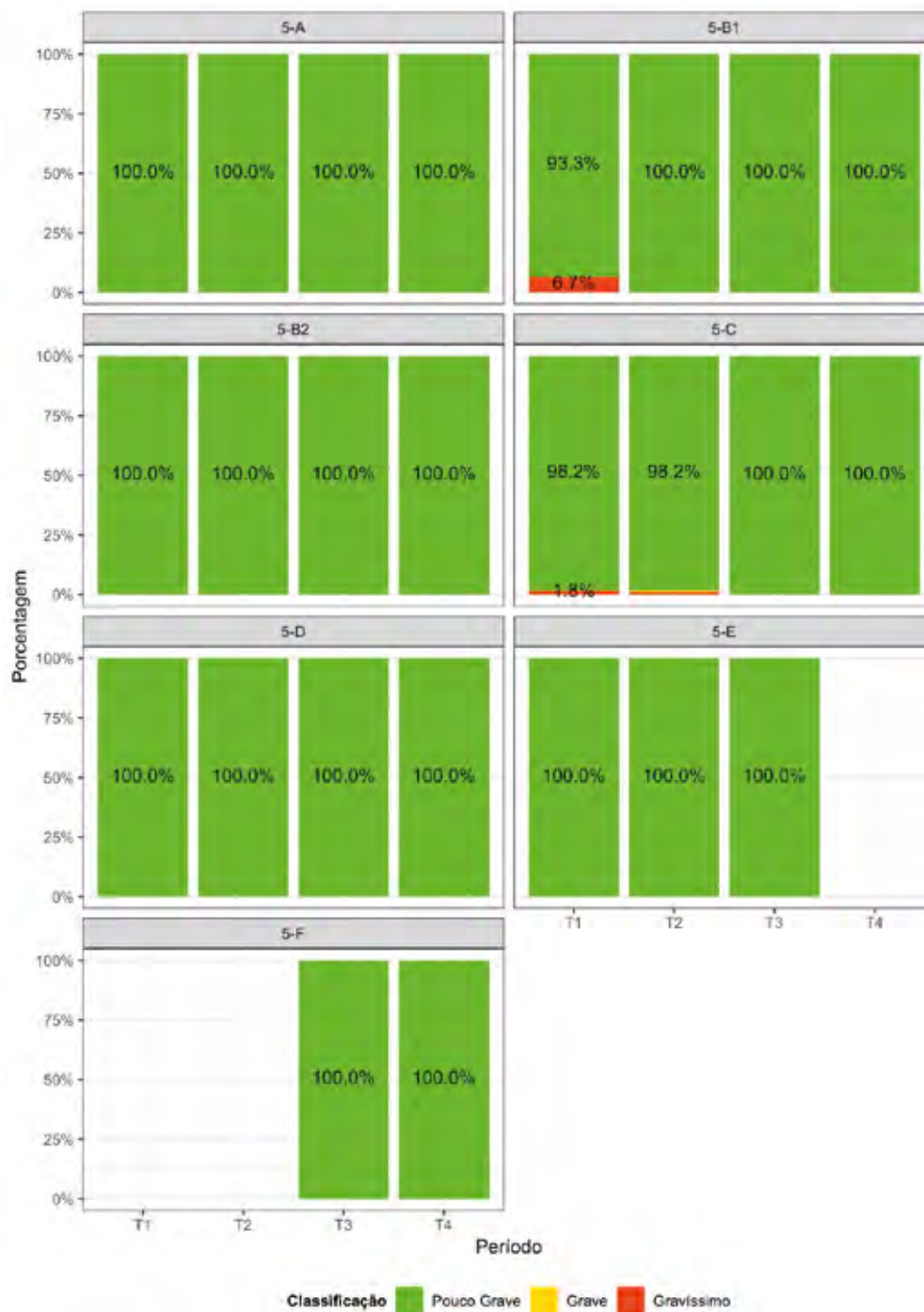


Figura 90 – Classificação das alterações para zinco em sedimento.



2.4.3.13 Síntese do dano aumento da concentração de EPTs no sedimento

Nos período entre novembro de 2015 e março de 2016 (P1), período adotado para a definição da gravidade do dano, os indicadores utilizados apresentaram predominantemente dados na Categoria A (Tabela 28) em todos os compartimentos avaliados (5-A, 5-B1, 5-B2, 5-C, 5-D e 5-E), com exceção dos indicadores alumínio, arsênio e manganês, que apresentaram pelo menos 1/3 dos dados na classificação Categoria B nos compartimentos mais próximos a foz em P1. Entretanto, os indicadores arsênio e manganês não demonstraram ser bons indicadores do dano, visto a maior parte dos dados apresentaram as concentrações no entorno da foz do rio Doce acima do limite da Nível 1 do CONAMA ou de AET (BUCHMAN, 2008), porém abaixo das concentrações registradas na região no período pré-desastre, não podendo assim relacionar única e diretamente os dados na Categoria B com o evento.

Desse modo, com base nos resultados avaliados de alumínio o dano em questão foi considerado “Grave” nos compartimentos próximos da foz (5-B1, 5-B2 e 5-C), porém não no mais próximo da foz (compartimento 5-A, raio de 4 km no entorno da foz) que apresentou dados predominantemente na Categoria A. Ressalta-se que o percentual de finos (silte+argila) no compartimento 5-A é inferior aos compartimentos 5-B1, 5-B2 e 5-C, possivelmente devido a maior hidrodinâmica na região bem próxima a foz que não favorece a deposição silte e argila, granulometrias associadas ao rejeito, que tendem a se depositar nos compartimentos entre 4 e 22 quilômetros da foz.

Com base na avaliação dos indicadores alumínio, cádmio, cobre, cromo, ferro, mercúrio, níquel, chumbo, zinco o dano nos compartimentos 5-A, 5-D e 5-E foi considerado “Pouco Grave”, visto que estes indicadores apresentaram dados predominantemente na categoria A nestes compartimentos (Tabela 28).

Vale ressaltar que todos esses indicadores, com exceção do bário e do chumbo, mesmo que por pouco tempo, apresentaram dados na classificação Categoria C no período P1, principalmente nos compartimentos mais próximos a foz do rio Doce (5-A, 5-B1, 5-B2 e 5-C). Na Tabela 28 pode ser visualizado quantas vezes as concentrações registradas no período pós-desastre superaram os limites do Nível 1 da Resolução CONAMA Nº 454/2012 ou dos outros padrões de referência utilizados e os máximos históricos registrado na linha-base. A maior parte destes indicadores que apresentaram alterações momentâneas estão dentre os EPTs associados ao rejeito com maior potencial de efeito negativo a biota aquática, bem como apresentam a possibilidade de acumulação nos organismos e magnificação ao longo da cadeia trófica. Desta forma, mesmo que as alterações na qualidade dos sedimentos tenham sido por pouco tempo, os possíveis danos a biota aquática em relação a estes elementos podem ter sido significativos. O Capítulo 7 do TOMO I – Contextualização aborda estes possíveis efeitos e corrobora na análise do dano associado a EPTs na biota aquático como um todo.

Tabela 28 – Gravidade do dano de aumento das concentrações de EPTs no sedimento.

Indicador	Nº de vezes acima do Nível 1 Nível 1 CONAMA 454, TEL ou AET (BUCHMAN, 2008)	Nº de vezes acima do máximo histórico	Classificação da alteração por compartimento	Gravidade do dano por compartimento
Alumínio (mg/kg)	1,4	4,9	Categoria B (5-B1, 5-B2 e 5-C) Categoria A (5-A, 5D e 5-E)	Grave (Compartimentos 5-B1 5-B2, 5-C) Pouco Grave (Compartimentos 5-A, 5-D e 5-E)
Arsênio (mg/kg)	<	5	Sem classificação	
Bário (mg/kg)	7,3	6,9	Categoria A	
Cádmio (mg/kg)	1,1	=	Categoria A	
Chumbo (mg/kg)	6	7	Categoria A	
Cobre (mg/kg)	1,5	2,6	Categoria A	
Cromo (mg/kg)	3,4	1,2	Categoria A	
Ferro (mg/kg)	2,7	10,6	Categoria A	
Manganês (mg/kg)	17,4	36	Sem classificação	
Mercúrio (mg/kg)	1,2	1,7	Categoria A	
Níquel (mg/kg)	4,4	2,9	Categoria A	
Zinco (mg/kg)	1,4	4,9	Categoria A	

De um modo geral, a partir da análise dos dados dos indicadores com o passar do tempo, o dano relativo ao aumento das concentrações de EPTs no sedimento tendeu a reduzir em relação à situação observada em P1 (novembro/2015 a março/2016).

Visto que os rejeitos oriundos da barragem de Fundão ainda se encontram depositados no leito dos corpos hídricos e nos barramentos, na ocorrência de evento hidrológicos estes podem ser transportados até o mar, afetando a qualidade do sedimento do leito marinho. Além disso, existe a possibilidade do sedimento depositado na região marinha, com concentrações de EPTs Categoria C, vir a se concentrar em uma determinada área ou ficar exposto na superfície do leito marinho na ocorrência de eventos meteoceanográficos intensos. Desse modo, o dano em questão foi considerado parcialmente reversível nos ambiente marinho.

2.4.4 ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DAS COMUNIDADES BÊNTICAS DE FUNDOS INCONSOLIDADOS

Para a avaliação do dano à macrofauna bêntica do ambiente marinho foi realizada a comparação dos resultados obtidos nesse diagnóstico de danos com os resultados de estudos realizados pré- desastre do rompimento da barragem de Fundão (MG).

A composição da linha do tempo partindo da linha base foi muito prejudicada pelo fato de que poucos estudos foram realizados na zona costeira do Espírito Santo, a maioria são relatórios técnicos que foram produzidos durante o processo de licenciamento de obras de construção de estaleiros e gasodutos (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017b e 2019d).

Os critérios utilizados para a escolha dos estudos para a composição dos períodos na linha do tempo para a avaliação do dano foram: apresentar estações de coletas dentro da abrangência do diagnóstico de danos, métricas e períodos do ano que pudessem ser comparáveis.

Para o período anterior ao desastre (série histórica até novembro de 2015) foi utilizado o estudo de Matthews-Cascon et al. (2018) por se tratar de resultados obtidos em dezembro de 2010 e julho de 2011. No estudo os autores avaliaram a influência do rio Doce na distribuição espacial e temporal das comunidades bênticas localizadas nas imediações da foz de 11 até 51 metros de profundidade. Foram utilizados os resultados das estações 1, 2, 3, 4 e 5 que representam o Perfil A e localizam-se até a profundidade 26m coincidente com as profundidades das estações desse diagnóstico.

Além desse estudo também foram feitas algumas considerações dos resultados obtidos nesse diagnóstico com os de Lavrado e Ignácio (2006) por se tratar de um estudo de grande relevância científica e pioneiro para a costa do Espírito Santo.

O estudo de Lavrado e Ignácio (2006) trata dos resultados do Programa REVIZEE (Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva), destinado a fornecer dados técnico-científicos para subsidiar o ordenamento do setor pesqueiro nacional e representou um marco nas pesquisas e conhecimento biológico em toda costa brasileira. Os resultados da costa do Espírito Santo foram tratados dentro do Score Central que abrangeu os resultados dos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Espírito Santo.

Para o período entre novembro de 2015 e março de 2016 foi utilizado o Relatório da Marinha do Brasil apresentado em janeiro de 2016 referente às primeiras coletas realizadas após o rompimento da barragem (MARINHA DO BRASIL, 2016).

Nesse estudo, em cumprimento da solicitação do Governo do Espírito Santo, a Marinha do Brasil realiza o Levantamento Ambiental Expedito (LAE) durante o período de 26/11 a 05/12/2015, na região litorânea do Estado do Espírito Santo, próximo à foz do Rio Doce, na localidade de Regência. O objetivo do estudo foi realizar o levantamento das condições hidrobiológicas na região litorânea adjacente à foz do Rio Doce, a fim de realizar a caracterização preliminar dos danos causados na área. O relatório da Marinha constitui-se uma fonte importante de informações, que retrata de forma criteriosa um instantâneo da qualidade ambiental da região litorânea próxima à foz do rio Doce, após o desastre da barragem de Fundão.

Dos 17 pontos realizados na Expedição os pontos com amostras da fauna bêntica avaliadas foram: DOCE18-R3 (ao sul da foz do rio Doce) e DOCE17-R1 (ao norte da foz do rio Doce) na isóbata de 10 metros e DOCE16-R1 (ao sul da foz) e DOCE2-R3 (em frente da desembocadura do rio) sendo analisada uma das três amostras coletadas para cada ponto amostral.

Após março de 2016 foram realizadas Expedições pelas equipes das Universidades Federais do Espírito Santo, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul. Apenas os resultados de diversidade e riqueza da campanha de nov/dez/2018 foram plotados os demais resultados não foram plotados pois a maioria dos índices ecológicos foram calculados com métricas diferentes, em volume e, nesse diagnóstico foram calculados em área. Contudo, foram levados em consideração as discussões para as inferências finais (LONGO, 2019).

O período de janeiro de 2018 a fevereiro de 2019 foi avaliado através dos resultados obtidos no presente diagnóstico de danos durante as campanhas realizadas em julho de 2018 (período seco) e fevereiro de 2019. Também foram plotados os valores de riqueza e diversidade do estudo de Longo (2019).

O dano de “Alterações na estrutura das comunidades bênticas do ambiente marinho” foi considerado gravíssimo visto que, em todos os índices ecológicos analisados houve reduções de valores de mais de 50% após o desastre. Com relação a reversibilidade há possibilidade de que as comunidades venham a se recuperar através da recolonização de espécies que apresentam estoques de larvas presentes em locais menos afetados pelo desastre, desta forma foi caracterizado como parcialmente reversível com tendência de redução.

Para efeito de comparação os valores das densidades totais e dos grandes grupos taxonômicos (Mollusca, Polychaeta e Crustacea, os demais grupos amostrados foram agrupados na categoria “outros”) de todos os estudos foram transformados para metro quadrado. O uso de grandes grupos taxonômicos foi utilizado apenas para as densidades por se tratar de um mecanismo para as comparações. Os valores de riqueza e diversidade foram obtidos diretamente dos estudos. Os valores de cada período representam as médias das estações de coletas em cada estudo.

Todos os parâmetros estruturais das comunidades bênticas da zona costeira apresentaram diminuição após o desastre.

A Figura 91 e a Figura 92 ilustram os resultados das comparações entre os parâmetros estruturais das comunidades bênticas ao longo dos anos. Na Tabela 29 são apresentados os resultados utilizados para a comparação com os resultados obtidos nesse diagnóstico. Em todos os estudos para as comparações foram utilizadas somente as estações localizadas até 28 m de profundidade.

As densidades médias totais passaram de $6924,75 \pm 2066,25 \text{ ind.m}^{-2}$ e $5180,25 \pm 517,50 \text{ ind.m}^{-2}$ no período anterior ao desastre (respectivamente, dez/10 e jul/11) para $239,30 \pm 34,31 \text{ ind.m}^{-2}$ e $329,47 \pm 37,83 \text{ ind.m}^{-2}$, três anos após o desastre, respectivamente em jul/18 e fev/19. O valor da densidade logo após a chegada da lama no ambiente marinho ($14750,00 \pm 7972,71 \text{ ind.m}^{-2}$ em nov/dez/15) demonstra que até essa data havia grande disponibilidade de presas para os animais carnívoros no compartimento bêntico e que foi drasticamente reduzida após o desastre (Tabela 29; Figura 91 A).

Os valores médios das riquezas de taxa diminuíram de $19,5 \pm 1,77$, em dez/10 e $18,20 \pm 1,19$, em jul/11 para $3,36 \pm 0,31$, em jul/18 e $4,24 \pm 0,36$, em fev/19. A redução também pode ser verificada no estudo da UFES que registrou o valor de $9,30 \pm 0,82$ taxa, em set/out/18 (Tabela 29; Figura 91 B).

As diversidades baixaram de $3,28 \pm 0,15$, em dez/10 e $3,37 \pm 0,14$, em jul/11 para $1,37 \pm 0,12$, em jul/18 e $1,66 \pm 0,13$, em fev/19. O resultado do estudo da UFES em set/out/18 corrobora com essa constatação (Tabela 29; Figura 91 C).

Para todos os grandes grupos taxonômicos houve fortes reduções das densidades logo após o período da passagem da lama. Polychaeta foi o grupo dominante em todos os períodos analisados, com exceção da categoria Outros no período de nov/dez/15, logo após o desastre. Possivelmente os *taxa* que foram agrupados nessa categoria tenham se prevalecido da situação e aumentaram suas densidades (Tabela 29; Figura 92 A, B, C E D).

Segundo os resultados obtidos no Programa REVIZEE (LAVRADO; IGNÁCIO, 2006) a estrutura das comunidades bênticas foram influenciadas pela interação do substrato e das profundidades locais. Os *taxa* foram agrupados segundo as maiores profundidades, percentagens de lama e areia e substrato formado por rodolitos ou corais/algas calcárias.

Essas mesmas características foram importantes para a formação dos grupos das estações de coletas e para explicar a heterogeneidade das comunidades bênticas em todos os estudos avaliados. A composição e abundâncias estiveram extremamente relacionadas com as frações mais finas do sedimento e maiores concentrações dos EPTs.

As maiores abundâncias do Polychaeta *Magelona* sp. nas estações com maiores valores percentuais de silte e argila também foram verificadas por Lavrado e Ignácio (2006), onde observaram que o gênero foi exclusivo de fundos lamosos.

Outro padrão coincidente com o estudo do REVIZEE é a menor diversidade de Polychaeta nas estações com predomínio de areia e fundos biogênicos. No presente diagnóstico apenas *G. americana* apresentou maiores abundâncias nas estações C11, C12 e C15 com maiores valores percentuais de areia e concentração de cálcio. A espécie foi citada como dominante em estações da plataforma e largo da costa sul do estado do Espírito Santo (LAVRADO; INÁCIO, 2006)

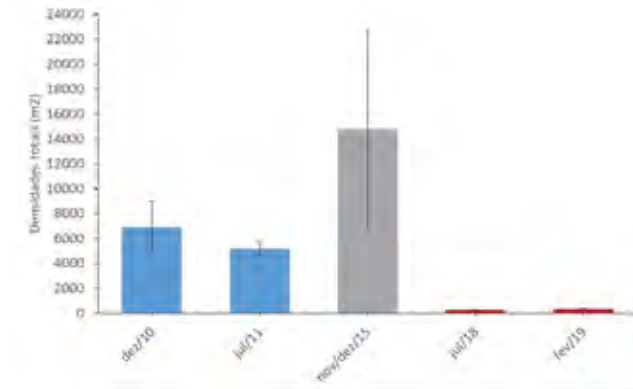
Com relação aos Mollusca dentre as famílias de Bivalvia e Scaphopoda citadas por Absalão et al., (2006) (in LAVRADO; INÁCIO, 2006) com maior número de *taxa*, Veneridae, Tellinidae e Dentaliidae também foram frequentes e abundantes nesse estudo.

Embora alguns padrões de número de *taxa* e espécies mais abundantes nesse estudo tenham sido coincidentes com os estudos realizados nas campanhas do Programa REVIZEE as abundâncias totais e o número total de *taxa* registrados são muito inferiores aos relatados para a costa do Espírito Santo.

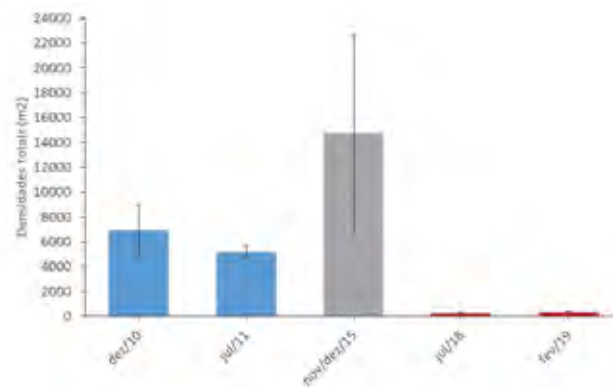
No caso do número de *taxa* de Mollusca por estação, a média registrada no Programa REVIZEE foi de 6,1 *taxa*/estação e neste diagnóstico a maior média foi de 4,33 *taxa* na C16.

Em termos numéricos, os Amphipoda e Isopoda foram dominantes no levantamento dos Crustacea do Programa REVIZEE para a costa sul e sudeste do Brasil. Nesse estudo além do Polychaeta *Magelona* sp., Amphipoda e Isopoda também foram grupos abundantes.

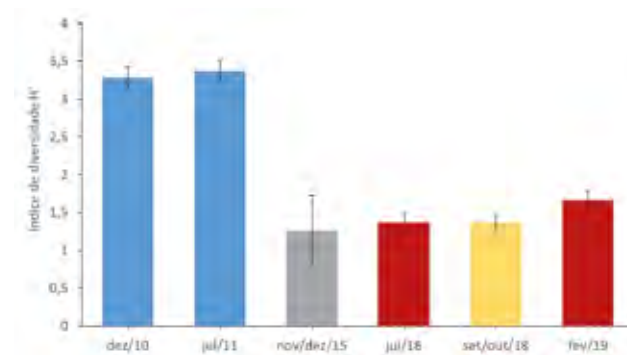
Figura 91 – Gráficos das médias e erros padrão dos parâmetros faunais: A. Densidade (m²), B. Número de *Taxa* e C. Diversidades registradas pré- e pós- desastre da barragem de Fundão (MG) ocorrido em 2015. As barras em azul representam os resultados de Matthews-Cascon et al. (2018); a barra cinza, os resultados da Marinha do Brasil (2016); a barra amarela, os resultados de Longo (2019) e as barras vermelhas representam os resultados obtidos no presente diagnóstico de danos (2019).



A.

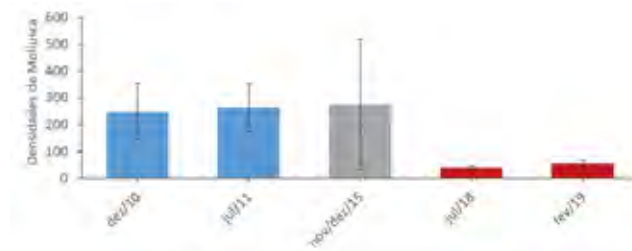


B.

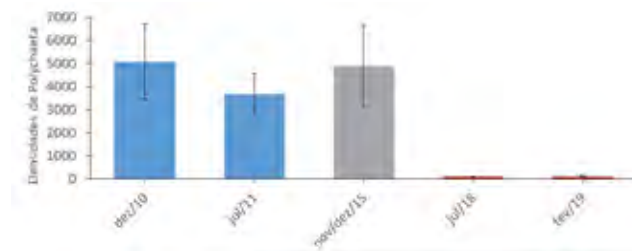


C.

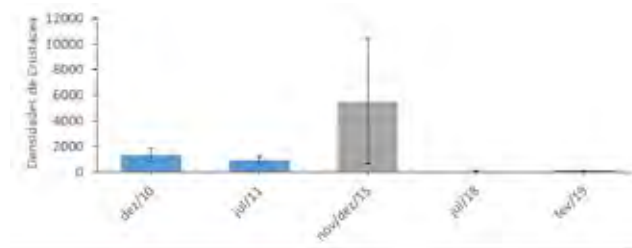
Figura 92 – Gráficos das médias e erros padrão das Densidades (m²) de A. Mollusca, B. Polychaeta, C. Crustacea e D. Outros, registradas pré- e pós- desastre da barragem de Fundão (MG) ocorrido em 2015. Na categoria “Outros” estão inclusos os grandes grupos taxonômicos com baixas abundâncias.



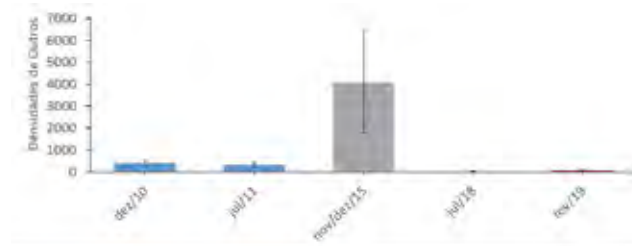
A.



B.



C.



D.

Tabela 29 – Valores médios e erros padrão dos parâmetros estruturais registrados nos estudos realizados no ambiente marinho do Espírito Santo pré- e pós- desastre da barragem de Fundão em 2015 (MG). Na categoria “Outros” estão incluídos os grandes grupos taxonômicos com baixas abundâncias.

AUTORES	Matthews-Cascon et al., (2018)	Matthews-Cascon et al., (2018)	MARINHA DO BRASIL, 2016	BRASIL (MPF)/ Lactec (2019)	LONGO (2019)	BRASIL (MPF)/ Lactec (2019)
PERÍODOS E DATAS DAS COLETAS	PERÍODO CHUVOSO Dezembro/2010	PERÍODO SECO Julho/2011	PERÍODO CHUVOSO Nov/Dez/2015	PERÍODO SECO Julho/2018	PERÍODO Set/ Out/2018	PERÍODO CHUVOSO Fevereiro/2019
Densidades (m ²)	6964,50 ± 2066,25	5180,25 ± 517,50	14750,00 ± 7972,71	239,30 ± 34,31	-	329,83 ± 37,83
Número de Taxa	19,50 ± 1,77	18,20 ± 1,19	4,25 ± 1,11	3,36 ± 0,31	9,30 ± 0,82	4,24 ± 0,36
Índice diversidade H'	3,28 ± 0,15	3,37 ± 0,14	1,26 ± 0,46	1,37 ± 0,12	1,36 ± 0,09	1,66 ± 0,13
Densidade de Mollusca (m ²)	248,25 ± 103,50	264,00 ± 88,50	275,00 ± 242,81	39,15 ± 7,04	-	55,43 ± 12,32
Densidade de Polychaeta (m ²)	5081,25 ± 1638,75	3498,75 ± 877,50	4900,00 ± 1789,79	98,09 ± 12,32	-	110,41 ± 18,48
Densidade de Crustacea (m ²)	1306,50 ± 537,75	915,00 ± 286,50	5500,00 ± 4856,27	47,07 ± 18,48	-	66,42 ± 14,52
Densidade de Outros (m ²)	389,25 ± 113,25	333,75 ± 91,50	4075,00 ± 2302,67	27,27 ± 8,36	-	60,70 ± 14,08

2.4.5 ALTERAÇÕES NA CONDIÇÃO DE SAÚDE E CONTAMINAÇÃO POR EPTS EM INVERTEBRADOS BÊNTICOS DE FUNDOS INCONSOLIDADOS

No que se refere a contaminação de organismos bênticos alguns estudos importantes foram realizados após o rompimento da barragem de Fundão (MG).

A primeira expedição após o desastre foi do Navio de Pesquisa Soloncy Moura (CEPSUL/ICMBio) que ocorreu entre os dias 26/01/16 a 03/02/16 e abrangeu o litoral do Espírito Santo e região de Abrolhos no sul da Bahia. A equipe de trabalho foi formada por pesquisadores das Universidades Federais do Espírito Santo e do Rio Grande do Sul e Estadual do Rio de Janeiro além, dos Técnicos do Instituto Chico Mendes. A expedição buscou avaliar os danos negativos sobre a biodiversidade marinha, com especial ênfase nas áreas das Unidades de Conservação e seus entornos, totalizando 13 estações de coletas. Foram realizadas coletas de água, fito e zooplâncton, peixes e epifauna e endofauna pelágica e bêntica através de métodos de pesca variados. Alguns espécimes foram utilizados para análises com biomarcadores e concentração de metais e os demais animais, para caracterização da comunidade local (BIANCHINI, 2016; ICMBIO, 2016a).

Segundo os pesquisadores a exposição os organismos aquáticos aos metais, pode causar distúrbios iônicos e osmóticos em algumas espécies, pode alterar os metabolismos aeróbico e energético e induzir a geração de moléculas extremamente tóxicas que provocam danos oxidativos importantes às biomoléculas, tais como lipídeos, proteínas e DNA (ICMBIO, 2016a). Por esse motivo, foram empregadas técnicas de medição de biomarcadores que podem fornecer respostas bioquímicas, fisiológicas ou histológicas mensuráveis que indicam a presença de contaminantes no ambiente (ICMBIO, 2016a).

Para as análises de ecotoxicologia foram utilizados os seguintes organismos bênticos: uma espécie de hidrocoral o coral-de-fogo (*Millepora alcicornis*), o coral-couve-flor (*Mussismilia harttii*), espécies de poliquetas, espécies de moluscos e de crustáceos. Durante as análises foram verificadas as concentrações de metais nos tecidos através de biomarcadores que estão relacionados a funções fisiológicas chave nos organismos analisados, e que respondem ao estresse provocado por exposição a metais. Dentre os crustáceos foi analisado tecido muscular dos camarões-rosa (*Farfantepenaeus paulensis* e *F. brasilienses*) e do camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), que foram selecionadas pela maior frequência e pela importância comercial nos pontos de coletas (BIANCHINI, 2016; ICMBIO, 2016a).

Durante a campanha foram amostrados os seguintes animais do compartimento bêntico: poliquetos, lírio-do-mar e lagosta sapateira (não identificados no momento da campanha), o camarão-rosa *Farfantepenaeus brasilienses* e o siri *Callinectes danae*, na área da Costa das Algas. Na região da foz do rio Doce foram coletadas uma espécie de bivalvo e uma de ofiuróide (não identificado no momento da campanha), três espécies de siris *C. danae*, *C. ornato* e *Portunus (Achelous) spinimanus*, duas espécies de camarões, o camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* e o camarão-rosa *F. brasilienses* e o coral-mole *Renilla* sp.. Na área de Barra Nova o único organismo bêntico coletado foi um bivalvo não identificado no momento da amostragem. Em Abrolhos foram coletadas uma espécie de ofiuróide, e duas de caranguejos que não foram identificados no momento das coletas e duas espécies de corais, *Millepora alcicornis* e *Mussismilia harttii* (BIANCHINI, 2016).

A segunda expedição da equipe foi realizada em abril de 2016 onde foram mantidos os mesmos pontos de coletas da primeira expedição, e adicionadas mais quatro regiões que são, Guarapari e Vitória, ao sul da foz do rio Doce e Degredo e Itaúnas ao norte da foz (ICMBIO, 2016d). As áreas de

amostragens compreenderam Vitória, Barra Nova, São Mateus, Itaúnas, Conceição da Barra, Degredo, Linhares, Aracruz, foz do rio Doce, Abrolhos, APA Costa das Algas, REVIS de Santa Cruz, APA de Setiba e Guarapari (FAURG, 2016a).

O relatório Técnico-Científico 105/2016 elaborado pela Universidade do Rio Grande do Sul apresenta os resultados das coletas realizadas em abril de 2016 no litoral norte do Espírito Santo até sul da Bahia (FAURG, 2016a). Os resultados da campanha também foram disponibilizados através do documento produzido pelo ICMBio em maio de 2016 (ICMBio, 2016d).

No estudo foram coletadas amostras de água para análise das concentrações de metais, amostras de zooplâncton, crustáceos, corais e peixes. Os organismos bênticos corais e crustáceos foram coletados manualmente e através de armadilhas e redes de arrasto, respectivamente. As amostras de corais foram mantidas em nitrogênio líquido e os crustáceos foram dissecados, após anestesia, na própria embarcação, e realizada a coleta de amostras de músculo. Foram utilizadas para as análises as seguintes espécies de camarões: camarão-rosa (*F. paulensis*), camarão-sete-barbas (*X. kroyeri*) e o camarão-branco (*Litopenaeus schmidt*).

Além das espécies utilizadas nos testes de toxicidade, também foram amostradas várias espécies de ofiuróides incluindo a espécie invasora *Ophiotela mirabilis*, os siris *Callinectes* sp. e *C. ornatos* e o camarão *F. brazilienses*, uma espécie de bivalvo (não identificado no momento da coleta) e os corais *M. alcicornis* e *M. hartii*.

Outros resultados de contaminação por EPTs em duas espécies de camarões no compartimento marinho (*Xiphopenaeus kroyeri* e *Farfantepenaeus* spp.) foram descritos nos resultados das duas campanhas da UFES realizadas em set/out/18 e jan/fev/19. Os danos biológicos descritos no relatório indicam condição de saúde alterada com potencial consequência em níveis mais altos de organização biológica (populações e comunidades) (BIANCHINI et al., 2019).

No relatório da RRDM (2019) foram apresentados no Anexo I os resultados do Monitoramento do Ambiente Marinho da região da Foz do Rio Doce e Região Costeira Adjacente. Foram apresentados os resultados da concentração dos metais Cr, Cd, Cu, Fe, Mn, Zn, Pb, Hg e As em tecidos de crustáceos. A contaminação por EPTs foi medida em duas espécies de camarões (*Xiphopenaeus kroyeri* e *Farfantepenaeus* spp.) do ambiente marinho nas duas campanhas realizadas em set/out/18 e jan/fev/19. As amostras foram coletadas em brânquias, hepatopâncreas e músculo dos animais.

Quando comparadas as médias gerais (em todos os pontos amostrados) obtidas na primeira campanha: de Fe, 6,47 µg/g peso úmido, de Mn 0,84 µg/g peso úmido e de Cr 1,15 µg/g peso úmido. Com os resultados das análises feitas cerca de 800 dias após a chegada da lama, foi constatado um nítido aumento nas concentrações destes metais, Fe (~2,5 µg/g peso úmido), Mn (0,2 µg/g peso úmido) e Cr (0,02 µg/g peso úmido) no músculo dos camarões amostrados. Os danos biológicos descritos no relatório indicam condição de saúde alterada com potencial consequência em níveis mais altos de organização biológica (populações e comunidades) (BIANCHINI et al., 2019).

Os resultados evidenciaram condições de estresse nos organismos, verificada através da variação na concentração ambiental e tecidual de metais, e seus efeitos biológicos. Os prejuízos em nível celular e fisiológico, podem acarretar impactos sobre o desempenho fisiológico dos organismos, possibilitando afetar a dinâmica populacional e padrões de abundâncias. Segundo os autores, os impactos

sobre as populações influenciam a composição e biodiversidade das comunidades, e podem culminar em alterações na escala ecossistêmica (BIANCHINI et al., 2019).

Em função dos resultados obtidos durante as expedições, para concentração de metais no músculo dos pescados, a proibição da pesca para as espécies de camarões investigadas, ainda continua ativa até o presente momento.

Em função dos resultados obtidos durante as expedições, para concentração de metais no músculo dos pescados, a proibição da pesca para as espécies de camarões investigadas, ainda continua ativa até o presente momento.

2.4.6 CONCLUSÕES

Os dados de granulometria pós-desastre foram classificados de acordo com a classificação textural proposta por Folk (1954) e foram comparados com as classificações realizadas com a mesma metodologia no período pré-desastre. Verificou-se que as características granulométricas pós-desastre apresentaram similaridade com o observado na região antes do rompimento da barragem de Fundão, com variações regionais de acordo com a proximidade e consequente influência dos sedimentos de origem continental carregados pelo rio Doce até o ambiente costeiro. Entretanto, conforme apontado pela modelagem apresentada no item 2.3, ocorreu a deposição de rejeito nas adjacências da foz do rio Doce, alterando as características granulométricas do sedimento superficial da região analisada.

Devido à ausência de dados brutos de sedimentologia do período pré-desastre e a falta destes dados no período P1, logo após o desastre, não foi possível quantificar a alteração de cada classe granulométrica e em que magnitude foi o possível afinamento da granulometria da região, não sendo possível quantificar o dano relacionado a estas alterações. Assim, este dano foi avaliado qualitativamente, de acordo com a análise dos estudos apresentados e diferenças entre os dados do período P1 e dos períodos subsequentes. É possível afirmar que ocorreu um dano relacionado a alteração da granulometria do sedimento superficial, que pode ter vindo a afetar os organismos bentônicos de fundos inconsolidados e consolidados.

Com relação as alterações relacionadas ao aumento da concentração de EPTs, nenhum indicador apresentou uma alteração geral classificada como “Categoria C”, ou seja, ao menos 1/3 dos dados foram superiores aos limites definidos pela legislação ambiental ou concentrações indicativas de efeitos à biota e também aos valores máximos dos registros históricos para o estuário do rio Doce no período imediatamente após o desastre (P1). Ressalta-se que apesar de nenhum indicador ter apresentado a classificação final de alteração como “Categoria C”, foram encontrados dados na região marinha adjacente à foz do rio Doce nesta classe para a maior parte dos indicadores relativos ao dano de aumento da concentração de EPTs, são eles: alumínio, cádmio, cobre, cromo, ferro, manganês, mercúrio, níquel e zinco. Assim, mesmo que os dados tenham indicado alterações mais pontuais e efêmeras quanto ao aumento das concentrações de EPTs no sedimento, ou seja, alterações que não dominaram em relação ao total dos dados ou não persistiram por mais tempo, a disponibilização destes elementos, mesmo que por pouco tempo, pode ter sido suficiente para que o mesmo fosse absorvido pela biota aquática.

No período P1 (novembro/2015 a março /2016), período adotado para a definição da gravidade do dano, os indicadores alumínio, arsênio e manganês tiveram pelo menos 1/3 dos dados classificados na Categoria B nos compartimentos próximos da foz. Entretanto, os indicadores arsênio e manganês

não demonstraram ser bons indicadores do dano, visto a maior parte dos dados apresentaram as concentrações no entorno da foz do rio Doce acima do limite da Nível 1 do CONAMA ou de AET (BUCHMAN, 2008), porém abaixo das concentrações registradas na região no período pré-desastre, não podendo assim relacionar única e diretamente os dados na Categoria B com o evento. Desse modo, com base nos resultados avaliados de alumínio o dano em questão foi considerado “Grave” nos compartimentos próximos da foz (5-B1, 5-B2 e 5-C). Ressalta-se que o dano não foi considerado grave no compartimento mais próximo da foz, devido a predominância de dados na categoria A para todos os indicadores neste compartimento, nesta região o percentual de finos (silte+argila) é inferior aos compartimentos 5-B1, 5-B2 e 5-C, possivelmente devido à maior hidrodinâmica na região bem próxima a foz que não favorece a deposição silte e argila, granulometrias associadas ao rejeito, que tendem a se depositar nos compartimentos entre 4 e 22 quilômetros da foz.

Assim, com base na avaliação dos indicadores alumínio, cádmio, cobre, cromo, ferro, mercúrio, níquel, chumbo, zinco o dano nos compartimentos 5-A, 5-D e 5-E foi considerado “Pouco Grave”, visto que estes indicadores apresentaram dados predominantemente na categoria A nestes compartimentos em P1.

Com relação a abrangência espacial do aumento das concentrações de EPTs, foi possível observar que os dados nas classes Categoria B e Categoria C se concentraram em maiores proporções nos compartimentos mais próximos a foz, com destaque para os compartimentos 5-B1 e 5-B2, e com proporções levemente menores nos compartimento 5-A e 5-C. Nestes compartimentos a classificação granulométrica indicou a predominância de sedimentos mais finos (silte e argila) nos compartimentos 5-B1 e 5-B2, e também em proporções levemente menores nos compartimentos 5-A e 5-C, estando as concentrações mais altas de EPTs associadas a estas frações nas adjacências da foz do rio Doce.

De um modo geral, a partir da análise dos dados dos indicadores com o passar do tempo, é possível verificar uma tendência de redução das concentrações, porém ainda são encontradas para alguns indicadores dados na classificação Categoria C, de forma que considera-se que o dano relativo ao aumento das concentrações de EPTs no sedimento tende a reduzir em relação à situação observada em P1 (novembro/2015 a março/2016). Quanto a reversibilidade, visto que os rejeitos oriundos da barragem de Fundão ainda se encontram depositados no leito dos corpos hídricos e nos barramentos, na ocorrência de evento hidrológicos estes podem ser transportados até o mar, afetando a qualidade do sedimento do leito marinho, considera-se que o dano aumento da concentração de EPTs é parcialmente reversível. Ainda quanto a reversibilidade, existe a possibilidade do sedimento depositado na região marinha, com concentrações de EPTs Categoria C, vir a se concentrar em uma determinada área ou ficar exposto na superfície do leito marinho na ocorrência de eventos meteoceanográficos intensos, podendo alterar as concentrações de EPTs do sedimento em níveis acima do encontrado no período pré-desastre.

Através das comparações dos resultados obtidos ao longo da linha do tempo desde o período antes do desastre até 2019 foi possível verificar que ocorreram alterações estruturais nas comunidades bênticas do ambiente marinho. As densidades, riquezas, diversidades e densidades de Mollusca, Polychaeta, Crustacea e de outros grupos taxonômicos reduziram drasticamente após o período do desastre em novembro de 2015.

Estudos secundários apontam que espécies da macrofauna bêntica tiveram alterações de funções fisiológicas, indicando condições de saúde alterada, além de terem sido contaminadas por EPTs, comprometendo a cadeia trófica por bioacumulação.

2.5 DANOS À ICTIOFAUNA

Os peixes são considerados excelentes bioindicadores, pois suas funções biológicas e ecológicas se correlacionam com determinados fatores e eventos ambientais, os quais podem ser empregados como indicadores na avaliação danos (WASHINGTON, 1984; CAIRNS JR. et al., 1993). Os organismos bioindicadores expressam sintomas particulares (respostas), geralmente de forma qualitativa, que podem indicar danos no ambiente (BARTELL, 2006).

O monitoramento dos padrões biológicos e ecológicos das espécies de peixes é uma importante ferramenta para a identificação de problemas (danos) e estabelecimento de medidas corretivas (PARMAR et al., 2016). Estas comunidades podem funcionar como indicadores ambientais (SEDEÑO-DÍAZ; LÓPEZ-LÓPEZ, 2012; LÓPEZ-LÓPEZ; SEDEÑO-DÍAZ, 2015), pois suas funções biológicas se correlacionam com determinados tipos de pressões naturais e antrópicas que provocam alterações nos padrões estruturais e processos ecológicos em diferentes escalas espaciais e temporais (PHILLIPS et al., 1977; ADAMS et al., 1989), principalmente, no que se refere à riqueza, densidade e estrutura da comunidade (ADAMS et al., 1992; MEADOR et al., 2008; TERESA; CASATTI, 2017).

Os efeitos advindos de distúrbios provenientes da deposição de sedimentos, do assoreamento e do aumento da turbidez sobre indicadores ecológicos de comunidades de peixes indicam usualmente um profundo impacto negativo na riqueza e composição das assembleias de peixes (BERKMAN; RABENI, 1987; RABENI; SMALE, 1995), principalmente para a ictiofauna marinha e estuarina (APPLEBY; SCARRATT, 1989; WILBER; CLARKE, 2001; KJELLAND et al., 2015; BARLETTA et al., 2016; BARLETTA; LIMA, 2019), em função dos danos mecânicos nas brânquias (MARSHALL; ELLIOT, 1998), do aumento da taxa de mortalidade de ovos e larvas (GRIFFIN et al., 2009; LOWE et al., 2015), da desestruturação dos habitats (O'NEILL; IVANOVIC, 2016) e da morte (O'CONNOR et al., 1976) ou afugentamento de espécies demersais, que são aquelas que dependem diretamente do substrato para a alimentação e a reprodução (RABENI; SMALE, 1995; BERKMAN; RABENI, 1987).

A degradação do habitat, além de modificar as estruturas das comunidades e as funções vitais e ecológicas das espécies, também pode alterar as interações tróficas (BASCOMPTE et al., 2005; NAVIA et al., 2012; LOTZE; MILEWSKI, 2004), cujas consequências dependem da complexidade do ecossistema impactado (DUNNE et al., 2002). A perda de uma espécie-chave pode conduzir a desestruturação das interações, ocasionado alterações na abundância, biomassa e produtividade de uma comunidade (PACE et al., 1999), com efeitos nas relações dos níveis superiores para os inferiores (*top-down*), dos inferiores aos superiores (*bottom-up*), ou até mesmo dos níveis intermediários (*wasp-waist*) (HUNT; MCKINNELL, 2006).

Com base nos efeitos citados, foram avaliados os danos das alterações ambientais oriundas do desastre sobre a composição e estrutura das comunidades de peixes da região marinha adjacente à foz do rio Doce, avaliando alterações na riqueza taxonômica e funcional (diversidade α), abundância, biomassa e similaridade (diversidade β) das comunidades. Para a atividade pesqueira, os danos provenientes do desastre e seus efeitos posteriores sobre as populações de espécies de interesse pesqueiro, assim como a influência dos efeitos da proibição de pesca sobre a possível recuperação destas populações, foram avaliados por meio da modelagem de serviços ecossistêmicos.

2.5.1 METODOLOGIA

2.5.1.1 Coleta de dados primários

Como a área marinha atingida pelo rejeito de mineração oriundo do rompimento da barragem de Fundão apresenta um mosaico de diferentes ecossistemas (ou habitats), os quais conferem complexidade para os padrões de distribuição da biota ao longo dos gradientes ambientais longitudinais, latitudinais ou batimétricos, a coleta dos dados para a avaliação dos danos foi realizada seguindo os princípios do método BACI (*Before-After/Control-Impact*) (GREEN, 1979). Este procedimento compara a magnitude das alterações na composição e estrutura da biota em um local impactado com mudanças temporais e espaciais nas comunidades de ambientes não impactados, com dados obtidos antes e depois da perturbação em análise. A maior dificuldade deste modelo de análise está relacionada com o fato de existir apenas um local afetado (comparação assimétrica), sem possibilidade de replicação e verificação das evidências que apoiam ou não a hipótese formulada. Por este motivo, o método BACI sofreu diferentes modificações em sua proposta original, buscando atender preocupações relacionadas com o desenho experimental, tais como pseudo-replicação (HURLBERT, 1984) e efeitos da variabilidade espacial e temporal (STEWART-OATEN et al., 1986; UNDERWOOD, 1992; 1994; STEWART-OATEN; BENCE, 2001).

Considerando os diferentes ambientes aquáticos atingidos pelo rejeito de mineração, além das características das diferentes ictiocenoses e da amplitude da área de extensão do estudo, foram selecionados seis pontos de amostragem para o estudo da ictiofauna do ambiente marinho adjacente (Tabela 30), os quais foram amostrados em julho, setembro e novembro de 2018 e fevereiro de 2019. Os pontos amostrais foram ajustados de acordo com os estudos de monitoramento da ictiofauna marinha e estuarina realizados pela CTA – Serviços em Meio Ambiente Ltda (SAMARCO – 2015/2017) e também de acordo com o Termo de Referência 4 do ICMBio referente ao Programa de monitoramento da biodiversidade aquática. A definição dessa malha amostral foi realizada com base nas áreas de deposição e concentração de sedimento (rejeito de mineração) conforme detalhado no item 2.3, sendo três pontos amostrais posicionados em um raio (distância) de até 5 km da foz do Rio Doce e outros três pontos posicionados em um raio (distância) entre 15 – 20 km da foz do rio Doce.

As coletas da ictiofauna tiveram seu esforço de pesca sistematizado e padronizado através da Captura por Unidade de Esforço (CPUE em número de indivíduos e em peso) e Captura por Unidade de Área (CPUA em metro quadrado por área varrida).

Na área amostral foram utilizadas redes de arrasto cônicas, com portas e ensacador, operadas no fundo por embarcação de pesca (Figura 93). Este equipamento foi alugado de embarcações de pesca que operam na região. O esforço amostral empregado foi de 15 min de arrasto em cada ponto. Foi utilizada uma embarcação da frota camaroeira local de aproximadamente de 12 metros de comprimento, com motor de centro a diesel. O barco possuía duas redes de arrasto de popa com duas portas cada (1,4 metros de comprimento, por 60 cm de altura, de aproximadamente 50 kg cada), malha de 20 mm, entre nós adjacentes, em todo o corpo, e 18 mm no ensacador e dimensões próximas a 13 m de comprimento, 7 m de largura de boca e 1,5 m de altura. A rede de arrasto foi imersa e erguida com auxílio de um guincho mecânico. Em cada ponto amostral um arrasto diurno foi realizado e as amostras das redes analisadas conjuntamente, totalizando seis amostras por campanha.

Tabela 30 – Coordenadas e descrição dos pontos de amostragem da ictiofauna no ambiente marinho adjacente.

COMPARTIMENTO	PONTO	ZONA	LATITUDE	LONGITUDE	DESCRIÇÃO
Raio de 5 km da foz do Rio Doce	RD01A	24K	407815	7821178	Ponto localizado no ambiente marinho adjacente, região costeira ES. Próximo ao ponto amostral LT-1 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio e ponto amostral Z1S do Programa de Monitoramento da Ictiofauna da Samarco - CTA.
	RD01C	24K	416987	7824977	Ponto localizado no ambiente marinho adjacente, região costeira ES. Próximo ao ponto amostral 3uc estuarino-costeiro do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio e ponto amostral Z1E do Programa de Monitoramento da Ictiofauna da Samarco - CTA.
	RD01E	24K	420355	7832660	Ponto localizado no ambiente marinho adjacente, região costeira ES. Próximo ao ponto amostral LT-7 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio e ponto amostral Z1N do Programa de Monitoramento da Ictiofauna da Samarco - CTA.
Raio entre 15 e 20 km da foz do Rio Doce	RD01B	24K	404211	7809509	Ponto localizado no ambiente marinho adjacente, região costeira ES. Próximo ao ponto amostral 9c estuarino-costeiro do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio e ponto amostral Z2S do Programa de Monitoramento da Ictiofauna da Samarco - CTA.
	RD01D	24K	426924	7816118	Ponto localizado no ambiente marinho adjacente, região costeira ES. Próximo ao ponto amostral 7c estuarino-costeiro do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio e ponto amostral Z2E do Programa de Monitoramento da Ictiofauna da Samarco - CTA.
	RD01F	24K	431344	7830790	Ponto localizado no ambiente marinho adjacente, região costeira ES. Próximo ao ponto amostral 8c estuarino-costeiro do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio e ponto amostral Z2N do Programa de Monitoramento da Ictiofauna da Samarco - CTA.

Figura 93 – Embarcação utilizada, à esquerda, e método de coleta (rede de arrasto com portas), à direita, utilizados para a captura dos peixes.



Fonte: Lactec.

Depois de coletados, quando necessário os exemplares foram anestesiados conforme procedimentos indicados na Resolução nº 301/2012 do Conselho Federal de Biologia (CFBio), que dispõe sobre a captura, contenção, marcação, soltura e coleta de vertebrados. Os peixes capturados foram posteriormente fixados em formol 10% e armazenados em recipientes plásticos etiquetados com as informações da coleta e armazenados em tambores de plástico. Os peixes maiores que 30 cm de comprimento total receberam injeção de formol 10% na cavidade abdominal.

Para a identificação dos exemplares, bibliografia especializada foi utilizada (FIGUEIREDO, 1977; FIGUEIREDO; MENEZES, 1978, 1980, 2000; FISCHER, 1978; MENEZES; FIGUEIREDO, 1980, 1985; MARCENIUK, 2005).

De cada exemplar foram registradas informações sobre data e local de amostragem, esforço amostral e período de captura, espécie, comprimento total (cm), peso total (g), grau de repleção gástrica (0 = vazio; 1 = 25-50% cheio, 2 = 50-75% cheio, 3 = 100% cheio), sexo e estágio de maturação gonadal, peso da gônada (g) e peso do estômago (g).

2.5.1.2 Metodologia para seleção e avaliação dos dados secundários utilizados

Os dados secundários utilizados para a caracterização da ictiofauna da região foram compilados por meio de informações disponíveis em bancos de dados, bibliografias, entidades ambientais públicas e privadas. As seguintes bases de dados foram utilizadas para o levantamento da ictiofauna da região:

- Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações (bdtd.ibict.br)
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFES (www.biblioteca.udes.br).
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFV (www.bbt.ufv.br).
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFMG (www.bu.ufmg.br).
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UNIFAL (www.unifal-mg.edu.br/bibliotecas/)
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFVJM (www.ufvjm.edu.br/biblioteca/)
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFSJ (www.dibib.ufsj.edu.br/site/)
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFLA (www.biblioteca.ufla.br/)
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UNIFEI (site2016.unifei.edu.br/ensino/bibliotecas/)
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFOP (www.sisbin.ufop.br/novoportal/)

- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da PUCMINAS (www.pucminas.br/AdministracaoSuperior/Paginas/Biblioteca.aspx)
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UVV (www.uvv.br/servicos/biblioteca/)
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da EMESCAM (www.emescam.br/paginas/conteudo/servico-biblioteca/biblioteca-emescam/biblioteca/base-de-dados)
- Base de dados do Sistema Integrado de Bibliotecas da USP (www.usp.br/sibi).
- Base de dados do Portal de Serviços e Conteúdo Digital da CRUESP-Unibibliweb - USP, UNESP e UNICAMP.
- Base de dados Scielo (www.scielo.org).
- Sistema de Informação do Programa Biota – Fapesp (www.biota.org.br).
- Sistema de Informação do Projeto Taxonline (www.taxonline.ufpr.br).
- Fishbase (www.fishbase.org).
- Neodat (www.neodat.org).

Além destas informações, coleções científicas de três instituições que apresentam material coligido na região em estudo também foram consultadas:

- Rio de Janeiro: **MNRJ** - Museu Nacional do Rio de Janeiro (Universidade Federal do Rio de Janeiro) (via on-line NEODAT).
- São Paulo: **MZUSP** - Museu de Zoologia (Universidade de São Paulo) (via on-line NEODAT).
- Espírito Santo: Universidade Federal do Espírito Santo: CIUFES species Link network (<http://splink.cria.org.br>)
- Rio Grande do Sul: **MCP** – Museu de Ciências e Tecnologia (Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul) (via on-line NEODAT).

A nomenclatura científica utilizada segue os catálogos e referências tradicionais dos grupos aquáticos (MENEZES et al., 2003).

Para os peixes marinhos, além dos dados primários as seguintes bibliografias foram utilizadas para compor a lista referencial de espécies: CORREA; KROHLING (2010), CALDEIRA (2009), SIMON (2010), PINHEIRO (2010), PIMENTEL (2013), MACIEIRA (2013), LIMA (2012), BOLZAN (2014), ANDRADE (2016) e NETO (2013).

A classificação das ordens, clados e grupos de “Perciformes” segue BETANCUR-RODRIGUEZ et al. (2017).

2.5.1.3 Avaliação de Dano

2.5.1.3.1 Ictiofauna

As alterações nos indicadores ecológicos (riqueza taxonômica e funcional, abundância, biomassa e similaridade) foram utilizadas para a descrição dos danos, considerando como referência os dados de Linha de Base atualizados ou os resultados obtidos nas amostragens realizadas em 2018/2019 pelo LACTEC após o rompimento da barragem de Fundão.

A riqueza de espécies (S) foi calculada simplesmente como o número de táxons registrados em determinado local e período (PEET, 1974), sendo esta a forma mais direta e comum de se medir diversidade. Nesse indicador ecológico, as espécies raras têm mesmo peso que espécies abundantes. Em função do esforço amostral empregado nas coletas de 2018 e 2019, algoritmos não-paramétricos foram utilizados para estimar a riqueza de espécies que seria alcançada com um esforço amostral maior, possibilitando a comparação com os valores de referência. A riqueza estimada representa a quantidade de espécies que provavelmente ocorrem na área avaliada. Esta análise foi realizada com auxílio do programa *EstimatesS 7.5* (COLWELL, 2016), empregando o estimador *Bootstrap* 500 casualizações (COLWELL; CODDINGTON, 1994), que utiliza dados de todas as espécies amostradas para estimar a riqueza total, não se restringindo às espécies raras (SMITH; VAN BELLE, 1984). O modelo de regressão não-linear de *Michaelis-Menten* foi utilizado para avaliar a relação entre a quantidade acumulada de espécies e o esforço amostral. Este modelo é facilmente ajustável a diferentes conjuntos de dados e indicado para prever o esforço necessário para obter novas espécies em um inventário (RAAIJMAKERS, 1987). A escolha do modelo foi realizada por meio do *Akaike Information Criterion* (AIC) (MOTULSKY; CHRISTOPOULOS, 2003).

Análises multivariadas foram utilizadas para análise dos padrões de distribuição das espécies em relação aos fatores espaciais. Foram realizadas análises de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) e de quebra de porcentagem da similaridade (SIMPER). As análises foram realizadas utilizando o pacote PERMANOVA + no software Primer (versão 6.0) (CLARKE; GORLEY, 2006). Foram consideradas significativas as diferenças encontradas cujos testes comparativos indicaram um nível de significância de até 5%. As matrizes de similaridade foram construídas com as amostras (composição de espécies) por meio do coeficiente de *Sørensen*.

A ordenação por Escalonamento Multidimensional não-métrico (NMDS) foi efetuada com o intuito de detectar diferenças no padrão de composição (diversidade β) da assembleia de peixes entre as diferentes amostras consideradas. O escalonamento multidimensional é uma técnica para a análise de dados de similaridade (ou dissimilaridade) entre um conjunto de dados, ou seja, o objetivo da análise é rearranjar a distribuição das variáveis em estudo de modo a detectar as menores dimensões significativas para explicar as similaridades (distâncias) entre elas.

Diferenças na estrutura taxonômica entre as amostragens realizadas nos anos de 2018 e 2019 e dados secundários (CTA/SAMARCO, 2016) foram comparadas por meio dos índices de Distinção Taxonômica média (AvTD ou $\Delta+$) e de variação da Distinção Taxonômica (VarTD ou $\Lambda+$).

$$\text{AvTD ou } \Delta+ = \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij}}{S(S-1)/2}$$

$$\text{VarTD ou } \Lambda+ = \frac{\sum \sum_{i < j} (\omega_{ij} - \Delta+)^2}{S(S-1)/2}$$

Onde: AvTD ou $\Delta+$ = distinção taxonômica média, VarTD ou $\Lambda+$ = variação na distinção taxonômica, S = riqueza de espécies, ω_{ij} = peso dado à distância da espécie i à espécie j na classificação taxonômica hierárquica.

Os índices de Distinção Taxonômica são úteis por permitirem comparar dados com esforços amostrais distintos, sendo calculados com base na presença e ausência de espécies e o respectivo grau de relacionamento taxonômico (CLARKE; WARWICK, 2001). A distinção taxonômica de determinada espécie em uma comunidade é inversamente proporcional ao número de nós ou ligações que ela apresenta em uma árvore filogenética (VANE-WRIGHT et al., 1991).

Os índices são usualmente utilizados para identificar respostas (diminuição) da variabilidade taxonômica das comunidades biológicas em função de distúrbios e gradientes ecológicos (e.g. HALL; GREENSTREET, 1998; EULER; SVENSSON, 2001; LEONARD et al., 2006; VILLÉGER et al., 2010; BARJAU-GONZÁLEZ et al., 2019), pois avaliam o grau de relação entre táxons (distância topológica), incorporando informações da identidade e dos diversos níveis da classificação e da relação taxonômica (WARWICK; CLARKE 1995, MAGURRAN, 2004).

Os valores obtidos com base em matrizes de presença e ausência e de distância taxonômica entre espécies foram plotados com os intervalos de confiança calculados em 999 simulações (CLARKE; WARWICK, 2001). A análise foi efetuada no software Primer (versão 6.0) (CLARKE; GORLEY, 2006).

Para avaliar as possíveis alterações na estrutura das assembleias registradas nas capturas realizadas em 2018 e 2019 pelo LACTEC no ambiente marinho adjacente, também foi utilizado o método baseado em curvas de k-dominância (curvas ABC), utilizando os valores de abundância e biomassa cumulativos de cada espécie para cada amostra. A estatística W obtida informa a relação de dominância em peso quando é positiva e a dominância em número de indivíduos quando é negativa (CLARKE; WARWICK, 2001). Valores positivos de W indicam uma assembleia não perturbada, valores negativos sugerem uma assembleia perturbada e valores próximo a 0 implicam em distúrbios moderados.

Em ambientes preservados e/ou com boa qualidade ambiental a curva de biomassa se sobrepõe a curva de abundância, esse fato se dá pela comunidade ser composta por espécies k-estrategistas (espécies de crescimento lento, maior biomassa, maturidade tardia). Quando há a inversão, ou seja, a curva de abundância se sobrepõe a curva de biomassa ou se encontram o ambiente tem prevalência de espécies r-estrategistas (rápido desenvolvimento, altas taxas de fecundidade, hábito generalista) indica que o ambiente está sofrendo algum tipo de dano ambiental.

A estrutura e organização trófica das comunidades biológicas também foram utilizadas na identificação dos processos ecológicos envolvidos nas mudanças das comunidades em decorrência da passagem da lama. O conhecimento dos hábitos alimentares e da posição trófica das espécies fornecem informações importantes sobre seus papéis ecológicos (PAULY et al., 1998), além do grau de compartilhamento dos recursos, fornecendo medidas descritivas sobre a organização das assembleias de peixes (CORRÊA et al., 2011).

Os itens alimentares foram analisados de acordo com a Frequência de Ocorrência (%FO), que corresponde ao percentual de estômagos em que um determinado item ocorreu em relação a todos os estômagos analisados; com o Método Gravimétrico, em que cada item alimentar registrado nos conteúdos foi pesado e expresso como a porcentagem do peso total de todos os itens encontrados; com o Método de Número de Pontos, através do qual a contribuição de cada item é determinada pela proporção de quadrículas ocupadas pelo item em uma superfície plana quadriculada em relação ao número total de quadrículas ocupadas pelo conteúdo (HYNES, 1950; HYSLOP, 1980). Para análise

da importância efetiva de cada item na alimentação da espécie foi utilizado o Índice Alimentar (IA_i) modificado, proposto por Kawakami e Vazzoler (1980), empregando-se a equação:

$$IA_i = \frac{(F_i \times V_i)}{\sum_{j=1}^n (F_j \times V_j)}$$

Onde: IA_i = índice alimentar; i = 1, 2, n = item alimentar; F_i = frequência de ocorrência (%) do item i; V_i = peso/pontos (%) do item i.

Os resultados das análises alimentares foram utilizados para a determinação das categorias tróficas (guildas tróficas) das espécies. O cruzamento dos dados das guildas tróficas com os dados de captura (riqueza, abundância e biomassa) foi realizado para gerar uma análise espaço-temporal da dinâmica trófica das comunidades. A utilização de grupos funcionais (conjunto de espécies que exploram, de forma similar, a mesma classe de recursos ambientais) auxilia em um melhor entendimento de quais características das espécies estão mais associadas a uma maior sensibilidade em relação às alterações nos habitats (SIMBERLOFF, 1991).

As categorias tróficas (grupos funcionais) consideradas para o agrupamento das espécies de peixes marinhos seguem o proposto em Elliott *et al.* (2007): (i) herbívoros, que são peixes que se alimentam de vegetais superiores como folhas, sementes e frutos de plantas aquáticas e terrestres; (ii) detritívoros, que são peixes que ingerem sedimento juntamente com restos de invertebrados; (iii) ictiófagos, também denominados de piscívoros, que são peixes que se alimentam de outros peixes, (iv) onívoros, que são peixes que consomem indistintamente itens (níveis tróficos) de origem animal e vegetal, (v) zoobentívoros, que são peixes que se alimentam de invertebrados marinhos bentônicos, (vi) zooplactívoros, que são peixes que se alimentam de plâncton.

2.5.1.3.2 Ecotoxicologia

Em relação às análises ecotoxicológicas que embasaram os danos de alterações nas condições corporais e/ou na saúde da ictiofauna e aumento na bioacumulação, todo o detalhamento metodológico, assim como todos os resultados obtidos são apresentados no Capítulo 7 do TOMO I – Contextualização.

Neste documento são apresentados apenas os principais resultados, abrangendo uma análise conjunta dos danos sofridos pelo grupo em avaliação.

2.5.1.3.3 Serviço Ecossistêmico - Pesca

Além da avaliação da alteração da riqueza das espécies com interesse para a pesca, a avaliação dos danos provenientes do desastre e seus efeitos posteriores sobre as populações de espécies de interesse pesqueiro, assim como a influência dos efeitos da proibição de pesca sobre a possível recuperação destas populações, foi realizada por meio de modelagem de serviços ecossistêmicos, utilizando o modelo InVESTFisheries (v. 3.7.0).

Para a modelagem foi escolhida e analisada a espécie de importância pesqueira na região próxima à foz do Rio Doce, o cangoá, conhecido também como Canganguá, Roncador ou Cabeçudo (*Stellifer rastrifer*, Jordan, 1889). Esta espécie é abundante em regiões marinho-costeiras de toda a costa brasileira, sendo encontrada sobre fundos de areia ou lama e em regiões estuarinas (MENEZES;

FIGUEIREDO, 1980, apud GIANNINI; PAIVA FILHO, 1990). O *Stellifer rastrifer* é de interesse pesqueiro na região costeira do Espírito Santo, por ser capturada como “fauna acompanhante” da pesca do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*, segunda espécie mais pescada em 2011 no Espírito Santo, segundo SILVA; SOARES, 2013), já que os crustáceos são um dos principais itens de sua dieta (GIANNINI; PAIVA FILHO, 1990; POMBO, 2010). Segundo Thomé et al. (2016), a região marinha em frente à Foz do Rio Doce pode ser considerada um dos principais bancos de pesca do camarão sete-barbas no Brasil. Outro critério decisivo para a escolha desta espécie foi a existência de estatísticas recentes sobre sua abundância e estrutura de população, originadas das coletas necessárias para fins de calibração do modelo. O cangoá (*Stellifer rastrifer*) foi a espécie mais abundante durante os esforços amostrais das campanhas, com 24% do total de indivíduos capturados e 12,1% da biomassa total.

O modelo de serviços ecossistêmicos de pesca é um modelo determinista, estruturado por idade ou estágio, e visa simular a dinâmica das populações de cada espécie individualmente. O modelo utiliza parâmetros baseados em informações da autoecologia, de sobrevivência, e de vulnerabilidade à pesca, de cada espécie a ser modelada, fornecidos pelo usuário para que o modelo possa estimar o volume do estoque de pesca (em toneladas) de cada espécie avaliada.

Os métodos utilizados pelo modelo INVESTFisheries estão respaldados em metodologias largamente utilizadas para estimativas científicas de estoques pesqueiros, como as funções de recrutamento de Beverton e Holt (1957 apud QUINN, 2013) e Ricker (1975 apud QUINN, 2013) (para detalhamento ver Documento Suplementar MODELAGEM DO SERVIÇO ECOSSISTÊMICO DE PROVISÃO DE PESCA).

Para avaliação dos danos sobre a distribuição das espécies foi utilizado o modelo de Nicho Ecológico (ENMs) para estimar a distribuição potencial de algumas espécies que ocorrem na Bacia do Rio Doce e em seus ecossistemas costeiros. Atualmente são conhecidos diferentes métodos capazes de modelar o nicho ecológico de uma espécie e, por consequência, sua distribuição potencial. No presente estudo, foram utilizados modelos correlativos que se baseiam em associações entre informações ambientais e pontos de ocorrência conhecidos da espécie (THUILLER; ARAÚJO; LAVOREL, 2003). Assim, os modelos correlativos assumem que a distribuição geográfica da espécie reflete diretamente as condições ambientais que delimitam o seu nicho ecológico (PETERSON et al., 2011). A construção dos ENMs correlativos é baseada em três pilares: i) informação sobre registros de ocorrência da espécie; ii) variáveis ambientais da área de estudo e iii) algoritmos matemáticos que unem ocorrências e variáveis ambientais (para detalhamento ver Documento Suplementar MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICOS).

A espécie de Sciaenidae demersal marinho *Macrodon ancylodon* foi utilizada como modelo. Esta pescada apresenta ampla distribuição geográfica, ocorrendo desde as águas tropicais da Venezuela até a costa subtropical da Argentina (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980), e na região Sudeste-Sul é considerado um importante recurso pesqueiro (CASTRO, 2000).

2.5.1.3.4 Classificação dos danos

Os danos foram classificados como “grave” quando os indicadores ecológicos de composição e estrutura das comunidades de peixes revelaram diminuição (perda) em relação aos dados de linha de base, ou seja, indicaram uma situação de estresse ambiental, porém com tendência de redução e sinais de retorno às condições anteriores ao desastre. Os danos foram classificados como “gravíssimo”

quando as alterações nos indicadores ecológicos, além de revelarem o surgimento de uma assembleia simplificada em decorrência do desastre, também não apresentaram sinais evidentes de redução (irreversível), representando um desequilíbrio para as funções do ecossistema e seus elementos integrantes. Os danos foram considerados como “pouco grave” quando os indicadores ecológicos apresentaram pequena diminuição em relação aos dados de linha de base e o fator ambiental afetado apresentou retorno para as condições pré-desastre.

2.5.2 REDUÇÃO DA RIQUEZA E DIVERSIDADE DA ICTIOFAUNA NO AMBIENTE MARINHO ADJACENTE À FOZ DO RIO DOCE

O número de espécies e de grupos funcionais registrados para o ambiente costeiro amostrado na foz do rio Doce apresentou uma redução significativa de valores, considerando como linha de base levantamentos com o mesmo método de amostragem e abrangência espacial.

Em função da ausência de uma sistemática amostral e de uma série temporal de dados para a ictiofauna marinha da região, para a avaliação das alterações nos indicadores ecológicos foram considerados como valor de referência os resultados obtidos nas amostragens realizadas em 2016 pela CTA/SAMARCO no ambiente marinho adjacente, as quais foram realizadas logo após o rompimento da barragem de Fundão e apresentaram a mesma abrangência espacial e o mesmo amostrador das coletas realizadas pelo LACTEC em 2018 e 2019. O esforço de coleta realizado em 2016 pela CTA/SAMARCO foi mensal (12 fases) e distribuído em nove pontos nas faixas de 5 km (pontos Z1N, Z1E, Z1S), 10 km (pontos Z2N, Z2E, Z2S) e 20 km (pontos Z3N, Z3E, Z3S) de distanciamento da foz do rio Doce.

Nas campanhas do LACTEC foram coletados 9023 peixes de 55 táxons nas amostragens realizadas em 2018 e 2019, distribuídos em 16 ordens e 26 famílias, o que representa 93,2% da riqueza projetada para a região amostrada (**61,9 espécies**) pelo estimador *Bootstrap*, que utiliza dados de todas as espécies registradas para estimar a riqueza total. O valor estimado foi semelhante ao calculado pelo modelo de regressão não-linear de *Michaelis-Menten* ($AIC=36,491$). Este número de espécies estimado representa **59,5%** dos valores registrados entre abril e dezembro de 2016 (104 espécies), tendo como referência os dados levantados pela CTA/SAMARCO na mesma área de abrangência amostral.

Por outro lado, a riqueza estimada é bastante similar (**93,8%**) ao valor registrado em Itaoca e Manguinhos entre 2003 e 2004 por Pinheiro *et al.* (2011), regiões localizadas ao sul da foz do rio Doce que sofrem impactos constantes causados pela pesca comercial com redes de arrasto na plataforma rasa, que é um método de pesca pouco seletivo e atua indiscriminadamente sobre a fauna bentônica e demersal (ALVERSON *et al.*, 1994), além de causar a destruturação do habitat bentônico e a mortalidade da fauna acompanhante (*bycatch*) (ANDREW; PEPPERELL, 1992; DAYTON *et al.*, 1995; KELLEHER, 2005)

Além da redução na riqueza, os distúrbios provocados no habitat demersal também foram detectados pela comparação da composição taxonômica das assembleias de peixes (diversidade β) por meio do espaço multivariado do escalonamento multidimensional não-paramétrico (Figura 94). A análise de ordenamento revelou a formação de dois grandes agrupamentos, com maior similaridade entre as amostras obtidas em 2018 e 2019, as quais apresentaram redução generalizada na riqueza com concomitante aumento da abundância de táxons generalistas, com a formação de assembleias demersais discretas e persistentes, típica de ambientes impactados (NORKKO *et al.*, 2002; HYLAND *et al.*, 2005).

Comunidades macrofaunais de ambientes impactados são de fato mais persistentes (resilientes) que aquelas de ecossistemas não impactados (revisado em BOLAM, 2003). Considerando os três pontos amostrais localizados em um raio de 5 km da foz do rio Doce, o cangará *Stellifer rastrifer* (35,74%), o bagre *Cathorops spixii* (12,92%), o cangará *Stellifer brasiliensis* (8,74%) e o cangará *Paralonchurus brasiliensis* (8,14%) foram os mais abundantes nas capturas, enquanto que o bagre *Cathorops spixii* foi a espécie com maior biomassa total (40,22%). Para o conjunto de pontos amostrais localizados entre 15 e 20 km da foz do rio Doce, o cangará *Stellifer brasiliensis* (25,20%), o cangará *Ophioscion punctatissimus* (19,82%) e o cangará *Paralonchurus brasiliensis* (10,70%) dominaram em abundância as capturas, enquanto que as maiores biomassas totais foram registradas para *Stellifer brasiliensis* (21,35%) e *Ophioscion punctatissimus* (21,19%) (Tabela 31).

Figura 94 – Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada na composição da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce, no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2017 pela SAMARCO/CTA no ambiente marinho adjacente. Como o NMDS foi baseado em uma matriz de distância, a proximidade entre os pontos indica maior similaridade.

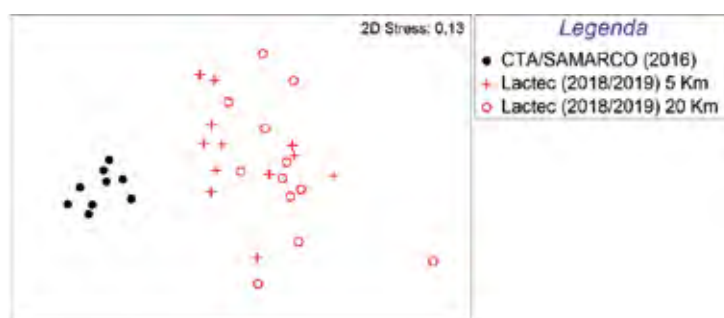


Tabela 31 – Frequência e biomassa absoluta e relativa (%) das espécies de peixes registradas nas áreas de amostragem no ambiente marinho adjacente.

Táxons	Raio de 5 km				Raio de 20 km			
	Total	%	Biomassa	%	Total	%	Biomassa	%
<i>Acanthurus chirurgus</i>					2	0,06	3,95	0,01
<i>Achirus declives</i>					3	0,09	125,48	0,37
<i>Achirus lineatus</i>	1	0,02	1,32	<0,01	2	0,06	82,31	0,25
<i>Anchoa lyolepis</i>	83	1,43	328,63	0,29	317	9,80	807,63	2,41
<i>Anchoa parva</i>					1	0,03	9,95	0,03
<i>Anchoa spinifera</i>	166	2,87	912,56	0,81	13	0,40	160,17	0,48
<i>Anchoa tricolor</i>	30	0,52	152,43	0,14	138	4,27	453,57	1,35
<i>Aspistor luniscutis</i>	131	2,26	6012,64	5,36	1	0,03	2,78	0,01
<i>Bagre bagre</i>	26	0,45	297,12	0,27	8	0,25	33,16	0,10
<i>Bothus ocellatus</i>					1	0,03	4,71	0,01
<i>Catathyridium garmani</i>	1	0,02	25,2	0,02				
<i>Cathorops spixii</i>	748	12,92	45089,18	40,22	100	3,09	5137,43	15,33
<i>Chirocentrodon bleekenanus</i>	1	0,02	2,07	<0,01	3	0,09	7,52	0,02
<i>Conodon nobilis</i>	14	0,24	261,5	0,23	6	0,19	348,05	1,04

Táxons	Raio de 5 km				Raio de 20 km			
	Total	%	Biomassa	%	Total	%	Biomassa	%
<i>Cynoscion leiarchus</i>	67	1,16	294,07	0,26	8	0,25	15,03	0,04
<i>Cynoscion virescens</i>	17	0,29	691,62	0,62	1	0,03	27,78	0,08
<i>Diodon cf. holocanthus</i>					1	0,03	0,23	<0,01
<i>Etropus crossotus</i>	2	0,03	13,04	0,01	1	0,03	0,71	<0,01
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>					1	0,03	103,95	0,31
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	1	0,02	105,7	0,09				
<i>Hypanus guttatus</i>	1	0,02	150	0,13				
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	48	0,83	249,49	0,22	57	1,76	244,2	0,73
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	1	0,02	0,4	<0,01				
<i>Larimus breviceps</i>	22	0,38	393,21	0,35				
<i>Lycengraulis grossidens</i>	2	0,03	20,9	0,02				
<i>Macrodon ancylodon</i>	326	5,63	4250,18	3,79	64	1,98	1262,57	3,77
<i>Menticirrhus americanos</i>	5	0,09	239,67	0,21				
<i>Menticirrhus littoralis</i>	1	0,02	28,94	0,03				
<i>Micropogonias furnieri</i>	1	0,02	1589,82	1,42				
<i>Narcine brasiliensis</i>	3	0,05	270	0,24				
<i>Nebris micros</i>	257	4,44	9261,61	8,26	92	2,84	2234,09	6,66
<i>Notarius grandicassis</i>	15	0,26	622,43	0,56				
<i>Odontognathus mucronatus</i>	55	0,95	155,39	0,14	9	0,28	42,97	0,13
<i>Ophichthus cylindroideus</i>	1	0,02	129,15	0,12	3	0,09	317,67	0,95
<i>Ophioscion punctatissimus</i>	143	2,47	1582,79	1,41	641	19,82	7102,55	21,19
<i>Opisthonema oglinum</i>	1	0,02	43,85	0,04	1	0,03	55,24	0,16
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	1	0,02	912,26	0,81				
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	471	8,14	9986,06	8,91	346	10,70	4224,09	12,60
<i>Pellona harroweri</i>	81	1,40	97,34	0,09	221	6,83	303,02	0,90
<i>Peprilus crenulatus</i>	3	0,05	28,63	0,03	7	0,22	19,55	0,06
<i>Polydactylus virginicus</i>	3	0,05	189,29	0,17				
<i>Porichthys porosissimus</i>					1	0,03	2,01	0,01
<i>Prionotus punctatus</i>	2	0,03	73,69	0,07				
<i>Scorpaena díspar</i>					1	0,03	198,55	0,59
<i>Scorpaena isthmensis</i>	5	0,09	14,25	0,01	5	0,15	9,96	0,03
<i>Serranus flaviventris</i>					1	0,03	3,24	0,01
<i>Stellifer brasiliensis</i>	506	8,74	5293,97	4,72	815	25,20	7157,86	21,35
<i>Stellifer rastrifer</i>	2069	35,74	16218,73	14,47	115	3,56	1116,48	3,33
<i>Stellifer stellifer</i>	330	5,70	1901,63	1,70	163	5,04	751,49	2,24
<i>Symphurus tessellatus</i>	32	0,55	768,91	0,69	66	2,04	703,21	2,10
<i>Symphurus trewavasae</i>	7	0,12	200,47	0,18	7	0,22	74,85	0,22
<i>Symphurus jenynsii</i>	3	0,05	46,18	0,04	2	0,06	42,56	0,13
<i>Trichiurus lepturus</i>	3	0,05	84,19	0,08	3	0,09	79,79	0,24
<i>Trinectes paulistanus</i>	102	1,76	2629,32	2,35	7	0,22	251,88	0,75
<i>Zapteryx brevirostris</i>	1	0,02	499,63	0,45				
Total geral	5789	100,00	112119,5	100,00	3234	100,00	33522,24	100,00

Os resultados da Média da Distinção Taxonômica (AvTD) (Figura 95) e da Variação da Distinção Taxonômica (VarTD) (Figura 96) também mostraram que as estruturas e relações taxonômicas das assembleias de peixes amostradas em 2018 e 2019 estiveram fora dos intervalos de confiança de 95% calculados pelas simulações de cada índice. Estas amostragens apresentaram uma menor distinção taxonômica média, ou seja, uma menor biodiversidade em termos de estrutura taxonômica considerando cinco categorias (Classe, Ordem, Família, Gênero e Espécie).

As distinções taxonômicas registradas para as assembleias de peixes amostradas em 2018 e 2019 se afastaram significativamente da média calculada para a lista geral de espécies, indicando que a distância topológica (taxonômica e filogenética) entre espécies é pequena e que a maioria dos organismos pertence a poucos táxons, com predomínio de poucas famílias e de espécies congênicas, com grande homogeneidade funcional, observações típicas de ambientes degradados com baixa heterogeneidade ambiental (TILMAN, 1996; HALL; GREENSTREET, 1998; WARWICK; CLARKE, 1998; CLARKE; WARWICK, 2001; WARWICK; LIGHT, 2002; LEONARD et al., 2006; HEINO et al., 2007).

Figura 95 – Distinção taxonômica média (AvTD) da composição e relação taxonômica da ictiofauna registrada em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce, no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2016 pela SAMARCO/CTA no ambiente marinho adjacente. A média esperada (calculada) foi representada pela linha pontilhada central e o limite do intervalo de confiança (95%) dado pelas linhas sólidas do entorno, em forma de funil.

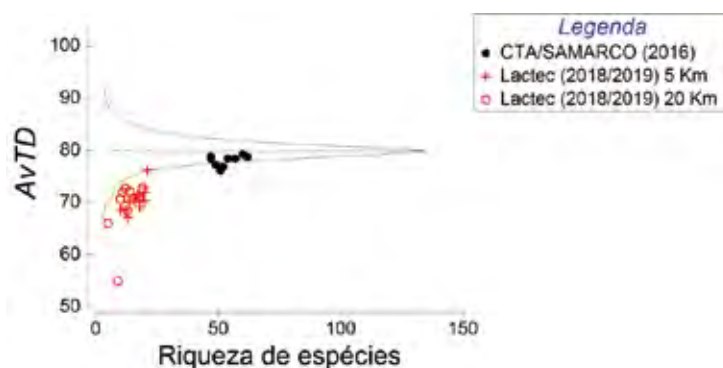
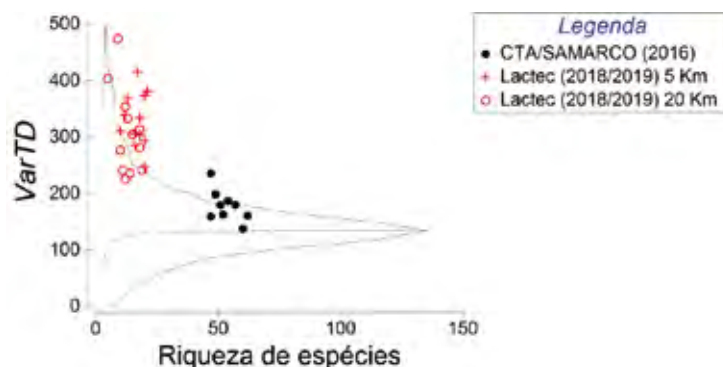


Figura 96 – Variação da distinção taxonômica (VarTD) da composição e relação taxonômica da ictiofauna registrada em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce, no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2016 pela SAMARCO/CTA no ambiente marinho adjacente. A média esperada (calculada) foi representada pela linha pontilhada central e o limite do intervalo de confiança (95%) dado pelas linhas sólidas do entorno, em forma de funil.



A análise de PERMANOVA revelou uma sobreposição entre as amostragens realizadas pelo LACTEC nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce (Pseudo-t = 1,3683; P=0,061; PU=998) e uma diferença significativa entre estas e o conjunto de amostragens realizadas no ano de 2016 pela SAMARCO/CTA (Tabela 32). De acordo com a análise de SIMPER, as espécies que mais contribuíram para as similaridades observadas entre as amostragens de 2018 e 2019 (LACTEC) foram *Stellifer brasiliensis*, *Stellifer rastrifer*, *Paralonchurus brasiliensis*, *Macrodon ancylodon*, *Isopisthus parvipinnis*, *Nebris microps*, *Ophioscion punctatissimus*, *Cathorops spixii*, *Pellona harroweri* e *Symphurus tessellatus* (Tabela 33). A predominância de pescadas e cangangús (Sciaenidae) é um padrão amplamente documentado em regiões de plataforma rasa costeira da região Sudeste-Sul do Brasil (VAZZOLER, 1975; PAIVA-FILHO; SCHMIEGELOW, 1986; RUFFINO; CASTELLO, 1992; VIANA; ALMEIDA, 2005; CATTANI et al., 2011; SEDREZ et al., 2013; FREITAS et al., 2011). Os Sciaenidae são comuns em águas rasas com fundos de areia ou lama, coincidindo com o tipo de substrato onde atua a frota artesanal do camarão sete-barbas (FIGUEIREDO; MENEZES, 1980).

Tabela 32 – PERMANOVA calculada a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis para a ictiofauna registra danos diferentes pontos amostrais das áreas de amostragens no ambiente marinho adjacente. Itens em negrito representam diferenças significativas.
GL – Graus de liberdade, SQ – Soma dos quadrados, QM – Quadrados médios.

	GL	SQ	QM	Pseudo-F	P	PU
Áreas de amostragem	2	17269	8634,5	6,077	0,001	998
Resíduo	30	42625	1420,8			
Total	32	59894				

Tabela 33 – Resultados da análise de SIMPER para as espécies com maior contribuição percentual nas similaridades registradas nas áreas de amostragem no ambiente marinho adjacente.

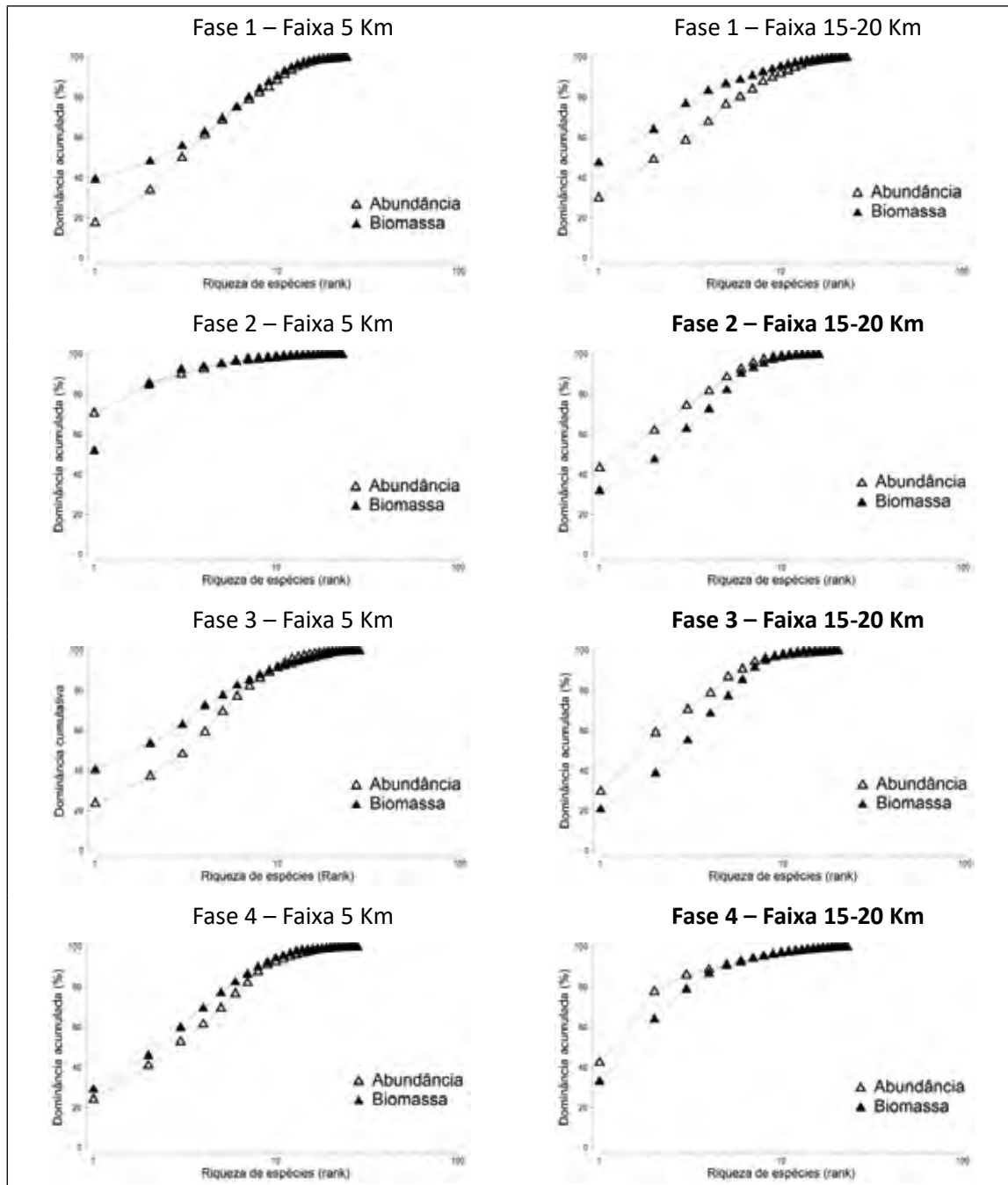
Táxons		Raio de 5 km (46,44%)	Raio entre 15 e 20 km (40,35%)
Sciaenidae	<i>Stellifer brasiliensis</i>	8,79	19,7
Sciaenidae	<i>Stellifer rastrifer</i>	15,16	5,98
Sciaenidae	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	15,2	19,18
Sciaenidae	<i>Macrodon ancylodon</i>	10,6	6,75
Sciaenidae	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	2,79	4,78
Sciaenidae	<i>Nebris microps</i>	7,85	5,11
Sciaenidae	<i>Ophioscion punctatissimus</i>	2,25	7,7
Ariidae	<i>Cathorops spixii</i>	14,31	6,31
Pristigasteridae	<i>Pellona harroweri</i>	3,47	8,79
Pristigasteridae	<i>Odontognathus mucronatus</i>	1,79	
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i>	3,43	
Cynoglossidae	<i>Symphurus tessellatus</i>	2,74	6,77
Engraulidae	<i>Anchoa spinifera</i>	2,04	

Embora a comparação da riqueza seja dependente do protocolo amostral (WILLOT, 2001), os menores valores de riqueza registrados pelo LACTEC indicam que a degradação do ambiente costeiro promoveu o estabelecimento de uma assembleia discreta, relativamente homogênea e persistente dentro dos limites geográficos considerados pela amostragem. As principais espécies coletadas entre 2018 e 2019 foram o cangangá *Stellifer rastrifer* (24,20% das capturas totais), o cangangá *Stellifer brasiliensis* (14,64% das capturas totais), o bagre *Cathorops spixii* (9,40% das capturas totais), o cangoá *Paralonchurus brasiliensis* (9,05% das capturas totais), o cangoá *Ophioscion punctatissimus* (9,69% das capturas totais), o cangangá *Stellifer stellifer* (5,46% das capturas totais), a manjuba *Anchoa lyolepis* (4,43% das capturas totais), a pescada *Macrodon ancylodon* (4,32% das capturas totais), a pescada-banana *Nebris microps* (3,87% das capturas totais), a sardinha *Pellona harroweri* (3,35%), a manjuba *Anchoa spinifera* (1,98%), a manjuba *Anchoa tricolor* (1,86%), o bagre *Aspistor luniscutis* (1,46%), o linguado *Trinectes paulistanus* (1,21%), a pescada *Isopisthus parvipinnis* (1,16%) e o linguado *Symphurus tessellatus* (1,09%). Estas 16 espécies representaram 96% dos peixes amostrados e grande parte apresenta hábitos demersais. Espécies pelágicas e bentopelágicas foram pouco abundantes e representadas principalmente por engraulídeos (anchovas), clupeídeos (sardinhas) e pristigasterídeos (sardinhas) que geralmente são reportadas como acidental na pesca de arrasto de fundo com portas.

Concomitante à diminuição da riqueza, diversidade e equitabilidade de espécies, também foi registrado o aumento na dominância de espécies oportunistas, o que é geralmente considerado como indicativo de estresse ambiental (PIANKA, 1970). Ecossistemas modificados e degradados são usualmente dominados por espécies tolerantes (FAUSCH et al., 1990; SCHIEMER et al., 2000; ARAÚJO et al., 2003), pois as espécies oportunistas (*r*-estrategistas) são mais eficientes na exploração dos habitats em comparação com as especialistas (*k*-estrategistas), em função de seu menor porte, alta taxa reprodutiva e crescimento rápido (CLARKE; WARWICK, 2001).

As curvas de dominância acumulada de abundância e biomassa (ABC) estimadas para as amostragens realizadas pelo LACTEC em 2018 e 2019 apresentaram uma configuração de ambientes perturbados em todas as fases realizadas na faixa de 5 km e entre 15-20 km da foz do rio Doce, com exceção dos resultados observados na faixa entre 15-20 km para a Fase 1 ($W=0,106$) (Figura 97). A informação visual das curvas ABC mostrando condições de área degradada foi resultado da dominância das espécies *Stellifer rastrifer* (24,20% das capturas totais), *Stellifer brasiliensis* (14,64% das capturas totais), *Cathorops spixii* (9,40% das capturas totais), *Paralonchurus brasiliensis* (9,05% das capturas totais), *Ophioscion punctatissimus* (9,69% das capturas totais) e *Stellifer stellifer* (5,46% das capturas totais).

Figura 97 – Curvas de K-dominância para abundância e biomassa de espécies registradas em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce. A dominância em peso (estatística W positiva) indica uma assembleia não perturbada, enquanto que a dominância em número de indivíduos (estatística W negativa) implica em distúrbios moderados (CLARKE; WARWICK, 2001).



Apesar de serem generalistas, estuarino-dependentes, eurihalinos, e com amplos nichos tróficos (zoobentívoros), as duas espécies que dominaram as capturas, *Stellifer rastrifer* (Figura 98) e *Cathorops spixii* (Figura 99), apresentam diferentes estratégias de vida. O sciaenídeo *Stellifer rastrifer* possui crescimento rápido, alto potencial reprodutivo e hábito gregário, sendo classificada como resiliente (*sensu* FROESE; PAULY, 2019). O ariídeo *C. spixii* apresenta baixa fecundidade, cuidado parental (incubação orofaríngea dos ovos e juvenis) e baixa resiliência (*sensu* FROESE; PAULY, 2019). A resiliência descreve a capacidade de recuperação de uma população após perturbações, sendo as estimativas calculadas com base na história de vida das espécies.

O aumento na abundância desses táxons generalistas, em comparação com os dados de referência levantados pela CTA/SAMARCO, também é um indicador de distúrbios provocados ao ambiente marinho adjacente, pois a ocorrência e dominância de espécies oportunistas como *S. rastrifer* e *C. spixii* nas assembleias demersais são frequentemente associadas a ambientes degradados (MISHIMA; TANGI, 1983; ARAÚJO et al., 1988; ARAÚJO et al., 2002; BARLETTA et al., 2008; SCHMIDT et al., 2008; ROCHA, 2009).

Na área de abrangência do diagnóstico, a redução da riqueza e da diversidade da ictiofauna costeira foi considerada como um dano gravíssimo, resultado da degradação ambiental provocada pela deposição de sedimentos (e do rejeito) e do aumento da turbidez no ambiente marinho adjacente, sem sinais evidentes de retorno a valores observados na linha de base. Este dano pode ser considerado parcialmente reversível se ações de recuperação e reversibilidade forem implementadas.

Figura 98 – *Stellifer rastrifer*.



Fonte: Lactec.

Figura 99 – *Cathorops spixii*.



Fontew: Lactec.

2.5.3 SIMPLIFICAÇÃO DA ESTRUTURA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA

Considerando os hábitos alimentares registrados para a região marinha adjacente, as espécies podem ser classificadas como herbívoras, zoobentívoras, zooplactófagas e ictiófagas, sendo que as espécies zoobentívoras dominam as amostragens em termos de riqueza, abundância e biomassa, indicando uma grande preferência alimentar pelo zoobentos, que de fato representam uma importante fonte de alimento para os peixes demersais (DAAN et al., 1990).

Como a deposição de sedimentos sobre o fundo submarino afetou consideravelmente a macrofauna benthica, especialmente os organismos bentônicos sésseis e aqueles com baixa mobilidade (item 2.4.4), os efeitos negativos dessa alteração ambiental se estenderam aos organismos nectônicos, uma vez que grande parte das espécies de peixes registradas na região se alimenta exclusivamente de organismos bentônicos. Além disso, o aumento da turbidez decorrente da deposição e suspensão de sedimentos causou danos a outros organismos zoobentônicos, como aqueles denominados de filtradores, que são sensíveis a altos teores de material em suspensão (DANKERS, 2002).

De acordo com as análises de guildas tróficas do peixes foi observada uma diminuição na riqueza (Figura 100) de espécies zoobentívoras e uma diminuição na abundância (Figura 101) de espécies zoobentívoras e zooplactívoras, tendo como base os dados levantados pela CTA/SAMARCO (2016) e as amostragens realizadas em 2018 e 2019 pelo LACTEC na mesma área de abrangência amostral. Além disso, o indicador proposto por Caddy e Garibaldi (2000) para indicar mudanças tróficas em um ecossistema mostrou uma diminuição na razão entre ictiófagos e zooplactívoros (Figura 102).

A mortandade de organismos zoobentônicos, a redução da complexidade estrutural do sedimento e a consequente homogeneização do habitat provocada pelo aporte de lama e soterramento causou a redução na diversidade dos organismos bentônicos, conforme observado no item 2.4.4, provocando alterações nas interações tróficas e efeitos *bottom-up* (influência na cadeia trófica baseada na disponibilidade de recursos) na estrutura trófica demersal da região afetada. No caso do controle *bottom-up*, a disponibilidade de nutrientes aos produtores é fator modulador importante na distribuição da biomassa nos níveis tróficos (LYNAM et al., 2017). Os padrões de diversidade das comunidades, assim como as dinâmicas populacionais, estão relacionados com as interações tróficas, determinando o fluxo de nutrientes nos ecossistemas (OTTO et al., 2007).

A simplificação da estrutura trófica foi considerada como um dano grave em função de indicar perda de diversidade funcional da ictiofauna demersal. Entretanto, tendo em vista o período de recuperação e recolonização de comunidades macrofaunais submetidas aos impactos de dragagem (SOARES et al., 1996; BOLAM, 2003), este dano apresenta provável tendência de redução e reversibilidade, o que pode ser acelerado se medidas de recuperação ambiental forem realizadas.

Figura 100 – Riqueza dos grupos tróficos registrados nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce e no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2017 pela SAMARCO/CTA no ambiente marinho adjacente.



Figura 101 – Abundância (log) dos grupos tróficos registrados nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce e no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2017 pela SAMARCO/CTA no ambiente marinho adjacente.

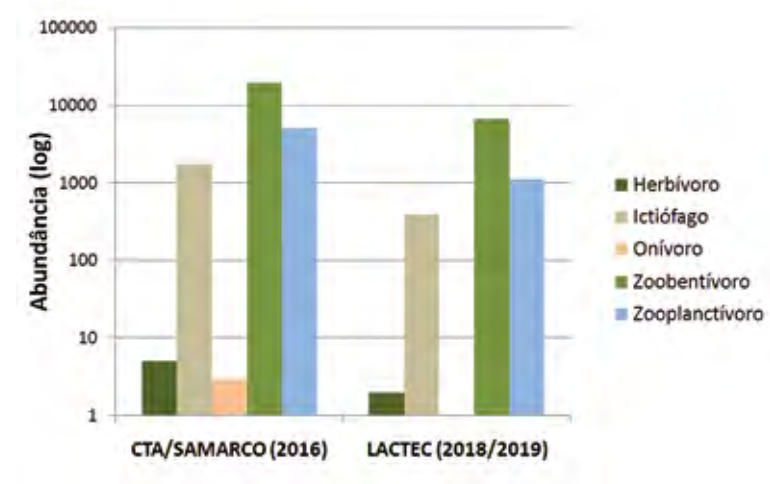
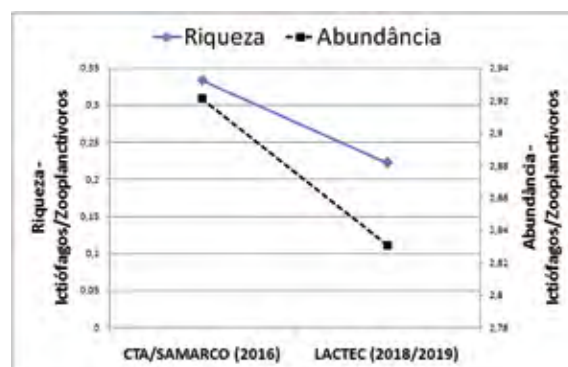


Figura 102 – Relação entre a riqueza e abundância de peixes ictiófagos e zooplantívoros para a ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce e no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2017 pela SAMARCO/CTA no ambiente marinho adjacente.



2.5.4 DIMINUIÇÃO DAS POPULAÇÕES DE ESPÉCIES DE PEIXES COSTEIROS DE INTERESSE COMERCIAL

De forma geral, uma grande variedade de artefatos de pesca é utilizada e distribuída ao longo da costa do Espírito Santo, com duas grandes regiões quando se leva em consideração a produção pesqueira: Região ao Norte da foz do rio Doce, menos desenvolvida e com diversos artefatos, mas com uma produção pouco expressiva; e região ao sul da foz do rio Doce, mais desenvolvida, empregando artefatos de pesca direcionados às espécies-alvo (específicas) e com maior valor comercial (FREITAS-NETTO; DI-BENEDITTO, 2007).

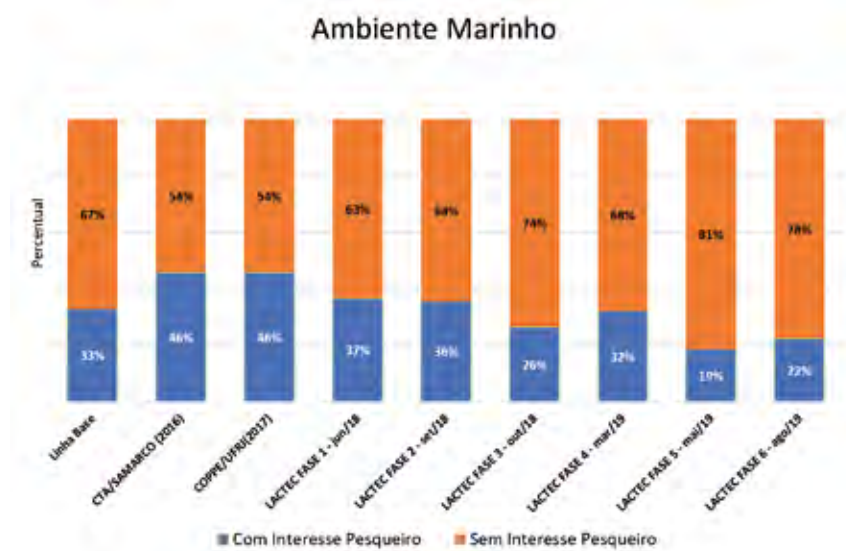
Na foz do rio Doce (Regência), oito artefatos de pesca são utilizados, sendo eles: espinhel, rede de balão (Arrastos de fundo), rede de pescadinha (*Cynoscion* spp.), redes de robalão (*Centropomus* spp.), cação, escamuda e redes caídas para manjuba e carapeba (FREITAS-NETTO; DI-BENEDITTO, 2007). Desde 2011 não se coleta dados de estatística pesqueira no Espírito Santo. Além disso, os dados publicados até 2011 não permitem uma análise específica da produção para foz do rio Doce, pois informações sobre município/região geográfica do estado não estão disponíveis. A ausência destas informações dificulta uma análise mais detalhada e aprofundada sobre a pesca.

Entretanto, considerando as amostragens realizadas pelo Lactec em 2018 e 2019, a quantidade de espécies de interesse para a pesca registrada pelos arrastos no ambiente marinho adjacente apresentou uma diminuição em relação aos valores registrados na literatura utilizada para a composição da linha base, assim como nas amostragens realizadas no ano de 2016 pela SAMARCO/CTA e nas amostragens realizadas no ano de 2017 pela COPPE/UFRJ. Importante destacar que a composição ictiofaunística registrada nos arrastos é representada, em sua grande maioria, por recrutas e juvenis de espécies comerciais, tradicionalmente capturadas na região, como as pescadas e o os bagres.

Considerando os dados de linha base pré-desastre, foi levantado que 33% das espécies catalogadas para a região são de interesse para a pesca. Avaliando as amostragens realizadas pós-desastre, que apresentam uma riqueza de espécies menor do que as obtidas por meio dos dados secundários, a proporção de espécies com interesse pesqueiro teve uma redução ao longo do período amostrado. No ano de 2016 o percentual de espécies com interesse pesqueiro obtidos a partir dos dados da CTA/SAMARCO era de 46%, no ano seguinte em estudos da COPPE/UFRJ esse percentual se manteve em 46% (esse levantamento considerou peixes recifais, os quais não foram amostrados pela equipe do LACTEC). Os levantamentos realizados pelo LACTEC durante as seis fases de campo demonstram uma variação no percentual de espécies de peixes com interesse pesqueiro, sendo a primeira fase com o maior percentual (37%) e a quinta e sexta fases com os menores valores (Figura 103).

Comparando todos os dados observa-se que houve uma redução no número de espécies de uma forma geral, o que consequentemente afetou a oferta de espécies com interesse para a pesca. Os dados do LACTEC comparados com os dados da CTA/SAMARCO demonstra que no ano de 2016, mais próximo do rompimento, os valores eram maiores e com o decorrer do tempo a oferta de peixes foi diminuindo.

Figura 103 – Proporção de espécies de interesse para a pesca registrada no ambiente marinho adjacente à foz do rio Doce considerando o levantamento de dados primários (monitoramento – Fases 1, 2, 3, 4, 5 e 6) e secundários. Os dados da COPPE/UFRJ (2017) apresentam apenas a riqueza de peixes recifais.



Além das amostragens em campo foram realizadas, para uma melhor avaliação do dano, duas modelagens matemáticas, uma considerando os aspectos pesqueiros e outra o nicho ecológico.

O Modelo InVESTFisheries3.7.0 utilizou a espécie *Stellifer rastrifer* como modelo. Esta espécie é abundante em regiões marinho-costeiras de toda a costa brasileira, sendo encontrada sobre fundos de areia ou lama e em regiões estuarinas (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980, apud GIANNINI; PAIVA FILHO, 1990). O cangoá (*Stellifer rastrifer*) é de interesse pesqueiro na região costeira do Espírito Santo, por ser capturada como “fauna acompanhante” da pesca dirigida ao camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*, segunda espécie mais pescada em 2011 no Espírito Santo, segundo SILVA; SOARES, 2013), já que os crustáceos são um dos principais itens de sua dieta (GIANNINI; PAIVA FILHO, 1990; POMBO, 2010). A escolha desta espécie deu-se também devido a existência de estatísticas recentes sobre sua abundância e estrutura de população, originadas das coletas necessárias para fins de calibração do modelo e pela ocorrência nas capturas durante os esforços amostrais das campanhas do LACTEC, com 24% do total de indivíduos capturados e 12,1% da biomassa total.

Estimou-se um volume de pesca de 74.053 kg de *S. rastrifer* no período de um ano, para a área de interesse da modelagem (791 km²), considerando-se os parâmetros de estrutura populacional e de biomassa calculados partir dos dados de coleta realizadas entre 2018 e 2019, sendo os parâmetros de sobrevivência, maturidade sexual, e vulnerabilidade à pesca obtidos partir de valores indicados por Giannini e Paiva Filho (1990) (sobrevivência e vulnerabilidade à pesca) e Coelho et al. (1985, apud GIANNINI; PAIVA FILHO, 1990) (maturidade sexual). Comparando-se este valor de estimativa de pesca anual (74.053kg) com a faixa de valores derivada das estimativas de Silva e Soares (2013), entre 56 mil quilos a 113 mil quilos (média de 84,5 mil quilos), pode-se inferir que o modelo InVESTFisheries estimou adequadamente a potencial produção pesqueira de *S. rastrifer*, estando 12,4% abaixo da média estimada a partir dos dados de geoestatísticas pesqueiras para a região de interesse (SILVA; SOARES, 2013).

Os resultados da modelagem apontaram que cerca de 72 mil quilos deste peixe seriam capturados na sub-região 1 (até 5 km da foz do Rio Doce), o que corresponde a 97% do estoque potencialmente pescável na totalidade da região analisada, enquanto que a porção que se situa entre 5 km e 20 km da foz do rio Doce (sub-região 2) representaria apenas 3% do estoque pesqueiro. Tais resultados encontram amparo nos dados estatísticos calculados a partir de coletas feitas pelo LACTEC, visto que 95% dos espécimes de *S. rastrifer* coletados encontravam-se mais próxima à foz. A estimativa de distribuição espacial da pesca via modelagem e a distribuição espacial das coletas parecem corroborar informações apresentadas por Giannini e Paiva Filho (1990) sobre os hábitos da espécie, que informam que *S. rastrifer* é uma espécie comum em regiões de influência estuarina da costa Atlântica.

O dano de perda de qualidade e adequabilidade de habitat para espécie-alvo da pesca foi avaliado utilizando modelagem matemática através do Modelo de Nicho ecológico (Ecological Niche Models – ENMs). A elaboração da modelagem iniciou-se com a escolha da espécie a ser avaliada com base na representatividade, no número de ocorrências e potencialidade de ser bioindicadora. Desta forma buscou-se uma espécie que além desses itens citados anteriormente também tivesse potencial para ser modelada conforme as premissas dos modelos de nicho (QUEIROZ; SILVA; STRIXINO, 2008; PETERSON et al., 2011). A espécie de peixe escolhida para ser estudada em escala fina foi *Macrodon ancylodon*. Essa espécie de peixe da Família Scianidae é popularmente conhecida como pescada-foguete. As informações sobre a ocorrência da espécie foram obtidas por meio de levantamento de literatura especializada, bancos de dados digitais e pela ocorrência nas capturas realizadas na região.

Inicialmente, foi estimada por meio da Modelagem de Nicho Ecológico a distribuição potencial da espécie na área de estudo (com base em registros de ocorrência) e sua relação com 17 variáveis físico-químicas relacionadas a batimetria, temperatura, salinidade e plano de curvatura (curvatura do fundo oceânico). Além disso, foram utilizadas variáveis com o objetivo específico de estimar a influência do desastre na distribuição da espécie, sendo elas: (i) absorção total, (ii) clorofila A, (iii) profundidade do disco de Secchi, (iv) sólidos suspensos e (v) turbidez. Como resultado, foram elaborados mapas de adequabilidade ambiental comparando os cenários pré-desastre (P0 – 02/11/2013 a 10/11/2015) e pós-desastre (P1 – 11/11/2015 a 31/03/2016; P2 – 01/04/2016 a 31/12/2016). A descrição detalhada da metodologia e dos resultados da modelagem consta no Documento Suplementar MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICOS.

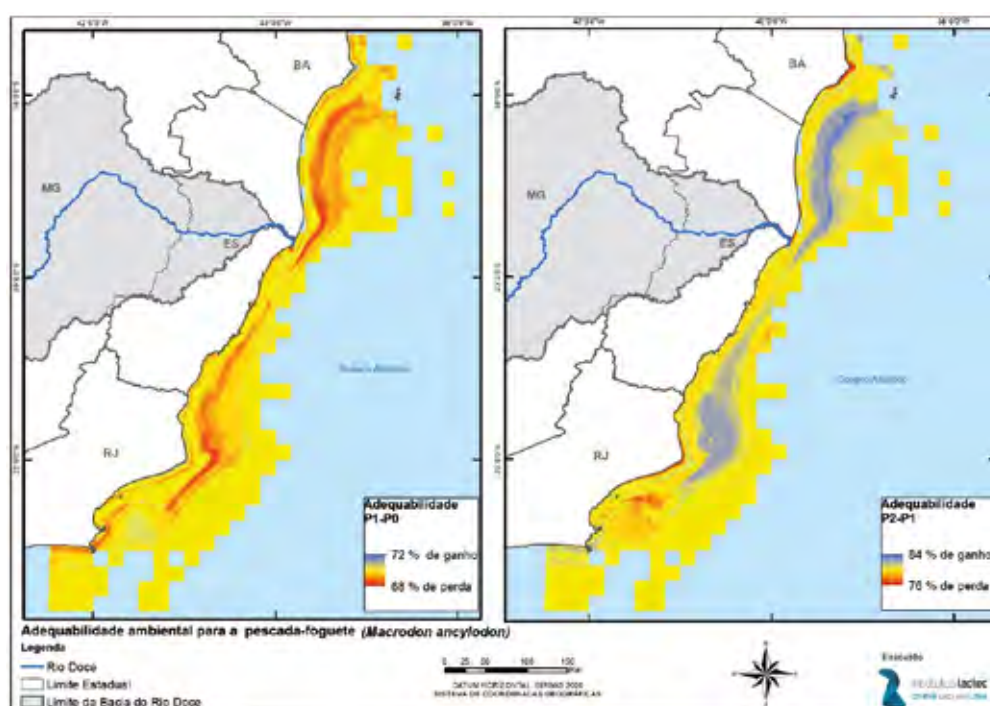
Nos cenários comparativos da adequabilidade ambiental para *M. ancylodon* as áreas com tonalidade vermelha indicam perda e áreas com tonalidade azul indicam ganho de adequabilidade ambiental (Figura 104). É possível observar que no período logo após o desastre (P1) houve perda de adequabilidade em áreas ao sul e a norte da foz do rio Doce, porém, com ganho de adequabilidade no período P2, indicando que este dano tendeu a reduzir. Porém, é possível observar que ainda há áreas em tons vermelhos, indicando que não houve reversão total do dano para o período avaliado. É importante ressaltar que as variáveis ambientais utilizadas na modelagem não consideraram a concentração de EPTs no ambiente, e os danos associados à contaminação, de fato, podem causar efeitos aos animais não previstos pelo modelo.

Para a definição da gravidade das alterações observadas, foram determinadas três categorias, considerando o período P1 (até 31/03/2016) (Tabela 34).

Tabela 34 – Categorias do dano de perda de adequabilidade ambiental para *Macrodon ancylodon*.

Categoria	Descrição
Severo	Perda superior a 40% de adequabilidade
Moderado	Perda de 20 a 40% de adequabilidade
Leve	Perda inferior a 20% de adequabilidade

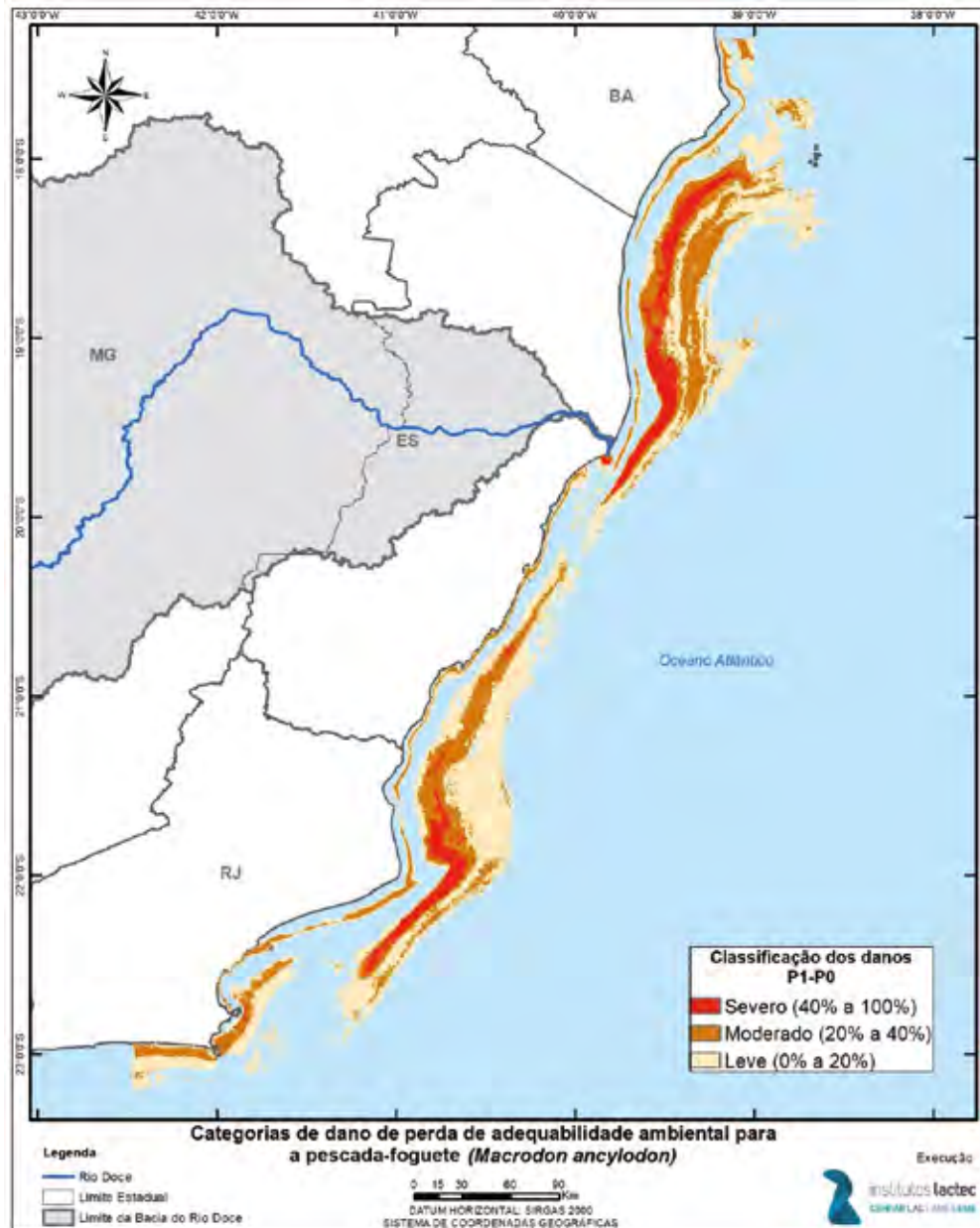
Figura 104 – Cenários comparativos de adequabilidade ambiental para *Macrodon ancylodon* como resultado da Modelagem de Nicho Ecológico.



Execução: Lactec.

De toda a área modelada, foi possível verificar a ocorrência do dano em 25.674,00 km². Desses, 9% apresentaram alteração severa (ou 2.355 km²), 32% apresentaram alteração moderada (ou 8.267 km²) e 59% apresentaram alteração leve (ou 15.053 km²) (Figura 105).

Figura 105 – Áreas de perda de adequabilidade ambiental de *Macrodon ancylodon* nas categorias de dano severo, moderado e leve.



Execução: Lactec.

O resultado da modelagem para *Macrodon ancylodon* mostra que houve diminuição da adequabilidade e da área de ocorrência da espécie no cenário o pós-desastre (P1), com posterior aumento no cenário P2. Contudo, a recuperação da adequabilidade e da área de ocorrência da espécie no cenário P2 não é completa. Apesar desta espécie de peixe ter sido coletada em todas as amostragens realizadas pelo LACTEC, sua abundância nas amostragens foi pequena. Contudo, a espécie é um recurso pesqueiro com valor econômico para a região, indicando que o dano causado pelo rejeito também tem reflexo na utilização desse recurso natural pelas comunidades de pescadores da região (Detalhes no Documento Suplementar MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICO).

O modelo de distribuição potencial (larga-escala) demonstra uma distribuição disjunta da espécie ao sul e ao norte, com adequabilidade mediana na região costeira adjacente da Bacia do Rio Doce.

Por tais características, acredita-se que a espécie possua alta adequabilidade ambiental e elevada área de ocorrência no cenário pré-desastre (cenário P0). Da mesma forma, espera-se que a espécie sofra diminuição da adequabilidade ambiental e da área distribuição no cenário pós-desastre (P1) com posterior aumento de área de ocorrência e adequabilidade no cenário futuro com a diminuição dos rejeitos na região costeira (P2). O ajuste do modelo construído para a espécie foi considerado bom, com valor de TSS acima de 0,5.

A modelagem do InVESTFisheries estimou uma redução de 12,4% na abundancia de *S. rastrifer* em relação à média estimada a partir dos dados de geoestatísticas pesqueiras para a região de interesse (SILVA; SOARES, 2013). Já a modelagem para *Macrodon ancylodon* apontou para a diminuição da adequabilidade e da área de ocorrência da espécie no cenário o pós-desastre (P1) com posterior aumento no cenário P2. Entretanto, a recuperação da adequabilidade e da área de ocorrência da espécie no cenário P2 não é completa. Apesar desta espécie de peixe ter sido coletada em todas as amostragens realizadas pelo LACTEC, sua ocorrência não é tão abundante na região. Contudo, ainda assim, é um recurso pesqueiro com valor econômico para os pescadores da região, o que leva a questão de que o dano causado pelo rejeito além de ter um efeito biológico, também deve ser considerado um dano socioambiental por ser espécies de importância para a pesca regional.

A diminuição nas populações de espécies de peixes costeiros de interesse comercial foi considerada como um dano grave, pois essa redução, se aliada aos problemas existentes relacionados com a gestão da pesca (e.g. falta de regulamentação, fiscalização ineficiente, monitoramento descontínuo), pode piorar o cenário desta atividade e intensificar o dano sobre as comunidades de peixes costeiros. Este dano apresentou a tendência de redução e de reversibilidade se medidas de ordenamento pesqueiro e recuperação ambiental forem cumpridas e implementadas.

2.5.5 ALTERAÇÕES NAS CONDIÇÕES CORPORAIS E/OU NA SAÚDE DA ICTIOFAUNA

As alterações nas condições corporais e/ou na saúde da ictiofauna foram avaliadas segundo oito principais indicadores: estruturas e função das brânquias, funções fisiológicas (osmorregulação, respiração, excreção e equilíbrio ácido-base), metabolismo, estrutura e funções reprodutivas, sistema antioxidante e de biotransformação, sistemas não enzimáticos, genotoxicidade e mutagenicidade, e neurotoxicidade.

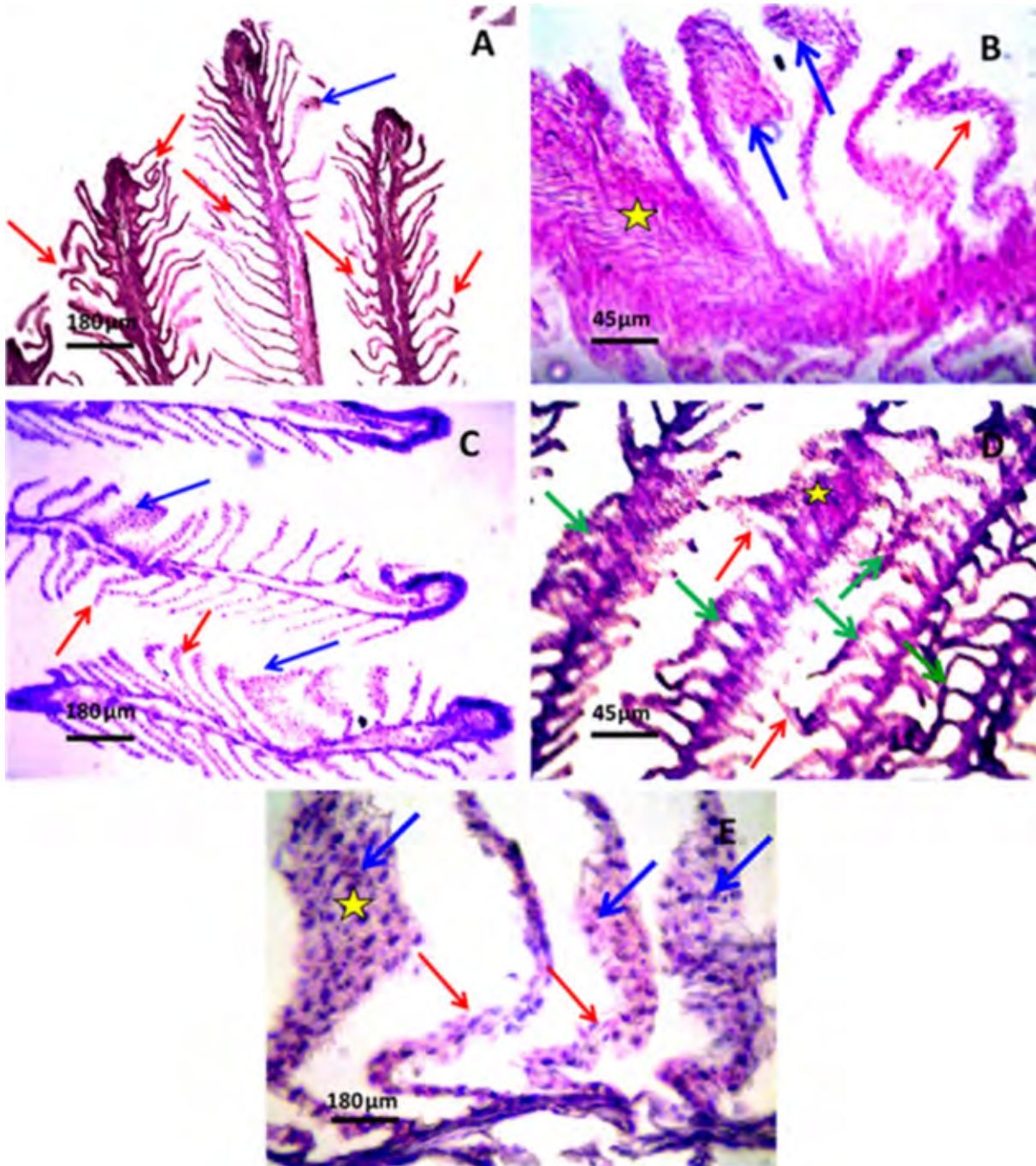
Todos os indicadores avaliados, os quais possuem biomarcadores específicos, indicaram comprometimento das condições corporais e da saúde dos peixes capturados na região marinha. A única exceção foi com relação as estruturas reprodutivas que, a princípio, não apresentaram alterações (para maiores detalhes favor ler TOMO I – Contextualização, capítulo 7 - Ecotoxicologia).

2.5.5.1 Prejuízos às estruturas e função das brânquias em Peixes (biomarcador: histopatologia de brânquias)

Assim como já observado para o ambiente continental (TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais), todas as espécies de peixes capturadas no ambiente marinho apresentaram alterações na estrutura branquial. As alterações encontradas são muito similares às observadas nos peixes de

água doce, tanto na estação seca quando na chuvosa (Figura 106). Do mesmo modo, também foi verificado maior dano em indivíduos que compõem a ordem Siluriformes, que inclui bagres e cascudos, os quais possuem maior contato com o sedimento. Embora algumas dessas alterações sejam passíveis de serem reversíveis, estas podem comprometer diferentes processos fisiológicos importantes para a manutenção da saúde dos peixes.

Figura 106 – Corte histológico de brânquia de espécimes de *Conodon nobilis* (A e B) e *Cathorops spixii* (C-E), capturados no ponto 5 do mar, 5 km da costa.

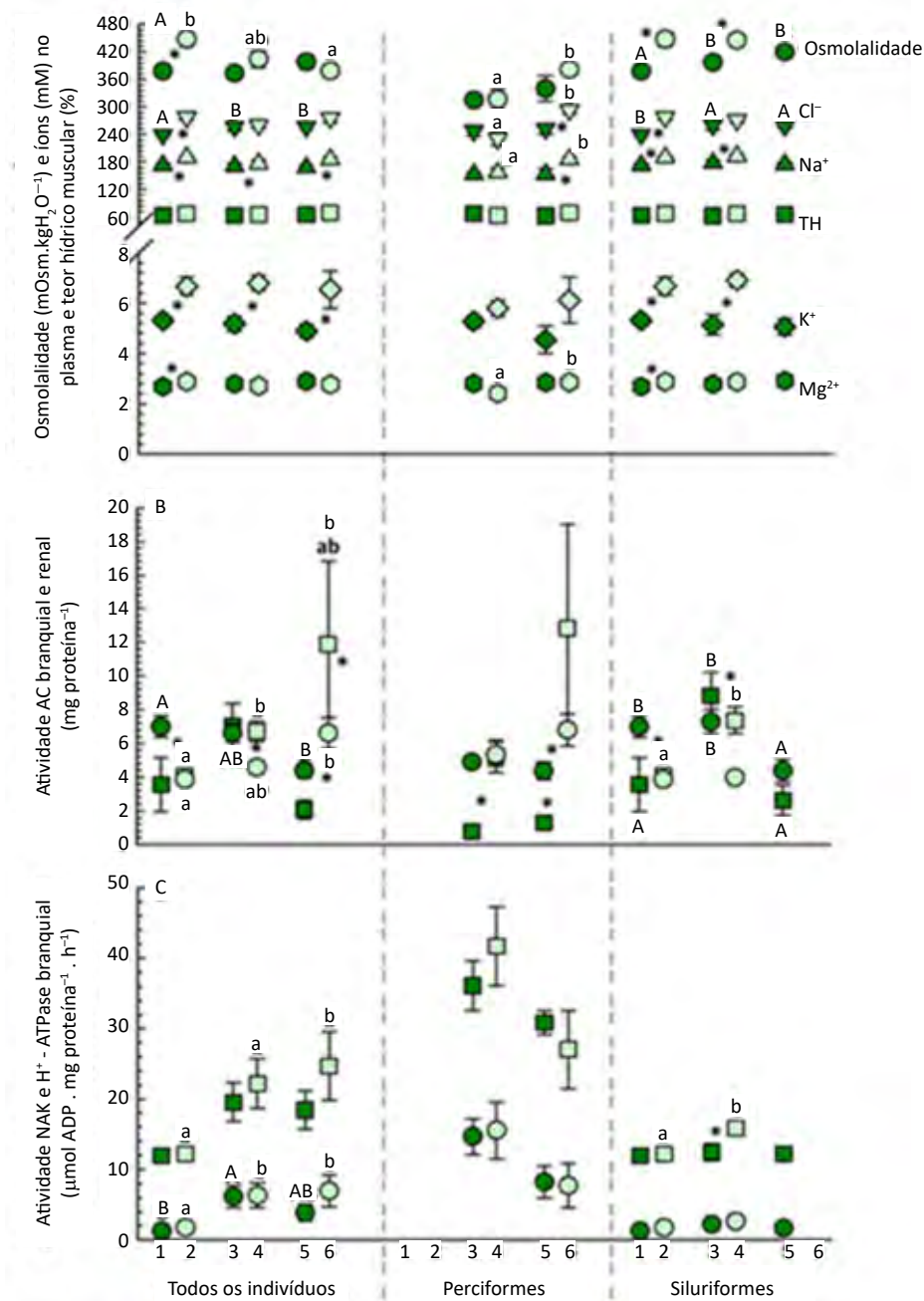


Seta vermelha = desestruturação do filamento branquial, seta verde = fusão de lamelas, seta azul = aneurisma, estrela amarela = proliferação celular. Fonte: Lactec.

2.5.5.2 Prejuízos às funções fisiológicas de osmorregulação, respiração, excreção e equilíbrio ácido-base em Peixes (biomarcadores: osmolaridade, íons, teor hídrico, atividade específica das enzimas AC, NAK e H⁺-ATPase)

Todos os peixes capturados no mar apresentaram comprometimento das funções fisiológicas essenciais à manutenção da homeostasia nas duas estações avaliadas (seca e chuvosa), porém, de forma mais significativa na estação chuvosa. Os danos mais significativos foram identificados nos processos de osmorregulação e equilíbrio ácido-base (Figura 107). Além disso, foi possível verificar que organismos de hábito alimentar omnívoro foram os mais impactados, uma vez que apresentaram o maior número de biomarcadores afetados.

Figura 107 – Biomarcadores fisiológicos determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar) tanto nos pontos próximos (5 km; símbolos verdes-claros) quanto nos distantes (20 km; símbolos verdes-escuros) da costa. A – Osmolalidade (OSM; círculo), Cl^- (triângulo invertido), Na^+ (triângulo), Teor hídrico (TH; quadrado), K^+ (losango) e Mg^{2+} (hexágono); B – Anidrase carbônica (AC) branquial (círculo) e renal (quadrado); C – Na^+/K^+ -ATPase (NAK; círculo) e H^+ -ATPase (quadrado) branquial.

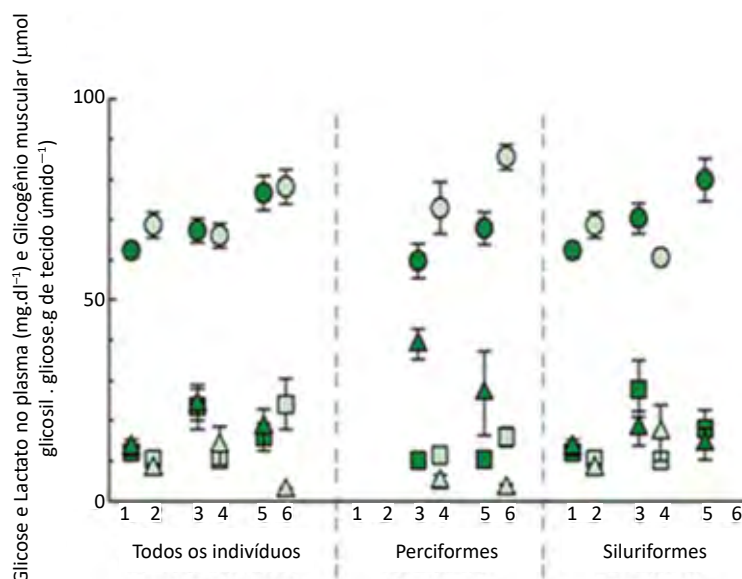


Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os pontos amostrais distantes da costa (20 km; 2, 4 e 6); Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os pontos amostrais próximos à costa (5 km; 2, 4 e 6); * indica diferença significativa nas respostas observadas entre os indivíduos dos pontos próximos e distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6). Resultados estão expressos em média ± erro padrão da média, $p < 0,05$.

2.5.5.3 Prejuízos ao metabolismo em peixes (biomarcadores: glicose, glicogênio e lactato)

Todos os peixes marinhos, independentemente da ordem, hábito alimentar ou distância avaliada, apresentaram comprometimento das funções metabólicas (Figura 108). No entanto, os peixes capturados nos pontos mais distantes da costa apresentaram comprometimentos mais significativos.

Figura 108 – Biomarcadores metabólicos determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar), nos pontos próximos (5 km; símbolos verdes claro) ou distantes (20 km; símbolos verdes escuro) da costa. Glicose (círculo) e lactato (quadrado) plasmáticos e glicogênio muscular (triângulo).



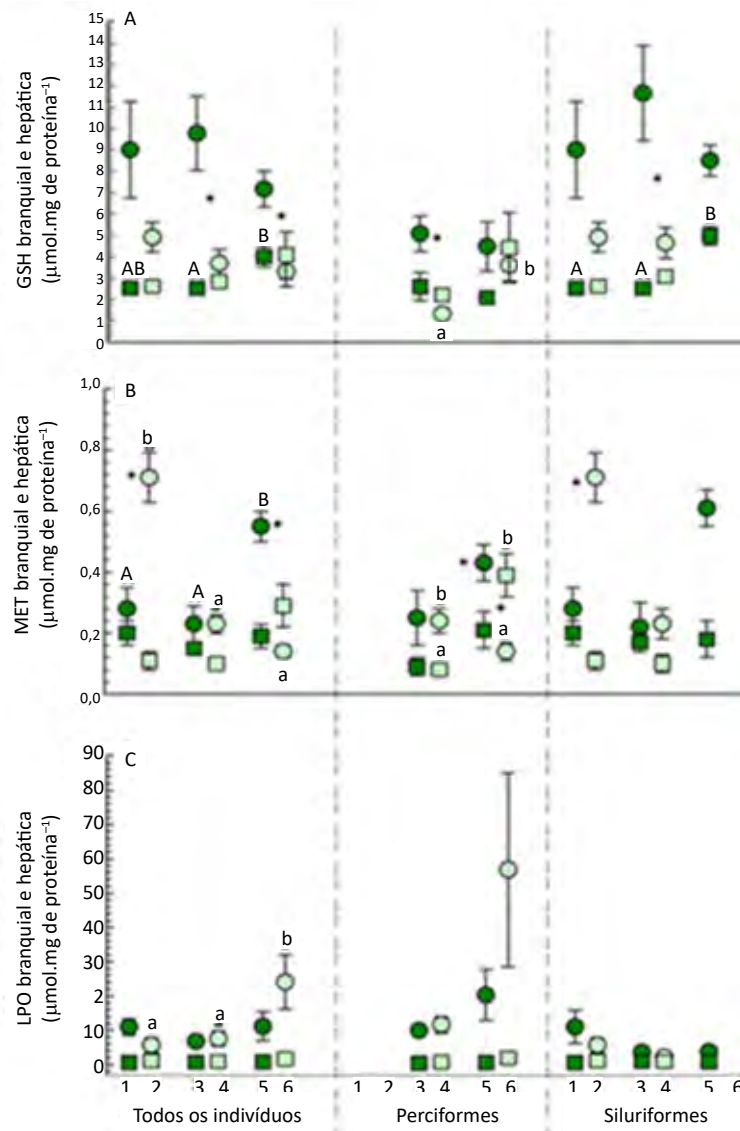
2.5.5.4 Prejuízos às estruturas e função reprodutiva (biomarcador: histopatologia de gônadas)

Todas as espécies de peixes avaliadas, independentemente do ponto, distância, ordem e hábitos alimentares, não apresentaram alterações nas estruturas reprodutivas femininas e masculinas. Do mesmo modo, o desenvolvimento dos gametas (espermatozoides e óvulos) de machos e fêmeas também não apresentaram alterações. Esta ausência de alterações em estruturas reprodutivas pode estar relacionada a uma estratégia que objetiva a manutenção da espécie no ambiente.

2.5.5.5 Alterações no sistema antioxidante e de biotransformação em Peixes (biomarcadores: CAT, SOD, GPx e GST)

Do mesmo modo que os outros sistemas descritos até o momento, os sistemas antioxidantes e de biotransformação (sistema de defesa do organismo) também foram mobilizados nos peixes marinhos, independentemente do ponto e distância avaliada. As respostas foram bastante variáveis entre os tecidos (brânquias ou fígado) e dependentes das comparações realizadas (Figura 109). De modo geral, foi possível verificar que algumas enzimas que compõem estes sistemas apresentaram redução (e.g. SOD), enquanto a maior parte apresentou aumento (e.g. CAT).

Figura 109 – Biomarcadores dos sistemas antioxidante e de biotransformação determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar) tanto nos pontos próximos (5 km; símbolos verde-claros) quanto nos distantes (20 km; símbolos verde-escuros) da costa. A – Catalase (CAT) branquial (círculo) e hepática (quadrado); B – Superóxido dismutase (SOD) branquial (círculo) e hepática (quadrado); C – Glutathione peroxidase (GPx) branquial (círculo) e hepática (quadrado); D – Glutathione S-transferase (GST) branquial (círculo) e hepática (quadrado).

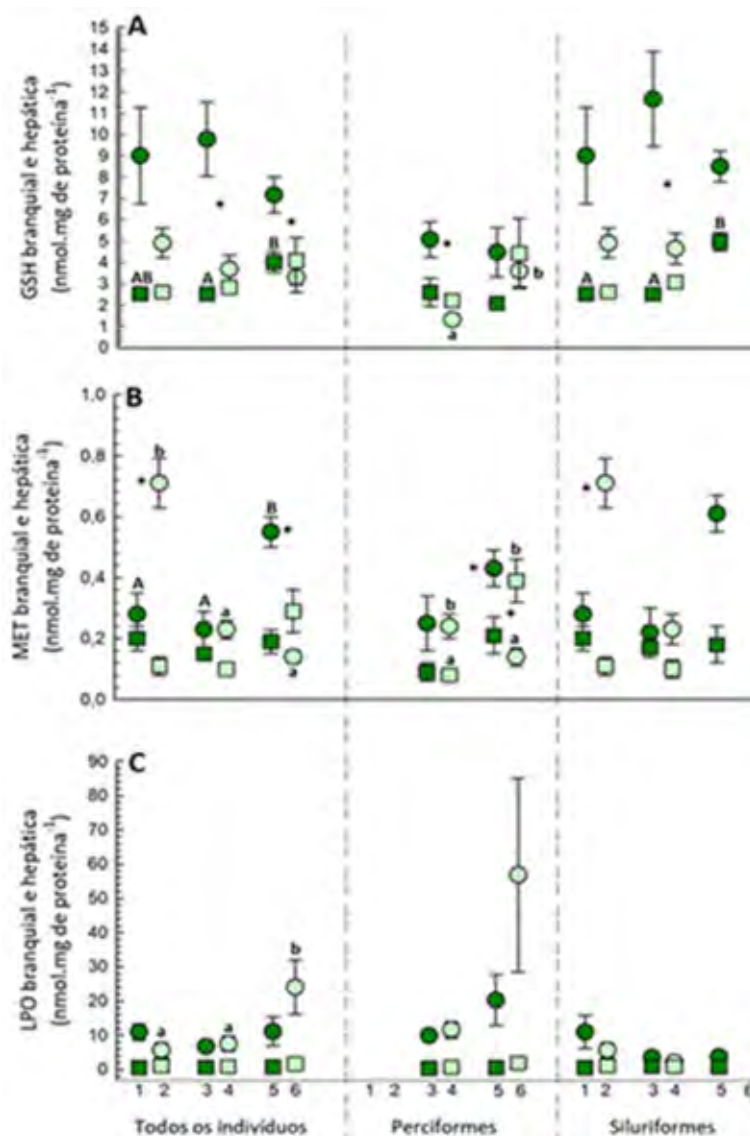


Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os pontos amostrais distantes da costa (20 km; 2, 4 e 6); Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os pontos amostrais próximos à costa (5 km; 2, 4 e 6); * indica diferença significativa nas respostas observadas entre os indivíduos dos pontos próximos e distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6). Resultados estão expressos em média $\pm$ erro padrão da média, $p < 0,05$.

2.5.5.6 Alterações em sistemas não enzimáticos em Peixes (biomarcadores: GSH, MET, LPO)

Os peixes marinhos, especialmente os pertencentes a ordem Perciformes, apresentaram alterações nos sistemas não enzimáticos, caracterizadas pela redução na metalotioneína (MET; branquial e hepática), grupo de proteínas envolvidas no processo de ligação a metais, e na glutatona reduzida (GSH; branquial), envolvida tanto com respostas antioxidantes quanto com ligações a metais, porém, sem alteração nos níveis de peroxidação lipídica (LPO) de brânquias e fígado (Figura 110).

Figura 110 – Biomarcadores dos sistemas não enzimáticos determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar) tanto nos pontos próximos (5 km; símbolos verde-claros) quanto nos distantes (20 km; símbolos verde-escuros) da costa. A – Glutaciona reduzida (GSH) branquial (círculo) e hepática (quadrado); B- Metalotioneína (MT) branquial (círculo) e hepática (quadrado); C – Peroxidação lipídica (LPO) branquial (círculo) e hepática (quadrado).

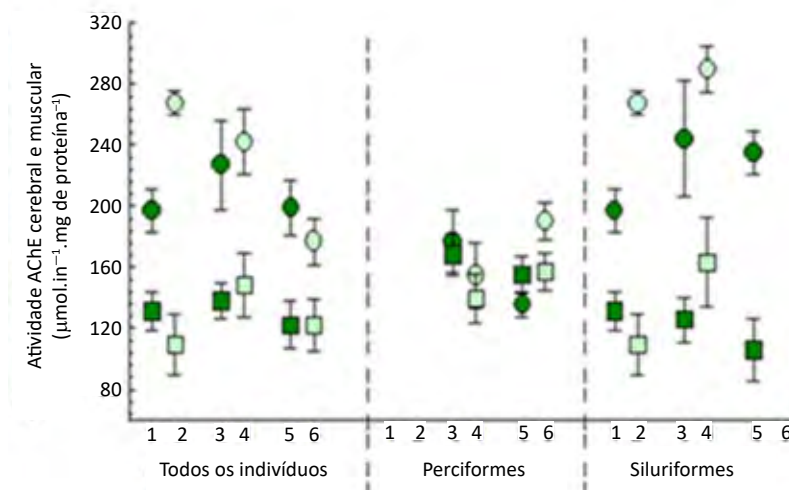


Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os pontos amostrais distantes da costa (20 km; 2, 4 e 6); Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os pontos amostrais próximos à costa (5 km; 2, 4 e 6); * indica diferença significativa nas respostas observadas entre os indivíduos dos pontos próximos e distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6). Resultados estão expressos em média $\pm$ erro padrão da média, $p < 0,05$.

2.5.5.7 Neurotoxicidade (biomarcadores: AChE)

Os peixes marinhos apresentaram alterações relacionadas a neurotoxicidade em todos os pontos amostrados, no entanto, com respostas apenas da AChE cerebral, a qual mostrou-se reduzida, principalmente nos pontos próximos da costa (5 km) (Figura 111).

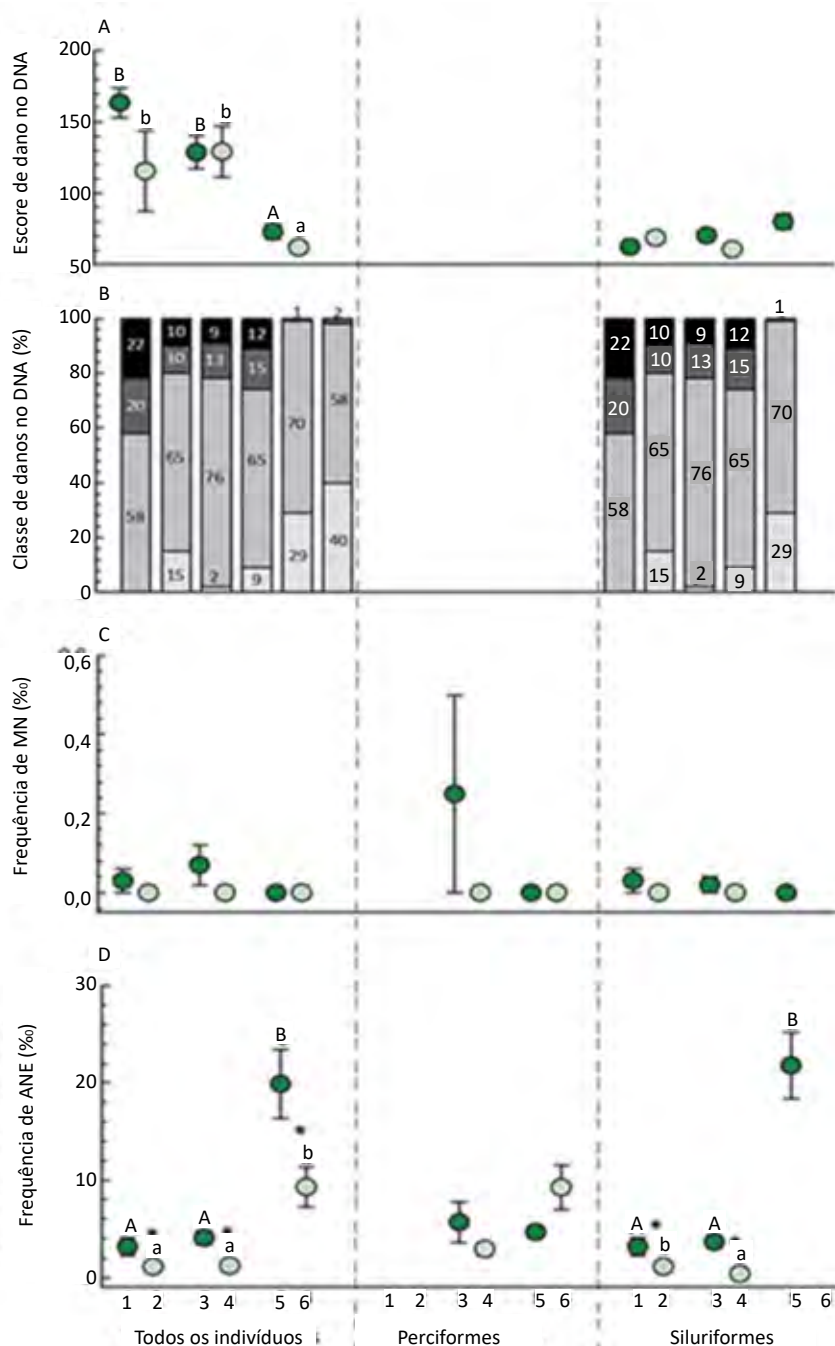
Figura 111 – Atividade da enzima acetilcolinesterase (AChE) cerebral (círculo) e muscular (quadrado) dos peixes capturados no compartimento 5 (mar), tanto nos pontos próximos da costa (símbolos escuros; 5km) quanto distantes da costa (símbolos claros; 20 km).



2.5.5.8 Genotoxicidade e Mutagenicidade em Peixes (biomarcadores: ensaio cometa, MN e ANEs)

Poucas alterações puderam ser identificadas em peixes marinhos quanto aos danos no DNA, aumento na frequência de anormalidades nucleares em eritrócitos (ANEs em hemácias) e redução na frequência de micronúcleos (MN), porém, estas quando presentes, foram mais significativas na estação chuvosa (Figura 112).

Figura 112 – Biomarcadores de genotoxicidade e mutagenicidade determinados nos peixes capturados no compartimento 5 (mar) tanto nos pontos próximos (5 km; símbolos verde-claros) quanto nos distantes (20 km; símbolos verde-escuros) da costa. A – Escore de dano em DNA (ensaio cometa); B – Porcentagem das classes de dano no DNA (ensaio cometa): 0 (cinza claro), 1 (cinza médio), 2 (cinza escuro) e 3 (preto); C – Micronúcleos (MN); D – Alterações nucleares eritrocitárias (ANE).



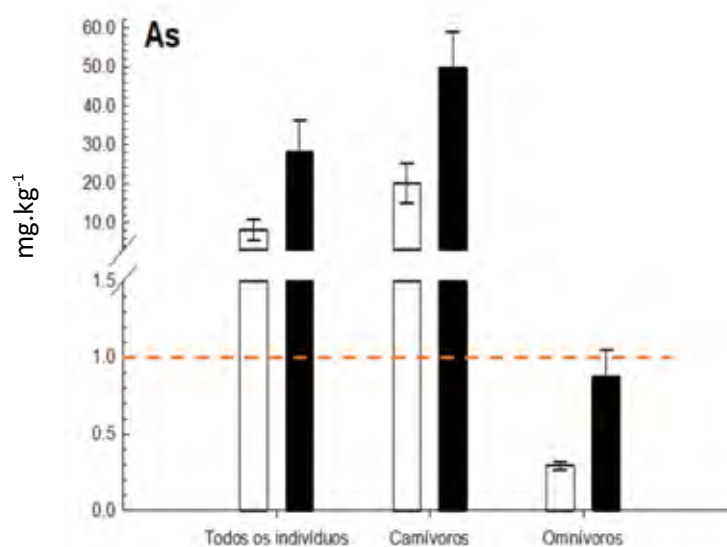
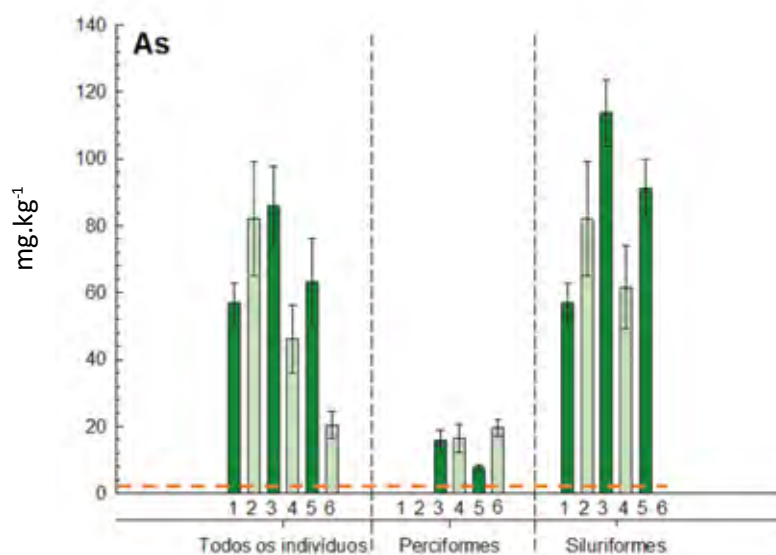
Letras minúsculas (abc) indicam diferença significativa das respostas entre os pontos amostrais distantes da costa (20 km; 2, 4 e 6); Letras maiúsculas (ABC) indicam diferença significativa das respostas entre os pontos amostrais próximos à costa (5 km; 2, 4 e 6); * indica diferença significativa nas respostas observadas entre os indivíduos dos pontos próximos e distantes da costa (1x2; 3x4; 5x6). Resultados estão expressos em média $\pm$ erro padrão da média, $p < 0,05$.

Assim, como para a ictiofauna continental (TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais), todos os prejuízos e alterações observadas nos biomarcadores indicam danos aos organismos avaliados em decorrência das alterações ambientais observadas. Ainda assim, apesar da severidade destes prejuízos ainda não foi possível determinar a gravidade, a tendência de evolução e reversibilidade dos mesmos, sendo necessária a manutenção do monitoramento destes parâmetros.

2.5.6 AUMENTO NA BIOACUMULAÇÃO

Foram avaliados os mesmos 17 EPTs que no ambiente aquático continental. Todos os EPTs avaliados foram detectados e quantificados em peixes marinhos. As maiores concentrações foram identificadas para os elementos prata (Ag), alumínio (Al), arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), antimônio (Sb), selênio (Se) e zinco (Zn), em relação a pelo menos um dos estudos de linha-base disponíveis (JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; PEREIRA et al., 2010; SOUZA et al., 2013; NIENCHESKI et al., 2014; FAURG, 2016). Desses elementos, apenas 4 (As, Cd, Hg e Pb) possuem limites máximos estabelecidos pela legislação brasileira (ANVISA, 2013;) e, dentre os elementos legislados, o As foi o que mais violou os limites máximos e, especialmente na estação chuvosa. Dentre as espécies que mais apresentam alterações nas concentrações de EPTs estão as que integram a ordem Siluriformes, ou seja, que possuem hábitos bentônicos, associados ao sedimento (como, por exemplo, bagres, cascudos e linguados), assim como as que possuem a carnivoría como hábito alimentar (Figura 113).

Figura 113 – Média da concentração de arsênio (mg.kg^{-1}) determinada em peixes capturados (à esquerda) na Foz do rio Doce nas estações seca (coluna branca) e chuvosa (coluna preta) e (à direita) nos pontos marinhos próximos (5 km – 1, 3 e 5) e afastados (20 km – 2, 4 e 6) da costa, nas estações seca (colunas escuras) e chuvosa (colunas claras). Linha pontilhada em laranja corresponde aos limites máximos estabelecidos pela ANVISA.



Assim como para a ictiofauna continental (TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais), a presença de EPTs no tecido muscular dos peixes marinhos e estuarinos avaliados pode indicar risco de exposição humana a estes contaminantes por meio do consumo destes indivíduos. No entanto, para os peixes, sabe-se que vários dos EPTs avaliados apesar de se acumularem no tecido muscular possuem outros órgãos como alvo de efeito tóxico e de deposição, sendo assim, a presença destes elementos no músculo dos indivíduos indica que estes outros órgãos, em especial as brânquias, o fígado e os rins, possivelmente apresentem concentrações ainda mais elevadas destes EPTs, o que corrobora com as alterações observadas nos biomarcadores avaliados em alguns destes tecidos.

2.5.7 CONCLUSÕES

As alterações ambientais provocadas pelo rejeito de mineração nas comunidades ictiofaunísticas do ambiente marinho adjacente à foz do rio Doce causaram a destruição e desestruturação dos habitats, o aumento da taxa de mortalidade dos organismos bentônicos e/ou o afugentamento (redução) de espécies de peixes bentônicos, que são aqueles que dependem diretamente do substrato para alimentação e reprodução. Além disso, os resultados demonstram que os indivíduos bentônicos remanescentes neste ambiente estão apresentando alterações na condição de saúde, assim como demonstrado pelos biomarcadores ecotoxicológicos avaliados.

Dentre os danos identificados e quantificados, destaque deve ser dado para a diminuição na riqueza e simplificação da composição de espécies (perda de diversidade), para a perda de espécies com hábitos especializados (e.g. diminuição de espécies com hábitos alimentares zoobentívoros) e para o consequente aumento na riqueza e abundância de organismos tolerantes às novas condições e oportunidades que foram oferecidas pelo ambiente degradado. Estas alterações são usualmente documentadas como efeitos diretos de distúrbios físicos associados à remoção e deposição de sedimentos causados pela ação mecânica de dragagens (e.g. MORGAN et al., 1983; BELLOTTO et al., 2009). De acordo com Kennish (1992) e Kjelland et al. (2015), a dragagem pode causar danos ambientais com efeitos diretos sobre os organismos e habitats, assim como efeitos indiretos associados com a degradação da qualidade da água.

O número de espécies esperado para a região (**61,9 espécies**) com base nas coletas de 2018 e 2019 (LACTEC) representa **59,5%** dos valores registrados entre abril e dezembro de 2016 (104 espécies), tendo como referência os dados levantados pela CTA/SAMARCO na mesma área de abrangência amostral. Essa perda de diversidade registrada pelo LACTEC, assim como a menor distinção taxonômica média, indica que a degradação do ambiente costeiro promoveu o estabelecimento de uma assembleia discreta (mais simples), relativamente homogênea (poucas espécies) e persistente dentro dos limites geográficos considerados pela amostragem. Estas observações são típicas de ambientes degradados com baixa heterogeneidade ambiental, o que é um resultado do desastre provocado pela deposição de sedimentos (e do rejeito) e pelo aumento da turbidez no ambiente marinho adjacente,

Os distúrbios provocados no habitat demersal também foram detectados pela comparação da composição taxonômica das assembleias de peixes (diversidade β) por meio da análise de escalonamento multidimensional não-paramétrico. A análise revelou similaridade entre as amostras obtidas em 2018 e 2019 pelo LACTEC, enquanto que o conjunto de amostragens realizadas em 2016 pela

SAMARCO/CTA (mesma abrangência espacial) ficaram distantes no espaço multivariado, indicando dissimilaridade entre este conjunto de dados. Além das diferenças geradas pela estrutura das assembleias entre os períodos considerados, fato confirmado pela análise de PERMANOVA (Pseudo-F=6,077; P=0,001; PU=998), as similaridades entre as amostras obtidas pelo LACTEC (Pseudo-t = 1,3683; P=0,061; PU=998) indicaram redução generalizada na riqueza, com concomitante aumento da abundância de táxons generalistas. A alta densidade de um organismo oportunista é um eficiente indicador de distúrbio ambiental (PIANKA, 1970).

As curvas de dominância acumulada de abundância e biomassa (ABC) (CLARKE; WARWICK, 2001) também indicaram algum grau de perturbação ambiental para a ictiofauna amostrada em 2018 e 2019 na faixa de 5 km e entre 15-20 km da foz do rio Doce. Como as curvas ABC avaliam as relações de dominância entre espécies oportunistas (tolerantes) e especialistas (sensíveis) em comunidades sob efeito de perturbações, a alta dominância (72,4% das capturas totais) de poucas espécies (*Stellifer rastrifer*, *Stellifer brasiliensis*, *Cathorops spixii*, *Paralanchurus brasiliensis*, *Ophioscion punctatissimus* e *Stellifer stellifer*) foram entendidas como um indicativo de perturbação ambiental.

As análises das categorias alimentares dos peixes também indicaram uma diminuição na riqueza e abundância de espécies zoobentívoras, o que revela mudanças nas interações tróficas em razão da diminuição da diversidade de organismos bentônicos (presas como invertebrados marinhos), o que foi provocado pelo aporte de lama (rejeito) e o aumento da turbidez na região costeira adjacente.

A diminuição nas populações de espécies de peixes costeiros de interesse comercial também foi registrada como um dano do desastre. O resultado da modelagem da produção pesqueira de *S. rastrifer*, importante recurso pesqueiro regional que foi utilizado como modelo, indica que o dano causado pelo rejeito também teve reflexo na utilização desses recursos naturais pelas comunidades de pescadores da região. Além disso, a modelagem de nicho ecológico de *Macrodon ancylodon* apontou para a diminuição da adequabilidade e da área de ocorrência da espécie no cenário o pós-desastre. Aliado aos problemas existentes relacionados com a gestão da pesca (e.g. falta de regulamentação, fiscalização ineficiente, monitoramento descontínuo), a diminuição do recurso pesqueiro pode piorar o cenário desta atividade na região e intensificar o dano sobre as comunidades de peixes costeiros.

Todos os prejuízos e alterações observadas nos biomarcadores e, portanto, nos indicadores utilizados na avaliação da condição de saúde dos organismos da ictiofauna, indicaram que as alterações ambientais promoveram danos aos indivíduos. Esses danos diferem em relação ao ponto de amostragem, o que está relacionado com as diferenças de concentração/disponibilidade de elementos provenientes da pluma de rejeito. Corroborando as alterações observadas nos diferentes biomarcadores avaliados, as concentrações dos EPTs determinadas no tecido muscular das diferentes espécies de peixes avaliadas também indicam maior prejuízo e, neste caso maior bioacumulação de EPTs, nas áreas onde ocorreu a passagem da onda de lama, com concentrações superiores as determinadas em estudos pretéritos, sejam eles de linha base ou realizados logo após a ocorrência do desastre ou, ainda, superiores aos limites máximos estabelecidos pela legislação brasileira. A incorporação de EPTs pela biota aquática, especialmente em concentrações tão elevadas como as que foram encontradas, pode causar sérios danos a outros níveis tróficos do ecossistema.

Deste modo, conclui-se que no ambiente marinho, os efeitos provenientes do desastre como os distúrbios físicos provocados pela deposição de sedimentos e aumento da turbidez, provocaram danos sobre a ictiofauna considerando diferentes **níveis hierárquicos de organização biológica, como unidades funcionais e estruturais dos indivíduos** (e.g. tecidos), populações, comunidades e ecossistemas aquáticos. De forma geral, além das alterações observadas nos indicadores das condições de saúde dos peixes e dos efeitos deletérios dos EPTs nos tecidos musculares (bioacumulação), a consequência principal foi a simplificação da biodiversidade aquática e a perda de serviços ecossistêmicos de provisão (alimentação fornecida pelo pescado), de suporte (manutenção de ambientes para a reprodução e crescimento dos peixes) e culturais (lazer e recreação da pesca, valor científico e educacional da biodiversidade aquática).

2.6 DANOS AOS QUELÔNIOS E MAMÍFEROS MARINHOS

A reprodução lenta, grande porte e longevidade dos quelônios e dos mamíferos marinhos, aliada à sua complexidade fisiológica e ecológica, faz com que as respostas a alterações ambientais sejam muito particulares e mais lentas do que o observado para outros organismos. Além disso, ao longo dos anos de vida desses animais, há o acúmulo de contaminantes disponíveis no meio aquático que pode ocasionar alterações de saúde, sobrevivência e reprodução. Essas características também devem ser consideradas no contexto do diagnóstico dos danos do desastre da Samarco, uma vez que os aproximados três anos decorridos do desastre e avaliados nesse relatório, podem (e devem) ter sido insuficientes para as respostas que se espera desses animais.

A região de abrangência do diagnóstico apresenta a ocorrência de espécies de quelônios e mamíferos marinhos, sendo que algumas delas utilizam e/ou dependem de áreas próximas da foz do rio Doce e adjacentes.

Os ecossistemas litorâneos do estado do Espírito Santo são ocupados por todas as cinco espécies de quelônios marinhos ocorrentes no Brasil: Família Cheloniidae, que agrega a tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), a tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*), a tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*) e a tartaruga-oliva (*Lepidochelys olivacea*); e Dermochelyidae, com uma única representante vivente no mundo, a tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*). As praias, as baías e os costões rochosos do estado são considerados como áreas de grande relevância para a reprodução e alimentação dessas espécies (BELLINI et al., 1990; ALMEIDA et al., 2007; THOMÉ et al., 2007). O estado se destaca ainda por abrigar um dos principais sítios reprodutivos mundiais da tartaruga-de-couro (*D. coriacea*), espécie reconhecida por ser a maior dentre todos os quelônios e considerada como criticamente ameaçada de extinção no Brasil (MMA, 2014), sendo ainda vulnerável à extinção em nível mundial, conforme a União Internacional para a Conservação da Natureza – IUCN (WALLACE; TIWARI; GIRONDOT, 2013).

Em função de sua importância como área de reprodução e alimentação das tartarugas marinhas, o litoral do estado do Espírito Santo abrange uma das principais regiões brasileiras a receber esforços de conservação pelo Projeto TAMAR. O rompimento da barragem de Fundão e o decorrente aporte de lama oriunda dos rejeitos de mineração ocasionou uma modificação rápida e intensa das condições hidrológicas e da paisagem ao longo da calha do rio Doce e, também, em seu estuário e no litoral adjacente à foz.

Os cetáceos são um grupo de mamíferos exclusivamente aquáticos que habitam praticamente todos os oceanos do mundo. É um grupo importante ecologicamente, sendo predadores de topo de cadeia e podendo consumir e reciclar uma grande quantidade de recursos alimentares (KATONA; WHITEHEAD, 1998). Os cetáceos são sensíveis a impactos antropogênicos de diversas naturezas, como emalramento accidental em aparatos de pesca, poluição química, poluição sonora, atropelamentos por embarcações e degradação de seus habitats (LODI; BOROBIA, 2013). Frequentemente este grupo tem sido utilizado como sentinela dos ecossistemas, ou seja, seu estado de saúde e sobrevivência reflete a saúde dos ecossistemas em que habitam (WELLS et al., 2004). Assim, o monitoramento destes mamíferos de vida longa e reprodução relativamente lenta é importante no contexto da presença de impactos ambientais gerados pelo homem nos ambientes marinhos.

Os elementos potencialmente tóxicos (EPTs), que foram disponibilizados no ambiente através da água pelas correntes e marés, e sedimentados no leito do mar, foram absorvidos por diversos organismos. Esses elementos foram inseridos na cadeia trófica, podendo alcançar o grupo taxonômico dos quelônios e mamíferos marinhos. Algumas espécies de quelônios marinhos se alimentam de peixes e crustáceos enquanto outras têm por hábito alimentar cnidários e algas macrófitas marinhas. Portanto, as tartarugas marinhas podem ter absorvido os EPTs via cadeia alimentar. A própria eventual contaminação das áreas de desovas desses quelônios nas praias atingidas pela pluma de rejeitos, pode vir a afetar o recrutamento de novos indivíduos. Porém, por se tratar de espécies longevas, muitos desses efeitos podem se tornar perceptíveis apenas a médio ou longo prazo. A intoxicação por elementos potencialmente tóxicos (EPTs) pode afetar negativamente e de diferentes formas as populações de cetáceos, ocasionando problemas de saúde que podem afetar a sobrevivência e reprodução dos indivíduos (REIJNDERS; AGUILAR, 2009). Por serem animais de vida relativamente longa, os efeitos de intoxicação podem se estender por décadas em determinadas populações (e.g., MATKIN et al., 2008). Entretanto, ainda são necessárias mais pesquisas básicas, de modo a estabelecer relações entre os níveis de contaminantes encontrados em tecidos de cetáceos e os efeitos da contaminação a nível demográfico e populacional (REIJNDERS; AGUILAR, 2009).

De acordo com a bibliografia, pelo menos 32 espécies de cetáceos ocorrem potencialmente na área de abrangência do diagnóstico dos cetáceos, no litoral sul da Bahia e do Espírito Santo (PETROBRAS, 2004; SICILIANO et al., 2006; NUTRIPETRO, 2013; CTA, 2016) (Apêndice F). Deste conjunto de espécies, as de maior interesse para a mensuração dos danos do rompimento da barragem em Mariana são aquelas residentes de regiões costeiras e rasas. Estas espécies se alimentam em habitats atingidos pela pluma com maior concentração de rejeitos do rompimento da barragem de Fundão, nas proximidades da foz do rio Doce. Assim, pelo menos seis espécies podem estar mais suscetíveis aos efeitos do rompimento da barragem de Fundão, por usarem as regiões costeiras e da plataforma continental do Espírito Santo e sul da Bahia em algum momento da sua vida, sendo elas: o boto-cinza (*Sotalia guianensis*), a toninha (*Pontoporia blainvillei*), o golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), o golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*), a baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) e a baleia-franca-austral (*Eubalaena australis*).

As espécies mais sensíveis são a toninha e o boto-cinza, por serem residentes de regiões costeiras e terem estes ambientes como habitat crítico, além de estarem ameaçadas de extinção. O

boto-cinza é citado na Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (Portaria do Ministério do Meio Ambiente nº444 de 17 de dezembro de 2014) como “Vulnerável” e a toninha é citada como “Criticamente Ameaçada”. Em nível global, a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) classifica o boto-cinza como espécie “Quase-Ameaçada” (SECCHI et al., 2018) e a toninha como “Vulnerável” (ZERBINI et al., 2017). Além de estar em maior risco de extinção, a toninha está no seu limite norte de distribuição e constitui uma população isolada e pequena na região sul do Banco de Abrolhos (DANILEWICZ et al., 2012).

Outra espécie de interesse é a baleia-jubarte, pois o Banco de Abrolhos é sua principal área de reprodução no Oceano Atlântico Sul ocidental (ENGEL et al., 2008; ANDRIOLO et al., 2010). A baleia-jubarte realiza migrações anuais entre áreas de reprodução e alimentação, encontrando-se em suas áreas de reprodução tropicais durante uma temporada que se concentra nos meses de julho a outubro no Hemisfério Sul, com pico de abundância em agosto e setembro (MORETE et al., 2008).

Outras espécies costeiras potencialmente afetadas incluem o golfinho-nariz-de-garrafa e o golfinho-de-dentes-rugosos. Existem poucas informações sobre estas espécies, mas sabe-se que elas ocorrem com frequência na região de estudo (ROSSI-SANTOS; WEDEKIN; SOUSA-LIMA, 2006). Diversos indivíduos do golfinho-nariz-de-garrafa identificados foram reavistados com um intervalo de até três anos em uma área da plataforma continental ao largo da foz do rio Doce (LOBO et al., 2014), o que indica que estes animais são regulares quanto ao uso desta região.

O talude continental e regiões oceânicas não foram considerados no presente estudo, embora a pluma de rejeitos tenha atingido grande extensão marinha (MARTA-ALMEIDA et al., 2016). Optou-se por não incluir os cetáceos oceânicos porque a pluma de rejeitos atingiu estes habitats mais profundos e distantes da costa de forma mais diluída. As informações disponíveis sobre cetáceos oceânicos também são escassas na literatura, embora as regiões do talude continental e oceânicas tenham maior riqueza de espécies.

O presente estudo parte da premissa de que o intenso aporte de material oriundo dos rejeitos possa ter ocasionado danos diretos e indiretos de grande magnitude sobre as populações de quelônios e cetáceos, sobre seus habitats e/ou sobre seus recursos alimentares. De maneira mais específica, o estudo busca responder às seguintes questões: a) O escoamento dos rejeitos da mineração decorrente do rompimento da barragem de Fundão ocasionou a perda direta de populações e/ou de indivíduos no ambiente marinho?; b) Em caso positivo, há como mensurar o número de indivíduos ou populações afetadas?; c) O escoamento dos rejeitos da mineração decorrente do rompimento da barragem de Fundão ocasionou a perda de habitats e/ou de áreas de alimentação e reprodução das espécies?; e) Os danos gerados são passíveis de remediação? Há possibilidade de recuperação das populações ou dos habitats afetados?; f) Quais medidas devem ser adotadas para a recuperação e/ou conservação das populações remanescentes?

O objetivo do presente estudo foi apresentar o diagnóstico dos danos ocasionados aos quelônios e cetáceos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce com base nas informações existentes até o momento. Para isto foram comparados os dados do período pré-rompimento, detalhados no relatório de linha base (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017b; BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019d), com os dados secundários e primários obtidos após o rompimento.

2.6.1 METODOLOGIA

A metodologia para a coleta e análise dos dados referentes aos quelônios e cetáceos está descrita nos próximos itens, individualmente para os dois grupos em avaliação.

O dano referente à perda de adequabilidade ambiental foi o único dano passível de mensuração para quelônios e mamíferos marinhos, e a descrição da metodologia adotada para a avaliação desse dano consta ao final desse tópico. Entende-se, no entanto, que as demais alterações verificadas nesses grupos da fauna são consequência dessa piora na qualidade do ambiente, e foram tratados de forma qualitativa.

2.6.1.1 Quelônios

Os danos estimados para ocorrer sobre os quelônios marinhos, decorrentes do rompimento da barragem do Fundão, abrangem principalmente alterações de áreas de alimentação (especialmente locais com concentração de algas e invertebrados aquáticos) pelo aporte de lama e contaminantes (tais como metais pesados, arsênico e manganês), alterações fisiológicas e sanitárias das espécies em função da ingestão ou contato com tais contaminantes e comprometimento de locais de reprodução (praias) em função do acúmulo de sedimentos finos (siltes e argilas). Assim sendo, para a identificação e mensuração de tais danos, o estudo vem sendo conduzido mediante avaliações de campo ao longo das regiões marinhas adjacentes à foz do rio Doce e em seu estuário, locais onde houve maior aporte de sedimentos oriundos da barragem.

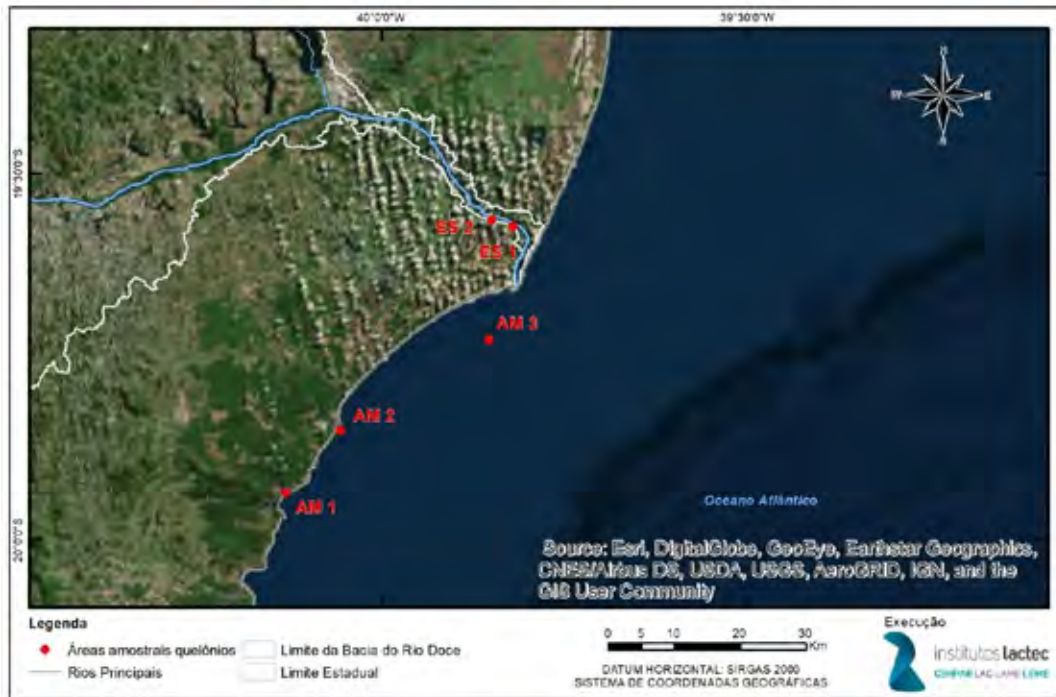
2.6.1.1.1 Área de estudo

Foram estabelecidas três áreas amostrais no ambiente marinho (uma das quais amostrada apenas durante a primeira campanha) e duas no estuário, áreas estas selecionadas considerando-se a área de abrangência da pluma de rejeitos. Até o momento, foram realizadas cinco campanhas de campo, em caráter trimestral. A Tabela 35 e a Figura 114 apresentam a relação e a distribuição dos pontos na área de estudo amostrados nestas campanhas, indicando pontos que foram relocados e/ou renomeados a partir da segunda campanha (haja vista a dificuldade encontrada para se acessar as áreas na primeira campanha).

Tabela 35 – Pontos amostrais do monitoramento de quelônios marinhos durante as campanhas de campo e suas respectivas coordenadas, no estado do Espírito Santo e área marinha. Siglas: AM=Ambiente Marinho, ES=Ambiente Estuarino. Pontos realocados em relação à primeira campanha são assinalados com *.

Sigla	Ambiente	Fuso	Coordenadas (UTM)	Campanhas
AM 1	Marinho 1 metro profundidade	24 K	0381743 / 7795353	1, 2, 3, 4
AM 2	Marinho 4 metros profundidade	24 K	0389490 / 7804723	1, 2, 3, 4
AM 3	Marinho 20 metros profundidade	24 K	0410673 / 7818482	1
ES 1 *	Estuarino	24 K	0414033 / 7830141	1
			0414021 / 7835662	2, 3, 4
ES 2 *	Estuarino	24 K	0414021 / 7835662	1
			0410979 / 7836607	2, 3, 4

Figura 114 – Áreas amostrais de quelônios marinhos. Legenda dos pontos amostrais: AM= Ambiente Marinho; ES=Estuário.



Execução: Lactec.

2.6.1.1.2 Obtenção de dados secundários

Os dados secundários foram obtidos por meio de aprofundada busca na literatura especializada sobre os grupos temáticos abordados, como livros, artigos científicos, relatórios de pesquisas, bases de dados de centros de pesquisas, teses, dissertações e monografias, dentre outras, além da utilização de imagens de satélites e mapas da área de estudo.

As seguintes fontes de dados secundários consultadas podem ser consideradas as mais utilizadas:

- Parâmetros reprodutivos das tartarugas marinhas na região da foz do Rio Doce. (TAMAR, 2017);
- Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia de Campos e Espírito Santo. (PETROBRAS, 2019);
- Diet of East Pacific Green Turtles (*Chelonia mydas*) in the Central Gulf of California, México (SEMINOFF; RESENDIZ; NICHOLS, 2002);
- Variação na dieta de tartaruga verde, *Chelonia mydas*, e o impacto da ingestão de lixo ao longo da costa brasileira (SANTOS, 2014).
- Influência do local de desova na incubação de *Dermochelys coriacea* Vandelli, 1761 (Testudines: Dermochelyidae) na Reserva Biológica de Comboios, norte do estado do Espírito Santo, Brasil (SANTOS; FERREIRA JUNIOR, 2009).
- Nesting biology and conservation of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) in Espírito Santo State, Brazil, 1988-1989 to 2003-2004 (THOMÉ et al., 2007);
- Thirty years of leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting in Espírito Santo, Brazil, 1988-2017: reproductive biology and conservation (COLMAN et al., 2019).

2.6.1.1.3 Coleta de dados primários

A pesquisa com quelônios marinhos envolveu a busca por espécimes deste grupo em situação de alimentação (Figura 115) ou desova, além de carcaças eventualmente encontradas nas praias ao longo dos três pontos amostrais, sendo um localizado dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) Costa das Algas, na Praia do Coqueiral, município de Aracruz (AM1 - Figura 116 e Figura 117); um ponto localizado próximo ao terminal de dutos da Petrobras, no molhe do Portocel (Porto Especializado em Celulose – AM2, Figura 118 e Figura 119); e um terceiro ponto localizado em mar aberto na região da foz do rio Doce (AM3 – Figura 120). Este ponto foi avaliado apenas durante a primeira campanha, considerando que as condições de profundidade e visibilidade não permitiram comprovar que as algas coletadas estavam de fato presas ao substrato.

Para registro da presença das espécies na região, foram efetuadas incursões por meio de embarcações motorizadas com deslocamento constante a aproximadamente 30 km/hora (Figura 121). Foram investigadas áreas de costões rochosos, fitais, praias, enseadas, baías e estuários, sendo a busca realizada por meio do uso de binóculos (BJORNDAL, 1995). Para tanto, dois pesquisadores se posicionaram em lados distintos da embarcação, efetuando triangulação em 90º graus a partir da proa (Figura 122). Quando do avistamento de indivíduos ou carcaças, o deslocamento era interrompido de forma que se pudesse confirmar a espécie e demais dados bióticos (p. ex., se adulto ou jovem, se macho ou fêmea, se em bom estado de saúde, dentre demais aspectos). Os dados verificados eram então registrados para somente após ser retomado o deslocamento. Os períodos de realização desta atividade deram-se geralmente entre as 8:00h e as 16:00h.

Figura 115 – Indivíduo jovem de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) registrada durante forrageio de algas marinhas macrófitas na área amostral AM2, durante a quarta campanha do monitoramento.



Fonte: Lactec.

Em terra, a busca por indivíduos mortos (carcaças) deu-se também por meio de deslocamentos em veículos ao longo de praias da região, desde que esta atividade não conflitasse com o uso público local (BJORNDAL, 1995; CAMILLO et al., 2009).

Além da busca por indivíduos, também foram realizadas amostragens de algas macrófitas nos pontos amostrais, por meio de coletas em afloramentos rochosos no primeiro, de mergulho autônomo no segundo e por meio de rede de arrasto no terceiro. Tal coleta visou avaliar danos sobre as algas

mediante presença de contaminantes que possam comprometer a dieta da tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), que sabidamente se alimenta de algas (SANTOS, 2014)

As algas coletadas foram identificadas e classificadas quanto à possibilidade de consistirem em componentes da dieta de *C. mydas*. Para tal classificação, recorreu-se à literatura disponível e a observações *in loco* de indivíduos da espécie em atividade de forrageio (e.g., SEMINOFF; RESENDIZ; NICHOLS, 2002). Uma vez confirmada a condição de constituinte da dieta, as algas foram encaminhadas para análise em laboratório quanto à presença de elementos potencialmente tóxicos.

Figura 116 – Área amostral em ambiente marinho (AM1), inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) Costa das Algas, município de Aracruz-ES.



Fonte: Lactec.

Figura 117 – Área de coleta de algas marinhas (AM1) e busca por registro de quelônios durante a terceira campanha nos afloramentos de rochas vulcânicas e corais na Praia do Coqueiral, próximo à foz do Rio Piraquê-Açu e do Refúgio da Vida Silvestre (REVIS) de Santa Cruz, Aracruz-ES.



Fonte: Lactec.

Figura 118 – Imagem da segunda área amostral em ambiente marinho (AM2), localizada no molhe do Portocel e do terminal de dutos da Petrobras, junto à praia dos hóspedes, município de Aracruz-ES.



Fonte: Lactec.

Figura 119 – Coleta de amostras de algas marinhas, durante a terceira campanha, por meio de mergulhos livres na área amostral AM2, ambiente marinho inserido na APA Costa das Algas, Aracruz-ES.



Fonte: Lactec.

Figura 120 – Coleta de algas marinhas macrófitas durante pesca de arrasto na área amostral AM3.



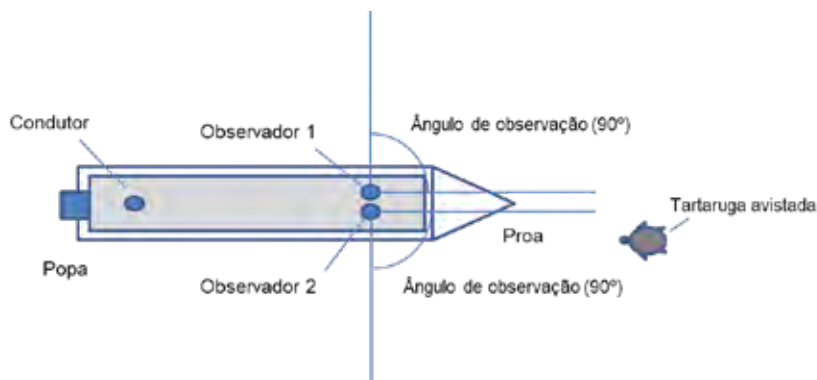
Fonte: Lactec.

Figura 121 – Busca ativa embarcada no estuário do rio Doce.



Fonte: Lactec.

Figura 122 – Esquema do modelo de busca de quelônios marinhos pelo método de triangulação a partir da proa.



Fonte: Lactec.

A identificação das algas foi realizada até o menor nível taxonômico possível. Nesse sentido, espécies de algas puderam ser identificadas a nível infragenérico. Contudo, no intuito de utilizar os estudos realizados na região por Santos (2014), no qual foram considerados os gêneros, para efeito de comparação, aqui também optamos por abordar este nível taxonômico.

Outro procedimento adotado consistiu na análise de conteúdos estomacais de indivíduos encontrados mortos nas praias (Figura 123), bem como avaliação médico-veterinária das prováveis causas de mortalidade (*e.g.*, ingestão de resíduos, colisão com embarcações, aprisionamento em redes, etc.) (*e.g.*, SEMINOFF; RESENDIZ; NICHOLS, 2002). Esta análise visa também verificar possíveis relações entre o óbito dos animais e o rompimento da barragem. Com vistas à avaliação do estágio de desenvolvimento (filhote, jovem sub-adulto ou adulto, segundo BJORN DAL, 1995), os animais encontrados foram ainda analisados quanto ao comprimento e a largura da carapaça, peso e sexo.

Figura 123 – Carcaça de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) encontrada na área amostral AM1, em estado de composição código 5, por ocasião da quarta campanha de monitoramento.



Fonte: Lactec.

No caso de encontro de carcaças de quelônios ainda em boas condições, as mesmas foram então coletadas e utilizadas como fonte de dados mediante análise laboratorial para avaliação da presença de elementos potencialmente tóxicos (Figura 124, Figura 125 e Figura 126). As análises ainda se encontram em desenvolvimento. Os resultados de tais análises deverão ser discutidos ao final do segundo ano de monitoramento.

Figura 124 – Indivíduo jovem de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) encontrado morto em praia na foz do rio Piraquê-Açu, AM1, em Aracruz-ES.



Fonte: Lactec.

Figura 125 – Tomada de medidas do indivíduo de tartaruga-verde (*C. mydas*) encontrado morto na AM1.



Fonte: Lactec.

Figura 126 – Realização de necropsia em *Chelonia mydas* encontrado morto na AM1.



Fonte: Lactec.

Além dos dados morfológicos e de dieta, outras informações biológicas sobre as espécies também foram coletadas. Tais informações referem-se, por exemplo, a dados reprodutivos, como número de desovas e recrutamento das espécies marinhas nas praias na área de estudo (Figura 127 e Figura 128). Nesse caso, as informações foram obtidas com base em dados secundários fornecidos pelo Programa de Monitoramento de Praias da Bacia de Campos e Espírito Santo (PMP-BC/ES), realizado pela PETROBRAS e/ou pelo Projeto TAMAR.

Os estudos de campo da segunda campanha tiveram início no dia 29 de setembro de 2018, tendo sido conduzidos inicialmente na região litorânea, haja vista o início da temporada de desova na região da REBIO de Comboios e da localidade de Regência, principalmente da espécie tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) e alguns poucos casos de tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*). Na ocasião, foram visitados os locais de nidificação e realizadas entrevistas com integrantes da equipe do projeto TAMAR. Por sua vez, na terceira campanha, com início em 11 de fevereiro de 2019, novamente os trabalhos foram iniciados no ambiente costeiro, tendo sido efetuado o acompanhamento de nascimentos de novas proles na região de Regência Augusta - ES.

Figura 127 – Filhote neonato de tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) observado em abertura de ninho durante a terceira campanha em Regência Augusta/ES.



Fonte: Lactec.

Figura 128 – Filhotes neonatos de tartaruga-cabeçuda (*C. caretta*) se deslocando para o mar, após abertura de ninho acompanhada pela equipe de campo, durante a terceira campanha, na praia de Regência.



Fonte: Lactec.

Além das observações diretas, ao longo do trabalho também contou-se com auxílio dos profissionais da equipe de Ictiologia, os quais foram instruídos a efetuarem, sempre que possível quando do avistamento de quelônios, notas sobre aspectos gerais das espécies (coloração, forma do corpo, forma de retração da cabeça, desenhos da carapaça, tamanho, dentre outros), registro do local nas áreas amostrais mediante GPS e fotografias.

Por fim, em cada área amostral moradores e frequentadores foram entrevistados, visando à obtenção de informações acerca da ocorrência das espécies de quelônios antes e após o rompimento da barragem de Fundão e a passagem da lama de rejeitos. Nestas entrevistas foram realizadas, de início, descrições livres das características das espécies, para somente após serem utilizadas pranchas e fotografias dos quelônios com possibilidade de ocorrência na região. Este procedimento visou maior confiabilidade das informações, uma vez que muitos entrevistados, no ensejo de querer colaborar com o estudo, podem por vezes informar a presença de espécies que não ocorram de fato na região. Permitiu-se ao entrevistado discorrer livremente sobre as condições de registro de cada espécie (local, época, horário, condições do local, forma de registro) (BATISTELLA, 2008; OLIVEIRA et al., 2018).

Em relação à análise dos danos incidentes sobre as tartarugas marinhas, decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, alguns indicadores foram adotados, conforme segue:

- a) Confronto entre registros de espécies na literatura com os dados obtidos nos trabalhos de campo. A constatação da permanência ou não de tais espécies na área fornece evidências sobre a incidência ou não de danos sobre as mesmas.
- b) Avaliação das condições atuais das áreas afetadas pela pluma. A presença remanescente de resíduos decorrentes do rompimento da barragem em áreas consideradas como relevantes para alimentação ou abrigo das espécies (tais como bancos de algas ou praias aonde ocorram processos reprodutivos) pode indicar impactos potenciais sobre as mesmas.
- c) Confronto entre informações obtidas mediante entrevistas e dados de campo. As entrevistas podem fornecer evidências da presença de espécies antes ou após o rompimento da barragem. Entretanto, deve-se tomar o cuidado para que tais entrevistas expressem as reais condições das áreas avaliadas. Desta forma, os dados serão considerados como fundamentados mediante um mínimo de três entrevistas que sejam concordantes entre si.
- d) Avaliação da *causa mortis* de indivíduos encontrados em óbito. A análise de carcaças de animais encontrados mortos pode indicar a permanência de danos ao longo do tempo. Indicativos da incidência de impactos podem consistir em danos aos sistemas respiratórios, digestórios e/ou aos olhos em função da presença de lama, ausência de conteúdo alimentar no tubo digestório (em função da indisponibilidade de recursos alimentares nas áreas afetadas), danos a órgãos moles (e.g., fígado e pulmões) em função da presença de elementos contaminantes (p.ex., metais pesados), dentre outros aspectos. Entretanto, o encontro de um ou poucos indivíduos com essas condições não necessariamente atestará a incidência do impacto.
- e) Presença de populações reprodutivamente ativas e taxas de recrutamento e sucesso reprodutivo nas praias locais.

2.6.1.2 Cetáceos

Dentre os parâmetros que foram levantados e analisados em cetáceos estão: número de encaixes, dosagem de EPTs em tecidos, prevalência de lesões, prevalência de animais com sinais de inanição (costelas aparentes), frequência numérica e biomassa de presas de cetáceos, adequabilidade do habitat, taxa bruta de natalidade e abundância de populações.

A escala temporal utilizada para avaliação dos danos seguiu o padrão de outras áreas temáticas do presente diagnóstico, consistindo de cinco períodos: P0 (pré-desastre), P1 (nov/15 a mar/16), P2 (abr a dez/16), P3 (2017) e P4 (2018).

2.6.1.2.1 Área de estudo

A área de estudo definida para a realização do diagnóstico de cetáceos foi a região entre o norte do Banco dos Abrolhos (17,4°S), estado da Bahia, e o limite sul do estado do Espírito Santo (21,3°S).

A extensão de área de estudo é justificada pelos grandes deslocamentos dos cetáceos. A baleia-jubarte desloca-se por amplas extensões em sua área de reprodução na costa brasileira (ZERBINI et

al., 2006). O golfinho-nariz-de-garrafa pode percorrer mais de 1.600 km em 15 dias, chegando a cobrir mais de 100 km em um único dia (CREMER et al., 2018). Em contraste, o boto-cinza possui áreas de vida relativamente pequenas, entre 10 e 20 km² (FLORES; BAZZALO, 2004), sendo residente e fiel ao uso de determinadas regiões costeiras (e.g., ROSSI-SANTOS et al., 2007).

A natureza fluida do meio aquático, na qual contaminantes podem se dispersar pelas correntes marítimas, também justifica a extensão da área de estudo. A revisão bibliográfica foi realizada para esta área. Na mesma ocorreram as coletas de amostras de animais encalhados para dosagem de contaminantes. Amostras de regiões distantes da foz do rio Doce serviram de controle espacial, dada a escassez de amostras do período pré-rompimento (controle temporal).

A área de estudo para o diagnóstico populacional por meio de embarcações no período pós-rompimento da barragem abrangeu uma região menor, entre a barra do rio Piraquê-Açú (19,96°S), e ao norte da foz do rio Doce, até próximo de Pontal do Ipiranga (19,31°S), totalizando aproximadamente 70 km de extensão de costa (Figura 129). O limite externo da área de estudo foi definido como a isóbata de 30 metros. A definição desta área de estudo visou abranger a distribuição dos golfinhos costeiros como o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e a toninha (*Pontoporia blainvillei*). Na prática, a região mais ao norte da área de estudo foi menos amostrada, dada a escassez de portos abrigados na região ao norte da foz do rio Doce e as restrições de navegação para entrada e saída da barra do rio Doce.

Figura 129 – Área de estudo das saídas de amostragem embarcada de cetáceos na região da foz do rio Doce no período pós-rompimento da barragem de Fundão. Fonte Google Earth.



Execução: Lactec.

2.6.1.2.2 Obtenção de dados secundários

Os dados secundários utilizados para cetáceos foram obtidos por meio de revisão bibliográfica. A busca abrangeu livros, artigos publicados em periódicos nacionais e internacionais, teses de doutorado e dissertações de mestrado, monografias, trabalhos publicados em eventos técnicos e acadêmicos e documentos técnicos como relatórios de monitoramento ambiental, estudos de impactos, entre outros.

Os dados coletados no âmbito de diferentes projetos realizados na região da foz do rio Doce também foram solicitados pelo MPF-MG às instituições executoras ou detentoras dos mesmos, como a Petrobras, Instituto Baleia Jubarte e CTA Serviços em Meio Ambiente. Dentre os projetos com informações disponíveis, destacam-se os dados obtidos por meio das seguintes condicionantes ambientais:

- a) Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia de Campos e Espírito Santo (PMP/ES-RJ): com dados de enalhes de cetáceos na região costeira do ES e RJ, monitorada sistematicamente entre 2010 e 2016, por conta de atividades de produção de óleo e gás pela Petrobras (SCITECH, 2017);
- b) Monitoramento de cetáceos na rota costeira de navios-barcaça que realizam transporte de Eucalipto e derivados entre Belmonte (BA) e Barra do Riacho (ES) entre 2011 a 2018, provenientes de uma condicionante ambiental para operação do Terminal Marítimo de Belmonte (TMB) na Bahia, empreendido pela empresa Veracel Celulose e Norsul Navegação e executado pelo Instituto Baleia Jubarte. A coleta seguiu a metodologia de transecções lineares com amostragem de distâncias, que consiste na contagem de grupos de maneira sistemática e padronizada ao longo da rota (ver BEZAMAT; WEDEKIN; SIMÕES-LOPES, 2015);
- c) Monitoramento do Terminal Aquaviário de Barra do Riacho (TABR): dados de avistamentos de cetáceos por ponto fixo e saídas embarcadas entre 2011 e 2012 devido à condicionante ambiental da construção de um terminal portuário da Petrobras.

2.6.1.2.3 Coleta de dados primários

Foram realizadas saídas embarcadas para coleta de dados primários sobre cetáceos entre dezembro de 2017 (P3) e outubro de 2018 (P4), totalizando 21 dias de mar (Tabela 36). Para o levantamento de informações pós-desastre, foram realizados esforços visuais de procura e observação de cetáceos a partir do ponto mais alto de embarcações de 8 a 12 metros de comprimento, casco de madeira ou fibra, e motorização a diesel de centro (Figura 130). A embarcação percorreu rotas visando cobrir a área de estudo a uma velocidade constante de 6 a 10 nós. O esforço amostral foi realizado sempre com condições climáticas favoráveis, como ausência de chuva e estado do mar máximo de 4 na escala Beaufort (ventos de até 16 nós).

Foram percorridas pouco mais de 974 milhas náuticas (cerca de 1.804 km) em esforço de observação de cetáceos. Em apenas um dos dias não foi possível observar grupos de cetáceos, sendo que no restante das saídas (95%) foram observados mais de um grupo (média de cerca de cinco grupos observados por dia). Um total de 97,3% dos grupos detectados pôde ser identificado ao nível de espécie. Quatro espécies foram observadas durante as saídas, sendo a mais comum o boto-cinza (*Sotalia guianensis*), com 102 grupos observados (91,1% do total de avistagens). As outras espécies observadas incluíram quatro grupos da baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*), dois da toninha (*Pontoporia blainvillei*) e um do golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*).

Tabela 36 – Esforço amostral e número de grupos de cetáceos observados durante as Campanhas 1 a 4 de avistagem na região marinho-costeira da foz do rio Doce.

Data	Campanha	Embarcação	Esforço (horas)	Esforço (milhas náuticas)	Número de grupos	Número de indivíduos
07/12/17	1	Jalene	03:15	12,4	0	0
08/12/17	1	Riacruz II	10:15	57,5	6	57
10/12/17	1	Riacruz II	08:45	39,2	9	54
11/12/17	1	Riacruz II	09:45	57,5	5	15
15/12/17	1	Riacruz II	09:15	54,0	3	23
20/02/18	2	Riacruz II	09:20	42,5	6	44
21/02/18	2	Riacruz II	09:20	47,9	5	26
23/02/18	2	Riacruz II	08:15	41,6	6	42
26/02/18	2	Riacruz II	11:05	57,8	7	48
28/02/18	2	Riacruz II	05:40	19,3	3	20
01/03/18	2	Fênix VI	07:15	55,3	5	55
11/06/18	3	Riacruz II	08:05	37,9	4	40
12/06/18	3	Fênix VI	09:25	103,1	4	17
14/06/18	3	Riacruz II	08:45	39,58	6	38
16/06/18	3	Riacruz II	08:40	42,22	2	9
20/06/18	3	Riacruz II	09:20	42,58	7	35
21/06/18	3	Riacruz II	08:35	42,42	5	94
22/06/18	3	Max	03:30	32,12	2	90
22/10/18	4	Soberano	09:35	52,9	11	43
23/10/18	4	Soberano	09:00	48,15	9	71
24/10/18	4	Soberano	07:55	48,38	7	27
TOTAL		-	175:00	974,3	112	848
MÉDIA		-	8:20	46,4	5,3	40,4

A amostragem geralmente começava no início da manhã e se estendia até o final da tarde, com ao menos três observadores experientes procurando por cetáceos ao longo da rota. As buscas foram feitas a olho nu e eventualmente com auxílio de binóculos (8x42). A amostragem foi controlada pela hora de início e final de esforço e pelo total de milhas náuticas percorridas (por meio do odômetro do GPS). As rotas também foram registradas pela função *track* do GPS e integradas em um sistema de informações geográficas (SIG), evitando que uma rota cobrisse a mesma região em dias consecutivos.

As condições ambientais durante as saídas foram registradas na ficha de campo no início da amostragem ou quando houvesse mudanças no decorrer da atividade. Os parâmetros registrados incluíram o estado do mar na escala Beaufort, as condições do tempo (cobertura de nuvens e presença/ausência de chuva) e o percentual de reflexo do sol no campo de observação. A partir da Campanha 2 também foram coletados oportunisticamente a transparência em metros (com um Disco de Secchi) e a turbidez em NTU (usando um turbidímetro digital portátil) nos locais de avistagem de cetáceos ou em pontos ao longo da rota de amostragem.

Assim que um grupo de cetáceo era avistado, registrava-se a hora, posição geográfica, tamanho do grupo, presença de filhotes, comportamento predominante (descritos em DAURA-JORGE et al.,

2005) e a espécie (ou o menor nível de identificação taxonômica possível). A embarcação iniciava a aproximação para foto-identificação individual, que consistia em tirar fotografias da nadadeira dorsal de pequenos cetáceos (Figura 131). A identificação individual de cetáceos foi realizada por meio de marcas naturais na região posterior da nadadeira dorsal, que apresenta marcas únicas e relativamente estáveis decorrentes da perda de tecido por contato social entre indivíduos da mesma espécie (LOUGHLIN et al., 2010). A foto-identificação foi realizada usando-se câmeras digitais SLR e lentes zoom (200-500 mm, 70-300 mm, 18-140 mm).

Fotos de intervalo foram feitas para separar as foto-identificações dos grupos detectados. Um grupo de golfinhos foi definido como todos os animais que estivessem em uma mesma região, definida pelo alcance visual, geralmente com o comportamento similar, mas nem sempre sincronizado. Frequentemente é possível identificar pequenos subgrupos com nado sincronizado e a uma distância entre indivíduos nadando lado-a-lado de menos de dois corpos de distância (aproximadamente 4 metros).

A ocorrência e prevalência de doenças e lesões na pele de boto-cinza foram avaliadas por meio das fotografias tiradas durante o monitoramento embarcado desenvolvido entre 2017 e 2018. As lesões encontradas foram descritas segundo sua morfologia, levando-se em consideração a coloração e o formato das lesões, seguindo as nomenclaturas de acordo com a literatura. Nesse estudo não foram levadas em consideração as marcas de interação intraespecífica, bem como as lacerações em nadadeira dorsal já cicatrizadas usadas para identificação individual.

Figura 130 – Embarcação “Riacruz II”, utilizada na maior parte da amostragem de cetáceos na região da foz do rio Doce. Note o pesquisador de pé na proa da embarcação realizando a foto-identificação de um grupo de botos-cinza.



Fonte: Lactec.

Figura 131 – Exemplos de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) identificados individualmente entre 2017 e 2018 na região costeira da foz do rio Doce.



Fonte: Lactec.

2.6.1.2.4 Análises estatísticas

Para estimar a abundância do boto-cinza foram construídos modelos de marcação-recaptura para populações fechadas, assumindo-se que no período amostral de um ano de estudo não houve mortes, nascimentos, imigração ou emigração (AMSTRUP; MCDONALD; MANLY, 2005). Este período amostral de um ano tem sido usualmente utilizado como período fechado por conta da expectativa de vida longa dos botos-cinza (pode chegar a mais de 30 anos de idade) e pelas altas taxas de sobrevivência verificadas de ano pra ano (ver CANTOR et al., 2012). Estes modelos consideraram diferentes fatores que podem interferir nas probabilidades de captura dos botos, como o tempo, comportamento em relação à primeira captura e a heterogeneidade individual.

Os modelos considerados foram construídos usando diferentes combinações de variáveis explanatórias. Estes modelos correspondem a diferentes hipóteses para os dados e uma das principais etapas da análise consiste em selecionar o melhor modelo, que melhor se ajustou aos dados e, portanto, corresponde à hipótese mais plausível para representar a realidade descrita pelos dados. Para selecionar o melhor modelo foi usado o Critério de Informação de *Akaike* corrigido para pequenas amostras (AICc), que encapsula em um único valor o grau de ajuste dos modelos aos dados, penalizada pelo número de parâmetros do modelo (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Ou seja, busca-se o modelo que melhor explica os dados com o menor número de parâmetros (princípio da parcimônia). O melhor modelo é aquele que tem o menor valor de AICc. O delta AICc mede a diferença do AICc do modelo em relação ao AICc do melhor modelo (que tem delta AICc igual a zero). Convencionou-se que todos os modelos com delta AICc menor que dois são considerados modelos plausíveis e válidos (BURNHAM; ANDERSON, 2002).

Para estimativa dos parâmetros do melhor modelo de abundância, foram usados métodos Bayesianos, por serem mais robustos em casos de escassez de dados (baixa taxa de recaptura). Foi usado o método de Monte Carlo com Cadeias de Markov (MCMC), usando três cadeias com 10.000 iterações, com eliminação das 1.000 primeiras iterações de cada cadeia. As *prioris* do modelo Bayesiano foram não informativas.

A estimativa de abundância considerando os animais marcados não levou em consideração os indivíduos sem marcas na nadadeira dorsal. Estes animais com nadadeiras dorsais “lisas” ou não-marcados consistem de filhotes e jovens, que ainda não adquiriram marcas em sua nadadeira dorsal. Para incorporar estes indivíduos não-marcados, calcula-se a proporção de indivíduos marcados em cada grupo, dividindo o número de animais marcados pelo número total de indivíduos (CANTOR et al., 2012).

Para a correção da estimativa de abundância, divide-se a estimativa de abundância de animais marcados pela proporção de animais marcados, resultando na correção da estimativa. Também é necessário fazer a correção dos erros, que são inflados pelo método Delta (ver CANTOR et al., 2012).

Para a modelagem estatística dos dados de encalhes foram usados modelos generalizados lineares – GLM (MCCULLAGH; NELDER, 1989), que permitem verificar quais variáveis explicativas têm relação com uma determinada variável resposta, que neste caso foi definida como o número de encalhes de botos-cinza ou de toninhas por ano em cada região geográfica do monitoramento. O número de encalhes foi corrigido pela extensão do trecho costeiro monitorado (em km e transformado pelo logaritmo natural) através da inclusão de um termo “*offset*” no modelo. A distribuição dos erros residuais

utilizada foi a Poisson e as análises foram realizadas usando o programa R (R Core Team, 2016). Foram gerados dois conjuntos de modelos, um para cada espécie (boto-cinza e toninha) separadamente. O melhor modelo foi escolhido com base no menor valor de AICc.

2.6.1.3 Avaliação dos danos

Para a identificação e mensuração da perda de qualidade dos habitats marinhos, foram utilizados dois indicadores: a tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), selecionada por frequentar a região ao longo de todo o ano, principalmente para alimentação dos juvenis, os quais se alimentam de algas marinhas macrófitas que se desenvolvem incrustadas em rochas e corais; e o boto-cinza (*Sotalia guianensis*), selecionado devido à sua vulnerabilidade e à sua preferência, residência e fidelidade de uso dos habitats da foz do rio Doce. Inicialmente foi estimada, através da Modelagem de Nicho Ecológico, a distribuição potencial das duas espécies na área de estudo (com base em registros de ocorrência) e sua relação com 17 variáveis físico-químicas relacionadas a batimetria, temperatura, salinidade e plano de curvatura (curvatura do fundo oceânico). Além disso, foram utilizadas variáveis com o objetivo específico de estimar a influência do desastre na distribuição da espécie, são elas: (i) absorção total, (ii) clorofila A, (iii) transparência - profundidade do disco de Secchi, (iv) sólidos suspensos e (v) turbidez. Como resultado, foram elaborados mapas de adequabilidade ambiental comparando os cenários pré-desastre (P0) e pós desastre (P1 – até março de 2016; P2 – entre março de dezembro de 2016).

Para as áreas onde foi identificada a perda de adequabilidade, a intensidade das alterações foi classificada, considerando o período P1, e utilizadas para classificar a gravidade do dano conforme descrito na Tabela 37. Os cenários entre P2 e P1 foram utilizados para a avaliação da reversibilidade e tendência de evolução do dano. Detalhes da metodologia e resultados das modelagens podem ser consultados no Documento Suplementar MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICOS.

Tabela 37 – Categorias do dano de perda de adequabilidade ambiental para mamíferos e quelônios marinhos.

Categoria	Descrição
Pouco grave	Alterações de intensidade leve - perda inferior a 20% - para as duas espécies.
Grave	Alterações de intensidade moderada - perda entre 20 e 40% - para ao menos uma das espécies.
Gravíssimo	Alteração de intensidade severa - perda acima de 40% - para as duas espécies.

2.6.2 DEGRADAÇÃO DA QUALIDADE DE HÁBITATS DE QUELÔNIOS E MAMÍFEROS MARINHOS

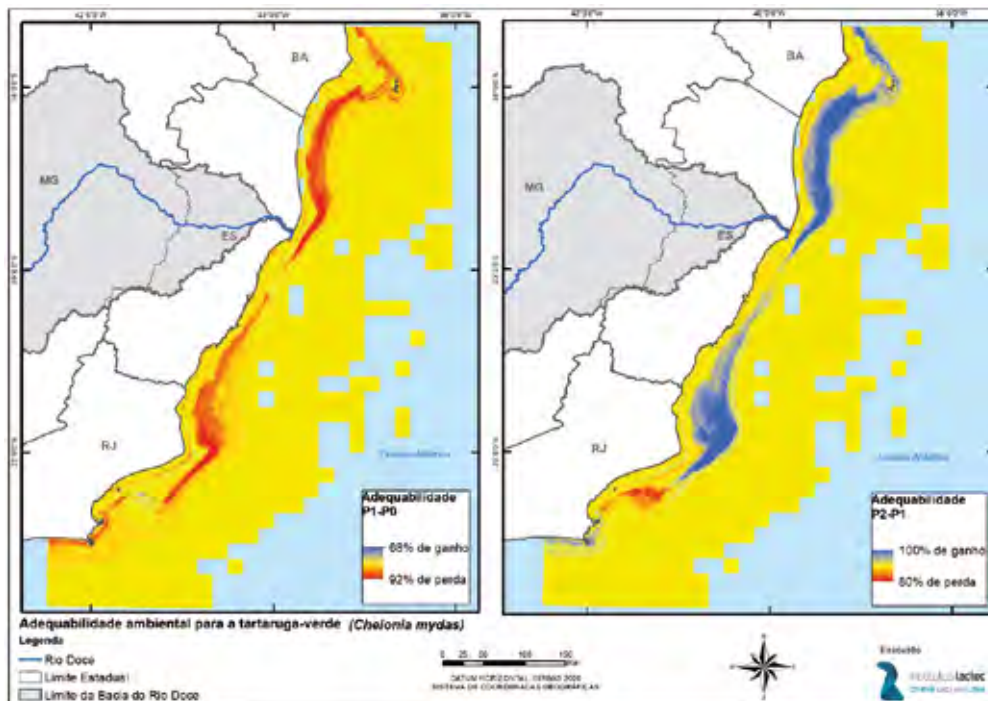
O principal dano decorrente do rompimento da barragem de Fundão aos quelônios e mamíferos marinhos, identificado até o momento, foi a degradação dos seus habitats. Dentre os quelônios, a tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) foi considerada indicadora desse dano pois frequenta a região de estudo ao longo de todo o ano, principalmente para alimentação dos juvenis. Já as espécies de mamíferos marinhos mais vulneráveis à degradação ambiental na área de estudo são os pequenos cetáceos costeiros, como o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e a toninha (*Pontoporia blainvillei*), pois são espécies residentes de áreas próximas da costa e se alimentam exclusivamente em regiões costeiras e estuarinas. As três espécies apresentam interesse para a conservação pelo *status* de ameaçadas de extinção, segundo a lista oficial brasileira.

Uma série de métodos foi empregada e uma grande diversidade de parâmetros foi utilizada para a realização do diagnóstico dos danos aos diferentes ambientes e organismos. Para alguns grupos biológicos estudados, os parâmetros utilizados foram consistentes em informar alterações nos organismos, populações e comunidades, e puderam ser utilizados como indicadores dos danos, assim como descrito ao longo desse relatório. No caso dos quelônios e mamíferos marinhos, devido às particularidades desses grupos já descritas anteriormente, os efeitos do desastre e da consequente degradação ambiental, provavelmente levarão mais tempo para serem detectados em nível populacional. Além de efeitos demográficos de longo prazo, os danos podem ser sub-letais, com a deterioração do estado de saúde dos indivíduos, por exemplo. Os métodos de modelagem de biodiversidade são uma alternativa a estudos de longo prazo. Dessa forma, a modelagem de nicho ecológico foi eficiente em indicar como os habitats marinhos e costeiros foram prejudicados, utilizando como indicadores duas espécies: a tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) e o boto-cinza (*Sotalia guianensis*).

Os resultados das modelagens de nicho mostraram no período P1 (logo após o desastre até março de 2016), áreas de perda de adequabilidade ambiental tanto para *C. mydas* quanto para *S. guianensis*, ao sul e ao norte da foz do rio Doce quando comparadas com o P0 (mapas à esquerda, Figura 132 e Figura 133). Áreas em tons de vermelho indicam perda e em azul ganho de adequabilidade ambiental.

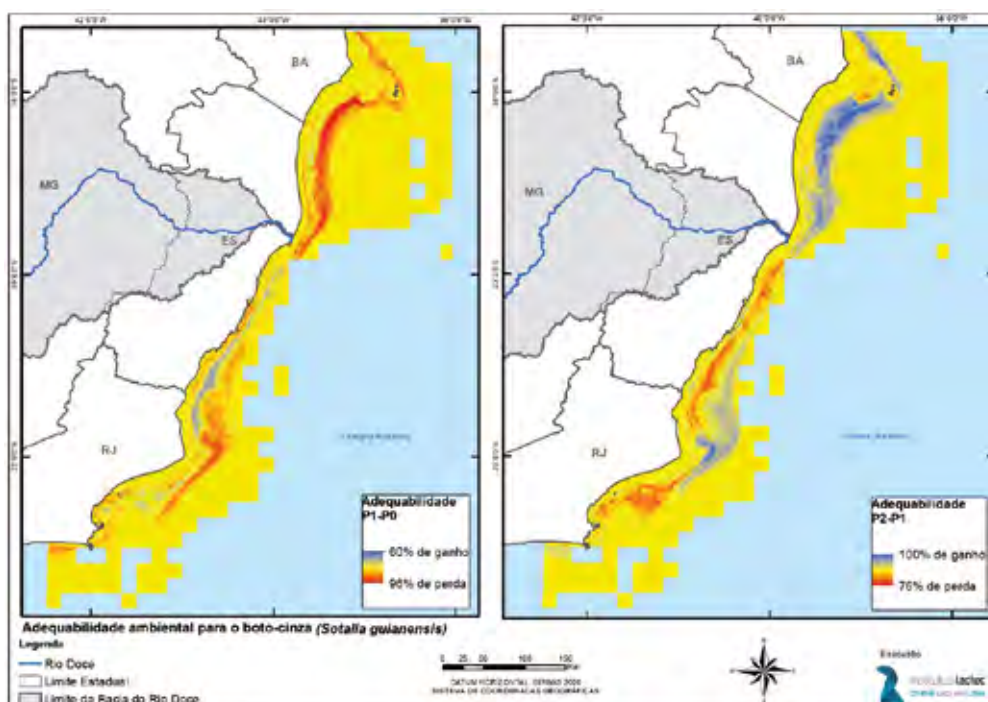
Quando comparados os cenários P2 e P1 é possível observar o ganho de adequabilidade dos habitats das duas espécies, em uma grande área, e esse resultado indica a tendência de redução do dano. Porém, ainda ocorreram áreas de perda, indicando que não houve a reversão total do dano, ao menos até dezembro de 2016 (mapas à direita, Figura 132 e Figura 133).

Figura 132 – Alterações na adequabilidade dos habitats da tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) na região de estudo.



Execução: Lactec.

Figura 133 – Alterações na adequabilidade dos habitats do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na região de estudo.

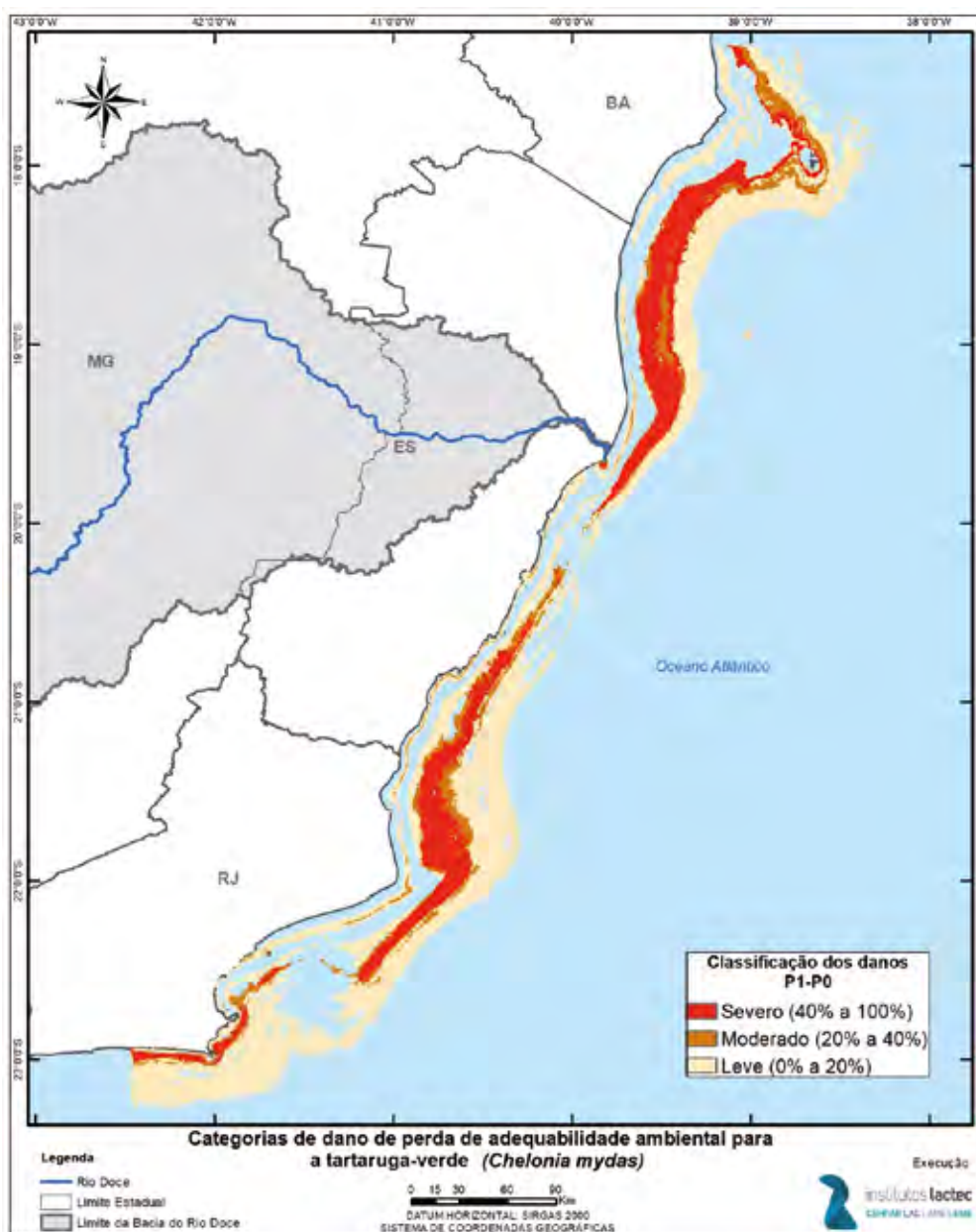


Execução: Lactec.

As áreas de perda de adequabilidade ambiental em P1 foram classificadas de modo a mensurar o dano e definir a sua gravidade.

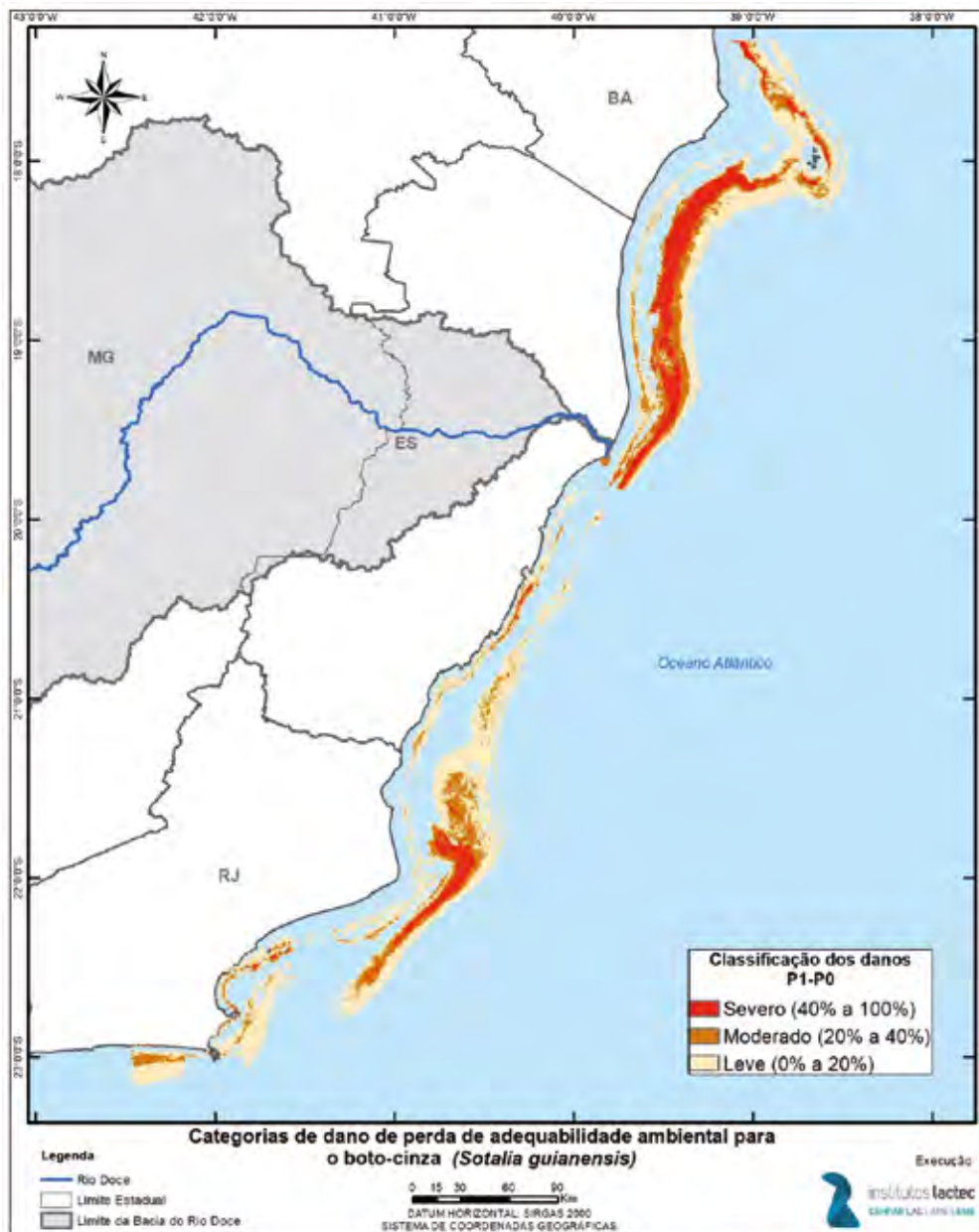
De toda a área modelada, as áreas totais de ocorrência para a tartaruga-verde e para o boto-cinza antes do desastre (P1) era de 44.085,13 km² e 35.363,04 km² respectivamente, calculadas a partir da área do pixel multiplicada pelo número total de pixels. Foi possível verificar a ocorrência de dano em 29.731,00 km² para *C. mydas*. Dessa área, 22% apresentaram dano severo (ou 6.460 km²), 12% apresentaram dano moderado (ou 3.598 km²) e 66% apresentaram dano leve (ou 19.673 km²). Já para *S. guianensis* foi possível verificar a ocorrência de dano em 18.973,00 km². Dessa área, 12% apresentaram dano severo (ou 2.343 km²), 22% apresentaram dano moderado (ou 4.267 km²) e 65% apresentaram dano leve (ou 12.363 km²) (Figura 134 e Figura 135).

Figura 134 – Categorias de perda de adequabilidade ambiental para a tartaruga-verde (*Chelonia mydas*).



Execução: Lactec.

Figura 135 – Categorias de perda de adequabilidade ambiental para o boto-cinza (*Sotalia guianensis*).



Execução: Lactec.

Conforme a escala de gravidade, houve ocorrência de alterações de intensidade severa para ambas as espécies e, dessa forma, o dano de perda de qualidade dos habitats marinhos foi considerado gravíssimo. Conforme descrito, o dano apresentou tendência de redução e com reversão parcial no cenário P2.

É importante ressaltar que os resultados das modelagens de nicho não consideraram de forma direta a presença de EPTs no ambiente e alguns outros parâmetros relevantes para esses animais (por limitações do método de modelagem) no contexto do desastre. A presença de EPTs no ambiente pode acarretar em danos cumulativos a médio e longo prazo a estes organismos e outros que ocupem o mesmo nicho ecológico, de forma direta ou por meio da alimentação de organismos de trópicos inferiores, como as algas, macrofauna benthica, peixes, entre outros. Portanto, a gravidade do dano de perda de qualidade dos habitats pode ser ainda maior do que os resultados da modelagem sugerem,

devendo ser avaliados em conjunto com os demais resultados obtidos em campo e descritos adiante nesse relatório.

É necessário considerar, além disso, que eventos extremos de chuvas e cheias podem gerar novo declínio nas condições ambientais desses habitats, por meio de novo aporte de volume significativo de rejeitos, remobilizados pela maior vazão do rio. O ganho de adequabilidade ambiental verificada com a modelagem em P2 se comparada a P1 sugere que os animais utilizavam, ou voltariam a utilizar a região nesse período, e estariam expostos aos danos relacionados à contaminação por elementos potencialmente tóxicos. De fato, a ocorrência desses animais vem sendo observada ao longo do monitoramento, próximo à foz do rio Doce.

As observações de ocorrência de espécimes juvenis de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) em situação de forrageio, principalmente na APA da Costa das Algas, têm demonstrado uma densidade populacional média constante ao longo de todas as campanhas realizadas até o momento. Porém, o aumento da turbidez da água tende a dificultar a visualização dos alimentos pelas tartarugas e, consequentemente, pode afastar espécimes da região. Entretanto a confirmação desta hipótese também demanda a continuidade dos estudos.

Em relação aos cetáceos, a região marinho-costeira da foz do rio Doce foi identificada como habitat crítico do boto-cinza e da toninha, incluindo as águas mais turvas próximas da foz do rio. O boto-cinza utilizava intensivamente esta região no período anterior ao rompimento da barragem de Fundão (ROSSI-SANTOS; WEDEKIN; SOUSA-LIMA, 2006) e continuou utilizando após a chegada da pluma de rejeitos ao mar até o período mais recente, área que foi monitorada por meio de saídas embarcadas. Devido à preferência, residência e fidelidade de uso destes habitats por esta espécie, a população de botos que usa a região da foz do rio Doce foi exposta à descarga de rejeitos.

Nos próximos itens serão descritos os resultados obtidos com base em dados secundários e nos monitoramentos realizados pelo Lactec na área de estudo, considerando os possíveis efeitos letais e não-letais para os dois grandes grupos, quelônios e cetáceos.

2.6.2.1 Quelônios

A região da foz do rio Doce, contemplando desde seu estuário até os ecossistemas marinhos adjacentes, recebeu uma elevada quantidade de lama oriunda do rompimento da barragem de Fundão. Este sedimento derivou para diferentes regiões em função da dinâmica regional das marés, chegando a se depositar em parte das praias e em costões rochosos da região. Tais ambientes consistem em áreas de nidificação e alimentação dos quelônios marinhos, sendo que a lama pode ter gerado perdas importantes desses habitats, com consequências sobre a dinâmica das espécies.

No caso específico das praias, a deposição da lama, rica em argilas e sedimentos finos, pode implicar em comprometimento do desenvolvimento dos ovos dos quelônios. A granulometria das praias é, sabidamente, um fator de grande relevância para o desenvolvimento dos embriões, haja vista a permeabilidade do sedimento para a difusão de oxigênio ou para as trocas de calor, essenciais para a embriogênese e para a definição do sexo dos animais (MILTON; SCHULMAN; LUTZ, 1997; SANTOS; FERREIRA-JUNIOR, 2009). Muitas espécies de quelônios apresentam associação intrínseca com as condições granulométricas das praias, condição selecionada ao longo da evolução das espécies (MILTON;

SCHULMAN; LUTZ, 1997, 1997), sendo esta particularmente relevante no caso da tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*) (SANTOS; FERREIRA-JUNIOR, 2009).

O relatório da Fundação Renova (2018a) informa que, em relação às praias nas proximidades da foz do rio Doce, tem sido observada uma retrogradação da linha de costa que tem se intensificado nas últimas temporadas, a qual pode afetar a escolha da área de desova pelas fêmeas e aumentar o número de perdas por maré, caso não haja manejo dos ninhos de tartarugas nessas áreas (transferências para locais seguros). Já na praia de Comboios, foi observada uma mudança das características morfológicas e texturais da praia, com formação de uma lagoa paralela à costa e que resultou em uma redução significativa das desovas no trecho. Segundo o estudo, as fêmeas subiam até a praia, procuravam local para nidificação, mas a maioria retornava ao mar sem depositar os ovos, comportamento nunca observado antes no local.

Não se descarta a possibilidade de o fenômeno acima ser decorrente da deposição de rejeitos da barragem de Fundão sobre as praias. Em um estudo sobre a deposição de sedimentos em função do rompimento da barragem, realizado pela GOLDER (2016), houve de fato intensa deposição de partículas siltosas e argilosas sobre as praias nas proximidades da foz do rio Doce, com efeitos diretos sobre a percolação do oxigênio no ambiente originalmente arenoso. É sabido que a granulometria da areia das praias tem influência direta sobre a desova de quelônios marinhos, com especial referência a *Dermochelys coriacea* (SANTOS; FERREIRA-JUNIOR, 2009). Entretanto, o recente estudo de Colman et al. (2019) indica que não houve perda das taxas reprodutivas dessa espécie após o rompimento da barragem de Fundão. Deve-se salientar, nesse sentido, que a deposição de sedimentos ocorreu apenas na linha de batimento da maré nas praias, enquanto os ninhos de quelônios marinhos são estabelecidos em faixas acima dessa linha (*i.e.*, áreas livres das ondas). Desta forma, descarta-se a possibilidade de a deposição de sedimentos ter afetado o sucesso dos ninhos em si, muito embora possa ter gerado alguma alteração no comportamento natural dos quelônios no momento da subida às praias.

Já em relação aos costões rochosos, os mesmos são áreas amplamente revestidas por fitais (bancos de algas), os quais ainda servem de abrigo a diversas espécies de peixes e invertebrados aquáticos. Tais elementos são componentes essenciais da dieta dos quelônios da família Cheloniidae, os quais exploram esses ambientes na busca por recursos. Ao serem cobertos pela lama, tais áreas podem experimentar perdas da biomassa vegetal e animal, com consequentes reflexos sobre as tartarugas. Entretanto, não se pode precisar qual a extensão das áreas de fitais cobertas pela lama, uma vez que não houve registro dessa informação após o acidente. Além disso, a forte influência da maré e das correntes marinhas nesses ambientes deve ter promovido uma rápida remoção dos sedimentos do mesmo, impossibilitando a análise mesmo em curto prazo.

Os dados obtidos ao longo do presente estudo, considerando tanto as informações de campo quanto as secundárias, sugerem portanto que a perda de habitats marinhos, caso tenha ocorrido, foi uma condição temporária e/ou de pequena magnitude. Os dados sobre reprodução de quelônios (em especial as taxas de eclosão), conforme apresentado no dano descrito anteriormente, sugerem que a deposição de lama nas praias não chegou a interferir no recrutamento em si, uma vez que a lama ocupou apenas as áreas entre-marés, ao passo em que as tartarugas desovam acima desta linha da praia (SANTOS; FERREIRA-JUNIOR, 2009).

2.6.2.1.1 Avaliação da Riqueza de Espécies e de Indivíduos nas Populações, de Atividade Reprodutiva e das Taxas de Recrutamento

Conforme citado, no litoral do Espírito Santo são registradas as cinco espécies de tartarugas marinhas com ocorrência registrada para o Brasil, sendo a região ainda uma das principais áreas de concentração reprodutiva da tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*) e, também, da tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*).

Os trabalhos realizados permitiram registrar, no ambiente marinho, três das cinco espécies em questão (*Chelonia mydas*, *Eretmochelys imbricata* e *Caretta caretta*). No total, 69 registros foram obtidos, sendo 16 de indivíduos juvenis da primeira espécie forrageando em bancos de algas e duas carcaças dessa mesma espécie encontradas na praia; um indivíduo da segunda espécie capturado em rede de arrasto pela equipe de Ictiologia (o qual foi imediatamente solto no mesmo local de captura) e, no caso da terceira, 50 indivíduos neonatos sendo retirados do ninho pela equipe do projeto Tamar (denotando assim a reprodução da espécie na área). Mediante esses dados, verifica-se que ao menos estas três espécies mantêm-se na região, sendo que pelo menos *C. mydas* ainda utiliza a mesma para alimentação, enquanto *C. caretta* parece manter seus processos reprodutivos.

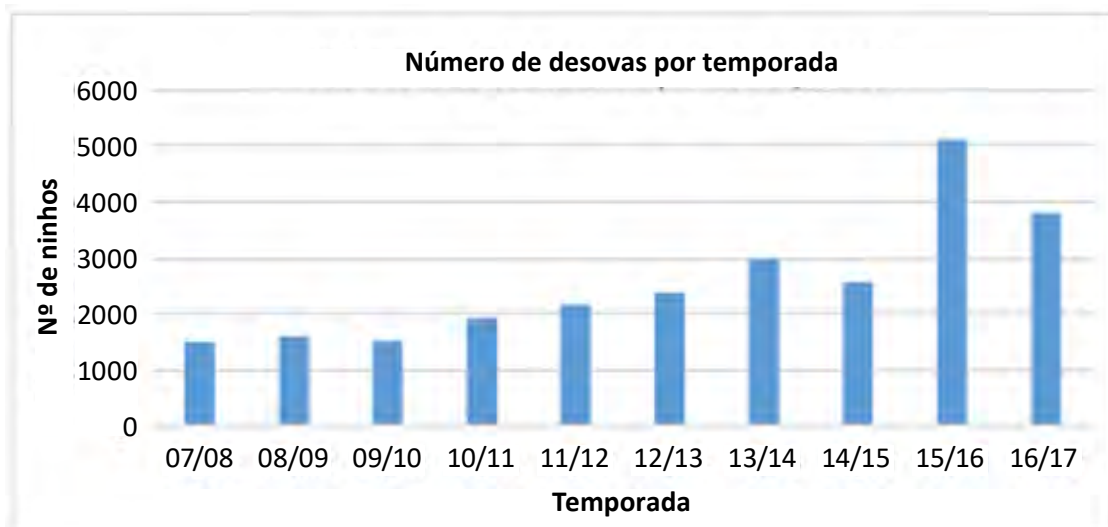
a) Reprodução – Projeto Tamar

Segundo relatório enviado pelo TAMAR ao Ministério Público do Paraná (TAMAR, 2017), monitoramentos conduzidos pela instituição na região afetada pelo rompimento da barragem de Fundão, entre 2007 e 2017, indicaram a permanência local, mesmo após o referido rompimento, dos processos reprodutivos das quatro espécies com recrutamento conhecido para o litoral do Espírito Santo, a saber, *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys olivacea* e *Dermochelys coriacea*. O relatório encaminhado informa que as análises conduzidas visaram avaliar dados de incubação dos ninhos (taxa de eclosão, tempo de incubação, número de ovos), o número e distribuição das desovas e espécies de ocorrência em regiões no entorno da Foz do Rio Doce, mais especificamente nas bases de Comboios, Povoação e Pontal do Ipiranga, municípios de Linhares e Aracruz. Os dados foram avaliados utilizando séries históricas de informações referentes ao período entre 2007 e 2008, incluindo assim temporadas antes, durante e após o rompimento da barragem de Fundão. O relatório ressalta que o rompimento ocorreu no pico da temporada 2015/2016, quando estava sendo registrado um aumento repentino no número de desovas de *Caretta caretta*.

Mediante a análise dos dados em questão, o relatório do TAMAR (2017) informa que não puderam ser constatadas alterações significativas ou conclusivas sobre interferências decorrentes do rompimento da barragem sobre as espécies de quelônios marinhos da região, tendo sido evidenciada, tendência de crescimento das desovas para todas as espécies nos mesmos moldes do observado em todas as outras bases do Projeto Tamar. O relatório destaca ainda que um declínio no número de desovas na temporada seguinte ao desastre não pode ser um parâmetro adequado para caracterizar um possível dano sobre as populações, já que as fêmeas de quelônios marinhos apresentam um ciclo bi ou trienal de retorno às áreas de desova, sendo assim esperadas oscilações nos valores (como de fato ocorreram na temporada 2016/2017). O relatório ressalta que é necessário um acompanhamento das próximas temporadas (as quais ocorrem geralmente entre os meses de outubro e janeiro) para obter dados conclusivos sobre este parâmetro.

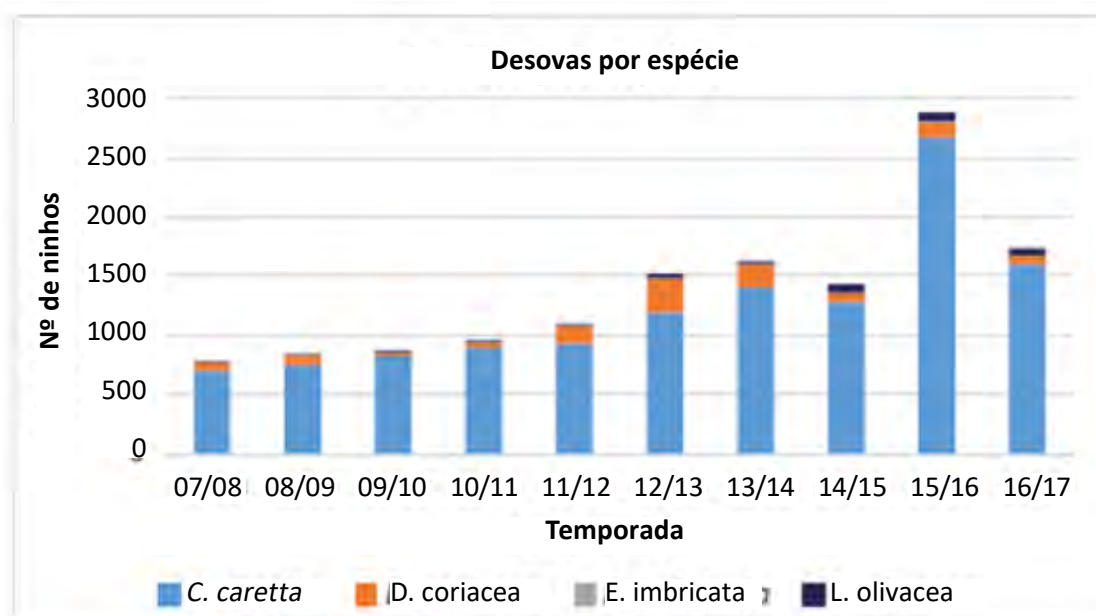
Os gráficos apresentados no relatório do TAMAR (2017) constam na Figura 136 e Figura 137.

Figura 136 – Parâmetros reprodutivos das tartarugas marinhas na região da foz do Rio Doce, indicando número total de ninhos registrados nas últimas dez temporadas, considerando todas as espécies, incluindo as não identificadas.



Fonte: TAMAR (2017; p. 2).

Figura 137 – Parâmetros reprodutivos das tartarugas marinhas na região da foz do Rio Doce, indicando número de desovas por espécie, considerando somente os ninhos abertos após a eclosão, quando a espécie é identificada.

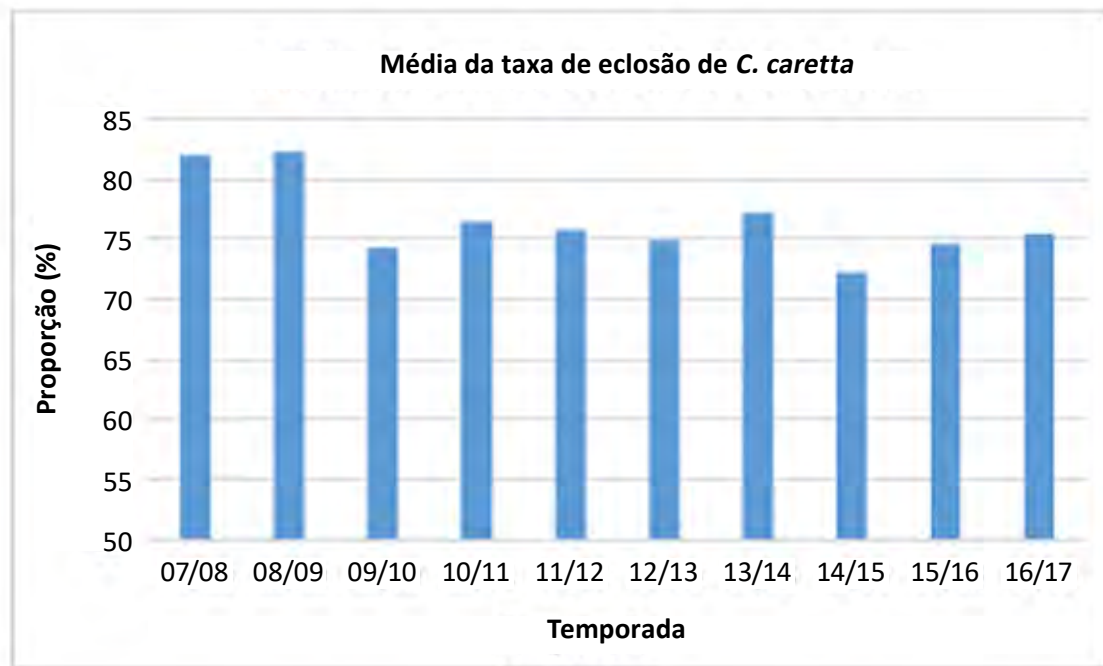


Fonte: TAMAR (2017; p. 3).

O relatório do TAMAR (2017) ainda informa que, em relação à taxa de eclosão, considerou-se a proporção de filhotes vivos em relação ao número de ovos depositados em cada ninho. Para esta análise, calculou-se uma média por temporada, desconsiderando os ninhos que sofreram interferências externas, como aqueles transferidos pela equipe ou que apresentaram perdas parciais pela maré ou por predação.

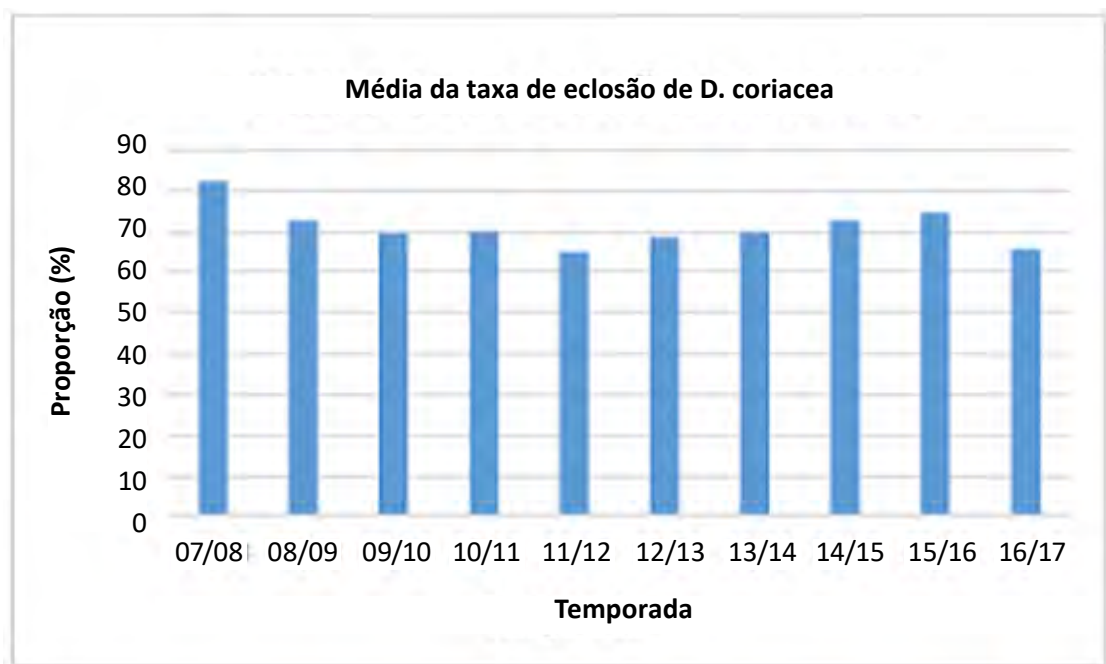
Esta análise foi conduzida para as duas espécies com maior taxa de reprodução na região: *Caretta caretta* e *Dermochelys coriacea*. Os gráficos referentes a esta análise são apresentados na Figura 138 e Figura 139.

Figura 138 – Parâmetros reprodutivos das tartarugas marinhas na região da foz do Rio Doce, indicando a taxa média de eclosão dos ninhos de *Caretta caretta* (tartaruga-cabeçuda).



Fonte: TAMAR (2017, p. 3).

Figura 139 – Parâmetros reprodutivos das tartarugas marinhas na região da foz do Rio Doce”, indicando taxa média de eclosão dos ninhos de *Dermochelys coriacea* (tartaruga-gigante).



Fonte: TAMAR (2017; p. 4).

Por fim, o relatório ainda efetua análises sobre o tempo médio de incubação dos ovos dessas duas espécies e sobre o número médio de ovos por postura, não evidenciando modificações nesses dois parâmetros ao longo do período considerado.

Como discussão geral e conclusão, o relatório do TAMAR (2017) informa o seguinte:

“Os primeiros resultados das análises dos dados pretéritos e atuais não revelaram nenhuma alteração significativa, fora dos padrões observados até então. Como são vários os fatores que influenciam os parâmetros reprodutivos, é necessário mais tempo de acompanhamento das fêmeas e desovas para a conclusão sobre algum possível impacto do rompimento da barragem em relação comportamento reprodutivo das tartarugas marinhas. É importante considerar o longo ciclo de vida dos animais, o ciclo irregular de retorno das fêmeas para as áreas de desovas e, ainda, que os rejeitos continuam na calha e margens do rio, descendo para a costa a cada período de chuvas. Ou seja, a mudança no ambiente e das praias de desovas continua ocorrendo e pode afetar estes parâmetros descritos e monitorados.

...

*Sobre a biometria das fêmeas, as informações que dispomos, assim como dados de incubação, ainda não são suficientes, temporalmente, para avaliar possível impacto sobre estas espécies. Conforme já mencionado, tendo em vista que as fêmeas de *Caretta caretta*, principal espécie de ocorrência na região, podem apresentar um ciclo bi a trienal de retorno às áreas de desova, é esperado que as fêmeas que desovaram no ano do desastre retornem na sua maioria nesta temporada 2017/2018 ou, ainda, nas próximas temporadas.*

O monitoramento das tartarugas marinhas realizado na região se refere apenas ao estudo reprodutivo das espécies que ali ocorrem. Portanto, não dispõe de dados sobre toxicidade ou localização das áreas de alimentação destes animais. Mais informações sobre estas espécies podem estar armazenadas em registros de outras instituições de pesquisa e empresas que executam o monitoramento não-reprodutivo de animais marinhos na região.”

Os resultados apresentados pelo TAMAR (2017), em conjunto com os dados de campo obtidos até o presente momento, permitem verificar que, ao menos em relação à riqueza de espécies, a região afetada pelo empreendimento não sofreu perdas. Já em relação à densidade populacional, por sua vez, os dados até então obtidos não permitiram avaliar se a região sofreu reduções, estabilização ou inclusive incrementos. Os dados de reprodução de *Caretta caretta* e *Dermochelys coriacea*, apresentados pelo TAMAR (2017), sugerem que tais perdas não foram significativas ou sequer chegaram a ocorrer. Entretanto, conforme o próprio documento afirma, as avaliações conclusivas somente poderão ser efetuadas a partir do acompanhamento de longo prazo dos parâmetros reprodutivos, considerando os ciclos bianuais ou trienais de reprodução das espécies (com destaque a *C. caretta*). Além disso, deve-se salientar que a taxa de eclosão dos ovos, por si só, não significa o sucesso do desenvolvimento dos juvenis, os quais dependem de fatores não avaliados, como a disponibilidade de áreas de alimentação e abrigo ou, inclusive, a contaminação por EPT presentes na lama.

Desta forma, é recomendável que novos monitoramentos sejam realizados minimamente em períodos de 5 em 5 anos, de forma a se verificar o retorno de parte desses juvenis às áreas de reprodução após seu próprio desenvolvimento.

b) Dieta

Em relação à alimentação, dados disponíveis sobre a permanência de indivíduos juvenis na área referem-se apenas a *Chelonia mydas*, que tem contemplado indivíduos em processos de alimentação nos bancos de algas locais (este estudo). Este é um indicativo da permanência das espécies na região atingida pela lama de rejeitos, embora não necessariamente permita avaliar se houve perdas populacionais em função da ausência de dados pretéritos para esta espécie em si.

c) Fundação Pró Tamar

Em sequência aos resultados anteriormente apresentados, em junho de 2017 a Fundação Renova firmou contrato com a Fundação Pró TAMAR para a execução do monitoramento das tartarugas marinhas no litoral norte do Espírito Santo visando à avaliação dos efeitos do vazamento dos rejeitos da mineração sobre os parâmetros reprodutivos das espécies. O estudo visa ao acompanhamento reprodutivo em um trecho de 159 km entre a foz do rio Riacho, município de Aracruz, e a ilha de Guriri, incluindo trecho do município de Conceição da Barra, abrangendo quatro bases: Comboios, Povoação, Pontal do Ipiranga e Guriri. O monitoramento avalia as desovas (período diurno) nas quatro bases e as fêmeas em processo de desova (período noturno) de maneira intensificada nas bases de Comboios e Povoação, no entorno da foz do rio Doce, onde historicamente há maior número de ocorrências.

O contrato entre a Fundação Renova e a Fundação Pró TAMAR foi elaborado em atendimento ao Termo de Referência do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, que traz as diretrizes para cumprimento da cláusula 165 do Termo de Transação e Ajustamento de Conduta (TTAC) na porção capixaba. As atividades do projeto são baseadas na metodologia padrão do Centro TAMAR de monitoramento de praias. Em 2018 a Fundação Renova apresentou o relatório do primeiro ano de atividades do projeto (FUNDAÇÃO RENOVA, 2018a), o qual efetuou análises de dados reprodutivos das tartarugas marinhas registrados entre 01 de agosto/2017 e 31 de julho de 2018. Parte de tais dados é aqui avaliada.

Segundo o relatório da Fundação Renova (2018a), no período entre agosto/2017 e julho/2018 foram identificadas 2.220 desovas e outras 908 ocorrências de tartarugas sem desovas, totalizando 3.128 registros reprodutivos. As ocorrências sem desovas se referem à subida da fêmea à praia, porém, sem finalizar o processo reprodutivo, ou seja, sem depositar os ovos. O relatório destaca que o número de registros reprodutivos ou de ninhos é diferente do número de fêmeas na região, pois as tartarugas marinhas realizam diversas desovas em uma mesma temporada.

O relatório destaca ainda que nem sempre é possível a identificação da espécie pela constatação de ninhos, já que, em alguns registros, a fêmea não foi flagrada, não havia filhotes retidos durante a abertura do ninho ou perdas ocasionadas pela maré ou predações impossibilitaram a identificação da espécie. De qualquer forma, os resultados indicaram que, entre os 1568 ninhos com espécie identificada, 1471 foram da espécie *C. caretta* (90% dos registros), 52 ninhos da *D. coriacea*, 34 de *Lepidochelys olivacea* (tartaruga-oliva), 7 de *Eretmochelys imbricata* (tartaruga-de-pente) e 4 de *Chelonia mydas* (tartaruga-verde) (Tabela 38) (FUNDAÇÃO RENOVA, 2018a).

Tabela 38 – Número de ninhos por espécie e por base registrados entre agosto/2017 e julho/2018 pelo projeto de monitoramento realizado pela Fundação Pró TAMAR para a Fundação Renova.

Base	<i>C. caretta</i>	<i>D. coriacea</i>	<i>L. olivacea</i>	<i>E. imbricata</i>	<i>C. mydas</i>	Total
Comboios	421	21	4	2		448
Guriri	148	2	10	4		164
Pontal	294	9	9	1	4	317
Povoação	608	20	11			639
Total	1471	52	34	7	4	1568

Segundo o relatório da Fundação Renova (2018a), os dados da temporada 2017/2018 indicaram uma redução de cerca de 30% do número de desovas em relação à de 2016/2017. Contudo, informa-se que esta redução é compatível com a redução dos registros de outros estados monitorados pelo Projeto TAMAR para o mesmo período, os quais indicaram uma redução de 32% no número de desovas em toda costa brasileira monitorada. Tal condição pode dever-se às condições de ciclos reprodutivos bianuais ou trienais anteriormente informados.

Em relação especificamente à área afetada pelo dano, o relatório da Fundação Renova (2018a) ressalta que a distribuição das desovas seguiu o padrão da série histórica de dados, concentrando-se no entorno da foz do rio Doce, de ambos os lados, Regência e Povoação.

Quanto ao monitoramento noturno de fêmeas, o mesmo permitiu o registro de 545 tartarugas nas praias, sendo 302 indivíduos diferentes (*“algumas fêmeas foram flagradas mais de uma vez na temporada”*), das quais 282 *Caretta caretta*, 10 *Dermochelys coriacea* e 10 *Lepidochelys olivacea*. Dentre os registros, quatro indivíduos de *C. caretta* chamaram atenção porque apresentavam blefarite (inflamação da pálpebra dos olhos), a qual não havia sido registrada em temporadas anteriores na mesma região.

Quanto à análise comparada dos resultados entre os períodos que antecederam e que sucederam ao vazamento dos rejeitos da barragem de Fundão, o relatório da Fundação Renova (2018a) indica que, na temporada de 2015/2016 (quando houve o rompimento da barragem), houve um aumento brusco de registros, seguido de redução nas temporadas seguintes (ver gráfico da Figura 140). Tal informação corresponde àquela previamente informada pelo TAMAR (2017), conforme anteriormente apresentado. Conforme salientado no relatório da Fundação Renova (2018a), o padrão exibido na região de estudo foi também observado em diversas outras áreas de monitoramento do Projeto TAMAR ao longo da costa brasileira.

Figura 140 – Total de ocorrências reprodutivas por temporada entre 2010/2011 e 2017/2018.



Fonte: Fundação Renova (2018a; p. 21).

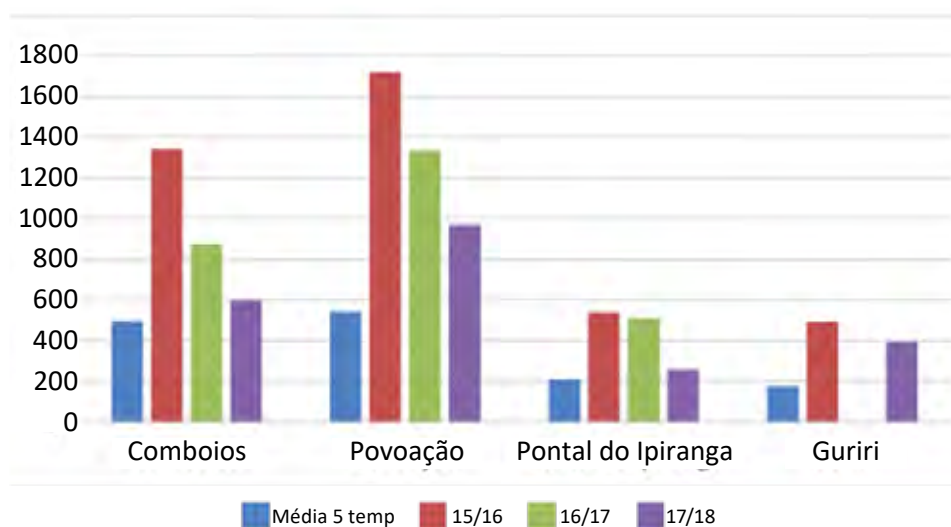
Embora o valor total do período reprodutivo 2015/2016 tenha sido elevado em relação aos demais períodos, uma análise da variância dos dados de desovas do gráfico acima, mediante o método pareado de Tukey, não indica que a variação encontrada seja significativa para nenhum dos pares de anos avaliados ($F=0,153$; $p=0,9821$), conforme pode-se verificar na Tabela 39.

Tabela 39 – Análise pareada de Tukey do total de ocorrências reprodutivas por temporada entre 2010/2011 e 2017/2018.

Período	2010-2011	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015	2015-2016	2016-2017
2011-2012	0,1487						
2012-2013	0,2153	0,06661					
2013-2014	0,7751	0,6264	0,5598				
2014-2015	0,3654	0,2167	0,15	0,4098			
2015-2016	2,34	2,191	2,125	1,565	1,975		
2016-2017	1,021	0,872	0,8054	0,2456	0,6554	1,319	
2017-2018	0,5665	0,4178	0,3512	0,2086	0,2012	1,774	0,4542

O relatório da Fundação Renova ainda ressalta que, considerando-se cada uma das bases avaliadas, o padrão geral observado se repetiu (Figura 141). A ausência de dados em Guriri no período 2016/2017 deve-se, segundo o relatório, ao fato do monitoramento não ter sido realizado na temporada em questão pela Fundação Pró TAMAR.

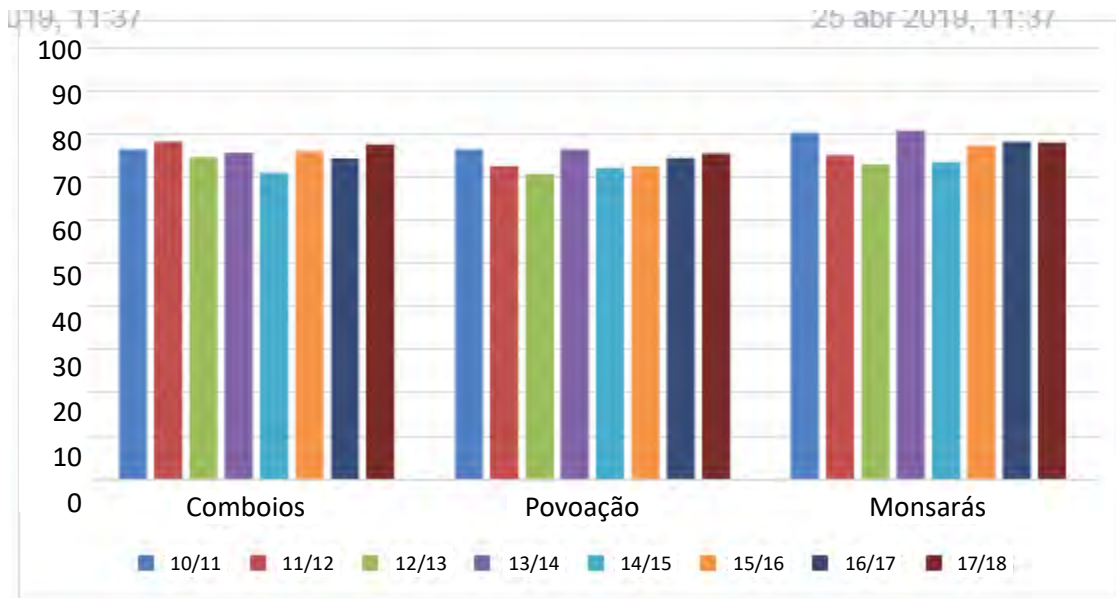
Figura 141 – Desovas por base monitorada pela Fundação Pró TAMAR antes (média de 5 temporadas), durante (15/16) e depois (16/17 e 17/18) do vazamento de rejeitos, segundo Relatório da Fundação Renova (2018a). A ausência de dados em Guriri no período 16/17 deve-se ao fato do monitoramento não ter sido realizado nesta base pela Fundação Pró TAMAR no período em questão.



Fonte: Fundação Renova (2018a; p. 22).

Por fim, em relação à eclosão de ovos dos ninhos *in situ*, o relatório da Fundação Renova (2018a) indica que a oscilação da taxa de nascimentos, após o vazamento de rejeitos, se manteve conforme o padrão normal antes do evento, *i.e.*, entre 70% e 80% (Figura 142). Tal avaliação foi efetuada apenas nas bases de Comboios, Povoação e Monsarás por serem áreas que mantiveram o padrão de monitoramento e abertura dos ninhos durante as últimas temporadas.

Figura 142 – Taxa de eclosão dos ninhos *in situ* por praia monitorada Fundação Pró TAMAR antes (10/11 a 14/15), durante (15/16) e depois (16/17 e 17/18) do vazamento de rejeitos, segundo Relatório da Fundação Renova (2018a). A ausência de dados em Guriri no período 16/17 deve-se ao fato do monitoramento não ter sido realizado nesta base pela Fundação Pró TAMAR no período em questão.



Fonte: Fundação Renova (2018a; p. 24).

O relatório da Fundação Renova (2018a) conclui que, de uma forma geral, a distribuição das desovas na área de estudo seguiu o padrão da série histórica, com maior número de registros no entorno da foz do rio Doce e redução da densidade de ninhos com o distanciamento da foz do rio. A análise revelou um incremento no número de desovas na temporada 2015/16 (relativa ao vazamento dos rejeitos) e, após essa temporada, uma redução gradativa dos registros até a temporada 2017/18. Esta variação foi condizente, segundo o relatório, com outras áreas monitoradas pelo TAMAR no Brasil, não podendo ser atribuída ao vazamento de rejeitos.

Com relação à taxa de eclosão, o relatório indica que os ninhos mantidos *in situ* nas praias do entorno da foz do rio Doce (Comboios, Povoação e Monsarás) mantiveram, durante ou após o vazamento de rejeitos, a média de 70 e 80% de nascimento de filhotes observadas nas cinco temporadas antes do vazamento, sendo esse valor o esperado para nascimento dos ninhos *in situ* na região.

Por fim, o relatório da Fundação Renova (2018a) informa que ainda é cedo para concluir sobre os efeitos causados pelo vazamento dos rejeitos sobre o comportamento e parâmetros reprodutivos das tartarugas marinhas, sendo necessárias análises mais detalhadas do banco de dados do Projeto TAMAR, juntamente com estudos toxicidade, hidrodinâmica, sedimentologia, entre outros que possam relacionar as alterações do ecossistema marinho com possíveis efeitos sobre os animais.

Programa de Monitoramento de Praias da Bacia de Campos e Espírito Santo (PMP-BC/ES)

Uma terceira base de dados relevante sobre as tartarugas marinhas da região é proveniente do Programa de Monitoramento de Praias da Bacia de Campos e Espírito Santo (PMP-BC/ES), realizado pela PETROBRAS em atendimento ao Processo Administrativo Nº 02022.001407/2010 CGPEG/DILIC/IBAMA, referente a licenciamentos ambientais da empresa nessas regiões.

O referido monitoramento teve início em outubro de 2010, contemplando oito anos ininterruptos de estudos, sendo desenvolvido ao longo de 763 km de linha de praia entre o limite norte do município de Conceição da Barra, no Espírito Santo, até o limite sul do município de Saquarema, no Rio de Janeiro. Esta extensão territorial é subdividida em 14 áreas amostrais, das quais quatro localizam-se entre os municípios de Fundão, Aracruz, Linhares e São Mateus, área eleita no presente projeto para avaliação dos danos do rompimento da barragem de Fundão.

Em parte, o monitoramento dessas quatro áreas é compartilhado com o TAMAR, em especial no que tange à avaliação do sucesso reprodutivo e de encalhes de quelônios. Tais encalhes, por vezes, são seguidos de óbito dos animais, em especial em áreas de costões rochosos.

Os motivos para encalhes dos quelônios podem ser os mais diversos. Em parte, podem ser decorrentes de flutuações rápidas das marés ou de incidência de ondas altas que induzem os animais a áreas acidentadas. Outras condições, ainda, podem ser devidas a debilidades de saúde dos mesmos, decorrentes de idades avançadas, deficiências nutricionais ou inclusive de acidentes com embarcações e redes de pesca. Por fim, não se descarta a possibilidade de os rejeitos terem prejudicado o sentido de orientação dos animais no ambiente, induzindo-os a locais rasos ou rochas. Desta forma, a avaliação de um possível aumento do número de encalhes após o desastre pode indicar a presença de danos sobre as espécies na região.

Dados cedidos pelo PMP (PETROBRAS, 2019) ao presente estudo, referentes às quatro áreas monitoradas nas proximidades da foz do rio Doce, foram aqui analisados para verificação do aumento da incidência de encalhes de tartarugas marinhas nessa região. As quatro áreas avaliadas são (Figura 143):

- Área 1B – São Mateus, com 53,1 km de extensão;
- Área 2A – Linhares, a norte da foz do rio Doce, com 52,2km de extensão;
- Área 2B – Linhares e Aracruz, do sul da foz do rio Doce até a foz do rio Riacho-Comboios, com 33,4km de extensão;
- Área 3A – Aracruz e Fundão, ao sul da foz do rio Riacho, com 34,6 km de extensão.

Os dados encaminhados pelo PMP referem-se aos oito anos de monitoramento realizados nessas regiões.

Figura 143 – Imagem demonstrativa da abrangência dos segmentos do Programa de Monitoramento de Praias Baía de Campos /Espírito Santo (PMP-BC/ES) considerados no presente estudo para avaliação das ocorrências de encalhes de quelônios marinhos.



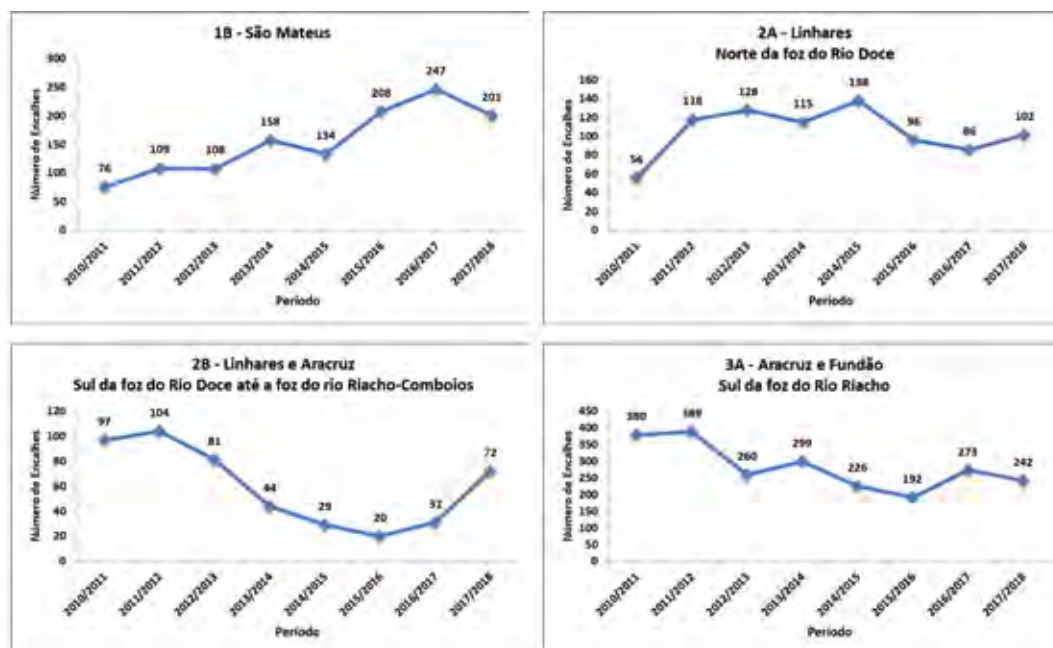
Execução: Lactec, com dados de PETROBRAS (2019).

A Tabela 40 e os gráficos da Figura 144 apresentam a distribuição dos dados ao longo dos períodos em questão.

Tabela 40 – Áreas Amostrais e Número de Encalhes de Tartarugas Marinhas ao Longo dos Oito Anos de Monitoramento do PMP-BC/ES.

Período	Áreas Amostrais e Número de Encalhes			
	1B	2A	2B	3A
2010/2011	76	56	97	380
2011/2012	109	118	104	389
2012/2013	108	128	81	260
2013/2014	158	115	44	299
2014/2015	134	138	29	226
2015/2016	208	96	20	192
2016/2017	247	86	31	273
2017/2018	201	102	72	242

Figura 144 – Representação Gráfica do Número de Encalhes de Tartarugas Marinhas ao Longo dos Oito Anos de Monitoramento do PMP-BC/ES.



Os dados acima indicam que houve um incremento do número de encalhes nas áreas 1B, 2B e 3A no período de 2016/2017, porém uma redução discreta na área 2A. O destaque, nesses casos, refere-se à área 1B, na qual o período em questão representa o pico de encalhes ao longo dos oito anos de estudos. Embora não se possa correlacionar esses dados diretamente ao desastre, não se descarta a possibilidade dos animais presentes na área 2A terem sido afugentados para a 1B em função da presença dos rejeitos na região.

No período de 2017/2018, por sua vez, observou-se incremento no número de encalhes nas proximidades da foz do rio Doce (áreas 2A e 2B), com especial destaque à segunda, aonde o número de encalhes mais do que dobrou em relação ao período 2016/2017. Entretanto, em relação aos períodos entre 2010 e 2013, o número foi reduzido. Já para a área 2A, os números de encalhes acompanharam a tendência normal local.

A análise dos dados acima mediante teste “t” de student indica que as variações encontradas foram significativas para todas as áreas, indicando não haver uma homogeneidade no número de encalhes ao longo dos anos (Tabela 41).

Tabela 41 – Análise Estatística Mediante Teste “t” de Student Referente ao Número de Encalhes de Tartarugas Marinhas ao Longo dos Oito Anos de Monitoramento do PMP-BC/ES.

Área	Análise Estatística		
	Média	t	P
1B	155,125	7,431	0,0001456
2A	104,875	11,4	0,0000089
2B	59,75	5,147	0,0013290
3A	282,625	11,35	0,0000092

Diante dos dados apresentados, não se pode, a princípio, correlacionar os números de encalhes ao desastre, muito embora os dados das áreas 1B e 2A no período de 2016/2017 indiquem alguma tendência. Deve-se salientar que os encalhes podem ser provenientes de diversos fatores, tais como acidentes envolvendo embarcações, ingestão de resíduos sólidos dispersos no ambiente marinho, elevações abruptas da maré, além de eventos naturais que induzem à mortalidade. Os dados de mortalidade e análises da *causa mortis* dos indivíduos encalhados talvez possam indicar com maior precisão essa tendência. Tais dados, entretanto, ainda não se encontram disponíveis pelo PMP.

Não se descarta a possibilidade de a pluma oriunda do desastre ter gerado um deslocamento momentâneo dos animais de um ponto a outro, porém este efeito, caso tenha ocorrido, parece ter sido temporário, não chegando a afetar a densidade das espécies na área.

2.6.2.1.2 Risco de contaminação das espécies de quelônios por EPT pela ingestão direta ou por alimentação a base de outros organismos contaminados (algas, peixes e invertebrados)

As espécies de quelônios marinhos registradas na foz do rio Doce têm dietas diversificadas. No geral, *Chelonia mydas* é uma espécie essencialmente herbívora podendo, entretanto, alimentar-se de pequenos organismos associados a bancos de algas. Já *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata* e *Lepidochelys olivacea* apresenta dietas mais diversificadas, alimentando-se desde invertebrados bentônicos até peixes. Por sua vez, *Dermochelys coriacea* tem grande parte de sua dieta baseada em cnidários (água-vivas e corais), podendo eventualmente se alimentar de outros invertebrados e peixes (PRITCHARD, 1967; ERNST; BARBOUR, 1989; SANTOS, 2014).

Conforme descrito acima, os ambientes estuarinos e marinhos da foz do rio Doce foram submetidos ao derramamento de sedimentos oriundos do rompimento da barragem de Fundão. Tais sedimentos apresentaram diversos elementos químicos associados, com especial destaque a elementos traço, tidos como de grande importância toxicológica nas cadeias alimentares (com destaque a alumínio, chumbo, arsênio e manganês). Dentre os locais aonde a lama oriunda da barragem se depositou, encontram-se os substratos compostos pelo fundo dos ambientes marinhos e estuarinos e os bancos de algas e recifes presentes na região, além da própria coluna d'água. Todos esses locais consistem em ambientes de alimentação dos quelônios, conforme os aspectos da dieta de cada espécie. Ao se fixarem nas bases das teias alimentares (pequenos invertebrados, peixes e algas), os EPTs podem passar a se concentrar nos tecidos dos consumidores secundários (em especial nos tecidos moles como fígado, rins, pulmões e gônadas), causando degenerações importantes desses sistemas e ocasionando prejuízos à saúde dos animais ou aos processos reprodutivos.

Considerando as cinco espécies registradas, *Chelonia mydas* é, possivelmente, a mais sujeita à contaminação, haja vista se consistir em uma espécie herbívora que ingere grandes quantidades de matéria vegetal. Desta forma, a espécie consiste na melhor indicadora da possibilidade de ocorrência desse dano. As demais espécies, frente à presença da lama, podem ter se deslocado para outras áreas em busca de alimento por ocasião do desastre, inclusive em função da possibilidade de desaparecimento de seus componentes alimentares principais (peixes e invertebrados).

Até o momento, os dados obtidos no presente estudo não permitiram verificar traços dos elementos contaminantes nos quelônios. Um dos exemplares de *C. mydas* encontrado em óbito na praia foi examinado mediante necropsia, não tendo sido evidenciados danos macroscópicos a suas estruturas internas que indicassem contaminação. A *causa mortis* do mesmo parece ter sido devida a afogamento, possivelmente em função de aprisionamento em rede de pesca. O outro exemplar já se encontrava em estágio avançado de decomposição, não permitindo tal análise. Os laudos da análise veterinária encontram-se no Apêndice G.

Quanto à presença de elementos contaminantes nas algas que consistem a base da alimentação da espécie, as análises laboratoriais ainda se encontram em andamento, não permitindo ainda afirmar a existência de tais elementos na base alimentar da espécie. Entretanto, todos os indivíduos de *C. mydas* avistados ao longo do estudo demonstraram boas condições aparentes de saúde. Entretanto, a análise ainda prescinde dos resultados da presença de contaminantes nas algas, especialmente se considerando que os efeitos desses podem ser cumulativos, manifestando-se apenas a longo prazo.

Por fim, merece destaque o registro de quatro indivíduos de *Caretta caretta* com blefarite (inflamação da pálpebra dos olhos) na temporada reprodutiva de 2017/2018 (FUNDAÇÃO RENOVA, 2018a). Uma vez que os quelônios marinhos são espécies que obtêm seu alimento e encontro com parceiros reprodutivos mediante orientação visual, esta condição merece avaliações médico-veterinárias detalhadas em encontros futuros com animais.

2.6.2.2 Cetáceos

Possíveis respostas dos cetáceos à degradação da qualidade de seus habitats incluem efeitos letais e/ou sub-letais nas populações afetadas. Por exemplo, a redução ou degradação da qualidade do habitat, como o aumento da turbidez após o rompimento da barragem de Fundão (IGAM, 2015), poderia provocar mudanças no uso da área pelos cetáceos, com potencial evasão das regiões mais próximas da foz do rio Doce. A contaminação também poderia causar redução da disponibilidade ou qualidade das presas; alterações reprodutivas e mortalidade, que podem afetar a viabilidade das populações; deterioração da saúde e condição corporal.

a) *Considerações sobre a distribuição e uso de habitat do Boto-cinza*

Estudos pretéritos demonstraram que os botos-cinza e as toninhas usavam as regiões adjacentes à foz do rio Doce no período pré-desastre, com destaque para a presença constante de grupos de botos-cinza (CEPILE, 2008; DANILEWICZ et al., 2012; PINHEIRO, 2014). Além disto, a região da foz do rio Doce é reconhecida como área de concentração de avistagens do boto-cinza, que aparentemente ocorrem no Banco dos Abrolhos em maiores densidades na proximidade da boca de rios e estuários (ROSSI-SANTOS; WEDEKIN; SOUSA-LIMA, 2006).

Rotas costeiras percorridas durante um monitoramento embarcado realizado entre 2011 e 2012 (pré-desastre) relativo ao monitoramento do TABR no porto de Barra do Riacho resultou em 49 detecções de grupos do boto-cinza (Figura 145). Os botos se distribuíram por toda a região costeira amostrada entre Barra do Riacho e a foz do rio Doce.

Figura 145 – Detecções de grupos do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) durante monitoramento embarcado do TABR da Petrobras, entre janeiro de 2011 e dezembro de 2012 (período T0- pré-rompimento da barragem de Fundão).



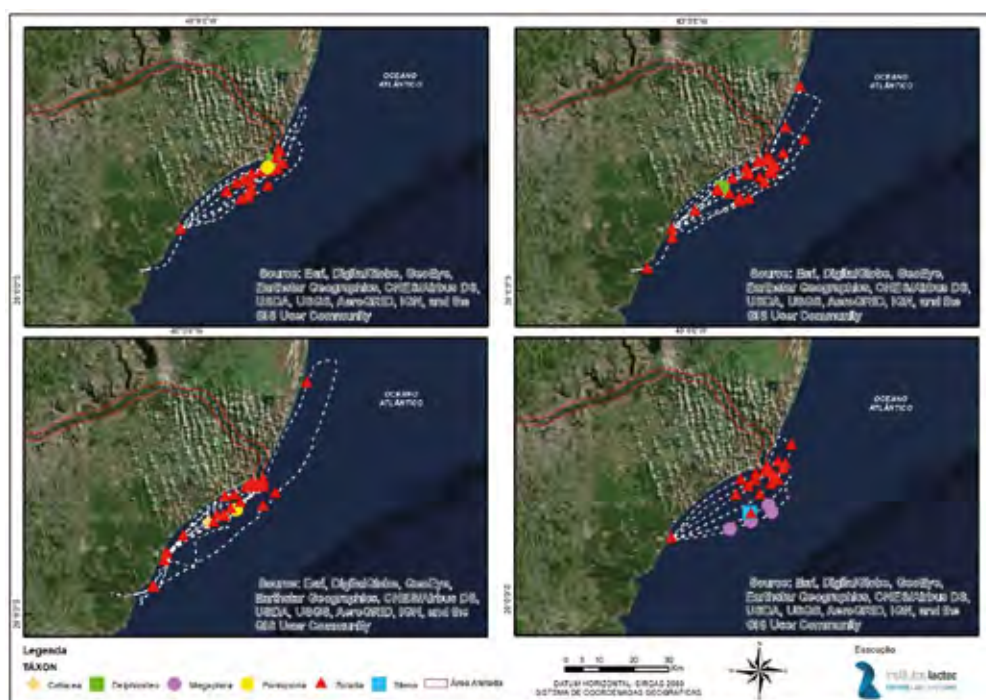
Execução: Lactec.

Não existem informações concretas e sistemáticas do período mais crítico que sucedeu a chegada da pluma de sedimentos ao mar (P1 e P2). Entretanto, existe pelo menos um relato de que no momento que a pluma de rejeitos chegou à zona costeira, existiam grupos de boto-cinza utilizando a região da foz e nadando dentro da pluma de sedimentos oriunda da barragem (ENRICO MARCOVALDI, comunicação pessoal). Em outro estudo desenvolvido na foz do rio Doce no último ano, em um período recente pós-rompimento da barragem, em pelo menos 10 ocasiões foi possível observar grupos de botos-cinza adentrando a foz do rio Doce (CIRO JARDEL BERGAMO, comunicação pessoal).

Mais recentemente, nos períodos P3 e P4, pouco mais de dois anos após o rompimento da barragem, levantamentos embarcados realizados pela equipe do Lactec na região de dezembro de 2017 a outubro de 2018 apontam para um padrão de distribuição coerente com o período pré-desastre, com a observação de inúmeros grupos de botos-cinza e eventualmente da toninha na região próxima à foz do rio Doce. Os botos-cinza foram observados em praticamente toda a região costeira amostrada, mas a maior concentração foi observada na região adjacente à foz do rio Doce, numa faixa de aproximadamente 20 km de costa, principalmente ao sul da foz (Figura 146). As duas avistagens de toninha também foram realizadas próximas da foz do rio Doce, enquanto os grupos de baleia-jubarte e o grupo de golfinhos-de-dentes-rugosos foram observados relativamente mais afastados da costa. A concentração do boto-cinza na região da foz do rio Doce e adjacências é similar ao encontrado em um estudo realizado antes do rompimento da barragem (ROSSI-SANTOS; WEDEKIN; SOUSA-LIMA, 2006). Uma amostragem recente por sobrevoo também identificou a região da foz do rio Doce como área de concentração de toninhas (REDE RIO DOCE MAR, 2019).

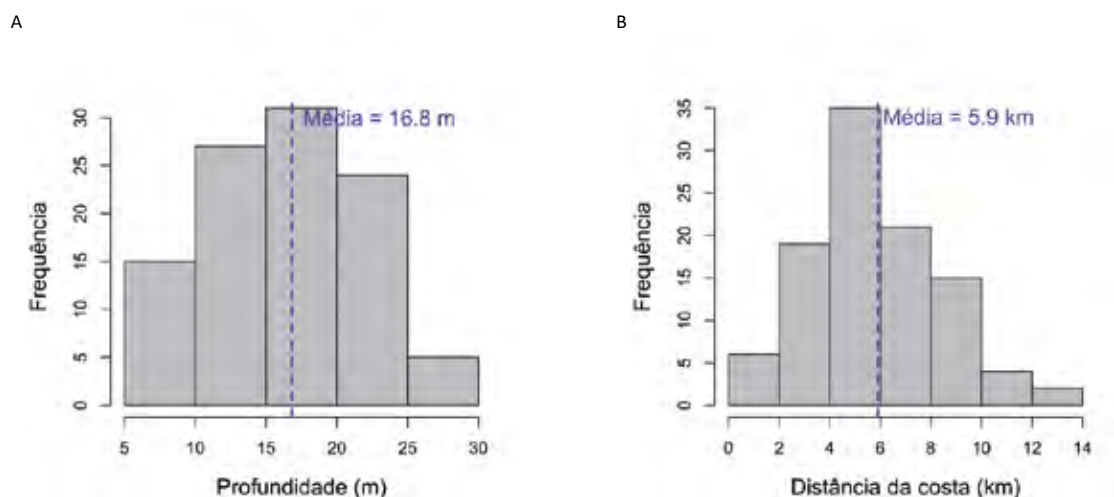
Os botos foram observados a uma distância média de 5,9 km da costa (Desvio Padrão = 2,6; Min-max = 1,4 – 13,6) (Figura 147-A). A profundidade que os botos foram observados variou de 6 a 29 metros (Média = 16,8; Desvio Padrão = 5,5) (Figura 147-B). Além das saídas embarcadas, foi possível observar por terra um grupo com dois botos-cinza a aproximadamente 100 metros da praia durante uma visita à foz do rio Doce em 03/03/2018. O tamanho de grupo observado para o boto-cinza variou de 1 a 70 indivíduos, com uma média de 8 indivíduos (Desvio Padrão = 9,5; Mediana = 5).

Figura 146 – Distribuição das rotas amostradas (linhas vermelhas) e grupos de cetáceos detectados em quatro campanhas embarcadas realizadas entre dezembro de 2017 e outubro de 2018 na região costeira da foz do rio Doce.



Execução: Lactec.

Figura 147 – Número de registros de grupos de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) em função da (A) profundidade (m) e (B) distância da costa (km), detectados entre dezembro de 2017 e outubro de 2018 durante amostragem visual embarcada de cetáceos na região costeira da foz do rio Doce.



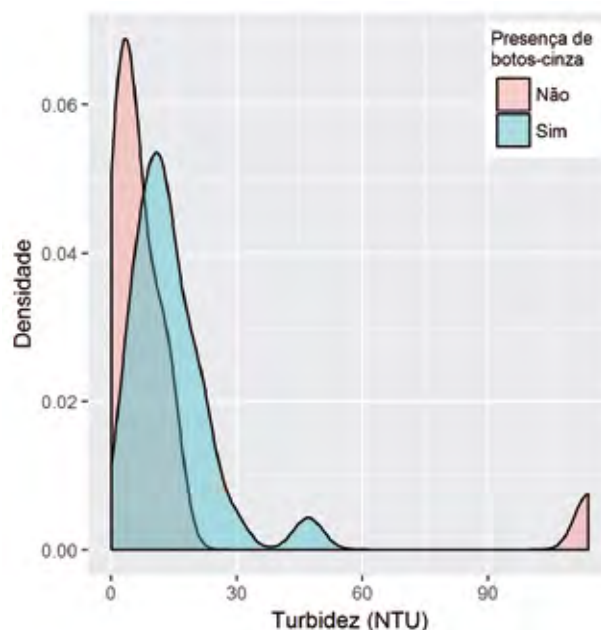
Nas campanhas 2 a 4, foram realizadas 42 mensurações da turbidez da água na superfície. A turbidez variou de 0,1 a 114,0 NTU (Média = 13,5; SD = 18,1). Também foram realizadas 38 medições de transparência com Disco de Secchi, variando de 1 a 12 metros (Média = 3; SD = 2,5). Uma pluma de cor ferruginosa oriunda do rio Doce foi observada avançando sobre a superfície da região costeira nas campanhas 1 a 3 (Figura 148). Em diversas ocasiões foi possível observar grupos de botos usando a região adjacente à foz do rio Doce, em comportamento de alimentação e eventualmente com a presença de filhotes. Ao analisar-se a turbidez em ocasiões com a presença de botos-cinza e na ausência dos mesmos é evidente que os botos usam tanto águas turvas (como aquelas típicas da região da foz do rio Doce), quanto águas mais claras (Figura 149). Isto sugere que esta espécie tolera uma grande variedade de condições de turbidez, sendo que este não parece ser um fator limitante para a mesma, desde que existam recursos alimentares disponíveis.

Figura 148 – Fotos aéreas realizadas com um drone tomadas na região da foz do rio Doce em: (A) 14/12/2017- vista da região marinha em direção à foz; e (B) 01/03/2018 - vista da praia em Regência em direção à foz e às regiões de mar aberto.



Fonte: Lactec.

Figura 149 – Turbidez (em NTU) da superfície da água mensuradas na presença e ausência de botos-cinza na região costeira da foz do rio Doce, entre novembro de 2017 e outubro de 2018.



Os dados sobre uso de habitat (profundidade e distância da costa) confirmam que esta espécie vive primariamente em regiões rasas e próximas da costa, sendo considerada uma especialista de habitat (WEDEKIN; DAURA-JORGE; SIMÕES-LOPES, 2010). Além disto, a concentração de botos-cinza em regiões próximas da desembocadura de rios no Banco dos Abrolhos (ROSSI-SANTOS; WEDEKIN; SOUSA-LIMA, 2006) sugere que estas regiões podem ser consideradas habitats críticos para esta espécie devido à produtividade dos sistemas estuarinos. A turbidez não parece ser um fator limitante para os botos-cinza, mas pode ser para suas presas. Portanto, se constatou que estes animais estão diretamente expostos à pluma de sedimentos provenientes do rio Doce e certamente foram expostos aos rejeitos de mineração diluídos na água provenientes do rompimento da barragem de Fundão e muito provavelmente contaminação via cadeia trófica por meio das presas consumidas. A modelagem de nicho ecológico sugere fortemente que houve redução da adequabilidade de habitat para a espécie. A degradação da qualidade dos habitats ocasiona efeitos sub-letais e com potencial de reversão, entretanto é difícil estabelecer se a reversão deste impacto se dará em médio ou longo prazo.

Os efeitos letais e sub-letais da degradação da qualidade dos habitats de cetáceos estão discutidos nos itens a seguir, relacionados a alterações reprodutivas, alteração nas populações, aumento de mortalidade, alteração nas condições corporais e/ou na saúde e diminuição na oferta e/ou qualidade das presas.

2.6.2.2.1 *Alterações reprodutivas em cetáceos*

A dinâmica e crescimento de uma população é resultado de processos como reprodução, sobrevivência/mortalidade e movimentos (imigração e emigração). A concentração de determinados elementos pode causar danos ao sistema nervoso de mamíferos marinhos e prejudicar a reprodução, com a transmissão de contaminantes pela placenta causando malformação fetal e outros problemas de saúde (DAS et al., 2003).

Dados recentes coletados a partir de saídas embarcadas conduzidas pela equipe do Lactec mostraram que 31,4% do total de 102 grupos de boto-cinza observados possuíam pelo menos um filhote (Figura 150), indicando que a região é utilizada para reprodução. Grupos com filhotes foram observados em toda a área de estudo, incluindo na região da foz do rio Doce e dentro da pluma de sedimentos de cor ferruginosa.

Figura 150 – Distribuição dos grupos de botos-cinza com e sem filhotes na região adjacente à foz do rio Doce entre 2017 e 2018.



Execução: Lactec.

Para a baleia-jubarte, foram usados os dados coletados a bordo das barcas que transportam eucalipto e derivados entre Belmonte/BA e Barra do Riacho/ES (ver detalhes em BEZAMAT; WEDEKIN; SIMÕES-LOPES, 2015) (Tabela 42). Usando os dados do monitoramento coletados de forma contínua entre 2014 e 2018 (P0 a P4), calculou-se dois índices populacionais: (1) taxa bruta de natalidade, que é o percentual de filhotes sobre o total de indivíduos avistados em um ano; e (2) taxa de encontro de filhotes, que é o número de filhotes por unidade de esforço amostral.

As taxas de encontro de filhotes sofreram uma queda abrupta no ano após o rompimento da barragem (P2), no ano seguinte foram acima da média (P3), para então retornar aos valores próximos da média no último ano (P4) da série amostral (Figura 151). A variação da taxa bruta de natalidade teve um comportamento similar, mas sofreu oscilações maiores, atingindo valores abaixo e acima da média ao longo dos anos. A taxa bruta de natalidade foi diferente entre os anos e foi rejeitada a hipótese de que estas variações foram ao acaso (Teste de proporções: Qui-quadrado = 93,62; GL = 4; $p < 0,05$).

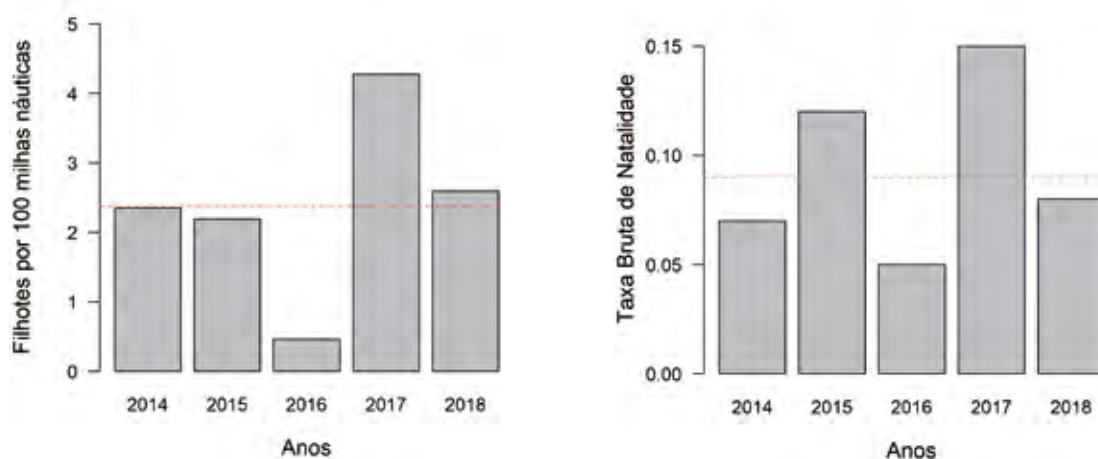
A queda na taxa de encontro de filhotes e na proporção de filhotes no ano seguinte ao rompimento da barragem (P2) pode indicar algum efeito do aumento da turbidez e menor uso das regiões costeiras por grupos de fêmeas com filhotes. As águas mais rasas (e próximas da costa) são os ambientes preferidos pelos pares de fêmeas com filhotes (ROSSI-SANTOS et al., 2008). Sabe-se que as águas costeiras com mais turbidez são evitadas pelas baleias-jubarte em suas áreas de reprodução (FREITAS, 2000). Os índices reprodutivos voltaram a valores próximos da média após dois anos do rompimento da barragem de Fundão. Entretanto, o nexos causal entre o desastre e a taxa de natalidade é difícil de estabelecer sem que se conheça as flutuações naturais desse parâmetro populacional. Salienta-se que a uma série temporal de cinco anos é considerada relativamente curta para animais com intervalo reprodutivo longo, como as baleias jubarte, que tem um período gestacional de 11 a 12 meses. Neves

(2014b) relacionou as flutuações no número de filhotes observados no Banco dos Abrolhos às variações climáticas na Antártica, que influenciam na disponibilidade de alimentos das baleias.

Tabela 42 – Esforço amostral e baleias-jubarte detectadas durante o monitoramento de uma rota costeira de barcas de transporte de eucaliptos e derivados entre 2014 e 2018. Notação: mn = milhas náuticas; TBN = taxa bruta de natalidade.

Anos	Esforço (mn)	Esforço (horas)	Grupos	Indivíduos	Filhotes	Filhotes / mn	TBN (Filhotes / indivíduos)
2014	3.578,14	470,51	644	1.176	84	2,35	0,07
2015	5.299,43	453,56	597	991	116	2,19	0,12
2016	8.068,57	725,49	493	792	37	0,46	0,05
2017	5.919,98	540,28	941	1.726	253	4,27	0,15
2018	6.944,04	673,58	1.315	2.277	180	2,59	0,08
TOTAL	29.810,16	2.863,42	3.990	6.962	670	-	-
Média	5.962,03	572,68	798	1.392	134	2,37	0,09

Figura 151 – Taxa de encontro de filhotes (esquerda) e taxa bruta de natalidade (direita) da baleia-jubarte entre 2014 e 2018 ao longo da rota de barcas entre Belmonte/BA e Barra do Riacho/ES. Linhas tracejadas vermelhas indicam os valores médios dos índices populacionais (com dados brutos de Instituto Baleia Jubarte).



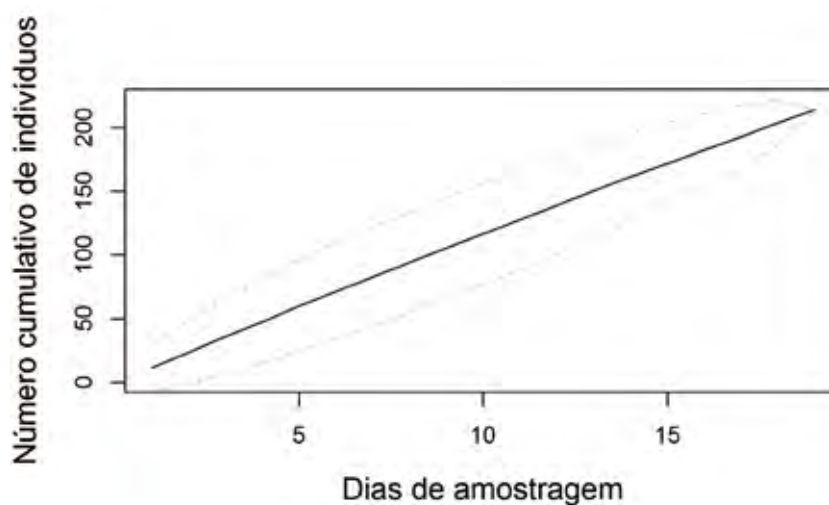
Para as outras espécies, existem poucos dados do período pré-rompimento da barragem que permitam inferir se houve diminuição do número de nascimentos. Com o monitoramento das populações residentes de cetáceos, como o boto-cinza, existe o potencial de geração de mais informações sobre fertilidade em longo prazo e associação destes dados com os níveis de contaminação da população. Por enquanto, as alterações reprodutivas observadas não podem ser relacionadas de maneira conclusiva ao desastre.

2.6.2.2.2 Levantamento populacional de cetáceos

a) Boto-cinza

As alterações na reprodução e aumento da mortalidade ocasionado pela contaminação podem afetar a dinâmica das populações de cetáceos da região da foz do rio Doce. Por meio dos dados de foto-identificação de botos-cinza coletados em saídas embarcadas entre 2017 e 2018 pela equipe do Lactec, foi possível estimar a abundância da população desta espécie, que utiliza as regiões costeiras adjacentes à foz do rio Doce. Um total de 214 indivíduos foi foto-identificado entre novembro de 2017 e outubro de 2018. A maioria dos indivíduos foi observada somente uma única vez ($n = 201$; 94%), 12 indivíduos foram detectados em duas ocasiões diferentes (5,6%) e um indivíduo foi observado em três ocasiões distintas. O número de animais novos identificados por dia de amostragem embarcada foi aleatorizado e foi construída uma curva cumulativa de indivíduos por dias de amostragem. O número cumulativo de animais identificados não estabilizou durante a amostragem, indicando uma grande população de botos-cinza ocupando a região da foz do rio Doce (Figura 152). A baixa taxa de recaptura de indivíduos por meio do esforço empregado também reforça que existe uma grande população de botos na região.

Figura 152 – Curva cumulativa de número de botos-cinza identificados por dias de amostragem na região costeira da foz do rio Doce. Número de botos identificados por dia foi aleatorizado e intervalo de confiança está indicado pelas linhas tracejadas.



Com exceção do modelo nulo, optou-se por incluir sempre a heterogeneidade individual nos modelos, pois este é um problema comum em estimativas por marcação-recaptura. O melhor modelo foi definido pelo menor valor de AICc e levou em consideração o efeito do tempo e da heterogeneidade individual nas probabilidades de captura (Tabela 43).

A estimativa de abundância de botos-cinza marcados foi de 946 botos (Erro Padrão = 173; Coeficiente de Variação = 18,28%; Intervalo de confiança 95% = 619 – 1.278). Vale ressaltar que houve uma divergência significativa das estimativas de abundância entre os modelos. Alguns modelos estimaram a população em até 1.600 animais. Esta incerteza entre os modelos também pode ter relação com as baixas taxas de recaptura. A proporção média de animais marcados foi de 74% (Desvio Padrão = 0,33). Assim, a estimativa de abundância total (marcados e não-marcados) de botos-cinza para a área

de estudo durante o período amostrado foi de 1.278 botos (Coeficiente de Variação = 37,7%; Intervalo de confiança 95% = 625 – 2.613).

Tabela 43 – Modelos de marcação-recaptura testados para estimativa de abundância de botos-cinza na região costeira da foz do rio Doce entre novembro de 2017 e outubro de 2018.

Modelo	Número de Parâmetros	AICc	Delta AICc
Tempo + heterogeneidade	40	-488,7	0
Tempo + heterogeneidade + comportamento	76	-449,3	39,4
Nulo	2	-438,4	50,3
Heterogeneidade	4	-434,4	54,3
Heterogeneidade + comportamento	6	-434,1	54,6

Cepile (2008) fez a primeira estimativa para o boto-cinza realizada para a região foi feita previamente ao rompimento da barragem considerando uma área adjacente à foz do rio Doce, concentrando-se ao norte da barra no ano de 2007. O autor amostrou oportunisticamente durante 17 dias em uma embarcação de pesca de Regência. Dependendo do modelo, a estimativa de abundância variou entre 86 e 141 indivíduos. Entretanto, a área amostrada foi pequena em relação ao tamanho da área de vida de um boto-cinza (e.g., FLORES; BAZZALO, 2004), que pode ter ocasionado a amostragem de somente uma parcela da população. Além disto, os modelos de marcação-recaptura utilizados por CEPILÉ (2008) não consideram a heterogeneidade individual nas probabilidades de captura, que é uma característica bastante comum em cetáceos. Outro estudo realizado na região da foz do rio Doce (PINHEIRO, 2014), relatou a ocorrência de grupos de botos-cinza na área, porém não apresentou nenhuma estimativa de abundância para a espécie.

Em sobrevoos realizados pela REDE RIO DOCE MAR no verão de 2019 na região costeira do norte do Espírito Santo para amostragem da megafauna, incluindo cetáceos, foram geradas estimativas para o boto-cinza, golfinho-nariz-de-garrafa e toninha (REDE RIO DOCE MAR, 2019). Para o boto-cinza, estimou-se uma população de 505 botos (IC 95% = 282 – 906). A população de golfinhos-nariz-de-garrafa foi estimada em 950 indivíduos (IC 95% = 280 – 3.221). Entretanto, estas estimativas não foram corrigidas, de modo a considerar os animais não detectados por estarem mergulhados (viés de disponibilidade), que é um problema comum neste tipo de plataforma de pesquisa. A velocidade alta da aeronave ocasiona em perda de grupos que estavam mergulhados durante a sua passagem, não dando tempo para que uma parcela dos animais seja detectada na superfície. Portanto, deve-se considerar que as estimativas para o boto-cinza e golfinho-nariz-de-garrafa estão subestimadas. A estimativa da população de toninhas foi corrigida e resultou em uma abundância de 777 indivíduos (IC 95% = 410 – 1474).

Os dados apresentados neste relatório sugerem uma população de botos-cinza maior que as estimativas anteriores e que uma estimativa recente realizada por meio de sobrevoos para a região costeira da foz do rio Doce. Os dados evidenciam que existe uma grande população de botos-cinza na região, provavelmente dentre as maiores populações da espécie ao longo de sua área de distribuição (e.g., FLACH; FLACH; CHIARELLO, 2008).

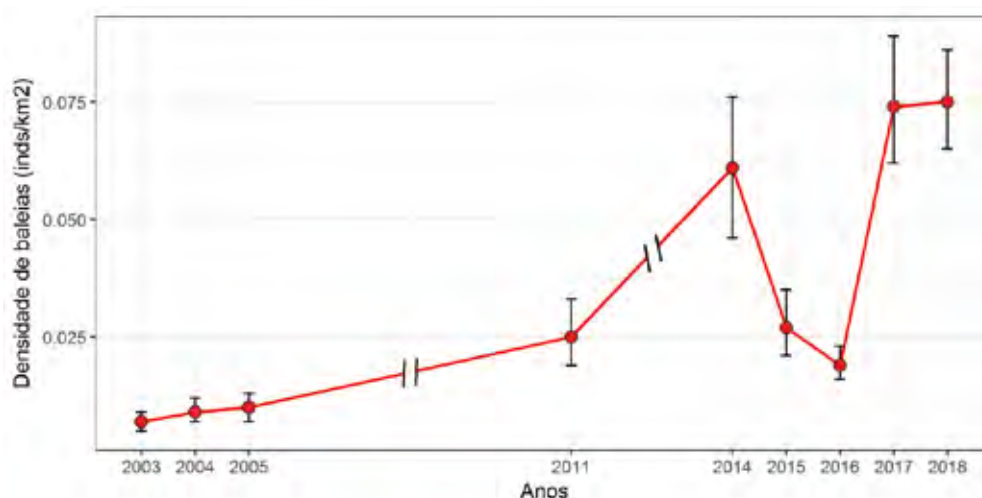
b) Baleia-jubarte

As análises de dados sobre cetáceos coletados a partir de navios-barcaça que realizam a rota entre Belmonte (BA) e Barra do Riacho (ES) entre julho a novembro de 2003 a 2018 revelam tendências na densidade de cetáceos antes e depois do rompimento da barragem. A coleta seguiu a metodologia de transecções lineares com amostragem de distâncias, permitindo a estimativa da densidade de baleias ao longo da rota com correção da detectabilidade (ver BEZAMAT; WEDEKIN; SIMÕES-LOPES, 2015). Para o presente trabalho, foram apresentadas estimativas produzidas no âmbito do monitoramento (INSTITUTO BALEIA JUBARTE, 2019).

Corroborando outros trabalhos desenvolvidos na região com metodologias distintas (e.g., WEDEKIN et al., 2017), é notável o crescimento da densidade da população de baleias-jubarte ao longo da rota dos navios-barcaça durante o período (Figura 153). Este crescimento reflete o crescimento populacional verificado nas últimas décadas, após o fim da caça comercial que quase levou a espécie à extinção. Realizada em 2015, a estimativa de abundância mais recente para a baleia-jubarte na costa brasileira foi de 12.123 baleias (IC 95% = 10.811 – 13.531), mas é provável que esteja subestimada (ver revisão de trabalhos sobre abundância da baleia-jubarte na costa brasileira em PAVANATO et al., 2017).

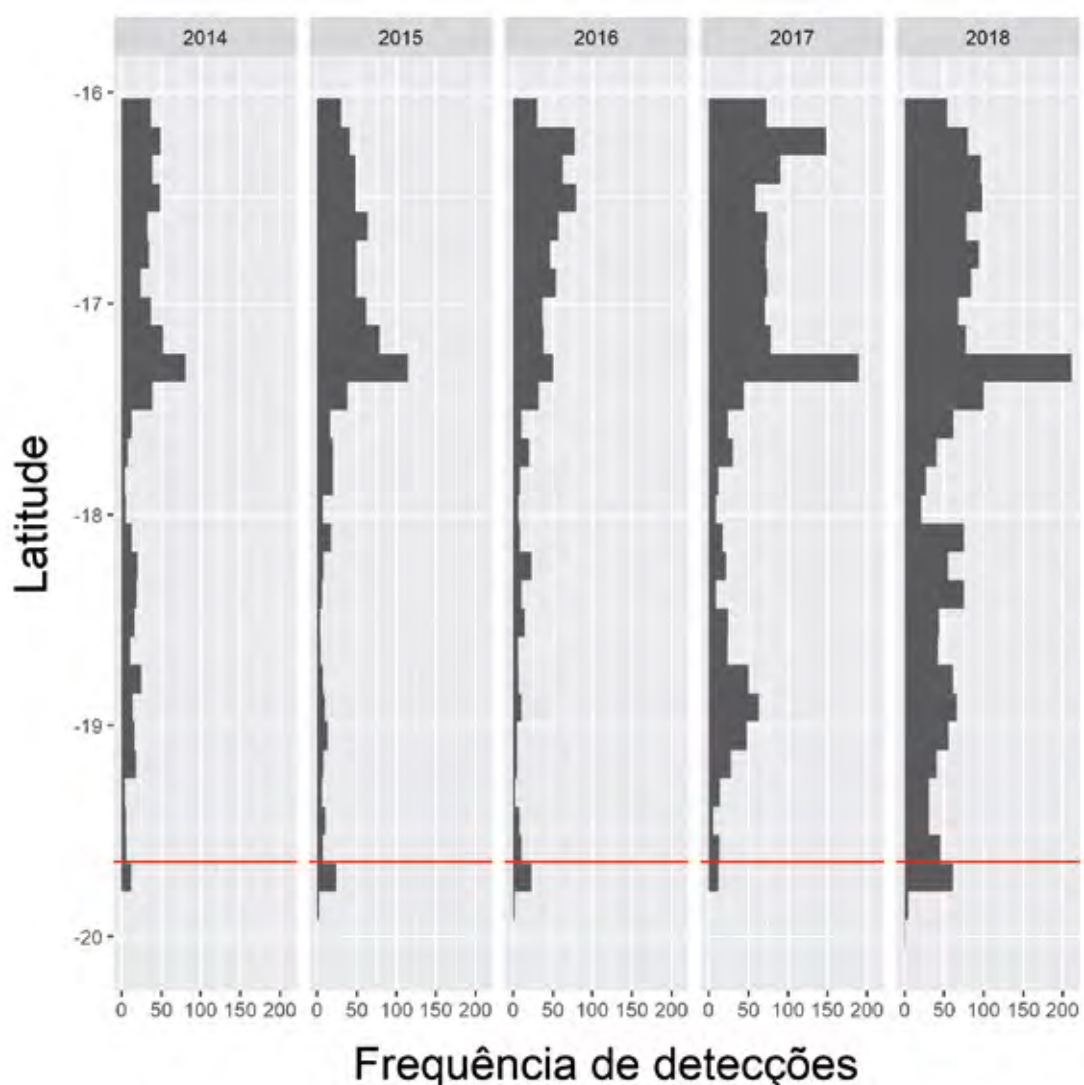
Em 2015 e 2016, a densidade estimada de baleias foi relativamente menor ao longo da rota, voltando a crescer aos níveis mais altos de todo o monitoramento em 2017 e 2018. Estes anos de baixa densidade (2015 e 2016) certamente foram atípicos no que concerne a densidade de baleias na região. Em relação ao rompimento da barragem (novembro de 2015), a densidade diminuiu já na temporada que antecedeu o mesmo (entre julho e novembro de 2015), sendo improvável que exista umnexo causal desta diminuição da densidade com o rompimento da barragem, pelo menos para o ano de 2015. As flutuações na densidade na região costeira foram verificadas em diferentes anos e podem ter relação com mudanças observadas na distribuição e concentração da baleia-jubarte no Banco dos Abrolhos (MARTINS et al., 2013).

Figura 153 – Estimativa de densidade da baleia-jubarte ao longo da rota de navios-barcaça entre Belmonte (BA) e Barra do Riacho (ES) nos anos de 2003 a 2018. Não há dados coletados nos anos de 2006 a 2010, 2012 e 2013 (com dados de Instituto Baleia Jubarte).



Em relação à distribuição da baleia-jubarte nos períodos pré e pós-desastre, os dados coletados nas barcas de transporte de eucalipto e derivados fornecem informações importantes coletadas entre julho e novembro dos anos de 2014 a 2018. Análises da frequência de avistagens de cetáceos em diferentes faixas latitudinais revelaram uma distribuição desigual de cetáceos ao longo da rota de barcas (Figura 154). A frequência absoluta de avistagens na região da foz do rio Doce foi relativamente menor que em outras regiões ao norte da rota de barcas, mesmo nos períodos anteriores ao rompimento da barragem. Não foram detectadas mudanças drásticas no número de detecções entre os períodos pré e pós-desastre.

Figura 154 – Frequência de detecções de cetáceos por faixa latitudinal ao longo da rota de navios-barca entre Belmonte (BA) e Barra do Riacho (ES) nos anos de 2014 a 2018. Linha vermelha indica a latitude da foz do rio Doce (com dados de brutos de Instituto Baleia Jubarte).



2.6.2.2.3 Aumento da mortalidade de cetáceos

A mortalidade por intoxicação direta ou indireta é um dos potenciais efeitos dos danos aos habitats de cetáceos, com consequências populacionais do rompimento da barragem de Fundão sobre os cetáceos. Um conjunto de dados robusto para responder se houve aumento da mortalidade foi proveniente do Programa de Monitoramento de Praias nas Bacias de Campos e Espírito Santo (PMP – BC/ES) realizado por diferentes empresas a serviço da Petrobras. Este programa é uma das condicionantes exigidas pelo IBAMA para realização de atividades de exploração e produção de petróleo e gás nos estados do ES e RJ. Consiste no monitoramento sistemático de praias visando registrar as carcaças de cetáceos (e outros animais como aves e quelônios) encalhadas na costa. Os dados utilizados aqui foram coletados de outubro de 2010 a setembro de 2016 na região costeira monitorada (P0 a P2), que foi dividida em 14 regiões (Figura 155) (SCITECH, 2017).

Figura 155 – Região de abrangência do Programa de Monitoramento de Praias da Bacia de Campos e Espírito Santo (PMC-BC/ES), com 14 divisões geográficas estabelecidas pelo referido programa. Modificado de Scitech (2017).



Execução: Lactec, com dados modificados de Scitech (2017).

Dados das duas espécies mais frequentes registradas no monitoramento de praias foram coletados: o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e a toninha (*Pontoporia blainvillei*), com um total de 499 e 153 carcaças registradas durante o período, respectivamente. Análise exploratória e modelagem estatística foram realizadas com todos os dados do PMP-BC/ES, abrangendo a costa do Espírito Santo e Rio de Janeiro. Esta análise procurou descrever alguns padrões espaço-temporais na frequência de encalhes de cetáceos. Considerou-se, na análise, todo o conjunto de dados disponíveis (ES e RJ) para verificar se possíveis eventos de mortalidade são localizados ou acontecem em uma ampla escala espacial. Além disso, apesar dos rejeitos que chegaram na região marinho-costeira estarem concentrados nas proximidades da foz do rio Doce, existem evidências de que a pluma contendo rejeitos diluídos se espalhou por uma grande área, até o Estado do Rio de Janeiro (MARTA-ALMEIDA et al., 2016).

Os dados do Projeto de Monitoramento de Praias das Bacias de Campos e Espírito Santo (PMP-BC/ES) mostraram uma grande variabilidade espacial e temporal na ocorrência de encalhes para as duas espécies de cetáceos (Figura 156 e Figura 157). Como efeito potencial do rompimento da barragem de Fundão, seria esperado um aumento abrupto do número de encalhes de 2015 (P0) para 2016 (P1 e P2) em regiões próximas da foz, o que se confirmou para algumas regiões específicas. De especial interesse são as regiões 2A e 2B, por estarem imediatamente ao sul e ao norte da foz do rio Doce, respectivamente. Mas não se pode descartar que uma potencial mortalidade seja verificada em uma região mais ampla por conta de processos como a deriva das carcaças, a dispersão da pluma de rejeitos provenientes do rompimento da barragem e a emigração dos animais.

Na região 2A foi observado um aumento do número de toninhas encalhadas entre 2015 e 2016 de 2 para 8 animais, ou seja, um incremento de 300%. Entretanto, foi observada nesta região uma tendência de crescimento de encalhes ao longo de todo o período analisado e oscilações desta ordem de magnitude nos anos anteriores. A oscilação dos encalhes da toninha na região 2A foram similares às observadas na área 1B. Para os botos-cinza não ficou evidente evento de mortalidade elevada nas regiões 2A e 2B, adjacentes à foz do rio Doce. Ressalta-se, porém, que houve um evento de mortalidade desta espécie sem precedentes entre 2015 (P0) e 2016 (P1 e P2) na região 1B, com incremento de 13 para 35 animais encalhados (aumento de quase 170%). A cronologia desta mortalidade é coerente com o evento sendo um efeito direto do rompimento da barragem de Fundão.

Figura 156 – Tendência anual no número de encalhes do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) por região monitorada durante o Projeto de Monitoramento de Praias das Bacias de Campos e Espírito Santo, realizado pela Petrobras entre 2011 e 2016.

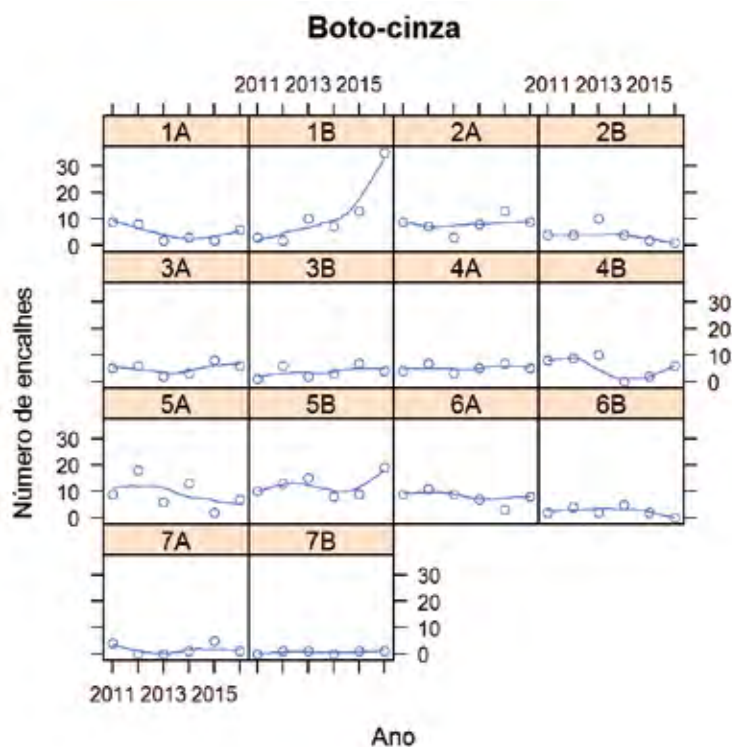
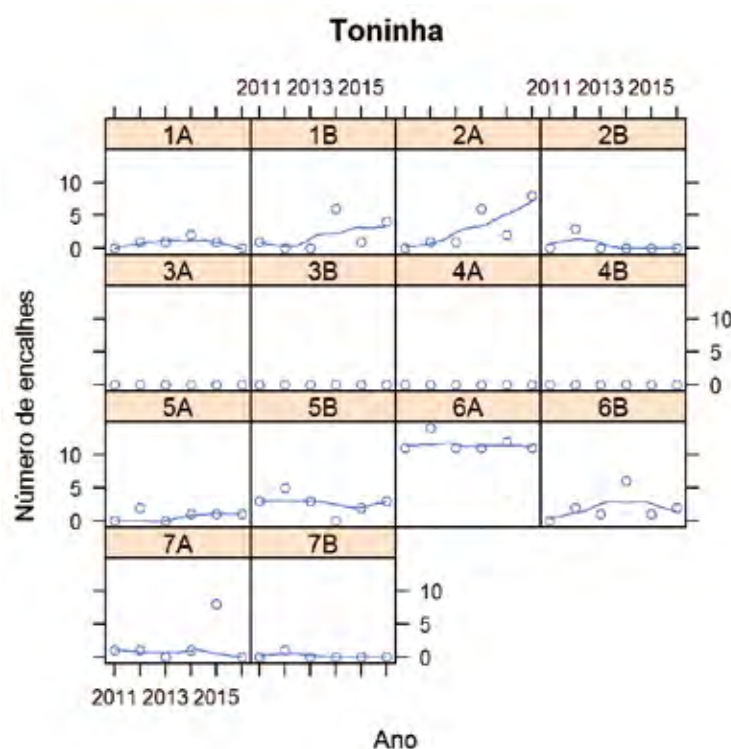


Figura 157 – Tendência anual no número de encalhes da toninha (*Pontoporia blainvillei*) por região monitorada durante o Projeto de Monitoramento de Praias das Bacias de Campos e Espírito Santo, realizado pela Petrobras entre 2011 e 2016.



Para o boto-cinza, apesar de ser GLM com maior número de parâmetros dentre os modelos considerados, o melhor modelo considerou o número de encalhes da espécie variando em função das regiões geográficas e ao longo dos anos (Tabela 44). Este modelo considera que cada região geográfica apresentou oscilações sem uma tendência definida de crescimento ou declínio de encalhes ao longo do período de seis anos monitorados. Os parâmetros estimados pelo modelo ressaltam a tendência distinta da área 1B, que apresentou um crescimento abrupto do número de encalhes da espécie após o rompimento da barragem (de 2015 – P0 para 2016 – P1 e P2). Os gráficos diagnósticos apontam para um bom ajuste do modelo aos dados.

Tabela 44 – Modelos generalizados lineares (GLM) considerados para explicar a variação do número de encalhes do boto-cinza na costa do Espírito Santo e Rio de Janeiro entre 2010 e 2016. Notação: * interação entre as variáveis; + efeito aditivo entre as variáveis.

Variáveis do modelo	Número de parâmetros	AICc	Delta AICc
Ano (tendência) * Área	28	458.4	0.00
Área	14	475.1	16.67
Ano (tendência) + Área	15	476.7	18.34
Ano (fator)	19	476.9	18.50
Ano (fator)	6	743.7	285.36
Ano (tendência)	2	747.5	289.08
Nulo	0	6697.1	6238.67

Para a toninha, o melhor modelo dentre o conjunto de modelos considerados teve uma tendência anual de crescimento do número de encalhes, mas com magnitudes diferentes entre as regiões geográficas (Tabela 45). Os coeficientes estimados do modelo foram significativos e ressaltam o maior número de encalhes observado na região 6A. O modelo que considerou o número de encalhes em função somente da região geográfica também foi considerado plausível (delta AICc menor que 2). Vale ressaltar que os gráficos diagnósticos do melhor modelo (análise de resíduos) mostram que o ajuste do modelo não foi bom, o que se deve, provavelmente, à menor quantidade de dados para esta espécie. Do total de amostras (cada região geográfica em cada ano), quase 54% não apresentaram registros da toninha. Esta inflação de zeros pode ser problemática para as estimativas de parâmetros do modelo (ZUUR; IENO; SMITH, 2007).

Tabela 45 – Modelos generalizados lineares (GLM) considerados para explicar a variação do número de encalhes da toninha na costa do Espírito Santo e Rio de Janeiro entre 2010 e 2016. Notação: * interação entre as variáveis; + efeito aditivo entre as variáveis.

Variáveis do modelo	Número de parâmetros	AICc	Delta AICc
Ano (tendência) + Área	15	240.7	0.00
Área	14	240.8	0.19
Ano (fator) + Área	19	245.9	5.21
Ano (tendência) * Área	28	268.5	27.83
Ano (tendência)	2	556.6	315.98
Ano (fator)	6	558.0	317.32
Nulo	0	8372.6	8131.99

Em resumo, a modelagem estatística dos encalhes apontou um aumento da mortalidade de botos-cinza e toninhas em regiões adjacentes (2A) ou próximas (1B) da foz do rio Doce entre os períodos pré (P0) e pós-desastre (P1/P2). Estas duas espécies são provavelmente os cetáceos mais vulneráveis aos danos do rompimento da barragem de Fundão, por dependerem de habitats costeiros para a sua sobrevivência e por serem residentes desses habitats, muitas vezes permanecendo durante todo o ano na mesma região (ROSSI-SANTOS; WEDEKIN; SOUSA-LIMA, 2006; DANILEWICZ et al., 2009a).

A avaliação dos dados disponíveis sobre a saúde destes animais (coletados durante as necropsias) mostra que uma parte considerável das mortes de cetáceos na região estudada foi decorrente do emalhamento acidental em redes de pesca. Assim, o aumento da mortalidade em determinadas regiões pode também ser decorrente da dinâmica da pesca, como deslocamento da frota pesqueira da região do rio Doce para regiões mais ao norte, após a proibição da pesca em decorrência do rompimento da barragem. Outro processo que pode interferir no número de encalhes é a deriva de carcaças, influenciada por diferentes fatores meteoceanográficos e biológicos (como a predação das carcaças). Estudos na região demonstram que o percentual de animais mortos que encalham nas praias é pequeno, variando de 2 a 12% para a baleia-jubarte (TOCCHIO, 2013). Por conta dos seus habitats costeiros, este percentual deve ser maior para as toninhas e botos-cinza (ver PRADO; SECCHI; KINAS, 2013), mas ainda assim existe uma incerteza considerável nestes dados.

A dosagem dos níveis de EPTs, exames de necropsia destas carcaças e exames histopatológicos podem ajudar a investigar como o aumento da mortalidade observado teve relação com o rompimento da barragem de Fundão.

2.6.2.2.4 Condições corporais e/ou de saúde de *Sotalia guianensis* (boto-cinza)

Nos próximos itens consta a análise de dados e resultados de dosagens de EPTs e da avaliação de doenças e lesões de pele para *Sotalia guianensis* (boto-cinza).

a) Dosagem de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT)

Diferentes instituições coletaram cetáceos mortos encalhados na costa do Espírito Santo no período anterior e posterior ao rompimento da barragem. O Instituto Baleia Jubarte/BA cedeu amostras congeladas de diferentes tecidos e órgãos de cetáceos que encalharam nas praias da região costeira do norte do Espírito Santo no período pré e pós-rompimento da barragem. Estas amostras consistem de pedaços de gordura, músculo, rim e fígado. O primeiro lote de amostras mandado para laboratório foi composto de 26 indivíduos do boto-cinza que encalharam entre agosto de 2011 e março de 2018 em uma ampla faixa litorânea, mas se concentraram na região norte do Espírito Santo, na região costeira do Banco dos Abrolhos entre Conceição da Barra e Regência no Espírito Santo (Figura 158 e Apêndice H). A maioria das amostras é do período após o rompimento da barragem (n = 21), sendo somente cinco amostras do período prévio ao rompimento, que apesar do número reduzido, pode servir como controle temporal (Tabela 46).

Figura 158 – Localização dos encalhes de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) cujas amostras (n = 26) foram dosadas para 19 EPT (1º lote de análises).



Execução: Lactec.

A REDE RIO DOCE MAR também apresentou resultados de dosagens de elementos e substâncias potencialmente tóxicas (ESPT) realizadas no Laboratório de Mamíferos Aquáticos e Bioindicadores (MAQUA) da UERJ (REDE RIO DOCE MAR, 2019). O conjunto de amostras utilizados no trabalho foi de 18 botos-cinza e um golfinho-de-dentes-rugosos encalhados no litoral do Estado do Espírito Santo em um período recente pós-desastre, entre setembro de 2018 e fevereiro de 2019 (REDE RIO DOCE MAR, 2019) (Tabela 46). As concentrações dos seguintes EPT foram analisados: mercúrio total, arsênio, cádmio, cobre, ferro, manganês e zinco.

Para a comparação preliminar entre os períodos pré (P0) e pós-desastre (P1 a P4), foram utilizados os tecidos do fígado que, devido ao seu alto metabolismo, tende a concentrar mais EPTs. Dependendo do conjunto de amostras (LACTEC ou REDE RIO DOCE MAR), a concentração dos elementos diminuiu ou aumentou nos períodos P1 a P4 em relação ao período P0. A alteração mais notável e coerente entre os dois conjuntos de amostras foi dos elementos Mercúrio Total e Ferro, que apresentaram redução da concentração após o desastre. Os padrões de alteração foram ambíguos para o restante dos elementos, que diminuíram ou aumentaram no período pós-desastre, a depender do conjunto de amostras utilizado para comparação.

Entretanto, estes resultados devem ser interpretados com cautela. Primeiramente, ressalta-se que foi observada uma grande variabilidade individual nas concentrações de EPTs. Os três indivíduos com maiores concentrações de mercúrio total e ferro foram observados no período P0 (pré-desastre). Esta variabilidade individual, aliada à pequena amostra de botos-cinza analisada para o período pré-rompimento ($n = 5$), pode ter enviesado a análise. Esta variabilidade individual deve ser controlada ao aprofundar esta investigação, considerando características biológicas individuais que podem interferir no grau de contaminação, como a idade e o sexo dos indivíduos. A baixa representatividade e pequeno tamanho amostral pré-desastre também são fatores limitantes importantes que dificultam a interpretação dos resultados.

As informações sobre dosagens de EPTs nos tecidos de cetáceos do Brasil, que incluem os elementos traço de interesse para a avaliação do impacto do rompimento da barragem de Fundão, são concentradas na costa do estado do Rio de Janeiro (e.g., KEHRIG et al., 2009; LAILSON-BRITO et al., 2012). Em relação ao mercúrio total, a concentração no fígado dos cetáceos na costa do Espírito Santo foi mais elevada que as concentrações observadas em estudos no Estado do Rio de Janeiro.

Tabela 46 – Concentrações médias $\pm$ desvio padrão ($\mu\text{g/g}$ em peso úmido) de elementos potencialmente tóxicos em fígado de botos-cinza encalhados no Estado do Espírito Santo. Células de cor verde mostram diminuição da concentração do EPT em relação ao período P0 (pré-desastre) e células de cor vermelha indicam aumento da concentração do EPT em relação ao período P0.

Elemento Potencialmente Tóxico	LACTEC - PERÍODO P0 (N = 5)	LACTEC - PERÍODO P1 A P4 (N = 21)	REDE RIO DOCE MAR (2019) – PERÍODO P4 (N = 16)
Mercúrio Total (Hg)	250,9 $\pm$ 237,3	36,8 $\pm$ 41,6	35,8 $\pm$ 61,6
Arsênio (As)	0,4 $\pm$ 0,2	0,5 $\pm$ 0,2	0,3 $\pm$ 0,1
Cádmio (Cd)	0,3 $\pm$ 0,3	0,2 $\pm$ 0,2	0,4 $\pm$ 0,4
Cobre (Cu)	10,7 $\pm$ 4,1	7,4 $\pm$ 3,8	12,5 $\pm$ 12,7
Ferro (Fe)	278,6 $\pm$ 55,8	179,9 $\pm$ 111,7	191,0 $\pm$ 90,0
Manganês (Mn)	3,9 $\pm$ 0,6	3,4 $\pm$ 1,9	4,4 $\pm$ 1,8
Zinco (Zn)	49,4 $\pm$ 10,0	41,4 $\pm$ 15,5	60,0 $\pm$ 61,0

Adicionalmente, a REDE RIO DOCE MAR apresentou dosagens de substâncias potencialmente tóxicas (REDE RIO DOCE MAR, 2019), como compostos organoclorado e organobromados (Tabela 47). Destaca-se a presença e alta concentração de diversos contaminantes (REDE RIO DOCE MAR, 2019), mostrando que diferentes fontes de contaminação podem causar danos aos cetáceos da região.

Tabela 47 – Concentrações médias ($\mu\text{g/g}$ em peso úmido) de substâncias potencialmente tóxicas reportadas em REDE RIO DOCE MAR (2019) em tecidos de 18 botos-cinza encalhados no Estado do Espírito Santo entre setembro de 2018 e março de 2019.

Tipo	Substância Potencialmente Tóxica	Tecido adiposo subcutâneo ($\mu\text{g/g}$)
Organoclorados	ΣPCB	40,72
	ΣDDT	17,21
	ΣHCH	0,08
	HCB	0,12
	Mirex	2,20
Organobromados	ΣPBDE	0,27
	$\Sigma\text{MeO-PBDE}$	13,11

Apesar de terem sido observadas altas concentrações e aumentos na concentração de determinados contaminantes presentes nos rejeitos ou que podem ter sido remobilizados com a passagem dos rejeitos após o rompimento da barragem, ainda não é possível afirmar qual é a contribuição do desastre para esta contaminação nos botos-cinza avaliados. Esta dificuldade é decorrente da alta variabilidade individual, que pode ter relação com a variabilidade individual na dieta e uso do espaço dos botos, e pelo baixo número amostral pré-desastre. Existem evidências robustas de que este efeito ocorreu devido ao aumento da concentração de EPTs na água e em peixes que servem de presa para os botos-cinza.

b) Doenças e lesões de pele

Para avaliar a saúde de cetáceos em seu habitat natural, uma das técnicas utilizadas é por meio de utilização de bancos de dados de foto identificação (BOSSART et al., 2015), usada pra várias espécies

de golfinhos (NERY; ESPÉCIE; SIMÃO, 2008; VAN BRESSEM; SANTOS; OSHIMA, 2009; HART et al., 2012; POWELL et al., 2018; LEONE et al., 2019). Estudos utilizando imagens de botos-cinza no Brasil foram desenvolvidos em diferentes regiões com registros de diferentes tipos de lesões para a espécie (VAN BRESSEM; SANTOS; OSHIMA, 2009; NERY; ESPÉCIE; SIMÃO, 2008). Esses estudos mostram a importância de acompanhar ao longo de vários anos diferentes populações de cetáceos para avaliar impactos na saúde e identificar os aspectos que já faziam parte do ambiente em que viviam e os que foram inseridos ao longo do tempo. Este acompanhamento do surgimento de lesões e sua prevalência pode ser realizado através da identificação individual dos botos e reavistagens ao longo dos anos. Além disso conhecer as populações de cetáceos de uma determinada área, auxilia a investigação de surtos por patógenos oportunistas, como o caso de mortalidade em massa de boto-cinza no Rio de Janeiro (GROCH et al., 2018). Informações sobre a saúde dos botos associadas às dosagens de EPTs são cruciais para entender os danos causados pelo rompimento da barragem de Fundão.

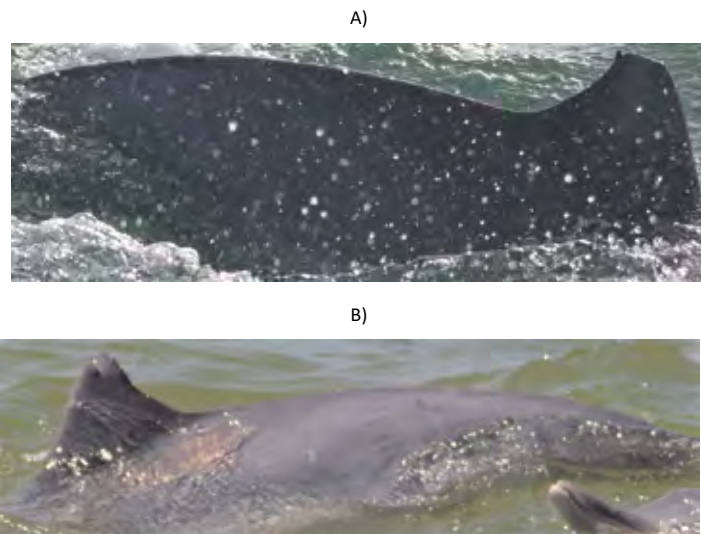
As lesões observadas foram divididas em oito categorias, quais sejam: cicatriz esbranquiçada, manchas brancas, ferida aberta, nódulos, lesões erosivas, mutilações, lesões antropogênicas e manchas escuras. Dos 217 animais foto identificados 80 indivíduos apresentaram pelo menos uma alteração em superfície epidérmica (Tabela 48). A maioria dos indivíduos foi registrado com apenas uma lesão (n = 58), 17 indivíduos apresentaram duas lesões, dois apresentaram três tipos de lesões e dois apresentaram quatro tipos de lesões. Dentre as lesões de pele se destacam quatro tipos que tiveram maior prevalência: as cicatrizes esbranquiçadas, que incluem arranhões únicos superficiais, diferente de interação intraespecífica; feridas abertas, que são as lesões não cicatrizadas que não tem etiologia conhecida, podendo se tratar de um arranhão ou uma área afetada com exposição da derme; manchas brancas, que se caracterizam por uma área de descoloração da epiderme, podendo ser esbranquiçadas ou cinza-claro; e nódulos, que representam áreas circunscritas bem delimitadas com aumento de volume, podendo ser único ou vários. A etiologia da maioria das lesões observadas é desconhecida com exceção das antropogênicas.

Tabela 48 – Tipo de lesão epidérmica em botos-cinza (*Sotalia guianensis*), quantidade absoluta de indivíduos com lesão na região da foz do rio Doce e prevalência nos indivíduos foto-identificados.

Tipo de lesão	Número de indivíduos acometidos	Prevalência em indivíduos identificados
Cicatriz esbranquiçada	37	17,3%
Manchas branca	17	7,9%
Ferida aberta	20	9,3%
Lesão antropogênica (corte linear)	8	3,7%
Mutilação	7	3,3%
Manchas ou pontos escuras	2	0,9%
Nódulo	12	5,6%
Lesão erosiva	3	1,4%

As marcas de origem antropogênica estão associadas a lesões lineares profundas que podem gerar mutilações parcial ou total. As lesões foram observadas em rosto, pedúnculo caudal e principalmente em nadadeira dorsal (Figura 159).

Figura 159 – Exemplos de lesões antropogênicas em botos-cinza da região da foz do rio Doce. Indivíduo RD035 com a nadadeira cortada linearmente (A); Indivíduo RD068 com corte linear na nadadeira dorsal (B).



Fonte: Lactec.

Os tipos de lesões encontrados na população de botos-cinza da região da foz Rio Doce corroboram o que foi descrito na literatura para a espécie. Apesar da maioria das lesões observadas serem não letais, muitas são porta de entrada para microrganismos oportunistas. No Paraná, os boto-cinza foram observados com lesões parecidas com lacaziose e com lesões nodulares (VAN BRESSEM; SANTOS; OSHIMA, 2009). No presente estudo também foram encontradas lesões nodulares, porém em 5,6% dos animais foto identificados, que seria menos da metade do que foi encontrado no Paraná (12,6%). No caso de lesões antropogênicas, na região da foz do rio Doce foram encontradas em 3,7% dos animais registrados, o que é um percentual menor do que foi descrito na baía de Sepetiba (NERY; ESPÉCIE; SIMÃO, 2008). Desta forma, a avaliação preliminar sobre prevalência de lesões epidérmicas indica que o estado de saúde desta população é similar ou melhor do que avaliado para outras populações da espécie.

Outro fator avaliado nos indivíduos de botos-cinza identificados por suas marcas naturais foram sinais de subnutrição. Procurou-se animais com as costelas aparentes, que indicam que a camada de gordura está fina (Figura 160). A subnutrição pode ser decorrência de baixa disponibilidade de recursos ou estado de saúde depauperado. Um percentual de aproximadamente 5% dos botos-cinza identificados apresentou costelas aparentes nos períodos P3 e P4. A condição corporal não pôde ser avaliada durante as análises das fotos, pois uma avaliação mais precisa necessitaria de visualização das regiões cervical, rostro-caudal e lateral (JOBLON et al., 2014). Para esse tipo de avaliação deve ser levado em consideração os dados biométricos e morfológicos coletados de animais encalhados em estágio inicial de decomposição ou com técnicas de fotogrametria em animais vivos.

Figura 160 – Costelas aparentes em botos-cinza identificados nos períodos P3 e P4 na região marinha adjacente à foz do rio Doce.



Fonte: Lactec.

A utilização de imagens para avaliar a saúde de populações de cetáceos é uma importante ferramenta e pode ser utilizada para avaliar a progressão das lesões nos indivíduos afetados (HAMILTON; MARX, 2005; DAURA-JORGE; SIMÕES-LOPES, 2011) e gerar conhecimento sobre quais fatores são comuns nessa população e quais fatores podem ser introduzidos ou induzidos por atividades antrópicas. O conhecimento da saúde da epiderme auxilia em diagnósticos de doenças que causam mortalidade em massa como morbilivírus, que foi diagnosticado primeiro em um boto-cinza encalhado no município de Guriri/ES (GROCH et al., 2014). Posteriormente foi registrado um surto da doença no final de 2017 nas baías de Ilha Grande e de Sepetiba, no Estado do Rio de Janeiro (GROCH et al., 2018). Morbilivírus é tratado como um agente oportunista e aparentemente está associado à baixa imunidade dos hospedeiros. Nesses casos, é importante conhecer o histórico da população pra entender como aquele agente pode ter sido introduzido e quais fatores contribuíram para que isso ocorresse, como a degradação do ecossistema, por exemplo.

Alguns dados sobre saúde e causa da morte de cetáceos estão disponíveis em relatórios técnicos e no sistema online SIMBA, que recebe dados do Projeto de Monitoramento de Praias das Bacias de Campos e Espírito Santo (PMP-BC/ES Petrobras). Mas estas informações são limitadas por conta do avançado estágio de decomposição da maior parte das carcaças encontrada ao longo da costa, que pode comprometer um exame mais acurado e exames detalhados histopatológicos e histoquímicos.

2.6.2.2.5 Diminuição na oferta e/ou qualidade de presas de organismos marinhos

As dietas do boto-cinza, toninha e golfinho-nariz-de-garrafa já foram estudadas na costa do Espírito Santo, incluindo informações relevantes obtidas na região da foz do rio Doce (RODRIGUES, 2014; RUPIL, 2016). As espécies se alimentam principalmente de peixes, mas também de cefalópodes e crustáceos. Para as três espécies de golfinhos costeiros estudadas, destaca-se a importância numérica e biomassa consumida de peixes da Família Sciaenidae (RODRIGUES, 2014; RUPIL, 2016), que inclui diversas espécies de hábitos principalmente demersais, mas também nectônicos, e que são abundantes na zona costeira.

O boto-cinza é a espécie que teve uma amostra de conteúdo estomacal maior e mais representativa. Em relação aos peixes, pelo menos 30 espécies com diferentes hábitos são predadas pela espécie em uma faixa costeira que vai de Belmonte (BA) até o limite sul do estado do Espírito Santo. As presas do boto-cinza variaram sazonalmente, sendo que a maioria tem hábito demersal, são estuarinas e usam predominantemente fundos não consolidados como areia e lodo (RODRIGUES, 2014). Os peixes da Família Sciaenidae são dominantes na dieta do boto-cinza e abundantes na região costeira estudada, indicando uma estratégia alimentar oportunista e generalista dos botos-cinza.

Dados de seis espécimes de botos-cinza que encalharam na região da foz do rio Doce (entre Regência e Pontal do Ipiranga) foram obtidos por meio da análise de seus estômagos (RODRIGUES, 2014). Ao todo 377 presas distribuídas em 17 táxons foram registradas (Tabela 49). A dieta foi composta principalmente de peixes e poucos cefalópodes. Dentre os peixes mais comuns na dieta desta espécie na região da foz do rio Doce, em ordem de importância, estão: a corvina (*Isopisthus parvipinnis*), a pescada (*Macrodon* sp.), a manjuba (*Anchoa* sp.) e o cangoá (*Stellifer rastrifer*). Portanto, destacam-se os peixes da Família Sciaenidae, com a maior riqueza de espécies, número de indivíduos e biomassa ingeridos pelos botos-cinza.

Tabela 49 – Lista de espécies encontradas no conteúdo estomacal de boto-cinza (n = 6) encalhados na região da foz do rio Doce e adjacências entre 2004 e 2012, período prévio ao desastre. Em negrito estão as espécies com mais importância na dieta do boto em termos numéricos e de biomassa.

Táxon	N	Tamanho (cm)	O	B (g)	%N	%O	%B	%IRI
Teleostei								
Albulidae								
<i>Albula vulpes</i>	3	13,1 – 18,4	1	222,8	0,8	16,7	1,3	0,4
Ariidae								
<i>Aspistor luniscutis</i>	2	13,2 – 14,3	1	49,7	0,5	16,7	0,3	0,2
Clupeidae								
<i>Opisthonema oglinum</i>	5	3,9 – 11,1	2	21,8	1,3	33,3	0,1	0,6
Engraulidae								
<i>Anchoa sp.</i>	94	4,0 – 12,1	4	472,9	24,9	66,7	2,8	21,1
<i>Lycengraulis grossidens</i>	6	6,4 – 9,0	1	39,0	1,6	16,7	0,2	0,3
<i>Cetengraulis edentulus</i>	1	6,9	1	9,1	0,3	16,7	0,1	0,1
Carangidae								
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	10	14,2 – 14,6	1	51,2	0,5	16,7	0,3	0,2
Sciaenidae								
<i>Cynoscion virescens</i>	1	10,1	1	14,1	0,3	16,7	0,1	0,1
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	164	1,1 – 13,3	3	2.195,1	43,5	50,0	12,8	32,2
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	1	1,7	1	0,1	0,3	16,7	0,0	0,1
<i>Macrodon sp.</i>	40	4,9 – 37,9	2	12.537,3	10,6	33,3	73,2	31,9
<i>Stellifer rastrifer</i>	28	1,5 – 19,2	4	620,4	7,4	66,7	3,6	8,4
<i>Stellifer brasiliensis</i>	5	1,0 – 8,7	3	31,2	1,3	50,0	0,2	0,9
<i>Stellifer ni</i>	2	1,5 – 8,0	2	12,9	0,5	33,3	0,1	0,2
Mugilidae								
<i>Mugil sp.</i>	7	10,8 – 17,9	2	267,7	1,9	33,3	1,6	1,3
Sphyraenidae								
<i>Sphyraena sp.</i>	3	24,1 – 26,3	1	420,5	0,8	16,7	2,5	0,6
Trichiuridae								
<i>Trichiurus lepturus</i>	9	8,7 – 51,3	2	116,7	2,4	33,3	0,7	1,2
Cefalópodes								
Loliginidae								
<i>Dorytheuthis plei</i>	1	6,7	1	8,8	0,3	16,7	0,1	0,1
Loliginidae ni	3	6,1 – 7,2	2	27,6	0,8	33,3	0,2	0,4

Registros fotográficos obtidos em campo durante as amostragens embarcadas realizadas pela equipe do Lactec constataram que o boto-cinza pode interagir com o fundo lodoso durante suas atividades de alimentação (Figura 161). Foi observado presença de lama em superfície epidérmica da pele de 19 indivíduos diferentes ao longo de todas as campanhas embarcadas realizadas entre 2017 e 2018. O contato direto com o fundo em indivíduos desta espécie, evidenciado por lama aderida ao corpo, já foi descrito em outras áreas e provavelmente está relacionado com a captura de presas demersais ou bentônicas pelo boto-cinza (ROSSI-SANTOS; WEDEKIN, 2006).

Figura 161 – Boto-cinza (*Sotalia guianensis*) com lodo aderido ao corpo, observado durante as amostragens embarcadas realizadas entre 2017 e 2018 pela equipe do Lactec.



Fonte: Lactec.

Para medir a disponibilidade das presas no período após o desastre, foram utilizados dados de arrasto de fundo em seis pontos pré-definidos pela equipe do Lactec na região marinha do rio Doce, em quatro campanhas realizadas entre junho de 2018 e fevereiro de 2019. A técnica de pesca de arrasto de fundo é pouco seletiva, capturando uma ampla gama de espécies e representado grosseiramente a disponibilidade de muitos grupos de peixes. Comparou-se a frequência numérica e biomassa na dieta dos exemplares de botos-cinza coletados na região costeira da foz do rio Doce no período pré-desastre e as capturas nos arrastos de fundo no período pós-desastre (Tabela 50).

Tabela 50 – Comparação sobre a frequência numérica e biomassa de peixes capturados em arrastos de fundo (2018-2019) e ingeridos por botos-cinza (2004-2012) na região da foz do rio Doce e adjacências. N% = indivíduos da família de peixe nos estômagos ou amostras de arrasto / total de indivíduos nos estômagos ou amostras de arrasto; B% = soma dos pesos dos indivíduos da família de peixe / soma dos pesos de todos indivíduos. Em negrito estão as famílias com maior destaque nos arrastos e/ou na dieta dos botos-cinza.

Família de peixes	Arrastos de fundo (n = 24) 2018-2019		Dieta dos botos (n = 6) 2004-2012	
	N%	B%	N%	B%
Acanthuridae	0,0	0,0	-	-
Achiridae	1,3	1,9	-	-
Albulidae	-	-	0,8	1,3
Ariidae	11,4	45,8	0,5	0,3
Batrachoididae	0,0	0,0	-	-
Bothidae	0,0	0,0	-	-
Carangidae	-	-	0,5	0,3
Clupeidae	0,0	0,1	1,3	0,1
Cynoglossidae	1,3	1,1	-	-
Dasyatidae	0,0	0,1	-	-
Diodontidae	0,0	0,0	-	-
Engraulidae	8,3	1,7	27,1	3,0
Haemulidae	0,2	0,4	-	-
Mugilidae	-	-	1,9	1,6
Narcinidae	0,0	0,2	-	-

Família de peixes	Arrastos de fundo (n = 24) 2018-2019		Dieta dos botos (n = 6) 2004-2012	
	N%	B%	N%	B%
Ophichthidae	0,0	0,3	-	-
Paralichthyidae	0,0	0,6	-	-
Polynemidae	0,0	0,1	-	-
Priacanthidae	0,0	0,1	-	-
Pristigasteridae	4,1	0,4	-	-
Sciaenidae	72,8	46,7	64,6	90,2
Scorpaenidae	0,1	0,1	-	-
Serranidae	0,0	0,0	-	-
Sphyraenidae	-	-	0,8	2,5
Stromateidae	0,1	0,0	-	-
Tetraodontidae	0,0	0,0	-	-
Thichiuridae	0,1	0,1	2,4	0,7
Triglidae	0,0	0,0	-	-
Trygonorrhinidae	0,0	0,3	-	-

Comparando a composição e abundância dos peixes encontrados na dieta dos botos e nos arrastos de fundo, observa-se semelhança da dieta com as capturas dos arrastos, com maior abundância e biomassa da Família Sciaenidae. Embora com menor importância, destaca-se também a abundância de peixes da Família Engraulidae nos arrastos e na dieta dos botos. Os animais capturados nos arrastos também se encontram geralmente dentro da faixa de comprimento dos peixes capturados pelos botos. Enfim, análises exploratórias demonstram que a abundância das espécies de peixes capturadas em arrastos varia em função das campanhas, provavelmente refletindo uma sazonalidade na disponibilidade de recursos. Esta sazonalidade dos peixes reflete na sazonalidade da dieta, confirmando que os botos-cinza aproveitam recursos mais disponíveis (RODRIGUES, 2014), apesar de que nenhum teste estatístico foi realizado para comparar a dieta com a disponibilidade de recursos.

Os dados mostraram que existem presas disponíveis para os botos na região após o desastre, possibilitando a ocorrência dos botos na região da foz do rio Doce. Entretanto, diversos danos foram identificados sobre a ictiofauna marinha, como a redução da riqueza, simplificação da estrutura trófica, diminuição na abundância de juvenis e alterações na saúde por acumulação de EPTs. A menor quantidade e qualidade das presas por conta da contaminação poderia afetar a saúde e viabilidade populacional dos botos, por serem organismos de topo de cadeia trófica e estarem bioacumulando estes elementos. Espera-se encontrar efeitos sobre a saúde dos botos ao longo do tempo, reiterando a necessidade da continuidade dos monitoramentos para verificar efeitos de longo prazo nesses organismos.

2.6.3 CONCLUSÕES

No tocante aos quelônios marinhos, as seguintes conclusões podem ser apresentadas:

- Os principais danos devem ter afetado especialmente os sítios de alimentação das espécies, com especial referência a bancos de algas presente ao longo das praias e estuários que apresentam afloramentos rochosos e bancos de corais. Entretanto, este dano parece ter sido temporário, ao menos no que tange à disponibilidade de recursos alimentares. A atual permanência de indivíduos de *Chelonia mydas* na área indica que esta disponibilidade está suprida atualmente. Porém, devido à falta de dados pretéritos ao desastre, não é possível afirmar qual era o cenário anterior, para que seja mensurado eventual dano ambiental.
- Embora haja disponibilidade de recursos, ainda não é possível inferir se os mesmos se encontram contaminados com EPT oriundos da lama de rejeitos na região. O estado aparente de boas condições de saúde dos indivíduos de *Chelonia mydas* na região indica que este dano talvez não tenha ocorrido. Entretanto, a análise ainda é preliminar, demandando a conclusão dos resultados da presença de elementos traço nas algas (e considerando ainda que a manifestação de efeitos possa ocorrer apenas a longo prazo).
- Ainda em relação às condições de saúde dos animais, ressalta-se o encontro de quatro indivíduos de *Caretta caretta* com blefarite (inflamação da pálpebra dos olhos) na temporada reprodutiva de 2017/2018 (FUNDAÇÃO RENOVA, 2018a), condição que demanda avaliações médico-veterinárias detalhadas em encontros futuros com animais e buscar a verificação da causa desta patologia.
- Em relação à reprodução, os dados do TAMAR indicam, até o momento, que não houve perda da capacidade reprodutiva das espécies na região. Entretanto, considerando que as espécies apresentam ciclos bianuais ou trienais de reprodução, novos dados ainda se fazem necessários para confirmar essa condição. Da mesma forma, faz-se necessário avaliar a sobrevivência das ninhadas que emergiram após o desastre. Tal condição, entretanto, somente será possível após avaliação do retorno dos indivíduos nascidos aos sítios de reprodução, condição esperada para os próximos 10 a 20 anos.
- Por fim, em relação ao número de encalhes, os dados do PMP denotam alguma tendência a um aumento dos mesmos na porção ao norte da foz do rio Doce no período de monitoramento 2016/2017, com um possível deslocamento de indivíduos das proximidades da foz (área 2A – Linhares) em direção a São Mateus (área 2B). Entretanto, os dados não são conclusivos, demandando análises das causas mortis dos indivíduos encontrados em óbito nesse período.

Os dados até então obtidos e aqueles provenientes de estudos do Projeto TAMAR e do PMP Baía de Campos – Espírito Santo, indicam que não houve o desaparecimento de nenhuma das espécies de quelônios conhecidas para a região litorânea do Espírito Santo. Os dados obtidos e cedidos pelo PMP não permitiram inferir que houve elevação das taxas de mortalidade na região em função do desastre ocorrido, pois não houve um padrão de aumento de mortalidade ao longo da área avaliada, havendo inicialmente, até um declínio em alguns trechos, com uma aparente tendência posterior de elevação, demandando, portanto, a continuidade dos estudos.

Quanto à reprodução, os dados do TAMAR (2017) e da Fundação Renova (2018a) também sugerem que não houve perda das taxas de recrutamento das espécies. Entretanto, conforme salientam ambos os estudos, faz-se necessária a continuidade do monitoramento em longo prazo para confirmar esta condição, tanto em função dos ciclos bianuais e trienais de reprodução das espécies quanto de forma a se verificar se os animais nascidos após o desastre sobreviverão e garantirão a continuidade dos processos reprodutivos regionais.

Já em relação ao número de encalhes, os dados do PMP indicam alguma tendência ao aumento na porção ao norte da foz do rio Doce no período de monitoramento 2016/2017, possivelmente com um deslocamento de indivíduos das proximidades da foz (área 2A – Linhares) em direção a São Mateus (área 2B). Entretanto, os dados não são conclusivos, demandando análises da *causa mortis* dos indivíduos encontrados em óbito nesse período.

Para os cetáceos, pode-se enumerar pelo menos quatro desafios para mensurar os danos ocasionados aos cetáceos por conta do rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana/MG: (a) ausência de dados pretéritos robustos que sirvam de linha base para comparação com o período pós-desastre; (b) ausência de monitoramento e estudos no período mais crítico, logo após a chegada dos rejeitos ao mar; (c) ausência de dados com séries temporais em longo prazo e coletado de forma sistemática; e (d) presença de múltiplas atividades humanas que também ocasionam danos às populações de cetáceos que vivem na região, incluindo outras fontes de contaminantes.

Um dos exemplos da ausência de informações pretéritas (pré-desastre) é a escassez de valores de referência sobre os níveis de contaminação por EPTs nestas populações. A questão principal é saber se existia contaminação prévia ao rompimento da barragem nos cetáceos que usam a região costeira do Espírito Santo, e qual a contribuição dos rejeitos de mineração para esta contaminação. Foram obtidas amostras de tecidos de animais encalhados do período prévio ao rompimento da barragem, mas estas constituem menos de 10% do total de amostras obtidos até o momento. Este baixo “n” amostral do período pré-desastre pode prejudicar a comparação com o período pós-desastre, devido à alta variabilidade individual nas dosagens de contaminantes verificada para os botos-cinza.

O período subsequente à chegada da pluma de rejeitos ao mar foi crítico para a fauna marinha. Entretanto, não houve coleta de dados populacionais sobre os cetáceos nesta fase inicial e por um período subsequente de dois anos após a chegada da pluma ao mar (períodos P1 e P2), onde se assume que a degradação dos habitats marinho-costeiros foi maior. As informações coletadas foram somente sobre animais encalhados nas praias, e relatos pontuais sobre a ocorrência de botos-cinza na região da foz do rio. As poucas evidências sugerem que os botos permaneceram expostos à pluma com rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão, conforme os dados mais atuais demonstraram. A continuidade dos estudos e monitoramento dos cetáceos poderá responder sobre os efeitos a longo prazo do desastre sobre essa espécie.

Séries longas de coletas sistemáticas que sirvam para o monitoramento de parâmetros populacionais e comparação com as dosagens de contaminantes são fundamentais para entender os danos de desastres ambientais como o rompimento da barragem de Fundão. Para grande parte dos vertebrados, incluindo os cetáceos, geralmente são necessários estudos com mais de 10 anos de coletas para que se tenha um poder estatístico para detectar tendências (GIBBS, 2000). Os períodos precisam de

um prazo maior ainda se o objetivo é detectar mudanças sutis nos parâmetros demográficos, como aqueles que persistem e se manifestam ao longo dos anos por conta da contaminação.

Finalmente, dentre os desafios para a identificação dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão está a dificuldade de separar o efeito de diferentes estressores presentes nos ambientes marinhos, que também podem causar impactos e muitas vezes estes danos são cumulativos sobre os cetáceos (REIJNDERS et al., 2009). Além de outras atividades humanas presentes na costa do Espírito Santo e na bacia do rio Doce que podem gerar contaminação das regiões costeiras, a pesca artesanal (FREITAS NETTO; DI BENEDITTO, 2008) e o tráfego de embarcações também pode causar diferentes danos aos cetáceos da região.

Em resumo, por meio das informações coletadas e analisadas sobre danos aos cetáceos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, até o momento, afirmamos:

- A comunidade de cetáceos na área de estudo compreende 32 espécies, com destaque para seis espécies que usam regiões costeiras, incluindo espécies residentes e ameaçadas de extinção;
- O boto-cinza e a toninha têm como habitat crítico a região costeira adjacente à foz do rio Doce, com concentração de avistagens nesta região estuarina, que é altamente dinâmica e produtiva. As evidências sugerem que o boto-cinza continuou usando esta área estuarina sob forte influência da descarga do rio Doce, mesmo no período crítico logo após a chegada da lama ao mar, tendo sido expostos aos rejeitos de mineração com altas concentrações de contaminantes. Modelagens de nicho ecológico indicam que houve redução da adequabilidade e degradação da qualidade dos habitats do boto-cinza, seguido de uma recuperação parcial da adequabilidade. Dada sua persistência em médio/longo prazo e reversão parcial, a degradação dos habitats de cetáceos foi considerada como um dano gravíssimo;
- Estudos preliminares realizados na região do rio Doce mostraram níveis altos de ESPTs, incluindo diversos elementos potencialmente tóxicos e contaminantes orgânicos, como organoclorados e organobromados;
- Foi possível detectar um aumento do número de animais encalhados de botos-cinza e toninhas em regiões adjacentes ou próximas da foz do rio Doce em cronologia compatível com a do rompimento da barragem de Fundão, bem como a presença de animais com sinais de subnutrição;
- Os botos-cinza e toninhas se alimentam de uma ampla variedade de peixes na região, muitas vezes interagindo diretamente com o substrato marinho para captura de presas demersais. Houve diversos danos à ictiofauna marinha que resultam em diminuição da oferta e qualidade das presas destes cetáceos ameaçados de extinção;
- Análises da presença e das dosagens de contaminantes em cetáceos e suas presas, que incluam o uso de outros tipos de tecidos como dentes, aliado ao monitoramento das populações em longo prazo (incluindo parâmetros como mortalidade, abundância e saúde) contribuirão para compreender a gravidade dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão nos cetáceos;

- Dado o cenário complexo de conservação dos cetáceos existente na região, que inclui diversas atividades humanas que causam danos em sinergia, recomenda-se abordagens baseadas no manejo ecossistêmico, progressivas e integradas, de modo a mitigar os danos causados pelo desastre. Assim, diminuindo os danos das diversas atividades que prejudicam os ecossistemas marinhos e as populações de cetáceos, aumentando a capacidade de carga deste ambiente.

As evidências sugerem que os quelônios e cetáceos que ocorriam na região de abrangência de estudo não deixaram a área no período logo após a chegada dos rejeitos ao mar. O monitoramento realizado em campo a partir de 2017 permitiu confirmar a ocorrência de populações de espécies costeiras nos locais amostrados, que utilizam e/ou dependem da área da foz do rio Doce e adjacentes, também nesse período. O registro desses organismos na região durante todo o período posterior à ocorrência do desastre indica que esses animais estão expostos à degradação do ambiente causada pela chegada e constante disponibilização de rejeitos nesse ambiente. A degradação da qualidade ambiental dos ecossistemas costeiros e marinhos em decorrência da onda de lama e rejeitos que percorreu o rio Doce e chegou ao mar foi evidente.

As respostas de animais de vida longa não ocorrem da mesma forma e com a mesma velocidade que o observado para outros organismos. As suas capacidades adaptativas permitem ajustes fisiológicos e comportamentais frente à distúrbios ambientais. Essa capacidade, ao mesmo tempo que favorece os animais em situações de estresse, pode expor indivíduos a condições adversas, como a presença de EPTs, que se acumularão em seu corpo com o passar do tempo. Danos relacionados à contaminação para quelônios e cetáceos podem demorar anos a serem identificados. Dessa forma, novamente ressalta-se a essencialidade do monitoramento a longo prazo das populações de quelônios e mamíferos marinhos e de suas condições de saúde, reprodução e sobrevivência.

3 ESTUÁRIOS

Os estuários são ecossistemas de transição e são fortemente influenciados pela entrada de água doce do rio e água salgada do mar pela ação das marés, ocasionando grande variabilidade de suas propriedades físicas, químicas e biológicas (MMA, 2010b; LANCELOT; MUYLAERT, 2011). Os estuários foram avaliados separadamente do ambiente marinho pois são ambientes muito particulares, e caracterizados por serem sistemas biológicos únicos dentro do ecossistema.

Os estuários avaliados nesse estudo foram os do rio Doce e do rio Piraquê. A foz do rio Piraquê é formado pela confluência dos rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, e encontra-se no chamado Litoral Sudeste, que inicia na margem direita (ou sul) do rio Doce. Ao norte do rio Doce encontra-se um conjunto de lagoas que compõe vários vales fluviais (MMA, 2018). Dessas lagoas, apenas a lagoa ou laguna Monsarás apresentou características salobras, pelo menos em algum período estudado, e dessa forma os resultados desse ambiente estão também apresentados neste item (Figura 162).

Figura 162 – Área de estudo para os estuários.



Execução: Lactec.

Para os estuários, incluindo a Lagoa Monsarás, são descritos os danos do rompimento da barragem de Fundão sobre a **qualidade das águas** e sobre as comunidades biológicas frequentemente utilizadas como bioindicadores: o fitoplâncton e o zooplâncton, aqui tratados como **comunidades planctônicas**. De forma semelhante foram elencados danos relativos à **qualidade dos sedimentos** e na fauna associada, as **comunidades bentônicas**. Na sequência são apresentados os danos sobre a **ictiofauna**.

Para este ambiente também foi estudado o **ictioplâncton**, entretanto, os resultados obtidos até o momento não permitem a caracterização de danos advindos do desastre da Samarco. Assim, os resultados para essa área temática são apresentados no capítulo 7, subitem 7.1.2.

3.1 DANOS À QUALIDADE DAS ÁGUAS

Logo antes de atingir a região marinha, a lama de rejeitos minerários atingiu o estuário do rio Doce, também no dia 21/11/2015, alterando os aspectos qualitativos das águas na região costeira (CPRM, 2016). Assim, no presente documento são apresentados resultados da avaliação de dados físicos e químicos das águas do ambiente estuarino do rio Doce, relativos ao período posterior ao desastre do rompimento da barragem de Fundão, entre novembro de 2015 e dezembro de 2018, originados pelo Lactec, pela Fundação Renova, IEMA/ES e UFES que realizaram estudos para avaliação da qualidade das águas do estuário do rio Doce. Também foram avaliadas alterações na qualidade das águas do estuário do rio Piraquê-açu e da lagoa Monsarás. A apresentação de tais resultados visa subsidiar a compreensão dos danos à qualidade das águas estuarinas decorrentes do desastre, que foram os mesmos identificados na região marinha, sendo estes: o aumento na concentração de sólidos na água, diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido na água e o aumento da concentração de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs).

Os efeitos do aumento da concentração de sólidos e redução das concentrações de oxigênio dissolvido nas águas do estuário do rio Doce são os mesmos descritos no item 2.1 para as águas salinas. Ressalta-se que o estuário do rio Doce pode ser considerado um estuário raso, porém apresenta uma boa circulação de águas devido ao alto aporte hídrico favorecendo a reoxigenação da água.

Quanto ao aumento das concentrações de EPTs nas águas do estuário do rio Doce, foram avaliados os mesmos metais que foram avaliados na região marinha, que apresentam as características descritas no item 2.1.4, e nas águas continentais.

3.1.1 METODOLOGIA

Neste item estão apresentadas as diversas etapas metodológicas que se mostraram necessárias para a mensuração dos danos à qualidade das águas do estuário do rio Doce, da lagoa Monsarás e do estuário do rio Piraquê-açu causados pelo rompimento da barragem de Fundão. Foram indicadas as fontes de dados utilizadas, a compartimentalização da área avaliada, a segmentação temporal adotada, bem como a definição empregada para a escala de magnitude dos danos visando sua classificação no período imediatamente após o rompimento e sua evolução ao longo do tempo.

3.1.1.1 Base de dados

3.1.1.1.1 Dados primários

No tocante a dados primários, nos ambientes estuarinos, foram avaliados dados referentes à uma campanha realizada entre os dias 03 e 05 de julho de 2018 (período seco). As coordenadas das 5 estações de monitoramento nos ambientes estuarinos são apresentadas na Tabela 51 e a localização destas apresentada na Figura 163.

Tabela 51 – Estações de monitoramento em ambientes de água salobra.

Estação de monitoramento		Longitude	Latitude
Lagoa Monsarás	L6	-39,8016	-19,5587
	L7	-39,77096	-19,55659
Estuário do Rio Doce	C1	-39,8502	-19,5627
	C2	-39,8216	-19,6461
Estuário do rio Piraquê-açu	C10	-40,1540	-19,9509

A metodologia utilizada para coleta das amostras, determinação de parâmetros *in situ* e registros das condições de contorno no momento das amostragens estão descritas no item 2.1.1.1.1. Os laudos laboratoriais encontram-se no Apêndice A.

3.1.1.1.2 Dados secundários

Os principais levantamentos de dados de qualidade da água pós-desastre nas regiões estuarinas foram realizados pela Fundação Renova, por instituições acadêmicas, destacando-se a Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), e pelo IEMA/ES.

O levantamento de dados mais robusto foi realizado pela Fundação Renova, a qual promoveu coletas de amostras nos três ambientes estuarinos avaliados. As primeiras amostras de água, na região estuarina foram coletadas pela UFES nos dias 09, 11, 18 e 20 de novembro/2015; por empresa contratada pela Samarco nos dias 11 e 14 de novembro/2015 e pelo IEMA nos dias 10 e 17 de novembro/2015, podendo os resultados serem considerados como linha-base visto que foram coletados anteriormente à chegada da pluma de rejeitos no dia 21/11/2015. Ressalta-se que, para fins de uniformização, os dados coletados no início do período emergencial pela Samarco e os dados provenientes da Fundação Renova coletados posteriormente foram referenciados da mesma forma, utilizando-se o termo “Renova”. Entretanto, cabe ressaltar que esses dados são provenientes das duas instituições.

Posteriormente à chegada da onda de cheia, foram realizadas novas amostras por estas três instituições, sendo que o IEMA/ES e a Fundação Renova fizeram análises com periodicidade regular (a cada dois dias aproximadamente). As amostragens do IEMA/ES se estenderam até agosto/2016 e as da Fundação Renova com estas características até julho/2017, período nominado de emergencial neste relatório. Após julho/2017, a Fundação Renova passou a monitorar a qualidade das águas de acordo com o estabelecido no Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos – PMQQS, onde a periodicidade de coleta de dados passou a ser mensal na região costeira, os dados provenientes deste período foram identificados como “PMQQS” no presente relatório. O banco de dados de qualidade da água referente ao período emergencial foi fornecido pela Fundação Renova e o banco de dados referente ao período do PMQQS foi fornecido e validado pelo Grupo Técnico de Acompanhamento do Programa de Monitoramento Quali - Quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos do rio Doce, Zona Costeira e Estuários, instituído pelo Comitê Interfederativo, ambos através de *e-mail*.

Foram avaliados os relatórios abrangendo o tema de qualidade da água elaborados por outras instituições (UFES e IEMA/ES). Os dados apresentados neste relatório e utilizados na avaliação dos danos foram retirados de relatórios emitidos pela UFES, já os dados oriundos do IEMA/ES foram recebidos na forma bruta através de e-mail. Após a análise dos relatórios da UFES, foi utilizado os dados provenientes do relatório que consolidou as diferentes campanhas realizadas pela UFES no estuário do rio Doce: 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 (UFES, 2017).

3.1.1.2 Compartimentalização da área avaliada

Conforme descrito na introdução deste volume, o ambiente estuarino foi identificado como o compartimento 4. Para a avaliação das alterações da qualidade das águas, este compartimento foi segmentado em três sub compartimentos visando o entendimento da abrangência e magnitude dos danos em cada um dos três estuários avaliados. Os compartimentos definidos são apresentados na Tabela 52 e podem ser visualizados na Figura 163 em conjunto com as estações amostrais de qualidade da água, tanto de dados primários como de dados secundários. As estações amostrais que representam cada compartimento foram listadas na Tabela 53.

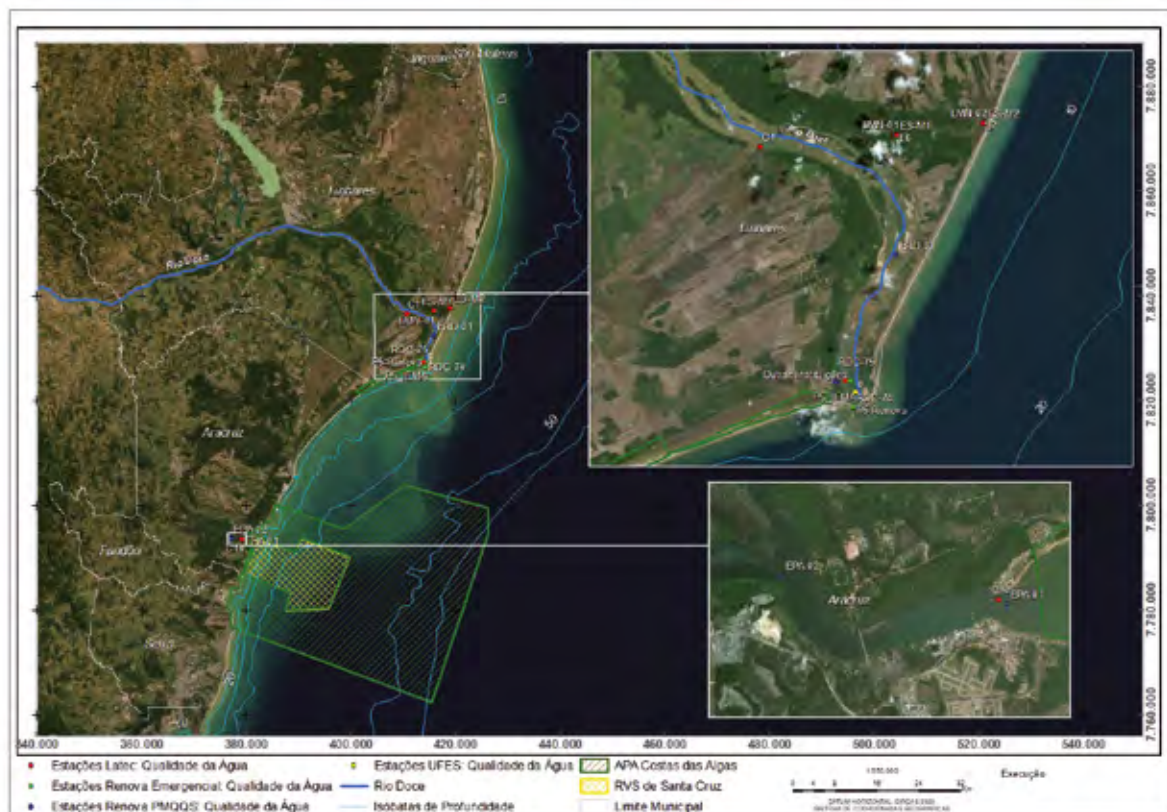
Tabela 52 – Compartimentalização do ambiente estuarino.

Estuário do rio Doce	Lagoa Monsarás	Estuário do rio Piraquê-açu
Compartimento 4-A	Compartimento 4-B	Compartimento 4-C

Tabela 53 – Estações amostrais em cada compartimento do ambiente estuarino.

Compartimento	Estações de Monitoramento			
	Lactec	Renova - Emergencial	Renova PMQQS	Outras Instituições (UFES, IEMA)
Compartimento 4-A	C1, C2	P5-Renova, P5-IEMA	ERD-01, RDO-16	P-5 (IEMA), Pontos com nomenclatura variada (UFES)
Compartimento 4-B	L6, L7	ES-M1, ES-M2	LMN-01, LMN-02	ES-M1, ES-M2 (IEMA)
Compartimento 4-C	C10	-	EPA-01, EPA-02	-

Figura 163 – Compartimentalização do ambiente estuarino e principais pontos de monitoramento da qualidade das águas avaliados em cada compartimento.



Execução: Lactec.

3.1.1.3 Segmentação temporal

Nesse documento, apresentam-se os resultados da avaliação dos danos quanto às alterações na qualidade da água em relação às condições de linha-base (anterior ao desastre) e entre diferentes janelas temporais após o desastre. A segmentação temporal utilizada para o ambiente estuarino foi a mesma da região marinha, conforme descrito no item 2.1.1.3.

3.1.1.4 Mensuração dos danos

Os métodos adotados para a mensuração dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão em relação à qualidade das águas estuarinas são de forma similar ao apresentado no item 2.1.1.4.

Para o Estuário do rio Piraquê-açu e Lagoa Monsarás os danos são avaliados qualitativamente, através da caracterização da qualidade ambiental das águas destes estuários baseados nos padrões de qualidade da legislação nacional, e de forma complementar com referências internacionais. A descrição metodológica para esta avaliação está descrita no item 3.1.1.4.2.

3.1.1.4.1 Estuário do Rio Doce (4-A)

3.1.1.4.1.1 Escala de magnitude dos danos à qualidade da água

Os danos relacionados à qualidade das águas tiveram sua magnitude mensurada de acordo com a variação dos valores dos indicadores, que tiveram suas alterações classificadas na seguinte escala: Categoria A, Categoria B e Categoria C. Sendo que a definição das diferentes categorias é apresentada a seguir.

Categoria A: valores de acordo com os limites da classe 1 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salinas e dentro da variação histórica pré-desastre;

Categoria B: valores de acordo com a variação histórica pré-desastre, mas que não atenderam aos limites da classe 1, ou então, valores que extrapolaram a variação histórica pré-desastre, mas que atenderam aos limites da classe 1;

Categoria C: valores em desacordo com os limites da classe 1 da Resolução CONAMA Nº 357/2005 para águas salinas e que extrapolaram a variação histórica pré-desastre.

Ressalva-se que para a região em estudo não existe enquadramento definido para as águas estuarinas e desta forma optou-se por utilizar a classe 1 como referência por ser a mais restritiva e condizente com os usos da água na região. Conforme a resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), ambientes de águas salobras de classe 1 podem destinados à recreação de contato primário (tais como natação, esqui aquático e mergulho); à proteção das comunidades aquáticas; à aquicultura e à atividade de pesca; ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado; e à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película, e à irrigação de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto.

De forma complementar, devido a inexistência de dados pré-desastre para a variável chumbo total no estuário do rio Doce, foram utilizados padrões internacionais estabelecidos em publicação da *National Oceanic and Atmospheric Administration - NOAA*, dos Estados Unidos, denominada *Screening Quick Reference Tables* (BUCHMAN, 2008), que reúne padrões de qualidade das águas utilizados em diversos países em uma única publicação. Os valores utilizados são baseados em testes que avaliam os efeitos das concentrações de parâmetros de qualidade sobre a biota aquática, desta maneira são limites que caso ultrapassados são esperados a ocorrência de efeitos sobre a biota aquática. Para o chumbo total, foi utilizado o “critério de efeitos crônicos”, que é a concentração máxima de um determinado parâmetro químico na água para a qual organismos aquáticos podem ser expostos indefinidamente sem resultar em um efeito adverso.

Para o parâmetro turbidez, devido a inexistência de padrões para águas salobras na Resolução CONAMA Nº 357/2005 e nas normativas internacionais consideradas, utilizou-se para a classificação do dano dois limiares baseados na linha base, o máximo histórico registrado e o percentil 75 % dos dados da linha base, que representa um valor que ocorre com frequência de 25 %, podendo ser considerado como um valor acima da média histórica. De forma similar, para o parâmetro oxigênio dissolvido, devido a inexistência de dados pré desastre, foram utilizados limiares para a mensuração do dano baseados na classe 1 e 2 da Resolução CONAMA Nº 357/2005.

3.1.1.4.1.2 Classificação e evolução dos danos à qualidade da água

Os danos à qualidade de água foram classificados em relação a sua magnitude (pouco grave, grave e gravíssimo) de acordo com os indicadores listados na Tabela 10 (item 2.1.1.4). Inicialmente, a classificação ocorreu para cada dado pós-desastre do estuário do rio Doce. Assim, cada um dos dados pós-desastre teve seu valor comparado com o limite legislado (ou outra referência, caso o limite seja inexistente) e com o máximo histórico registrado no período pré-desastre (no caso do oxigênio dissolvido, o mínimo histórico), conforme Tabela 54, Tabela 55 e Tabela 56. Posteriormente, o dado foi classificado em “Categoria A”, “Categoria B” e “Categoria C”, conforme item 3.1.1.4.1.1.

Após essa classificação inicial dos dados, a metodologia para a classificação dos danos e posterior definição da tendência de evolução foi a mesma metodologia utilizada no ambiente marinho, conforme descrito no item 2.1.1.4.2.

Tabela 54 – Padrões utilizados para classificação da magnitude das alterações dos indicadores do dano referente ao aumento das concentrações de sólidos na água.

Dano	Indicador	Magnitude do Dano	
		Padrão 1 - Terceiro Quartil linha base	Padrão 2 - Máximo histórico linha base
Aumento das concentrações de sólidos na água	Turbidez (NTU)	69	480

Tabela 55 – Padrões utilizados para classificação da magnitude das alterações do indicador do dano referente a redução das concentrações de oxigênio dissolvido.

Dano	Indicador	Magnitude do Dano	
		Padrão 1 - Classe 1 CONAMA 357 Águas Salobras	Padrão 2 - Classe 2 CONAMA Águas Salobras
Redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	5	4

Tabela 56 – Padrões utilizados para classificação da magnitude das alterações dos indicadores do dano referente ao aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos – EPT na água.

Dano	Indicador	Magnitude do Dano	
		Padrão 1 - Classe 1 CONAMA nº 357/2005	Padrão 2 - Máximo histórico linha-base
Aumento das concentrações de EPTs na água	Alumínio dissolvido (mg/l)	0,1	0,177
	Arsênio total (mg/l)	0,01	0,03048
	Cádmio total (mg/l)	0,001	0,005
	Chumbo total (mg/l)	0,01	0,0081*
	Cobre dissolvido (mg/l)	0,005	0,0175
	Cromo total (mg/l)	0,05	0,73993
	Ferro dissolvido (mg/l)	0,3	0,202
	Manganês total (mg/l)	0,1	0,983
	Mercúrio total (mg/l)	0,0002	0,0008
	Níquel total (mg/l)	0,025	0,01041
	Zinco total (mg/l)	0,09	0,042

Observações: *De forma complementar foi utilizado o critério de efeito crônico estabelecido em Buchman (2008) para o indicador chumbo total, devido a inexistência de dados pré-desastre.

3.1.1.4.2 Estuário do rio Piraquê-açu e Lagoa Monsarás (4-C e 4-B)

Para o estuário do rio Piraquê-açu (Compartimento 4-C) e lagoa Monsarás (Compartimento 4-B), como anteriormente mencionado, os possíveis danos a estes ambientes foram avaliados qualitativamente tendo em vista a inexistência de dados pretéritos que viabilizassem uma análise aprofundada da ocorrência de eventuais danos oriundos da chegada da pluma de sedimentos nestes ambientes, bem como da magnitude destes danos. Desta forma, estas áreas foram caracterizadas quanto a sua qualidade ambiental, tendo como referência os padrões de qualidade para corpos hídricos da legislação nacional. Além disso, de forma complementar, também foram consideradas para a análise referências internacionais, apresentadas pela publicação de Buchman (2008), que define classes de riscos potenciais à biota quando expostas a diferentes concentrações de elementos químicos, conforme apresentado na Tabela 57.

Ambos os ambientes, o estuário do rio Piraquê-açu e a lagoa Monsarás, são classificados como ambientes de transição, representando locais de interação entre águas salinas oriundas da região marinha, e águas doces, providas da drenagem continental, que se misturam em função de forçantes ambientais como maré e vazão. Desta forma, ambos os ambientes apresentaram variações de salinidade, resultante da interação entre as massas d'água salinas e doces e, assim, adotou-se como critério de enquadramento para ambos os corpos de água, a classificação e padrões de referência definidos na resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras (salinidade superior a 0,5 e inferior a 30).

Vale ressaltar que, embora reconhecido pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) como lagoa Monsarás, este corpo hídrico na realidade é um ambiente lagunar, ocorrendo a abertura de sua barra em eventos esporádicos ao longo do tempo e, assim, apresentando conectividade com a

região marinha adjacente. Este fato, reafirma o enquadramento deste corpo hídrico como ambiente de transição, havendo neste local a interação entre águas doces e salgadas.

Para a caracterização destes dois ambientes foram realizadas medições de parâmetros físicos e químicos *in situ*, bem como foram coletadas amostras de águas para a caracterização química, ou seja, análise da concentração de diversos parâmetros químicos em laboratório (*ex-situ*).

Ainda, além da campanha realizada pelo LACTEC em 03/07/2018, foram incorporados à análise fonte de dados secundários de outros levantamentos e monitoramentos realizados na região por outras instituições (Fundação Renova e IEMA/ES), que tiveram como foco a análise e interpretação de dados ambientais dos mesmos ambientes, visando a avaliação e monitoramento dos possíveis efeitos do desastre em estudo, conforme anteriormente descrito no item 3.1.1.1.2. Desta forma, para a caracterização do estuário do rio Piraquê-açu foram utilizados dados do PMQQS, enquanto que para a lagoa Monsarás, foram disponibilizadas informações das bases de dados do PMQQS; RENOVA (dados coletados no início do período emergencial pela Samarco e dados provenientes da Fundação Renova) e IEMA/ES. Estas informações secundárias foram apresentadas graficamente em conjunto com os dados primários com o objetivo de possibilitar uma melhor interpretação das variações temporais dos parâmetros avaliados, permitindo a identificação de possíveis padrões de variação temporal (seco/chuvoso), bem como de tendências de incremento ou diminuição de ocorrência ao longo do tempo.

Importante salientar que, embora os pontos amostrais entre as fontes não sejam geograficamente coincidentes, as informações levantadas por cada base de dados em cada um dos ambientes foram utilizadas para representar o corpo hídrico em si, ou seja, mesmo havendo o deslocamento do ponto amostral para montante ou jusante, as análises referem-se ao mesmo corpo hídrico e, desta forma, podem ser utilizadas em conjunto para a caracterização do ambiente.

As variáveis de qualidade das águas analisadas em laboratório (*ex-situ*) tiveram seus valores comparados com padrões de qualidade de água nacionais e concentrações de referência internacionais de possível efeito a biota, no intuito de se verificar não conformidades, valores elevados ou tendências temporais de concentração dos parâmetros analisados. Os padrões de qualidade nacional utilizados foram os estabelecidos pela resolução CONAMA Nº 357/2005 para águas salobras de classe 1. Os padrões internacionais utilizados foram os estabelecidos como referência em publicação do *National Oceanic and Atmospheric Administration*, dos Estados Unidos, denominada *Screening Quick Reference Tables* (BUCHMAN, 2008) que reúne padrões de qualidade das águas utilizados em diversos países em uma única publicação. Os valores utilizados são baseados em testes que avaliam os efeitos das concentrações de parâmetros de qualidade sobre a biota aquática, desta maneira são limites que caso ultrapassados são esperados a ocorrência de efeitos sobre a biota aquática.

A critério de avaliação, os resultados registrados foram comparados com os limites estabelecidos pela legislação nacional vigente. Devido à ausência de outros critérios, as concentrações recomendadas por padrões internacionais supracitadas também foram utilizadas.

Na Tabela 57 (EPTs) e na Tabela 58 (turbidez) estão apresentados os parâmetros de qualidade de água utilizados na presente avaliação, com os respectivos limites de referência utilizados.

Tabela 57 – Limites de referência utilizados para avaliação das concentrações de EPTs no estuário do rio Piraquê-açu e na lagoa Monsarás. Limites de concentração e padrões internacionais de referência utilizados para avaliação da qualidade das águas do Estuário do rio Piraquê-açu e Lagoa Monsarás.

Parâmetro	Resolução CONAMA 357/2005 Águas Salobras classe 1	Concentração de Efeito Crônico - Marinho	Concentração de Efeito Agudo - Marinho
Alumínio dissolvido (mg/L)	0,1	-	-
Chumbo total (mg/L)	0,01	0,0081	0,21
Cobre dissolvido (mg/L)	0,005	-	-
Cobre total (mg/L)	-	0,0031 mg/L	0,09 mg/L
Ferro dissolvido (mg/L)	0,3	-	-
Mangânese total (mg/L)	0,1	0,1	-
Zinco total (mg/L)	0,09	0,081	0,09

Tabela 58 – Limite de referência utilizado para a avaliação dos valores de turbidez no estuário do rio Piraquê-açu e na lagoa Monsarás Indicadores relacionados à pluma de material em suspensão.

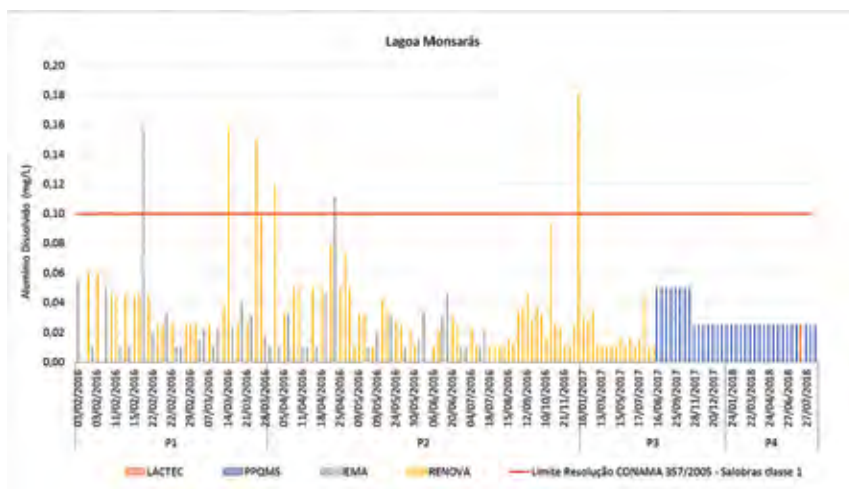
Variável de qualidade de água	Valor de referência	Referência
Turbidez (Valor capaz de influenciar a fotossíntese e de alterar a estrutura trófica devido à restrição da luminosidade)	30 UNT	(Fabricius 2005; Lunt e Smee, 2014)

Referente ao parâmetro Oxigênio Dissolvido – OD, este foi comparado a concentração estabelecida pela resolução CONAMA Nº 357/2005 para águas salobras de classe 1 que define, para qualquer amostra, concentração de oxigênio superior a 5 mg/L.

Ainda, embora não tenha valor definido em legislação vigente, o parâmetro Sólidos Suspensos Totais (SST), foi avaliado tendo por finalidade verificar qualquer alteração, tendência de comportamento, ou correlação com demais parâmetros, que pudesse ser associado a influência, ou não, da pluma de sedimento de rejeito na área em análise.

Para as variáveis de qualidade da água que apresentaram resultados acima dos limites de quantificação foram também elaborados gráficos de barra com as concentrações totais dos parâmetros e suas frações dissolvidas e com a representação dos padrões estabelecidos para aquele parâmetro, no intuito de demonstrar graficamente o comportamento daquele parâmetro em todos os pontos amostrais. Um exemplo do gráfico utilizado pode ser verificado na Figura 164. Ressalta-se que foram avaliadas apenas amostras de águas de superfície do estuário do rio Piraquê-açu e da lagoa Monsarás.

Figura 164 – Exemplo dos gráficos utilizados na avaliação de resultados.



As variáveis que apresentaram resultados abaixo do limite de quantificação em todas as estações de monitoramento no Estuário do rio Piraquê-açu e Lagoa Monsarás não foram avaliadas individualmente, visto que não foram detectadas concentrações passíveis de discussão. Este caso aplica-se aos seguintes parâmetros químicos para a Lagoa Monsarás: Arsênio total, Bário total, Cádmio total, Cobre total, Cromo total, Mercúrio total e Níquel total; e para o Estuário do rio Piraquê-açu: Arsênio total, Bário total, Cádmio total, Chumbo total, Cobre dissolvido, Cromo total, Mercúrio total e Níquel total.

3.1.2 ESTUÁRIO DO RIO DOCE

3.1.2.1 Aumento da concentração de sólidos na água

Cada um dos dados de turbidez pós-desastre foi classificado de acordo com as categorias A, B e C e são apresentados na Figura 165. Os dados apresentados foram obtidos na área estuarina do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQMS) e pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018.

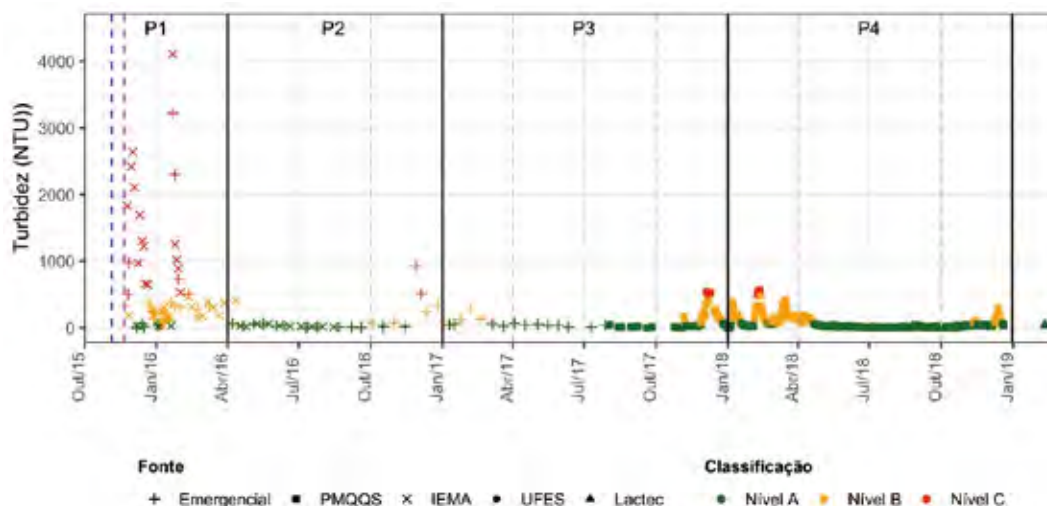
Conforme citado na metodologia, os dados foram classificados considerando o valor máximo histórico de turbidez registrado na região estuarina do rio Doce (480 UNT) e também o valor referente ao terceiro quartil (75%) dos registros históricos (69 UNT) visto que não existem padrões nacionais para turbidez em águas salobras estabelecidos na legislação nacional e nem referencial bibliográfico para estes ambientes.

Logo após o desastre, no primeiro período (P1), foram registrados os maiores valores de turbidez, com valores entre 972 e 4.110 UNT, ou seja, de duas a 8,6 vezes superior ao máximo histórico.

Nos gráficos apresentados neste capítulo (Figura 165 e Figura 166), é possível verificar que os dados de águas classificados como Categoria B e Categoria C se concentraram nos períodos chuvosos (entre outubro e abril), indicando uma relação direta entre os resultados obtidos e a descarga continental.

Também é possível observar que a magnitude dos resultados classificados na Categoria C reduziu substancialmente entre o período chuvoso logo após o desastre (até abril/2016) e os períodos chuvosos seguintes, sendo observado no período chuvoso de outubro/2016 a março/2017 um valor máximo de 923 UNT, sendo 1,9 vezes o máximo histórico e no período chuvoso de outubro/2017 a março/2018, um valor máximo de 572,9 UNT (sendo 1,2 vezes superior ao máximo histórico), não tendo sido observado entre outubro e dezembro/2018 resultados superiores ao máximo histórico. Ressalta-se que a partir de agosto/2017, com o início do monitoramento PMQQS, foram utilizados dados de turbidez provenientes de uma estação automática localizada na foz do rio Doce (RDO-16), para fins de análises e classificação dos dados foi realizada a média diária das medições de turbidez nesta estação. Desta maneira, cada dia de medição de turbidez pela estação automática representa um dado no gráfico abaixo, classificado de acordo com a mensuração proposta.

Figura 165 – Classificação dos dados de turbidez pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul), da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).



Para a classificação final do dano, como detalhado na metodologia (item 2.1.1.4.2), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos períodos pós-desastre. A classificação do dano referente ao aumento das concentrações de sólidos na água em P1 é apresentada na Figura 166, enquanto que a evolução do dano entre os períodos monitorados é apresentada na Figura 167.

De acordo com a referida figura, os dados na Categoria C foram predominantes em relação as outras categorias no mês de novembro/2015 em P1. Desse modo, a classificação final é de dano gravíssimo para a região estuarina do Rio Doce.

Ao longo do tempo (Figura 167), as categorias B e C tiveram seus percentuais de ocorrência diminuídos em proporção à Categoria A. Entretanto, ainda foi verificado alguns dados na classificação Categoria C em P4 (menos de 1% do total do período), considerando que ainda não é possível verificar que as alterações cessaram de forma clara no estuário do rio Doce. Sendo assim, considerou-se que o dano tendeu a reduzir. A continuidade do monitoramento é importante para verificar a manutenção ou alteração desse resultado.

Figura 166 – Classificação das alterações para a turbidez na região estuarina do rio Doce.

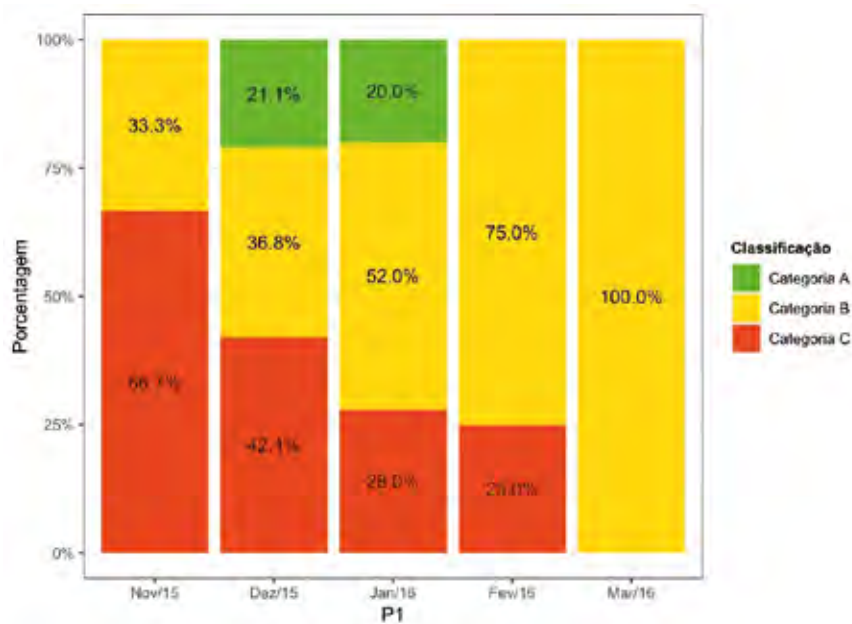
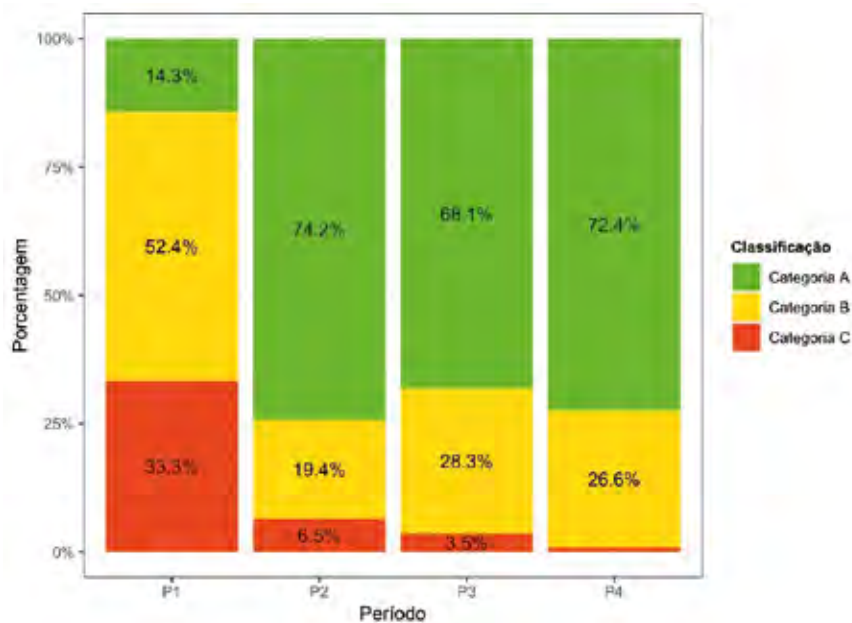


Figura 167 – Tendência das alterações para a turbidez na região estuarina do rio Doce.

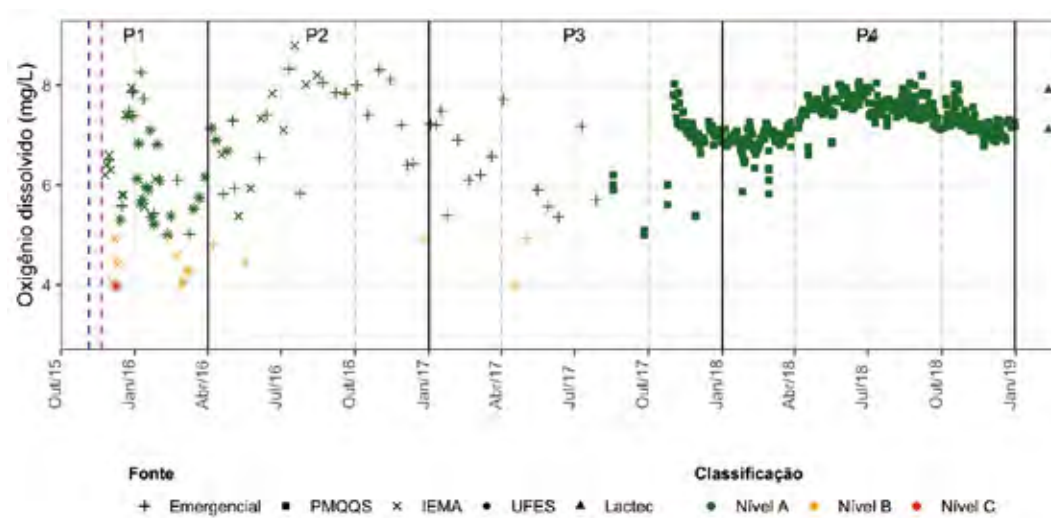


3.1.2.2 Redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água

A classificação de cada um dos dados de oxigênio dissolvido pós-desastre foi realizada de acordo com as categorias A, B e C e é apresentada na Figura 168. Os dados apresentados foram medidos na área marinha adjacente à foz do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS) e pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018.

Com a chegada da lama na região estuarina do rio Doce, foram observadas concentrações de OD abaixo dos limites para águas salobras Classe 1 (5 mg/L) e Classe 2 (4 mg/L), sendo que esta última classe, abaixo da qual se considerou a alteração como Categoria B, apresentou apenas duas amostras, provenientes do período imediatamente após o desastre (P1). Já resultados indicativos de alteração Categoria B (entre 5 mg/L e 4 mg/L) ocorreram em P1, P2 e P3.

Figura 168 – Classificação dos dados pós-desastre de oxigênio dissolvido na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).



Para a classificação final do dano, como detalhado na metodologia (item 2.1.1.4.2), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias “Categoria A”, “Categoria B” e “Categoria C” para cada um dos períodos pós-desastre. A classificação do dano referente à redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água em P1 é apresentada na Figura 169, enquanto que a evolução do dano entre os períodos monitorados é apresentada na Figura 170.

De acordo com a Figura 169, as categorias C e B representaram no máximo 10% e 36,4% dos resultados obtidos em P1 em dezembro/2015 e fevereiro/2015, respectivamente. A categoria predominante em todos os meses durante o período P1 foi a Categoria A, desse modo a classificação do dano em relação à redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água é “pouco grave”. Importante ressaltar que as concentrações de oxigênio dissolvido não reduziram logo após a chega da pluma de rejeitos na região estuarina em 21/11/2015, visto que em novembro/2015 todos os dados foram classificados como Categoria A. Já em dezembro, verificou-se uma redução das concentrações de OD, podendo estar ligadas a interação entre matéria orgânica e o consumo de OD para a sua depuração ou com a redução da luminosidade, que pode ter afetado a oxigenação realizada pelas algas.

Após P1, não foram mais observados dados na classificação Categoria C e os dados na classificação Categoria B diminuíram de modo expressivo até P4, quando todos os dados apresentaram a classificação Categoria A. Assim, quanto à tendência de evolução do dano relativo à redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água, considera-se que o dano cessou no ambiente estuarino. É importante ressaltar que, para confirmar esta tendência, faz-se necessária a continuidade do monitoramento.

Figura 169 – Classificação das alterações para o oxigênio dissolvido na região estuarina do rio Doce.

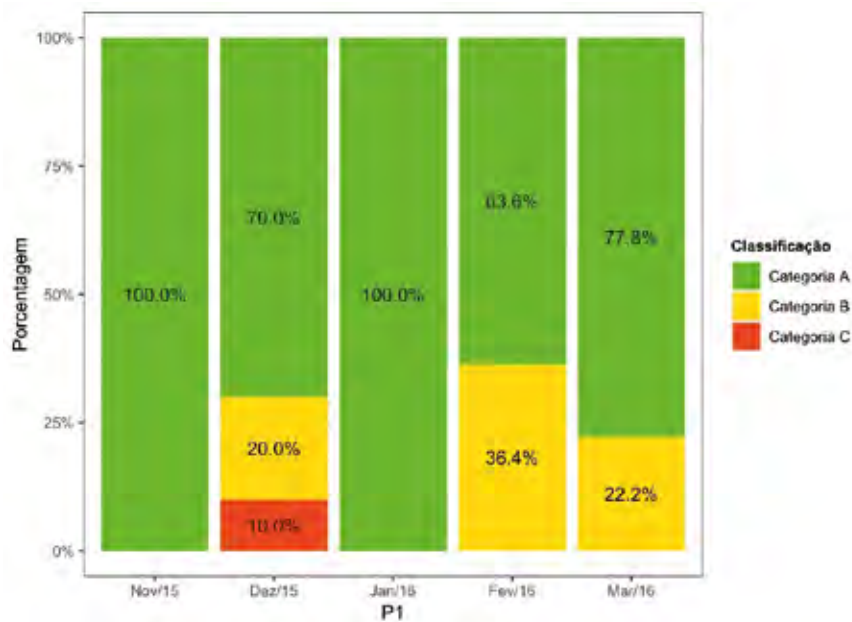
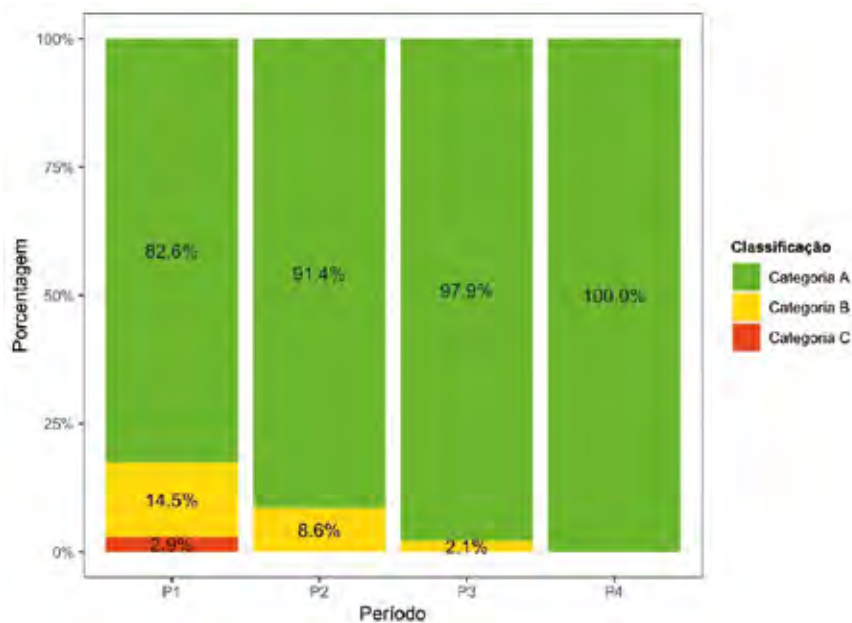


Figura 170 – Tendência das alterações para o oxigênio dissolvido na região estuarina do rio Doce.



3.1.2.3 Aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos - EPTs na água

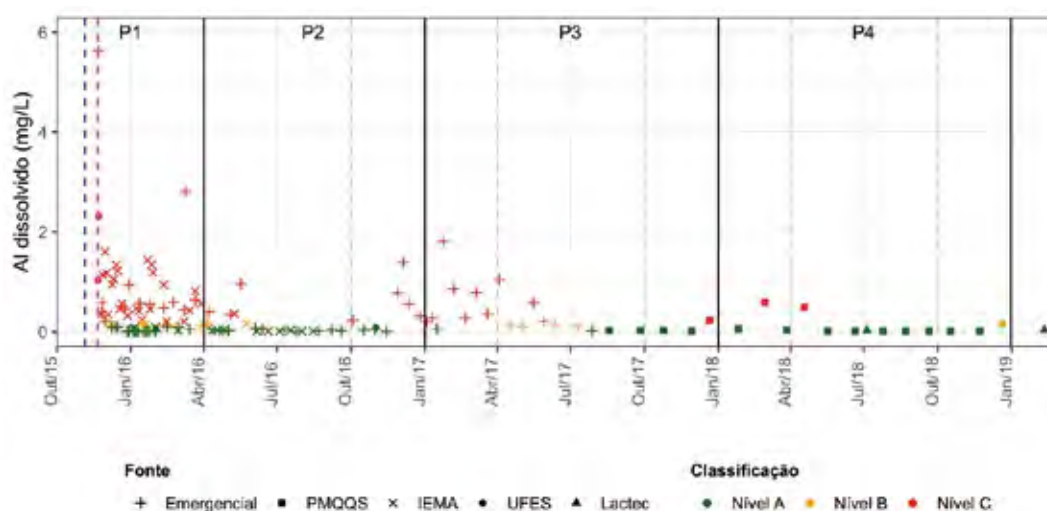
3.1.2.3.1 Alumínio dissolvido

Cada um dos dados de alumínio dissolvido pós-desastre foi classificado de acordo com as categorias A, B e C, esta classificação é apresentada na Figura 171. Os dados apresentados foram obtidos no estuário do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) e pela UFES após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018.

Conforme citado na metodologia, os dados de alumínio dissolvidos foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado na região estuarina do rio Doce (0,177 mg/L) e de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA N° 357/2005 para águas salobras (0,1 mg/L).

Logo após o desastre, no primeiro período (P1 – 21 de novembro/15 até final de março/16), foram registrados valores passíveis da classificação Categoria C, chegando a atingir uma concentração de 5,63 mg/L, superando em 56 vezes a classe 1 da resolução CONAMA N° 357/2005 e em aproximadamente 30 vezes máximo histórico pré-desastre. As concentrações mais elevadas de alumínio dissolvido ocorreram principalmente nos períodos chuvosos, indicando a relação entre as concentrações deste parâmetro e o aumento da descarga continental ao estuário do rio Doce. No período chuvoso seguinte (outubro/16 a março/17), a concentração máxima de alumínio dissolvido foi de 1,805 mg/L, seguido por 0,59 mg/L entre outubro/17 e março/18 e 0,16 mg/L entre outubro/18 e dezembro/18, indicando assim para uma redução gradativa da magnitude dos resultados classificados na Categoria C.

Figura 171 – Classificação dos dados de alumínio dissolvido pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).



Para a classificação final das alterações deste indicador, como detalhado na metodologia (item 2.1.1.4.2), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de cada compartimento. A classificação das alterações referentes ao aumento de alumínio dissolvido na água em P1 é apresentada na Figura 172, enquanto que a evolução das alterações entre os períodos monitorados é apresentada na Figura 173.

De acordo com a Figura 172, a Categoria C (ocorrência de valores acima do máximo histórico e do limite legislado) ocorreu em maior percentual no período imediatamente posterior ao desastre (P1) nos meses de novembro/2015 e março/2016. Desse modo, a classificação final foi de alteração Categoria C.

Com relação aos resultados obtidos em P3 (Figura 173), referente ao ano de 2017, foi verificada uma proporção similar a P1 da classe Categoria C, porém ressalta-se que a partir de P3 houve uma alteração da malha amostral e da frequência de amostragens, alterando desta maneira o número de observações deste período e dos subsequentes. Conforme ressaltado anteriormente, as concentrações máximas observadas na Categoria C têm reduzido de forma gradativa entre os períodos chuvosos, de forma que a tendência é a de redução da proporção de resultados dentro desta classe. É importante ressaltar que, para confirmar esta tendência, faz-se necessária a continuidade do monitoramento.

Figura 172 – Classificação das alterações para o alumínio dissolvido na região estuarina do rio Doce.

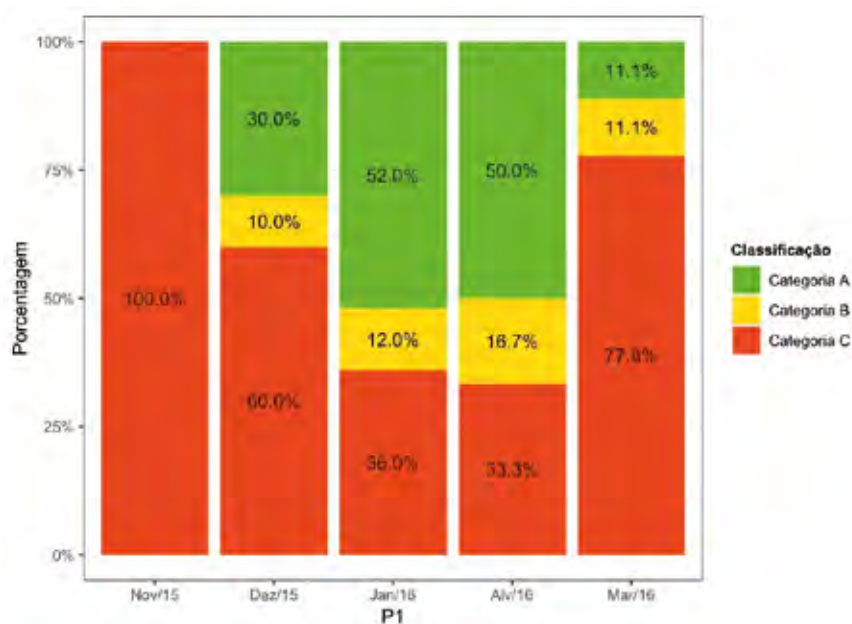
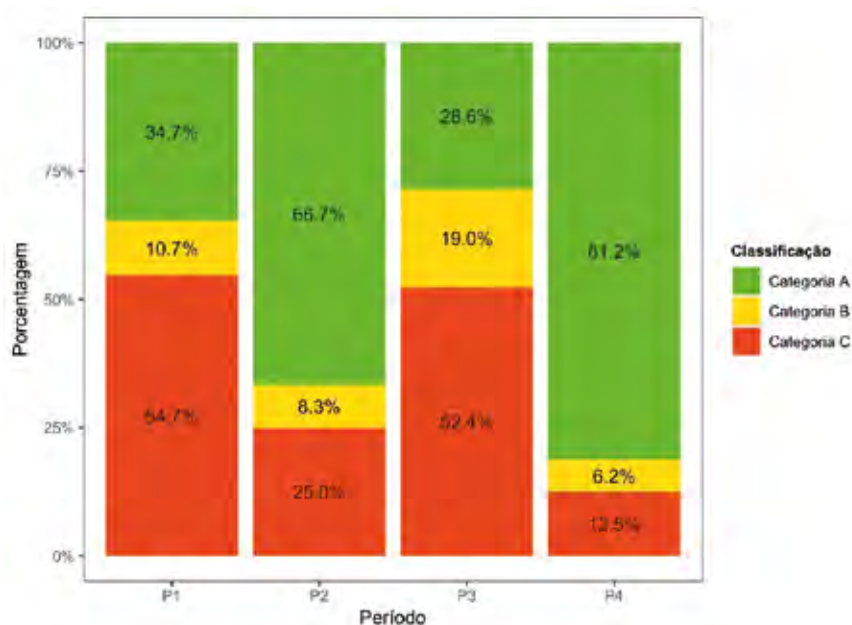


Figura 173 – Tendência das alterações para o alumínio dissolvido na região estuarina do rio Doce.



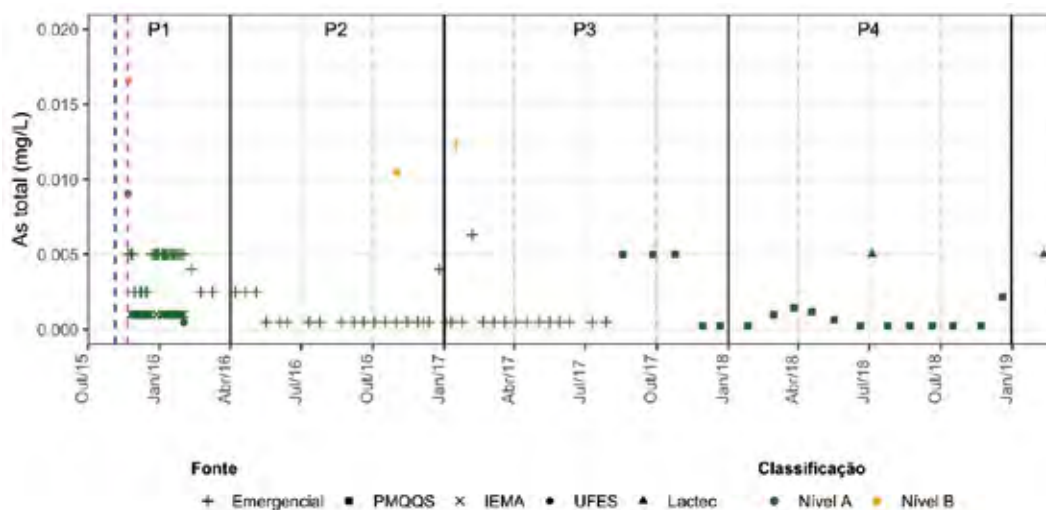
3.1.2.3.2 Arsênio total

Os dados de arsênio total pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C e são apresentados na Figura 174. Os dados apresentados foram medidos no estuário do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) e pela UFES após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018.

Conforme citado na metodologia, os dados de arsênio total foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado na região estuarina do rio Doce (0,03048 mg/L) e de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA N°357/2005 para águas salobras (0,01 mg/L).

Logo após o desastre, no primeiro período (P1 – 21 de novembro/15 até março/16), foi verificada a ocorrência de um resultado classificado na Categoria B, atingindo uma concentração de 0,01661 mg/L, superando a classe 1 da CONAMA em 1,66 vezes. Nenhum dado foi classificado na Categoria C durante o período P1 na região estuarina, bem como nos períodos subsequentes (P2, P3 e P4). Durante o período chuvoso seguinte (outubro/16 a março/17), foram verificados dois dados classificados na Categoria B, enquanto que no restante do período monitorado todos os resultados se mantiveram na Categoria A.

Figura 174 – Classificação dos dados de arsênio total pós-desastre na região estuarina do Rio Doce Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).



A classificação das alterações referentes ao aumento de arsênio total na água ao longo dos compartimentos e do tempo é apresentada na Figura 175, enquanto que a evolução das alterações entre os períodos monitorados é apresentada na Figura 176.

De acordo com a Figura 175 e a Figura 176, a Categoria A (ocorrência de valores abaixo do máximo histórico e do limite legislado) ocorreu de forma dominante em todos os meses em P1. Desta forma, a classificação final foi de alteração Categoria A. Quanto à tendência de evolução das concentrações de arsênio, em P4 todos os dados foram classificados na Categoria A. Entretanto, como ainda em P3 foram observados dados na classificação Categoria B, de forma conservadora, considera-se que as alterações

estão diminuindo para este indicador, sendo ainda necessária a continuidade do monitoramento para avaliar se as alterações em relação a este indicador cessaram ou não.

Figura 175 – Classificação das alterações para o arsênio total na região estuarina do rio Doce.

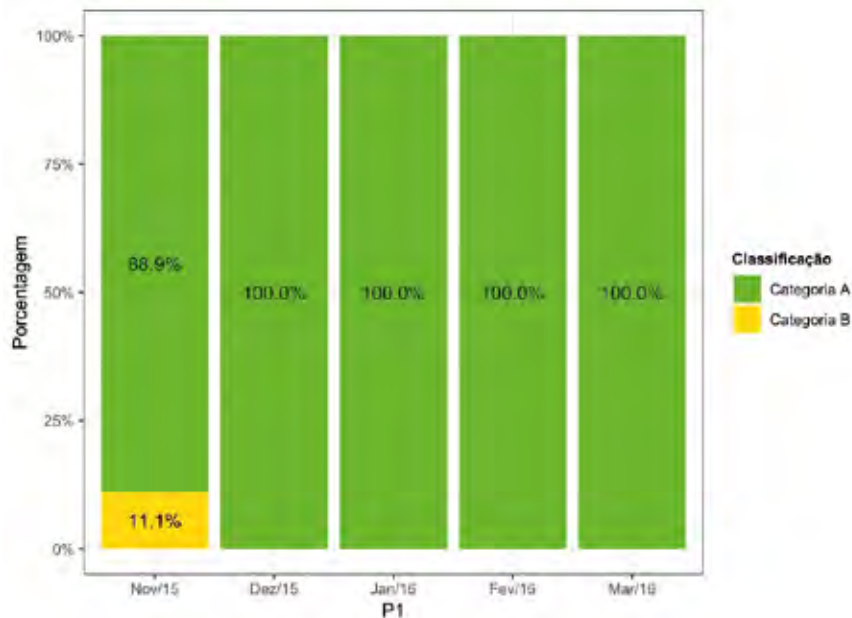
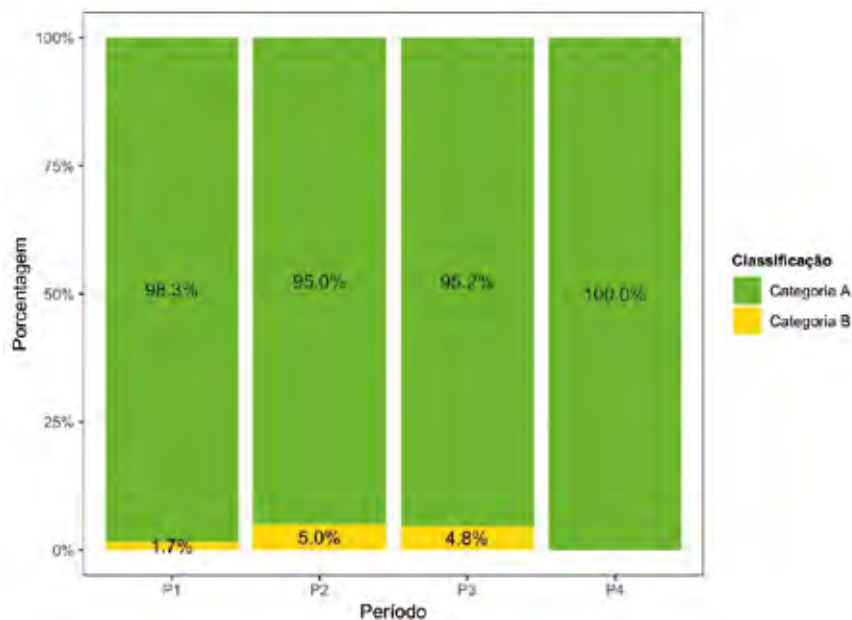


Figura 176 – Tendência das alterações para o arsênio total na região estuarina do rio Doce.



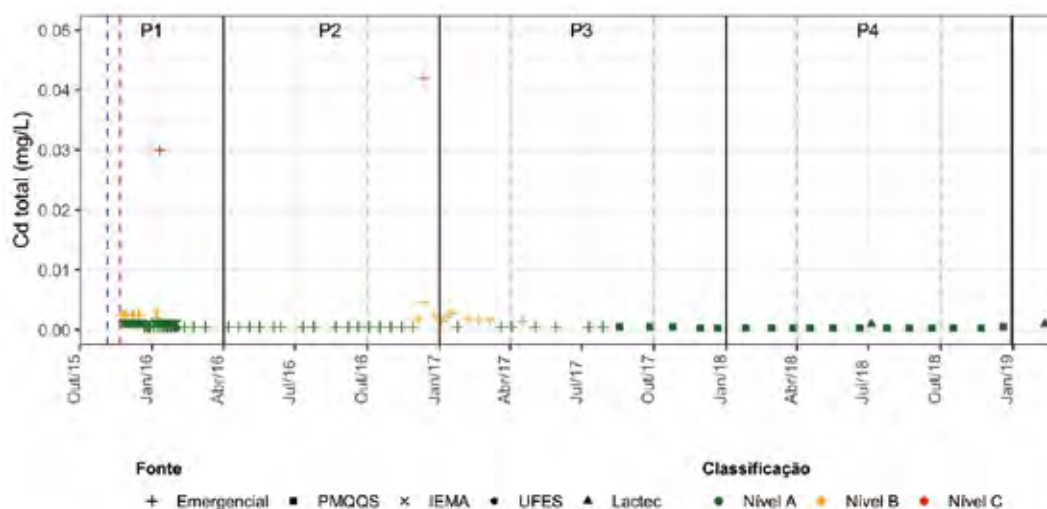
3.1.2.3.3 Cádmio total

Cada um dos dados de cádmio total pós-desastre foi classificado de acordo com as categorias A, B e C, esta classificação é apresentada na Figura 177. Os dados apresentados foram medidos na área estuarina do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) e pela UFES após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018.

Conforme citado na metodologia, os dados de cádmio total foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (0,039 mg/L) e de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA Nº357/2005 para águas salobras (0,005 mg/L).

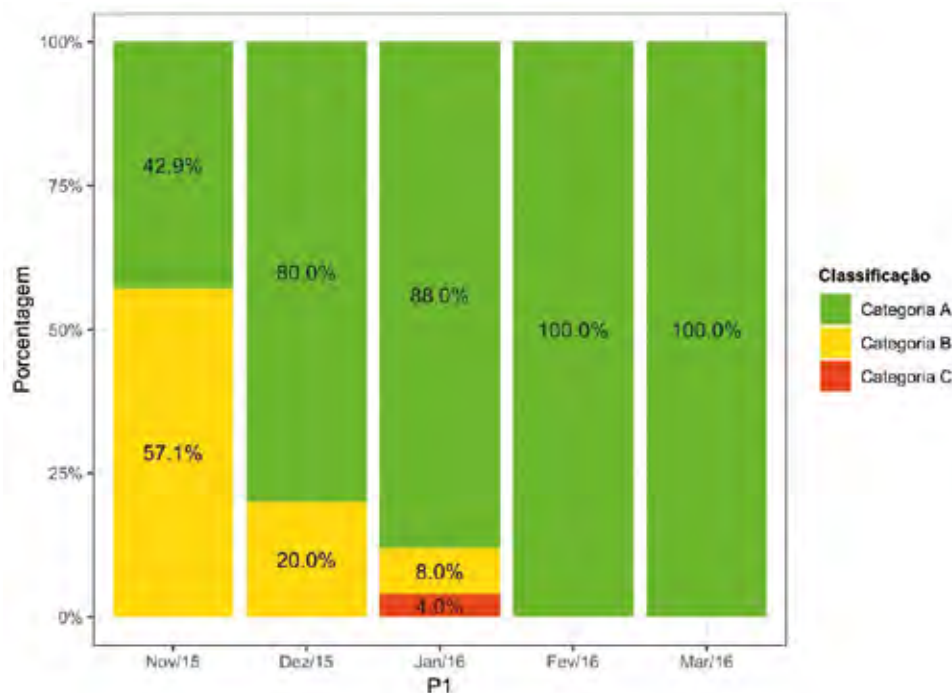
De acordo com a Figura 177, ao longo do período pós-desastre, dois dados foram classificados na Categoria C, referente a uma amostra em P1 (em janeiro/2016) e no final de P2, onde as concentrações alcançaram 0,030mg/L e 0,042 mg/L, respectivamente. Com relação aos dados classificados na Categoria B, estes ocorreram com maior frequência durante P1, e também no período chuvoso posterior a P1 (outubro/2016 a março/2017), que abrange parte dos períodos P2 e P3.

Figura 177 – Classificação dos dados de cádmio total pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).



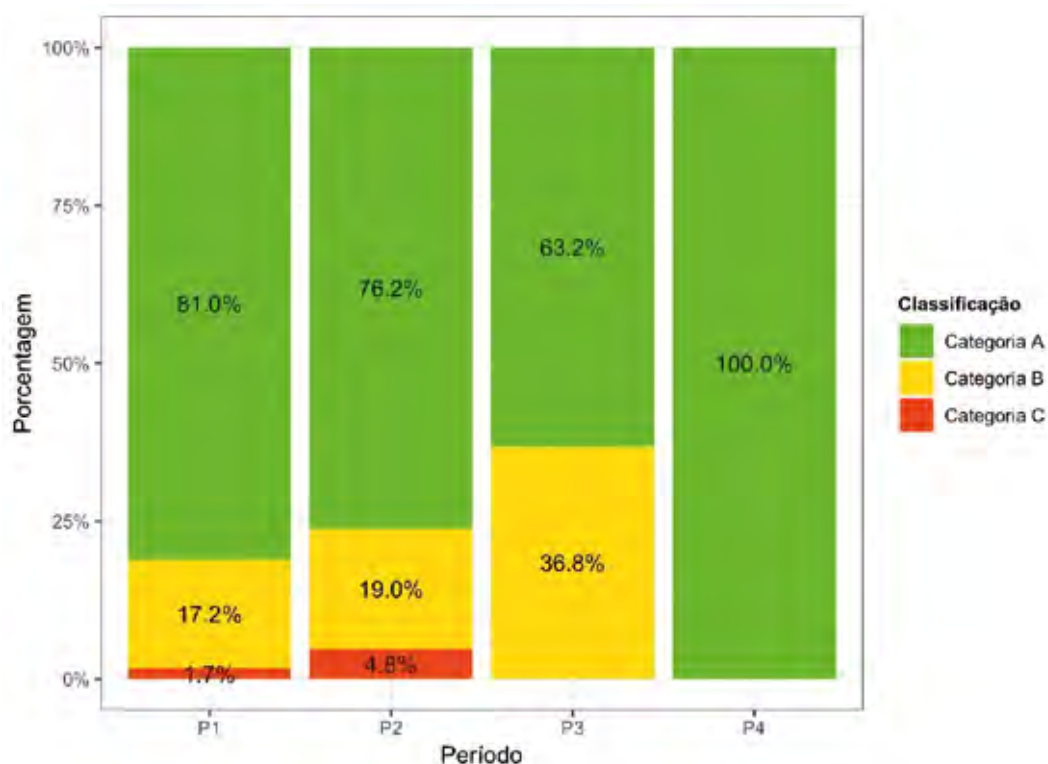
Na Figura 178, apresenta-se a classificação dos dados pós-desastre (P1) de acordo com as categorias A, B e C por estação de monitoramento, enquanto que a Figura 179 apresenta a evolução da classificação dos dados entre os períodos monitorados, considerando estas mesmas categorias. É possível verificar na Figura 178 que a categoria de “Categoria B” predominou durante o mês de novembro de 2015 em P1, de forma que a classificação final da alteração foi “Categoria B”.

Figura 178 – Classificação das alterações para o cádmio total na região estuarina do rio Doce.



Quanto à evolução das alterações (Figura 179), verificou-se o predomínio de dados classificados na Categoria A em todos os períodos. Ainda foram encontrados dados na Categoria C em P2, já em P3 e P4 não foram encontrados dados nessa classificação. Entretanto, o período P3 (2017) ainda apresentou uma quantidade significativa de dados na Categoria B não sendo possível afirmar que as alterações cessaram.

Figura 179 – Tendência das alterações para o cádmio total na região estuarina do rio Doce.



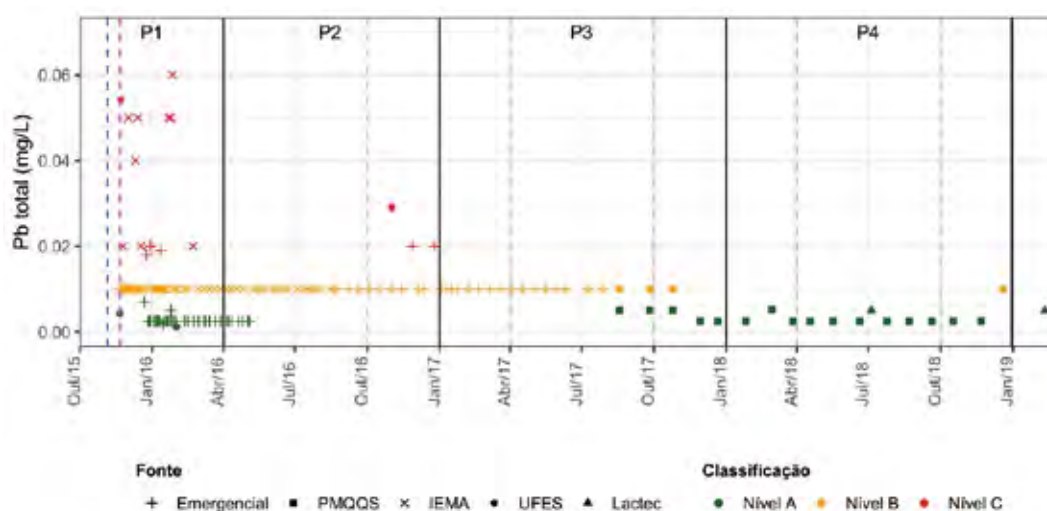
3.1.2.3.4 Chumbo total

Os dados de chumbo total pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C e são apresentados na Figura 180. Os dados apresentados foram medidos na região estuarina do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) e pela UFES após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018.

Conforme citado na metodologia, os dados de chumbo total foram classificados considerando o valor definido por Buchman (2008) como indicativo de efeitos crônicos (0,0008 mg/L), devido a inexistência de dados de chumbo total no período pré-desastre, e de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA Nº357/2005 para águas salobras (0,01 mg/L).

No primeiro período após o desastre (P1) foram verificadas as maiores concentrações de chumbo total, com dados classificados na Categoria C, alcançando a concentração de 0,06 mg/L, valor 6 vezes superior ao limite estabelecido pelo órgão ambiental. No período chuvoso seguinte (entre outubro/16 e março/17), o dado com maior concentração classificado como Categoria C foi de 0,029 mg/L, enquanto que nos períodos seguintes não foram verificados dados classificados nas categorias C ou B.

Figura 180 – Classificação dos dados de chumbo total pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).



A classificação das alterações referentes ao aumento de chumbo total na água ao longo dos períodos monitorados é apresentada na Figura 181, enquanto que a evolução das alterações entre os períodos monitorados é apresentada na Figura 182.

De acordo com a Figura 181, a Categoria B (ocorrência de valores acima dos padrões de efeito a biota aquática estabelecidos por Buchman (2008) e abaixo do limite legislado, nesse caso) foi a que predominou nos meses de novembro/2015 e dezembro/2015 em P1, de forma que a classificação final foi de alteração Categoria B.

Quanto à evolução das alterações (Figura 182), verificou-se a ocorrência ainda de dados na Categoria B em P4, porém em percentuais menores que em P1, P2 e P3.

Ressalta-se que os dados classificados na Categoria B estão associados ao limite de quantificação utilizado nas análises, o qual se apresentou maior que o padrão de 0,0008mg/L de Buchman (2008). Ressalta-se como comentado na metodologia que, para fins de cálculo, adotou-se o valor do próprio LQ. Assim, com a continuidade do monitoramento, empregando-se o LQ utilizado durante o período P4 poderá ser verificado se os valores acima do padrão de 0,0008 mg/L continuam ocorrendo.

Figura 181 – Classificação das alterações para o chumbo total na região estuarina do rio Doce.

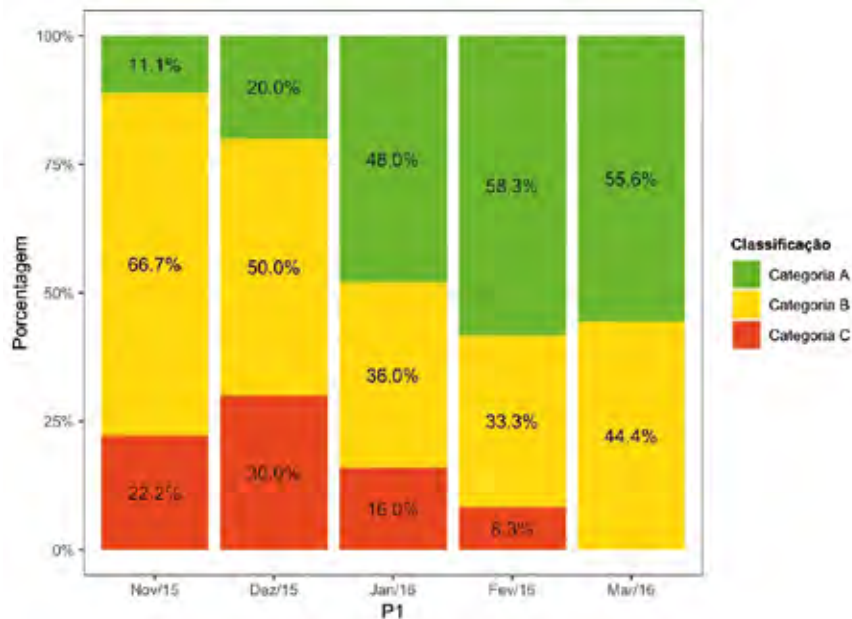
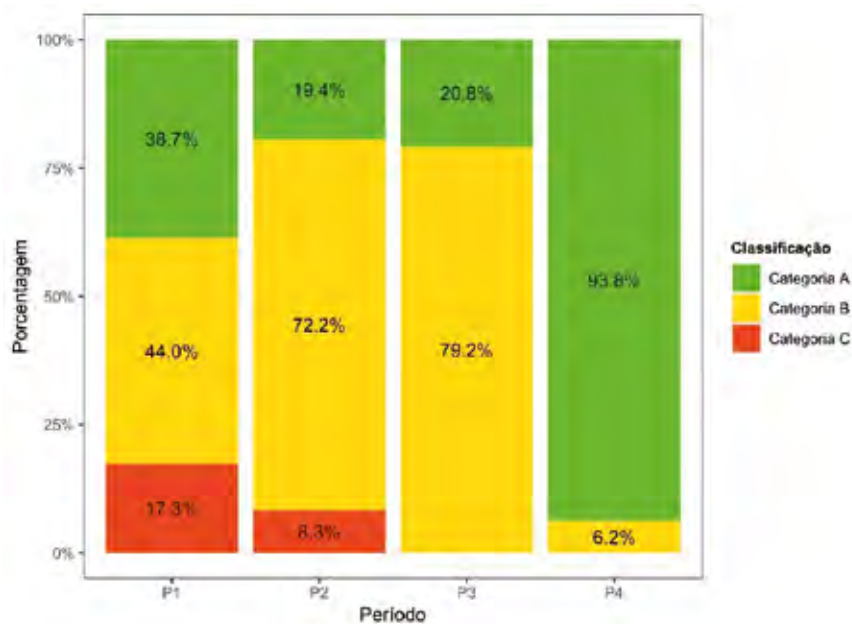


Figura 182 – Tendência das alterações para o chumbo total na região estuarina do rio Doce.



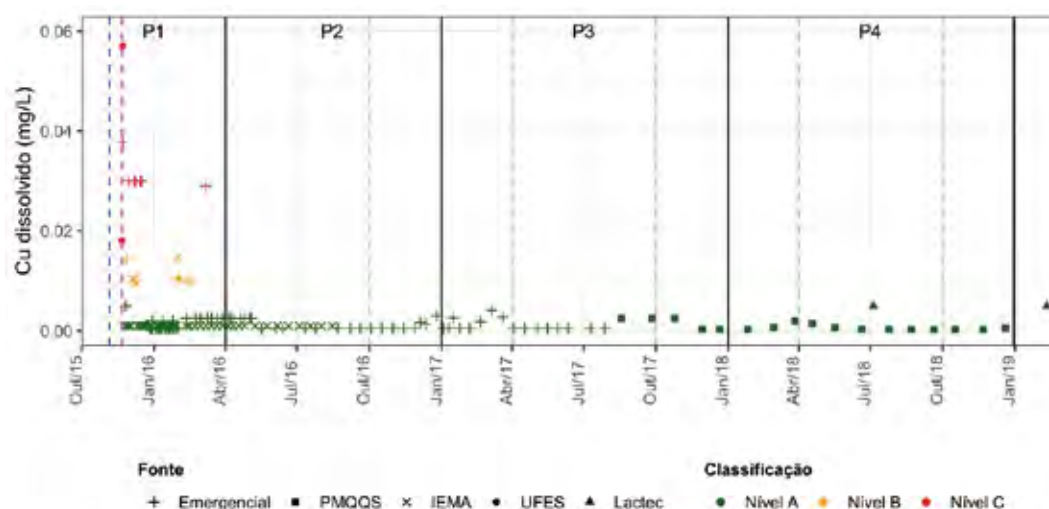
3.1.2.3.5 Cobre dissolvido

Cada um dos dados de cobre dissolvido pós-desastre foi classificado de acordo com as categorias A, B e C. Esta classificação é apresentada na Figura 183. Os dados apresentados foram medidos no ambiente estuarino do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) e pela UFES após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018.

Conforme citado na metodologia, os dados de cobre dissolvido foram classificados de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA Nº357/2005 para águas salobras (0,005 mg/L) e considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (0,0175 mg/L).

Conforme a referida figura, é possível verificar que todos os dados classificados na Categoria B ou na Categoria C ocorreram apenas no primeiro período após o desastre (P1), alcançando-se neste período a concentração máxima de 0,057 mg/L, ultrapassando o limite legislado em mais de 10 vezes e o máximo histórico em 3 vezes.

Figura 183 – Classificação dos dados de cobre dissolvido na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).



Na Figura 184 é apresentada a classificação em P1 dos dados pós-desastre de acordo com as categorias A, B e C. De acordo com a referida figura, observa-se que a predominância de dados classificados na Categoria A em todos os meses de P1. Desta forma, a classificação geral das alterações para cobre dissolvido é de Categoria A. Quanto à tendência de evolução das alterações deste indicador (Figura 185), verifica-se a exclusividade de resultados classificados na Categoria A em P2, P3 e P4.

Figura 184 – Classificação das alterações para o cobre dissolvido na região estuarina do rio Doce.

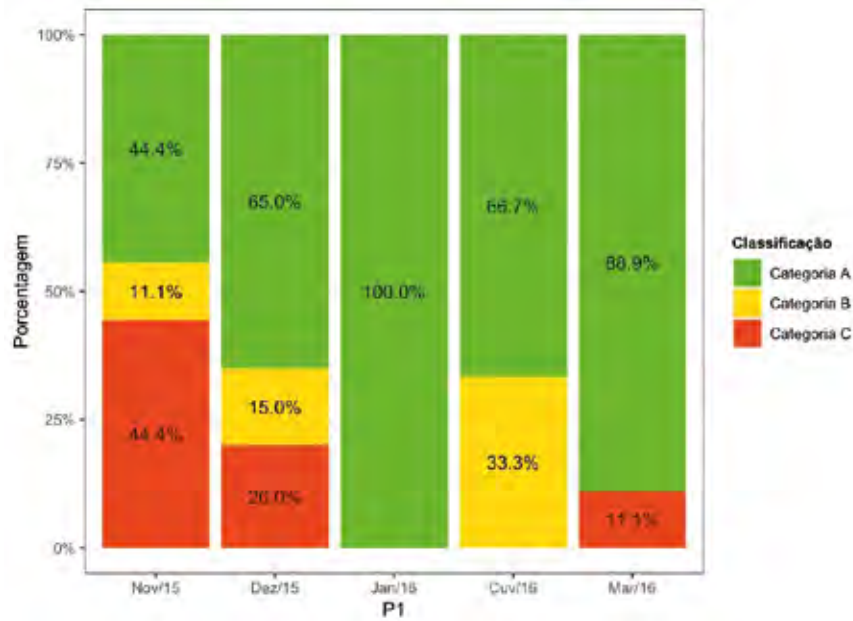
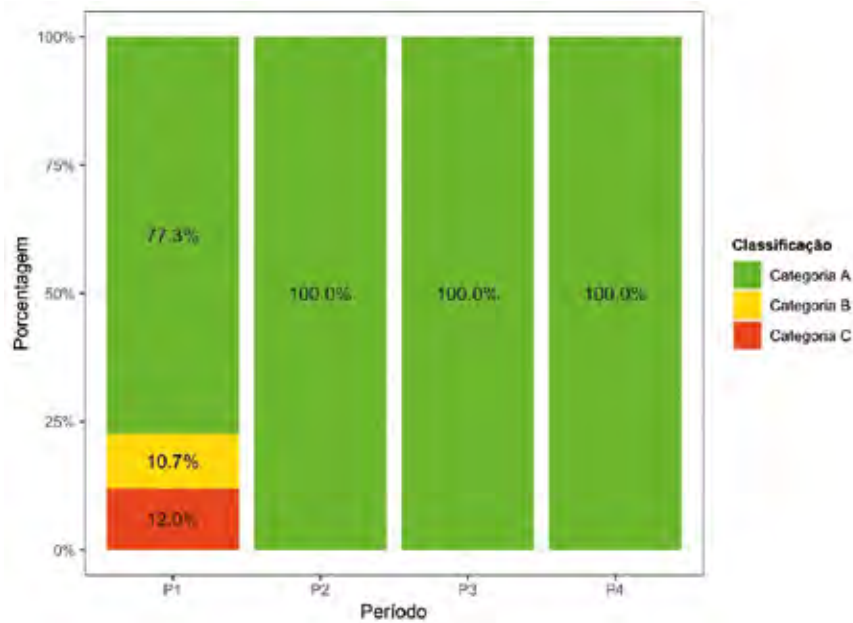


Figura 185 – Tendência das alterações para o cobre dissolvido na região estuarina do rio Doce.



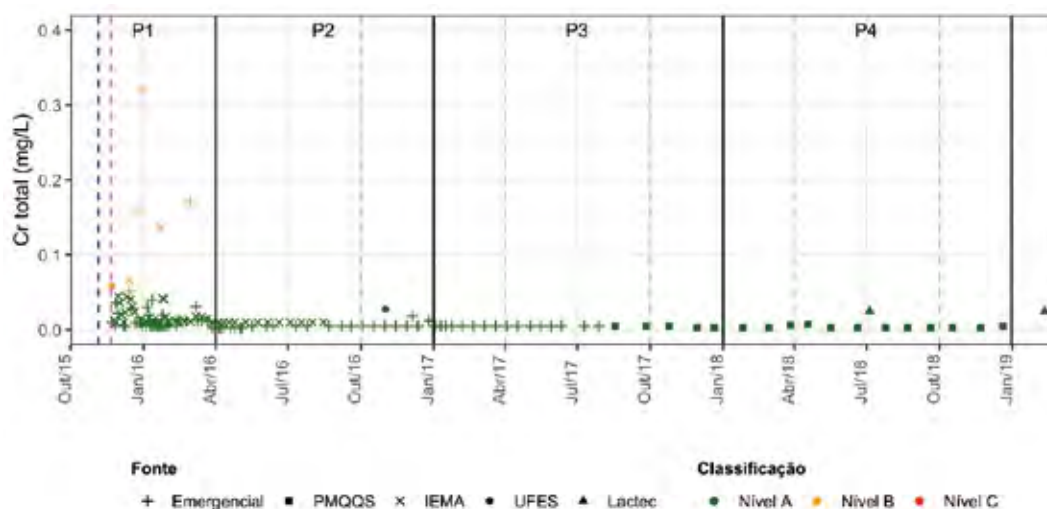
3.1.2.3.6 Cromo total

Os dados de cromo total pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C e são apresentados na Figura 186. Os dados apresentados foram medidos na região estuarina do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) e pela UFES após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018. Cabe ressaltar que devido à elevada variabilidade dos dados, o referido gráfico se encontra em escala logarítmica.

Conforme citado na metodologia, os dados de cromo total foram classificados de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA Nº357/2005 para águas salobras (0,05 mg/L) e considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (0,740 mg/L).

A partir da referida figura, é possível verificar que todos os dados classificados na Categoria B ou Categoria C ocorreram apenas no primeiro período após o desastre (P1), alcançando-se neste período a concentração máxima de 4,822 mg/L, valor 6,5 vezes superior ao valor máximo da série histórica pré-desastre.

Figura 186 – Classificação dos dados de cromo total pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).



A Figura 187 apresenta a classificação dos dados em P1 de acordo com as categorias A, B e C. De acordo com a referida figura, observa-se que a ocorrência de dados classificados na Categoria B ou na Categoria C representaram menos de 20% dos resultados obtidos em cada mês do período P1, sendo que em todos os meses a classificação predominante foi da Categoria A. Desta forma, a classificação geral das alterações para cromo total foi de Categoria A. Ao longo dos outros períodos (P2, P3 e P4), todos os dados apresentaram classificação Categoria A, não sendo mais encontrados dados nas categorias B ou C (Figura 188).

Figura 187 – Classificação das alterações para o cromo total na região estuarina do rio Doce.

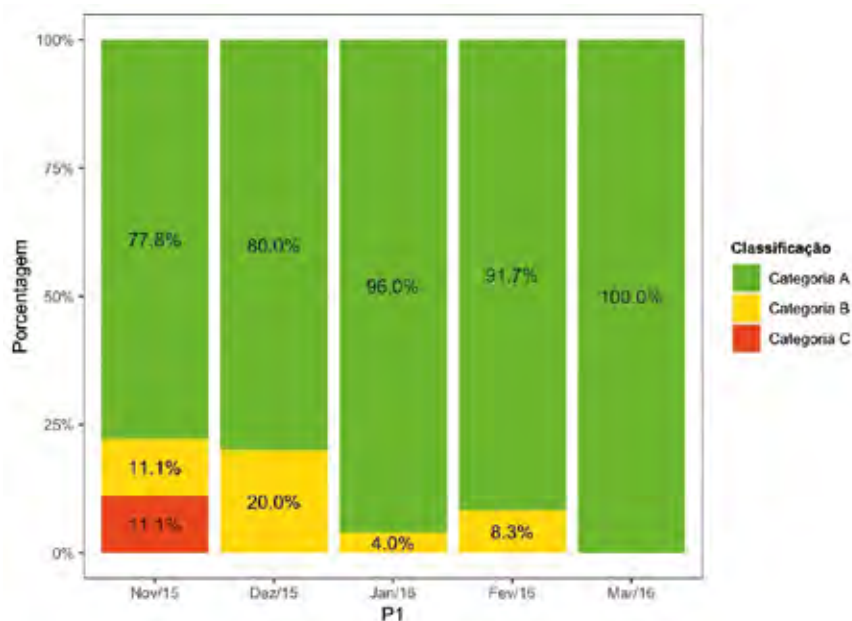
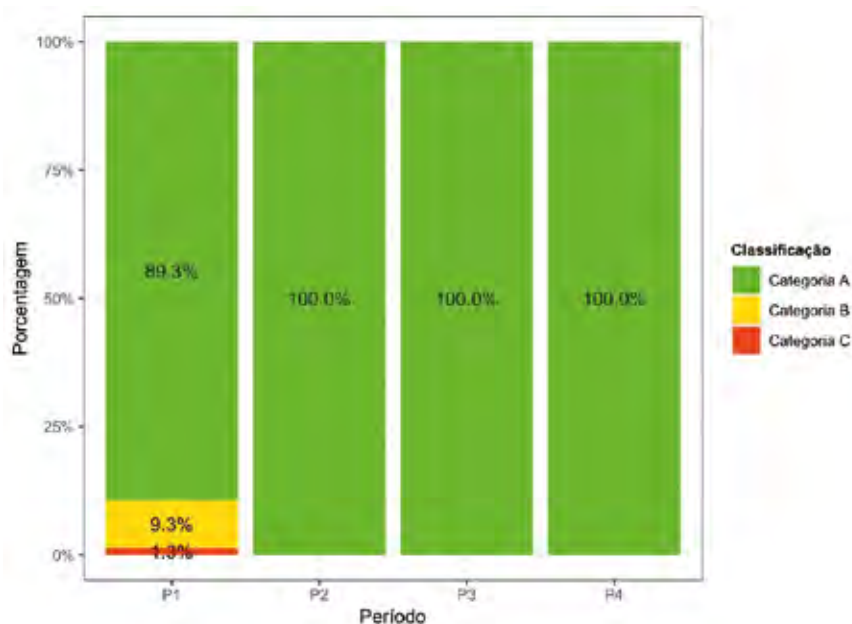


Figura 188 – Tendência das alterações para o cromo total na região estuarina do rio Doce.



3.1.2.3.7 Ferro dissolvido

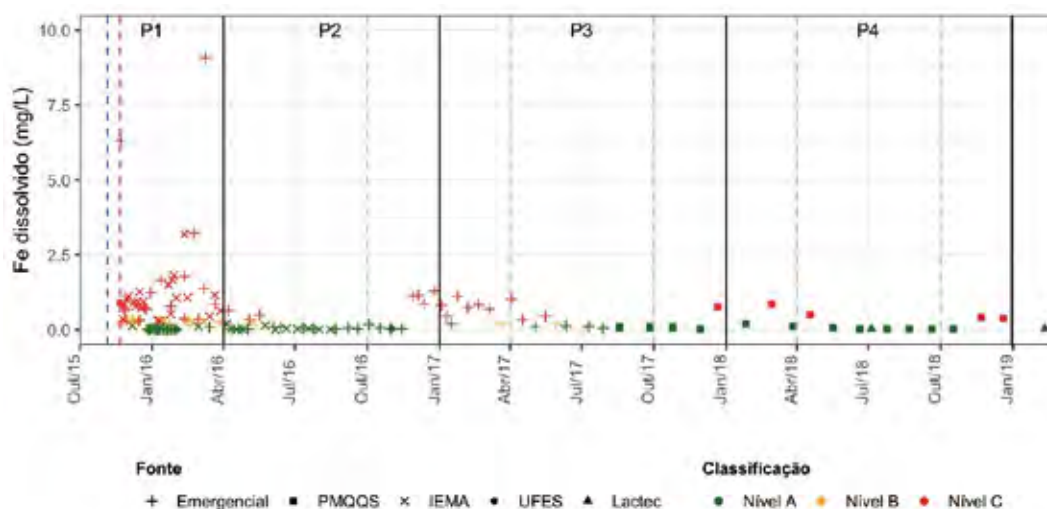
Cada um dos resultados de ferro dissolvido pós-desastre foi classificado de acordo com as categorias A, B e C, sendo esta classificação apresentada na Figura 189. Os dados apresentados foram medidos no ambiente estuarino do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) e pela UFES após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018.

Conforme citado na metodologia, os dados de ferro dissolvido foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado na região estuarina do rio Doce (0,202 mg/L) e de

acordo com a classe 1 da resolução CONAMA Nº357/2005 para águas salobras (0,3 mg/L). Ressalta-se que o valor máximo de ferro dissolvido registrado no período pré-desastre foi inferior ao padrão da CONAMA e pode não representar as condições na região mais próxima à foz durante períodos de cheias mais intensas. Tal comportamento pode ser verificado pela permanência de valores na classificação Categoria C durante os períodos chuvosos.

Logo após o desastre, no primeiro período (P1 – 21 de novembro/2015 até março/2016), foi registrado uma quantidade significativa de dados passíveis da classificação Categoria C, chegando a atingir uma concentração de até 9,8 mg/L, superando a classe 1 da CONAMA em mais de 32 vezes. No período chuvoso seguinte ao P1 (entre outubro/16 e março/17), a concentração máxima foi de 1,3 mg/L (mais de 4 vezes superior à classe 1 da CONAMA), seguido de uma concentração máxima de 0,88 mg/L entre outubro/17 a março/18 (2,8 vezes o limite da CONAMA) e de 0,421 mg/L entre outubro/18 e dezembro/18 (1,4 vezes o limite do CONAMA), indicando desta forma para uma redução gradual dos valores máximos entre os períodos chuvosos.

Figura 189 – Classificação dos dados de ferro dissolvido pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).



Para a classificação final das alterações realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre. A classificação da alteração referente ao aumento de ferro dissolvido na água ao longo dos compartimentos e de P1 é apresentada na Figura 190, enquanto a evolução das alterações entre os períodos monitorados é apresentada na Figura 191.

De acordo com a Figura 190, verifica-se que a classe de alteração Categoria C (ocorrência de valores acima do máximo histórico e do limite legislado) ocorreu de forma dominante na maioria dos meses de P1, de forma que a classificação geral foi de alteração Categoria C.

Com relação à evolução das alterações (Figura 191), cabe ressaltar que as proporções elevadas de dados na classificação Categoria C verificadas em P3, período referente ao ano de 2017, podem não indicar uma piora da qualidade ambiental, uma vez que durante o ano de 2017 ocorreu a transição entre o monitoramento emergencial e o PMQQS, ocasionando em uma alteração da distribuição da

malha amostral e da frequência de amostragem. Conforme ressaltado anteriormente, as concentrações máximas observadas na Categoria C têm reduzido de forma gradativa entre os períodos chuvosos, de forma que a tendência demonstrada é a de redução da proporção de resultados dentro desta classe com a continuidade do monitoramento.

Cabe ressaltar que a permanência de concentrações na Categoria C nos períodos P2, P3 e P4 pode estar relacionada também ao aporte de contribuições do rio Doce durante eventos chuvosos mais intensos, que propiciam o carreamento de solo das margens para dentro do rio, além da ressuspensão de material de fundo.

Figura 190 – Classificação das alterações para o ferro dissolvido na região estuarina do rio Doce.

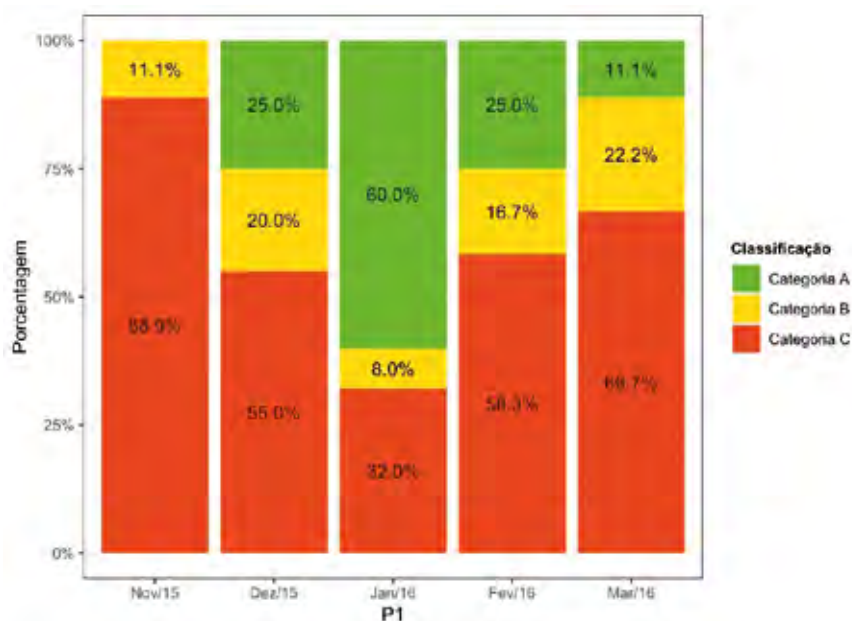
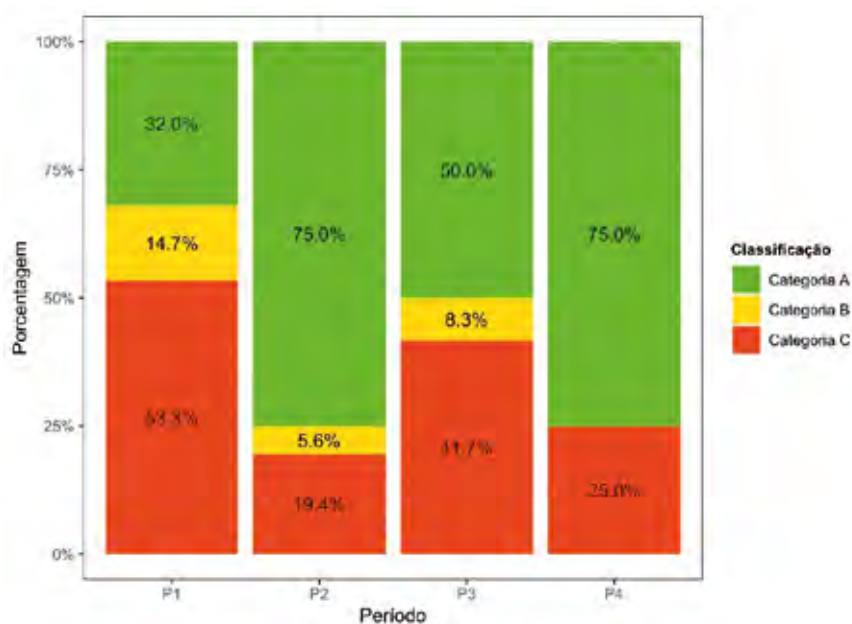


Figura 191 – Tendência das alterações para o ferro dissolvido na região estuarina do rio Doce.



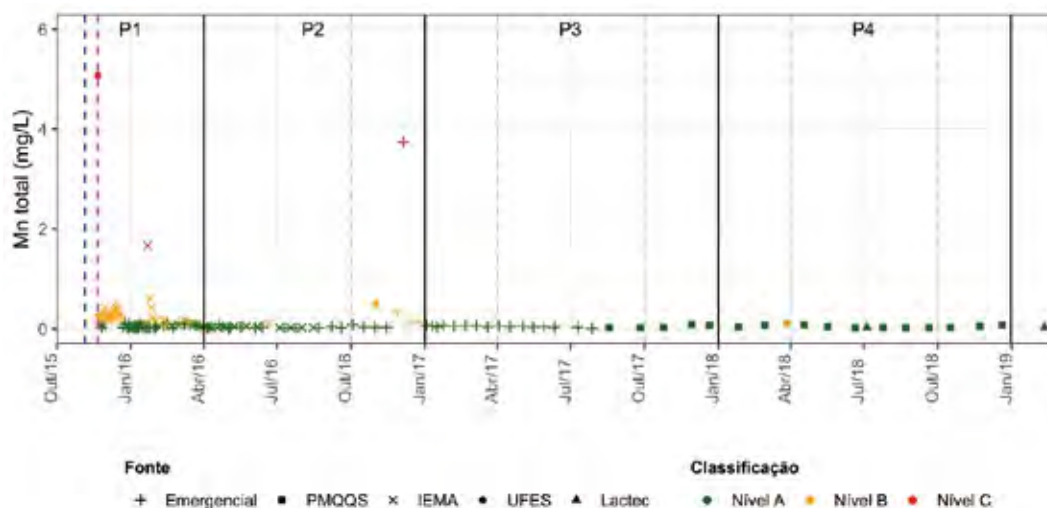
3.1.2.3.8 Manganês total

Os dados de manganês total pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C e são apresentados nos gráficos da Figura 192. Os dados apresentados foram medidos no ambiente estuarino do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) e pela UFES após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018.

Conforme citado na metodologia, os dados de manganês total foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado na região estuarina do rio Doce (0,983 mg/L) e de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA N°357/2005 para águas salobras (0,1 mg/L).

Logo após o desastre (P1), verificou-se uma quantidade significativa de dados passíveis da classificação Categoria C, chegando a atingir uma concentração de até 5,08 mg/L, superando a classe 1 da CONAMA em mais de 50 vezes. No período chuvoso seguinte ao P1 (entre outubro/16 e março/17), a concentração máxima foi de 3,74 mg/L (mais de 37 vezes superior à classe 1 da CONAMA), seguido de uma concentração máxima de 0,11 mg/L entre outubro/17 a abril/18 (1,1 vezes o limite da CONAMA) e pela ausência de dados na Categoria C entre outubro/18 e dezembro/18, indicando desta forma para uma redução gradual dos valores máximos entre os períodos chuvosos.

Figura 192 – Classificação dos dados de manganês total pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).



A classificação das alterações referentes ao aumento de manganês total na água ao longo do tempo é apresentada na Figura 193, enquanto que a evolução das alterações entre os períodos monitorados é apresentada na Figura 194.

De acordo com a referida figura, a classe Categoria C (ocorrência de valores acima do máximo histórico e do limite legislado) ocorreu em percentuais mais baixos, sendo que a classe de maior problemática que predominou foi a Categoria B nos meses de novembro e dezembro de 2015, de forma que a classificação final foi de alteração “Categoria B”.

Quanto à evolução das alterações (Figura 194), apesar de ter sido verificado um aumento do número de dados na Categoria B e o ressurgimento de dados na Categoria C em P4 em relação a P3, cabe ressaltar que as concentrações máximas de manganês total têm sofrido uma redução contínua entre os períodos chuvosos, de forma que a tendência é a de redução da proporção de dados dentro desta classe com a continuidade do monitoramento.

Figura 193 – Classificação das alterações para o manganês total na região estuarina do rio Doce.

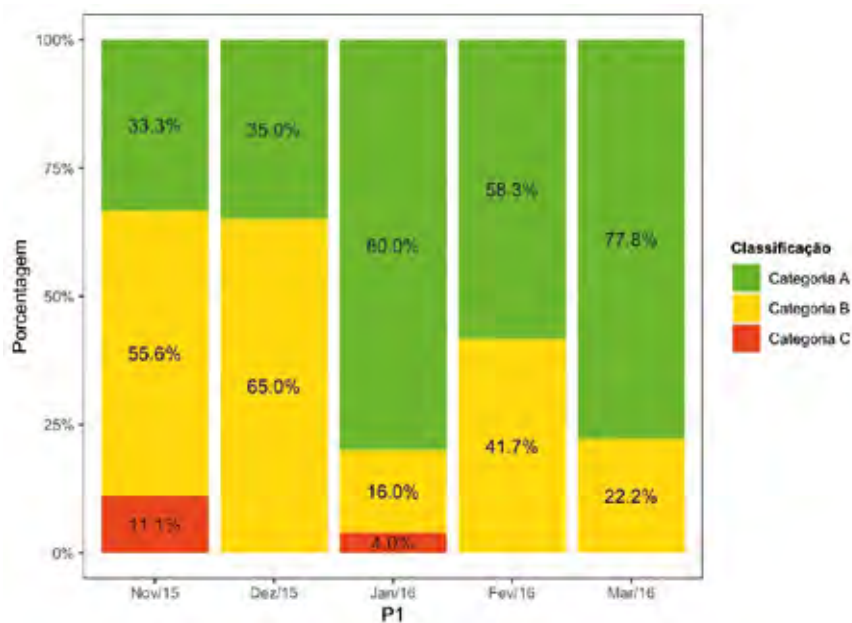
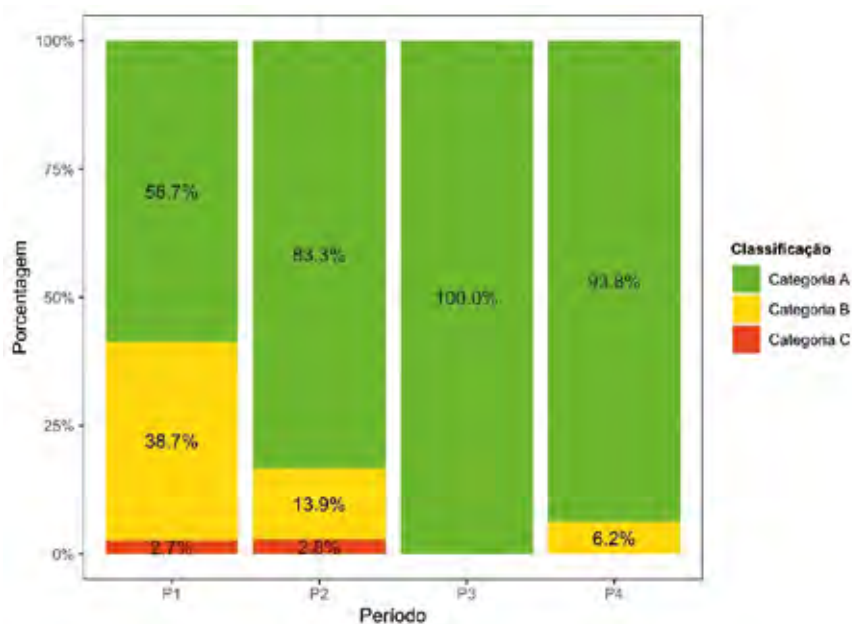


Figura 194 – Tendência das alterações para o manganês total na região estuarina do rio Doce.



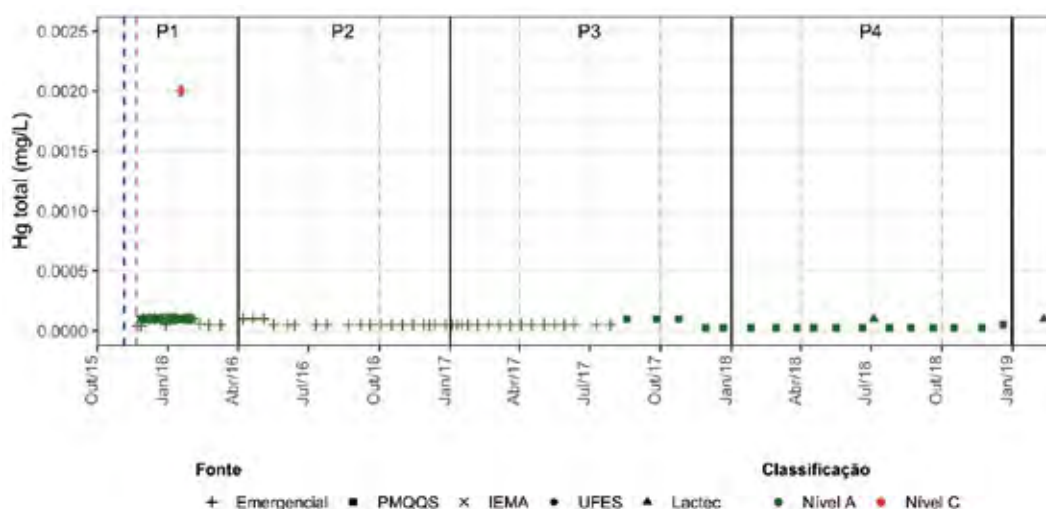
3.1.2.3.9 Mercúrio total

Os dados de mercúrio total pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C e são apresentados para cada compartimento na Figura 195. Os dados apresentados foram medidos no ambiente estuarino do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQOS), pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) e pela UFES após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018.

Conforme citado na metodologia, os dados de mercúrio total foram classificados considerando a classe 1 da resolução CONAMA N°357/2005 para águas salinas (0,0002 mg/L) e o valor máximo encontrado na linha-base (0,0008 mg/L).

O primeiro período (P1 – 21 de novembro/2015 até março/2016) foi o único dentre os períodos definidos na segmentação temporal que apresentou valores passíveis da classificação Categoria C, com três concentrações chegando a atingir 0,002 mg/L, superando em 10 vezes o limite estabelecido pela resolução CONAMA N° 357/2005.

Figura 195 – Classificação dos dados de mercúrio total pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).



A classificação das alterações referentes ao aumento de mercúrio total na água ao longo dos períodos é apresentada na Figura 196, enquanto que a evolução das alterações entre os períodos monitorados é apresentada na Figura 197.

De acordo com a Figura 196, mesmo com a ocorrência da categoria de dados na classificação Categoria C em P1, o percentual predominante foi o relacionado à Categoria A. Desse modo, a classificação final foi de alteração Categoria A para este indicador. Entretanto, a ocorrência de dados na Categoria C, mesmo que por menos tempo, indica a ocorrência de valores elevados que podem ter sido assimilados pela biota aquática. Quanto à evolução das alterações, verificou-se a exclusividade de dados na “Categoria A” em P2, P3 e P4 (Figura 197).

Figura 196 – Classificação das alterações para o mercúrio total na região estuarina do rio Doce.

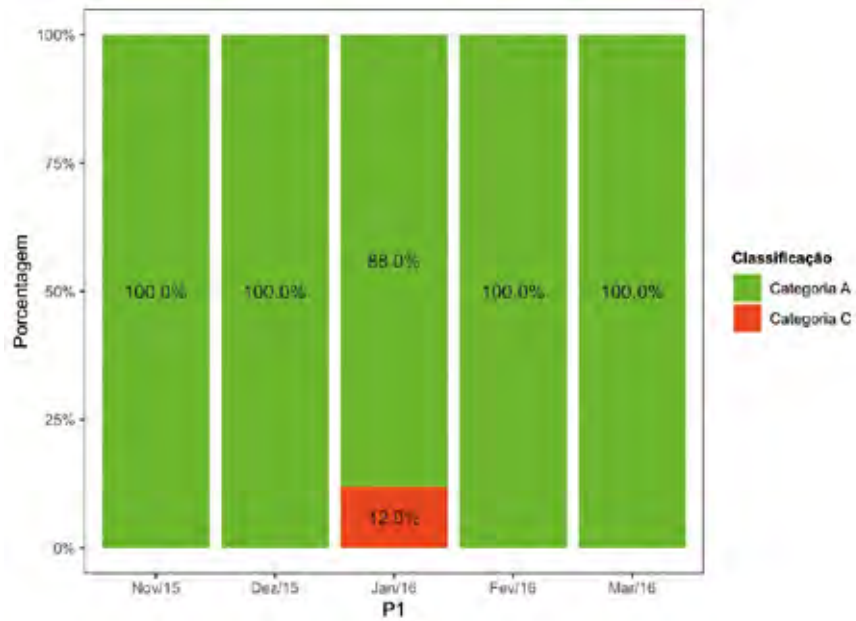
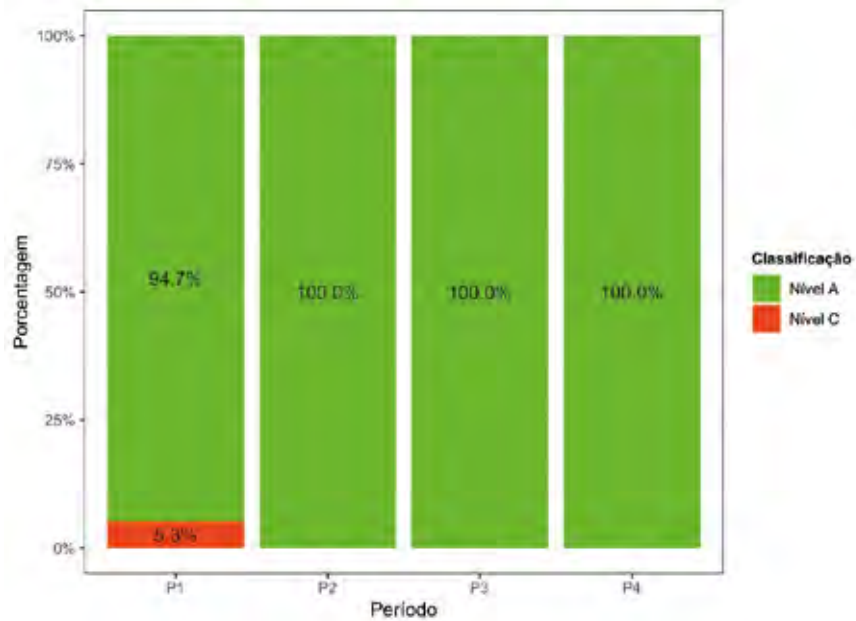


Figura 197 – Tendência das alterações para o mercúrio total na região estuarina do rio Doce.



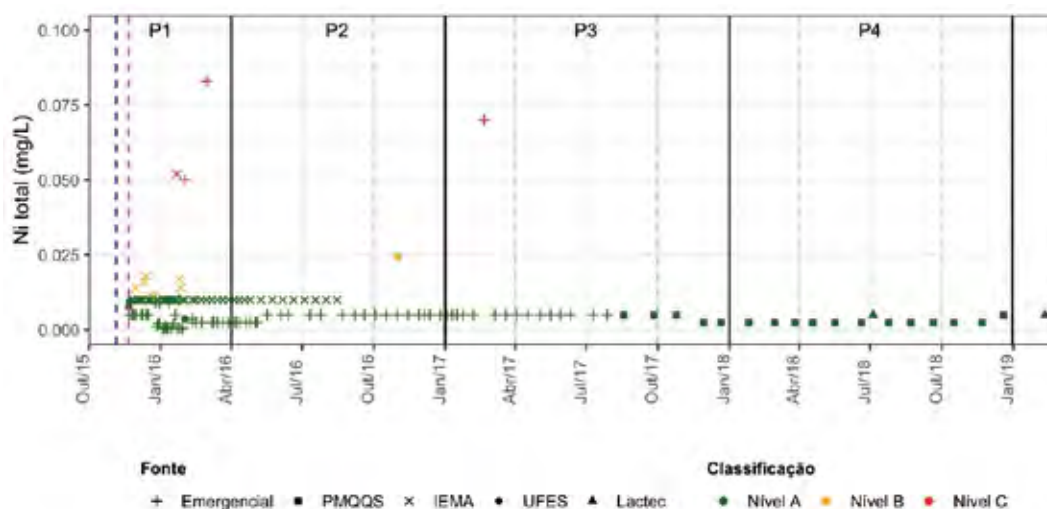
3.1.2.3.10 Níquel total

Os dados de níquel total pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C e são apresentados na Figura 198. Os dados apresentados foram medidos no ambiente estuarino do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) e pela UFES após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018.

Conforme citado na metodologia, os dados de níquel total foram classificados considerando o valor máximo da série histórica (0,010 mg/L) e classe 1 da resolução CONAMA Nº357/2005 para águas salobras (0,025 mg/L).

De acordo com a referida figura, foi possível notar a elevação das concentrações de níquel total após o evento do rompimento, com três resultados em concentrações classificadas na Categoria B, alcançando 0,083 mg/L, mais de três vezes o nível estabelecido pela resolução CONAMA. No período chuvoso seguinte (entre outubro/16 e março/17), apenas uma amostra foi classificada como gravíssima, apresentando concentração de 0,07 mg/L, não sendo observada ocorrência de dados na Categoria B ou na Categoria C no período seguinte, indicando para uma redução da gravidade das alterações.

Figura 198 – Classificação dos dados de níquel total pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).



A classificação das alterações referentes ao aumento de níquel na água ao longo dos períodos é apresentada na Figura 199, enquanto que a evolução das alterações entre os períodos monitorados é apresentada na Figura 200. De acordo com a Figura 199, mesmo com a ocorrência de dados na Categoria B e na Categoria C em P1, o percentual predominante foi o relacionado à Categoria A. Desse modo, a classificação final foi de alteração Categoria A. Quanto à evolução das alterações, verificou-se em P4 a exclusividade de dados classificados na “Categoria A”, entretanto como ainda em P3 foram verificados dados na Categoria C, de forma conservadora, considera-se que as alterações tendem a diminuir para este indicador (Figura 200).

Figura 199 – Classificação das alterações para o níquel total na região estuarina do rio Doce.

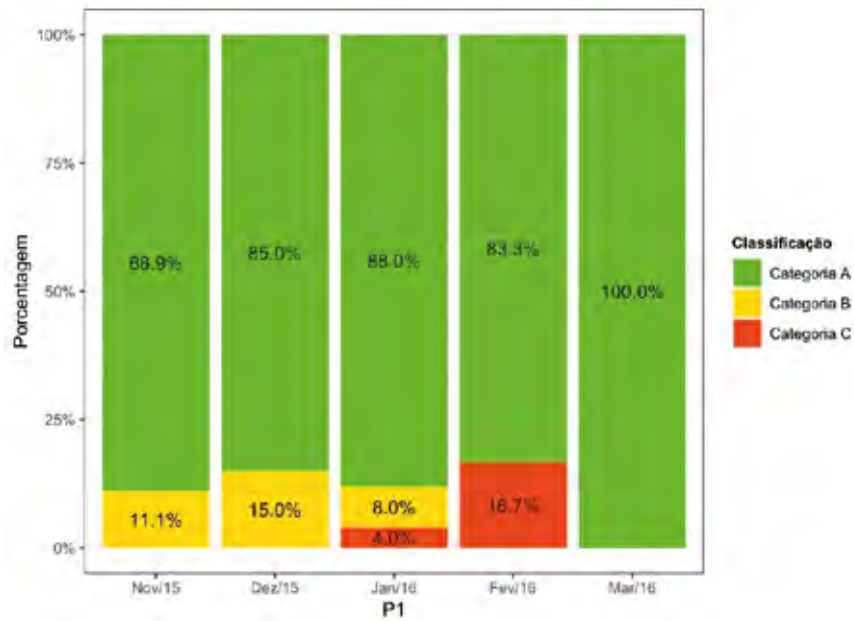
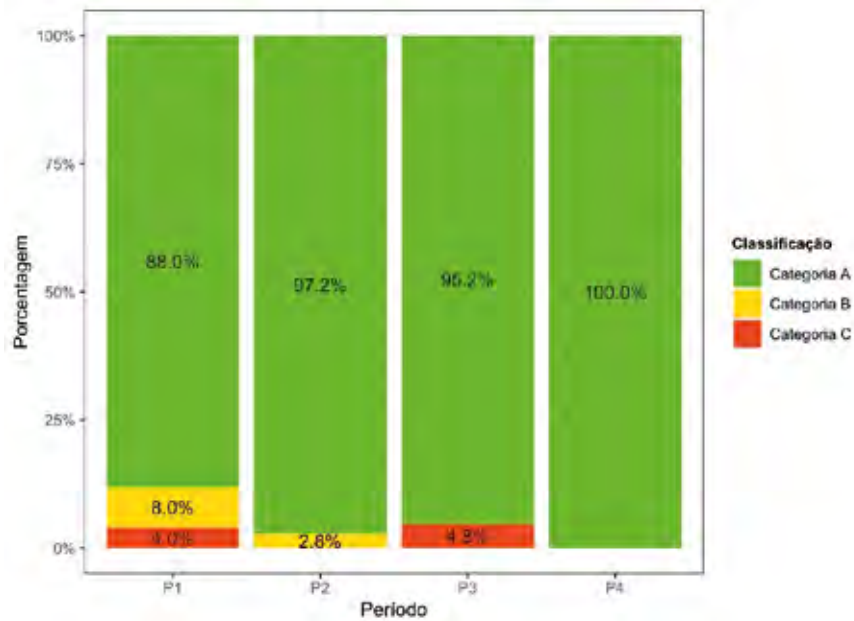


Figura 200 – Tendência das alterações para o níquel total na região estuarina do rio Doce.



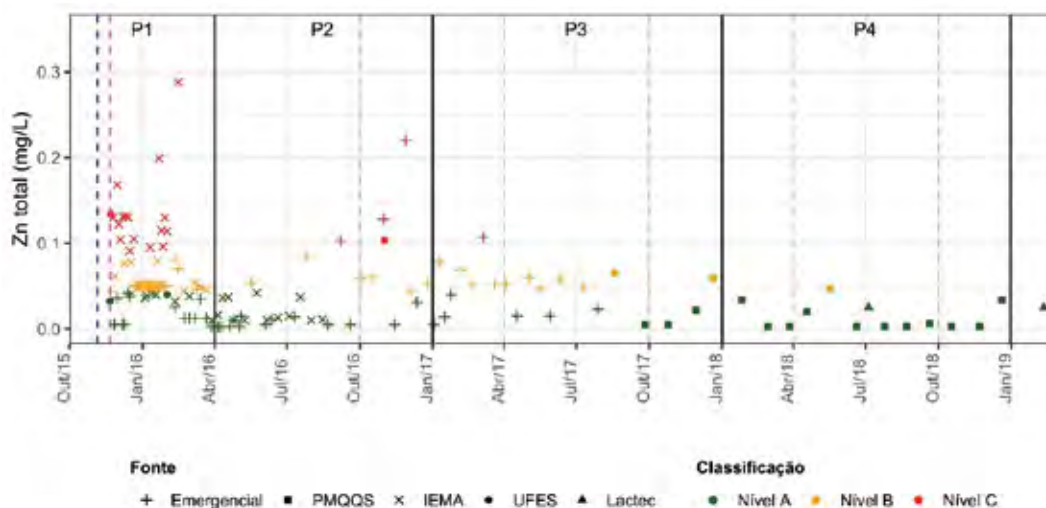
3.1.2.3.11 Zinco total

Os dados de zinco total pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C e são apresentados na Figura 201. Os dados apresentados foram medidos no ambiente estuarino do rio Doce pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) e pela UFES após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018.

Conforme citado na metodologia, os dados de zinco total foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (0,042 mg/L) e de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA Nº357/2005 para águas salobras (0,09 mg/L).

Logo após o desastre, no primeiro período (P1 – 21 de novembro/15 até abril/16), foram registrados uma quantidade significativa de dados passíveis da classificação Categoria C, chegando a atingir uma concentração de até 0,288 mg/L, superando a classe 1 da resolução CONAMA Nº 357/2005 em 3,2 vezes. No período chuvoso seguinte ao P1 (entre outubro/16 e março/17), a concentração máxima foi de 1,3 mg/L (mais de 4 vezes superior à classe 1 da CONAMA), seguido de uma concentração máxima de 0,22 mg/L entre outubro/17 a março/18 (2,4 vezes o limite da CONAMA) e da ausência de dados na Categoria C nos períodos chuvosos seguintes.

Figura 201 – Classificação dos dados de zinco total pós-desastre na região estuarina do rio Doce. Linhas verticais tracejadas indicam a data do desastre (azul) da chegada dos rejeitos no oceano (rosa) e a transição entre períodos secos e chuvosos (cinza).



A classificação das alterações referentes ao aumento de zinco total na água ao longo dos compartimentos e do tempo é apresentada na Figura 202, enquanto que a evolução das alterações entre os períodos monitorados é apresentada na Figura 203.

De acordo com a Figura 202, a classe Categoria B (ocorrência de valores acima do máximo histórico e abaixo do limite legislado, nesse caso) ocorreu em maior percentual em dezembro/2015, janeiro/2016 e fevereiro/2016 de forma que a classificação final foi de alteração Categoria B.

Quanto à evolução das alterações (Figura 203), cabe ressaltar que as proporções elevadas de dados na Categoria B verificadas em P3 podem não indicar para uma piora da qualidade ambiental,

uma vez que durante o ano de 2017 ocorreu a transição entre o monitoramento emergencial e o PMQQS, ocasionando em uma alteração da distribuição da malha amostral e da frequência de amostragem. Conforme ressaltado anteriormente, as concentrações máximas observadas na Categoria C têm reduzido de forma gradativa entre os períodos chuvosos, de forma que a tendência é a de redução da proporção de dados dentro desta classe.

Figura 202 – Classificação das alterações para o zinco total na região estuarina do rio Doce.

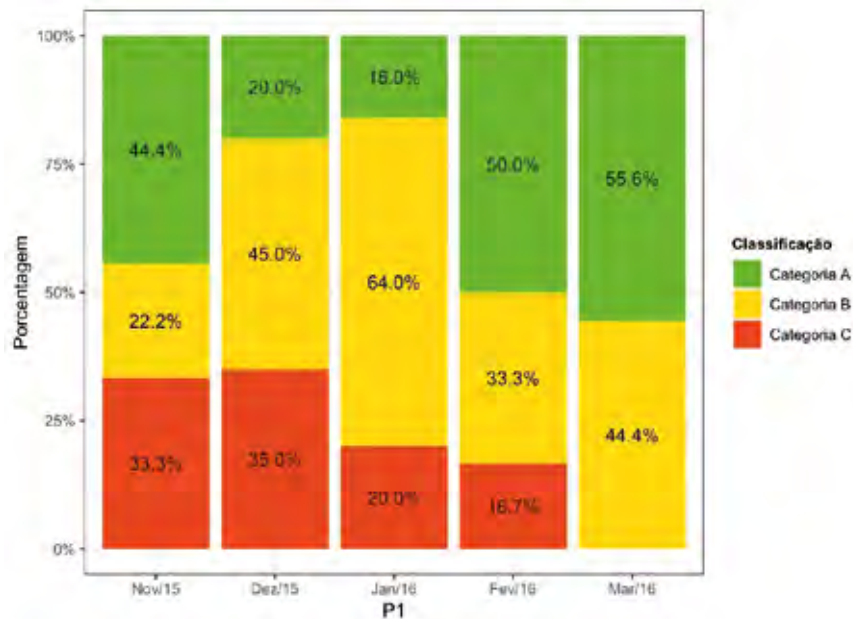
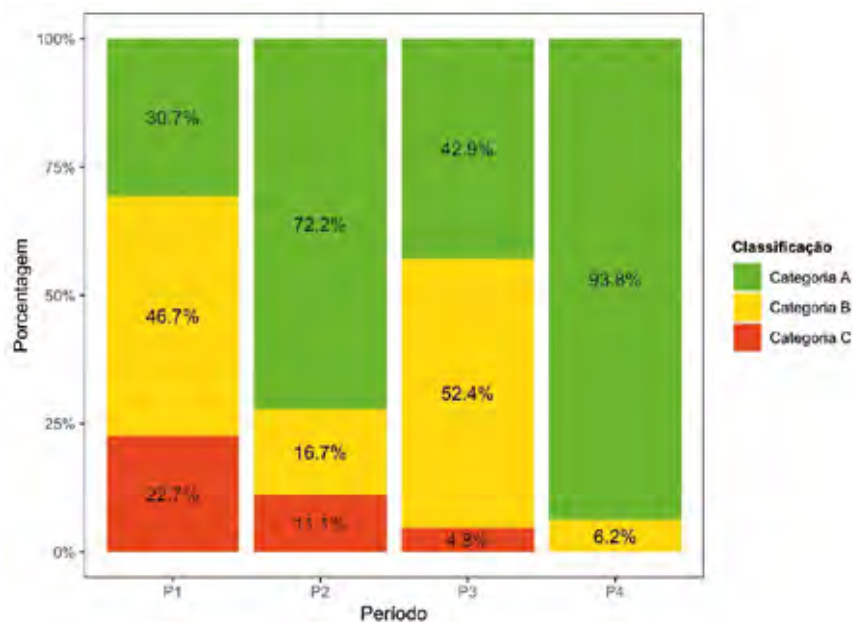


Figura 203 – Tendência das alterações para o zinco total na região estuarina do rio Doce.



3.1.2.3.12 Síntese do dano “aumento da concentração de EPTs na água”

Nos meses entre novembro de 2015 e março de 2016, período adotado para a definição da gravidade do dano, os indicadores alumínio dissolvido e ferro dissolvido tiveram a maioria de seus dados classificados na Categoria C (Tabela 59) no estuário do rio Doce (compartimento 4-A). Desse modo, o dano aumento da concentração de EPTs no estuário do rio Doce foi considerado gravíssimo.

É importante destacar que para os indicadores que apresentaram alteração geral na categoria A, foram constatadas elevações relevantes de valores superando a classe 1 e os máximos históricos em diversas vezes (ver Tabela 59), apesar de terem ocorrido por um menor tempo. A elevação da concentração desses outros indicadores na água pode ter sido suficiente para que causasse alterações na biota. Há de se considerar ainda que o arsênio, o cromo e o mercúrio são elementos que apresentam maior periculosidade.

De um modo geral, a partir da análise dos resultados dos indicadores com o passar do tempo, o dano relativo ao aumento das concentrações de EPTs na água tendeu a reduzir em relação à situação observada em P1 (novembro/2015 a março/2016).

Visto que os rejeitos oriundos da barragem de Fundão ainda se encontram depositados no leito dos corpos hídricos e nos barramentos, com possibilidade de ressuspensão para a coluna d'água e de atingir o estuário do rio Doce, o dano em questão foi considerado parcialmente reversível no estuário do rio Doce.

Tabela 59 – Gravidade do dano de aumento das concentrações de EPTs na água no estuário do rio Doce (compartimento 4-A)

Indicador	Nº de vezes acima da Classe 1	Nº de vezes acima da linha base	Classificação da alteração no compartimento 4-A	Gravidade do dano no compartimento 4-A
Alumínio dissolvido	55	30	Categoria C	Gravíssimo
Arsênio total	2	1	Categoria A	
Cádmio total	8	1	Categoria B	
Cobre dissolvido	12	3	Categoria A	
Cromo total	96	7	Categoria A	
Ferro dissolvido	33	49	Categoria C	
Mercúrio total	10	3	Categoria A	
Manganês total	51	5	Categoria B	
Níquel total	8	3	Categoria A	
Chumbo total	6	75	Sem classificação	
Zinco total	3	7	Categoria B	

3.1.3 ESTUÁRIO DO RIO PIRAQUÊ-AÇU

3.1.3.1 Concentração de sólidos na água

3.1.3.1.1 Turbidez

Os dados apresentados foram medidos no estuário do rio Piraquê-açu pela Fundação Renova (PMQQS) a partir de 10/08/2017 e pelo Lactec em 04/07/2018. As informações disponibilizadas na base de dados secundários (PMQQS) foram compiladas aos dados primários com o objetivo de se observar o comportamento da variável turbidez no estuário do rio Piraquê-açu (Figura 204).

Conforme citado na metodologia, a análise do estuário do rio Piraquê-açu foi realizada a partir da caracterização ambiental da área, visto que não existe uma base de dados sólida do período anterior à ocorrência do desastre, que permita a inferência sobre a ocorrência, ou não, de dano ambiental no corpo hídrico, bem como a permanência do dano no ambiente.

Para a análise, a critério de comparação, foram considerados valores capazes de influenciar a fotossíntese e de alterar a estrutura trófica devido à restrição da luminosidade (30 UNT) conforme estabelecido por Fabricius (2005) e Lunt e Smee (2014), visto que não existem padrões nacionais para turbidez em águas salobras estabelecidos na legislação nacional.

Nas primeiras amostragens realizadas após o desastre no estuário do rio Piraquê-açu, compreendendo ao período P3, chegaram a ser registrados valores de turbidez variando entre 4,4 UNT a 45,7 UNT, referenciados na base de dados do PMQQS, para os dias 10 e 12/08/2017, respectivamente.

Tendo em consideração que estuários são ambientes altamente dinâmicos e que a turbidez das águas está diretamente relacionada aos períodos de chuva e seca, efeitos de maré e misturas de águas salobras e salinas, observou-se que a variação da turbidez no estuário do rio Piraquê-açu não apresentou padrão de comportamento temporal, estando relacionada somente às condições do estuário no momento da amostragem.

Concentrações acima de 20 UNT foram registradas em agosto de 2017, fevereiro e julho de 2018, para os demais meses, a turbidez registrada apresentou valores baixos, estando em sua maioria abaixo de 8 UNT.

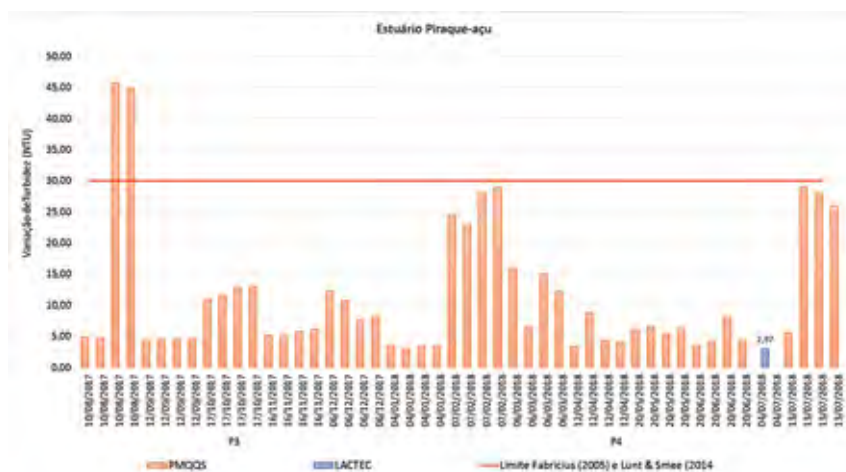
De acordo com os dados disponíveis, percebeu-se ao longo do tempo apenas dois registros que suplantaram o limite comparativo utilizado como referência para esta caracterização, de 30 UNT, conforme estabelecido por Fabricius (2005) e Lunt e Smee (2014), capaz de influenciar a fotossíntese e de alterar a estrutura trófica devido à restrição da luminosidade. Estes eventos foram ocorrentes em agosto de 2017, e não foram persistentes no ambiente analisado, sendo que nas amostragens subsequentes não foram mais verificados valores elevados de turbidez.

Ainda, deve ser considerado que o banco de dados utilizado para a caracterização da turbidez no estuário do rio Piraquê-açu, tem o primeiro registro datado de agosto de 2017, ou seja, aproximadamente vinte meses após a ocorrência do desastre e chegada da pluma de rejeitos na foz do rio Doce. Da mesma forma, conforme apresentado no item 2.1.1, que apresenta a metodologia para a análise da qualidade da água para o ambiente marinho, o valor máximo histórico de turbidez registrado nas

adjacências da foz do rio Doce foi de 89 UNT e, assim, salienta-se que estes valores não foram observados para este estuário ao longo do período analisado pela base de dados.

Desta forma, mesmo que a pluma de rejeitos tenha chegado ao estuário do rio Piraquê-açu por via marítima, e esta pluma tenha adentrado ao estuário em função das variações de maré, as ocorrências de possíveis alterações ambientais ocasionados pelas alterações da turbidez devido à contaminação das águas do estuário advinda da pluma de rejeitos não puderam ser verificadas, assim como a permanência destas eventuais alterações no ambiente.

Figura 204 – Variação da Turbidez no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2018.



3.1.3.1.2 Sólidos suspensos totais

Os dados apresentados para a análise da concentração de sólidos suspensos totais foram medidos no estuário do rio Piraquê-açu pela Fundação Renova (PMQQS) a partir de 10/08/2017, e pelo Lactec em 04/07/2018. As concentrações de sólidos suspensos na base de dados utilizada a caracterização ambiental deste estuário passaram a ser registrados aproximadamente vinte meses após a pluma de rejeitos alcançar a região da foz do rio Doce.

De modo geral, conforme observa-se na Figura 205, a maioria das concentrações estiveram abaixo do limite de quantificação, sendo <10 mg/L para as análises realizadas pelo PMQQS, e <30 mg/L para as amostras realizadas pelo LACTEC.

A partir do banco de dados, observou-se que as concentrações estiveram superiores ao limite de quantificação (< 10 mg/L) em momentos amostrais temporalmente dispersos na base de dados. Entretanto, apenas dois momentos apresentaram incremento relevante na concentração de sólidos suspensos na coluna d'água quando contrastado aos valores comumente encontrados. Ambos os registros foram observados no PMQQS, em setembro de 2017 e julho de 2018, que apresentaram concentrações máximas de 99 e 299 mg/L, respectivamente, para os períodos P3 e P4. Outros registros de incremento na concentração de sólidos suspensos tiveram menores magnitudes.

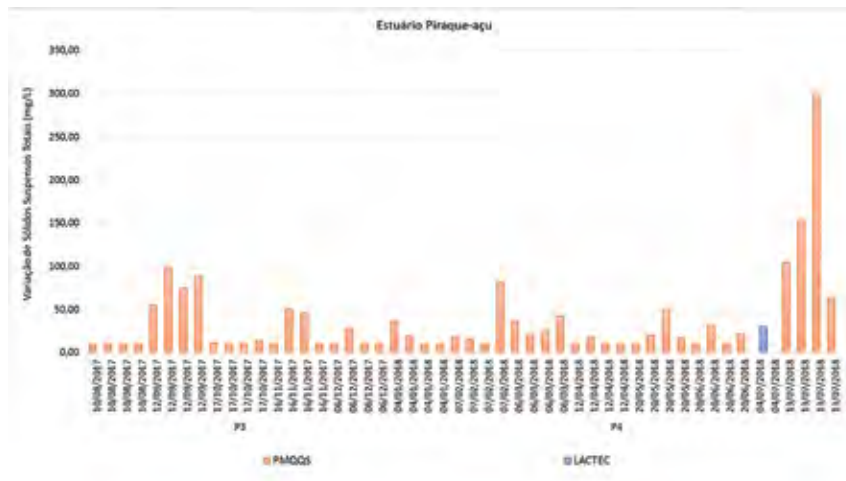
Ambos os eventos referenciados como de alta concentração de sólidos em suspensão ocorreram no período seco, quando há menor volume de água no sistema hídrico, não favorecendo a diluição deste parâmetro.

Desta forma, considerando os valores normalmente registrados em regiões sobre a influência continental de rios da região como Jequitinhonha, Mucuri e rio Doce (38 mg/L) conforme estabelecido por Rezende *et al.* (2006), é possível dizer que o estuário do rio Piraquê-açu apresentou concentrações de sólidos em suspensão compatíveis com estes ambientes na maior quantidade de registros obtidos (abaixo dos limites de quantificação).

Entretanto, a concentração elevada deste parâmetro para as campanhas realizadas em julho de 2018 sugere a necessidade da continuidade de monitoramento deste ambiente com o objetivo de se observar uma possível diminuição da concentração desta variável no ambiente e, de forma correlata, a diminuição da turbidez do corpo hídrico.

Ainda, caso tenham ocorrido alterações significativas na concentração de sólidos suspensos na coluna d'água do estuário do rio Piraquê-açu em decorrência do desastre, atualmente, tais alterações não puderam ser observadas.

Figura 205 – Variação de Sólidos Suspensos Totais no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2018.



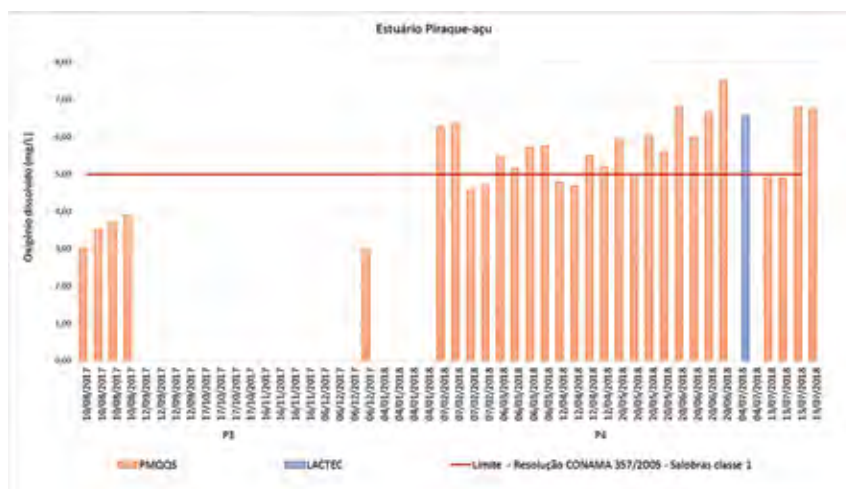
Para o período P4, as concentrações estiveram em sua maioria acima dos limites estabelecidos para a classe 1 (5 mg/L), denotando um incremento deste elemento no ambiente ao longo do período analisado.

Embora tenham sido registrados valores abaixo do recomendado para o período P3, não é possível realizar análises sobre as possíveis razões para este parâmetro ser observado nestas condições, tendo em vista que uma das razões para a diminuição de oxigênio dissolvido na coluna d'água é dada em função do aumento de sólidos suspensos e diminuição da turbidez que prejudicam a produção primária e a produção de oxigênio pelas algas, o que não foi observado para o mesmo período a partir da análise do banco de dados disponível.

Assim, mesmo com a lacuna de dados ambientais pretéritos para este ambiente em momento anterior a ocorrência do desastre, relata-se que, caso tenham ocorrido alterações na qualidade da água neste ambiente, estas estiveram restritas aos momentos iniciais de contato com a pluma de sedimento que, através da elevação da turbidez e influência na fotossíntese, podem ter depreciado a concentração de oxigênio no corpo d'água. Ainda, considerando a elevada dinâmica e variabilidade deste parâmetro em corpos hídricos, é esperado que o ambiente tenha prontamente se recuperado nos momentos subsequentes.

Embora tenham sido observados eventos onde a concentração de oxigênio dissolvido esteve abaixo da classe 1 para águas salobras da resolução Conama nº 357/2005, estes foram temporalmente restritos e não ocorreram em períodos subsequentes.

Figura 206 – Variação de Oxigênio Dissolvido no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2018.



3.1.3.3 Concentrações de EPTs na água

A seguir, apresentam-se as análises das concentrações dos EPTs de interesse para a caracterização do estuário do rio Piraquê-açu, conforme metodologia apresentada pelo item 3.1.1.4.2. Ressalva-se que para os EPTs que apresentaram concentração abaixo do limite de quantificação do método analítico utilizado, em todos os momentos amostrais, não foram apresentados, tendo em vista a impossibilidade de realizar análises sobre tais resultados. Este caso aplica-se aos seguintes parâmetros:

Arsênio total, Bário total, Cádmio total, Chumbo total, Cobre dissolvido, Cromo total, Mercúrio total e Níquel total.

3.1.3.3.1 Alumínio Dissolvido

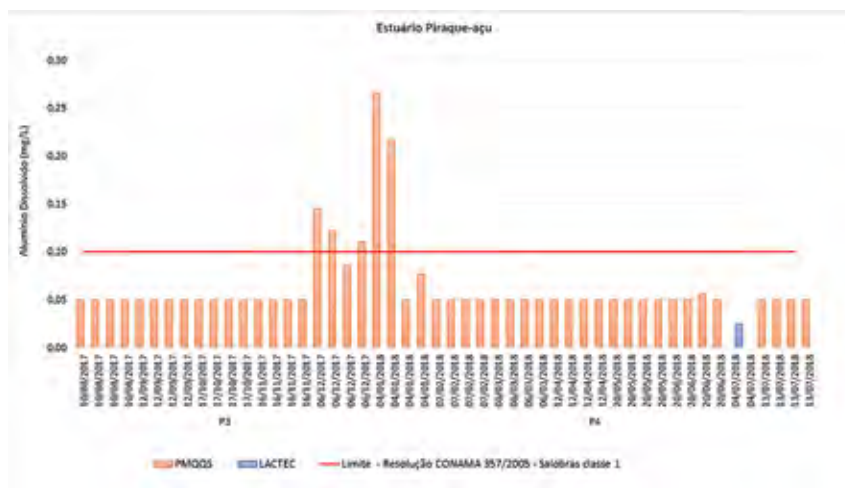
Os dados apresentados foram medidos no estuário do rio Piraquê-açu pela Fundação Renova (PMQQS) e pelo Lactec após a chegada da lama de rejeitos ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce. Os registros iniciais para este parâmetro foram obtidos a partir de 10/08/2017 pela Renova, ou seja, aproximadamente vinte meses após a pluma de rejeitos alcançar a foz do rio Doce (Figura 207).

Na maior parte do conjunto de dados analisados, que representam o período P3 a P4, as concentrações de alumínio dissolvido nas amostras de água do estuário do rio Piraquê-açu estiveram abaixo do limite de quantificação do método analítico utilizado. Eventuais concentrações superiores ao limite preconizado pela resolução CONAMA nº 357/2005, para águas salobras classe 1, que estabelece o limite de concentração de alumínio dissolvido de 0,1 mg/L, foram verificadas nas amostragens realizadas entre dezembro de 2017 e janeiro de 2018 pela Renova (PMQQS), que variaram de 0,11 a 0,266 mg/L, estando estes eventos relacionados ao período chuvoso na região.

Após estes registros, não foram mais observadas concentrações quantificáveis deste parâmetro no estuário, denotando que o evento foi temporalmente restrito.

Tendo em vista a falta de informação pretérita à ocorrência do rompimento da barragem do Fundão para o estuário do rio Piraquê-açu e o início tardio do monitoramento, torna-se complexo associar as elevadas concentrações de alumínio dissolvido registradas entre dezembro de 2017 e janeiro de 2018 ao desastre. De forma geral, ambientes contaminados tendem a apresentar maiores registros com concentrações elevadas de certos parâmetros químicos característicos, que em eventos de ressuspensão de sedimentos por turbulência, movimentação de massas d'água e aumento de vazão, disponibilizam prontamente os elementos para a coluna d'água, não sendo o caso observado para alumínio dissolvido no estuário do rio Piraquê-açu.

Figura 207 – Variação de Alumínio Dissolvido no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2018.



3.1.3.3.2 Cobre Total

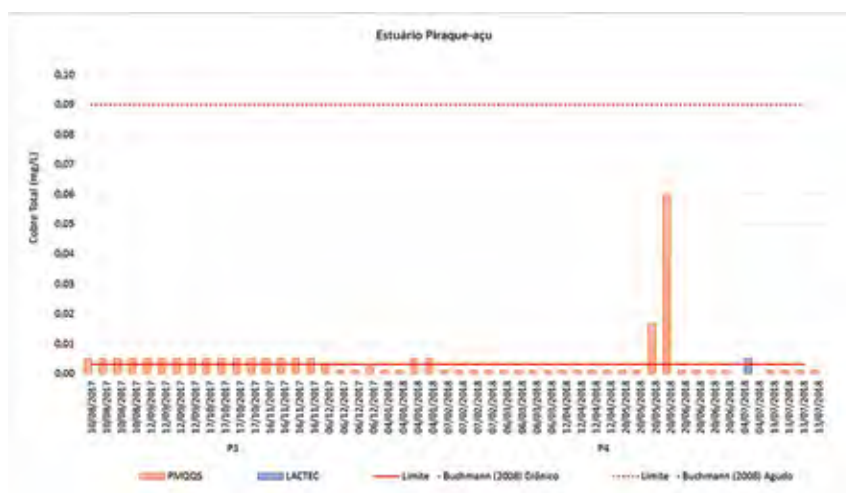
A seguir apresenta-se a caracterização das concentrações de cobre total a partir da análise dos dados medidos no estuário do rio Piraquê-açu pela Fundação Renova (PMQQS). Os registros iniciais datam de 10/08/2017, cerca de vinte meses após a pluma de rejeitos atingir a foz do rio Doce (Figura 208).

Como pode ser observado a partir da plotagem em gráfico dos resultados obtidos entre dados primários e secundários, verifica-se que a grande maioria dos dados analisados apresentaram concentrações abaixo do limite de quantificação dos métodos analíticos utilizados, sendo registrado apenas dois eventos onde as concentrações puderam ser mensuradas, ambas ocorrentes em 20/05/2018, em amostragens realizadas pela Renova (PMQQS).

Embora seja inexistente limite de concentração definido para este parâmetro na legislação brasileira, a publicação de Buchman (2008) apresenta valores de concentração onde são apresentados efeitos crônicos e agudos à biota, em concentração de 0,0031 e 0,09 mg/L, respectivamente. Com concentrações de cobre total variando de 0,02 a 0,059 mg/L, ambos os registros estiveram acima da concentração sugerida como de efeito crônico aos organismos. Todos os demais registros não puderam ser avaliados, tendo em vista que as concentrações estiveram abaixo do limite de quantificação do método analítico.

Da mesma forma como anteriormente descrito para o parâmetro alumínio, o registro de concentração elevada de cobre total em maio de 2018 não pode ser relacionado com o desastre, tendo esta concentração ocorrido em escala de tempo considerável após a dispersão da pluma de rejeitos para as áreas além da foz do rio Doce, bem como não sendo evidenciado concentrações significativas em P3.

Figura 208 – Variação de Cobre Total no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2018.



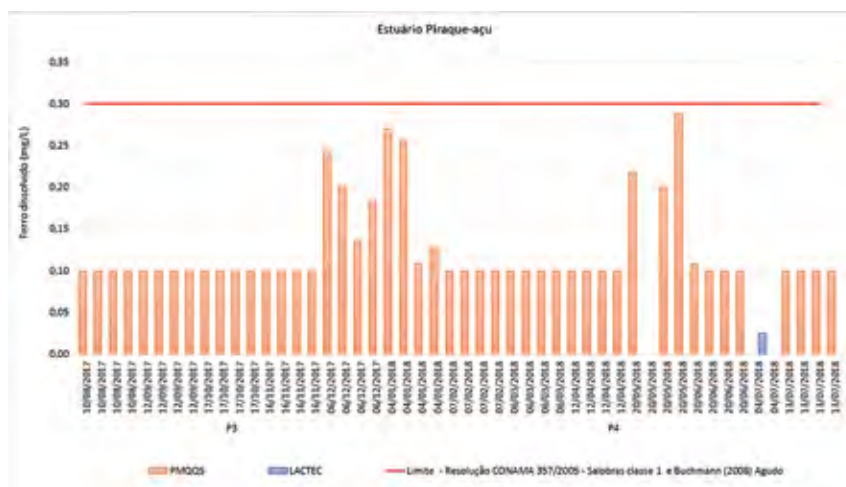
3.1.3.3.3 Ferro Dissolvido

A seguir apresenta-se a caracterização da concentração de ferro dissolvido a partir da análise dos dados medidos no estuário do rio Piraquê-açu pela Fundação Renova (PMQQS) e pelo Lactec após a chegada da lama de rejeitos ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce. Os registros iniciais datam de 10/08/2017, cerca de vinte meses após a pluma de rejeitos atingir a foz do rio Doce (Figura 209).

Conforme estabelece a resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras classe 1, o limite de concentração do parâmetro ferro dissolvido não deve exceder 0,3 mg/L. O mesmo limite é definido pela publicação de Buchman (2008) como concentração de efeito agudo à exposição da biota.

A partir da análise dos dados primário e secundários, observou-se que a concentração de ferro dissolvido ao longo de todo o período analisado esteve em conformidade com o limite definido pela legislação ambiental vigente ou abaixo do limite de quantificação para o método analítico utilizado. Desta forma, não puderam ser observadas a ocorrência e/ou permanência de alterações à qualidade das águas que por ventura possam ter ocorrido no estuário do rio Piraquê-açu em função da pluma de rejeitos oriunda do desastre.

Figura 209 – Variação de Ferro Dissolvido no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2018.



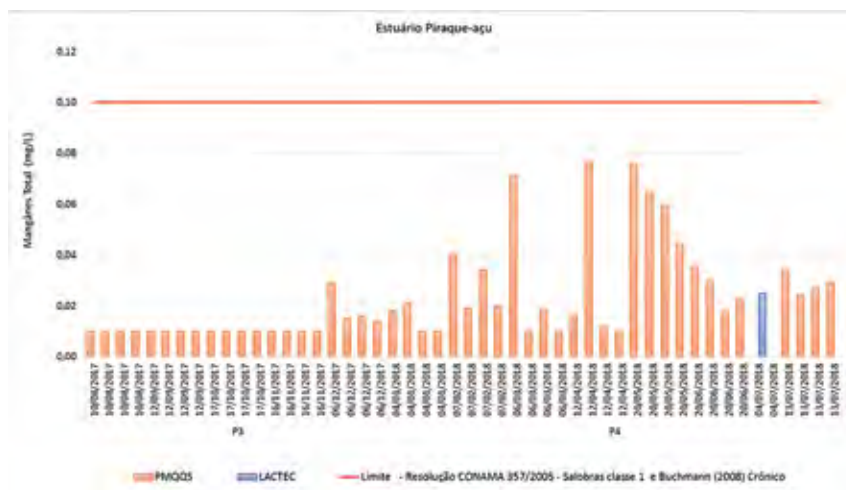
3.1.3.3.4 Manganês Total

Os dados apresentados para a caracterização da concentração de manganês total no estuário do rio Piraquê-açu foram medidos pela Fundação Renova (PMQQS) e pelo Lactec. Os registros iniciais, amostrados pela Renova, datam de 10/08/2017, ou seja, aproximadamente vinte meses após a ocorrência do desastre e chegada da pluma de rejeitos à área marinha adjacente à foz do rio Doce (Figura 210).

A partir da análise dos resultados observou-se que grande parte dos registros de manganês total apresentaram concentrações abaixo do limite de quantificação do método analítico, sendo estes registros ocorrentes no período compreendido por P3. Para o período P4, observou-se variação na concentração deste parâmetro, entretanto, todos os registros permaneceram abaixo do que estabelece a resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras classe 1 (0,1 mg/L).

A falta de dados pretéritos ao desastre, que caracterize o padrão de ocorrência deste parâmetro neste ambiente estuarino, e o início do monitoramento ter sido tardio fragilizam qualquer inferência sobre a ocorrência e permanência de alterações ambientais no estuário do rio Piraquê-açu a partir da chegada da pluma de rejeitos oriundas do desastre. Caso tenham ocorrido, as alterações resultantes do incremento na concentração de manganês total neste corpo hídrico não foram mais observadas na área, visto que todas as concentrações observadas atenderam ao limite disposto na legislação vigente.

Figura 210 – Variação de Manganês Total no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2018.



3.1.3.3.5 Zinco Total

Relativo às concentrações de zinco total, estas foram obtidas para o estuário do rio Piraquê-açu pela Fundação Renova (PMQQS) e pelo Lactec após a chegada da lama de rejeitos ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce. Os registros iniciais para este parâmetro datam de 10/08/2017, ou seja, aproximadamente vinte meses após a ocorrência do desastre e registro da pluma de rejeitos em área marinha adjacente à foz do rio Doce (Figura 211).

De modo geral, observa-se que as concentrações deste parâmetro estiveram abaixo do limite estabelecido pela resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras classe 1, abaixo das concentrações sugerida por Buchman (2008) como de provável efeito agudo e crônico a biota, assim como em vários momentos foram observadas concentrações abaixo do limite de quantificação do método analítico utilizado. Apenas em um momento amostral, a concentração de zinco total excedeu o limite estabelecido pela legislação e concentrações de referência.

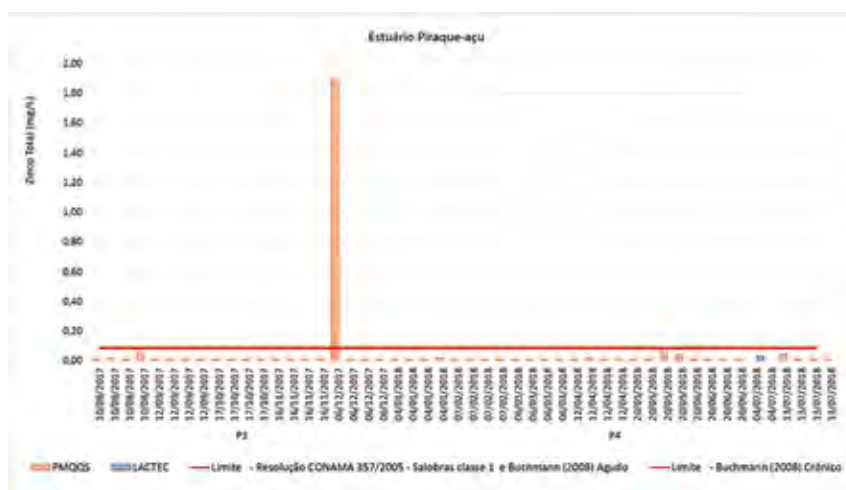
Este evento ocorreu em 06/12/2017 (1,90 mg/L – PMQQS), compreendendo ao período P3. Embora o registro da ocorrência deste evento ao longo de todo o período monitorado, não é possível afirmar que esta concentração represente alteração ambiental relacionada ao desastre, visto que o pico de concentração ocorreu em evento temporalmente restrito, estando precedido e sucedido de eventos amostrais com concentrações inferiores ao limite de quantificação do método analítico utilizado.

Ainda, relata-se que a biota aquática pode sofrer perturbação com a elevação da concentração deste parâmetro, seja pela tolerância dos organismos a exposição, seja pela capacidade em bioacumular

este elemento. Assim, deve ser considerado que mesmo que o pico de concentração observado não possa ser associado ao desastre, este evento pode ter ocasionado efeitos a biota.

De forma geral, observa-se que o ambiente, atualmente, não apresenta características de contaminação por zinco total a partir da análise dos padrões de concentração deste elemento verificados na base de dados da Renova para o estuário do rio Piraquê-açu.

Figura 211 – Variação de Zinco Total no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2018.



3.1.4 LAGOA MONSARÁS

3.1.4.1 Concentração de sólidos na água

3.1.4.1.1 Turbidez

Os dados referentes à Lagoa Monsarás foram obtidos a partir de 03/02/2016, período após a chegada da pluma de rejeitos ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce (21/11/2015), e estenderam-se até o final do ano de 2018. As informações disponibilizadas na base de dados secundários (PMQQS, RENOVA e IEMA/ES) foram compiladas aos dados primários do Lactec com o objetivo de se observar o comportamento da variável turbidez na Lagoa Monsarás (Figura 212).

Conforme citado na metodologia, a análise da Lagoa Monsarás foi realizada a partir da caracterização das alterações na qualidade das águas, visto que não existe uma base de dados sólida, de período anterior a ocorrência do desastre, que permita a inferência sobre a ocorrência, ou não, de dano à qualidade das águas deste corpo hídrico.

Para análise, a critério de comparação, foram considerados valores capazes de influenciar a fotossíntese e de alterar a estrutura trófica devido à restrição da luminosidade (30 UNT) conforme estabelecido por Fabricius (2005) e Lunt e Smee (2014), visto que não existem padrões nacionais para turbidez em águas salobras estabelecidos na legislação nacional.

Nas amostragens realizadas após o desastre na Lagoa Monsarás, no primeiro período P1, chegaram a ser registrados valores de turbidez variando entre 33,7 e 2,78 NTU, referenciados na base de dados da Renova (02/03/2016) e IEMA/ES (03/07/2016), respectivamente. Tendo em vista

as características ambientais da região, observa-se que o menor valor registrado para o intervalo de tempo em análise foi obtido em período seco e, desta forma, este valor pode ser atribuído a menor turbulência na movimentação de massas d'água em ambiente lagunares, que viabiliza a sedimentação de sólidos em suspensão e, conseqüentemente, incrementa a transparência da água. O contrário pode ser observado no registro de maior valor para o período, ocorrido em estação chuvosa, onde o maior volume de água em movimentação tende a ressuspender e/ou reter sólidos em suspensão por maior tempo.

Para o segundo período, P2, o menor valor de turbidez registrado foi de 0,34 UNT, em 18/07/2016 (IEMA/ES), também representado pela estação seca, enquanto que o maior valor foi de 17,27 NTU em 24/10/2016 (RENOVA), início da estação chuvosa na região.

Para o período P3, compreendido de janeiro/ 2017 a dezembro/ 2017, a influência do período chuvoso e seco na turbidez das águas da Lagoa Monsarás fica demarcado de forma mais evidente ao longo de toda a base de dados, onde observam-se valores elevados no início e fim do período P3 (janeiro/fevereiro e novembro/dezembro do ano de 2017 – estação chuvosa), enquanto que os meses intermediários (março a outubro do ano de 2017 – estação seca), os valores de turbidez são categoricamente menores. De forma geral, para o período P3, os valores de turbidez variaram de 2,54 (17/07/2017 – Renova) a 38 UNT (13/02/2017 – Renova).

Ainda para o período P3, relata-se o registro de turbidez equivalente a 569 UNT, dado obtido pela Renova em 19/12/2016, indicando uma condição anômala.

Para o último período (P4), observa-se, novamente, que os maiores valores de turbidez estiveram associados ao período chuvoso, apresentando a máxima de 40,5 UNT em 24/01/2018 (PMQQS), entretanto, valores relativamente mais altos também foram verificados pontualmente no período de seca, sendo que o máximo para este período foi de 29,7 UNT (24/04/2018 – PQQMS).

Assim, no gráfico apresentado, é possível verificar que os dados de turbidez das águas da Lagoa Monsarás são diretamente influenciados pelos períodos secos e chuvosos. Esta característica está provavelmente relacionada com a ressuspensão e permanência de sólidos na coluna d'água em decorrência do aumento da turbulência no corpo hídrico pelo incremento no volume d'água e, conseqüentemente, maiores vazões.

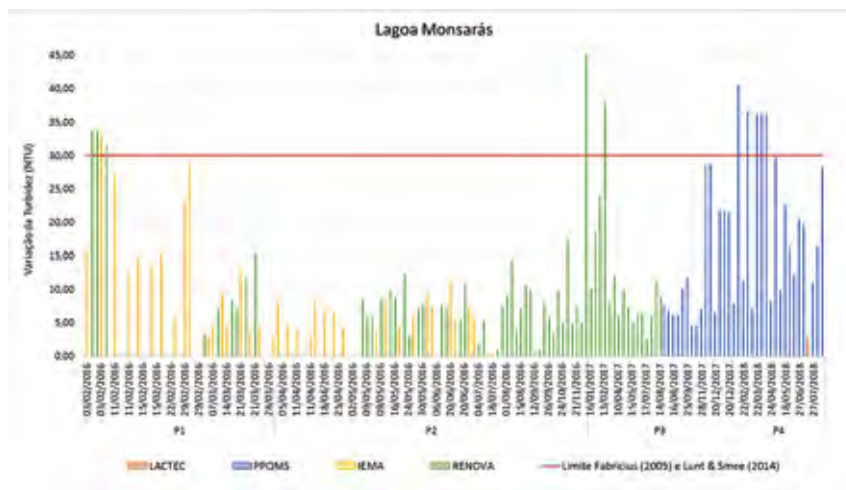
Além da alteração dos níveis de turbidez, que representa uma diminuição na penetração da luz solar na coluna d'água, a ressuspensão de sedimentos é capaz de causar um incremento na concentração de parâmetros químicos, visto que promove a disponibilização de elementos para a coluna d'água e para os organismos, potencializando a biodisponibilidade de metais contidos nos sedimentos (MALFERRARI et al., 2009).

De acordo com os dados disponíveis, percebeu-se ao longo do tempo poucos eventos que suplantaram o limite comparativo utilizado como referência para esta caracterização, de 30 UNT, conforme estabelecido por Fabricius (2005) e Lunt e Smee (2014), capaz de influenciar a fotossíntese e de alterar a estrutura trófica devido à restrição da luminosidade. Estes eventos foram ocorrentes em fevereiro de 2016 (quatro eventos), dezembro de 2016 (1 evento), fevereiro de 2017 (1 evento), janeiro de 2018 (1 evento), fevereiro de 2018 (1 evento), e março de 2018 (3 eventos).

Desta forma, a partir das análises gráficas, é possível observar que os incrementos verificados na turbidez momentânea durante as campanhas amostrais realizadas pelas diversas fontes estiveram mais relacionados aos períodos de seca e chuva, do que com o desastre propriamente dito, mesmo considerando que o sedimento ressuspensado possa ter sua origem da pluma de rejeitos, permanecendo sedimentado até os momentos de movimentação de massa d'água no corpo hídrico.

Ainda, deve ser considerado que o banco de dados utilizado para a caracterização da turbidez na Lagoa Monsarás, tem o primeiro registro datado de fevereiro de 2016, ou seja, aproximadamente três meses após a ocorrência do desastre e chegada da pluma de rejeitos na foz do rio Doce. Da mesma forma, conforme apresentado no item 2.1.1, que apresenta a metodologia para a análise da qualidade da água para o ambiente marinho, o valor máximo histórico de turbidez registrado nas adjacências da foz do rio Doce é equivalente a 89 UNT e, assim, durante eventos de cheias e ressacas, onde ocorra a ruptura da barra da Lagoa Monsarás, as águas com elevada turbidez podem adentrar a laguna e alterar as características de transparência deste corpo hídrico.

Figura 212 – Variação da Turbidez na Lagoa Monsarás, 2016 a 2018.



De forma geral, como já mencionado, por não haver padrão de qualidade ambiental da Lagoa Monsarás registrado para período anterior ao desastre, a partir dos dados disponíveis observa-se que os valores turbidez são influenciados pelos períodos de chuva e seca, não sendo possível atribuir esta variação à ocorrência do desastre.

3.1.4.1.2 Sólidos suspensos totais

Os dados apresentados para a análise da concentração de sólidos suspensos totais foram medidos na Lagoa Monsarás pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo IEMA, e pelo Lactec após a chegada da pluma de rejeitos ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 21/11/2015 até o final do ano de 2018. As concentrações de sólidos suspensos nesta laguna passaram a ser registrados a partir de 04 de julho de 2016, ou seja, aproximadamente oito meses após a pluma de rejeitos alcançar a região da foz do rio Doce.

De modo geral, conforme observa-se na Figura 213, a maioria das concentrações estiveram abaixo do limite de quantificação, sendo <10 mg/L para as análises realizadas pelo IEMA, PMQQS e RENOVA, e <30 mg/L para as amostras realizadas pelo LACTEC.

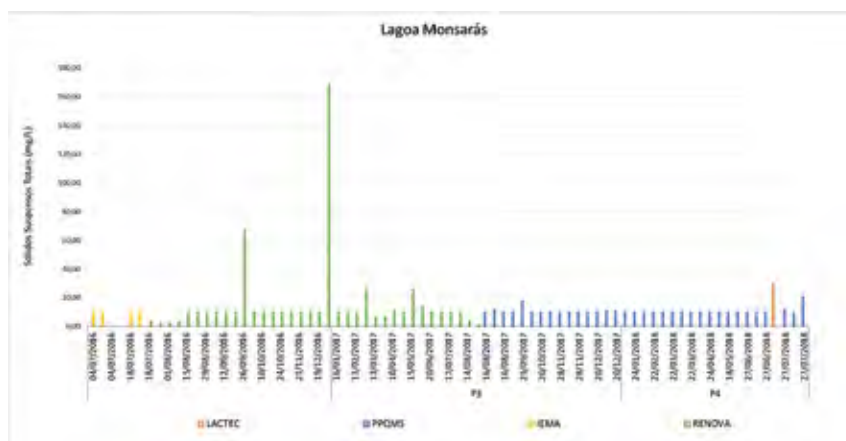
A partir do banco de dados, observou-se que as concentrações estiveram em limite de quantificação superior aos métodos empregados em dez momentos amostrais, entretanto, apenas dois destes registros apresentaram incremento relevante na concentração de sólidos suspensos na coluna d'água quando contrastado aos valores comumente encontrados ($<10\text{mg/L}$). Ambos os registros foram observados pela Renova, nos dias 26/09 e 19/12/2016, compreendendo a compartimentação temporária P2 (abril/2016 a dezembro/2016), com valores de sólidos suspensos totais de 68 e 169 mg/L.

Embora ambas sejam relativas ao período chuvoso, onde a concentração de sólidos em suspensão pode ser incrementada pelo aumento da turbulência e movimentação de massas d'água, ressuspensão e aumentando o tempo de retenção de sedimentos na coluna d'água, o mesmo padrão não foi observado para as amostragens subsequentes, ou seja, os eventos foram restritos.

Especial atenção deve ser atribuída ao registro obtido em 19/12/2016, cuja concentração registrada de sólidos suspensos foi de 169 mg/L. O registro desta concentração foi em data de coleta coincidente com o registro de turbidez com o valor mais expressivo (569 UNT) relatado no item anterior, o que demonstra que, de fato, alguma situação anômala ocorreu.

Desta forma, considerando os valores normalmente registrados em regiões sobre a influência continental de rios da região como Jequitinhonha, Mucuri e rio Doce (38 mg/L) conforme estabelecido por Rezende *et al.* (2006), é possível dizer que, caso tenham ocorrido alterações significativas na concentração de sólidos suspensos na coluna d'água da Lagoa Monsarás em decorrência do desastre, atualmente, tais alterações não se mostraram mais perceptíveis a partir da análise deste parâmetro.

Figura 213 – Variação da concentração de Sólidos Suspensos Totais na Lagoa Monsarás, 2016 a 2018.



3.1.4.2 Concentrações de oxigênio dissolvido na água

Os dados apresentados foram medidos na lagoa Monsarás pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Lactec e pelo IEMA após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018. A comparação dos dados de oxigênio dissolvido pós-desastre foi realizada tendo como referência os padrões estabelecidos pela resolução CONAMA nº 357/2005 para a classe 1 de águas salobras, tendo em vista a inexistência de banco de dados deste parâmetro pretérito a ocorrência do desastre, não permitindo a comparação com uma linha-base de referência.

Com registros iniciais realizados pelo IEMA/ES e Renova, datados de 03/02/2016, observou-se que de modo geral para o período categorizado como P1, que representa o intervalo de tempo de 21/11/2015 a 31/03/2016, a concentração de oxigênio dissolvido atendeu na maior parte dos registros ao estabelecido pela resolução CONAMA nº 357 para a classe 2 de águas salinas, equivalente a 4 mg/L, com alguns eventos esporádicos onde se registraram concentrações que atendiam aos limites estabelecidos para a classe 1 para o mesmo parâmetro (5 mg/L) (Figura 214).

Para o todo o período compreendido pela classificação P1, foram registrados quatro momentos onde a concentração de oxigênio dissolvido esteve abaixo do limite estabelecido pela classe 2 da norma de referência, entretanto, não podem ser entendidos como representativos visto que em momentos amostrais posteriores o mesmo padrão não foi observado.

Porém, ao se analisar os dados de oxigênio dissolvido para o período P2, compreendendo os dados registrados de abril de 2016 a dezembro de 2016, nota-se que as concentrações deste parâmetro nas amostragens foram incrementadas de forma geral, apresentado a maioria dos registros enquadrados acima do estabelecido pela resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras classe 1. Dentro de todo este período, foi registrado apenas uma concentração abaixo do limite de 4 mg/L, em 24/10/2016 (Renova), com valor de 3,23 mg/L. Entretanto, o mesmo padrão não foi observado em amostragens subsequentes realizados pela mesma empresa ou pelo IEMA.

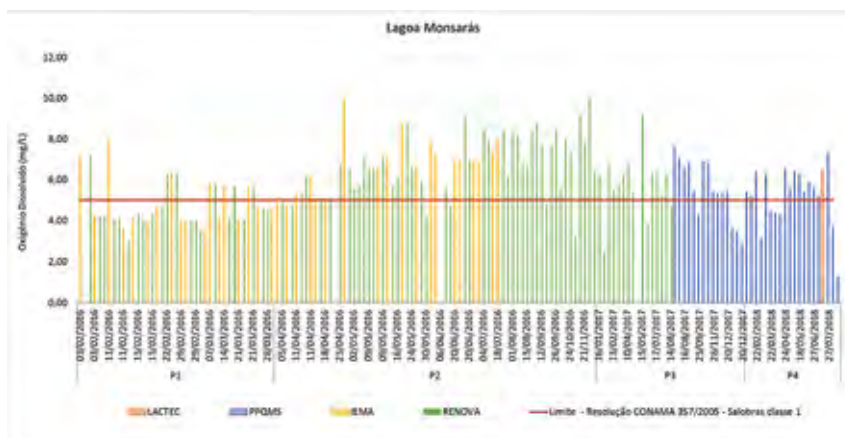
Referente ao período P3, de janeiro a dezembro de 2017, foi observada alta variação na concentração de oxigênio dissolvido, com valores variando de 2,5 mg/L (16/01/2017 – Renova) a 10 mg/L (19/12/2017 – Renova). Entretanto, apenas quatro registros obtidos pela Renova e PMQQS estiveram abaixo da classe 2 para águas salobras, nas datas 16/01/2017 (2,5 mg/L-Renova), 20/06/2017 (3,78 mg/L - Renova), 10/12/2017 (3,65 mg/L – PMQQS) e 20/12/2017 (3,5 e 2,9 mg/L - PMQQS). Todos os demais momentos amostrais estiveram acima do limite estabelecido para a classe 1 - águas salobras (5 mg/L), com exceção dos registros obtidos em 14/08/2017 (4,7 mg/L – Renova) e 25/09/2017 (4,3 mg/L – PMQQS).

Da mesma forma, para o período P4, compreendido de janeiro a dezembro de 2018, observou-se que maioritariamente as concentrações de oxigênio dissolvido no corpo hídrico da Lagoa Monsarás atendeu aos limites estabelecidos pela classe 2 para águas salobras da resolução CONAMA nº 357/2005, e em menor número atendendo também a classe 1 da mesma norma. Três registros estiveram a baixo de 4 mg/L, todos obtidos pelo PMQQS, em 22/02/2018 (3,2 mg/L), 27/07/2018 (3,7 e 1,26 mg/L).

De modo geral, o oxigênio dissolvido esteve em menores concentrações nas águas da Lagoa Monsarás durante o período P1, sendo registrado ao longo dos demais períodos concentrações mais elevadas e em acordo com a legislação ambiental vigente.

Assim, mesmo com a lacuna de dados ambientais pretéritos para este ambiente em momento anterior a ocorrência do desastre, relata-se que, caso tenham ocorrido alterações mais significativas, estas estiveram restritos ao longo do período P1, tendo o ambiente se recuperado ao longo dos períodos P2, P3 e P4. Embora tenham sido observados eventos onde a concentração de oxigênio dissolvido esteve abaixo da classe 2 para águas salobras da resolução Conama nº 357/2005, estes foram temporariamente restritos e não ocorreram em períodos subsequentes.

Figura 214 – Variação da concentração Oxigênio Dissolvido na Lagoa Monsarás, 2016 a 2018.



A partir da análise dos dados levantados para este ambiente, é possível observar que as alterações da concentração de oxigênio da Lagoa Monsarás não podem ser correlacionadas única e diretamente com o desastre.

3.1.4.3 Concentrações de EPTs na água

A seguir, apresentam-se a análise das concentrações de EPTs de interesse para a caracterização da lagoa Monsarás, conforme metodologia apresentada pelo item 3.1.1.4.2. Ressalva-se que para os EPTs que apresentaram concentração abaixo do limite de quantificação do método analítico utilizado, em todos os momentos amostrais, não foram apresentados, tendo em vista a impossibilidade de realizar análises sobre tais resultados. Este caso aplica-se aos seguintes parâmetros químicos: Arsênio total, Bário total, Cádmio total, Cobre total, Cromo total, Mercúrio total e Níquel total.

3.1.4.3.1 Alumínio Dissolvido

Os dados apresentados foram medidos na Lagoa Monsarás pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Lactec e pelo IEMA/ES após a chega da pluma de rejeitos ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 21/11/2015 até o final do ano de 2018. Os registros iniciais para este parâmetro foram obtidos a partir de 03/02/2016 pela Renova e IEMA, ou seja, aproximadamente três meses após a pluma de rejeitos alcançar a foz do rio Doce (Figura 215).

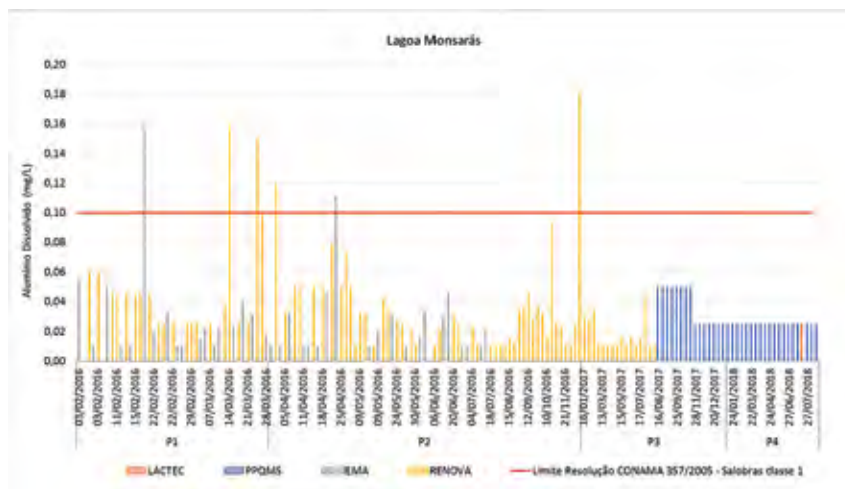
Na maior parte do conjunto de dados analisados, que representam o período P1 a P4, as concentrações de alumínio dissolvido nas amostras de água da Lagoa Monsarás estiveram abaixo do limite de quantificação do método analisado. Eventuais maiores concentrações foram observadas ao longo dos períodos P1, P2 e P3, porém apenas seis registros observados, para todo o período analisado, estiveram acima do preconizado pela resolução CONAMA nº 357/2005, para águas salobras classe 1, que estabelece o limite de concentração de alumínio dissolvido de 0,1 mg/L.

Os eventos que suplantaram o limite estabelecido pela legislação foram registrados em 15/02/2016 (0,16 mg/L - IEMA), 14/03/2016 (0,16 mg/L - Renova), 28/03/2016 (0,15 mg/L – Renova), 05/04/2016 (0,12 mg/L- Renova), 25/04/2016 (0,11 mg/L – IEMA) e 19/12/2016 (0,18 – Renova).

Conforme pode ser observado, os registros de incremento da concentração de alumínio dissolvido nas águas da Lagoa Monsarás foram temporalmente restritos, associados a períodos chuvosos, e não foram observados nas campanhas subsequentes.

Ainda, o maior registro encontrado, de 0,18 mg/L, representa a mesma amostragem realizada pela Renova onde foram observadas altas concentrações de sólidos suspensos e turbidez. Esta verificação sugere a ocorrência temporal de uma possível ressuspensão de sedimento no momento da amostragem, que pode ter disponibilizado alumínio para a coluna d'água.

Figura 215 – Variação da concentração Alumínio Dissolvido na Lagoa Monsarás, 2016 a 2018.



3.1.4.3.2 Chumbo Total

Os dados apresentados foram medidos na Lagoa Monsarás pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Lactec e pelo IEMA após a chegada da pluma de rejeitos ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 21/11/2015 até o final do ano de 2018. Os registros iniciais datam de 03/02/2016, cerca de três meses após a pluma de rejeitos atingir a foz do rio Doce (Figura 216).

De forma geral, todas as amostragens de chumbo total realizadas nas águas da lagoa Monsarás estiveram em concentração abaixo do limite de quantificação do método analítico utilizado, bem como abaixo do limite de concentração estabelecido pela resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras de classe 1 (0,01 mg/L) e por Buchman (2008). Ainda, destaca-se que o LQ utilizado foi superior ao limite proposto por Buchman (2008) em diversas ocasiões.

O limite estabelecido pela legislação foi suplantado em dois momentos amostrais, em 15/02/2016 (IEMA) e 19/12/2016 (Renova), ambos apresentando a concentração de 0,02 mg/L de chumbo total.

Conforme observado para o parâmetro alumínio dissolvido, a ocorrência do chumbo total em concentração acima do estabelecido pela legislação ambiental pode ser considerada eventual e não representativa das características ambientais da Lagoa Monsarás, pois o registro de ambas as concentrações acima do limite está temporalmente separado (cerca de 10 meses). Considera-se ainda que foram observadas concentrações abaixo do limite de quantificação entre estes períodos, bem como não foram observadas influência dos períodos chuvosos e secos sobre o comportamento deste parâmetro.

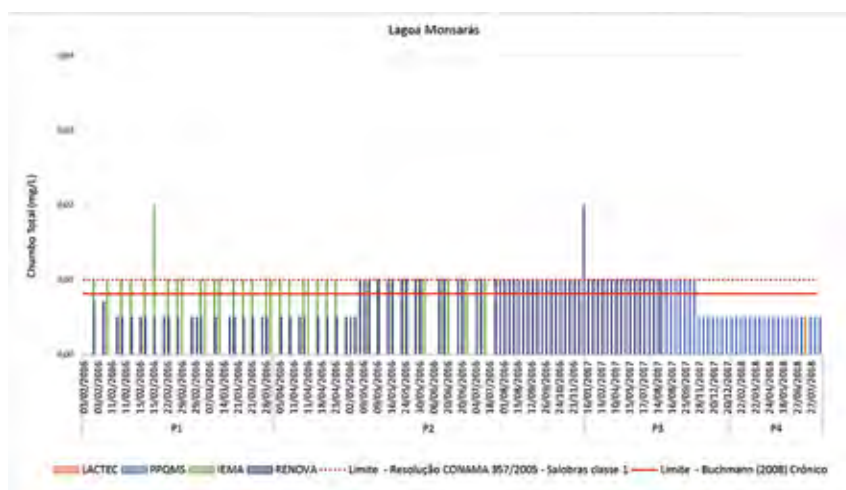
Adicionalmente, a concentração de chumbo total registrada em 19/12/2016 pela Renova evidencia, novamente, um comportamento singular do corpo hídrico da Lagoa Monsarás, sendo nesta mesma amostragem verificadas concentrações elevadas de turbidez, sólidos suspensos e alumínio dissolvido.

Em critério comparativo, a publicação de Buchman (2008) sugere que a concentração de chumbo total equivalente a 0,081 mg/L pode ocasionar efeitos crônicos à biota decorrente da exposição de longo prazo, enquanto que a concentração de 0,21 mg/L apresenta potencial risco de efeitos agudos à biota exposta. Considerando que os limites de quantificação dos métodos analíticos de diversas amostragens realizadas são superiores à concentração de provável efeito crônico proposto pela publicação de Buchman (2008), estes valores não podem ser avaliados por este estudo. Entretanto, relativo à exposição aguda, refere-se que em nenhuma amostragem foi verificada concentração próxima ao limite proposto, evidenciando a ausência de concentrações com possibilidade de causar efeitos agudos à biota ao longo do período analisado.

Ainda, em referência à concentração máxima histórica da variável registrada nas adjacências da foz do rio Doce (0,0170 mg/L), denota-se que as concentrações observadas na Lagoa Monsarás condizem as características regionais de ocorrência deste parâmetro.

Com referência à ausência de informações ambientais deste ambiente em período anterior a chegada da pluma de rejeito à foz do rio doce, é importante ressaltar que mesmo que concentrações elevadas de chumbo total tenham adentrado à laguna e não tenham permanecido por muito tempo na coluna d'água, a ocorrência dos dois eventos registrados na base de dados utilizadas para este monitoramento já podem ter sido suficientes para a assimilação do elemento pela biota aquática. Destaca-se que por se tratar de um composto bioacumulativo, o chumbo pode provocar envenenamento crônico à biota exposta.

Figura 216 – Variação da concentração Chumbo Total na Lagoa Monsarás, 2016 a 2018.



3.1.4.3.3 Cobre dissolvido

A seguir apresenta-se a caracterização da concentração de cobre dissolvido a partir da análise dos dados medidos na Lagoa Monsarás pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Lactec e pelo IEMA/ES após a chegada da pluma de rejeitos ocasionada pelo rompimento da barragem

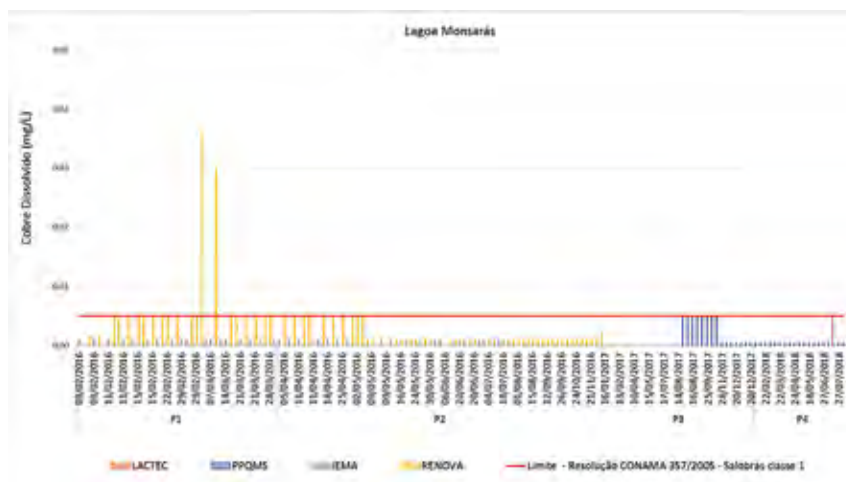
de Fundão à foz do rio Doce em 21/11/2015 até o final do ano de 2018. Os registros iniciais datam de 03/02/2016, cerca de três meses após a pluma de rejeitos atingir a foz do rio Doce (Figura 217).

Como pode ser observado a partir da plotagem em gráfico dos resultados obtidos entre dados primários e secundários, apresentado na Figura 217, que compara as concentrações observadas de cobre dissolvido na Lagoa Monsarás com o limite estabelecido pela resolução CONAMA nº357/2005 para águas salobras classe 1, pode ser observado que o limite referenciado pela legislação ambiental vigente foi excedido duas vezes para o período analisado. Ambas as ocorrências foram registradas no mês de março de 2016 e apresentaram concentrações de 0,3 e 0,36 mg/L de cobre dissolvido.

Como anteriormente verificado para a caracterização do cobre dissolvido, a ocorrência de valores acima do limite estabelecido pela legislação foi observada de forma eventual e restrita ao período P1. Em todos os demais registros, inclusive a partir da campanha realizada pelo LACTEC, a concentração deste parâmetro esteve abaixo do limite de quantificação dos métodos utilizados para análise estando, assim, em acordo ao estabelecido pela resolução CONAMA Nº 357/2005.

Desta forma, observa-se que qualquer alteração significativa à qualidade ambiental ocasionado pelo desastre, que eventualmente tenha afetado a Lagoa Monsarás e alterado as concentrações de cobre dissolvido, mesmo que de forma momentânea, não puderam mais ser verificadas na área.

Figura 217 – Variação da concentração Cobre Dissolvido na Lagoa Monsarás, 2016 a 2018.



3.1.4.3.4 Ferro Dissolvido

A seguir apresenta-se a caracterização da concentração de ferro dissolvido a partir da análise dos dados medidos na Lagoa Monsarás pela Fundação Renova (período emergencial e PMQMS), pelo Lactec e pelo IEMA/ES após a chegada da pluma de rejeitos ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 21/11/2015 até o final do ano de 2018. Os registros iniciais datam de 03/02/2016, cerca de três meses após a pluma de rejeitos atingir a foz do rio Doce (Figura 218).

Conforme estabelece a resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras classe 1, o limite de concentração do parâmetro ferro dissolvido não deve exceder 0,3 mg/L. O mesmo limite é definido pela publicação de Buchman (2008) como concentração de efeito agudo à exposição da biota.

A partir da análise dos dados primário e secundários, observa-se que a concentração de ferro dissolvido ao longo do período analisado esteve, em sua maioria, abaixo do limite definido pela legislação ambiental vigente, ou abaixo do limite de quantificação para o método analítico utilizado. Entretanto, ocorreram eventos esporádicos onde a concentração limite foi excedida, com maior frequência e magnitude nos períodos compreendidos como P1, P3 e P4.

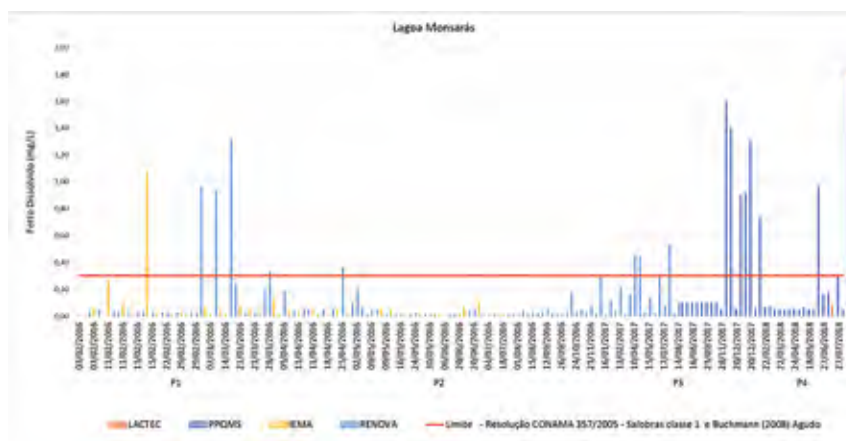
Para o período P1, os valores que suplantaram o limite previstos pela legislação variaram de 0,33 a 1,32 mg/L. Para o período P2, foi registrado apenas um evento com concentração superior ao limite legal, apresentando concentração de 0,37 mg/L. Para P3, as concentrações variaram de 0,4 a 1,6 mg/L. E, para P4, foi observado a maior variação dentro dos períodos, variando de 0,3 a 1,8 mg/L.

De forma geral, o período P3 apresentou maior ocorrência de concentrações acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA nº 357/2005, apresentando oito registros. Enquanto que para o período P1 observaram-se cinco eventos; P4 com três eventos; e, P2 com um único evento.

Ao longo do tempo, ressalta-se que as oscilações nas concentrações deste parâmetro podem não estar associadas exclusivamente à ocorrência do desastre, mesmo que este parâmetro tenha sofrido incrementos em sua concentração na lagoa Monsarás logo após o evento.

No período P4, o incremento na concentração de ferro dissolvido esteve relacionado aos períodos de chuva, visto que nos períodos secos, as concentrações deste elemento estiveram abaixo do limite estabelecido pela legislação vigente.

Figura 218 – Variação da concentração Ferro Dissolvido na Lagoa Monsarás, 2016 a 2018.



3.1.4.3.5 Manganês Total

Os dados apresentados para a caracterização da concentração de manganês total na lagoa Monsarás foram medidos pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Lactec e pelo IEMA/ES após a chegada da pluma de rejeitos ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 21/11/2015 até o final do ano de 2018.

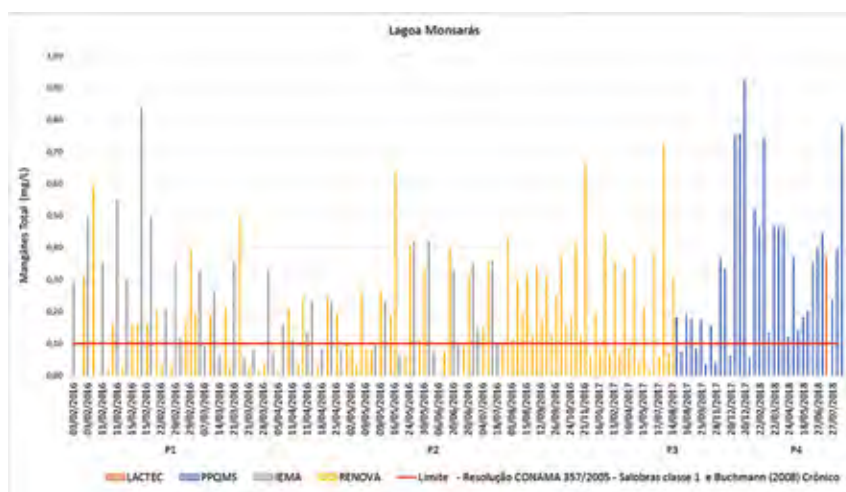
A partir da análise dos resultados observa-se um comportamento altamente variável na concentração do parâmetro manganês total ao longo do período monitorado, apresentando diversos momentos nos quais as concentração excedem o limite disposto pela resolução CONAMA nº 357/2005

para águas salobras classe 1 (0,1 mg/L), intercalado por eventos onde a concentração registrada encontra-se abaixo do limite legal (Figura 219).

Considerando que este comportamento é observado ao longo do período classificado como P1, P2, P3 e P4, não é possível observar influências de momentos chuvosos ou secos sobre a alteração da concentração deste elemento.

A falta de dados pretéritos ao rompimento da barragem do Fundão dificulta inferências sobre a ocorrência e permanência dessas alterações ambientais na Lagoa Monsarás a partir da chegada da pluma de rejeitos.

Figura 219 – Variação da concentração Manganês Total na Lagoa Monsarás, 2016 a 2018.



Devido às suas propriedades físico-químicas, o manganês possui potencial bioacumulativo para a biota exposta a ele e, dependente do nível trófico afetado, possui ainda a capacidade de ser bioacumulado nos níveis tróficos superiores. Mesmo sendo considerado essencial para os processos fisiológicos dos organismos, elevadas concentrações deste parâmetro podem ser consideradas tóxicas, bem como causar alterações metabólicas e reprodutivas dos organismos (KIDA, 2014).

3.1.4.3.6 Zinco total

Relativo às concentrações de zinco total, estas foram obtidas para a lagoa Monsarás pela Fundação Renova (período emergencial e PMQOS), pelo Lactec e pelo IEMA/ES após a chegada da pluma de rejeitos na região em 21/11/2015 até o final do ano de 2018.

Com dados iniciais em 03/02/2016, a partir de análises realizadas pelo IEMA, o monitoramento deste parâmetro na Lagoa Monsarás teve início, aproximadamente, três meses após a pluma de rejeitos atingir a região (Figura 220).

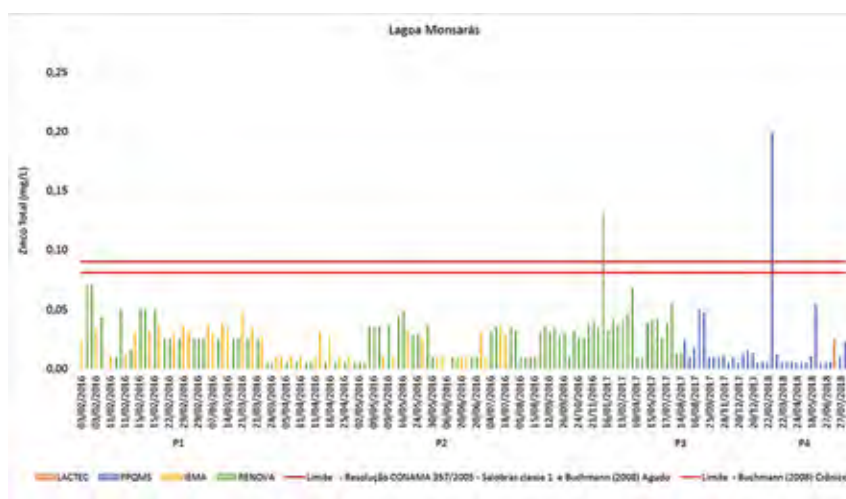
De modo geral, observou-se que as concentrações deste parâmetro estiveram abaixo do limite estabelecido pela resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras classe 1, abaixo das concentrações sugerida por Buchman (2008) como de provável efeito agudo e crônico a biota, assim como em vários momentos foram observadas concentrações abaixo do limite de quantificação do método analítico utilizado. Apenas em dois momentos amostrais o zinco total excedeu o limite estabelecido

pela norma legal de referência. Estes eventos foram registrados em 19/12/2016 (0,131 mg/L – Renova) e em 22/02/2018 (0,199 mg/L – PMQQS), compreendendo os períodos P2 e P4, respectivamente.

Ainda, denota-se que assim como observado para os parâmetros turbidez, sólidos suspensos, alumínio dissolvido e chumbo total na campanha realizada pela Renova em 19/12/2016, o pico observado de zinco total de 0,133 mg/L foi observado em mesma data de amostragem, denotando o registro de um evento singular aos demais analisados, podendo ser ocasionado por ressuspensão de sedimentos depositados neste ambiente, que disponibilizaram para a coluna d'água os parâmetros químicos observados em maiores concentrações nesta data.

Devido à ocorrência tardia dos picos de concentração de zinco total em relação a chegada da pluma de rejeitos na região, não foi possível atribuir estes eventos à ocorrência do desastre, visto que em fevereiro/2016 isso não foi observado.

Figura 220 – Variação da concentração Zinco Total na Lagoa Monsarás, 2016 a 2018.



3.1.5 CONCLUSÕES

Foram avaliados e quantificados os danos à qualidade das águas no ambiente estuarino decorrentes da chegada da lama de rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão conforme a sua gravidade, abrangência e tendência de evolução. Foram mensurados os seguintes danos: aumento das concentrações de sólidos na água, redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água e o aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) na água. A avaliação das diferenças entre a qualidade das águas pré e pós-desastre foi realizada por meio da comparação dos máximos históricos pré-desastre com os dados analisados no período após a chegada da pluma de rejeitos na região costeira. Em conjunto foi realizada a avaliação das concentrações encontradas no período pós-desastre em relação aos padrões estabelecidos na CONAMA Nº 357/2005.

Quanto aos danos à qualidade das águas do estuário do rio Doce, em relação ao aumento da concentração de sólidos na água, com a chegada da pluma de rejeitos ao estuário do rio Doce foi verificado um aumento significativo nos níveis de turbidez, chegando a atingir concentrações de até 4.110 NTU, superando os máximos históricos em aproximadamente 9 vezes. No período P1 (novembro/2015 a março/2016) foi verificado uma predominância de dados de turbidez na Categoria C nos meses de

novembro e dezembro/2015, desse modo a classificação do dano aumento da concentração de sólidos no estuário do rio Doce é gravíssimo. Ao longo do tempo, dados nas categorias B e C tiveram seus percentuais de ocorrência diminuídos em proporção à Categoria A, de forma que se considera que este dano tende a reduzir no estuário do rio Doce.

No estuário do rio Doce, foi verificado uma redução das concentrações de oxigênio dissolvido nos meses após o desastre da Samarco, foram registrados dados nas categorias B e C, entretanto em todos os meses do período P1 predominaram dados na Categoria C, de forma que o dano redução das concentrações de oxigênio dissolvido foi pouco grave. Após P1, não foram mais observados dados na classificação Categoria C e os dados na classificação Categoria B diminuíram de modo expressivo até P4, quando todos os dados apresentaram a classificação Categoria A, considera-se assim que este dano cessou no estuário do rio Doce.

Quanto ao dano aumento da concentração de EPTs no estuário do rio Doce, a alteração das concentrações de alumínio dissolvido e ferro dissolvido foram classificados na categoria C, ou seja, predominantemente superiores aos máximos históricos e aos limites definidos pela legislação ambiental em pelo menos um dos meses do período P1 (novembro/2015 a março/2016). Desse modo, de acordo com a metodologia proposta, considera-se que o dano aumento da concentração de EPTs no estuário do rio Doce é gravíssimo. Os indicadores cádmio total, manganês total e zinco total tiveram as alterações classificadas na Categoria B e os indicadores arsênio total, cobre dissolvido, cromo total, mercúrio total e níquel total tiveram as alterações classificadas na Categoria A. Todos estes indicadores, apresentaram dados que superaram os máximos históricos e os limites da Classe 1 da Resolução CONAMA Nº 357/2005 para águas salobras, no entanto essas alterações permaneceram por menos tempo, mas podem já ter sido o suficiente para causar danos à biota aquática do ambiente estuarino. Os indicadores deste dano apresentaram uma tendência de redução de suas concentrações ao longo do monitoramento após P1, no entanto, não é possível afirmar que às condições de linha-base, de forma que se considera que este dano tende a reduzir.

Ainda, conforme observado ao longo dos monitoramentos realizados para a lagoa Monsarás e o estuário do rio Piraquê-açu, as variações observadas na concentração dos diversos elementos químicos analisados por este monitoramento não podem ser diretamente relacionadas à ocorrência do desastre. Este fato justifica-se pelo registro de concentrações relativamente baixas para a maioria dos parâmetros químicos analisados, que apresentaram valores elevados em ocasiões temporalmente restritas e não associadas a um comportamento de ambiente contaminado, onde são observadas concentrações elevadas de parâmetros chave com maior frequência ao longo do tempo. Desse forma, a partir das análises realizadas não é possível afirmar se houve ou não, danos a qualidade das águas destes ambientes.

3.2 DANOS ÀS COMUNIDADES PLANCTÔNICAS

Ambientes estuarinos apresentam elevada produtividade primária, muitas vezes superior à do rio e oceano adjacente, devido a hidrodinâmica do sistema que acarreta retenção de nutrientes, algas e plantas (MIRANDA et al., 2002). A comunidade fitoplanctônica presente em regiões estuarinas tem seu crescimento e composição regulados, principalmente pela salinidade e turbidez da água, além de

luz, temperatura, nutrientes e herbivoria. Em certos períodos, a ação das marés, ondas ou ventos ocasionam a ressuspensão de partículas sedimentadas, elevando a turbidez do sistema e prejudicando o processo fotossintético dos organismos fotoautotróficos (LANCELOT; MUYLAERT, 2011). Grande parte das microalgas dulcícolas não resiste à variação de salinidade presente no ambiente salobro, sendo a maioria das espécies encontradas nos estuários, endêmicas ou derivadas de ambientes marinhos próximos (KETCHUM, 1983).

Em ambientes transicionais (estuários, lagoas, baías), o zooplâncton é formado principalmente por protozoários (amebas, flagelados, ciliados), vermes asquelmintos (rotíferos), microcrustáceos cópodes e cladóceros e alguns tipos de insetos, como larvas de dípteros e também larvas meroplânctônicas de outros grupos como crustáceos e peixes (COELHO, 2004).

A transferência de energia entre os diversos níveis tróficos se dá pelo zooplâncton (GIBSON, 2003), que é um dos principais componentes na dieta de diversas espécies carnívoras, incluindo as de interesse econômico (TURNER, 1984). Outras funções com elevada importância ambiental desempenhada por estes organismos inclui a ciclagem de nutrientes inorgânicos, através da excreção de compostos nitrogenados e fosfóricos (SMITH, 1978; LIRA; MAGALHÃES, 1996; CAVALCANTI; NEUMANN-LEITÃO; VIEIRA, 2008), controle de populações fitoplanctônicas (DAM; PETERSON, 1993; BRANDINI; MORAES; TAHAMM, 1988); e, em alguns casos, a degradação de contaminantes orgânicos, como o petróleo (BJÖRNBERG, 1981).

Com o rompimento da barragem de Fundão, uma onda de rejeitos percorreu a calha do rio Doce atingido a sua foz e áreas marinhas adjacentes em 21 de novembro de 2015. A lama com rejeitos de minério ocasionou aumento na turbidez da água destes locais devido à alta concentração de sólidos em suspensão (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a). Sabe-se que a diminuição da luminosidade na coluna d'água dificulta o crescimento do fitoplâncton que depende da radiação solar para seu processo fotossintético (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013). Assim, espécies sensíveis são substituídas por outras mais tolerantes, ocasionando alterações na comunidade fitoplanctônica.

Possivelmente uma das respostas do zooplâncton às novas condições ambientais foi aumento na densidade de algumas poucas espécies, indicando um desequilíbrio na comunidade zooplanctônica (FEST, 2019c). O zooplâncton responde rapidamente às alterações do meio e vem sendo utilizado como bioindicador hidrológico e de impacto ambiental em estudos no âmbito do licenciamento ambiental.

Possíveis mudanças na densidade, biomassa e riqueza do plâncton foram avaliadas para o estuário dos rios Doce e Piraquê-Açu. Conforme mencionado no item de qualidade de água, alguns sistemas lacustres presentes no baixo rio Doce possivelmente receberam águas do rio Doce, ainda com características alteradas em razão do desastre, na cheia ocorrida em janeiro/2016. Deste modo, avaliou-se também essas comunidades na lagoa costeira Monsarás.

3.2.1 METODOLOGIA

A metodologia de análise dos danos à comunidade planctônica registrada na região da foz do rio Doce e sua área marinha adjacente, após o rompimento da barragem de Fundão e a chegada dos rejeitos no oceano, foi composta por dados primários e secundários descritos nos itens a seguir. É apresentada também a segmentação temporal e a metodologia para a avaliação dos danos.

3.2.1.1 Dados primários

Para os dados primários, é descrita a seguir a metodologia de coleta e análise de amostras e as variáveis analisadas para o fitoplâncton e para o zooplâncton.

3.2.1.1.1 Coleta e análise de amostras

O plâncton de ambientes estuarinos foi amostrado pelo Lactec no inverno (julho/2018) e verão (fevereiro/2019), em cinco estações de amostragem, sendo duas na porção final do rio Doce, duas na lagoa costeira Monsarás e uma na foz do rio Piraquê-Açu (Tabela 60).

Tabela 60 – Estações de monitoramento do fitoplâncton avaliadas pelo Lactec nos ambientes estuarinos.

Compartimento	Estações	Local	Coordenadas (UTM)		Período de monitoramento
Compartimento 4-A	C1	Rio Doce	7836687.40774	410787.59714	jul/18 e fev/19
	C2	Rio Doce	7827384.61593	413926.942851	jul/18 e fev/19
Compartimento 4-B	L6	Lagoa Monsarás	7837165.89082	415915.060927	jul/18 e fev/19
	L7	Lagoa Monsarás	7837656.82	419196.33	fev/19
Compartimento 4-C	C10	Rio Piraquê-Açu	7793482.47343	379346.910449	jul/18 e fev/19

As amostras foram obtidas na sub-superfície com frasco de polietileno (500 ml) e, posteriormente fixadas com solução de lugol acético a 1% (WETZEL; LIKENS, 1991). Em laboratório, alíquotas de 10 ou 25 ml foram colocadas para sedimentar em câmaras de Ütermohl (ÜTERMOHL, 1958) e analisadas em microscópio óptico invertido Olympus CKX41, sob aumento de 600x. A sedimentação das amostras seguiu o tempo determinado por Lund et al. (1958), ou seja, três horas para cada centímetro de altura da cubeta. A contagem dos organismos seguiu as indicações de Huszar e Giani (2004), que considera transectos e curva de estabilização de espécies. Dependendo da amostra, também foram contados pelo menos 100 indivíduos da espécie mais frequente. Os resultados da densidade fitoplanctônica total e individual foram expressos de duas maneiras, em células/ml e em indivíduos/ml.

Para a estimativa da densidade de indivíduos por ml de amostra foi utilizada a equação de Ross (1979):

$$\text{Densidade} = (n/sc).(1/h).F,$$

sendo, n = número de indivíduos contados, s = área do campo (mm²), c = número de campos contados, h = altura da câmara de sedimentação (mm), F = fator de correção para ml.

Os diferentes grupos fitoplanctônicos (Cyanophyceae, Chlorophyceae, Prasinophyceae, Bacillariophyceae, Dinophyceae e outros) foram analisados, quantificados e identificados no menor nível taxonômico possível (gêneros e espécies). A identificação das espécies foi baseada, principalmente, em literatura específica, como: Bicudo e Menezes (2006), Komárek e Fott (1983), Hindak (1977), Komarek e Anagnostidis (1999, 2005), Metzeltin et al. (2005), Metzeltin e Lange-Bertalot (1998, 2007) e Tomas (1997). A ilustração dos táxons foi realizada com câmera de captura de imagem Sony IMX183 e software Rising View, em aumento de 600x.

A diversidade de espécies (H') do fitoplâncton foi calculada pelo índice de Shannon (H') a partir dos dados de densidade, segundo a expressão: $H' = -\sum p_i \log_2 p_i$, onde $p_i = n_i/N$ e n_i = número total de indivíduos de cada espécie e N = número total de indivíduos da amostra (SHANNON; WEAVER, 1949). Valores de riqueza (número total de espécies) e abundância de espécies foram apresentados para todas amostras analisadas.

A determinação da concentração de clorofila-a foi realizada por fluorescência submergindo sonda multiparamétrica YSI EXO2, cujo limite de detecção varia de 0 a 400 $\mu\text{g/L}$.

Para análise da estrutura da comunidade fitoplanctônica dos ambientes estuarinos foram elaborados gráficos de densidade de microalgas, concentração de clorofila-a, riqueza, diversidade específica e contribuição das classes de algas, seguindo a compartimentalização de área apresentada no item 3.1.1.2 de Qualidade das Águas.

Os resultados obtidos com as campanhas de amostragem realizadas pelo Lactec foram utilizados para caracterização da comunidade fitoplanctônica dos locais após o desastre, visto que as coletas foram realizadas tardiamente, já tendo passado mais de dois anos do desastre. Sempre que possível, os resultados foram comparados com os dados de linha-base.

Para o zooplâncton, as amostras qualitativas e quantitativas da lagoa Monsarás e do estuário do rio Doce foram coletadas por balde, filtrando 400 litros ($0,4 \text{ m}^3$) de água em malha de 64 μm . Já as amostras do zooplâncton do estuário do rio Piraquê – Açu foram coletadas com o mesmo método para o zooplâncton marinho. As amostras foram imediatamente fixadas em álcool 96%, posteriormente, levadas para análise em laboratório (COELHO, 2004).

Nos mesmos pontos amostrais foram também registrados os parâmetros físico químicos, assim nos pontos de menor profundidade, como na lagoa Monsarás (L6 e L7) e na foz do rio Doce (C1 e C2), os dados de água foram coletados com garrafa de *van Dorn*. Nos demais pontos de maior profundidade, a coleta dos dados físico químicos se deu com utilização de sonda multiparâmetro e disco de *Secchi*, os mesmos equipamentos utilizados para coletar tais dados no ambiente marinho e já descritos no item 2.2.1.1.1. Foram incluídos outros parâmetros ambientais para a coleta de dados primários, porém são apresentados no capítulo anterior, de Qualidade das Águas.

As análises qualitativas e quantitativas do zooplâncton no Ambiente de Transição foram realizadas com a mesma metodologia aplicada ao zooplâncton do ambiente marinho e assim, seguem descritas no item 2.2.1.1.1.

3.2.1.1.2 Variáveis analisadas

Para avaliar a comunidade fitoplanctônica foram analisadas informações sobre concentração de clorofila-a, densidade do fitoplâncton, riqueza de espécies e diversidade específica.

- A clorofila é o principal pigmento fotossintético das microalgas. A concentração de clorofila-a pode dar indicação da biomassa do fitoplâncton e é expressa em $\mu\text{g/L}$ (ESTEVES; SUZUKI, 2011);
- A densidade expressa o número total de organismos do fitoplâncton em um determinado local, e é expressa em ind./ml. O cálculo da densidade é um dos métodos de estimativa da biomassa fitoplanctônica (ESTEVES; SUZUKI, 2011);

- A riqueza específica é o número de espécies presentes um determinado local;
- A diversidade específica representa a relação entre o número de espécies e o número de indivíduos dentro de cada espécie, e é expressa em bits/ind. Para a classificação do índice foram usados os seguintes critérios: alta diversidade para os valores $>2,0$ bits/ind. e baixa diversidade para os valores obtidos $<2,0$ bits/ind. (SERPE, 2014).

Para avaliação dos dados primários, foi aplicado o teste t/Mann-Whitney para identificar diferenças significativas entre os valores dos parâmetros avaliados, antes e após o desastre com nível de significância de 95%.

Para o zooplâncton, a análise da estrutura da comunidade registrada pelos dados primários foram aplicadas as mesmas análises estatísticas para avaliar a comunidade zooplanctônica do Ambiente Marinho e foram descritas no item 2.2.1.1.3.

a) **Análise de Agrupamentos**

Com o objetivo de detectar possíveis gradientes e rupturas na distribuição espacial da comunidade, foram realizadas análises multivariadas de agrupamento (*Cluster*) também para os Estuários. Portanto, para a compartimentalização dos pontos amostrais, os estuários foram identificados como Compartimento 4, e este foi subdividido em três subcompartimentos visando permitir o entendimento da abrangência e magnitude em cada um dos locais avaliados. Os compartimentos definidos são apresentados na Tabela 61 e seus respectivos pontos amostrais na Tabela 62.

Tabela 61 – Compartimentalização do ambiente estuarino.

Estuário do rio Doce	Lagoa Monsarás	Estuário do rio Piraquê-açu
Compartimento 4-A	Compartimento 4-B	Compartimento 4-C

Tabela 62 – Estações amostrais em cada compartimento do ambiente estuarino.

Compartimento	Pontos amostrais Lactec
Compartimento 4-A	C1, C2
Compartimento 4-B	L6, L7
Compartimento 4-C	C10

3.2.1.2 Dados secundários

Os principais levantamentos de dados do zooplâncton, especificamente dentro da calha do rio Doce, se referem somente a um único trabalho que engloba ainda dados dos lagos e lagoas marginais ao rio Doce, durante o período pós-desastre (P2). Portanto merece destaque o Relatório Semestral do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, mais especificamente o Anexo 3 da Seção 3, em ambiente dulcícola que abrangeu coletas entre novembro de 2018 e fevereiro de 2019 realizadas pela rede FEST/UFES. Os dados apresentados no presente relatório e utilizados na avaliação dos danos foram retirados da seguinte pesquisa, realizada por Fest em parceria com a UFES:

- Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Relatório Semestral mais especificamente o Anexo 3 da Seção 3 - Dulcícola (Subprojeto Zooplâncton) FEST/UFES, 2019c.

Devido à ausência de trabalhos para o rio Doce, durante o período pré-desastre (P0) foram levantadas informações sobre o tema embasadas em trabalhos que apresentavam dados de estuários próximos ao rio Doce. Buscou-se fontes de dados levantados de regiões estuarinas próximas, como nas localidades de Lagoa de Maimbá, Barragem Norte e Ponta do Ubu (Anchieta, ES), representando o limite sul, passando pela região da baía de Vitória, até o delta de São Mateus na APA da Conceição da Barra (ES) e ainda no estuário do rio Caravelas (BA), representando o limite norte dos estudos encontrados sobre o tema.

3.2.1.3 Segmentação temporal

No presente relatório, apresentam-se os resultados da avaliação dos possíveis danos quanto a alterações na comunidade zooplanctônica em relação às condições de linha-base (anterior ao desastre) e entre diferentes janelas temporais após o desastre (Tabela 63).

Os dados do zooplâncton que caracterizariam os estuários no período pré-desastre (P0), são aqueles gerados antes da chegada da onda de cheias à foz do rio Doce, em 21 de novembro de 2015 (FAURG, 2016; FURG, 2016). Após esta data inicia-se o período pós-desastre, o qual foi dividido de acordo com a sazonalidade, período seco e chuvoso. O primeiro período após o desastre (P1) se estende do dia 21 de novembro de 2015 até dezembro de 2016 (período seco e chuvoso), porém não houve levantamento de dados neste período para o rio Doce, nem para as demais regiões estuarinas próximas. Já o segundo período após o desastre (P2) representa o padrão de ocorrência do zooplâncton registrado ao longo do tempo entre janeiro de 2017 e fevereiro de 2019.

Os dados obtidos no período pré-desastre (P0) são provenientes principalmente de estudos para fins de licenciamento ambiental ao longo da costa do ES e de pesquisas científicas realizadas nesta região, abrangendo um período de 2004 a 2015.

Tabela 63 – Segmentação dos períodos pré e pós-desastre.

Período	Identificação do Período	Intervalo de Tempo	Sazonalidade do Período	Fontes de dados analisados no período
Pré - Desastre	P0	Série histórica de dados levantados na linha-base até 10 de novembro de 2015	Seco e Chuvoso	CEPEMAR, 2004; MAGRIS, 2005; STERZA e FERNANDES, 2006; CEPEMAR, 2006a; STERZA et al, 2008; DIAS; BONECKER, 2008; CABRAL, 2009; NUNES, 2010; NUTRIPETRO, 2013
Pós - Desastre	P1	11 de novembro de 2015 a Dezembro de 2016	Seco e Chuvoso	Sem dados
	P2	Julho de 2018 a fevereiro de 2019	Seco e chuvoso	LACTEC dados primários; FEST, 2019c

3.2.1.4 Avaliação de danos

A inexistência ou escassez de estudos de linha-base sobre o fitoplâncton dos estuários avaliados, e o início tardio e descontínuo das amostragens após o desastre, não permitiram avaliar possível alteração na comunidade e mensurar o dano causado pelos rejeitos da barragem de Fundão. Portanto, as informações geradas após o desastre foram utilizadas para caracterizar as condições mais atuais do fitoplâncton nestes locais. Apesar da impossibilidade de avaliar de forma comparativa os danos ao fitoplâncton, a informação da condição atual é de extrema relevância para a observação da evolução dessas condições ao longo do tempo.

Para a avaliação das possíveis alterações no zooplâncton dos estuários decorrentes da chegada da pluma de rejeitos a região costeira do ES, buscou-se utilizar a mesma metodologia descrita para o ambiente marinho, em detalhes, no item 2.2.1.4. Da mesma forma que no ambiente marinho, para o estuário do rio Doce não foi possível quantificar o dano em relação a **alteração na composição específica do zooplâncton**, devido a indisponibilidade de dados pré-desastre (P0) e também no período logo após o desastre (P1). Isto impossibilitou a comparação entre as espécies representativas (frequentes e/ou abundantes) no período pré-desastre e pós desastre para este local. Essa mesma defasagem de dados também impossibilitou uma avaliação qualitativa de danos na densidade e de aumento da concentração de EPTs no zooplâncton no estuário do rio Doce entre os períodos pré (P0) e pós-desastre (P1 e P2). Aqui é oportuno esclarecer que há um trabalho que aborda o tema sobre a concentração dos EPTs na região da foz do rio Doce durante o pós-desastre em P2, porém ainda assim, não foi possível qualificar o dano referente à presença de EPTs devido à ausência de dados durante o pré-desastre (P0) e o pós-desastre em P1.

Desse modo, o enfoque dado ao zooplâncton da região estuarina, se deu sobre a avaliação de possíveis alterações na sua composição específica entre os períodos pré e pós-desastre P2 (janeiro de 2017 a fevereiro de 2019), a qual foi apresentada de forma descritiva sem considerar um “dano. As informações obtidas nos dados secundários provêm de trabalhos realizados em regiões estuarinas próximas ao rio Doce nos períodos pré e pós-desastre, incluindo ainda um trabalho realizado no próprio estuário do rio Doce, seus lagos e lagoas marginais, durante o pós-desastre (P2). Ressalta-se que nos dados secundários não foram encontradas informações quanto à comunidade zooplanctônica durante o período pós-desastre (P1). Quanto aos dados primários tomados por Lactec, as informações são provenientes de pontos amostrais localizados no estuário do rio Doce, na lagoa Monsarás e no estuário do rio Piraquê Açu, no período pós-desastre (P2). Quanto a este último estuário, também foram obtidas informações da comunidade zooplanctônica nos dados secundários do pré-desastre (P0).

Acompanhando a metodologia similar a aplicada para o Ambiente Marinho, espécies representativas de Copepoda foram elencadas no Ambiente Estuarino conforme os dados secundários obtidos no período pré-desastre (P0). As espécies representativas são aquelas que apresentaram a classificação de “muito frequente” (espécies que ocorreram em todos ou quase todos os pontos amostrais de cada trabalho pesquisado, ou seja, ocorreram em mais de 70% dos pontos de coleta), ou “abundantes” (com alta densidade em cada trabalho pesquisado, considerando os valores de densidade registrados por trabalho) no período pré-desastre (P0) e são apresentadas na Tabela 64.

Tabela 64 – Espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda durante o período pré-desastre (P0).

Ambiente Estuarino
Copepoda
<i>Acartia lilljeborgi</i>
<i>Acartia tonsa</i>
<i>Euterpina acutifrons</i>
<i>Oithona hebes</i>
<i>Oithona oculata</i>
<i>Oithona oswaldocruzi</i>
<i>Paracalanus parvus</i>
<i>Paracalanus quasimodo</i>
<i>Paracyclops fimbriatus</i>
<i>Parvocalanus crassirostris</i>
<i>Temora stylifera</i>
<i>Temora turbinata</i>
<i>Thermocyclops crassus</i>

A separação das espécies representativas de Copepoda no Ambiente Estuarino em P0 com a alteração da sua ocorrência em P2, se deu sem associar tal padrão à presença da lama de rejeito de minérios, portanto sem a avaliação de dano. Mesmo assim, fatores como densidade e frequência de ocorrência foram observados para definir a composição específica do zooplâncton no Ambiente Estuarino, mantendo a metodologia empregada para tal no Ambiente Marinho.

Quanto ao padrão de ocorrência das espécies representativas de Copepoda, especificamente para o estuário do rio Doce, foram comparados os dados somente para o período pós-desastre (P2), já que havia tal informação disponível somente para este período (dados secundários: FEST, 2019 – dados primários: Lactec 2018/2019).

Ressalta-se que as espécies representativas foram definidas com o intuito de enriquecer o banco de dados quanto aos organismos zooplanctônicos importantes nos estuários. E desse modo, facilitar a compreensão de sua ecologia com luz às ações de pesquisa e de monitoramento de tais organismos que possam indicar as condições do meio, já que respondem às adversidades naturais e/ou aos impactos ambientais antrópicos.

3.2.2 ALTERAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

Com base nas duas amostragens realizadas pelo Lactec (julho/2018 e fevereiro/2019), constatou-se maior riqueza do fitoplâncton no compartimento 4-A, que compreende as estações localizadas próximo a foz do rio Doce (C1: 46 espécies; C2: 39 espécies) (Tabela 65, Figura 221). Nestes pontos não foi constatada diferença significativa ($p < 0,05$) entre a campanha de inverno e verão com relação a riqueza e densidade de organismos.

Tabela 65 – Ocorrência das espécies do fitoplâncton nas estações monitoradas pelo Lactec em ambientes estuarinos.

Táxons	Compartimento 4-A		Compartimento 4-B		Compartimento 4-C
	C1	C2	L6	L7	C10
Bacillariophyceae					
<i>Amphora</i> sp.					x
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>		x			
<i>Chaetoceros diadema</i>					x
<i>Chaetoceros subtilis</i>					x
<i>Chaetoceros teres</i>					x
<i>Cyclostephanus invisitatus</i>	x	x			
<i>Cyclotella cryptica</i>	x	x			
<i>Cylindrotheca closterium</i>					x
<i>Diploneis aestuarii</i>					x
<i>Discostella</i> sp.				x	
<i>Encyonema</i> sp.1		x			
<i>Haslea</i> sp.					x
<i>Leptocylindrus minimus</i>					x
<i>Navicula cryptotenella</i>	x				
<i>Navicula</i> sp.1		x			
<i>Navicula</i> sp.2	x	x			
<i>Navicula</i> sp.10					x
<i>Nitzschia palea</i>		x			
<i>Nitzschia</i> sp.1	x	x			
<i>Nitzschia</i> sp.2	x	x			
<i>Nitzschia</i> sp.7		x			
<i>Pinnularia</i> sp.1	x				
<i>Seminavis strigosa</i>		x			
<i>Spicatricibra kingstonii</i>	x				
<i>Thalassionema nitzschioides</i>					x
<i>Thalassiosira</i> sp.3					x
<i>Thalassiosira</i> sp.5					x
<i>Urosolenia braunii</i>		x			
<i>Urosolenia obesa</i>	x	x			
<i>Urosolenia</i> sp.1	x	x			
Chlamydomonadophyceae					
<i>Chlamydomonas</i> sp.1	x	x	x		
<i>Chlamydomonas</i> sp.2	x				
Chlorophyceae					
<i>Actinastrum hantzschii</i>	x	x			
<i>Actinastrum</i> sp.		x			
<i>Acutodesmus dimorphus</i>	x				
<i>Acutodesmus obliquus</i>	x				
<i>Ankyra</i> sp.		x			
<i>Coelastrum astroideum</i>	x				
<i>Coelastrum proboscideum</i>	x				
<i>Coelastrum reticulatum</i>	x	x			
<i>Coenococcus planctonicus</i>		x	x		
<i>Demosdesmus</i> sp.2	x	x			
<i>Demosdesmus</i> sp.3		x			
<i>Demosdesmus</i> sp.4		x			
<i>Demosdesmus</i> sp.5		x			
<i>Desmodesmus</i> sp.8	x				
<i>Dictyosphaerium</i> sp.		x			

	Compartimento 4-A		Compartimento 4-B		Compartimento 4-C
Táxons	C1	C2	L6	L7	C10
<i>Lacunastrum gracillimum</i>	x				
<i>Monoraphidium contortum</i>	x	x			
<i>Monoraphidium griffithii</i>	x				
<i>Monoraphidium minutum</i>	x				
<i>Monoraphidium nanum</i>	x	x			
<i>Oocystis lacustris</i>				x	
<i>Oocystis</i> sp.	x				
<i>Scenedesmus ecornis</i>	x	x		x	
<i>Treubaria triappendiculata</i>	x				
Chrysophyceae					
<i>Chromulina gyrans</i>	x				
<i>Mallomonas tonsurata</i>	x	x			
Cryptophyceae					
<i>Cryptomonas</i> sp.1	x	x	x		
<i>Cryptomonas</i> sp.2	x	x			
<i>Cryptomonas</i> sp.3			x		
<i>Plagioselmis lacustris</i>	x	x	x		
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	x				
<i>Plagioselmis prolunga</i>					x
<i>Rhodomonas</i> sp.	x				
<i>Teleaulax amphioxeia</i>					x
Cyanophyceae					
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	x	x			
<i>Cyanogranis ferruginea</i>				x	
<i>Epigloeosphaera brasílica</i>		x			
<i>Merismopedia minima</i>	x	x			
<i>Phormidium</i> sp.	x				
<i>Pseudanabaena catenata</i>	x				
<i>Snowella</i> sp.	x				
<i>cyanophyceae</i> sp.1		x			
Dinophyceae					
<i>Dinophysis</i> sp.					x
<i>Heterocapsa circularisquama</i>					x
<i>Peridinium</i> sp.1		x			
<i>Prorocentrum minimum</i>					x
Euglenophyceae					
<i>Cryptoglana skujae</i>				x	
<i>Lepocinclis</i> sp.			x		
<i>Trachelomonas volvocina</i>			x	x	
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>			x	x	
<i>Trachelomonas</i> sp.				x	
Prasinophyceae					
<i>Pyramimonas</i> sp.					x
<i>Tetraselmis</i> sp.	x	x			
Zygnemaphyceae					
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>	x	x			
<i>Cosmarium</i> sp.2	x				
<i>Cosmarium</i> sp.3	x				
<i>Cosmarium</i> sp.4	x		x		
<i>Haplotaenium</i> sp.	x				
Riqueza	46	39	9	8	18

Figura 221 – Ilustração de algumas espécies do fitoplâncton nas estações monitoradas pelo Lactec em ambientes estuarinos.

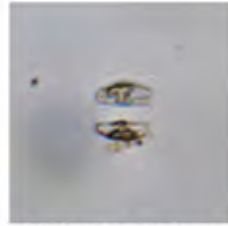
Bacillariophyceae



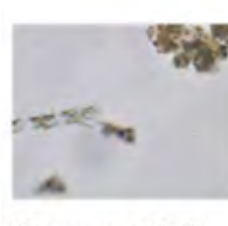
Thalassiosira sp.3



Thalassiosira sp.5



Chaetoceros diadema



Chaetoceros subtilis



Chaetoceros teres



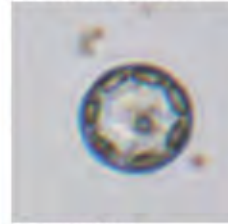
Leptocylindrus minimus



Aulacoseira granulata
var. *angustissima*



Cyclostephanus invisitatus



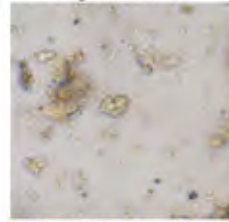
Discostella sp.



Spicaticribra kingstonii



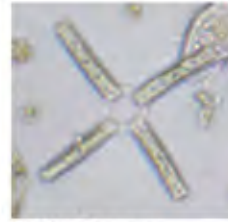
Urosolenia obesa



Urosolenia braunii



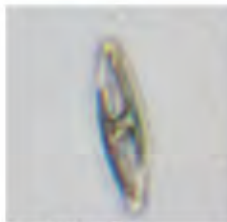
Urosolenia sp.1



Thalassionema nitzschioides



Diploneis aestuarii



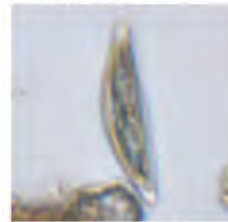
Navicula sp.1



Navicula sp.2



Navicula sp.10
Chrysophyceae



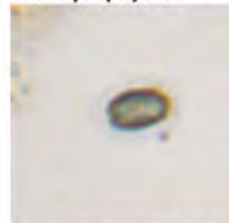
Seminavis strigosa



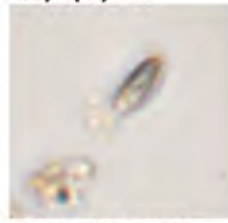
Haslea sp.
Zygnemaphyceae



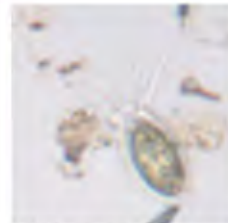
Cylindrotheca closterium
Cyanophyceae



Chlamydomonas sp.1



Chromulina gyrans



Mallomonas tonsurata



Cosmarium sp.4



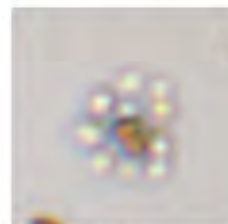
Aphanocapsa delicatissima



Snowella lacustris



Merismopedia minima



Cyanogranis ferruginea



Phormidium sp.

Chlorophyceae



Monoraphidium contortum



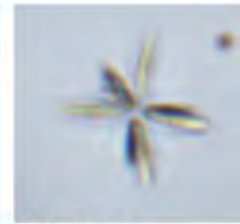
Monoraphidium griffithii



Monoraphidium minutum



Monoraphidium nanum



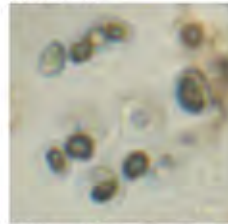
Actinastrum hantzschii



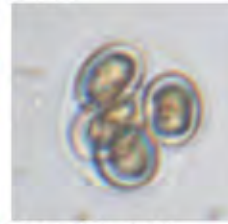
Coelastrum proboscideum



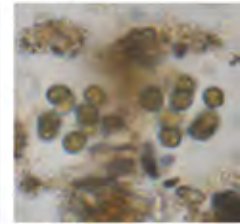
Treubaria triappendiculata



Dictyosphaerium sp.



Oocystis lacustris



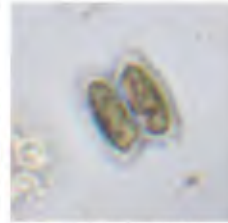
Coenococcus planctonicus



Acutodesmus dimorphus
Cryptophyceae



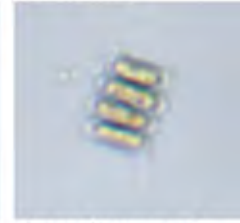
Acutodesmus obliquus



Demosdesmus sp.2



Demosdesmus sp.3



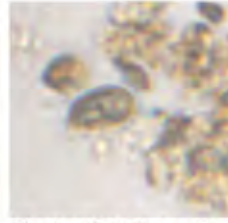
Demosdesmus sp.4



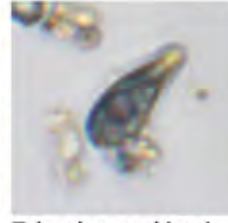
Cryptomonas sp.1
Dinophyceae



Cryptomonas sp.3



Plagioselmis lacustris



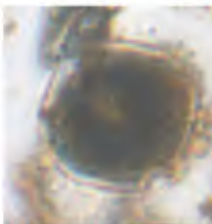
Teleaulax amphioxeia
Prasinophyceae



Plagioselmis prolunga



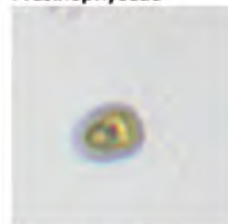
Prorocentrum minimum
Euglenophyceae



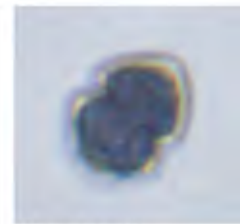
Peridinium sp.1



Dinophysis sp.



Pyramimonas sp.



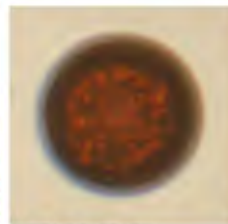
Heterocapsa circularisquama



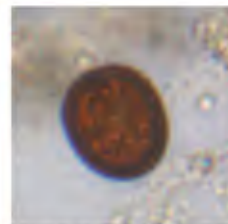
Lepocinclis sp.



Trachelomonas volvocina



Trachelomonas volvocinopsis



Trachelomonas sp.



Cryptoglena skujae

A diversidade de espécies foi elevada (SERPE, 2014), 2,36 a 2,83 bits/ind., e a riqueza variou entre 20 a 32 táxons por estação (Figura 222). Entretanto, foram registrados baixos valores de densidade de organismos (<800 ind./ml) e concentração de clorofila-a (<1,0 a 2,45 µg/L) nestas estações (Figura 223).

Figura 222 – Riqueza e diversidade do fitoplâncton nas estações monitoradas pelo Lactec em ambientes estuarinos.

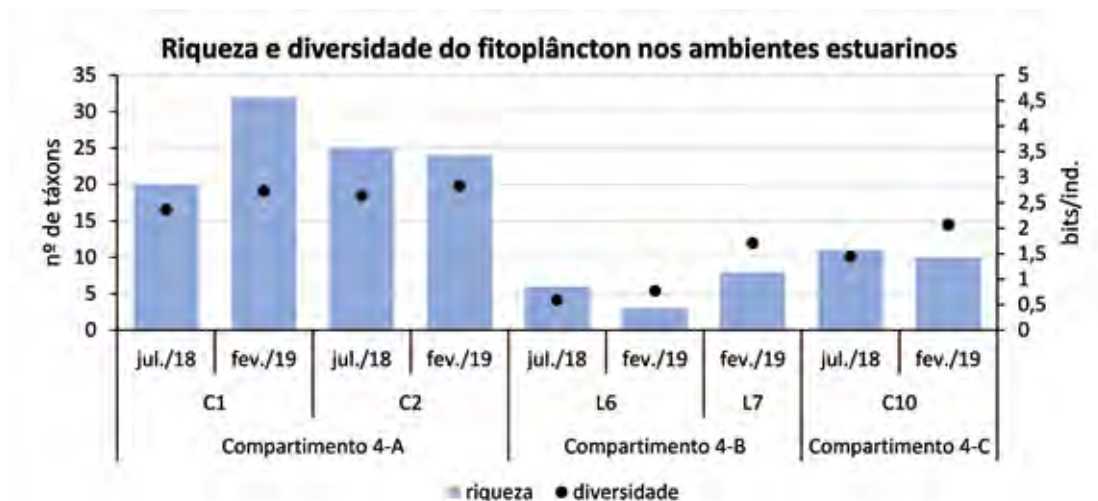
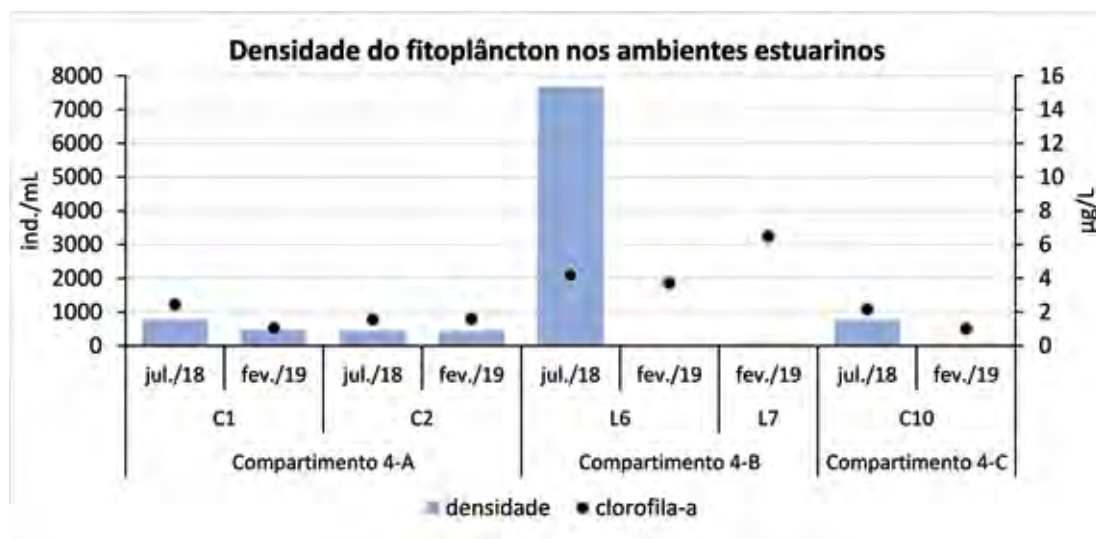
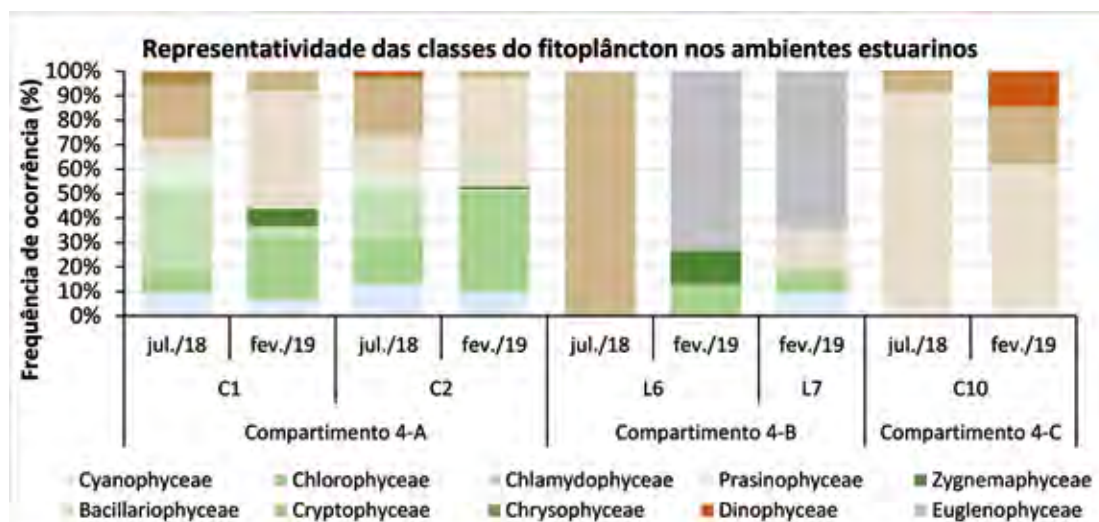


Figura 223 – Densidade do fitoplâncton e concentração de clorofila-a nas estações monitoradas pelo Lactec em ambientes estuarinos.



A comunidade foi composta, especialmente por espécies dulcícolas de algas flageladas (classes Chlamydomphyceae, Prasinophyceae, Cryptophyceae e Chrysophyceae) no inverno e, clorofíceas e diatomáceas no verão, em ambas as estações (Figura 224).

Figura 224 – Contribuição das classes de microalgas nas estações monitoradas pelo Lactec em ambientes estuarinos.



Ainda com relação aos dados coletados pelo Lactec, na lagoa Monsarás (estações L6 e L7, compartimento 4-B), a baixa diversidade de espécies (0,59 bits/ind., Figura 222) e elevada densidade de organismos (7.687 ind./ml, Figura 223) registrada na campanha de inverno esteve relacionada à dominância da alga flagelada *Plagioselmis lacustris*, a qual representou 84% do fitoplâncton total (Figura 224). As criptofíceas tendem a ser mais abundantes em períodos de temperaturas mais amenas, com mistura da coluna d'água, e quando há declínio de outras populações (KUGRENS; CLAY, 2003; REYNOLDS, 2006). Entretanto, na amostragem de verão, os parâmetros relacionados ao fitoplâncton (riqueza, densidade, clorofila-a e diversidade) foram baixos em ambas as estações. Neste período houve maior contribuição de euglenóides, cuja ocorrência é associada a ambientes rasos, ricos em matéria orgânica (WETZEL, 1993; BELLINGER; SIGEE, 2010). Provavelmente, a maior precipitação do período ocasionou o escoamento de materiais das margens para dentro do corpo hídrico, causando o aumento de nutrientes, fato que pode explicar a maior ocorrência deste grupo de microalgas (REYNOLDS, 2002). Cianobactérias foram encontradas apenas em fevereiro/2019 na estação L7, com a ocorrência em baixo número celular (87 cél./ml) da espécie colonial *Cyanogranis ferruginea*.

No monitoramento realizado pela Renova, entre agosto/17 e janeiro/18, em duas estações de coleta na lagoa Monsarás, foram encontrados valores mais elevados de riqueza (17 a 47 táxons por estação) e densidade variando de 6 a 1.347 ind./ml (Figura 225, Figura 226).

Figura 225 – Riqueza do fitoplâncton nas estações monitoradas pela Renova na lagoa Monsarás após o desastre.

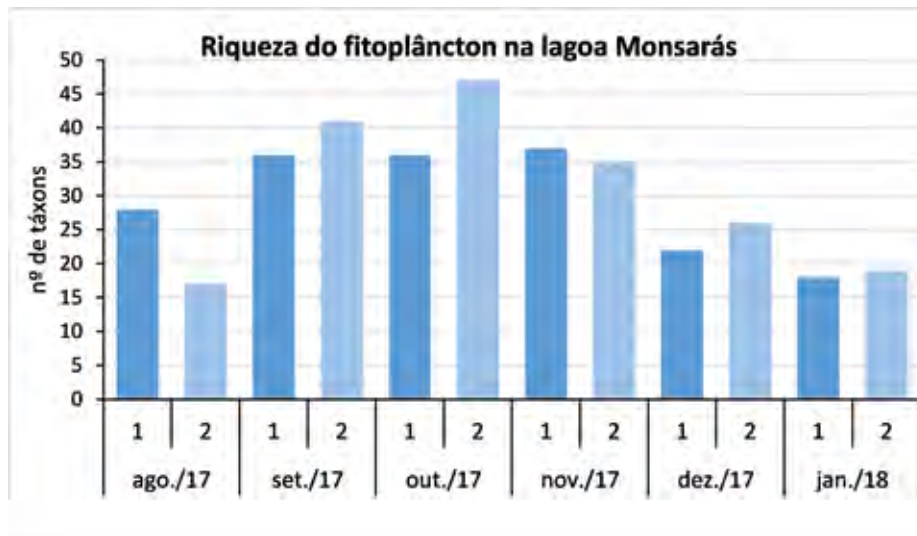
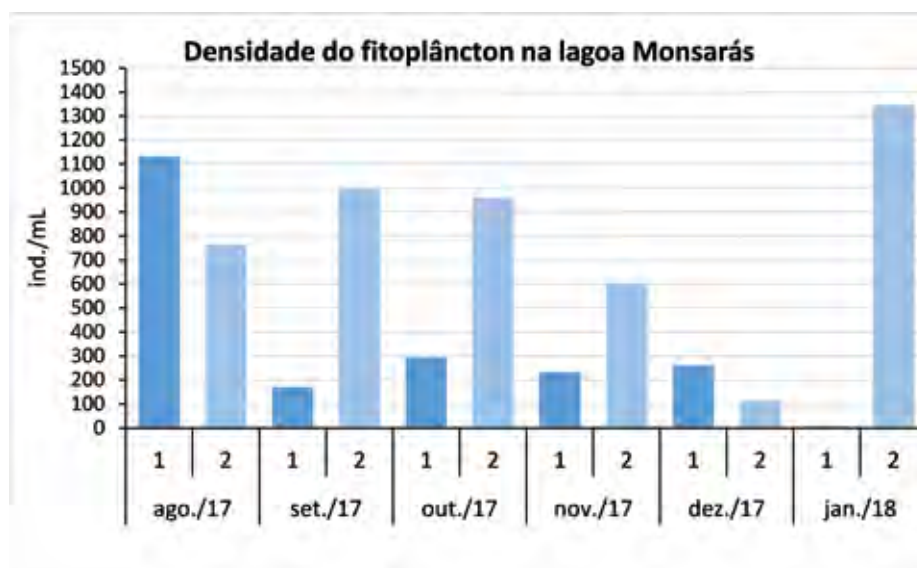
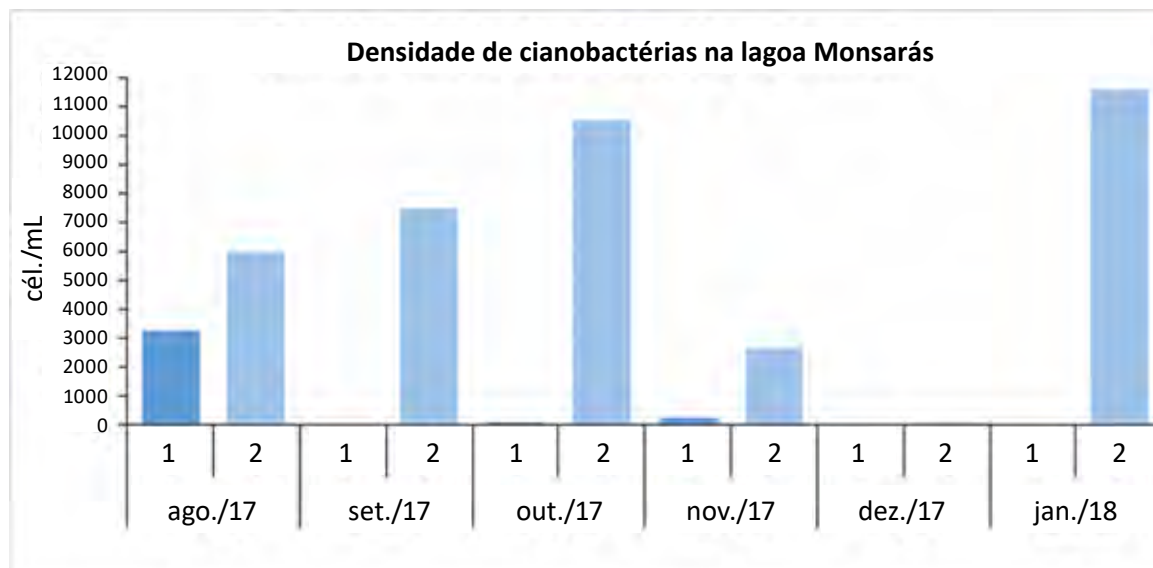


Figura 226 – Densidade do fitoplâncton nas estações monitoradas pela Renova na lagoa Monsarás após o desastre.



Cianobactérias ocorreram em número elevado, chegando a 11.592 cél./ml na estação LMN 2, em janeiro/2018) (Figura 227).

Figura 227 – Densidade celular de cianobactérias nas estações monitoradas pela Renova na lagoa Monsarás após o desastre.



Para a foz do rio Piraquê-Açu (estação C10, compartimento 4C), também foram obtidos baixos valores para os parâmetros de riqueza (10 e 11 táxons), diversidade (1,4 e 2,0 bits/ind.), densidade (56 e 770 ind./ml) e clorofila-a (1 e 2,17 µg/L) (Figura 222, Figura 223), especialmente se comparados aos dados de linha-base. A comunidade foi representada, especialmente por espécies estuarinas/marinhas dos grupos das diatomáceas (classe Bacillariophyceae), criptofíceas e dinoflagelados (Figura 224).

Cruz (2004), Cunha (2004) e Schaeffer (2005) realizaram a análise do fitoplâncton no trecho final do rio Piraquê-Açu e constataram diversidade máxima de 3,76 bits/ind., densidade variando de 35 a 1.883 ind./ml, e valores de clorofila-a de 0 a 12,7 µg/L. Além disso, as classes Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Cyanophyceae e os fitoflagelados foram as mais representativas nas amostras. Bertoldi (2013), em análise da variação espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica do rio Piraquê-Açu, encontrou concentração de clorofila-a abaixo de 10 µg/L nas estações 2 e 5, mais próximas da foz do rio. No ano seguinte, Bertoldi (2014) encontrou variação menor da concentração de clorofila-a (0,5-5,0 µg/L) nas estações PA5 e PA6 quando em análise do estado trófico do rio Piraquê-Açu. As diferenças encontradas entre os resultados das campanhas do Lactec com os estudos realizados antes do desastre, muito provavelmente se devem ao maior número estações de coleta e de observações realizadas pelos autores e/ou pela localização mais interna das estações de amostragem.

3.2.3 POSSÍVEIS ALTERAÇÕES NA COMPOSIÇÃO DAS ESPÉCIES DO ZOOPLÂNCTON ESTUARINO

A avaliação do dano para a região estuarina do rio Doce ficou prejudicada já que não há trabalhos que abordem o tema durante o pré-desastre (P0). Com isso, optou-se por apresentar a alteração na composição específica do zooplâncton, embasada em dados secundários de regiões estuarinas próximas durante P0, P1 e P2, quando disponíveis e, também no próprio estuário do rio Doce conforme os dados primários tomados por Lactec em P2.

Assim como no Ambiente Marinho, espécies representativas de Copepoda foram elencadas. Sua representatividade também se deu conforme a classificação “muito frequente” e/ou “abundante” e os Copepoda escolhidos por serem crustáceos importantes nos ambientes aquáticos e por se mostrarem dominantes no zooplâncton na área de estudo (região estuarina), quando comparado com outros grupos.

Para determinação de alterações no padrão de ocorrência das espécies representativas, foram utilizados dados secundários entre 2004 e 2019 e os dados primários coletados entre 2018 e 2019 que constam na Tabela 63. Vale destacar que não foram encontrados trabalhos sobre o tema, durante o período pós-desastre (P1).

Considerando os dados secundários, onde foram encontradas as descrições do grupo Copepoda, suas espécies representativas (frequentemente e/ou abundantes) foram elencadas no ambiente estuarino durante o período pré-desastre (P0), sendo essas: *Acartia lilljeborgi*, *Acartia tonsa*, *Dioithona oculata* (antiga *Oithona oculata*), *Euterpina acutifrons*, *Oithona hebes*, *Oithona oswaldocruzi*, *Paracalanus parvus*, *Paracalanus quasimodo*, *Paracyclops fimbriatus*, *Parvocalanus crassirostris*, *Temora stylifera*, *Temora turbinata* e *Thermocyclops crassus* (STERZA; FERNANDES, 2006; CEPEMAR, 2006b; STERZA et al., 2008; DIAS; BONECKER, 2008; CABRAL, 2009; NUNES, 2010; NUTRIPETRO, 2013) (Tabela 63).

Conforme os trabalhos encontrados no estuário do rio Doce e em seus lagos e lagoas marginais, as espécies que foram representativas no período pós-desastre P2, foram: *Mesocyclops c.f. longisetus*, *Microcyclops anceps*, *Notodiaptomus conifer*, *Notodiaptomus iheringi*, *Thermocyclops inversus* e *Thermocyclops minutus* (FEST, 2019). Já os dados primários tomados por Lactec (2018-2019) na região estuarina do rio Doce, lagoa Monsarás e estuário do rio Piraquê Açu apontaram como representativos no período pós-desastre (P2), os copépodes *Acartia lilljeborgi*, *Dussartius baeticus*, *Euterpina acutifrons*, *Oithona hebes*, *Paracalanus quasimodo*, *Parvocalanus crassirostris* e *Temora turbinata* (Tabela 66).

Tabela 66 – Espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda durante o período pós-desastre (P2) para o Ambiente Estuarino.

Ambiente Estuarino	
Copepoda	Pós Desastre (P2)
<i>Acartia lilljeborgi</i>	x
<i>Euterpina acutifrons</i>	x
<i>Oithona hebes</i>	x
<i>Mesocyclops c.f. longisetus</i>	x
<i>Microcyclops anceps</i>	x
<i>Notodiaptomus conifer</i>	x
<i>Notodiaptomus iheringi</i>	x
<i>Paracalanus quasimodo</i>	x
<i>Parvocalanus crassirostris</i>	x
<i>Temora turbinata</i>	x
<i>Thermocyclops minutus</i>	x
<i>Thermocyclops inversus</i>	x

Segundo o levantamento de dados, informações quanto à composição das espécies do zooplâncton foram encontradas para o estuário do rio Piraquê Açu durante o pré-desastre (P0) e o pós-desastre (P2). Optou-se por elencar as espécies representativas de modo a apresentar a fauna zooplancônica dominante e que, em trabalhos futuros, possa ser utilizada como indicadora das condições ambientais de locais sem ou com menor interferência da lama de rejeito de minérios. Assim, dentre as espécies de Copepoda citadas como representativas ao longo do tempo (P0 e P2) para o estuário do rio Piraquê Açu, espécies como *A. lilljeborgi*, *D. oculata*, *E. acutifrons*, *O. oswaldocruzi*, *P. parvus* e *P. crassirostris*, foram observadas como relata Nunes (2010) em seu trabalho no local, durante o período pré-desastre (P0). Já os dados primários permitiram identificar as espécies representativas *Acartia lilljeborgi*, *Euterpina acutifrons*, *Oithona hebes*, *Paracalanus quasimodo*, *Parvocalanus crassirostris* e *Temora turbinata* no estuário do rio Piraquê Açu (ponto amostral C10) durante o período pós-desastre (P2) (detalhes no Documento Suplementar COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA) (Tabela 67).

Tabela 67 – Espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda para o estuário do rio Piraquê Açu durante os períodos pré-desastre (P0) e pós-desastre (P2).

Estuário do rio Piraquê Açu		
Copepoda	Pré Desastre (P0)	Pós Desastre (P2)
<i>Acartia lilljeborgi</i>	x	x
<i>Dioithona oculata</i>	x	
<i>Euterpina acutifrons</i>	x	x
<i>Oithona hebes</i>		x
<i>Oithona oswaldocruzi</i>	x	
<i>Paracalanus quasimodo</i>		x
<i>Paracalanus parvus</i>	x	
<i>Parvocalanus crassirostris</i>	x	x
<i>Temora turbinata</i>	x	x

Refinando os dados, foi possível observar as espécies representativas de Copepoda em pontos de coleta dentro da calha do rio Doce, especificamente na sua porção estuarina, incluindo a lagoa Monsarás durante o período pós-desastre (P2) (Tabela 68). Com isso, as espécies *Notodiaptomus conifer*, *Notodiaptomus iheringi*, *Thermocyclops minutus* foram dominantes conforme os dados secundários tomados por Fest (2019c) nos pontos amostrais 22 e 26 no estuário do rio Doce e os pontos 25 e 25A na lagoa Monsarás. Já as espécies *Dussartius baeticus*, *Oithona hebes* e *Paracalanus quasimodo* foram encontradas como representativas (dados primários) nos pontos amostrais C1 e C2 no estuário do rio Doce e nos pontos L6 e L7 na lagoa Monsarás (detalhes no Documento Suplementar COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA).

No estuário do rio Piraquê Açu, algumas espécies que ocorreram durante P0 mostraram alteração de sua ocorrência, como por exemplo, *Dioithona oculata*, *Oithona oswaldocruzi* e *Paracalanus parvus* já que não foram registradas em P2 (Tabela 67). Por outro lado, *A. lilljeborgi*, *E. acutifrons*, *P. crassirostris* e *T. turbinata* foram registradas tanto em P0 por Nunes (2010), quanto em P2 por Lactec nos seus dados primários. Tais dados primários mostraram as espécies *O. hebes* e *P. quasimodo* como exclusivas em P2, ou seja, ausentes em P0 para o estuário do rio Piraquê Açu. A variação observada nas

espécies representativas de Copepoda ao longo do tempo neste estuário, pode ser resposta às distintas metodologias de coleta, aos períodos em que os dados foram obtidos, como estação do ano, índice pluviométrico, nível de maré (enchente/vazante) e ainda, preferências ecológicas das espécies, como hábitos alimentares, competição por espaço, taxas reprodutivas, dentre outros aspectos. O leque de opções que poderia explicar a variação da composição específica leva a reconhecer a importância em realizar estudos comparativos e deste modo, utilizando a mesma metodologia (tamanho de malha da rede, tempo de arrasto, mesmo número de pontos amostrais, mesmo período do ano/dia para coleta e a mesma frequência de coleta), acarretam na eficiência de tais pesquisas de longo prazo, de modo a buscar padrões de ocorrência, bem como possíveis organismos indicadores das condições ambientais.

Tabela 68 – Espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda para o estuário do rio Doce e lagoa Monsarás, durante o período pós-desastre (P2).

Estuário do rio Doce e lagoa Monsarás		
Copepoda - Pós desastre (P2)	Fest, 2019	Lactec (dados primários)
<i>Dussartius baeticus</i>		x
<i>Oithona hebes</i>		x
<i>Notodiaptomus conifer</i>	x	
<i>Notodiaptomus iheringi</i>	x	
<i>Paracalanus quasimodo</i>		x
<i>Thermocyclops minutus</i>	x	

Os organismos representativos tanto no período pré-desastre (P0) quanto no período pós-desastre (P2) *Dussartius baeticus*, *Mesocyclops cf longisetus*, *Microcyclops anceps*, *Notodiaptomus conifer*, *Notodiaptomus iheringi*, *Paracyclops fimbriatus*, *Thermocyclops crassus*, *Thermocyclops inversus* e *Thermocyclops minutus*, são típicos de ambientes dulcícolas e têm hábito oportunista, como *T. minutus* (DUSSART; DEFAYE, 1995; REID, 1985). As demais espécies representativas em P0 e P2 são típicas do litoral do Brasil, como já relatado no Ambiente Marinho (Item 2.2.3.1).

Ao considerar os dados secundários, as espécies representativas de Copepoda registradas durante o pré-desastre (P0) (Tabela 64.) apontaram alteração da sua ocorrência ao longo do tempo na área estuarina pesquisada. Assim, a composição de espécies foi distinta entre os períodos, como pode-se observar na Tabela 69, lembrando que não foram encontrados dados secundários para o período pós-desastre (P1). No total foram 13 espécies representativas de Copepoda, sendo que destas, somente seis (6) foram representativas em tanto P0 quanto em P2 ou seja, não tiveram alteração de sua ocorrência. Estas espécies são *A. lilljeborgi*, *E. acutifrons*, *O. hebes*, *P. Quasimodo*, *P. crassirostris* e *T. turbinata*, registradas em P2 conforme os dados primários tomados por Lactec (dados primários). As demais espécies representativas no Ambiente Estuarino foram registradas somente durante o período pré-desastre (P0) conforme os trabalhos pesquisados sobre o tema e são elas: *A. tonsa*, *D. oculata*, *O. oswaldocruzi*, *P. parvus*, *P. fimbriatus*, *T. stylifera* e *T. crassus*.

Tabela 69 – Variação da ocorrência das espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda entre os períodos pré-desastre (P0) e pós-desastre (P2) no Ambiente Estuarino.

Copepoda	Ambiente Estuarino		
	Pré Desastre (P0)	Pós Desastre (P1)	Pós Desastre (P2)
<i>Acartia lilljeborgi</i>	x	-	x
<i>Acartia tonsa</i>	x	-	
<i>Dioithona oculata</i>	x	-	
<i>Euterpina acutifrons</i>	x	-	x
<i>Oithona hebes</i>	x	-	x
<i>Oithona oswaldocruzi</i>	x	-	
<i>Paracalanus parvus</i>	x	-	
<i>Paracalanus quasimodo</i>	x	-	x
<i>Paracyclops fimbriatus</i>	x	-	
<i>Parvocalanus crassirostris</i>	x	-	x
<i>Temora stylifera</i>	x	-	
<i>Temora turbinata</i>	x	-	x
<i>Thermocyclops crassus</i>	x	-	

Quanto ao estuário do rio Doce e lagoa Monsarás, com exceção de *O. hebes* e *P. quasimodo* os demais copépodes não foram registrados nos trabalhos levantados durante o período pré-desastre (P0) em outros estuários, como o do rio Caravelas (CABRAL, 1999), na região da Barra do Riacho e barra do Sahy (CEPEMAR, 2006b; NUTRIPETRO, 2013), entre outros. As espécies representativas de Copepoda também mostraram alteração da sua ocorrência entre os dois trabalhos levantados no período pós-desastre (P2) (Tabela 68). As variações observadas podem ser influenciadas pelos mesmos fatores citados acima para o estuário do rio Piraquê Açu, o que denota, mais uma vez, a importância em realizar estudos padronizados de modo que os dados coletados possam ser comparados ao longo do tempo.

Dentre as espécies representativas, ou seja, muito frequentes e/ou abundantes há aquelas com menor frequência entre os pontos amostrais, segundo os trabalhos onde havia tal informação. Assim, conforme Cabral (1999), cujo trabalho aborda o período de pré-desastre (P0), representantes de *Temora* spp. ocorreram em 85% dos pontos amostrais contra *E. acutifrons* que ocorreu em 100%. *Temora turbinata* e *Paracalanus quasimodo* foram menos frequentes entre os pontos amostrais e tiveram 92% e 60%, respectivamente, nos dados primários tomados por Lactec durante o pós-desastre (P2). Assim, tais espécies e outras que podem ter menor frequência de ocorrência devem ser observadas com cuidado em trabalhos futuros e assim, observar sua ocorrência de modo a avaliar sua possível recuperação ao longo do tempo na área de estudo em questão. Ressalta-se que a caracterização da comunidade zooplânctônica nos dados primários têm suas informações apresentadas com detalhes no Documento Suplementar COMUNIDADE ZOOPLÂNTÔNICA.

Além da escassez de trabalhos sobre o tema na região estuarina em estudo, as poucas informações obtidas nos dados secundários do levantamento não foram claras quanto à densidade do zooplâncton durante o pré-desastre (P0) e o pós-desastre (P1), o que impossibilitou detalhar com acurácia, a variação da densidade ao longo do tempo. No entanto, valores de densidade foram obtidos nos dados primários no período pós-desastre (P2). Assim, na região estuarina do rio Doce (pontos C1

e C2), incluindo a lagoa Monsarás (pontos L6 e L7), os pontos amostrais com maior densidade foram L6 no período seco (julho de 2018) e novamente L6 e então L7, este último incluído na campanha no período chuvoso (fevereiro de 2019). Isso mostra que o compartimento 4-B influenciou na maior densidade zooplancônica observada para a área de estudo, independente do período, sendo seco ou chuvoso. E ainda, durante o período chuvoso foi possível observar os maiores valores de densidade do zooplâncton na área, o que pode ser explicado pela vazão que aumenta durante o período de maior intensidade pluviométrica, favorecendo o estabelecimento de organismos zooplancônicos na região do baixo rio Doce, como por exemplo, nas suas lagoas marginais, como a lagoa Monsarás (detalhes no Documento Suplementar COMUNIDADE ZOOPLANCÔNICA).

Quanto à avaliação que ocorreu no rio Doce, no seu estuário e nas suas lagoas adjacentes, a presença de metais como Cr, Fe, Mn, Hg e Zn na água e também na biota (FEST, 2019a, c) pode causar efeitos agudos e crônicos, os quais têm variação temporal e espacial e podem assim, controlar a ocorrência de organismos zooplancônicos, como por exemplo, do organismo zooplancônico *Diaphanosoma birgei* (Cladocera) na lagoa Monsarás (Detalhes no Documento Suplementar COMUNIDADE ZOOPLANCÔNICA).

Espécies de Copepoda já vêm sendo utilizadas como indicadoras das condições ambientais sob impacto antrópico ou não (RESGALLA, 2001; VEADO, 2008; 2017). Contudo, estudos devem ser intensificados e seus locais de coleta ampliados (e.g. estuários do rio Doce, do rio Piraquê Açu), de modo a compreender não somente as preferências ecológicas das espécies representativas de Copepoda, mas também da fauna zooplancônica como um todo, cujo inventário, embasado na literatura, englobou os anos de 2004 e 2019 nos sistemas estuarinos da região de estudo (Tabela 2 do Apêndice D).

Em virtude do atual cenário, a alteração na composição específica do zooplâncton estuarino deve ser observada com ressalvas. A alteração observada pode ser resposta às novas condições ambientais com a chegada da lama de rejeito de minérios, porém, devido às incertezas associadas a escassez de dados não foi possível qualificá-las como sendo, ou não, um dano.

3.2.4 CONCLUSÕES

A escassez ou inexistência de estudos sobre o fitoplâncton nos ambientes estuarinos, anteriores ao rompimento da barragem de Fundão, e o monitoramento tardio e descontínuo da comunidade após o desastre não permitiram avaliar possível alteração na comunidade e mensurar o dano causado pelos rejeitos de minério.

Com base nas amostragens realizadas no pós-desastre, observou-se que a comunidade fitoplancônica foi mais rica e abundante nas estações próximas a foz do rio Doce do que nos demais compartimentos avaliados. Foi constatada maior contribuição da flora continental vinda de montante em relação a marinha adjacente nestas estações (C1 e C2). Apesar de não haver dados de linha-base para comparação com a ficoflora pós-desastre, pode-se dizer que, provavelmente, a comunidade fitoplancônica sofreu alterações em sua composição e estrutura originais por influência da lama de rejeitos, uma vez que este fato foi constatado nas demais estações de monitoramento no rio Doce (compartimentos 1, 2A e 2B). As microalgas são consideradas bons indicadores ambientais, pois respondem rapidamente, de forma quali-quantitativa, as diferentes variações do meio. Mudanças na comunidade

primária levam a alterações nas relações tróficas com herbívoros. Assim, perturbações na comunidade fitoplânctônica podem ser refletidas nos níveis superiores da cadeia alimentar, prejudicando a produtividade do ecossistema.

Para o zooplâncton estuarino, em função da ausência de dados coletados durante o período pré-desastre (P0) e logo após o desastre (P1 – novembro/2015 a dezembro/2016) no estuário do rio Doce, não foi possível qualificar as alterações verificadas na composição específica destes organismos. No entanto, também foi realizado, assim como no Ambiente Marinho, levantamento das espécies representativas de Copepoda em ambientes estuarinos próximos ao do rio Doce com dados coletados nos períodos pré-desastre (P0) e pós-desastre (P2), tendo como limites norte, o estuário do rio Caravelas (BA) e sul, estuários e lagoas no município de Anchieta (ES).

A comunidade zooplânctônica foi bem representada por Copepoda, da mesma forma como observado no Ambiente Marinho. Os copépodes *A. tonsa*, *D. oculata*, *O. oswaldocruzi*, *P. parvus*, *P. fimbriatus*, *T. stylifera* e *T. crassus* foram as espécies que ocorreram somente no período pré-desastre (P0) e as demais tiveram sua ocorrência alterada durante o pós-desastre (P2).

Foi possível observar que no estuário do rio Piraquê Açu, onde foram levantados dados durante os períodos pré (P0) e pós-desastre (P2) houve alteração na composição específica de Copepoda ao longo do tempo. As espécies representativas *Dioithona oculata*, *Oithona oswaldocruzi* e *Paracalanus parvus* ocorreram somente em P0. Por outro lado, as espécies *O. hebes* e *P. quasimodo* foram exclusivas em P2.

Considerando as espécies representativas de Copepoda coletadas nos pontos do estuário do rio Doce e lagoa Monsarás conforme os dados secundários e os dados primários, durante o pós-desastre (P2), somente *O. hebes* e *P. quasimodo* já haviam sido registradas nos dados secundários durante o pré-desastre (P0). A impossibilidade de comparar a alteração na ocorrência das espécies nos estuários do rio Piraquê Açu e do rio Doce, tanto a observada entre os distintos períodos como aquela observada por diferentes fontes de dados, porém no mesmo período, reforça a necessidade em padronizar os estudos, quando o objetivo é comparar seus dados ao longo do tempo. O mesmo se aplica quando é necessário comparar densidade de organismos que, apesar da ausência de dados secundários, foi possível observar que a densidade foi maior nos pontos amostrais localizados na lagoa Monsarás (compartimento 4-B), independente do período de coleta (seco ou chuvoso) conforme os dados primários tomados por Lactec.

A presença de EPTs também foi observada por dados secundários durante o P2 na região estuarina do rio Doce, sugerindo influência no estabelecimento de espécies zooplânctônicas. No entanto, o pequeno banco de dados obtidos não auxilia na definição de tal relação, o que mostra novamente a necessidade em realizar estudo sobre o tema, antes, durante e depois de interferências antrópicas, como é o caso do desastre da Samarco.

A ausência de dados no estuário do rio Doce, principalmente no período pré-desastre, assim como a pouquíssima informação obtida durante o pós-desastre, prejudicou a avaliação de possíveis danos à comunidade zooplânctônica estuarina advinda da presença da lama de rejeito de minérios. Tal fato reforça a necessidade em realizar estudos que abordem o tema neste estuário, assim como em outros, de modo a compreender a ecologia destes sistemas e suas respostas aos possíveis impactos provenientes de atividades antrópicas no seu entorno.

3.3 DANOS À QUALIDADE DOS SEDIMENTOS E COMUNIDADES BENTÔNICAS

O presente item apresenta os resultados da avaliação de dados físicos, químicos e biológicos do sedimento da região estuarina do rio Doce, relativos ao período posterior ao desastre de Mariana, entre novembro de 2015 e fevereiro de 2019, originados pelo Lactec, pela Fundação Renova e outras instituições que atuaram no tema de qualidade das águas costeiras nas adjacências da foz do rio Doce. A apresentação de tais resultados visa subsidiar a compreensão dos danos a qualidade dos sedimentos decorrentes do desastre, neste contexto serão avaliados os seguintes danos:

- Alteração das características granulométricas do sedimento superficial no estuário do rio Doce;
- Aumento da concentração de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) no sedimento.

Além dos danos à qualidade do sedimento avaliados para o estuário do rio Doce, será caracterizado a qualidade do sedimento de outros ambientes localizados na região de entorno da foz deste estuário, o estuário do rio Piraquê-açu e a lagoa Monsarás, onde, eventualmente, as alterações ambientais decorrentes da chegada do rejeito possam ter ocorrido. Entretanto, em função da lacuna de base de dados ambientais anteriores à ocorrência do desastre para estes dois compartimentos, estes ambientes serão avaliados a partir de uma análise qualitativa, observando a variação e comportamento dos diversos parâmetros de análise ao longo tempo.

Assim como a macrofauna do ambiente marinho os organismos bênticos estuarinos encontram-se em estreita relação com as características físicas e químicas dos sedimentos. Quaisquer alterações ocorridas nesses ambientes vão influenciar na distribuição espacial e temporal desses animais de fundos moles. Perturbações ambientais estocásticas, induzidas em muitos casos por fatores antropogênicos, provocam mudanças aperiódicas na fauna bêntica de estuários (KENNISH, 1986). Por esse motivo a fauna bêntica estuarina tem sido considerada como boa indicadora de ambientes alterados.

No presente estudo foram avaliados os danos à macrofauna bêntica em decorrência do desastre da barragem de Fundão (MG) através da comparação dos índices ecológicos das comunidades pré- e pós- desastre e da averiguação da contaminação e alterações no estado de saúde dos animais.

3.3.1 METODOLOGIA

A avaliação dos danos a qualidade dos sedimentos adjacentes à foz do rio Doce, lagoa Monsarás e do estuário do rio Piraquê-açu causados pelo rompimento da barragem de Fundão e a chegada de rejeitos no oceano, foi baseada em dados primários, referentes a duas campanhas de monitoramento realizadas pelo Lactec, e em dados secundários, originados pela Fundação Renova e outras instituições. Primeiramente, são descritas as bases de dados que compõe este relatório e posteriormente detalhada a metodologia de avaliação de cada um dos danos definidos. Na sequência é apresentada a metodologia aplicada para a macrofauna bêntica.

3.3.1.1 Base de dados

3.3.1.1.1 *Dados primários*

Nos ambientes estuarinos, foram realizadas 2 campanhas de monitoramento para coleta de amostras de sedimento, sendo a primeira realizada entre os dias 03 e 05 de julho de 2018, período seco, e a segunda entre os dias 30 de janeiro e 18 de fevereiro de 2019, no período chuvoso. As coordenadas das 5 estações de monitoramento nos ambientes estuarinos são apresentadas na Tabela 51 e a localização destas apresentadas na Figura 162.

A metodologia utilizada para coleta e armazenamento das amostras, determinação de parâmetros *in situ* e registros das condições de contorno no momento das amostragens estão descritas no item 2.4.1.1. As metodologias utilizadas para as análises granulométricas e químicas das amostras coletadas estão descritas nos itens 2.4.1.1.1 e 2.4.1.1.2, respectivamente. Os laudos com os resultados das análises laboratoriais estão disponíveis no Apêndice I.

3.3.1.1.2 *Dados secundários*

Os principais levantamentos de dados de qualidade do sedimento pós-desastre nas regiões estuarinas foram realizados pela Fundação Renova, por instituições acadêmicas, destacando-se a Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), e pelo IEMA/ES.

O levantamento de dados mais robusto foi realizado pela Fundação Renova, a qual promoveu coletas de amostras nos três ambientes estuarinos avaliados. As primeiras amostras de sedimento, na região estuarina foram coletadas pela UFES, Samarco/Fundação Renova e IEMA antes da chegada da pluma de rejeitos em 21 de novembro/2015, podendo os resultados serem considerados como linha-base.

Posteriormente à chegada da onda de cheia, foram realizadas novas amostras por estas três instituições, sendo que o IEMA/ES e a Fundação Renova fizeram análises com periodicidade regular (a cada dois dias aproximadamente). As amostragens do IEMA/ES se estenderam até agosto/2016 e as da Fundação Renova com estas características até julho/2017, período nominado de emergencial neste relatório. Após julho/2017, a Fundação Renova passou a monitorar a qualidade das águas de acordo com o estabelecido no Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos – PMQQS, onde a periodicidade de coleta de dados passou a ser mensal na região costeira, os dados provenientes deste período foram identificados como “PMQQS” no presente relatório. O banco de dados de qualidade do sedimento referente ao período emergencial foi fornecido pela Fundação Renova e o banco de dados referente ao período do PMQQS foi fornecido e validado pelo Grupo Técnico de Acompanhamento do Programa de Monitoramento Quali - Quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos do rio Doce, Zona Costeira e Estuários, instituído pelo Comitê Interfederativo, ambos através de *e-mail*.

O levantamento de dados mais robusto foi realizado pela Fundação Renova e pelo IEMA. O monitoramento de qualidade do sedimento nestas estações amostrais foi realizado com periodicidade semanal ou mensal, na maior parte do tempo, e se estendeu até julho de 2017, os dados provenientes deste período são denominados “monitoramento emergencial”. Após julho de 2017 até o momento

atual, a Fundação Renova passou a monitorar a qualidade dos sedimentos de acordo com o estabelecido no Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos – PMQQS, onde a periodicidade de coleta de dados passou a ser mensal na região costeira, os dados provenientes deste período são identificados como “PMQQS” no presente relatório. O banco de dados de qualidade do sedimento referente ao período emergencial foi fornecido pela Fundação Renova e o banco de dados referente ao período do PMQQS foi fornecido e validado pelo Grupo Técnico de Acompanhamento do Programa de Monitoramento Quali - Quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos do rio Doce, Zona Costeira e Estuários, instituído pelo Comitê Interfederativo.

Foram avaliados os relatórios abrangendo o tema de qualidade do sedimento elaborados por outras instituições (UFES e IEMA/ES). Os dados apresentados neste relatório e utilizados na avaliação dos danos foram retirados de relatórios emitidos pela UFES, já os dados oriundos do IEMA/ES foram recebidos na forma bruta através de e-mail. Após a análise dos relatórios da UFES, foi utilizado os dados provenientes do relatório que consolidou as diferentes campanhas realizadas pela UFES no estuário do rio Doce: 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 (UFES, 2017).

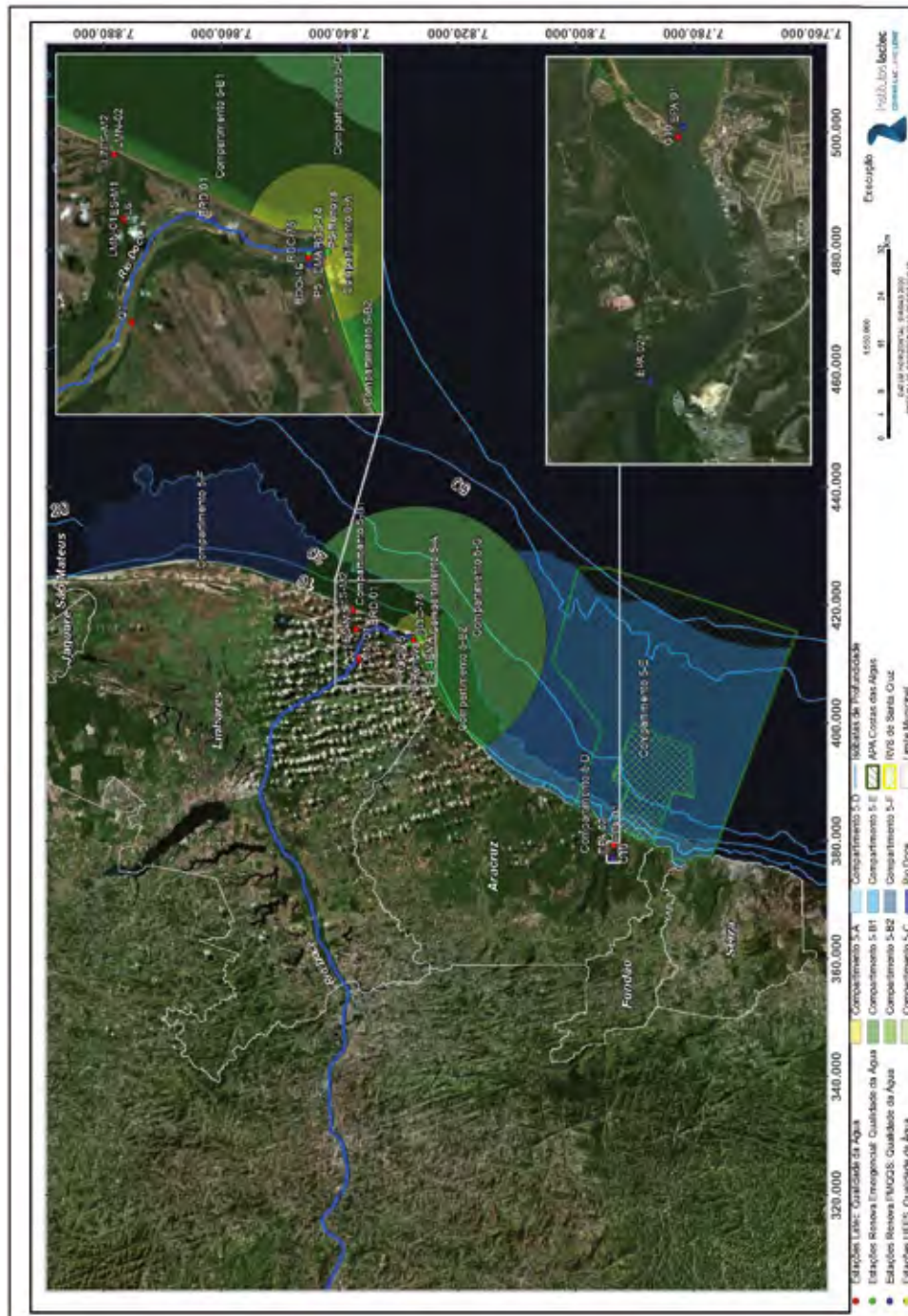
3.3.1.2 Compartimentalização da área avaliada

Conforme descrito na introdução deste volume, o ambiente estuarino foi identificado como o compartimento 4. Para a avaliação das alterações da qualidade dos sedimentos, este compartimento foi segmentado em três sub compartimentos visando o entendimento da abrangência e magnitude dos danos em cada um dos três estuários avaliados. Os compartimentos definidos são apresentados na Tabela 52 e podem ser visualizados na Figura 228 em conjunto com as estações amostrais de qualidade dos sedimentos, tanto de dados primários como de dados secundários. As estações amostrais que representam cada compartimento foram listadas na Tabela 70.

Tabela 70 – Estações amostrais em cada compartimento do ambiente estuarino.

Compartimento	Estações de Monitoramento			
	Lactec	Renova - Emergencial	Renova PMQQS	Outras Instituições
Compartimento 4-A	C1, C2	P5-Renova, P5-IEMA	ERD-01, RDO-16	Variado
Compartimento 4-B	L6, L7	ES-M1, ES-M2	LMN-01, LMN-02	-
Compartimento 4-C	C10	-	EPA-01, EPA-02	-

Figura 228 – Compartimentalização do ambiente marinho e principais pontos de monitoramento da qualidade dos sedimentos avaliados em cada compartimento.



Fonte: Lactec.

3.3.1.3 Segmentação temporal

Nesse documento, apresentam-se os resultados da avaliação dos danos quanto às alterações na qualidade do sedimento em relação às condições de linha-base (anterior ao desastre) e entre diferentes janelas temporais após o desastre. A segmentação temporal utilizada para o ambiente estuarino foi a mesma da região marinha, conforme descrito no item 2.4.1.4.

3.3.1.4 Mensuração dos danos

Neste item, apresentam-se os métodos adotados para a mensuração dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão em relação à qualidade dos sedimentos estuarinos, de forma similar ao apresentado no item 2.4.1.5.

Para o Estuário do rio Piraquê-açu e Lagoa Monsarás os danos são avaliados qualitativamente, através da caracterização da qualidade ambiental das águas destes estuários baseados nos padrões de qualidade da legislação nacional, e de forma complementar com referências internacionais. A descrição metodológica para esta avaliação está descrita no item 3.3.1.4.1.2.

3.3.1.4.1 Classificação e evolução dos danos à qualidade do sedimento

3.3.1.4.1.1 Estuário do Rio Doce (4-A)

Os dados de qualidade do sedimento foram classificados em relação a sua magnitude (Categoria A, Categoria B e Categoria C) de acordo com os indicadores listados na Tabela 71. A classificação ocorreu para cada dado pós-desastre e segmentação temporal definida no item 3.3.1.3. Assim, cada um dos dados pós-desastre teve seu valor comparado com o limite legislado e com o máximo histórico registrado no período pré-desastre. A partir disto foram gerados gráficos ilustrando o comportamento dos dados de qualidade do sedimento ao longo do tempo após o desastre.

Tabela 71 – Padrões utilizados para classificação da magnitude das alterações dos indicadores do dano referente ao aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos – EPTs nos sedimentos do estuário do rio Doce.

	Indicador	Magnitude do Dano	
		Padrão 1 - Nível 1 CONAMA 454 (a), TEL(b) ou AET(c) (BUCHMAN, 2008)	Padrão 2 - Máximo histórico linha base
Dano	Alumínio (mg/kg)	18.000 (c)	1.425
	Arsênio (mg/kg)	19 (a)	3,71
	Bário (mg/kg)	130,1 (b)	194,5
	Cádmio (mg/kg)	1,2 (a)	15,7
	Chumbo (mg/kg)	46,7 (a)	16,6a
	Cobre (mg/kg)	34 (a)	24,9
	Cromo (mg/kg)	81 (a)	80,6
	Ferro (mg/kg)	220.000 (c)	25101
	Manganês (mg/kg)	260 (c)	206
	Mercúrio (mg/kg)	0,3 (a)	0,11
	Níquel (mg/kg)	20,9 (a)	32,3
	Zinco (mg/kg)	150 (c)	79

Os danos à qualidade do sedimento foram classificados em relação a sua magnitude (Pouco Grave, Grave e Gravíssimo) de acordo com os indicadores listados na Tabela 25 (item 2.4.1.5). Inicialmente, a classificação ocorreu para cada dado pós-desastre do estuário do rio Doce. Assim, cada um dos dados pós-desastre teve seu valor comparado com o limite legislado (ou outra referência, caso o limite seja inexistente) e com o máximo histórico registrado no período pré-desastre, conforme a Tabela 71. Posteriormente, o dado foi classificado em “Categoria A”, “Categoria B” e “Categoria C”, conforme item 2.4.1.5.1.

Após essa classificação inicial dos dados, a metodologia para a classificação do dano aumento da concentração de EPTs e posterior definição da tendência de evolução foi a mesma metodologia utilizada no ambiente marinho, conforme descrito no item 2.4.1.5.2. Os danos referentes a alteração das características granulométricas do sedimento também foram avaliados da mesma forma que para o ambiente marinho conforme descrito na seção citada anteriormente.

3.3.1.4.1.2 Estuário do Rio Piraquê-açu e Lagoa Monsarás (4-C e 4-B)

Para o Estuário do rio Piraquê-açu (compartimento 4-C) e Lagoa Monsarás (compartimento 4-B), os possíveis danos a estes ambientes serão avaliados qualitativamente, como anteriormente mencionado, através da caracterização da qualidade dos sedimentos destes compartimentos, tendo como referência os padrões de qualidade para sedimentos da legislação nacional e de referências internacionais.

Desta forma, para a caracterização destes dois ambientes foram coletadas amostras de sedimentos para a caracterização química, ou seja, análise da concentração de diversos parâmetros químicos de referência em laboratório (*ex-situ*).

Ainda, além das duas campanhas realizadas pelo Lactec em julho de 2018 e janeiro e fevereiro de 2019, foram incorporadas à análise fontes de dados secundários de outros levantamentos e monitoramentos realizados na região por outras instituições, que tiveram como foco a análise e interpretação de dados ambientais dos mesmos ambientes, visando a avaliação e monitoramento dos possíveis efeitos do desastre em estudo.

Desta forma, para a caracterização do estuário do rio Piraquê-açu foram utilizadas informações disponibilizadas pelo PMQQS, enquanto que para a lagoa Monsarás, foram disponibilizadas informações das bases de dados do PMQQS e RENOVA-Emergencial (referenciado nos gráficos como “Renova”). Estas informações secundárias serão apresentadas graficamente em conjunto com os dados primários com o objetivo de possibilitar uma melhor interpretação das variações temporais dos parâmetros avaliados, permitindo a identificação de possíveis padrões de variação temporal (seco/chuvoso), bem como de tendências de incremento ou diminuição de ocorrência ao longo do tempo.

Importante salientar que, embora os pontos amostrais entre as fontes não sejam geograficamente coincidentes, as informações levantadas por cada base de dados em cada um dos ambientes foram utilizadas para representar o compartimento em si, ou seja, mesmo havendo o deslocamento espacial do ponto amostral, as análises referem-se ao mesmo ambiente e, desta forma, podem ser utilizadas em conjunto para a caracterização ambiental.

As frações de sedimento foram classificadas em Areia Muito Grossa, Areia Grossa, Areia Média, Areia Fina, Areia Muito Fina, Silte e Argila, cuja soma deve totalizar 100%, de acordo com a classificação estabelecida por Camargo et al. (2009). Na Tabela 72 pode ser visualizado o tamanho de grão correspondente a cada fração classificada.

Tabela 72 – Classificação granulométrica de sedimento de acordo com o tamanho da partícula.

CLASSIFICAÇÃO	(mm)
Areia muito grossa	2 a 1
Areia grossa	1 a 0,5
Areia média	0,5 a 0,25
Areia fina	0,25 a 0,125
Areia muito fina	0,125 a 0,062
Silte	0,062 a 0,0394
Argila	< 0,0394

Fonte: Camargo et al. (2009).

Os parâmetros de qualidade dos sedimentos analisados em laboratório foram comparados com padrões de qualidade de sedimento nacionais e internacionais no intuito de verificar se as concentrações encontradas estão de acordo com os padrões estabelecidos.

A legislação brasileira não possui critérios específicos para níveis de contaminantes em sedimentos integrantes dos ecossistemas aquáticos, por isso, os elementos presentes nestes compartimentos têm sido avaliados em relação à resolução CONAMA nº 454/2012, que dispõe sobre a gestão de sedimentos dragados. Para efeito de classificação do material dragado a ser disposto em águas, são definidos critérios de qualidade, a partir de dois níveis, conforme procedimentos estabelecidos pela resolução CONAMA Nº 454/2012, para águas salinas e salobras:

- I - Nível 1: limiar abaixo do qual prevê-se baixa probabilidade de efeitos adversos à biota.
- II - nível 2: limiar acima do qual prevê-se um provável efeito adverso à biota.

Na Tabela 73 podem ser visualizados os padrões de qualidade definidos na resolução CONAMA Nº 454/2012 que foram utilizados na avaliação dos resultados.

Tabela 73 – Padrões de qualidade dos sedimentos, definidos na resolução CONAMA Nº 454/2012, utilizados para avaliação dos resultados de qualidade dos sedimentos.

Variáveis	CONAMA 454/2012 – Águas salobras e salinas	
	Nível 1	Nível 2
EPTs		
Arsênio Total	≤ 19 mg/kg	≤ 70 mg/kg
Cádmio Total	≤ 1,2 mg/kg	≤ 7,2 mg/kg
Chumbo Total	≤ 46,7 mg/kg	≤ 218 mg/kg
Cobre Total	≤ 34 mg/kg	≤ 270 mg/kg
Cromo Total	≤ 81 mg/kg	≤ 370 mg/kg
Mercúrio Total	≤ 0,3 mg/kg	≤ 1,0 mg/kg
Níquel Total	≤ 20,9 mg/kg	≤ 51,6 mg/kg
Zinco Total	≤ 150 mg/kg	≤ 410 mg/kg
COT e nutrientes	Valor de Alerta	
Carbono Orgânico Total	≤ 10 %	
Nitrogênio Kjeldahl	2000mg/kg	
Fósforo Total	4800mg/kg	

Na resolução CONAMA Nº 454/2012 são definidos padrões apenas para algumas das variáveis analisadas neste relatório, desta forma foram utilizados complementarmente padrões internacionais de qualidade dos sedimentos quanto a efeitos sobre a biota aquática.

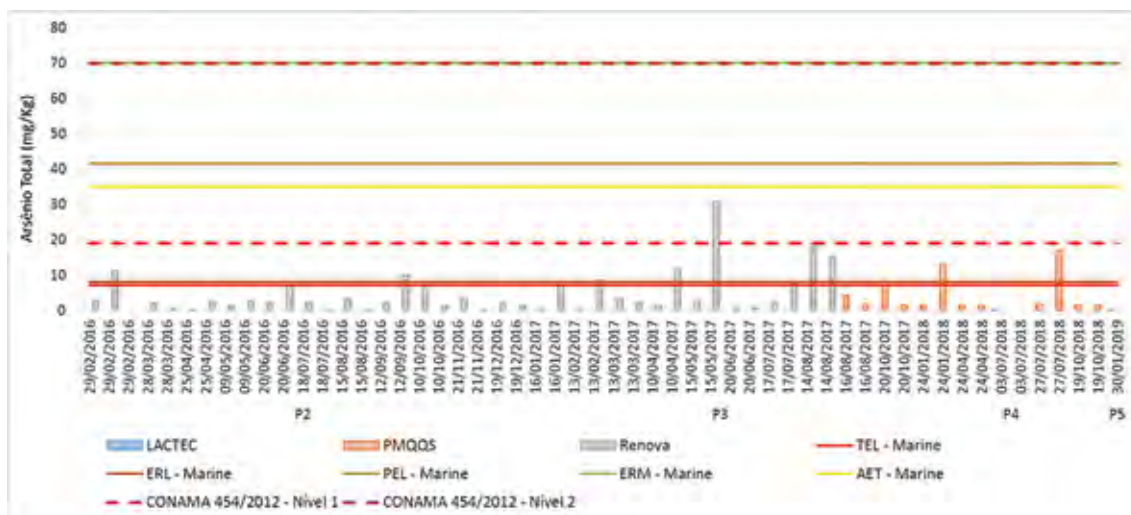
Os resultados da análise elementar também foram comparados com os valores empíricos de qualidade de sedimentos recomendados pela NOAA – *National Oceanic and Atmospheric Administration* (BUCHMAN, 2008). Foram utilizados os índices de concentração provável de efeito (*“Probable Effect Level”* - PEL), que é a concentração acima da qual efeitos biológicos adversos ocorrem com frequência e concentração limiar de efeito (*“Threshold effects level”* - TEL) que é a concentração abaixo da qual efeitos biológicos adversos ocorrem raramente. Também foram utilizados os índices de faixa média de efeitos (*“Effect Range Median”* - ERM), que é a concentração acima da qual os efeitos são observados com frequência, e a faixa baixa de efeito (*“Effect Range Low”* - ERL), concentração abaixo da qual raramente são observados efeitos biológicos adversos. Utilizou-se o também o índice de qualidade de sedimentos denominado limite de efeitos aparentes (*“Apparent effects threshold”* – AET) que identifica concentrações no sedimento acima das quais efeitos adversos possivelmente ocorrerão. A Tabela 74 apresenta os valores de referência utilizados para comparação dos elementos avaliados no sedimento marinho, de acordo com os autores citados anteriormente.

Tabela 74 – Valores de referência utilizados para comparação das concentrações dos elementos avaliados no sedimento marinho (BUCHMAN, 2008)

Variáveis	Valores de Referência				
	TEL – Marine	ERL – Marine	PEL – Marine	ERM – Marine	AET – Marine
Arsênio (mg/kg)	7,24	8,2	41,6	70	35
Bário (mg/kg)	130,1	-	-	-	48
Cádmio (mg/kg)	0,68	1,2	4,21	9,6	3
Chumbo (mg/kg)	30,24	46,7	112	218	400
Cobre (mg/kg)	18,7	34	108	270	390
Cromo (mg/kg)	52,3	81	160	370	62
Mercúrio (mg/kg)	0,13	0,15	0,7	0,71	410
Níquel (mg/kg)	15,9	20,9	42,8	51,6	110
Zinco(mg/kg)	124	150	271	410	410
Antimônio (mg/kg)	-	-	-	-	9,3
Alumínio %	-	-	-	-	1,80
Cobalto (mg/kg)	-	-	-	-	10
Estanho (mg/kg)	-	-	-	-	3,4
Ferro %	-	-	-	-	22
Manganês (mg/kg)	-	-	-	-	260
Selênio (mg/kg)	-	-	-	-	1
Prata (mg/kg)	-	-	-	-	3,1
Vanádio (mg/kg)	-	-	-	-	57

Para os parâmetros que apresentaram resultados acima dos limites de quantificação definidos, foram elaborados gráficos de barra com as concentrações das amostras e com a representação dos padrões estabelecidos para aquele parâmetro, no intuito de demonstrar graficamente o comportamento daquela variável em todos os pontos amostrais. Um exemplo do gráfico utilizado pode ser verificado na Figura 229.

Figura 229 – Exemplo dos gráficos utilizados na avaliação de resultados.



As variáveis que apresentaram resultados abaixo do limite de quantificação em todas as estações de monitoramento nos ambientes de transição e no ambiente marinho não foram avaliadas individualmente, visto que não foram quantificadas.

3.3.1.5 Metodologia para as comunidades bênticas

A caracterização e o monitoramento das comunidades bênticas de fundos estuarinos foram realizados através de cinco estações de coletas, da mesma forma que qualidade dos sedimentos. Duas estações, a C1 e a C2, foram plotadas no estuário do rio Doce próximo da foz, em Regência (ES), a terceira (C10) na foz do rio Piraquê-açú, no balneário de Santa Cruz, em Aracruz (ES) e duas (L6 e L7) localizadas na Lagoa Monsarás, em Linhares (ES). Somente foram utilizadas as estações C1 e C2 para a verificação de dano, pois não haviam dados de linha-base para as demais estações estudadas. Os resultados das campanhas são apresentados no Documento Suplementar MACROFAUNA BÊNTICA.

As coletas foram realizadas nos dias 5 e 4 de julho de 2018 (período seco) e 11 de fevereiro de 2019 (período chuvoso). As estações C1 e C2 foram amostradas na margem esquerda do rio Doce. Na C1 as margens apresentavam mata secundária e em algumas localidades apenas gramíneas.

A C2 está localizada na foz do rio Doce em frente ao trapiche de Regência. Ali, as margens são cobertas por mata de transição, com a presença de *Hibiscus tiliaceus* e *Montrichardia linifera*. A *M. linifera* pertence à família Araceae, popularmente como Aninga, é uma macrófita aquática anfíbia vastamente distribuída nas desembocaduras de rios. A Aninga é conhecida por funcionar como um filtro natural por absorver metais. A planta incorpora nas folhas grandes quantidades de manganês, magnésio e outros minerais presentes no solo e na água (AMARANTE et al., 2011) (Figura 230 A, B, C, D e E). Abaixo dos arbustos de *H. tiliaceus* foram observados vários exemplares do caranguejo *Cardissona guanhumi*, o guanhamum.

Figura 230 – Fotos das estações estuarinas utilizadas para o monitoramento das comunidades bênticas da Zona Costeira do Espírito Santo. A. e B. Estação C1; C., D. e E. Estação C2, em Regência (ES) e F. e G. Estação C10, em Aracruz (ES).



Fonte: Lactec.

Para as coletas das amostras foi utilizado um amostrador do tipo busca-fundo modelo Petersen (Figura 231 A). O volume de sedimento no interior do amostrador constituiu uma amostra. A amostra foi considerada válida quando pelo menos 2/3 do volume do amostrador estava preenchido por sedimento (Figura 231 B). Além das amostras da fauna também foi colhida uma amostra para a caracterização granulométrica do sedimento.

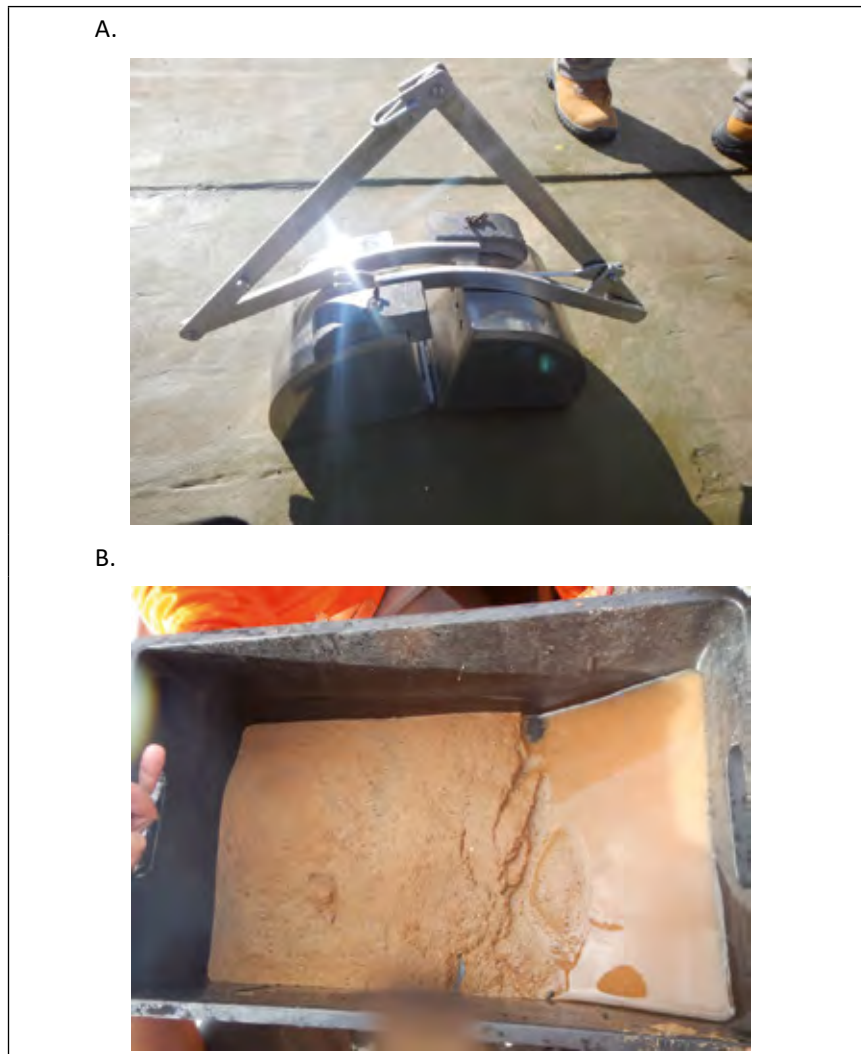
Nas estações da Lagoa Monsarás também foi utilizado um amostrador do tipo surber para a tomada das amostras nas margens.

No campo as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos identificados e fixadas com uma solução de formalina à 4%. No laboratório as amostras foram lavadas sob peneira com malha de abertura 0,5 mm e posteriormente triadas em cubas plásticas. Os organismos foram coletados e transferidos para frascos com álcool etílico 70% (Figura 232 A e B) (AMARAL, RIZZO e ARRUDA, 2005; ANA e CETESB, 2011). A amostra de sedimento foi enviada para o laboratório *in natura* no dia posterior à coleta no campo.

Com auxílio de um microscópio estereoscópico os organismos foram identificados ao menor nível taxonômico possível, a partir de consultas às bibliografias especializadas (Figura 232 C). Os animais foram contados e conservados em álcool etílico 70% (ANA e CETESB, 2011). Alguns exemplares de cada morfotipo foram separados para o tombamento de amostras junto à coleção de Invertebrados do Museu de História Natural Capão da Imbuia em Curitiba (PR) (Figura 232 D).

Para a caracterização da gravidade, da tendência e reversibilidade do dano foram utilizados os critérios já descritos na seção do ambiente marinho desse diagnóstico de danos.

Figura 231 – Fotos dos equipamentos utilizados para as coletas das amostras do bentos do ambiente estuarino da Zona Costeira do Espírito Santo. A. Draga tipo Petersen; B. Foto de uma amostra considerada válida no ponto C2, localizado na foz do rio Doce.



Fonte: Lactec.

Figura 232 – Fotos dos equipamentos de laboratório e procedimentos de lavagem A. Lavagem das amostras; B. Triagem das amostras; C. Microscópio estereoscópico para contagem e identificação dos animais; e D. Lotes de amostras para o tombamento.



Fonte: Lactec.

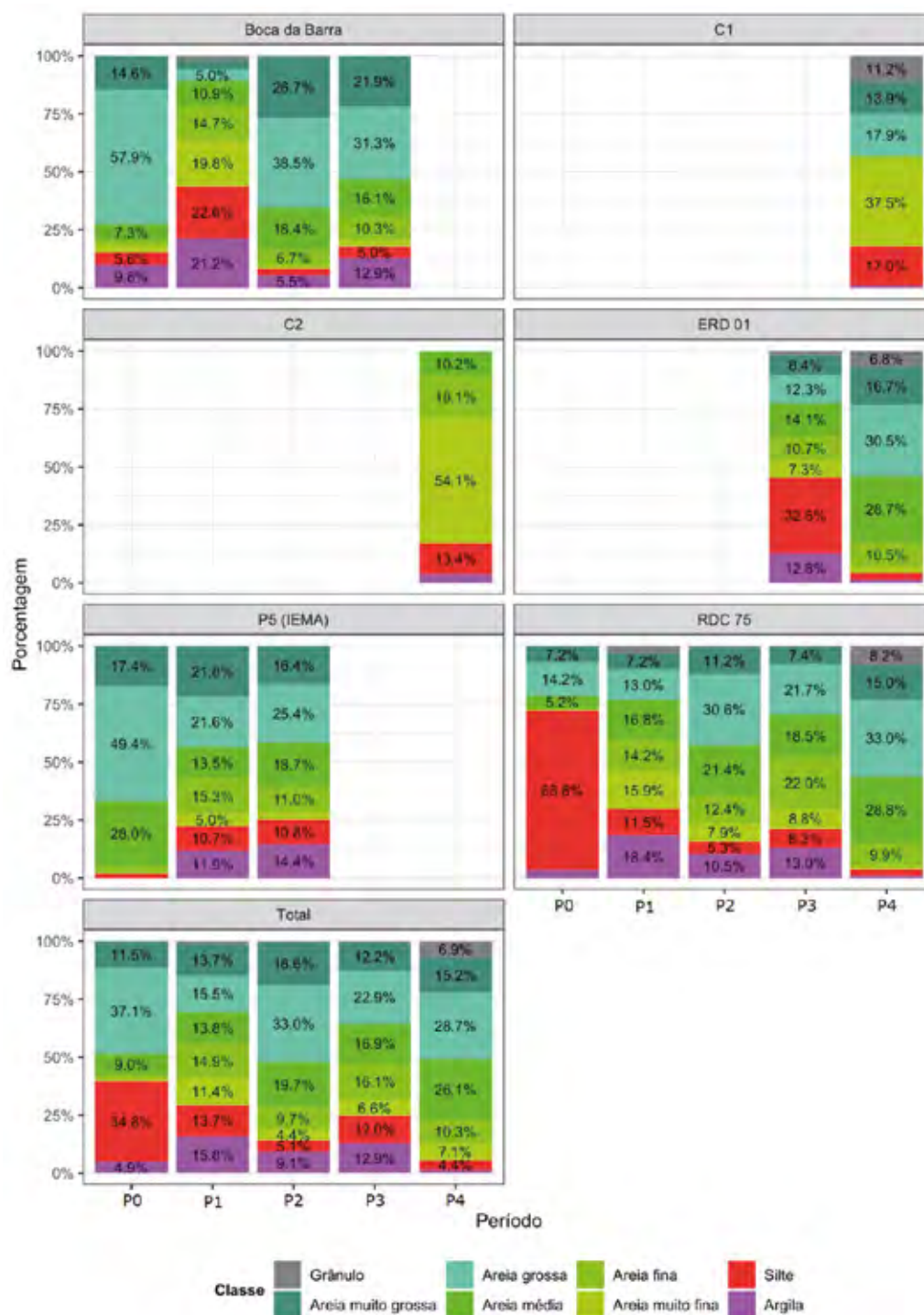
3.3.2 ESTUÁRIO DO RIO DOCE

3.3.2.1 Alteração da granulometria do sedimento superficial nas adjacências da foz do rio Doce em decorrência do desastre

Conforme mencionado na metodologia, para representação das variações granulométricas identificadas e respectivos danos associados no estuário do rio Doce, para cada estação amostral, foram elaborados gráficos com a média de cada uma das frações granulométricas (areias, silte e argila) para cada das segmentações temporais definidas, no intuito de verificar as diferenças entre os dados pré e pós desastre. Para representar o estuário como um todo, foi elaborado um gráfico conjunto, com todos os dados existentes em cada segmentação temporal.

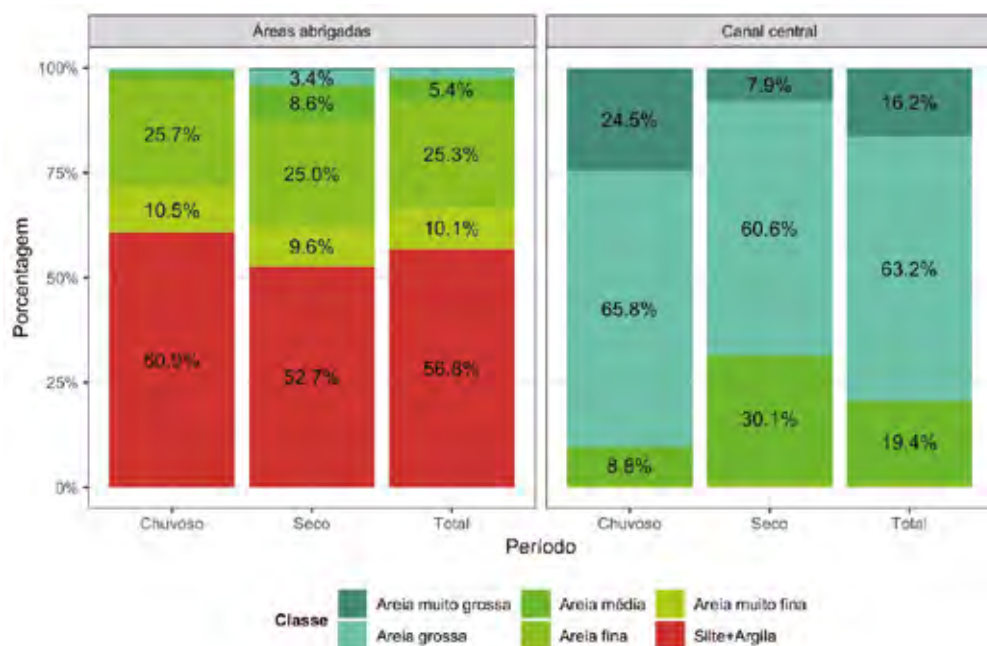
A partir dos gráficos elaborados (Figura 233), é possível observar a ocorrência uma maior proporção de sedimentos finos (silte e argila) nos pontos “boca da barra – RDC-74” e “P5 (IEMA)” no período P1 em comparação a P0, que representa as amostras obtidas antes da chegada da pluma de rejeitos no ambiente costeiro, indicando desta forma para um aumento das frações de finos (silte e argila) nestes pontos do estuário do rio Doce e uma alteração das características granulométricas da região em decorrência do rompimento da barragem de Fundão. No entanto, o ponto “RDC 75” apresentou em média teores de silte superiores a 68% no período pré-desastre (P0), enquanto que no período após a chegada da pluma de rejeitos(P1) os teores médios desta classe granulométrica foram de 11,5%. Este mesmo ponto, quanto os percentuais da fração de argila, apresentou um aumento significativo de 2,5% no período pré-desastre para 18,4% no período P1, indicando para um afinamento da granulometria neste ponto amostral também, contrariamente ao indicativo da fração silte.

Figura 233 – Média das classes granulométricas nos diversos pontos amostrados nos períodos pré e pós-desastre nos sete compartimentos no ambiente estuarino do rio Doce.



Este predomínio de silte em PO, verificado em nos resultados médios da estação RDC 75, ocorreu devido a duas amostras coletadas logo antes da chegada da pluma de rejeitos nos dias 14 e 17/11/2015, que apresentaram de acordo com os registros disponibilizados, composição de 100% da classe silte característica pouco usual, principalmente no caso de sedimentos de regiões sujeitas a algum grau de hidrodinâmica como se observa no ambiente estuarino. Resultados obtidos por Aprile; Lorandi e Junior (2004) no estuário do rio Doce mostram que, mesmo em regiões abrigadas, os sedimentos estuarinos apresentaram teores de sedimentos fino (silte+argila) de até 60,9%, sendo observadas nestas regiões frações de areia, principalmente média, fina e muito fina (Figura 234). Já no canal central, região próxima da estação RDC-75, não foram encontradas frações de silte ou argila nos sedimentos neste estudo. De acordo com Aprile; Lorandi e Junior (2004) a região estuarina do rio Doce é caracterizada pelo predomínio de sedimentos arenosos, com uma influência direta da ação das chuvas sobre o tamanho das partículas dos sedimentos. Durante períodos chuvosos, mais de 80% da composição dos sedimentos do canal central foram formados por areia grossa e muito grossa.

Figura 234 – Resultados granulométricos obtidos por Aprile; Lorandi e Junior, (2004) no ambiente estuarino do rio Doce.

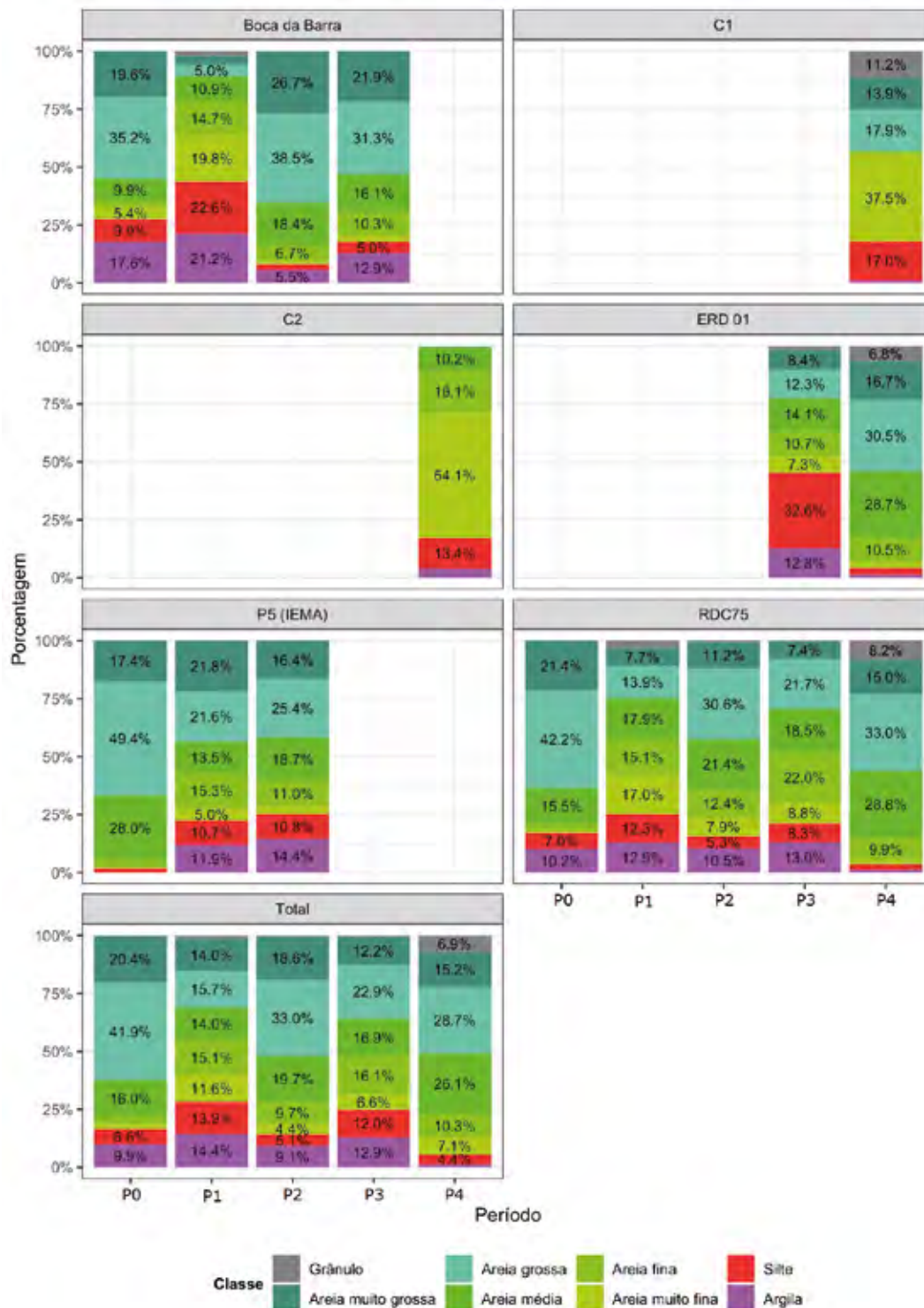


De forma a evitar possíveis erros relacionados a resultados questionáveis e/ou atípicos, todas as amostras cujo os resultados foram compostos em 100% por uma única classe granulométrica foram removidos da análise e os resultados estão apresentados na Figura 235. A partir destes resultados, é possível verificar que na estação RDC-75 se torna mais evidente o aumento de ambas as frações de sedimentos finos, silte e argila, em P1 em comparação a P0. Também é possível observar uma alteração nas classes de areia predominantes, com uma redução dos percentuais de areia muito grossa e grossa e aumento dos teores de areia média, fina e muito fina.

Com o objetivo de verificar possíveis alterações na granulometria do estuário do rio Doce como um todo, as Figura 233 e Figura 235 apresentam também o item “Total”, que contempla todos os dados disponíveis do estuário do rio Doce em cada uma das segmentações temporais. Em ambas as figuras, com e sem a filtragem dos dados mencionada, é possível verificar um claro aumento da fração de argila de 4,9% para 15,8% em decorrência da chegada da pluma de rejeitos e consequente deposição destes no leito da área estuarina, indicando para um afinamento da granulometria no estuário do rio Doce, dano considerado como grave de acordo com a metodologia definida. Quanto a fração de silte, analisando todos os dados em conjunto não é possível observar um aumento desta fração na Figura 233, porém, conforme mencionado, após a filtragem de dados questionáveis, é possível verificar também um aumento da fração de silte de 6,6 para 13,9%, indicando também para um afinamento da granulometria do estuário do rio Doce em decorrência da deposição de material proveniente do desastre. Assim, considera-se que houve redução da granulometria no estuário do rio Doce em decorrência do desastre, desta forma, de acordo com a metodologia definida, o dano relacionado a alteração da granulometria é considerado como “Grave”.

Quanto à tendência de evolução do dano, nem todas estações amostrais apresentam uma continuidade de monitoramento que se estende até o período P4 (2018), apenas a RDC-75, porém é possível analisar os dados em conjunto para verificar a tendência de evolução do dano como um todo. De acordo com os dados da estação RDC-75, é possível verificar uma redução das frações de fino, o somatório de argila e silte reduziu do período P1 para os períodos subsequentes. Analisando os dados em conjunto, inclusive com os dados primários coletados pelo Lactec, é possível observar também uma redução de finos (silte + argila) entre o período P1 (28,3 %) e os outros períodos (P2 – 14,2%, P3 – 24,9% e P4 – 5,1%). Desta modo, de acordo com a metodologia definida, é considerado que o dano relacionado a alteração da granulometria do estuário do rio Doce tende a reduzir.

Figura 235 – Média das classes granulométricas nos diversos pontos amostrados nos períodos pré e pós-desastre nos sete compartimentos no ambiente estuarino do rio Doce, desconsiderando resultados atípicos.



3.3.2.2 Aumento da concentração de EPTs do sedimento superficial nas adjacências da foz do rio Doce em decorrência do desastre

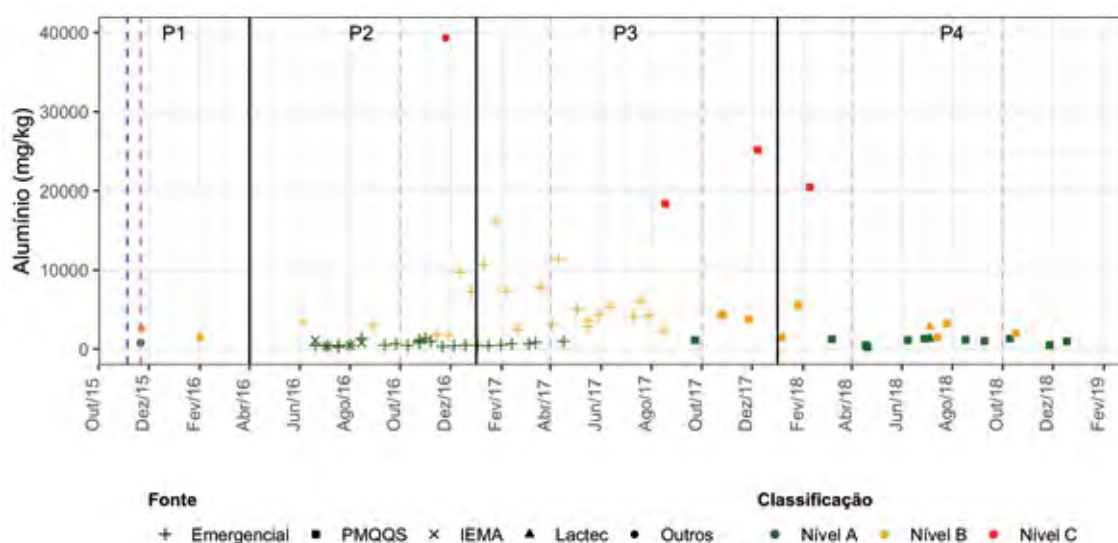
3.3.2.2.1 Alumínio

Na maior parte do período P1 e início de P2 não foram realizadas medições de alumínio em sedimento pela Fundação Renova no ambiente estuarino do rio Doce. Os dados no período P1 para este parâmetro são compostos unicamente por dados oriundos da UFES, (2017).

Conforme citado na metodologia, os dados de alumínio em sedimento foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (1.425 mg/kg) e de acordo com o nível de efeitos aparentes (*Apparent Effect Threshold* – AET, 18.000 mg/kg).

Como pode ser observado na Figura 236, a maior concentração de alumínio em sedimento estuarino ocorreu um ano após o desastre (P2), com uma concentração de 39.320,4 mg/kg, valor mais de 27 vezes superior ao valor máximo histórico. Demais resultados classificados como “Categoria C” foram observados em P3 e P4, não sendo observados resultados desta classe em P1. Cabe ressaltar, no entanto, o baixo número de amostras representativas de P1 (apenas três amostras), de forma que eventos de concentrações com maiores magnitudes podem ter ocorrido mas não foram registrados.

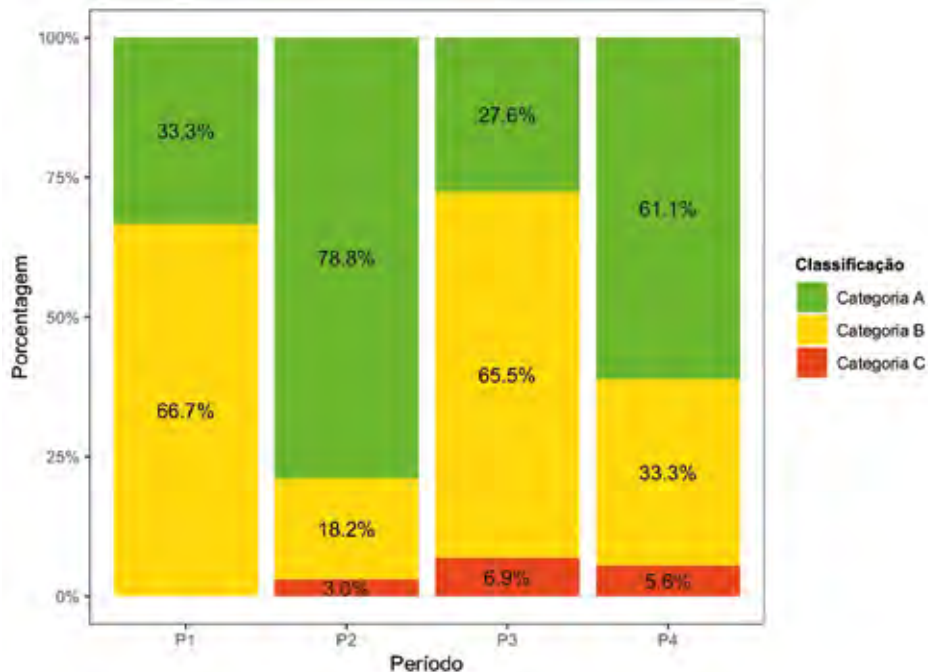
Figura 236 – Classificação dos dados de alumínio em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.



A classificação geral e a evolução da alteração, referente ao aumento das concentrações de alumínio em sedimento estuarino ao longo do tempo, são apresentadas na Figura 237.

De acordo com a referida figura, a classe “Categoria B” (valores inferiores AET mas superiores ao máximo histórico) ocorreu em percentual superior a 1/3 dos dados em P1 (novembro/2015 a março/2016). Este resultado indica a classificação das alterações para este compartimento como “Categoria B”, sendo importante ressaltar, no entanto, a baixa densidade de amostras em P1. Quanto à tendência, verifica-se a classe de “Tende a reduzir” pois, apesar dos poucos resultados em P1 e P2, é possível observar entre P3 e P4 uma tendência de redução das concentrações e um aumento da proporção de resultados “Categoria A”.

Figura 237 – Classificação das alterações para alumínio em sedimento estuarino.

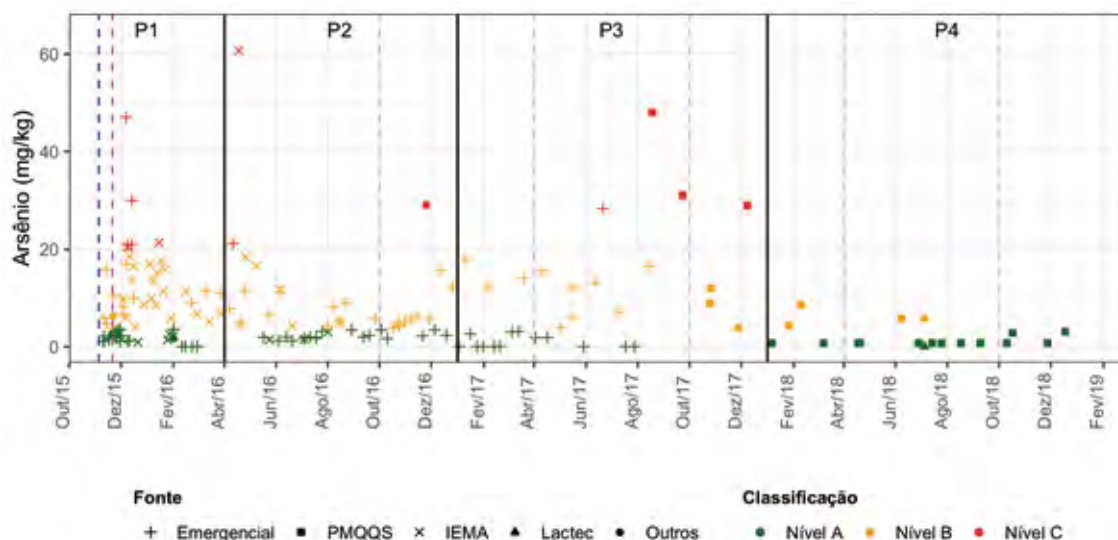


3.3.2.2.2 Arsênio

Conforme citado na metodologia, os dados de arsênio em sedimento foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (3,71 mg/kg) e de acordo com o Nível 1 da resolução CONAMA 454 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 19 mg/kg.

Como pode ser observado na Figura 238, a maior concentração de arsênio em sedimento estuarino ocorreu no início do período P2, com uma concentração de 60,68 mg/kg, mais de 16 vezes o valor máximo histórico. A maior concentração da classe “Categoria C” em P1 foi de 47 mg/kg, e em P3, de 48 mg/kg, valores mais de 12 vezes o máximo histórico, enquanto que em P4 não foram registrados resultados dentro desta classe, indicando para uma tendência de redução das concentrações de arsênio no sedimento estuarino. Devido à ausência de dados de linha barra o indicador arsênio e a impossibilidade de comparação com as concentrações já existentes no período pré-desastre, para classificação dos dados foram utilizados o Nível 1 e o Nível 2 da Resolução CONAMA Nº 454/2012, não será quantificada a alteração geral deste indicador, bem como o dano consequente de possíveis alterações do mesmo.

Figura 238 – Classificação dos dados de arsênio em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.

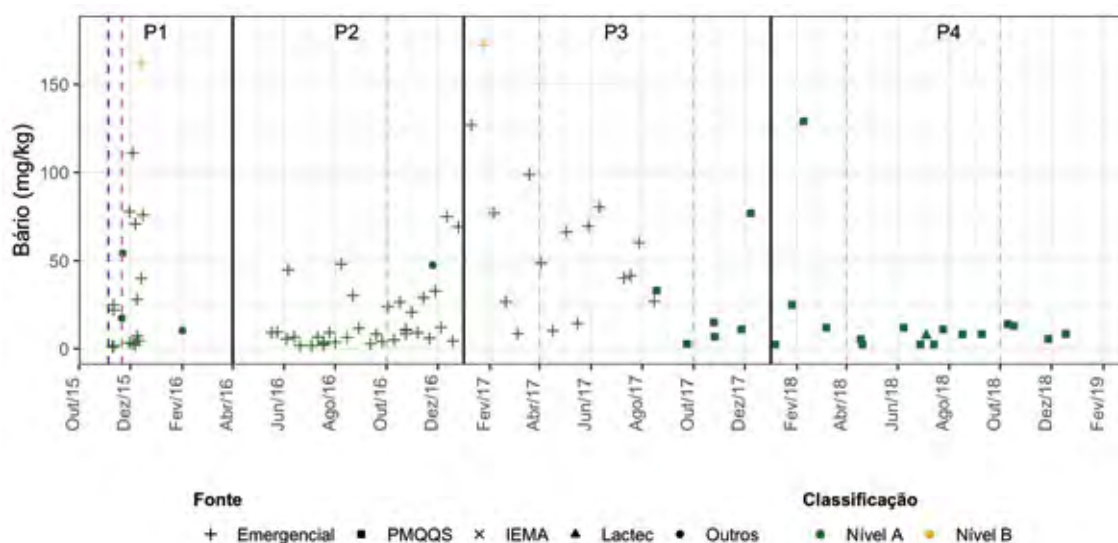


3.3.2.2.3 Bário

Conforme citado na metodologia, os dados de bário em sedimento foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (194,5 mg/kg) e o nível de efeitos limiares à biota (*Threshold Effects Level* - TEL), cuja concentração é de 130,1 mg/kg.

Como pode ser observado na Figura 239, não foram encontrados na região dados classificados como “Categoria C”, ou seja, valores superiores tanto ao TEL quanto ao máximo histórico. As maiores concentrações de bário foram observadas nos dois primeiros períodos chuvosos: aquele imediatamente posterior ao desastre (P1), com a concentração de 162 mg/kg, e no período chuvoso de outubro/16 a abril/2017 (172,45 mg/kg), sendo estes os únicos dados classificados na “Categoria B”.

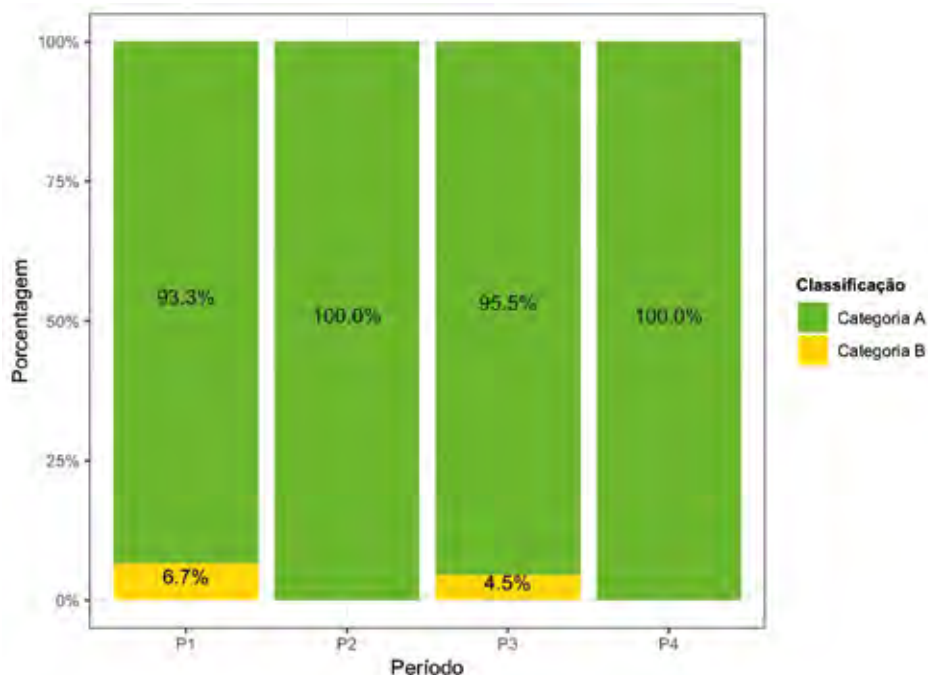
Figura 239 – Classificação dos dados de bário em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.



A classificação geral e a evolução da alteração, referente ao aumento das concentrações de bário em sedimento estuarino ao longo do tempo, são apresentadas na Figura 240.

De acordo com a referida figura, a classe “Categoria A” (valores inferiores ao máximo histórico e ao valor de TEL) ocorreu em 94,7% dos resultados obtidos em P1, com os períodos seguintes apresentando percentuais entre 95,5 e 100%. Desta forma, a classificação das alterações para este parâmetro é de “Categoria A”. Quanto à tendência, verifica-se a classe de “Tende a reduzir”, visto que ainda em P3 foram encontrados dados na classificação Categoria B, o que pode indicar alterações ainda relacionadas ao desastre.

Figura 240 – Classificação das alterações para bário em sedimento estuarino.

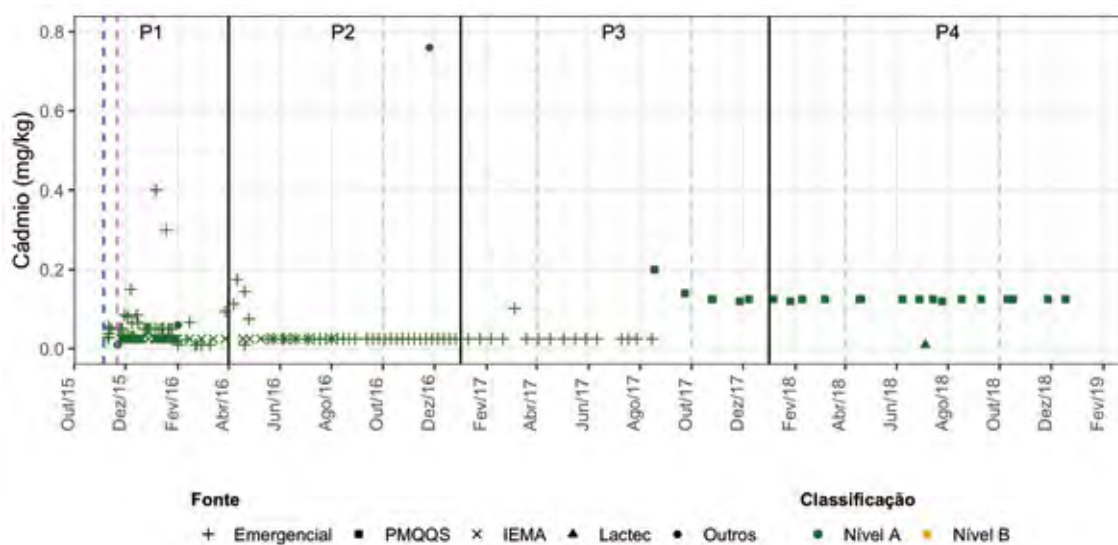


3.3.2.2.4 Cádmio

Conforme citado na metodologia, os dados de cádmio em sedimento foram classificados de acordo com o Nível 1 da resolução CONAMA 454 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 1,2 mg/kg, e considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (15,7 mg/kg).

Como pode ser observado na Figura 241, todos os dados apresentaram a classificação “Categoria A” em P1 e nos períodos posteriores também. Entretanto, vale ressaltar que as concentrações em P1 e P2 se demonstraram mais altas do que nos períodos subsequentes, evidenciando que possíveis alterações ocorreram para este parâmetro, porém não chegaram a atingir níveis acima dos padrões estipuladas na metodologia.

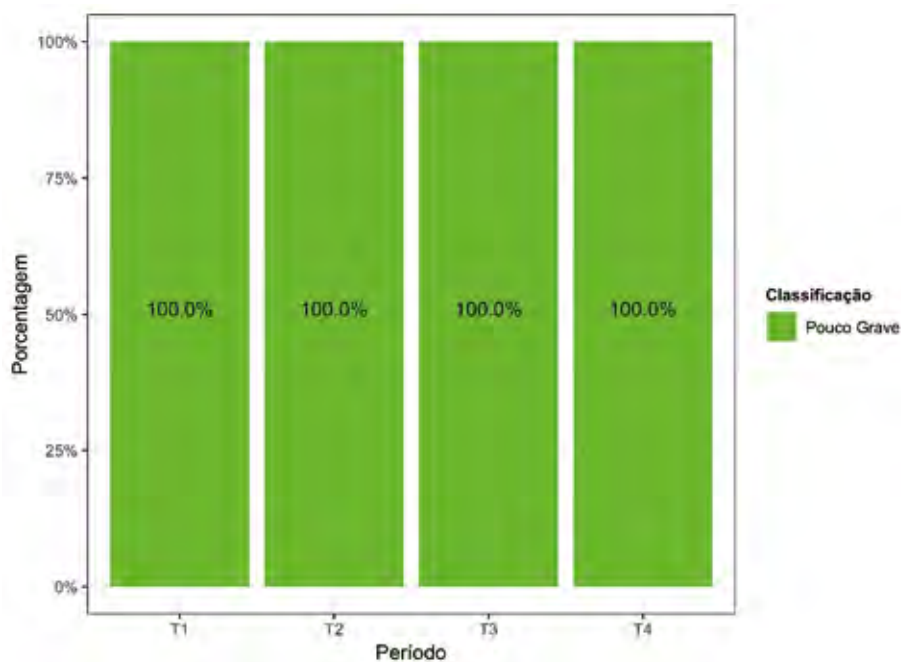
Figura 241 – Classificação dos dados de cádmio em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.



A classificação geral e a evolução da alteração, referente ao aumento das concentrações de cádmio em sedimento estuarino ao longo do tempo são apresentadas na Figura 242.

De acordo com a referida figura, a classe “Categoria A” (valores inferiores ao máximo histórico e ao limite da legislação ambiental) predominou em P1 de forma que a classificação das alterações para este indicador é de “Categoria A”.

Figura 242 – Classificação das alterações para cádmio em sedimento estuarino.

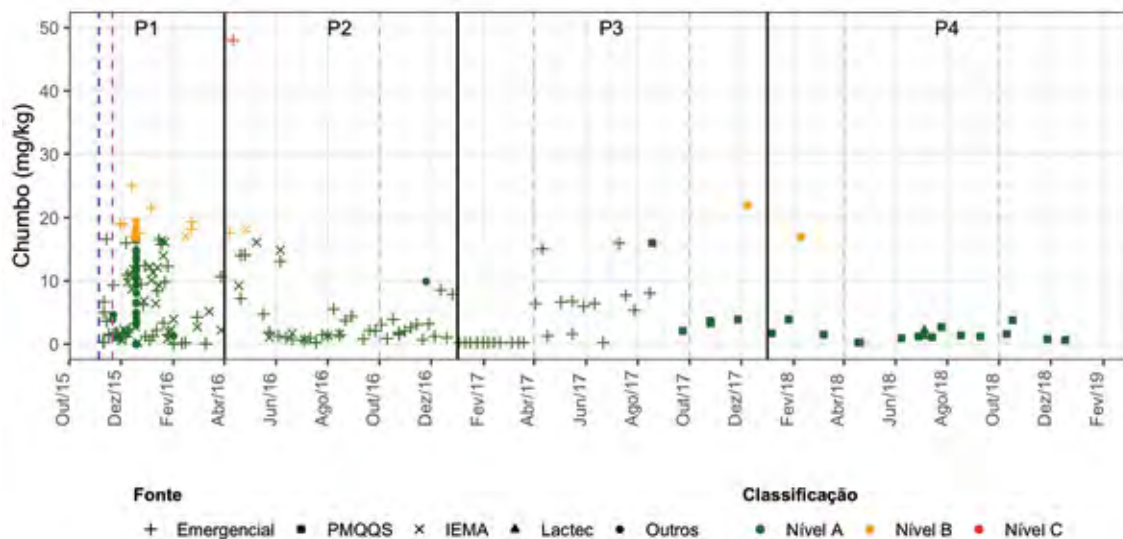


3.3.2.2.5 Chumbo

Conforme citado na metodologia, os dados de chumbo em sedimento foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (16,6 mg/kg) e de acordo com o Nível 1 da resolução CONAMA 454 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 46,7 mg/kg.

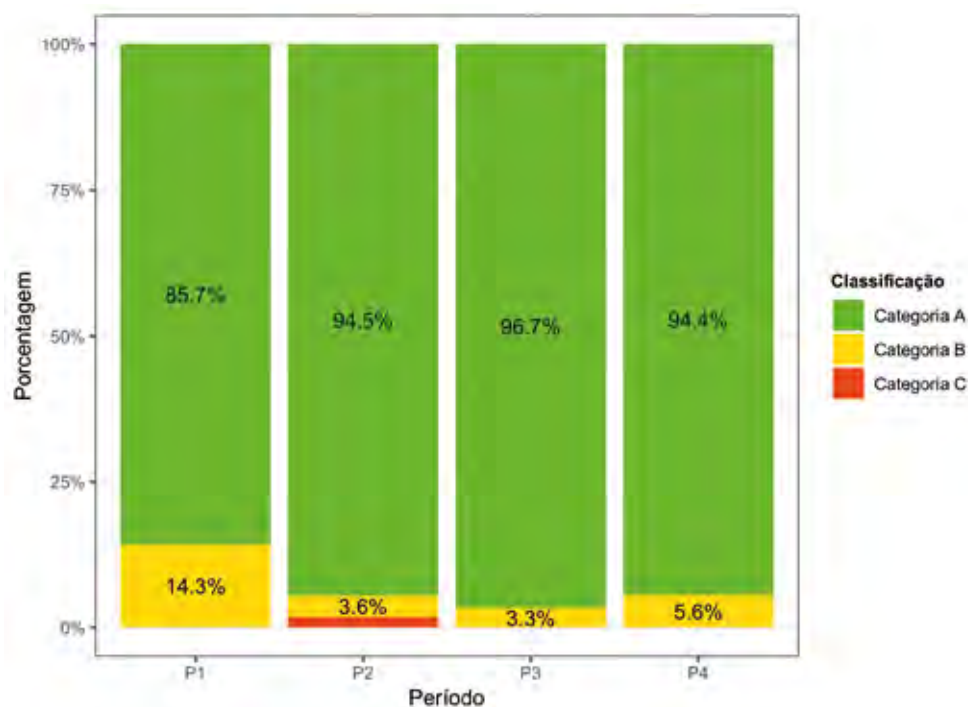
Como pode ser observado na Figura 243, foi registrado na região apenas um dado classificado na “Categoria C”, ou seja, valores superiores tanto ao limite estabelecido pelo órgão ambiental quanto em relação ao máximo histórico, onde se observou a concentração de 48 mg/kg. Dados classificados na “Categoria B” ocorreram em todos os períodos monitorados, sendo que apenas um resultado se manteve nesta classe em 2018 (P4), indicando desta forma para uma tendência de redução das concentrações até os níveis históricos.

Figura 243 – Classificação dos dados de chumbo em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.



A classificação geral e a evolução da alteração, referente ao aumento das concentrações de chumbo em sedimento estuarino ao longo do tempo, são apresentadas na Figura 244.

De acordo com a referida figura, a classe “Categoria A” (valores inferiores ao máximo histórico e ao limite da legislação ambiental) ocorreu predominantemente nos resultados obtidos em P1 (superior a 1/3 dos dados), com os períodos seguintes apresentando percentuais maiores ainda desta classe. Desta forma, a classificação das alterações para este parâmetro é de “Categoria A”. Quanto à tendência, verifica-se a que as concentrações de chumbo tendem a reduzir, pois não é verificada a ocorrência de dados na “Categoria C” nos períodos posteriores, além da redução de dados dentro da classe “Categoria B”.

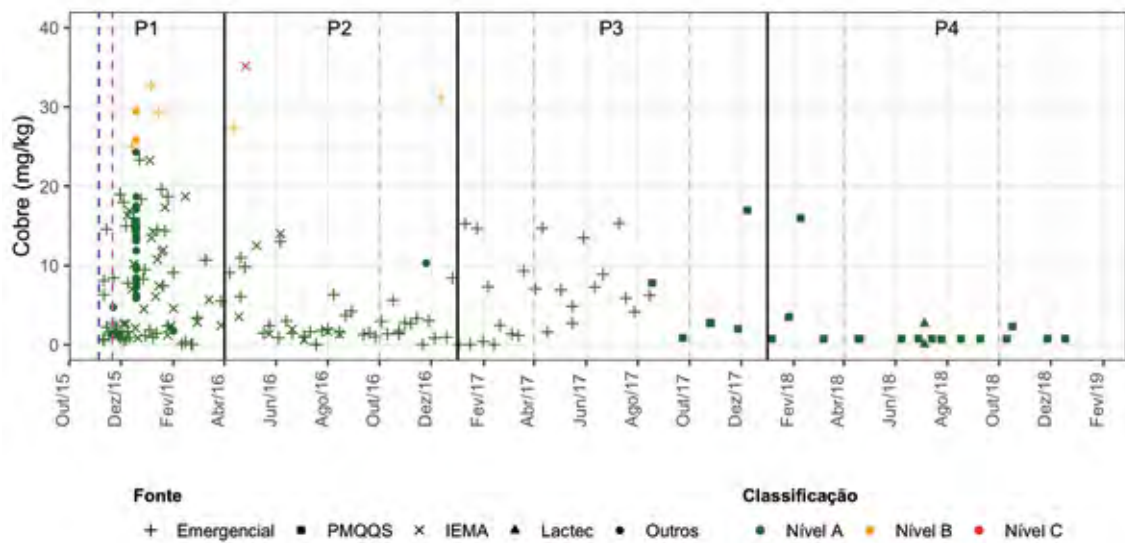
Figura 244 – Classificação das alterações para chumbo em sedimento estuarino.

3.3.2.2.6 Cobre

Conforme citado na metodologia, os dados de cobre em sedimento foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (24,9 mg/kg) e de acordo com o Nível 1 da resolução CONAMA 454/12 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 34 mg/kg.

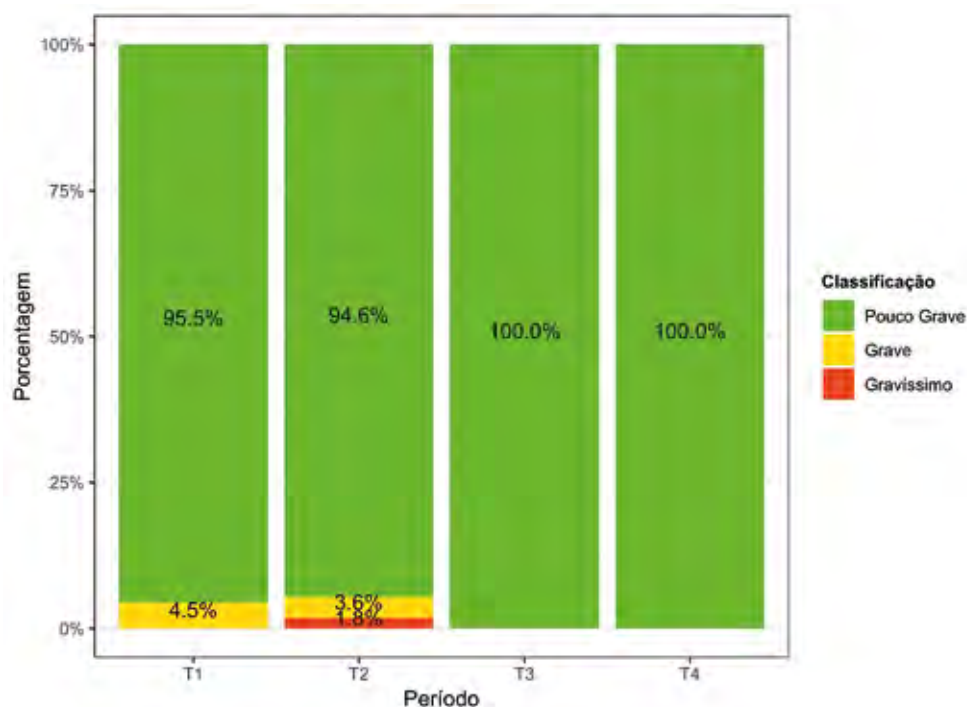
Como pode ser observado na Figura 245, foi registrado na região apenas um dado classificado como “Categoria C”, ou seja, valores superiores tanto ao limite estabelecido pelo órgão ambiental quanto em relação ao máximo histórico, onde se observou a concentração de 35,15 mg/kg. Dados classificados como “Categoria B” ocorreram em apenas em P1 e P2, indicando desta forma para uma tendência de redução das concentrações até os níveis históricos.

Figura 245 – Classificação dos dados de cobre em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.



A classificação geral e a evolução da alteração, referente ao aumento das concentrações de cobre em sedimento estuarino ao longo do tempo, são apresentadas na Figura 246.

De acordo com a referida figura, a classe “Categoria A” (valores inferiores ao máximo histórico e ao limite da legislação ambiental) ocorreu predominantemente nos dados obtidos em P1, superando 1/3 dos dados coletados, com os períodos seguintes apresentando percentuais predominantemente nesta classe também. Desta forma, a classificação das alterações para este indicador é de “Categoria A”. Com relação a evolução do dano, é possível verificar uma diminuição nas concentrações de cobre no sedimento após P1. Em P3 e P4 todos os dados apresentaram a classificação “Categoria A”, entretanto ainda as concentrações elevadas encontradas em P1 e P2 podem estar presentes em alguma parcela do sedimento, de forma que se considera que as concentrações para este indicador tendem a reduzir.

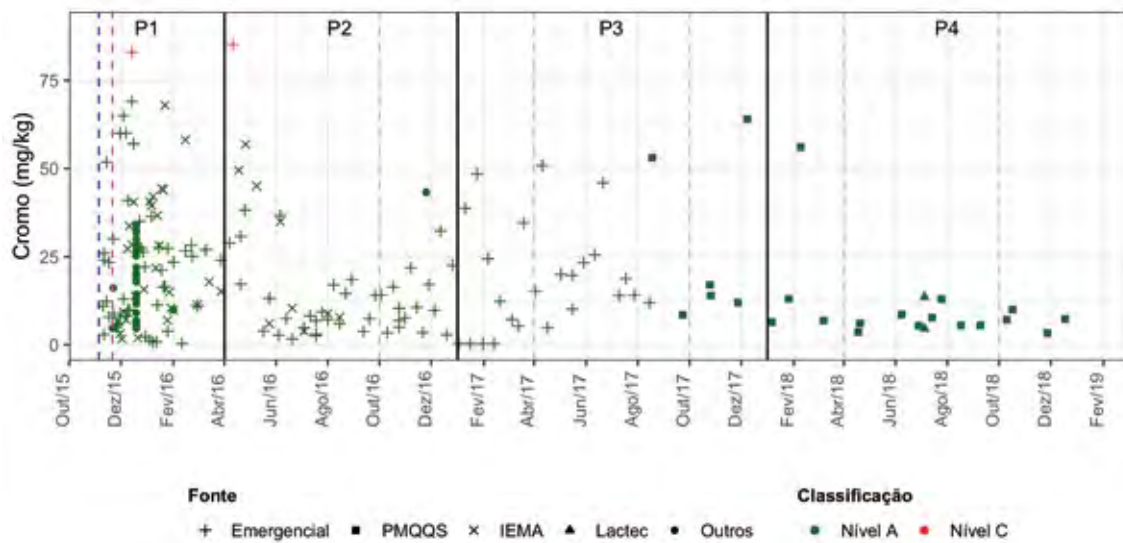
Figura 246 – Classificação das alterações para cobre em sedimento estuarino.

3.3.2.2.7 Cromo

Conforme citado na metodologia, os dados de cromo em sedimento foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (80,6 mg/kg) e de acordo com o Nível 1 da resolução CONAMA 454 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 81 mg/kg.

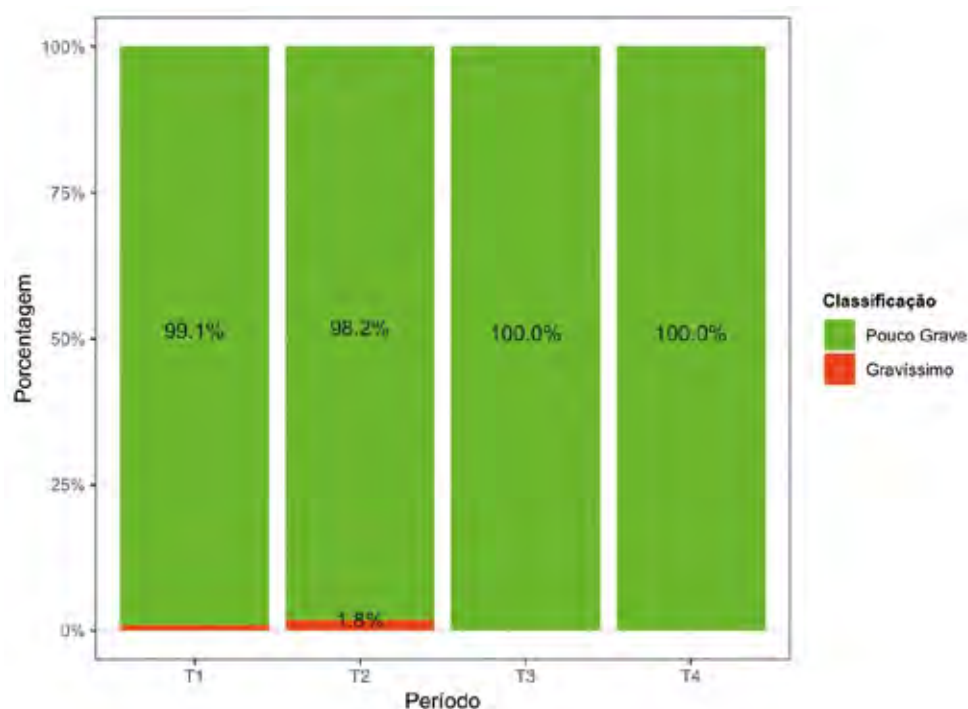
Como pode ser observado na Figura 247, foi registrado na região dois dados classificados na “Categoria C”, ou seja, valores superiores tanto ao limite estabelecido pelo órgão ambiental quanto em relação ao máximo histórico, onde se observou a concentração de 83 mg/kg (P1) e 85,22 mg/kg (P2). Não foram registrados dados classificados como “Categoria B”, provavelmente em decorrência da proximidade entre os dois valores de referência utilizados na classificação.

Figura 247 – Classificação dos dados de cromo em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.



A classificação geral e a evolução da alteração, referente ao aumento das concentrações de cromo em sedimento estuarino ao longo do tempo, são apresentadas na Figura 248.

De acordo com a referida figura, a classe “Categoria A” (valores inferiores ao máximo histórico e ao limite da legislação ambiental) ocorreu predominantemente nos dados obtidos em P1, com os períodos seguintes apresentando percentuais dominantes desta classe também. Desta forma, a classificação das alterações para este parâmetro é de “Categoria A”. Com relação a evolução das concentrações de cromo, é possível verificar uma diminuição nas concentrações de cromo no sedimento após P1. Considera-se que as concentrações para o indicador cromo “Tendem a reduzir”, mesmo que em P3 e P4 todos os dados apresentaram a classificação “Categoria A”, entretanto ainda as concentrações elevadas encontradas em P1 e P2 podem estar presentes em alguma parcela do sedimento.

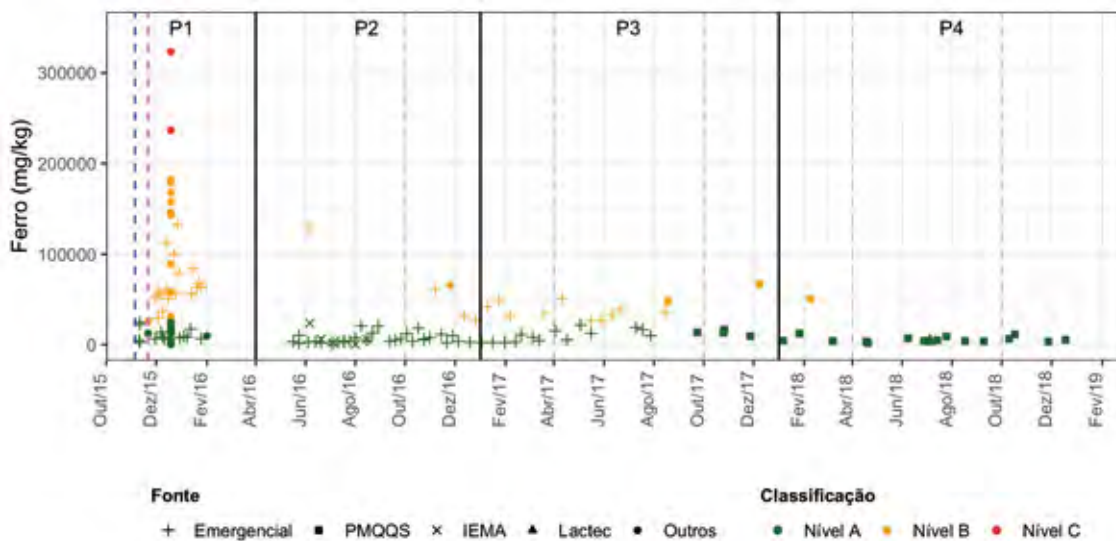
Figura 248 – Classificação das alterações para cromo em sedimento estuarino.

3.3.2.2.8 Ferro

Conforme citado na metodologia, os dados de ferro em sedimento foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (25.101 mg/kg) e de acordo com o nível de efeitos aparentes (*Apparent Effect Threshold* – AET, 220.000 mg/kg).

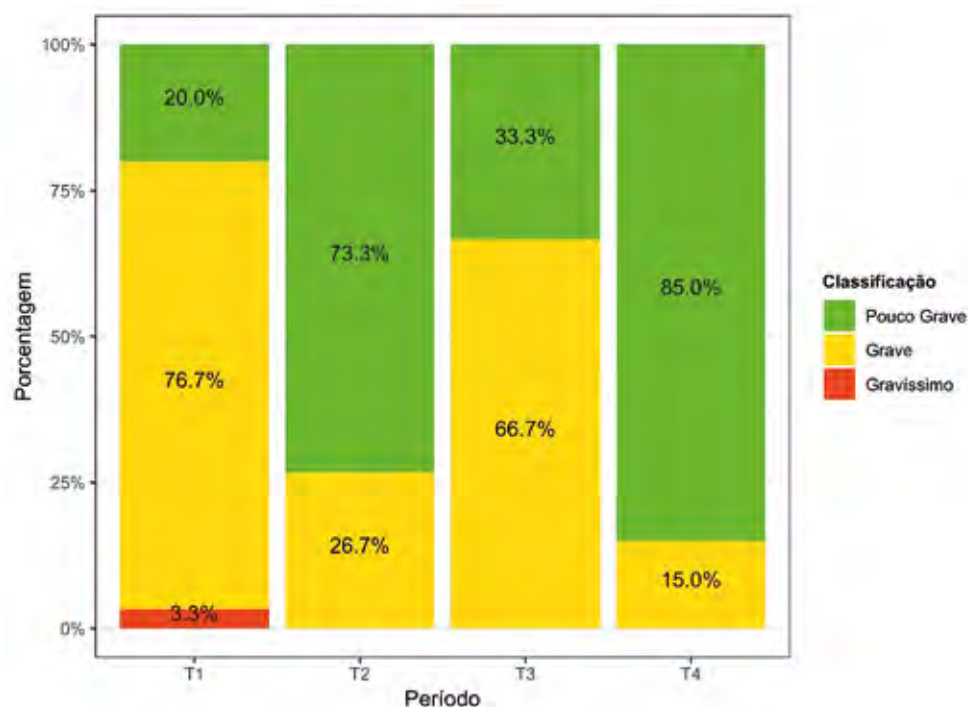
Como pode ser observado na Figura 249, foram registrados na região dados classificados na “Categoria C”, ou seja, valores superiores tanto ao AET quanto em relação ao máximo histórico, no período P1, no valor de 330.000, mg/kg, cerca de 15 vezes o valor máximo da série histórica. Já em P2 e P3, as maiores concentrações atingiram até a categoria B, indicando desta forma para uma gradual redução das concentrações superior ao verificado no período pré-desastre.

Figura 249 – Classificação dos dados de ferro em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.



A classificação geral e a evolução da alteração, referente ao aumento das concentrações de ferro em sedimento estuarino ao longo do tempo, são apresentadas na Figura 250.

De acordo com a referida figura, a classe “Categoria A” (valores inferiores ao máximo histórico e ao valor de AET) ocorreu em 20% dos dados obtidos em P1, enquanto que resultados classificados como “Categoria B” representaram 76,7% dos resultados e aqueles classificados como “Categoria C”, 3,3% dos valores deste período, assim a classificação final da alteração para este indicador é de “Categoria B”, de acordo a classificação de percentual predominante. Quanto à tendência, verifica-se as concentrações de ferro tendem a reduzir em relação ao registrado em P1 no sedimento do estuário do rio Doce, embora que ainda nos períodos posteriores a P1 (P2, P3 e P4) são encontrados dados na classificação Categoria B, porém em menores proporções do que em P1.

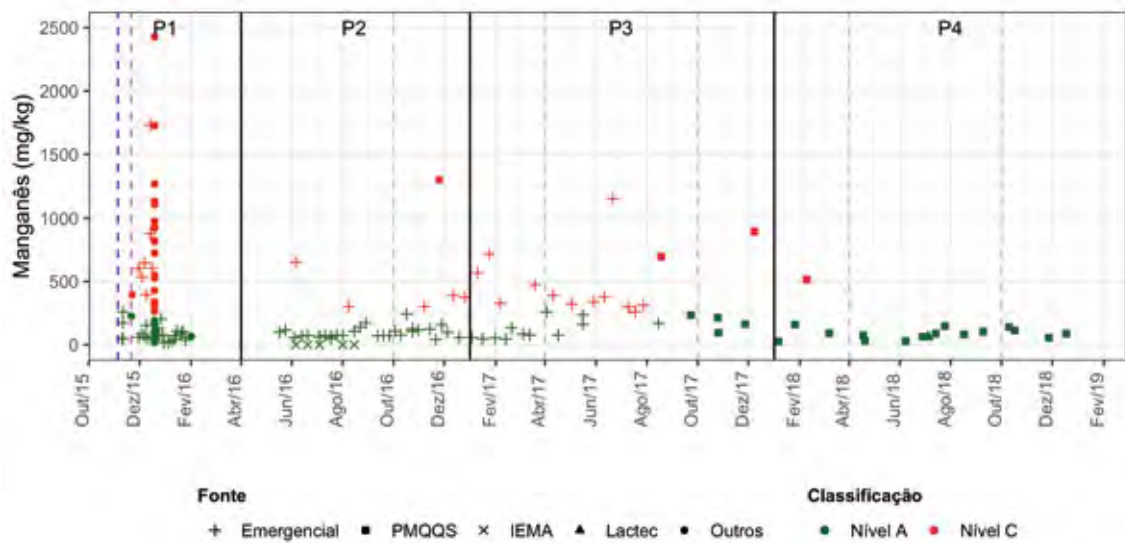
Figura 250 – Classificação das alterações para ferro em sedimento estuarino.

3.3.2.2.9 Manganês

Conforme citado na metodologia, os dados de manganês em sedimento foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (260 mg/kg) e de acordo com o nível de efeitos aparentes (*Apparent Effect Threshold* – AET, 260 mg/kg).

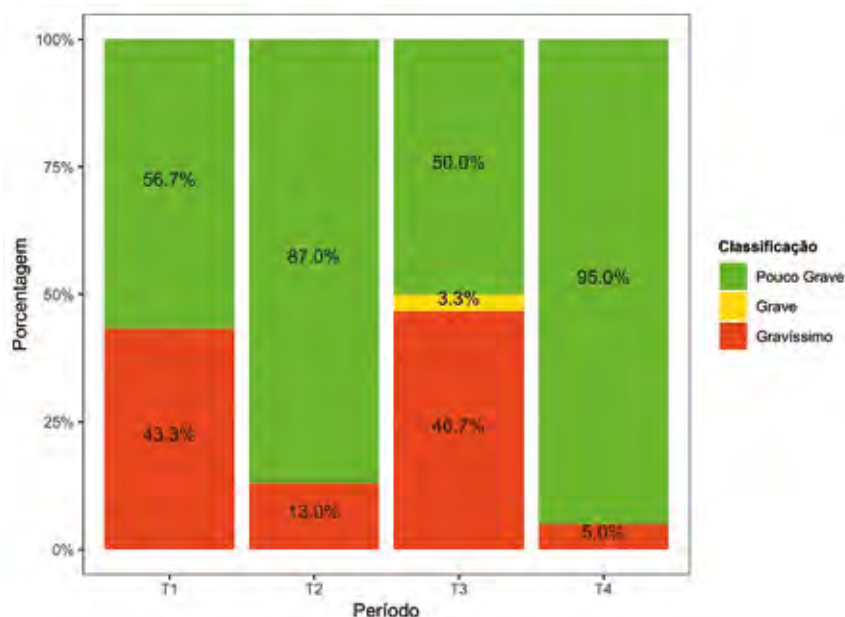
Como pode ser observado na Figura 251, foram registrados dados classificados como “Categoria C”, ou seja, valores superiores tanto ao AET quanto em relação ao máximo histórico, ambos no dia 19/12/15 (P1), com as concentrações de 323.398 e 236.615 mg/kg, resultados entre 8 e 15 vezes o máximo histórico deste ambiente estuarino. Dados classificados como “Categoria B” não ocorreram nos quatro períodos monitorados, visto que os máximos históricos na região apresentam o mesmo valor de AET.

Figura 251 – Classificação dos dados de manganês em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.



A classificação geral e a evolução da alteração, referente ao aumento das concentrações de manganês em sedimento estuarino ao longo do tempo, são apresentadas na Figura 252.

De acordo com a referida figura, a classe “Categoria c” (valores inferiores ao máximo histórico e ao valor de AET) ocorreu em uma parcela superior a 1/3 dos dados obtidos em P1, de forma que a classificação final para este parâmetro é de alteração “Categoria C”. Quanto à tendência, verifica-se que as concentrações de manganês tendem a reduzir, visto o aumento dos dados classificados com Categoria A nos períodos posteriores a P1.

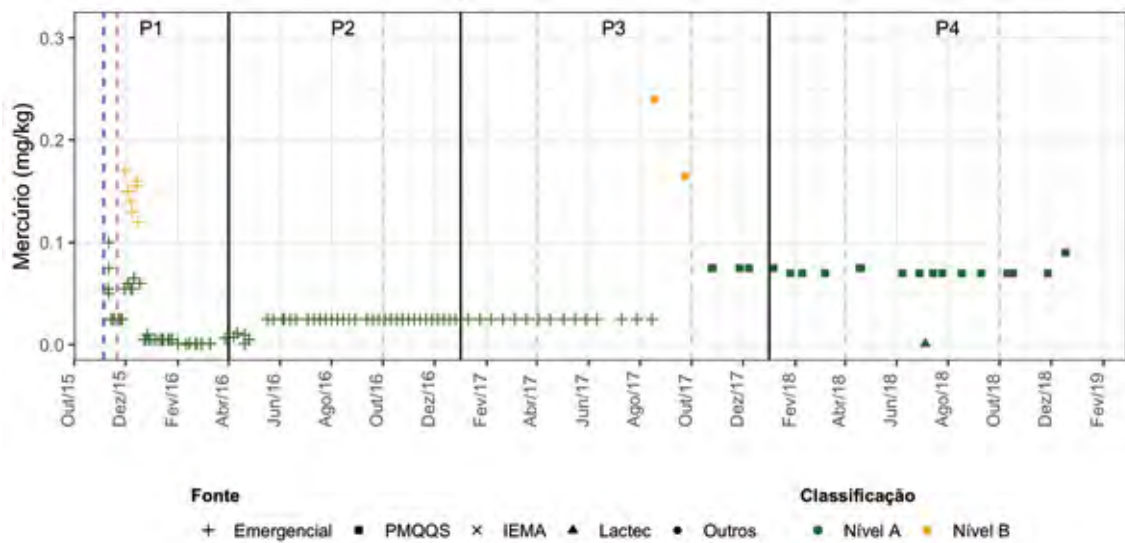
Figura 252 – Classificação das alterações para manganês em sedimento estuarino.

3.3.2.2.10 Mercúrio

Conforme citado na metodologia, os dados de mercúrio em sedimento foram classificados considerando o valor máximo histórico registrado no estuário do rio Doce (0,11 mg/kg) e de acordo com o Nível 1 da resolução CONAMA 454 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 0,3 mg/kg.

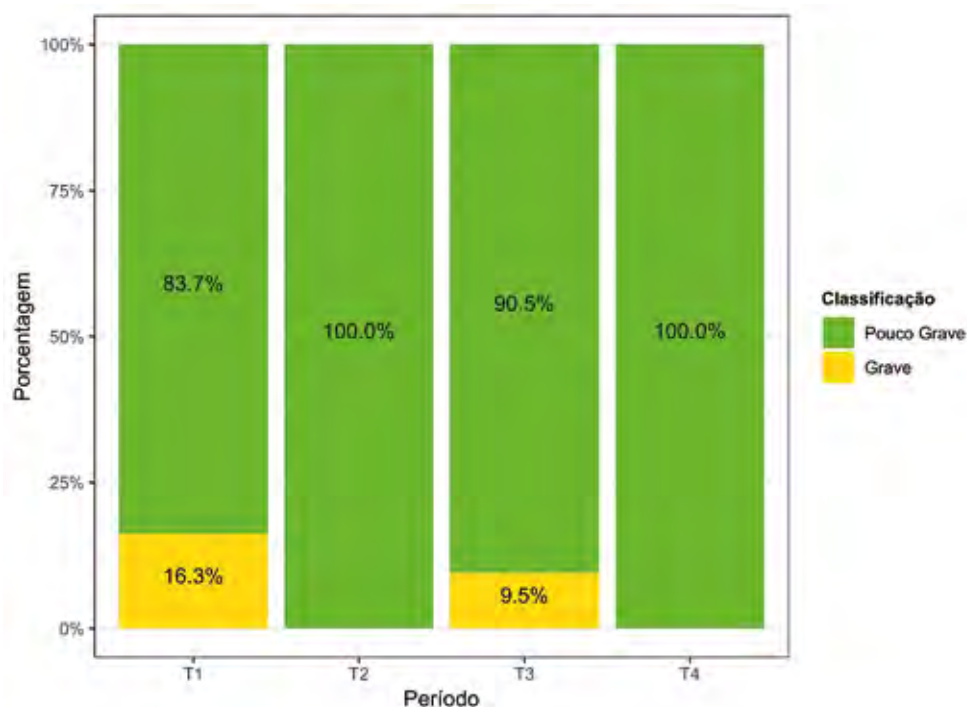
Como pode ser observado na Figura 253, não foram registrados na região dados classificados na “Categoria C”, ou seja, valores superiores tanto ao limite estabelecido pelo órgão ambiental quanto em relação ao máximo histórico, enquanto que dados classificados na “Categoria B”, superiores ao máximo histórico mas de acordo com o estabelecido pelo órgão ambiental, ocorreram em P1 e P3, sendo a maior concentração verificada em P3, no valor de 0,24 mg/kg, cerca de duas vezes o valor máximo da série histórica. Já em P1, a maior concentração foi 0,17 mg/kg (aproximadamente 1,5 vezes o máximo da série histórica).

Figura 253 – Classificação dos dados de mercúrio em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.



Para a classificação final da alteração, como detalhado na metodologia (item 3.1.1.4.1.2), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias Categoria A, Categoria B e Categoria C, agrupando-se os dados categorizados. A classificação geral e a evolução da alteração referente ao aumento das concentrações de mercúrio em sedimento estuarino ao longo do tempo são apresentadas na Figura 254.

De acordo com a referida figura, a classe “Categoria A” (valores inferiores ao máximo histórico e ao limite da legislação ambiental) correu em 83,7% dos dados obtidos em P1, enquanto que dados classificados como “Categoria B” representaram 16,3% dos resultados do período, de forma que os dados na classificação “Categoria A” predominaram em P1, assim a classificação final para este parâmetro é de alteração “Categoria A”. Quanto à tendência, verifica-se que as concentrações de mercúrio tendem a reduzir, visto que ainda em P3 foram encontrados dados na classificação Categoria B, porém em menor proporção do que no período P1.

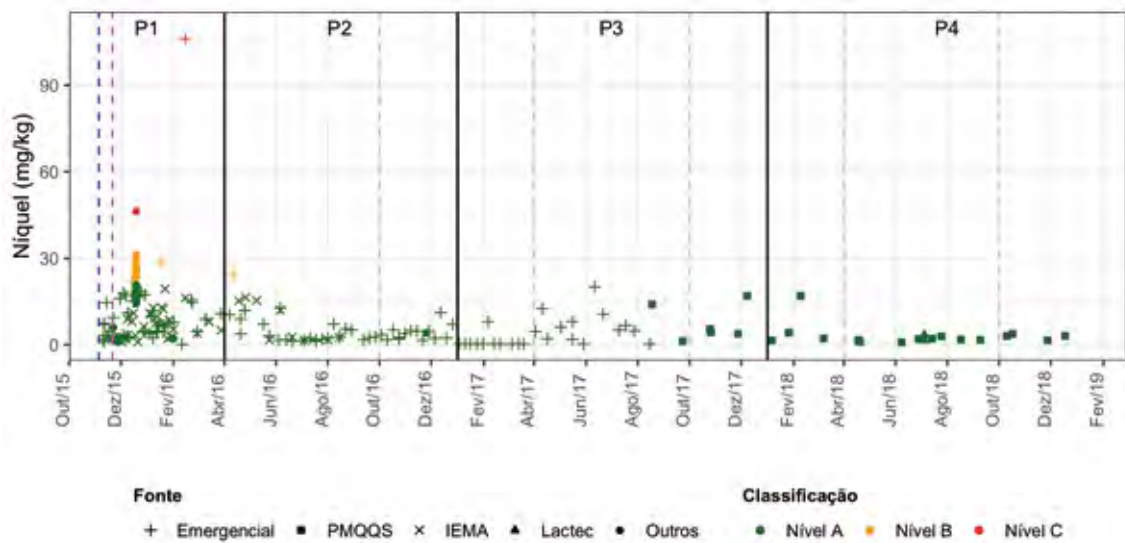
Figura 254 – Classificação das alterações para mercúrio em sedimento estuarino.

3.3.2.2.11 Níquel

Conforme citado na metodologia, os dados de níquel em sedimento foram classificados de acordo com o Nível 1 da resolução CONAMA 454 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 20,9 mg/kg, e considerando o valor máximo histórico registrado no estuário do rio Doce (32,3 mg/kg).

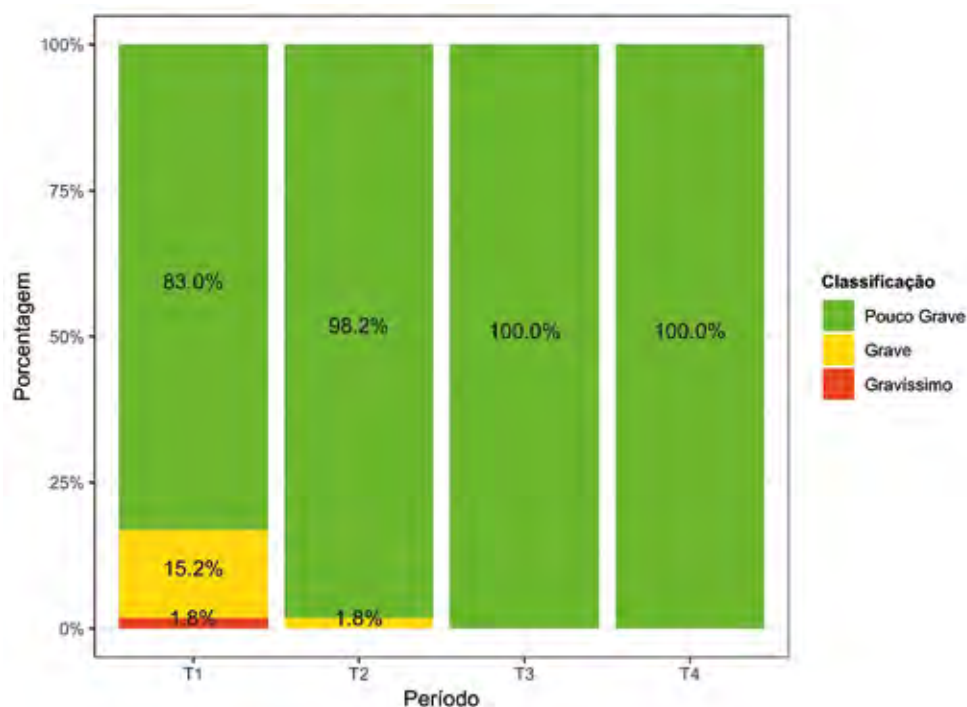
Como pode ser observado na Figura 255, foram registrados na região apenas dois dados classificados como “Categoria C”, ou seja, valores superiores tanto ao limite estabelecido pelo órgão ambiental quanto em relação ao máximo histórico, ambos em P1, em concentrações de 46,32 mg/kg e 106,11 mg/kg (entre aproximadamente 1,5 e 3 vezes o máximo da série histórica), enquanto que dados classificados como “Categoria B”, superiores ao estabelecido pelo órgão ambiental mas de acordo com o máximo histórico, ocorreram em P1 e P2, sendo em P2 verificado apenas um dado nesta classe.

Figura 255 – Classificação dos dados de níquel em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.



A classificação geral e a evolução da alteração, referente ao aumento das concentrações de níquel em sedimento estuarino ao longo do tempo, são apresentadas na Figura 256.

De acordo com a referida figura, a classe “Categoria A” (valores inferiores ao máximo histórico e limite da legislação) ocorreu em 83% dos resultados obtidos em P1, enquanto que dados classificados como “Categoria B” representaram 15,2% dos resultados do período e a classe “Categoria C” apenas 1,8% dos dados, de forma que a classificação final para este parâmetro é de alteração “Categoria A”. Com relação a evolução do dano, é possível verificar uma diminuição nas concentrações de níquel no sedimento após P1. Em P3 e P4 todos os dados apresentaram a classificação “Categoria A”, entretanto ainda as concentrações elevadas encontradas em P1 e P2 podem estar presentes em alguma parcela do sedimento, de forma que se considera que as alterações para o indicador cobre tendem a reduzir.

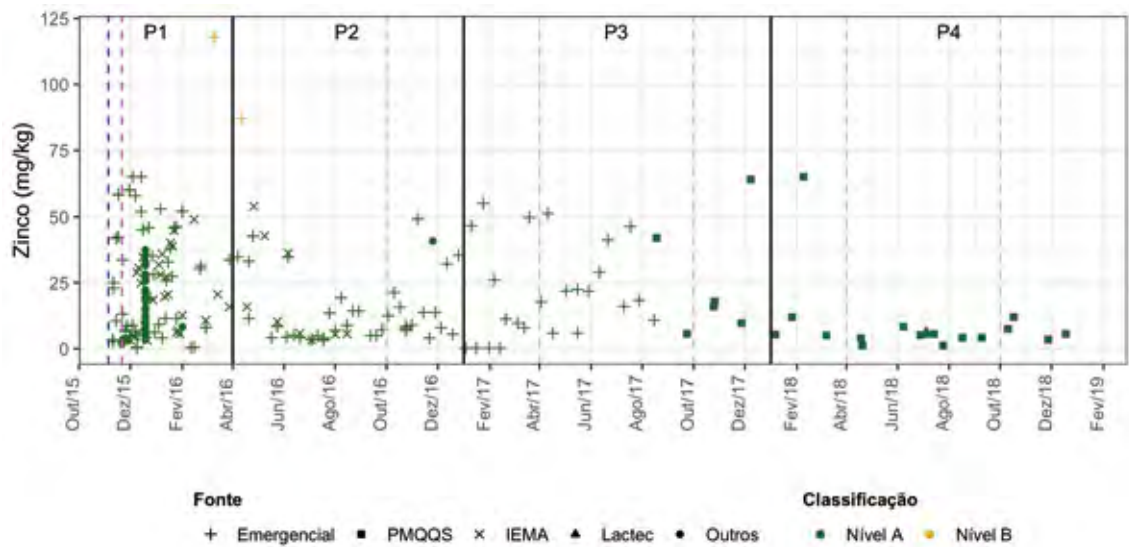
Figura 256 – Classificação das alterações para níquel em sedimento estuarino.

3.3.2.2.12 Zinco

Conforme citado na metodologia, os dados de zinco em sedimento foram classificados considerando o valor máximo histórico registrado no estuário do rio Doce (79 mg/kg) e de acordo com o Nível 1 da resolução CONAMA 454 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 150 mg/kg.

Como pode ser observado na Figura 257, não foram registrados na região dados classificados na “Categoria C”, ou seja, valores superiores tanto ao limite estabelecido pelo órgão ambiental quanto em relação ao máximo histórico, enquanto que apenas três dados foram classificados na “Categoria B”, superiores ao estabelecido pelo órgão ambiental mas de acordo com o máximo histórico, na concentração máxima de 118 mg/kg (P1).

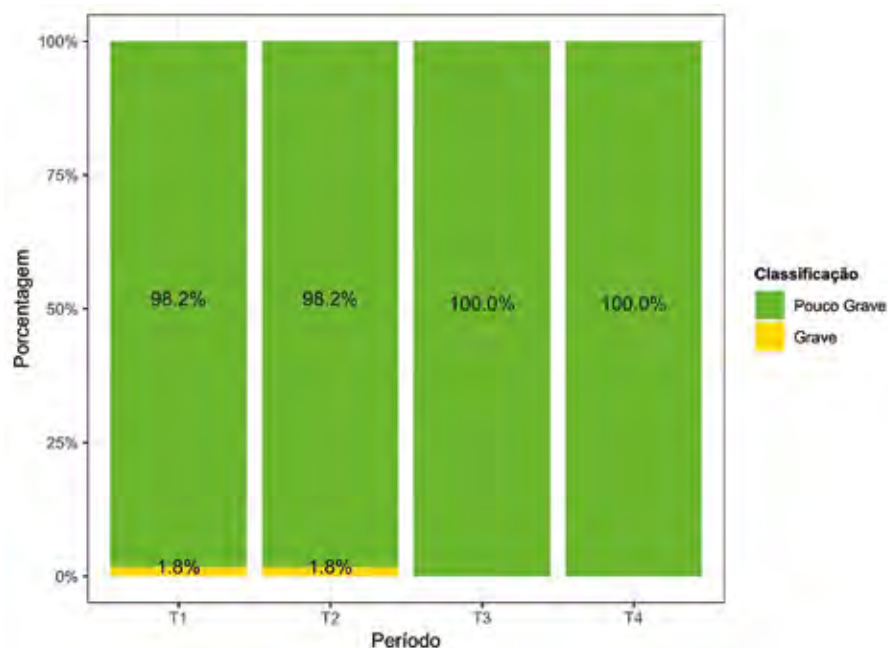
Figura 257 – Classificação dos dados de zinco em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.



A classificação geral e a evolução da alteração, referente ao aumento das concentrações de mercúrio em sedimento estuarino ao longo do tempo, são apresentadas na Figura 258.

De acordo com a referida figura, a classe “Categoria A” (valores inferiores ao máximo histórico e ao limite da legislação ambiental) ocorreu em 98,2% dos dados obtidos em P1, enquanto que resultados classificados como “Categoria B” representaram 1,8% dos dados do período, de forma que a classificação final para este parâmetro é de alteração “Categoria A”.

Figura 258 – Classificação das alterações para zinco em sedimento estuarino.



3.3.2.2.13 Síntese do dano aumento da concentração de EPTs no sedimento

No período P1 (novembro/2015 a março/2016), período adotado para a definição da gravidade do dano, o indicador ferro teve pelo menos 1/3 dos dados classificados na Categoria C no manganês do rio Doce (2.4.1.5.1). Desse modo, com base nos resultados avaliados do indicador ferro o dano em questão foi considerado “Gravíssimo” no estuário do rio Doce (Tabela 75).

É importante destacar que para os indicadores que resultaram na categoria A ou B, no período P1, foram constatadas elevações relevantes de valores superando os padrões de referência e os máximos históricos, apesar de terem ocorrido por um menor tempo. A elevação da concentração desses outros indicadores na sedimento pode ter sido suficiente para que causasse alterações na biota. Há de se considerar ainda que o arsênio, o cádmio, o chumbo e o mercúrio são elementos que apresentam maior periculosidade.

Tabela 75 – Gravidade do dano de aumento das concentrações de EPTs no sedimento.

Indicador	Nº de vezes acima do Nível 1 Nível 1 CONAMA 454, TEL ou AET (BUCHMAN, 2008)	Nº de vezes acima do máximo histórico	Classificação da alteração por compartimento	Gravidade do dano por compartimento
Alumínio (mg/kg)	2,2	27,6	Categoria A	Gravíssimo (Compartimento 4-A – Estuário do rio Doce)
Arsênio (mg/kg)	3,2	16,4	Sem classificação	
Bário (mg/kg)	1,2	<	Categoria A	
Cádmio (mg/kg)	<	<	Categoria A	
Chumbo (mg/kg)	9,0	=	Categoria A	
Cobre (mg/kg)	=	1,4	Categoria A	
Cromo (mg/kg)	=	=	Categoria A	
Ferro (mg/kg)	28,4	1,5	Categoria B	
Manganês (mg/kg)	9,3	10,0	Categoria C	
Mercúrio (mg/kg)	0,8	2,2	Categoria A	
Níquel (mg/kg)	5,1	3,3	Categoria A	
Zinco (mg/kg)	0,8	1,5	Categoria A	

De um modo geral, a partir da análise dos dados dos indicadores com o passar do tempo, o dano relativo ao aumento das concentrações de EPTs no sedimento tendeu a reduzir em relação à situação observada em P1 (novembro/2015 a março/2016).

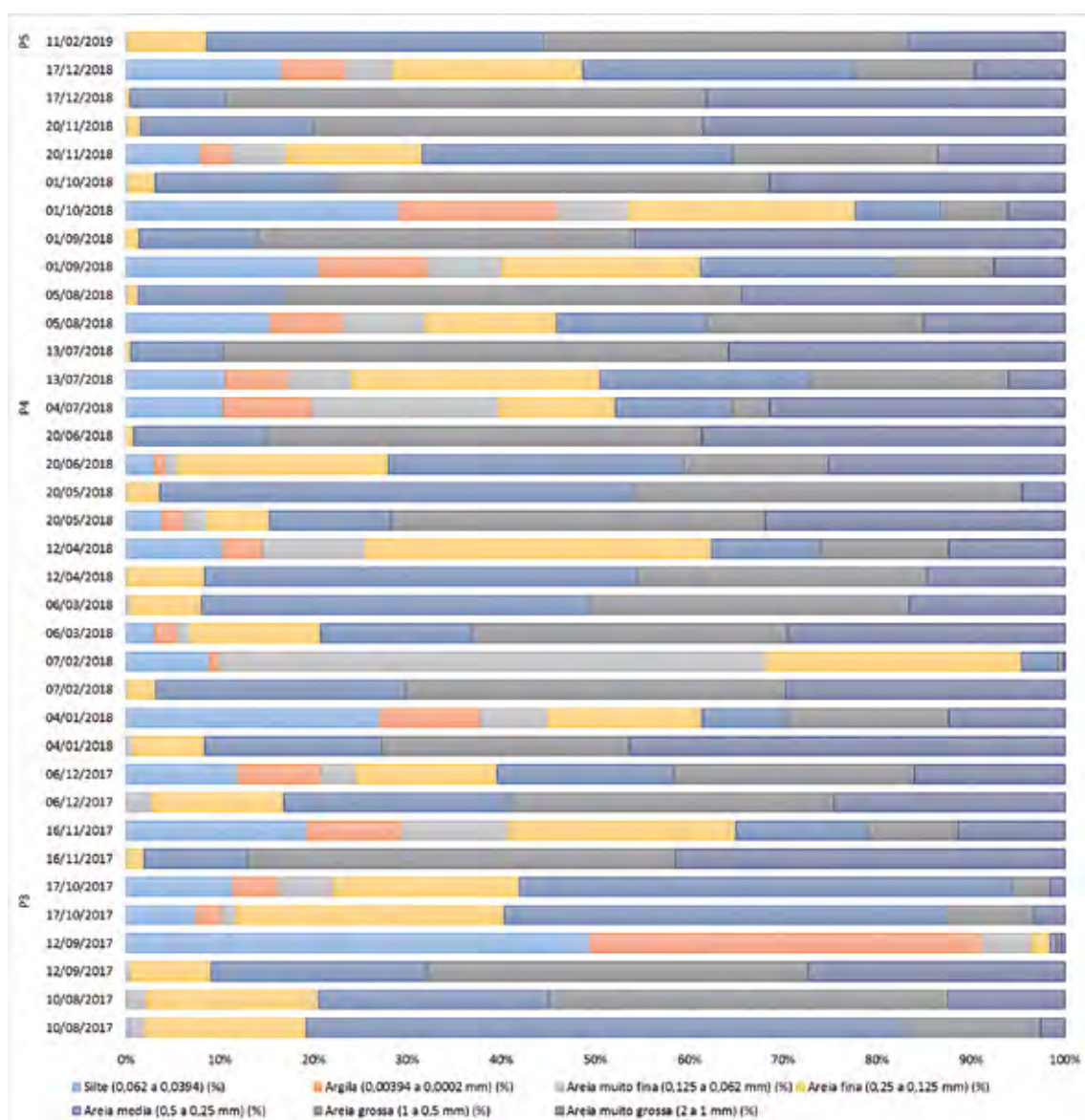
Visto que os rejeitos oriundos da barragem de Fundão ainda se encontram depositados no leito dos corpos hídricos e nos barramentos, na ocorrência de evento hidrológicos estes podem ser transportados até o estuário, afetando a qualidade do sedimento deste. Desse modo, o dano em questão foi considerado parcialmente reversível nos ambiente estuarino do rio Doce.

3.3.3 ESTUÁRIO DO RIO PIRAQUÊ-AÇU

3.3.3.1 Granulometria do sedimento superficial no estuário do rio Piraquê-açu

Os dados de sedimentologia apresentados foram analisados a partir de amostras coletadas no estuário do rio Piraquê-açu pela Fundação Renova (PMQQS) e pelo Lactec após as cheias ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce. Os registros iniciais para este parâmetro foram obtidos a partir de 10/08/2017, ou seja, aproximadamente vinte meses após a pluma de rejeitos alcançar a foz do rio Doce (Figura 259).

Figura 259 – Classificação granulométrica do sedimento no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2019, por amostragem.



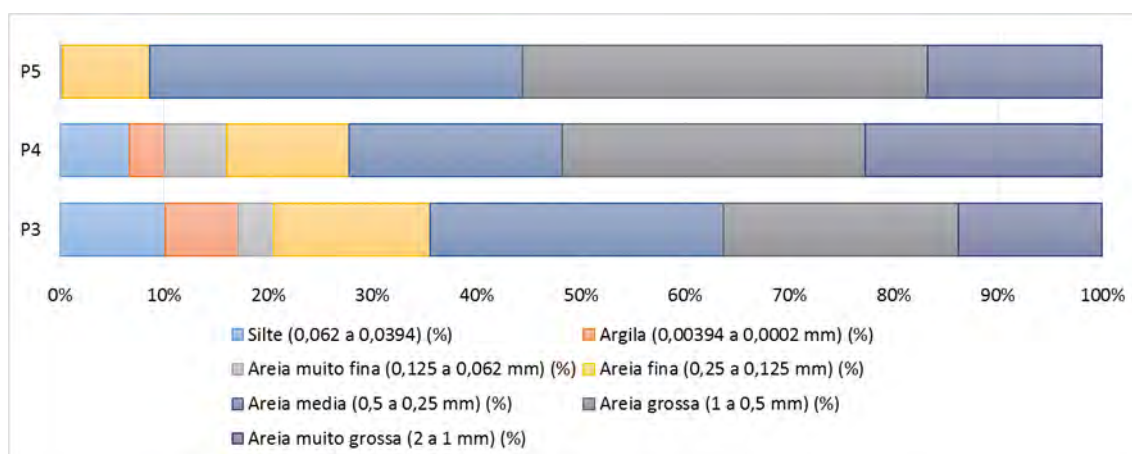
Conforme pode ser observado ao longo das amostragens, a variabilidade granulométrica no estuário do rio Piraquê-açu foi elevada, não sendo possível verificar um padrão de distribuição de frequência das faixas granulométricas em função do período do ano (estação seca ou chuvosa).

Entretanto, a partir da compilação da base de dados primários e secundários à segmentação temporal, ou seja, analisando toda a composição granulométrica das amostras dentro dos períodos P3, P4 e T5, observa-se a predominância das frações de areia média a areia muito grossa como classes granulométricas mais frequentes para a área analisada.

Importante destacar que, por ser um ambiente estuarino, a variabilidade observada na composição granulométrica pode ser atribuída aos eventos de maré e vazão do corpo hídrico, que influenciam diretamente na turbulência do corpo hídrico e capacidade de retenção e mobilização do sedimento na coluna d'água e, conseqüentemente, favorece a deposição de sedimentos ou seu carreamento para outras áreas.

A partir da análise conjunta das amostragens entre os períodos (Figura 260), a predominância de frações de maior tamanho de grão sugere que este ambiente possui relativa capacidade de escoamento de material sedimentar de menores frações. A partir dos dados analisados não é possível verificar que ocorreram alterações nas características granulométricas dos sedimentos superficiais em decorrência do desastre, principalmente pela falta de dados logo após a chegada da pluma de rejeitos no ambiente marinho.

Figura 260 – Classificação granulométrica do sedimento no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2019, por período.



3.3.3.2 Concentração de EPTs no sedimento

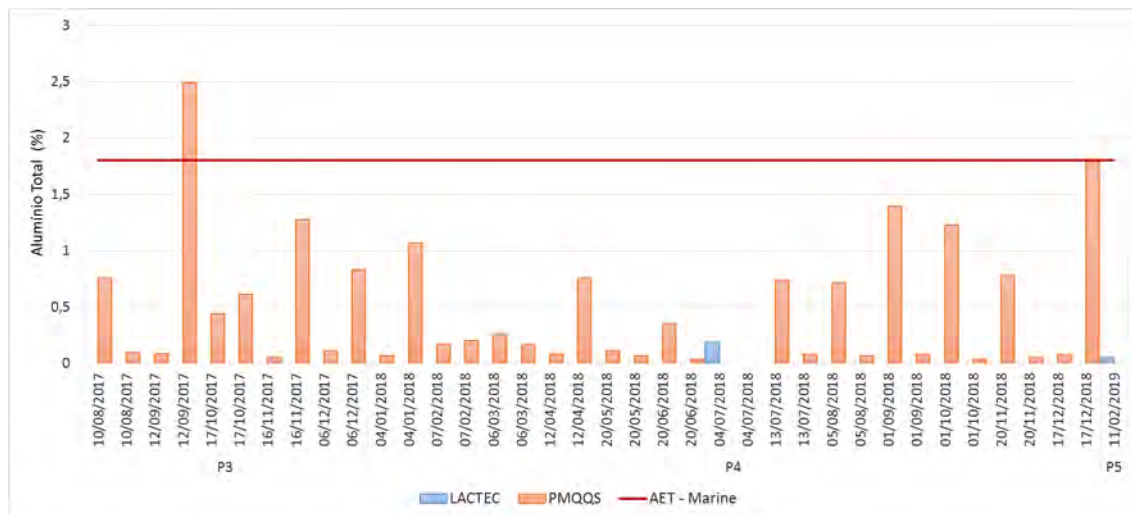
A seguir, apresentam-se a análise das concentrações dos parâmetros químicos de interesse para a caracterização do estuário do rio Piraquê-açu. Ressalta-se que para os parâmetros químicos que apresentaram concentração abaixo do limite de quantificação do método analítico utilizado, em todos os momentos amostrais, não serão aqui apresentados, tendo em vista a impossibilidade de realizar análises sobre tais resultados, sendo este o caso para os parâmetros cádmio total e mercúrio total.

3.3.3.2.1 Alumínio Total

Os dados apresentados foram analisados a partir de amostras de sedimentos coletadas no estuário do rio Piraquê-açu pela Fundação Renova (PMQQS) e pelo Lactec após a chegada da pluma de sedimentos ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce. Os registros iniciais para este parâmetro foram obtidos a partir de 10/08/2017 pela Renova, ou seja, aproximadamente vinte meses após a pluma de rejeitos alcançar a foz do rio Doce (Figura 261).

Por este parâmetro não apresentar concentração limite estabelecido em legislação nacional, para a avaliação da concentração de alumínio total utilizou-se o nível de referência estabelecido em Buchman (2008), como concentração limite de efeitos aparentes a biota aquática (*"Apparent effects threshold"* – AET), ou seja, a partir desta concentração são esperados efeitos a biota aquática.

Figura 261 – Variação de alumínio total (%) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.



De forma geral, o parâmetro alumínio total apresentou concentrações variáveis ao longo dos períodos P3 e P4, variando desde limites abaixo da quantificação pelo método analítico utilizado à 24.868 mg/kg, sendo esta a única amostragem onde a concentração deste parâmetro ultrapassou a concentração AET (1,80%), ocorrente em 12/09/2017. Nas demais, inclusive nas campanhas realizadas pelo Lactec, não foram observadas concentrações em desacordo com o limite estabelecido como de possíveis efeitos aparentes a biota aquática.

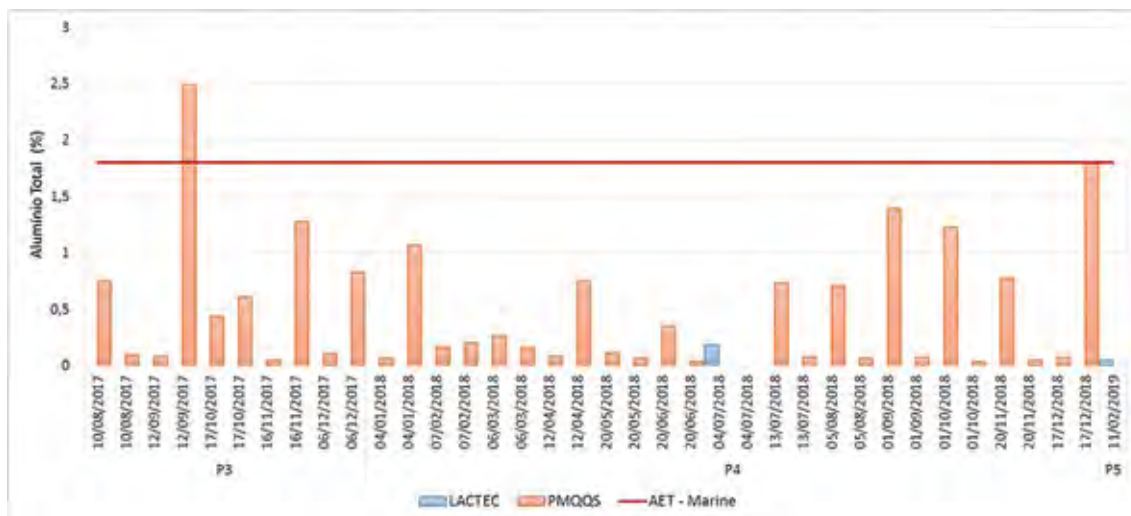
Considerando a data do registro supracitado, bem como o perfil observado nas demais campanhas amostrais, não se verificou um padrão de comportamento para a ocorrência deste elemento e, consequentemente, o incremento na concentração registrado em setembro de 2018 não pode ser correlacionado única e diretamente ao desastre, tendo em vista a inexistência de base de dados pretérita a ocorrência do desastre que corrobore com esta informação.

3.3.3.2.2 Arsênio Total

Conforme estabelece a resolução CONAMA Nº454/2012, os limites de concentração previstos para o parâmetro arsênio total nos sedimentos é de 20 e 70 mg/kg, respectivamente representados pelos Nível 1 e 2. Ainda, conforme apresentado por Buchman (2008), este elemento pode apresentar danos potenciais a biota aquática e, desta forma, são estabelecidas concentrações de exposição nas quais diferentes efeitos são esperados, definidas como critério para proteção da vida marinha (PEL, TEL, ERL, ERM e AET).

Com base nos dados levantados pela Renova (PMQQS) e Lactec, verifica-se que este elemento apresentou variabilidade ao longo das amostragens realizadas (Figura 262), não sendo evidente um padrão ou tendência de comportamento de sua ocorrência.

Figura 262 – Variação de arsênio total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraguê-açu, 2017 a 2019.



Este elemento apresentou, em mais de uma ocasião, concentrações acima do limite estabelecido pelo Nível 1 da resolução CONAMA nº 454/2012 (19 mg/kg), bem como das seguintes concentrações de efeito esperado a biota: TEL (7,24 mg/kg), ERL (8,2 mg/kg), AET (35 mg/kg) e PEL (41 mg/kg).

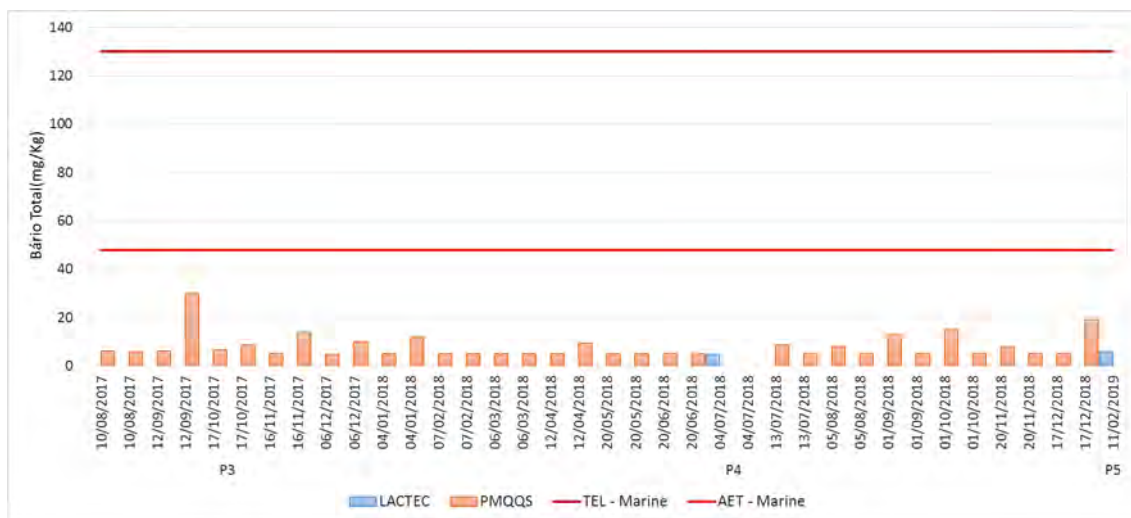
Entretanto, conforme variabilidade verificada ao longo das amostragens, não é evidente que as alterações observadas para este parâmetro possam ter relação com o desastre, visto que, além do tempo transcorrido entre o incidente e o início das amostragens, a falta de informações pretéritas deste ambiente não permite inferir se este elemento ocorre naturalmente neste ambiente em maiores concentrações.

3.3.3.2.3 Bário Total

Os dados apresentados para este parâmetro foram obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas no estuário do rio Piraguê-açu pela Fundação Renova (PMQQS) e Lactec após a chegada da onda de cheias ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 11/11/2015 até o início de 2019. Os registros iniciais datam de 10/08/2017, cerca de vinte meses após a pluma de rejeitos atingir a foz do rio Doce (Figura 263).

Para avaliação da concentração de bário total utilizou-se os níveis de referência de TEL e AET, conforme estabelecido por Buchman (2008), como a concentração proposta como critério para proteção da vida marinha. A partir das amostras de sedimentos obtidas pela Renova (PMQQS) e Lactec, verifica-se que em nenhum dos momentos amostrais, de nenhuma das fontes de dados utilizadas, este parâmetro suplantou as concentrações limites de efeito esperado a biota: TEL (130,1 mg/kg e AET (48 mg/kg).

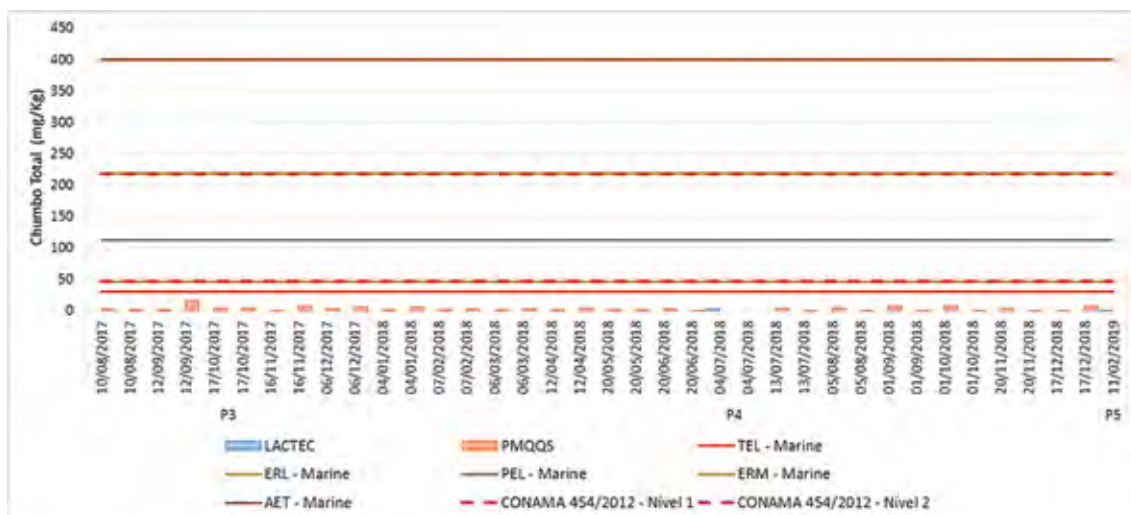
Figura 263 – Variação de bário total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.



3.3.3.2.4 Chumbo Total

Os dados apresentados para este parâmetro foram obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas no estuário do rio Piraquê-açu pela Fundação Renova (PMQQS) e Lactec após a chegada da onda de cheias ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 11/11/2015 até o início de 2019. Os registros iniciais datam de 10/08/2017, cerca de vinte meses após a pluma de rejeitos atingir a foz do rio Doce (Figura 264).

Figura 264 – Variação de chumbo total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.



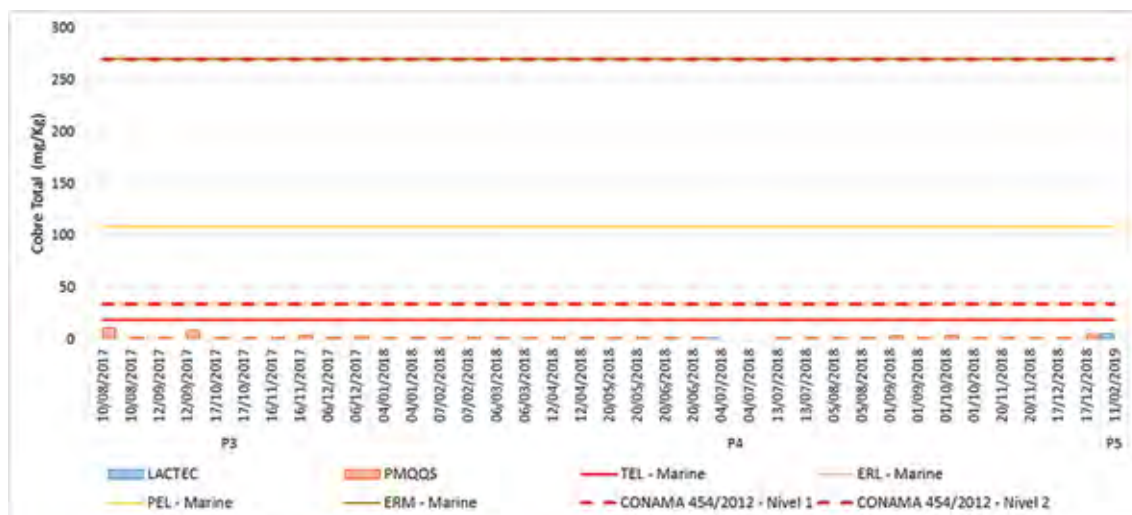
Embora o parâmetro chumbo total tenha ocorrido com maior frequência em concentrações inferiores ao limite de quantificação do método analítico empregado, este esteve em concentrações mensuráveis em alguns dos eventos amostrais realizados.

Entretanto, como pode ser observado na Figura 71, as concentrações mensuradas não ultrapassaram os limites estabelecidos pela resolução CONAMA Nº 454/2012 (Nível 1 – 46,7 mg/kg e Nível 2 – 218 mg/kg), bem como as concentrações em que se espera efeito sobre a biota conforme apresentado por Buchman (2008) - TEL (30,24 mg/kg), ERL (46,7 mg/kg), ERM (218 mg/kg), PEL (112 mg/kg) e AET (400 mg/kg), atestando a boa qualidade do sedimento da área.

3.3.3.2.5 Cobre Total

Os dados apresentados para este parâmetro foram obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas no estuário do rio Piraquê-açu pela Fundação Renova (PMQQS) e Lactec após a chegada da onda de cheias ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 11/11/2015 até o início de 2019. Os registros iniciais datam de 10/08/2017, cerca de vinte meses após a pluma de rejeitos atingir a foz do rio Doce (Figura 265).

Figura 265 – Variação de cobre total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.

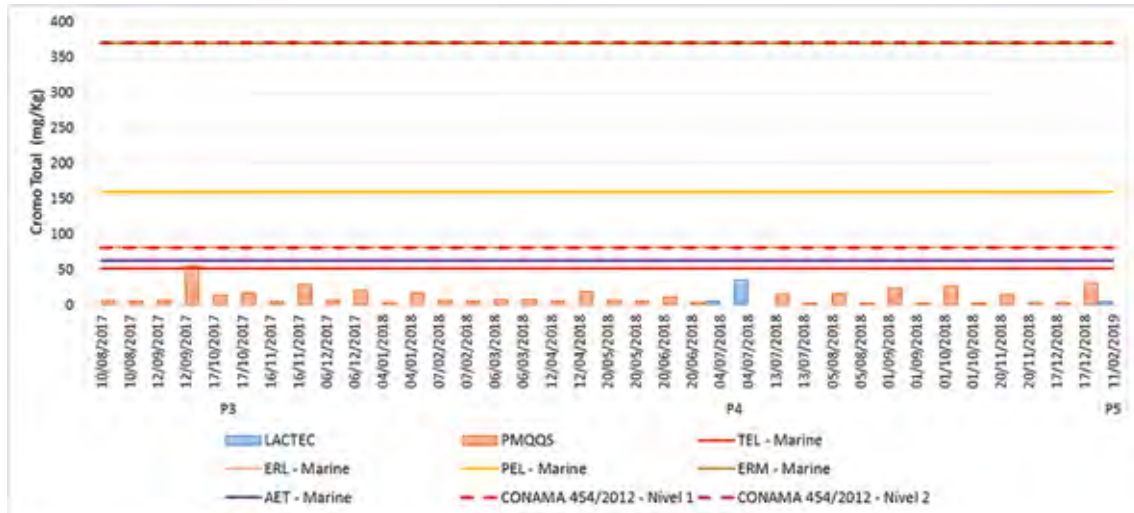


Assim como verificado para chumbo total, a maioria das concentrações deste elemento estiveram abaixo do limite de quantificação do método analítico empregado (0,10 mg/kg) e, as amostras onde a quantificação deste parâmetro foi possível, permanecerem em concentrações abaixo do estabelecido pela resolução CONAMA Nº 454/2012 (Nível 1 -34 mg/kg e Nível 2 – 270 mg/kg), bem como as concentrações de provável efeito adverso à biota, apresentadas por Buchman (2008) – TEL (18,7), PEL (108) ERL (34) e ERM (270) e AET (390 mg/kg).

3.3.3.2.6 Cromo Total

Os dados apresentados para este parâmetro foram obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas no estuário do rio Piraquê-açu pela Fundação Renova (PMQQS) e Lactec após a chegada da onda de cheias ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 11/11/2015 até o início de 2019. Os registros iniciais datam de 10/08/2017, cerca de vinte meses após a pluma de rejeitos atingir a foz do rio Doce (Figura 266).

Figura 266 – Variação de cromo total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.

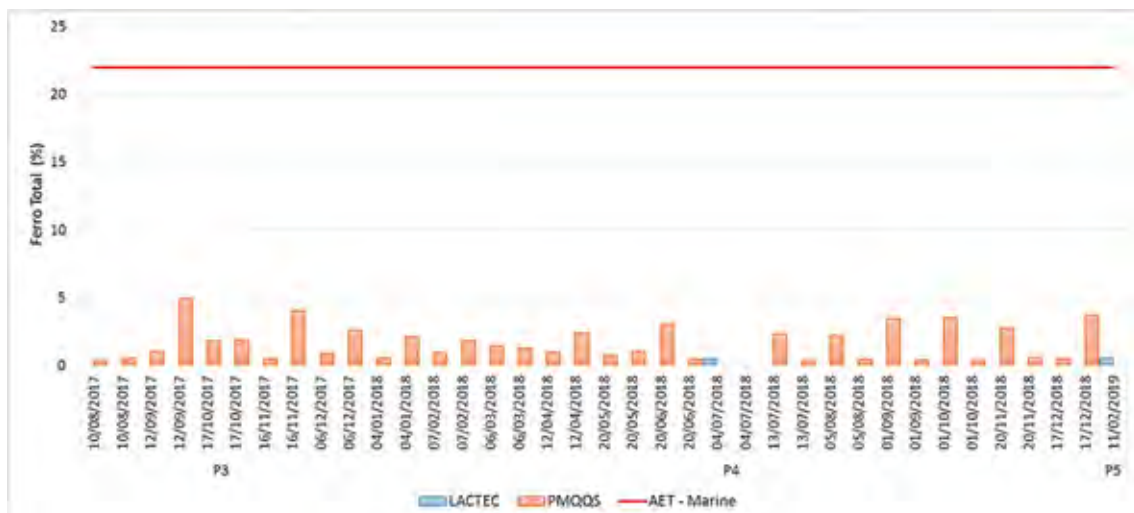


Como pode ser observado, este parâmetro esteve em concentrações que atenderam integralmente a resolução CONAMA Nº 454/2012 (abaixo do Nível 1 – 81 mg/kg), bem como as concentrações estipuladas como de possível efeito a biota apresentado por Buchman (2008), com exceção de apenas um evento amostral, 12/09/2017, onde a concentração observada (56 mg/kg) excedeu a concentração de TEL (52,3 mg/kg), porém, o registro foi eventual e não observado em amostragem anteriores ou posteriores e, desta forma, esta alteração pontual não pode ser associada a ocorrência do desastre.

3.3.3.2.7 Ferro Total

Os dados apresentados para este parâmetro foram obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas no estuário do rio Piraquê-açu pela Fundação Renova (PMQQS) e Lactec após a chegada da onda de cheia ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 11/11/2015 até o início de 2019. Os registros iniciais datam de 10/08/2017, cerca de vinte meses após a pluma de rejeitos atingir a foz do rio Doce (Figura 267).

Figura 267 – Variação de ferro total (%) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.



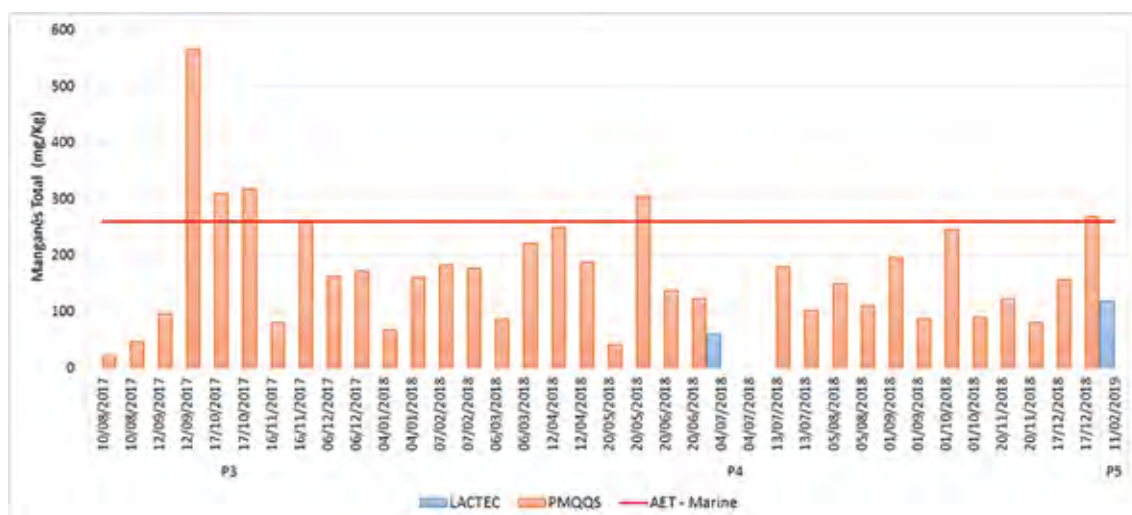
Considerando que não é estabelecido em legislação vigente limite de concentração de ferro total em sedimentos, utilizou-se a critério de comparação a concentração de possível efeito a biota AEL, estabelecido por Buchman (2008), a qual prevê que o parâmetro ferro total deva estar presente em concentrações que representem até 22% do total analisado.

Desta forma, observa-se que em nenhuma das ocasiões foram registradas concentrações de ferro total acima de 5%, ou seja, todos os eventos amostrais estiveram em acordo com o limite recomendado de AET, não sendo observado qualquer alteração ambiental decorrente do desastre.

3.3.3.2.8 Manganês Total

Os dados apresentados para este parâmetro foram obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas no estuário do rio Piraquê-açu pela Fundação Renova (PMQQS) e Lactec após a chegada da onda de cheias ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 11/11/2015 até o início de 2019. Os registros iniciais datam de 10/08/2017, cerca de vinte meses após a pluma de rejeitos atingir a foz do rio Doce (Figura 268).

Figura 268 – Variação de manganês total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.



Assim como para ferro total, o parâmetro manganês total não possui limite estabelecido em legislação nacional e, assim, a critério de avaliação utilizou-se o limite estabelecido para AET de acordo com Buchman (2008).

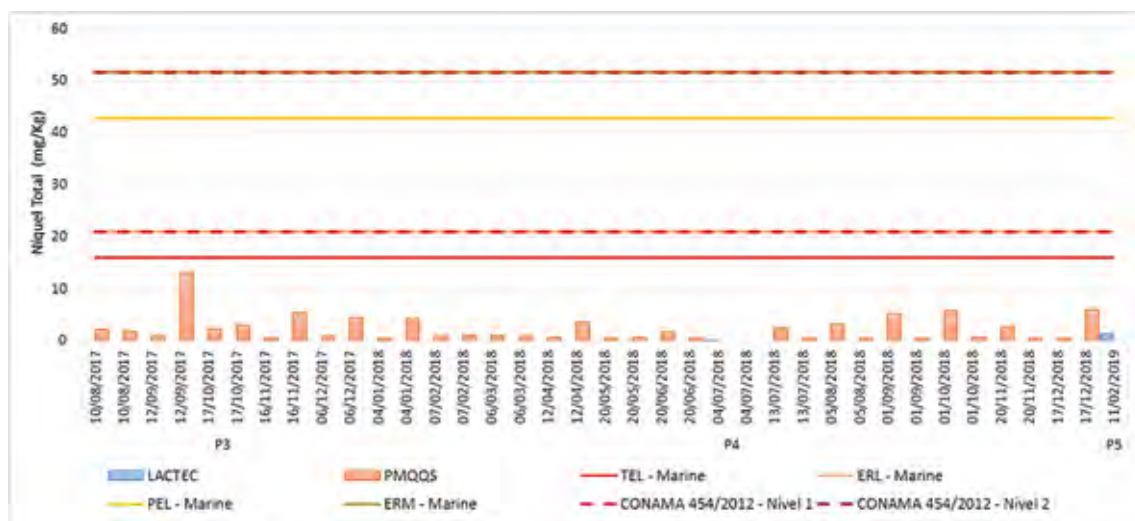
Como pode ser observado, ao longo de todo o período amostral este elemento apresentou variabilidade em concentração, estando acima da concentração de AET (260 mg/kg) em cinco momentos amostrais, atingindo uma concentração máxima de aproximadamente 570 mg/kg em 12/09/2017.

A partir da análise das informações do gráfico (Figura 268), associada a lacuna de dados pretéritos deste parâmetro para esta área, não pode ser observada relação entre a ocorrência dos picos de concentração e o desastre.

3.3.3.2.9 Níquel Total

Os dados apresentados para este parâmetro foram obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas no estuário do rio Piraquê-açu pela Fundação Renova (PMQQS) e Lactec após a chegada da onda de cheias ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 11/11/2015 até o início de 2019. Os registros iniciais datam de 10/08/2017, cerca de vinte meses após a pluma de rejeitos atingir a foz do rio Doce (Figura 269).

Figura 269 – Variação de níquel total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.



Conforme pode ser observado, o parâmetro níquel atendeu integralmente aos limites estabelecidos pela resolução CONAMA Nº 454/2012 (BRASIL, 2012) – Nível 1 (20,9 mg/kg) e Nível 2 (51,6 mg/kg), bem como as concentrações de possível efeito a biota apresentada por Buchman (2008) – TEL (15,9 mg/kg), ERL (20,9 mg/kg), PEL (42,8 mg/kg), ERM (51,6 mg/kg) e AET (110 mg/kg).

Assim, além deste parâmetro estar presente em concentrações que atestem boa qualidade ambiental, nota-se que não pode ser observada qualquer alteração na concentração deste elemento em função do desastre.

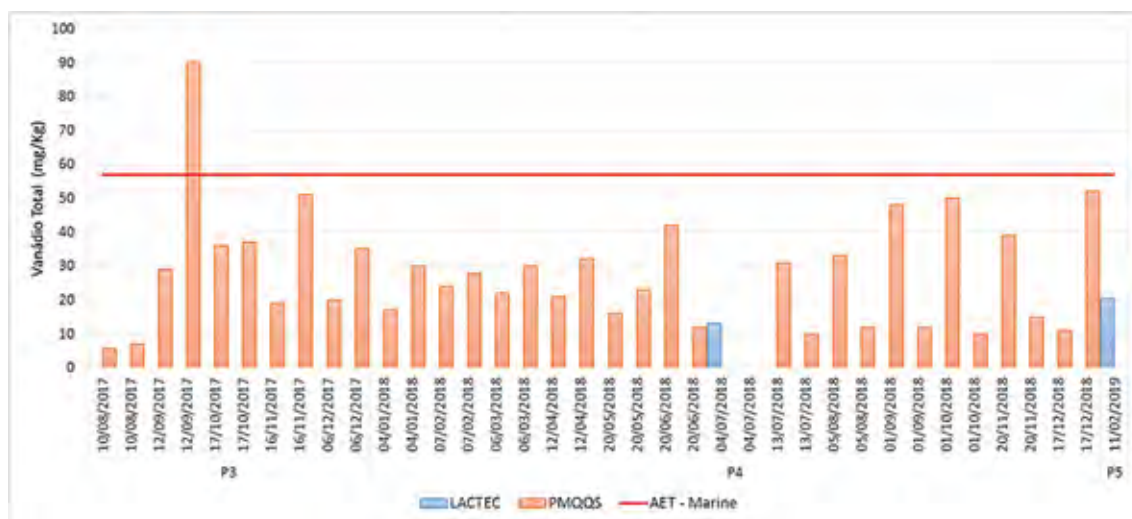
3.3.3.2.10 Vanádio Total

Os dados apresentados para este parâmetro foram obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas no estuário do rio Piraquê-açu pela Fundação Renova (PMQQS) e Lactec após a chegada da onda de cheias ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 11/11/2015 até o início de 2019. Os registros iniciais datam de 10/08/2017, cerca de vinte meses após a pluma de rejeitos atingir a foz do rio Doce (Figura 270).

Devido à falta de limite estabelecido em legislação ambiental nacional para a presença deste parâmetro adotou-se, em critério de comparação, a concentração de esperado efeito a biota AET, conforme apresentado por Buchman (2008).

De forma geral, as concentrações deste elemento ao longo das campanhas amostrais realizadas atenderam a concentração apresentada por Buchman (2008), sendo observado apenas um evento restrito onde a concentração de vanádio total suplantou a concentração de 57 mg/kg (AET), ocorrida em 12/09/2017.

Figura 270 – Variação de vanádio total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.



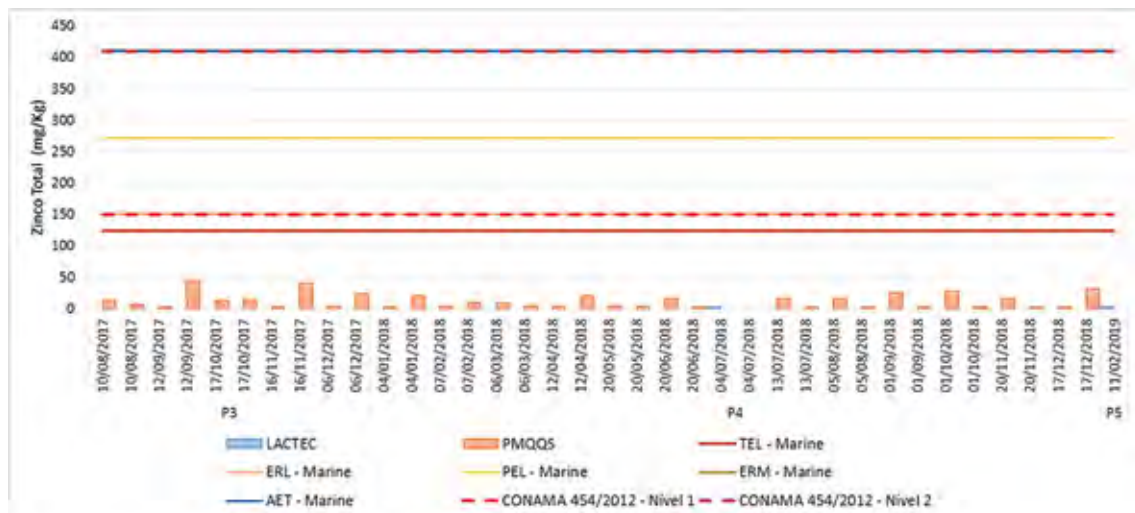
Entretanto, a partir da análise do perfil de ocorrência deste elemento, o tempo transcorrido entre o desastre e o registro do pico de concentração, bem como a lacuna de dados anteriores a ocorrência do desastre, a alteração observada não pode ser relacionada diretamente ao rompimento da barragem, tendo em vista que não foram evidenciados outros momentos amostrais em que este parâmetro estivesse em desacordo.

3.3.3.2.11 Zinco Total

Os dados apresentados para este parâmetro foram obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas no estuário do rio Piraquê-açu pela Fundação Renova (PMQQS) e Lactec após a chegada da onda de cheias ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 11/11/2015 até o início de 2019. Os registros iniciais datam de 10/08/2017, cerca de vinte meses após a pluma de rejeitos atingir a foz do rio Doce (Figura 271).

Como pode ser observado, ao longo de todas as campanhas amostrais, este parâmetro atendeu integralmente ao estabelecido pela resolução CONAMA Nº 454/2012 (BRASIL, 2012), bem como as concentrações de provável efeito a biota apresentadas por Buchman (2008), atestando boa qualidade do sedimento na região em relação a presença de zinco, não sendo possível aferir qualquer provável influência do desastre na concentração deste elemento na área estudada.

Figura 271 – Variação de zinco total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2019.

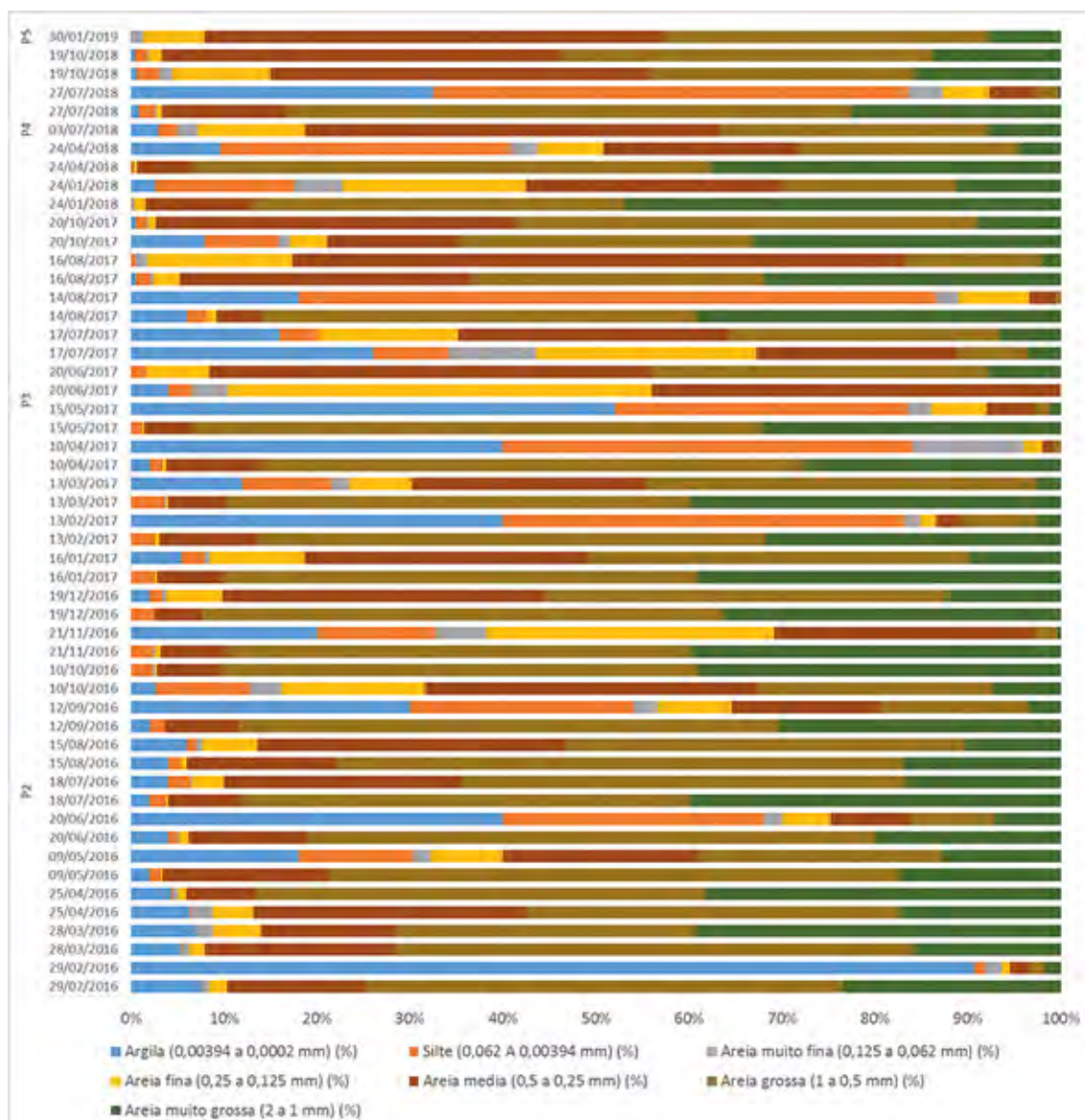


3.3.4 LAGOA MONSARÁS

3.3.4.1 Granulometria do sedimento superficial na lagoa Monsarás

Os dados de sedimentologia apresentados foram analisados a partir de amostras coletadas na lagoa Monsarás pela Fundação Renova (PMQQS e Renova-Emergencial) e pelo Lactec após as cheias ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce. Os registros iniciais para este parâmetro foram obtidos a partir de 29/02/2016, ou seja, aproximadamente três meses após a pluma de rejeitos alcançar a foz do rio Doce (Figura 272).

Figura 272 – Classificação granulométrica do sedimento na lagoa Monsarás, 2016 a 2019, por amostragem.



3.3.4.2 Concentração de EPTs

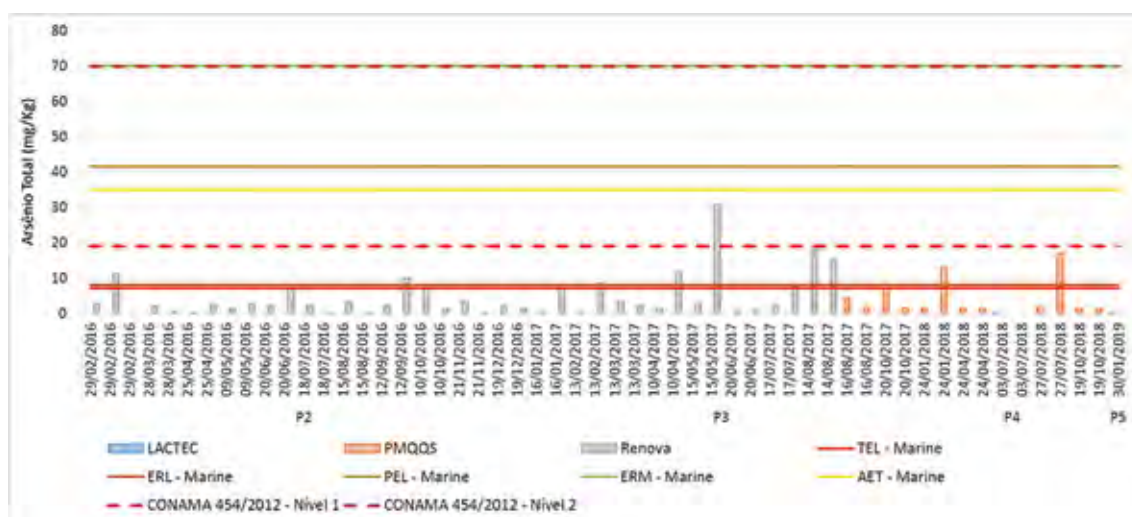
A seguir, apresentam-se a análise das concentrações dos parâmetros químicos de interesse para a caracterização da lagoa Monsarás, conforme metodologia apresentada pelo item 3.1.1. Ressalta-se que para os parâmetros químicos que apresentaram concentração abaixo do limite de quantificação do método analítico utilizado, em todos os momentos amostrais, não serão aqui apresentados, tendo em vista a impossibilidade de realizar análises sobre tais resultados, sendo este o caso para os parâmetros cádmio total e mercúrio total.

quais diferentes efeitos são esperados, definidas como critério para proteção da vida marinha (PEL, TEL, ERL, ERM e AET).

Com base nos dados levantados pela Renova (PMQQS e Renova-Emergencial) e Lactec, verifica-se que este elemento apresentou variabilidade ao longo das amostragens realizadas (Figura 274), não sendo evidente um padrão ou tendência de comportamento de sua ocorrência.

Este elemento apresentou, em uma ocasião, concentração acima do limite estabelecido pelo Nível 1 da resolução CONAMA nº 454/2012 (19 mg/kg); e, em mais de uma ocasião, concentrações acima das definidas como de provável efeito a biota para TEL (7,24 mg/kg) e ERL (8,2 mg/kg). Entretanto, conforme variabilidade verificada ao longo das amostragens realizadas, não é possível afirmar que as alterações observadas para este parâmetro possam ter relação com o desastre, visto que, além do tempo transcorrido entre o incidente e o pico de concentração observado nas amostragens, a falta de informações pretéritas deste ambiente não permite inferir em quais características este elemento ocorre naturalmente neste ambiente, o que demandaria a necessidade de uma avaliação minuciosa e desvinculada aos limites estipulados e recomendados como de possível efeito a biota.

Figura 274 – Variação de arsênio total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019.



3.3.4.2.3 Bário Total

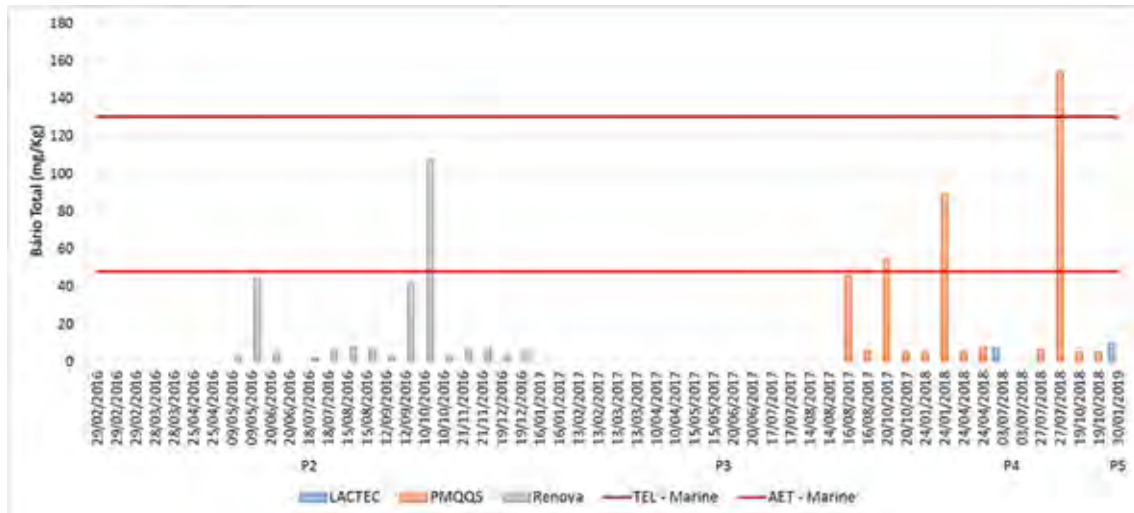
Os dados apresentados para este parâmetro foram obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas no estuário da lagoa Monsarás pela Fundação Renova (PMQQS e Renova-Emergencial) e Lactec após a chegada da onda de cheias ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 11/11/2015 até o início de 2019. Os registros iniciais datam de 09/05/2017, cerca de seis meses após a pluma de rejeitos atingir a foz do rio Doce (Figura 275).

Para avaliação da concentração de bário total utilizou-se os níveis de referência de TEL e AET, conforme estabelecido por Buchman (2008), como a concentração proposta como critério para proteção da vida marinha.

A partir das amostras de sedimentos obtidas pela Renova (PMQQS e Renova-Emergencial) e Lactec, verifica-se que em ao longo de todo o período monitorado, a concentração de bário total

esteve acima da AET (48 mg/kg) em quatro momentos amostrais, e acima da TEL (130,1 mg/kg), em um momento amostral.

Figura 275 – Variação de bário total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019.

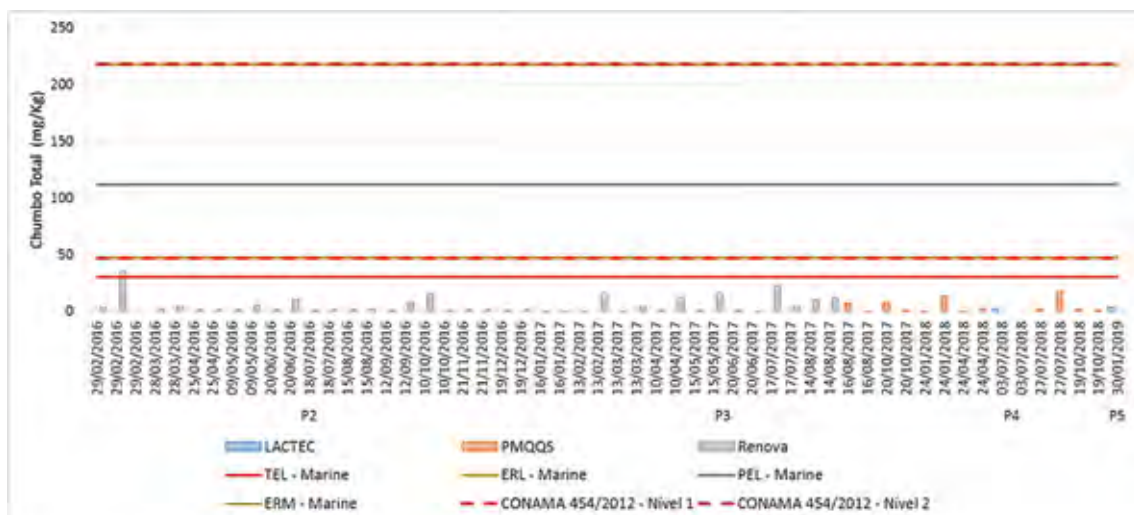


Devido à falta de dados pretéritos do padrão de ocorrência deste elemento para a área, associado ao tempo transcorrido entre o desastre e o registro dos picos de concentrações para este elemento na lagoa Monsarás, não é possível inferir que as alterações observadas na concentração de bário total estejam relacionadas a ocorrência do desastre.

3.3.4.2.4 Chumbo Total

Os dados apresentados para este parâmetro foram obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas na lagoa Monsarás pela Fundação Renova (PMQQS e Renova-Emergencial) e Lactec após a chegada da onda de cheias ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 11/11/2015 até o início de 2019. Os registros iniciais datam de 29/02/2016, ou seja, aproximadamente três meses após a pluma de rejeitos alcançar a foz do rio Doce (Figura 276).

Figura 276 – Variação de chumbo total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019.



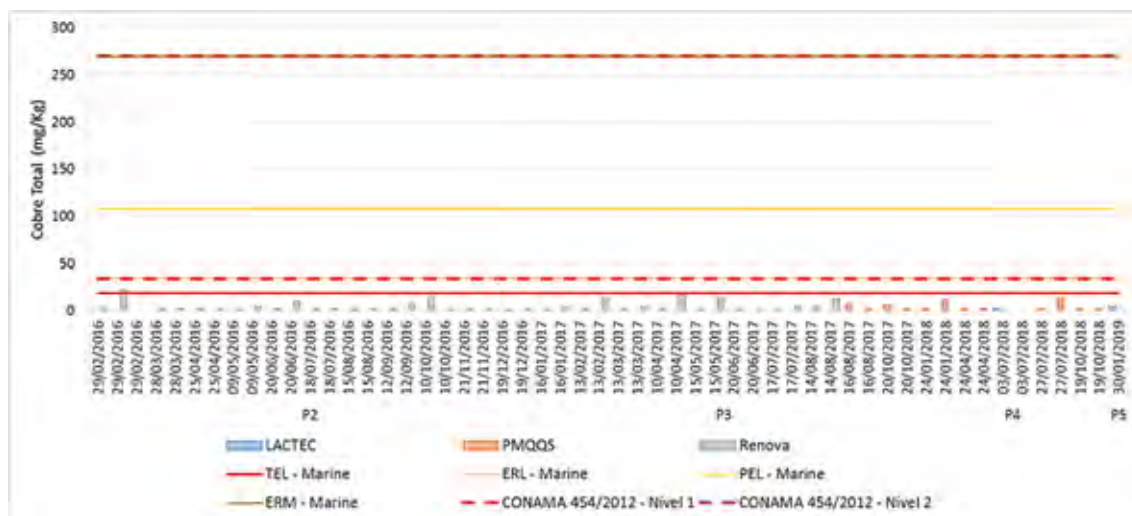
Embora o parâmetro chumbo total tenha ocorrido com maior frequência em concentrações inferiores ao limite de quantificação do método analítico empregado, este esteve em concentrações mensuráveis em alguns dos eventos amostrais realizados.

Entretanto, como pode ser observado na Figura 276, as concentrações mensuradas não ultrapassaram os limites estabelecidos pela resolução CONAMA Nº 454/2012 (Nível 1 – 46,7 mg/kg) e Nível 2 – 218 mg/kg), bem como as concentrações em que se espera efeito sobre a biota conforme apresentado por Buchman (2008), atestando a boa qualidade do sedimento da área, com exceção da amostragem realizada em 29/02/2016, onde a concentração observada foi de 34,9 mg/kg, ultrapassando a concentração de referência para TEL (30,24 mg/kg).

3.3.4.2.5 Cobre Total

Os dados apresentados para este parâmetro foram obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas na lagoa Monsarás pela Fundação Renova (PMQQS e Renova-Emergencial) e Lactec após a chegada da pluma de rejeitos ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 11/11/2015 até o início de 2019. Os registros iniciais datam de 29/02/2016, ou seja, aproximadamente três meses após a pluma de rejeitos alcançar a foz do rio Doce (Figura 277).

Figura 277 – Variação de cobre total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019



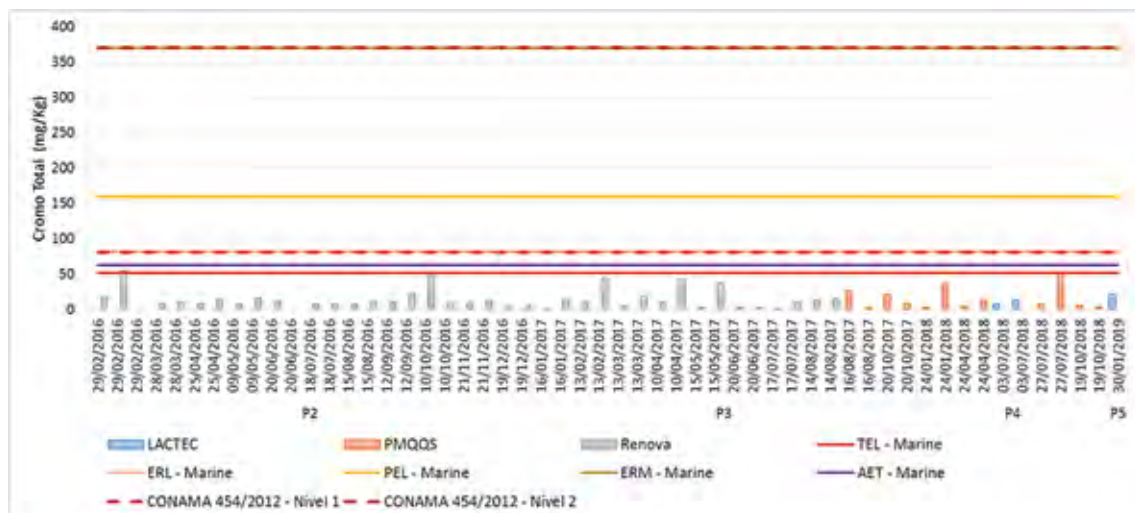
Assim como verificado para chumbo total, a maioria das concentrações deste elemento estiveram abaixo do limite de quantificação do método analítico empregado e, as amostras onde a quantificação deste parâmetro foi possível, permanecerem em concentrações abaixo do estabelecido pela resolução CONAMA Nº 454/2012 (Nível 1 – 34 mg/kg) e Nível 2 – 270 mg/kg), bem como as concentrações de provável efeito adverso à biota, apresentadas por Buchman (2008), com exceção da amostragem realizada em 29/02/2016, onde a concentração observada foi de 22,3 mg/kg, ultrapassando a concentração de referência para TEL (18,7 mg/kg).

3.3.4.2.6 Cromo Total

Os dados apresentados para este parâmetro foram obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas na lagoa Monsarás pela Fundação Renova (PMQQS e Renova-Emergencial) e Lactec após a chegada da onda de cheias ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 11/11/2015 até o início de 2019. Os registros iniciais datam de 29/02/2016, ou seja, aproximadamente três meses após a pluma de rejeitos alcançar a foz do rio Doce (Figura 278).

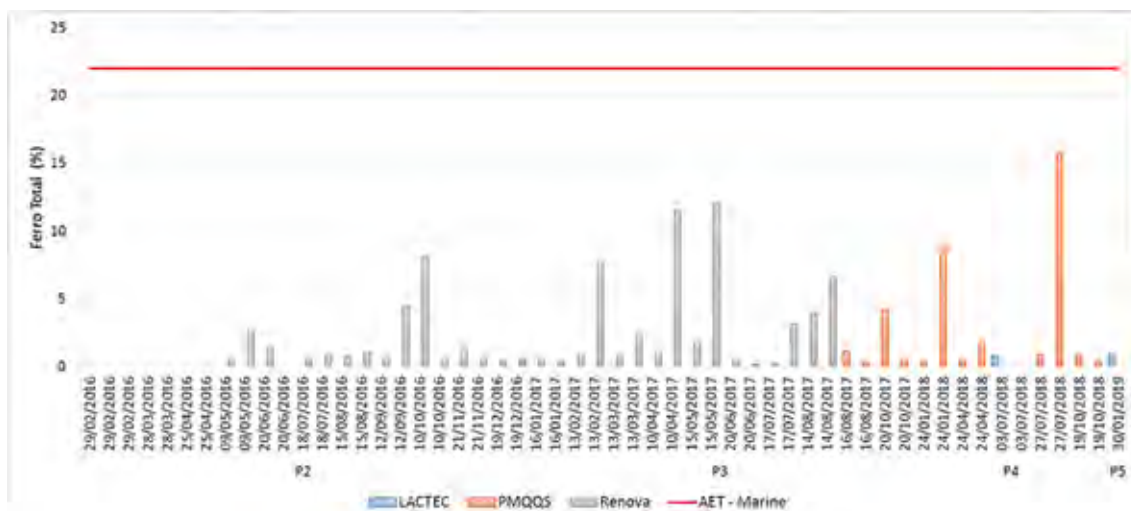
Como pode ser observado, este parâmetro esteve em concentrações que atenderam integralmente a resolução CONAMA Nº 454/2012 (abaixo do Nível 1 – 81 mg/kg), bem como as concentrações estipuladas como de possível efeito a biota apresentado por Buchman (2008), com exceção de apenas um evento amostral, 29/02/2016, onde a concentração observada excedeu a concentração de TEL (52,3 mg/kg), porém, o registro foi eventual e não observado em amostragem anteriores ou posteriores e, desta forma, esta alteração pontual não pode ser associada a ocorrência do desastre.

Figura 278 – Variação de cromo total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019.



3.3.4.2.7 Ferro Total

Os dados apresentados para este parâmetro foram obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas no estuário da lagoa Monsarás pela Fundação Renova (PMQQS e Renova-Emergencial) e Lactec após a chegada da onda de cheias ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 11/11/2015 até o início de 2019. Os registros iniciais datam de 09/05/2017, cerca de seis meses após a pluma de rejeitos atingir a foz do rio Doce (Figura 279).

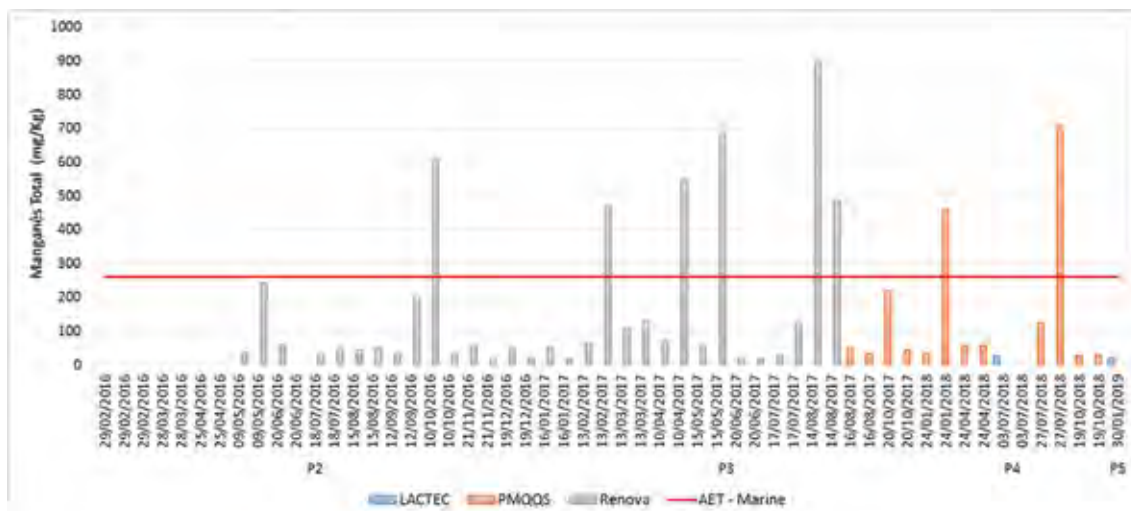
Figura 279 – Variação de ferro total (%) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019.

Considerando que não é estabelecido em legislação vigente limite de concentração de ferro total em sedimentos, utilizou-se a critério de comparação a concentração de possível efeito a biota AEL, estabelecido por Buchman (2008), a qual prevê que o parâmetro ferro total deva estar presente em concentrações que representem até 22% do total analisado.

Desta forma, observa-se que em nenhuma das ocasiões foram registradas concentrações de ferro total acima de 5%, ou seja, todos os eventos amostrais estiveram em acordo com o limite recomendado de AET, não sendo observado qualquer alteração ambiental decorrente do desastre.

3.3.4.2.8 Manganês Total

Os dados apresentados para este parâmetro foram obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas no estuário na lagoa Monsarás pela Fundação Renova (PMQQS e Renova-Emergencial) e Lactec após a chegada da onda de cheias ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 11/11/2015 até o início de 2019. Os registros iniciais datam de 09/05/2017, cerca de seis meses após a pluma de rejeitos atingir a foz do rio Doce (Figura 280).

Figura 280 – Variação de manganês total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019.

Assim como para ferro total, o parâmetro manganês total não possui limite estabelecido em legislação nacional e, assim, a critério de avaliação utilizou-se o limite estabelecido para AET de acordo com Buchman (2008).

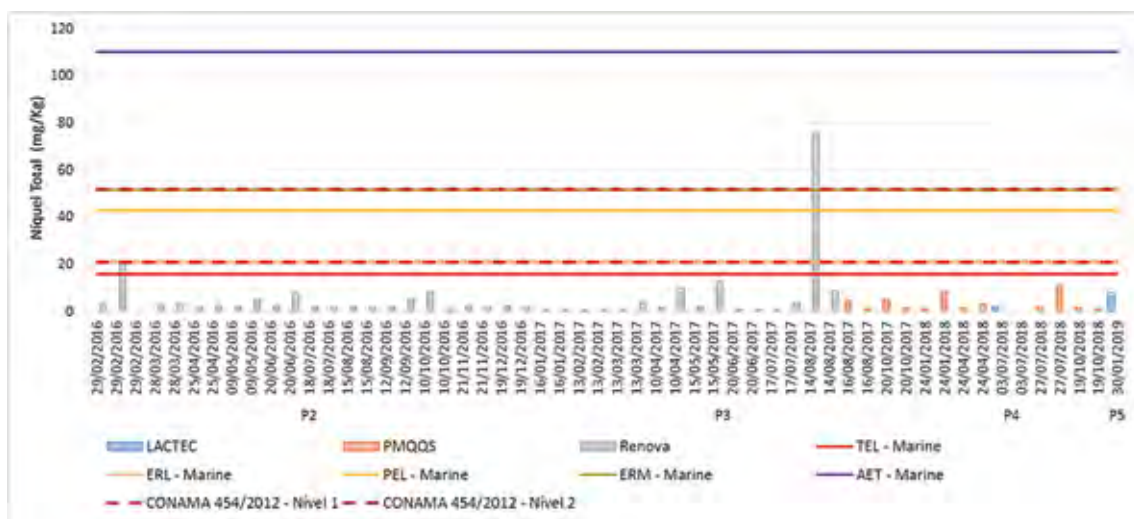
Como pode ser observado, ao longo de todo o período amostral este elemento apresentou variabilidade em concentração, estando acima da concentração de AET (260 mg/kg) em oito momentos amostrais.

A partir da análise das informações do gráfico (Figura 280), associada a lacuna de dados pretéritos deste parâmetro para esta área, não pode ser observada relação entre a ocorrência dos picos de concentração e o desastre.

3.3.4.2.9 Níquel Total

Os dados apresentados para este parâmetro foram obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas na lagoa Monsarás pela Fundação Renova (PMQQS e Renova-Emergencial) e Lactec após a chegada da onda de cheias ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 11/11/2015 até o início de 2019. Os registros iniciais datam de 29/02/2016, ou seja, aproximadamente três meses após a pluma de rejeitos alcançar a foz do rio Doce (Figura 281).

Figura 281 – Variação de níquel total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019.



Conforme pode ser observado, o parâmetro níquel atendeu integralmente aos limites estabelecidos pela resolução CONAMA Nº 454/2012, bem como as concentrações de possível efeito a biota apresentada por Buchman (2008), com exceção de dois momentos amostrais, em 29/02/2019 e 14/08/2018, onde este parâmetro atingiu concentrações de 19,7 mg/kg e 75,9 mg/kg.

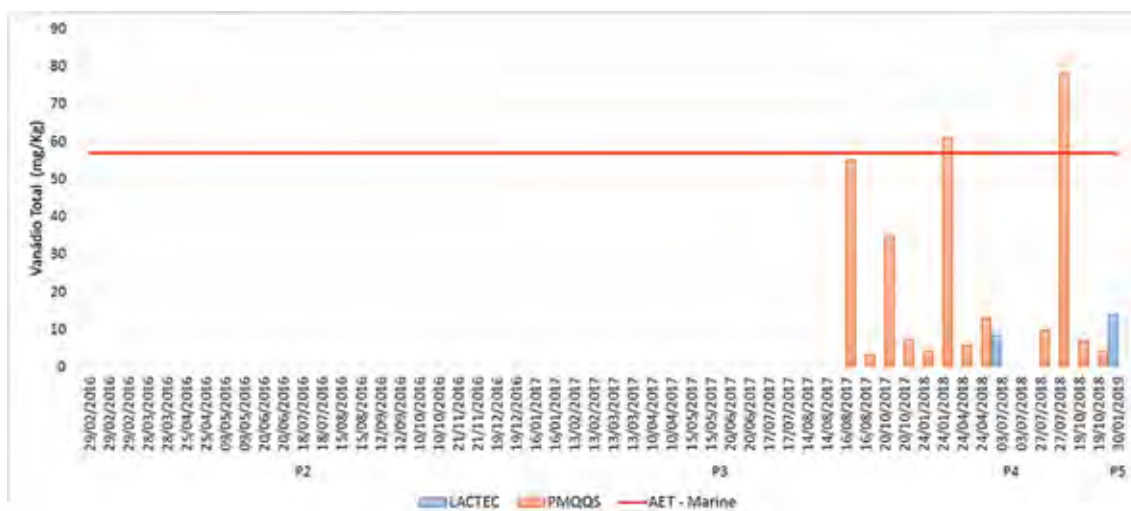
Para o primeiro pico, embora este não tenha suplantado o limite estabelecido para o Nível 1 pela resolução CONAMA Nº 454/2012, a concentração de TEL (15,9 mg/kg), foi ultrapassada. Já para o segundo momento amostral, a concentração excedeu os limites do nível 2 da resolução CONAMA Nº 454/2012 (51,6 mg/kg), além das concentrações para TEL (15,9 mg/kg), ERL (20,9 mg/kg), PEL (42,8 mg/kg), e ERM (51,6 mg/kg).

Entretanto, a ocorrência destes picos de concentração não pode ser atribuída ao desastre, tendo em consideração que os picos são temporalmente distantes entre si e em relação ao desastre, sendo precedidos e sucedidos de eventos amostrais onde foram registradas menores concentrações. O incremento abrupto e temporalmente restritos de elementos não é característico de áreas contaminadas, onde espera-se observar certa homogeneidade de concentração entre as amostragens, ou tendência de acréscimo ou decréscimo na concentração em eventos de comprometimento ou recuperação gradual do ambiente.

3.3.4.2.10 Vanádio Total

Os dados apresentados para este parâmetro foram obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas na lagoa Monsarás pela Fundação Renova (PMQQS) e Lactec após a chegada da onda de cheias ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 11/11/2015 até o início de 2019. Os registros iniciais datam de 16/08/2017, ou seja, aproximadamente vinte e um meses após a pluma de rejeitos alcançar a foz do rio Doce (Figura 282).

Figura 282 – Variação de vanádio total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019.



Devido à falta de limite estabelecido em legislação ambiental nacional para a presença deste parâmetro adotou-se, em critério de comparação, a concentração de esperado efeito a biota AET, conforme apresentado por Buchman (2008).

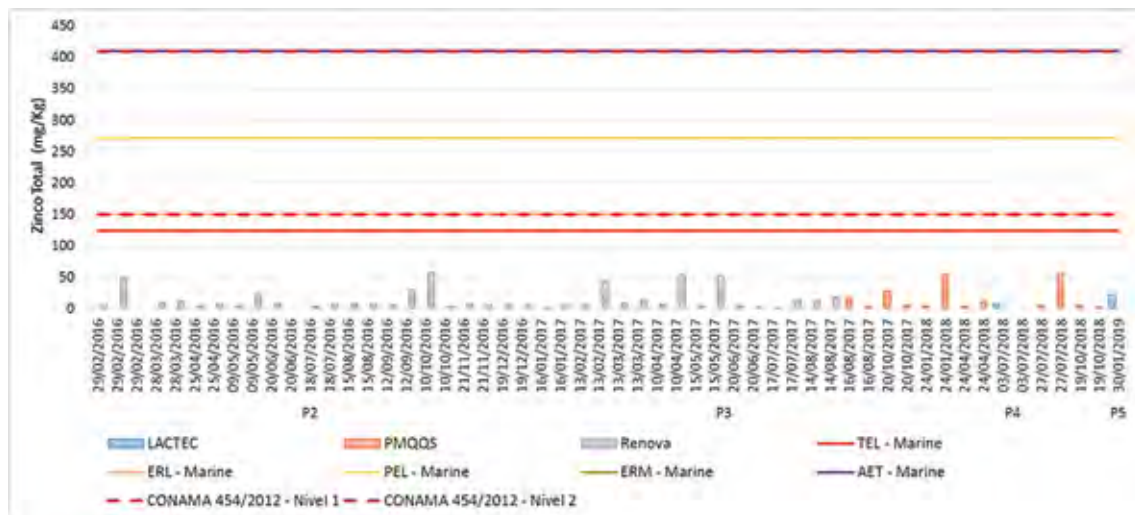
De forma geral, as concentrações deste elemento ao longo das campanhas amostrais realizadas atenderam a concentração apresentada por Buchman (2008), sendo observado três eventos temporalmente restritos onde a concentração de vanádio total suplantou a concentração de 57 mg/kg (AET), ocorridas em 16/08/2017, 24/01/2018 e 27/07/2018.

Entretanto, a partir da análise do perfil de ocorrência deste elemento, o tempo transcorrido entre o desastre e o registro dos picos de concentração, bem como a lacuna de dados anteriores a ocorrência do desastre, a alteração observada não pode ser relacionada ao rompimento da barragem, tendo em vista que os picos são temporalmente distantes entre si e em relação ao desastre, sendo precedidos e sucedidos de eventos amostrais onde foram registradas menores concentrações.

3.3.4.2.11 Zinco Total

Os dados apresentados para este parâmetro foram obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas na lagoa Monsarás pela Fundação Renova (PMQOS e Renova-Emergencial) e Lactec após a chegada da onda de cheias ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce em 11/11/2015 até o início de 2019. Os registros iniciais datam de 29/02/2016, ou seja, aproximadamente três meses após a pluma de rejeitos alcançar a foz do rio Doce (Figura 283).

Figura 283 – Variação de zinco total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2019.



Como pode ser observado, ao longo de todas as campanhas amostrais, este parâmetro atendeu integralmente ao estabelecido pela resolução CONAMA Nº 454/2012, bem como as concentrações de provável efeito a biota apresentadas por Buchman (2008), atestando boa qualidade do sedimento na região em relação a presença de zinco, não sendo possível aferir qualquer provável influência do desastre na concentração deste elemento na área estudada.

3.3.5 ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DA MACROFAUNA BÊNICA DOS ESTUÁRIOS

A seção inicia com a comparação dos resultados obtidos nesse diagnóstico de danos com os resultados de estudos realizados pré-desastre do rompimento da barragem de Fundão (MG). No Documento Suplementar MACROFAUNA BÊNICA são apresentados os resultados produzidos nesse diagnóstico nas duas campanhas que descrevem as características das comunidades bênticas estuarinas, na área de abrangência do estudo, e que por ausência de estudos pretéritos não puderam ser comparadas mas que representam resultados considerados pioneiros para a região e que poderão contribuir para o monitoramento na área afetada pelo desastre.

Poucos estudos com comunidades bênticas estuarinas foram realizadas no Brasil e especialmente no Espírito Santo. Em uma revisão sobre os estudos realizados em estuários Bernardino et al., (2016) apresentaram o conhecimento sobre as comunidades bênticas estuarinas no Brasil. Dos 50 trabalhos publicados em estuários levantados pelos autores somente dois foram realizados no Espírito Santo. Todos os estudos foram desenvolvidos na Baía de Vitória (BERNARDINO et al., 2016; ZALMON; KROHLING e FERREIRA, 2011; NALESSO et al., 2005).

Para a composição da linha do tempo partindo da linha base foi dificultada pelo fato de que poucos estudos foram realizados em estuários do Espírito Santo. Boa parte dos dados foram gerados em relatórios técnicos produzidos durante o processo de licenciamento de obras de construção de estaleiros e gasodutos (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017b e 2019d).

Os critérios utilizados para a escolha dos estudos para a composição dos períodos na linha do tempo para a avaliação do dano foram: apresentar estações de coletas na foz do rio Doce, métricas e períodos do ano que pudessem ser comparáveis. As demais estações não foram utilizadas para constatação dos danos por não apresentarem estudos de linha base.

Para o período anterior ao desastre (série histórica até novembro de 2015) foi utilizado o estudo de Gomes et al., 2017 por se tratar de resultados obtidos em novembro de 2015 poucos dias antes da chegada da pluma de rejeitos. No estudo os autores plotaram 10 estações de coletas na foz do rio Doce e amostraram 11, 9 e 2 dias antes da chegada da pluma, no dia da chegada e 1 e dois dias após a chegada dos rejeitos.

Para o período pós-desastre foi utilizado os resultados coletados em setembro de 2016 pela COPPETEC Fundação (VALE et al., 2017) e os resultados obtidos nesse diagnóstico.

Além desses estudos também foram feitas considerações dos resultados obtidos por Augusto (2010) e Neves (2014a).

O dano de alterações na estrutura das comunidades bênticas do estuário do rio Doce foi considerado gravíssimo visto que, em todos os índices ecológicos analisados houve reduções de mais de 50% nos valores após o desastre. Com relação a reversibilidade há possibilidade de que as comunidades venham a se recuperar através da recolonização das espécies através dos estoques de larvas presentes em locais menos afetados pelo desastre, desta forma foi caracterizado como parcialmente reversível com tendência de redução.

Para efeito de comparação os valores de densidades de todos os estudos foram transformados para metro quadrado e os valores de riqueza foram obtidos através do total do de *taxa* amostrados. Os grupos com menores abundâncias foram agrupados na categoria “Outros”. Os valores de cada período representam as médias das estações de coletas em cada estudo.

Todos os parâmetros estruturais das comunidades bênticas da zona costeira apresentaram alterações após o desastre.

A Figura 284 e a Figura 285 ilustram os resultados das comparações entre os parâmetros estruturais das comunidades bênticas ao longo dos anos. Na Tabela 76 são apresentados os valores das métricas utilizadas para a comparação com os resultados obtidos nesse diagnóstico. Em todos os estudos para as comparações foram utilizadas somente as estações localizadas na foz do rio Doce.

As densidades médias totais passaram de $3490,00 \pm 1631,00$ ind.m⁻² no período anterior ao desastre (11 dias antes) a $65,99 \pm 31,11$ ind.m⁻², três anos após o desastre, em fev/19. Os valores das densidades logo após a chegada da lama (2d após) demonstram que a disponibilidade de presas para os animais carnívoros no compartimento bêntico foi fortemente reduzida após o desastre tanto para os Grandes Grupos como para Chironomidae, que foi o grupo mais abundante no estuário (Tabela 76; Figura 284 A e B).

O número de *taxa* diminuiu de 19 (11 dias antes a chegada da lama) para 4 em fev/19 (Tabela 76; Figura 284 D).

As diversidades baixaram de $1,40 \pm 0,25$, 11 dias antes da chegada da lama para $0,12 \pm 0,28$, em fev/19 (Tabela 76; Figura 284 C).

Para todos os grandes grupos taxonômicos houve fortes reduções das densidades logo após o período da passagem da lama. Chironomidae foi o grupo dominante em todos os períodos analisados. Por ser um grupo oportunista foi possível verificar um aumento da abundância relativa logo após a passagem da lama e diminuindo ao longo dos três anos consecutivos. Na categoria Outros também foi verificado um aumento em jul/18 que corresponde as abundância de Platyhelminthes que também representa um grupo muito frequente em ambientes degradados (Tabela 76; Figura 285 A, B, C, D e E).

Augusto (2010) constatou que alguns grupos respondiam positivamente à contaminação. No seu estudo utilizou a comunidade bêntica do estuário Canal da Passagem (Vitória) como bioindicadores de estresse. Para a autora o sedimento dos estuários representa um compartimento de sorção e biodisponibilidade de contaminantes e material de fonte antropogênica. Desta forma, justificou que a macrofauna bêntica associada ao sedimento representaria uma boa indicadora de estresse já que se utiliza a matéria orgânica depositada no sedimento (AUGUSTO, 2010).

Neves (2014a) avaliou a composição e distribuição espaço-temporal da comunidade bêntica em estuários do litoral norte do Espírito Santo. Os dois estuários estudados foram da foz do rio São Mateus e o outro em Barra Nova, ambos no município de São Mateus.

No estudo foram registrados 36 *taxa* para o estuário de São Mateus e 31 em Barra Nova, valores acima do registrado nesse programa onde o maior valor foi de 25 *taxa* no C10. Para a autora os maiores índices ecológicos no mês de novembro estão relacionados com a elevação das temperaturas no verão. Nesse estudo também foram registrados maior número de *taxa* e maior abundância na C10 durante o período chuvoso (NEVES, 2014a).

Os menores valores de densidades da macrofauna foram verificados nas estações da foz dos estuários, valores inferiores aos registrados na C10 e nos estudos de Augusto, (2010) e Neves (2014a) (Tabela 76).

Os números de *taxa* registrados e as diversidades foram mais baixas nos estuários da Baía de Vitória e na foz do rio Doce que são áreas impactadas. Nas estações foz do rio Doce o táxon dominante foi Chironomidae que é um grupo de insetos típicos de ambientes degradados. Outro aspecto importante das estações da foz do rio doce é que foi registrada a presença do bivalve exótico *C. fluminea* (Tabela 76).

A dominância de Polychaeta foi verificada na maioria dos estuários. As exceções foram nas estações desse diagnóstico localizadas na foz do rio Doce e na C10 na foz do Piraquê-açu (Tabela 76).

Esses resultados demonstram a heterogeneidade dos estuários analisados já que os parâmetros estruturais variaram mesmo dentro de um mesmo estuário como no caso do estudo de Augusto, (2010). Houve semelhança do número de *taxa* e índice de diversidade entre os estuários mais impactados e entre os estuários menos impactados, que apresentaram maiores número de *taxa* e valores do índice de diversidade.

A continuidade do monitoramento é de fundamental importância para o conhecimento da estrutura das comunidades bêmicas da foz do rio Doce e do rio Piraquê-açu ao longo do tempo além de permitir o acompanhamento das abundâncias da espécie exótica *C. fluminea*.

Figura 284 – Gráficos das médias e desvios padrão dos parâmetros faunais: A. Densidades (m²) dos Grandes Grupos, B. Densidades de Chironomidae e C. Diversidades e D. Número Total de *Taxa* registrados pré- e pós- desastre no estuário da foz do rio Doce. Na categoria “Outros” estão inclusos os grandes grupos taxonômicos com baixas abundâncias.

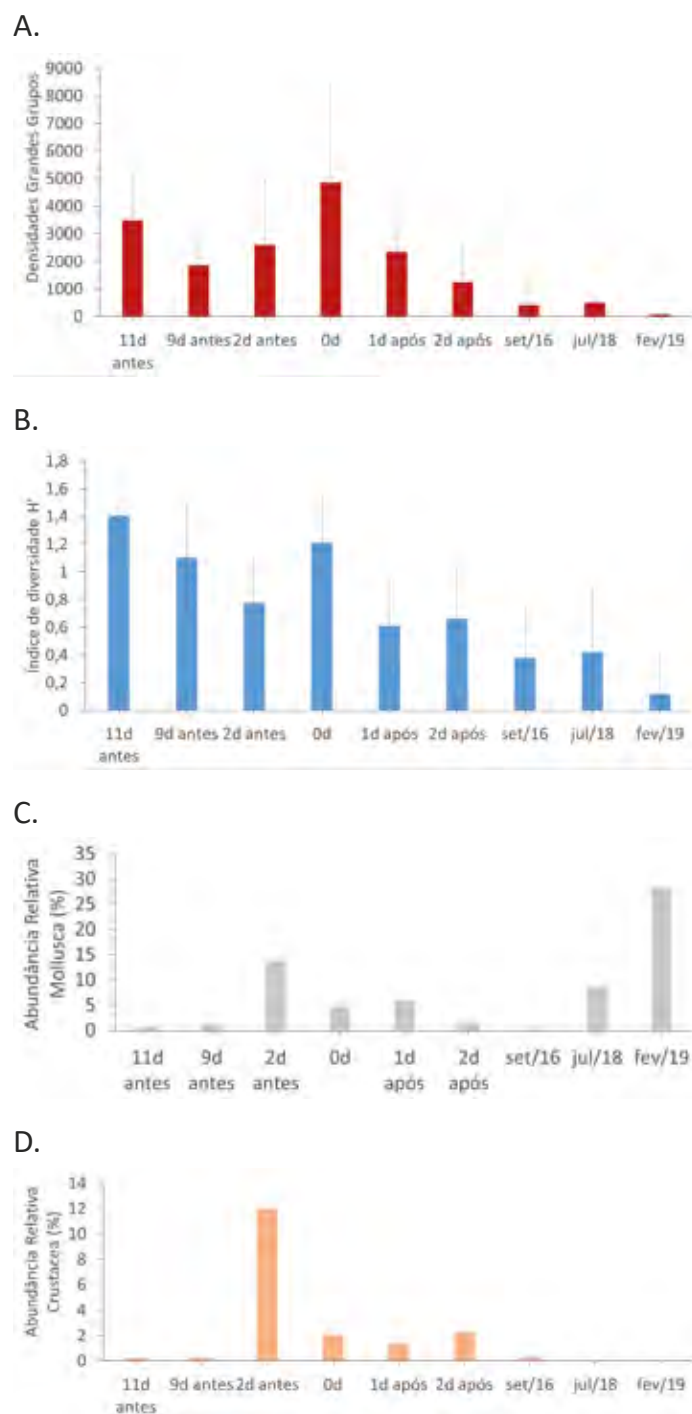
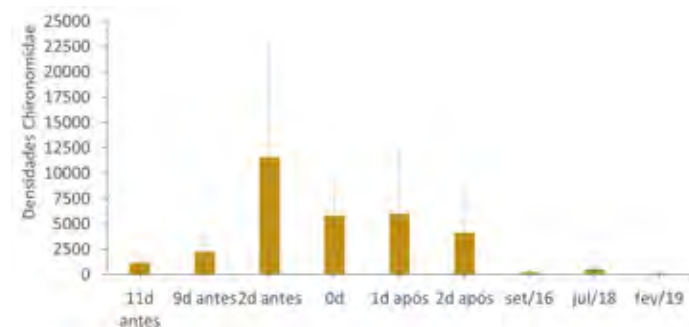


Figura 285 – Gráficos das abundâncias relativas de A. Mollusca, B. Polychaeta, C. Crustacea, D. Chironomidae e E. Outros registradas pré- e pós- desastre da barragem de Fundão (MG) ocorrido em 2015. Na categoria “Outros” estão inclusos os grandes grupos taxonômicos com baixas abundâncias.

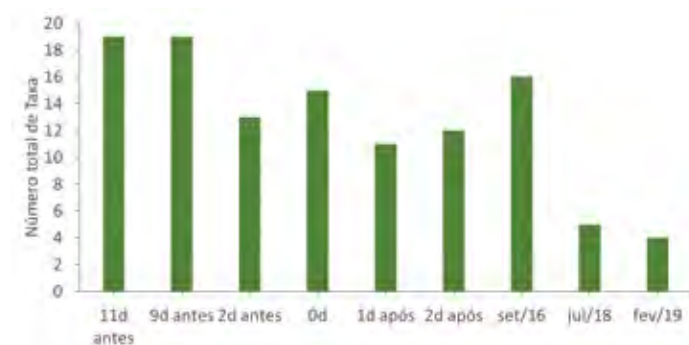
A.



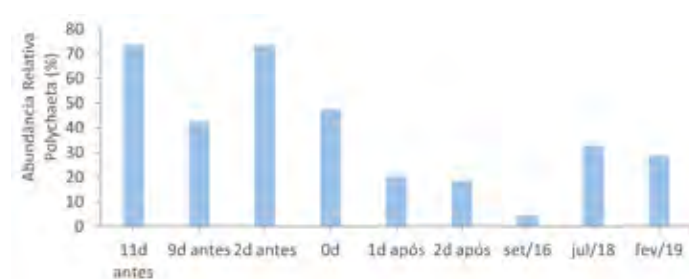
B.



C.



D.



E.

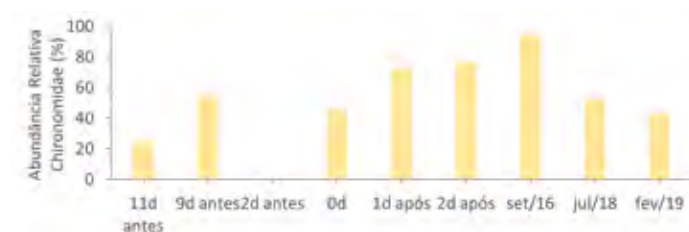


Tabela 76 – Valores dos parâmetros estruturais das comunidades bênticas verificados em estudos realizados na foz do rio Doce nos períodos pré- e pós- desastre da barragem de Fundão em 2015 (MG). Na categoria “Outros” estão inclusos os grandes grupos taxonômicos com baixas abundâncias. As densidades totais estão expressas em m2 e as densidades dos grandes grupos em densidades relativas.

Períodos	H'	DP	RIQUEZA	DENS total	DP	DENS Chironomidae	DP	Polychaeta	Crustacea	Mollusca	Outros	Chironomidae
11d antes	1,404	0,25	19	3490	1631	1150	1088	73,49	0,22	0,86	0,65	24,78
9d antes	1,102	0,39	19	1850	1580	2180	2122	42,43	0,25	1,24	1,99	54,09
2d antes	0,774	0,34	13	2580	2397	11590	11421	73,31	11,96	13,89	0,39	0,45
0d	1,212	0,34	15	4860	3604	5820	3783	47,38	2,06	4,78	0,28	45,51
1d após	0,611	0,35	11	2340	2135	6000	5995	20,14	1,32	6,00	0,60	71,94
2d após	0,661	0,43	12	1250	1271	4090	4068	18,54	2,25	1,69	0,94	76,59
set/16	0,38	0,37	16	414	883	202,33	116,91	4,66	0,31	0,23	0,62	94,26
jul/18	0,42	0,47	5	505,87	342,15	527,87	311,06	32,6	0	8,7	6,52	52,17
fev/19	0,12	0,28	4	65,99	31,11	65,99	31,1	28,57	0	28,58	0	42,85

3.3.6 CONTAMINAÇÃO E ALTERAÇÕES NO ESTADO DE SAÚDE DA MACROFAUNA BÊNICA DE ESTUÁRIOS

O comprometimento da fauna bêmica dos estuários foi constatada pela análise dos organismos marinhos e dos manguezais que utilizam os estuários em parte do desenvolvimento biológico ou durante seu ciclo de vida. Os resultados são tratados nas seções do ambiente marinho e dos manguezais nesse diagnóstico.

Como não havia literatura de linha base para a comparação desse dano entre os tempos pré- e pós- acidente não foi possível relacionar os valores encontrados com o desastre da barragem de Fundão.

3.3.7 CONCLUSÕES

Para o ambiente estuarino do rio Doce, verificou-se que as características granulométricas no primeiro período pós-desastre (P1) foi alterado em relação ao período pré-desastre (P0), com o aumento dos percentuais de sedimentos finos (silte+argila) neste ambiente, indicando para um afinamento da granulometria do estuário ocasionado pela chegada da pluma de rejeitos e deposição do material oriundo do desastre no leito do estuário, dano considerado “Categoria B” de acordo com a metodologia definida. No entanto, é possível verificar uma tendência de restabelecimento do ambiente em relação ao dano causado, visto que as frações de finos nos períodos subsequente a P1 diminuíram ao longo do tempo, de forma que é considerado que este dano “Tende a reduzir” e parcialmente reversível.

Com relação ao aumento da concentração de EPTs no estuário do rio Doce, no período P1 (novembro/2015 a março /2016), período adotado para a definição da gravidade do dano, o indicador manganês teve pelo menos 1/3 dos dados classificados na Categoria C. Desse modo, com base nos resultados avaliados do indicador ferro o dano aumento da concentração de EPTs foi considerado “Gravíssimo” no estuário do rio Doce.

Quanto a alterações finais classificadas como “Categoria B”, representadas pelos indicadores que apresentaram em P1 mais de 1/3 dos dados inferiores aos máximos históricos e superiores aos limites do Nível 1 ou então superiores aos máximos históricos e inferiores aos limites da Nível 1, estas foram verificadas apenas para o indicador ferro.

Com relação aos demais indicadores avaliados, apesar de alguns terem apresentado resultados em níveis Categoria B e/ou Categoria C durante o período imediatamente após o desastre (P1), estes não ocorreram em proporções que predominaram durante o período P1, sendo considerados desta forma como Categoria A. Os indicadores que apresentaram esta classificação foram: bário, cádmio, chumbo, cobre, cromo, mercúrio, níquel, e zinco. Cabe ressaltar novamente que estes indicadores apresentaram dados na Categoria B e/ou Categoria C, mesmo que pontuais, estas concentrações já podem ter causado algum dano à biota do ambiente estuarino, mesmo que em um curto espaço de tempo logo após a chegada dos rejeitos na região.

De um modo geral, a partir da análise dos dados dos indicadores com o passar do tempo, é possível verificar uma tendência de redução das concentrações no estuário do rio Doce, porém ainda são encontradas para alguns indicadores dados na classificação Categoria C, de forma que considera-se que o dano relativo ao aumento das concentrações de EPTs no sedimento do estuário do rio Doce

tende a reduzir em relação à situação observada em P1 (novembro/2015 a março/2016). Quanto a reversibilidade, visto que os rejeitos oriundos da barragem de Fundão ainda se encontram depositados no leito dos corpos hídricos e nos barramentos, na ocorrência de evento hidrológicos estes podem ser transportados até o estuário, afetando a qualidade do sedimento deste, considera-se que o dano aumento da concentração de EPTs é parcialmente reversível.

Tendo em vista a persistência de danos mensuráveis ao ambiente estuarino, mostra-se fundamental a continuidade do monitoramento ambiental até a obtenção de uma perspectiva mais clara a respeito da melhoria da qualidade ambiental da região.

Ainda, conforme observado ao longo dos monitoramentos realizados para a lagoa Monsarás e o estuário do rio Piraquê-açu, as variações observadas na concentração dos diversos elementos químicos analisados não podem ser diretamente relacionadas à ocorrência do desastre. Este fato justifica-se pelo registro de concentrações relativamente baixas para a maioria dos parâmetros químicos analisados, que apresentaram valores elevados em ocasiões temporalmente restritas e não associadas a um comportamento de ambiente contaminado, onde são observadas concentrações elevadas de parâmetros chave com maior frequência ao longo do tempo. Desse forma, a partir das análises realizadas não é possível afirmar que houve danos a qualidade dos sedimentos destes ambientes.

Alterações na estrutura das comunidades bênticas estuarinas foram constadas através da redução dos índices ecológicos, densidades e abundâncias relativas dos grandes grupos taxonômicos após a chegada da lama de rejeitos na foz do rio Doce. A contaminação dos organismos estuarinos por EPTs foi apontada por estudos secundários através da contaminação dos crustáceos coletados nos ambientes marinhos e manguezais localizados nas margens dos estuários.

3.4 DANOS À ICTIOFAUNA

Os estuários caracterizam-se por apresentar a biota aquática altamente adaptável às pressões ambientais e estabilidade ecológica em um ambiente dinâmico e variável, porém frágil às mudanças provocadas pelo homem (YÁÑEZ-ARANCIBIA, 1985). Estes ambientes oferecem aos organismos importantes áreas de alimentação, crescimento, abrigo e de reprodução (KENNISH, 1990), essenciais nas diferentes fases da vida de muitos peixes e invertebrados (RICKLEFS, 2003). São reconhecidamente áreas de proteção, alimentação, desenvolvimento e reprodução de várias espécies de pescado, funcionando ainda como habitat permanente para muitos peixes (CHAO et al., 1982; CORRÊA, 1987; CHAVES; BOUCHEREAU, 2000; HOSTIM-SILVA et al., 2013).

Nos ambientes estuarinos a distribuição dos organismos é influenciada, principalmente, pela salinidade, temperatura da água, profundidade, velocidade da corrente, oxigênio dissolvido e pela diversidade de habitats, com amplas variações nas escalas espacial e temporal (KUPSHUS; TREMAIN, 2001; MIRANDA et al., 2002). As interações biológicas de competição e predação também apresentam um papel importante na estruturação da fauna local (KENNISH, 1990).

Os efeitos da deposição de sedimentos, do assoreamento e do aumento da turbidez sobre indicadores ecológicos de comunidades de peixes indicam usualmente um profundo impacto negativo na riqueza e composição das assembleias de peixes (BERKMAN; RABENI, 1987; RABENI; SMALE, 1995),

principalmente para a ictiofauna marinha e estuarina (APPLEBY; SCARRATT, 1989; WILBER; CLARKE, 2001; KJELLAND et al., 2015; BARLETTA et al., 2016; BARLETTA; LIMA, 2019), em função dos danos mecânicos nas brânquias (MARSHALL; ELLIOT, 1998), do aumento da taxa de mortalidade de ovos e larvas (GRIFFIN et al., 2009; LOWE et al., 2015), da desestruturação dos habitats (O'NEILL; IVANOVIC, 2016) e da morte (O'CONNOR et al., 1976) ou afugentamento de espécies demersais, que são aquelas que dependem diretamente do substrato para a alimentação e a reprodução (RABENI; SMALE, 1995; BERKMAN; RABENI, 1987).

A degradação do habitat, além de modificar as estruturas das comunidades e as funções das espécies, também pode alterar as interações tróficas (BASCOMPTE et al., 2005; NAVIA et al., 2012; LOTZE; MILEWSKI, 2004), cujas consequências dependem da complexidade do ecossistema impactado (DUNNE et al., 2002). A perda de uma espécie-chave pode conduzir a desestruturação das interações, ocasionando alterações na abundância, biomassa e produtividade de uma comunidade (PACE et al., 1999), com efeitos nas relações dos níveis superiores para os inferiores (*top-down*), dos inferiores aos superiores (*bottom-up*), ou até mesmo dos níveis intermediários (*wasp-waist*) (HUNT; MCKINNELL, 2006).

Com base nos efeitos citados, foi avaliado os danos das alterações ambientais oriundas do desastre sobre a composição e estrutura das comunidades de peixes estuarinos, avaliando alterações na riqueza taxonômica e funcional (diversidade α), abundância, biomassa e similaridade (diversidade β) das comunidades ictiofaunísticas.

Destaca-se que os danos relacionados às alterações nas condições corporais e/ou na saúde da ictiofauna e ao aumento na bioacumulação constam em detalhes no Capítulo 7 do TOMO I – Contextualização.

3.4.1 METODOLOGIA

3.4.1.1 Metodologia de coleta de dados primários

Considerando os diferentes ambientes aquáticos atingidos pelo rejeito de mineração, além das características das diferentes ictiocenoses e da amplitude da área de extensão do estudo, foram selecionados três pontos de amostragem para o estudo da ictiofauna do ambiente estuarino (Tabela 77), os quais foram amostrados em julho (P1), setembro (P2) e novembro (P3) de 2018 e fevereiro (P4) de 2019. Os pontos amostrais (Figura 286) foram ajustados de acordo com o Termo de Referência 4 do ICMBio referente ao Programa de monitoramento da biodiversidade aquática.

As coletas da ictiofauna tiveram seu esforço de pesca sistematizado (para cálculos de captura por unidade de esforço - CPUE).

No ambiente estuarino foram utilizadas baterias de redes de emalhe de espera simples com malhas variando desde 1,5 a 16 cm de entre nós não adjacentes, permanecendo ativa por todo o período de amostragem em cada local/ponto amostral (Figura 287). As redes (seis) foram colocadas na margem em direção ao centro dos cursos d'água, armadas à tarde e retiradas na manhã seguinte, permanecendo expostas por aproximadamente 16 horas em cada ponto amostral.

Figura 286 – Localização dos pontos amostrais do ambiente estuarino.



RD02



RD03



RD04



RD04 (margem)

Fonte: Lactec.

Figura 287 – Métodos de coleta utilizados para a captura dos peixes.



Rede de espera



Rede de espera

Fonte: Lactec.

Tabela 77 – Coordenadas e descrição dos pontos de amostragem da ictiofauna no ambiente estuarino.

COMPARTIMENTO	PONTO	ZONA	LATITUDE	LONGITUDE	DESCRIÇÃO
Estuário	RD02	24K	413667	7827666	Ponto localizado na foz do rio Doce, ambiente estuarino ES. Próximo ao ponto amostral 2uc estuarino-costeiro do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio e ponto ICMBio22.
	RD03	24K	413981	7829438	Ponto localizado na foz do rio Doce, ambiente estuarino ES. Próximo ao ponto amostral 2uc estuarino-costeiro do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio e ponto ICMBio22.
	RD04	24K	414138	7828864	Ponto localizado na foz do rio Doce, ambiente estuarino – banco de areia ES. Próximo ao ponto amostral 2uc estuarino-costeiro do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio e ponto ICMBio22.

Depois de coletados, quando necessário os exemplares foram anestesiados conforme procedimentos indicados na Resolução nº 301/2012 do Conselho Federal de Biologia (CFBio), que dispõe sobre a captura, contenção, marcação, soltura e coleta de vertebrados. Os peixes capturados foram posteriormente fixados em formol 10% e armazenados em recipientes plásticos etiquetados com as informações da coleta e armazenados em tambores de plástico. Os peixes maiores que 30 cm de comprimento total receberam injeção de formol 10% na cavidade abdominal.

Para a identificação dos exemplares, bibliografia especializada foi utilizada (FIGUEIREDO, 1977; FIGUEIREDO; MENEZES, 1978, 1980, 2000; FISCHER, 1978; MENEZES; FIGUEIREDO, 1980, 1985; MARCENIUK, 2005).

De cada exemplar foram registradas informações sobre data e local de amostragem, esforço amostral e período de captura, espécie, comprimento total (cm), peso total (0,1g), grau de repleção gástrica (0 = vazio; 1 = 25-50% cheio, 2 = 50-75% cheio, 3 = 100% cheio), sexo e estágio de maturação gonadal, peso da gônada (0,001g) e peso do estômago (0,001g).

3.4.1.2 Metodologia de seleção e avaliação dos dados secundários utilizados

Para a seleção e avaliação dos dados secundários foi utilizada a mesma metodologia do ambiente marinho, que consta no item 2.5.1.2.

3.4.1.3 Avaliação de Dano

A metodologia aplicada para a avaliação dos danos do desastre à ictiofauna estuarina foi a mesma utilizada para o ambiente marinho, e descrita no item 2.5.1.3, exceto para a pesca que foi realizada apenas no ambiente marinho.

3.4.2 REDUÇÃO DA RIQUEZA E DIVERSIDADE DA ICTIOFAUNA ESTUARINA

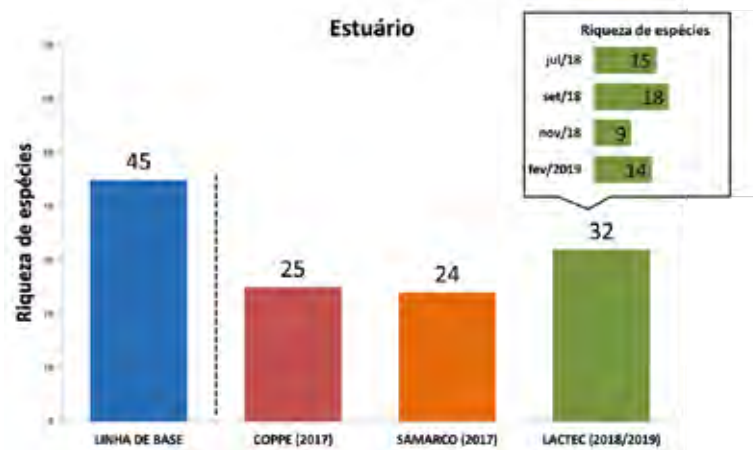
O número de espécies e de grupos funcionais registrados para o ambiente estuarino apresentou uma redução significativa de valores, considerando como linha de base levantamentos com o mesmo método de amostragem e abrangência espacial.

Foram coletados 381 peixes de 32 táxons nas amostragens realizadas em 2018 e 2019 pelo LACTEC, distribuídos em 15 ordens e 20 famílias, o que representa 81,6% da riqueza projetada para a região amostrada (**39,2 espécies**) pelo estimador *Bootstrap*, que utiliza dados de todas as espécies registradas para estimar a riqueza total. Sinais de estabilização na curva de acumulação projetada pelo modelo de regressão não-linear de *Michaelis-Menten* (AIC=6,74) foram observados com um número elevado de amostragens (>50), o que está relacionado com a ocorrência de poucas espécies dominantes e um grande número de espécies menos frequentes nas amostragens, além das mudanças temporais pronunciadas na ictiofauna estuarina (costeira e de água doce) em função dos deslocamentos associados a preferências alimentares e de requerimentos ao longo do ciclo de vida dos organismos (KENNISH, 1990).

O número de espécies estimado com base nas coletas de 2018 e 2019 representa **87,1%** dos valores registrados na Linha de Base (45 espécies), tendo como referência dados de diagnósticos realizados na região do Delta do rio Doce e várzeas litorâneas em Linhares, no Estado do Espírito Santo (e.g. CEA, 2001; CAL, 2001). Por outro lado, a riqueza estimada é superior aos valores registrados pelos estudos de avaliação dos impactos da ruptura da barragem de rejeitos de Fundão em Mariana, com coletas em setembro de 2016 em dois pontos no estuário (COPPE, 2017) e entre maio e outubro de 2017 (SAMARCO, 2017) (Figura 288).

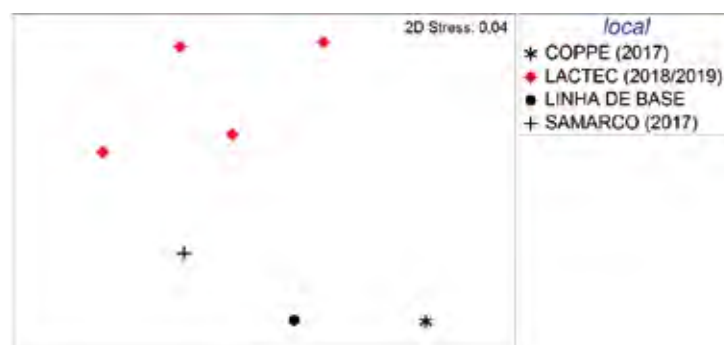
Embora a comparação da riqueza seja dependente de cada protocolo amostral empregado (WILLOT, 2001), os menores valores de riqueza registrados pelo LACTEC, COPPE (2017) e SAMARCO (2017) parecem indicar que a degradação do ambiente estuarino promoveu o estabelecimento de uma assembleia simplificada, relativamente homogênea e composta por representantes marinhos e dulcícolas. As principais espécies coletadas entre 2018 e 2019 foram o bagre *Genidens genidens* (64,30% das capturas totais), o cangati *Pseudauchenipterus affinis* (9,19% das capturas totais) e o bagre *Genidens barbatus* (8,66% das capturas totais). Estas três espécies bentônicas representaram 82,1% dos peixes amostrados. Espécies pelágicas foram pouco abundantes, representadas principalmente por engraulídeos (Tabela 78).

Figura 288 – Riqueza da ictiofauna registrada no estuário do rio Doce considerando o levantamento de dados primários (monitoramento – julho, setembro e dezembro de 2018 e fevereiro de 2019) e secundários. A linha pontilhada representa o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015.



Os distúrbios provocados no habitat bentônico também foram detectados pela comparação da composição taxonômica das assembleias de peixes (diversidade β) por meio do espaço multivariado do escalonamento multidimensional não-paramétrico (Figura 289). A análise de ordenamento revelou similaridade entre as amostras obtidas em 2018 e 2019, as quais apresentaram redução generalizada na riqueza, com concomitante aumento da abundância de táxons generalistas, o que acontece com frequência em ambientes impactados (NORKKO et al., 2002; HYLAND et al., 2005). Considerando os três pontos amostrais localizados no estuário do rio Doce, o bagre *Genidens genidens* foi a espécie mais abundante nas capturas em abundância (64,30% das capturas totais) e biomassa (63,5% das capturas totais) (Tabela 78).

Figura 289 – Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada na composição da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas no estuário do rio Doce em 2018 e 2019 (LACTEC) e nos dados secundários. Como o NMDS foi baseado em uma matriz de distância, a proximidade entre os pontos indica maior similaridade.



A média (Figura 290) e a variação (Figura 291) das distinções taxonômicas registradas para as assembleias de peixes amostradas em 2018 e 2019 ficaram dentro do intervalo de confiança, entretanto algumas amostragens apresentaram valores menores que a média calculada para a lista geral de espécies, assim como os estudos realizados em 2017 pela SAMARCO, considerando quatro categorias na estrutura taxonômica (Ordem, Família, Gênero e Espécie). A menor distância topológica (taxonômica e filogenética) entre espécies indica que a maioria dos organismos pertence a poucos táxons, com predomínio de poucas famílias e de espécies congênicas, o que reflete em grande homogeneidade funcional, observações típicas de ambientes degradados com baixa heterogeneidade ambiental (TILMAN, 1996; HALL; GREENSTREET, 1998; WARWICK; CLARKE, 1998; CLARKE; WARWICK, 2001; WARWICK; LIGHT, 2002; LEONARD et al., 2006; HEINO et al., 2007).

Figura 290 – Distinção taxonômica média (AvTD) da composição e relação taxonômica da ictiofauna registrada no estuário do rio Doce em 2018 e 2019 (LACTEC), nos dados de Linha de Base e nos dados de COPPE (2017). A média esperada (calculada) foi representada pela linha pontilhada central e o limite do intervalo de confiança (95%) dado pelas linhas sólidas do entorno, em forma de funil.

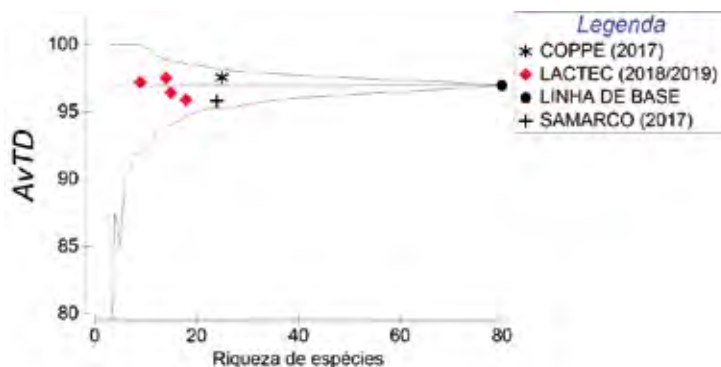


Figura 291 – Variação da distinção taxonômica (VarTD) da composição e relação taxonômica da ictiofauna registrada no estuário do rio Doce em 2018 e 2019 (LACTEC) nos dados de Linha de Base e nos dados de COPPE (2017). A média esperada (calculada) foi representada pela linha pontilhada central e o limite do intervalo de confiança (95%) dado pelas linhas sólidas do entorno, em forma de funil.

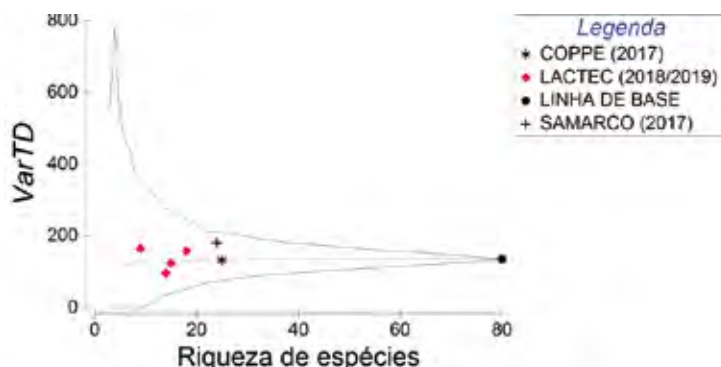


Tabela 78 – Frequência e biomassa absoluta e relativa (%) das espécies de peixes registradas nas áreas de amostragem no ambiente estuarino.

Táxons	Estuário			
	Total	%	Biomassa	%
<i>Anchoa spinifera</i>	9	2,36	219,1	0,72
<i>Anchoa tricolor</i>	1	0,26	31,99	0,11
<i>Aspistor luniscutis</i>	1	0,26	234	0,77
<i>Atherinella brasiliensis</i>	1	0,26	28,67	0,09
<i>Awaous tajasica</i>	3	0,79	28,56	0,09
<i>Bairdiella ronchus</i>	1	0,26	46,53	0,15
<i>Caranx latus</i>	4	1,05	239,99	0,79
<i>Cathorops spixii</i>	4	1,05	293,44	0,97
<i>Centropomus parallelus</i>	5	1,31	155,72	0,51
<i>Centropomus undecimalis</i>	1	0,26	23,12	0,08
<i>Cetengraulis edentulus</i>	1	0,26	22,72	0,07
<i>Elops saurus</i>	4	1,05	1238,84	4,09
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	1	0,26	11,54	0,04
<i>Eugerres brasiliensis</i>	1	0,26	276,41	0,91
<i>Genidens barbatus</i>	33	8,66	2131,7	7,03
<i>Genidens genidens</i>	245	64,30	19238,49	63,47
<i>Gobionellus oceanicus</i>	1	0,26	11,9	0,04
<i>Hoplosternum littorale</i>	1	0,26	58,43	0,19
<i>Lutjanus jocu</i>	2	0,52	227,96	0,75
<i>Microphis aff. lineatus</i>	1	0,26	0,39	0,00
<i>Micropogonias furnieri</i>	1	0,26	241,26	0,80
<i>Mugil curema</i>	1	0,26	37,16	0,12
<i>Mugil liza</i>	3	0,79	2207,66	7,28
<i>Ophichthus cylindroideus</i>	1	0,26	21,68	0,07
<i>Pimelodus maculatus</i>	7	1,84	642,96	2,12
<i>Polydactylus virginicus</i>	8	2,10	840,68	2,77
<i>Pomadasys ranosus</i>	1	0,26	635,19	2,10
<i>Pseudochenipterus affinis</i>	35	9,19	914,39	3,02
<i>Sphoeroides testudineus</i>	1	0,26	116,71	0,39
<i>Stellifer rastrifer</i>	1	0,26	56,13	0,19
<i>Stellifer stellifer</i>	1	0,26	6,4	0,02
<i>Trinectes paulistanus</i>	1	0,26	72,87	0,24
Total geral	381	100,00	30312,59	100,00

Concomitante à diminuição da riqueza, diversidade e equitabilidade de espécies, também foi registrado o aumento na dominância de espécies oportunistas, o que é geralmente considerado como indicativo de estresse ambiental (PIANKA, 1970). Ecossistemas modificados e degradados são usualmente dominados por espécies tolerantes (FAUSCH et al., 1990; SCHIEMER, 2000; ARAÚJO et al., 2003), pois as espécies oportunistas (*r*-estrategistas) são mais eficientes na exploração dos habitats em

comparação com as especialistas, em função de seu menor porte, alta taxa reprodutiva e crescimento rápido (CLARKE; WARWICK, 2001).

As curvas de dominância acumulada de abundância e biomassa (ABC) estimadas para as amostragens realizadas pelo LACTEC em 2018 e 2019 apresentaram uma configuração de ambientes perturbados nas fases 1 (julho/2018) e 2 (setembro/2018) (Figura 292), assim como as amostragens realizadas pela SAMARCO em 2017 (Figura 293), enquanto que nas fases 3 (novembro/2018) e 4 (fevereiro/2019) a dominância em biomassa foi maior. A informação visual das curvas ABC mostrando condições de área degradada nas fases 1 e 2 foi resultado da dominância das espécies *Genidens genidens*, *Pseudauchenipterus affinis* e *Genidens barbatus*. O bagre *Genidens genidens* também foi a espécie mais abundante (73,6% das capturas) e mais representativa em termos de biomassa (72,8% das capturas) nas coletas realizadas pela SAMARCO em 2017. Este bagre é uma espécie generalista, estuarino-dependente, eurihalinos, que apresenta amplo nicho trófico (zoobentívoros), hábito gregário, baixa fecundidade e cuidado parental (incubação orofaringeal dos ovos e juvenis) (Figura 294). A ocorrência e dominância desta espécie nas assembleias estuarinas são frequentemente registradas (BARLETTA et al., 2008; ANTUNES, 2010; VIEIRA et al., 2010). Ecossistemas modificados e degradados são usualmente dominados por espécies tolerantes (FAUSCH et al., 1990; SCHIEMER et al., 2000; ARAÚJO et al., 2003).

Figura 292 – Curvas de K-dominância para abundância e biomassa de espécies registradas em 2018 e 2019 no ambiente estuarino. A dominância em peso (estatística W positiva) indica uma assembleia não perturbada, enquanto que a dominância em número de indivíduos (estatística W negativa) implica em distúrbios moderados (CLARKE; WARWICK, 2001).

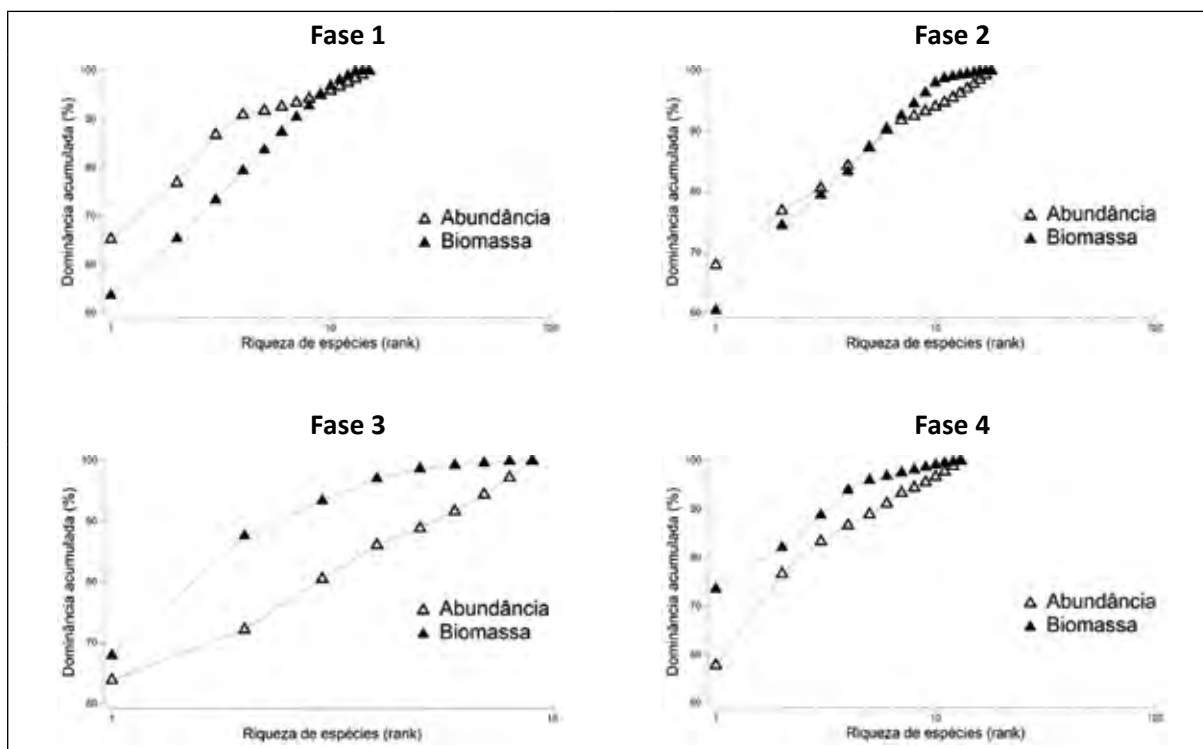


Figura 293 – Curvas de K-dominância para abundância e biomassa de espécies registradas em 2017 (SAMARCO) no ambiente estuarino. A dominância em peso (estatística W positiva) indica uma assembleia não perturbada, enquanto que a dominância em número de indivíduos (estatística W negativa) implica em distúrbios moderados (CLARKE; WARWICK, 2001).

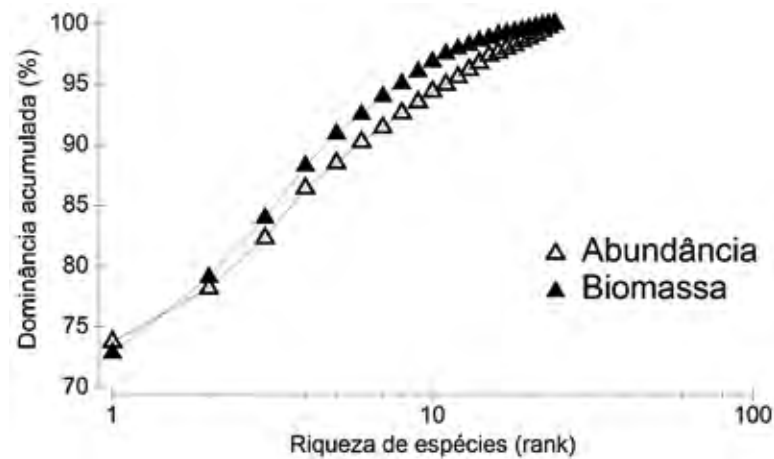


Figura 294 – *Genidens genidens*.



Fonte: Lactec.

A redução da riqueza e da diversidade da ictiofauna estuarina foi considerada como um dano grave, resultado da degradação ambiental provocada pela deposição de sedimentos (e do rejeito) e do aumento da turbidez no ambiente estuarino, esse dano apresentou sinais de redução e sua reversibilidade pode ser acelerada se medidas de recuperação forem implementadas.

3.4.3 ALTERAÇÃO DA ESTRUTURA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA

Considerando os hábitos alimentares levantados para o estuário, as espécies podem ser classificadas como detritívoras, herbívoras, invertívoras bentônicas, onívoras, zoobentívoras, zooplanc-tófagas e ictiófagas. De forma geral, as espécies zoobentívoras e invertívoras bentônicas dominam as amostragens em termos de riqueza, abundância e biomassa. As análises alimentares dos peixes estuarinos indicaram uma grande preferência alimentar pelo zoobentos, que de fato representam uma importante fonte de alimento para os peixes demersais (DAAN et al., 1990).

Embora o número de guildas tróficas e a riqueza de espécies zoobentívoras tenham aumentado nas amostragens realizadas em 2018 e 2019 pelo LACTEC, em comparação com os dados obtidos nos estudos realizados pela COPPE (2017) e SAMARCO (2017) (Figura 295), as abundâncias de herbívoros e onívoros sofreram uma redução (Figura 296). As alterações na estrutura trófica da comunidade de peixes estuarinos também foram observadas por meio do indicador proposto por Caddy e Garibaldi (2000), que permite a visualização de mudanças tróficas em um ecossistema. De acordo com o índice, uma diminuição na razão entre espécies ictiófagas e zooplactívoras foi observada, assim como um aumento na abundância de ictiófagos em 2018 e 2019 (Figura 297).

Embora o bentos estuarino apresente naturalmente uma menor riqueza e uma alta variabilidade espacial/temporal, a deposição de sedimentos e as mudanças nas características dos sedimentos de fundo do estuário causaram alterações nas comunidades de organismos bentônicos, cujos efeitos negativos também foram estendidos a grande parte das espécies de peixes estuarinos que se alimenta preferencialmente destes organismos.

A consequente degradação do sedimento estuarino, provocada pelo aporte de lama e soterramento, provocou alterações nas interações tróficas e efeitos *bottom-up* (influência na cadeia trófica baseada na disponibilidade de recursos) na estrutura trófica demersal da região estuarina afetada.

Figura 295 – Riqueza dos grupos tróficos registrados nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 e no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2016 pela COPPE (2017) e em 2017 pela SAMARCO no ambiente estuarino.

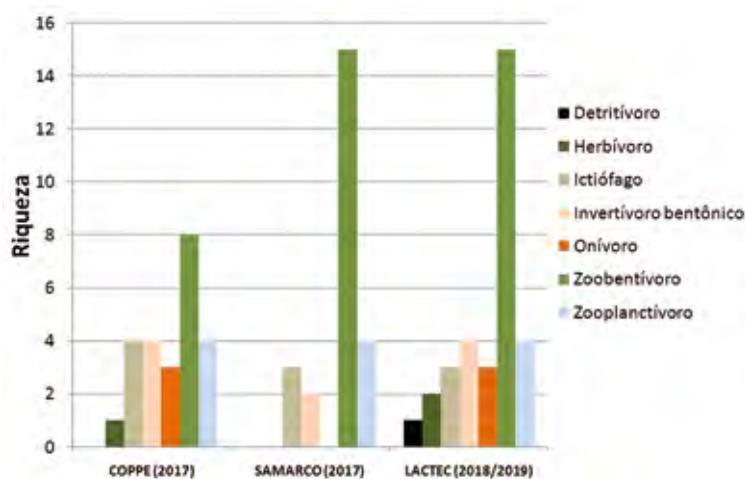


Figura 296 – Abundância (log) dos grupos tróficos registrados nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 e no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2016 pela COPPE (2017) e em 2017 pela SAMARCO no ambiente estuarino.

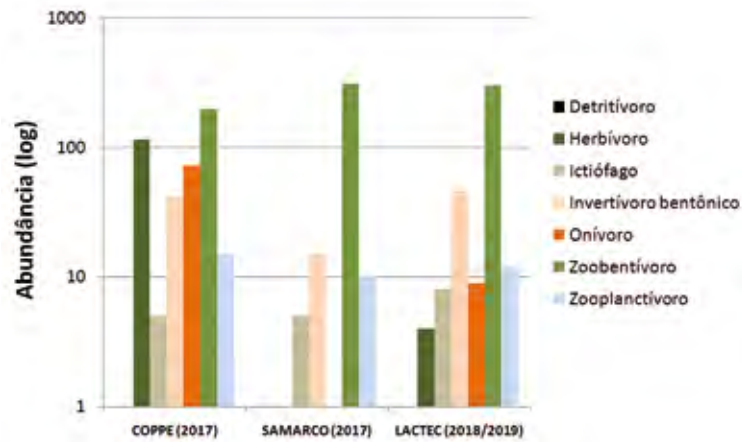
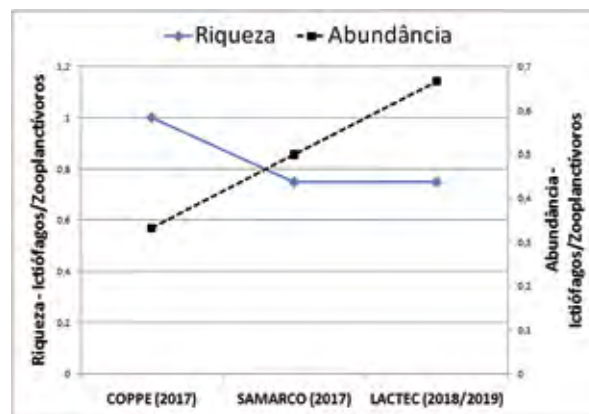


Figura 297 – Razão entre a riqueza e abundância de peixes ictiófagos e zooplantívoros para a ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 e no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2016 pela COPPE (2017) e em 2017 pela SAMARCO no ambiente estuarino.



A alteração da estrutura trófica foi considerada como um dano grave em função de indicar uma modificação na diversidade funcional da ictiofauna estuarina. Entretanto, tendo em vista o período de recuperação e recolonização de comunidades macrofaunais submetidas aos impactos de dragagem (SOARES et al., 1996; BOLAM; REES, 2003), este dano apresenta tendência de redução e reversibilidade, o que pode ser acelerado se medidas de recuperação ambiental forem realizadas.

3.4.4 ALTERAÇÕES NAS CONDIÇÕES CORPORAIS E/OU NA SAÚDE DA ICTIOFAUNA

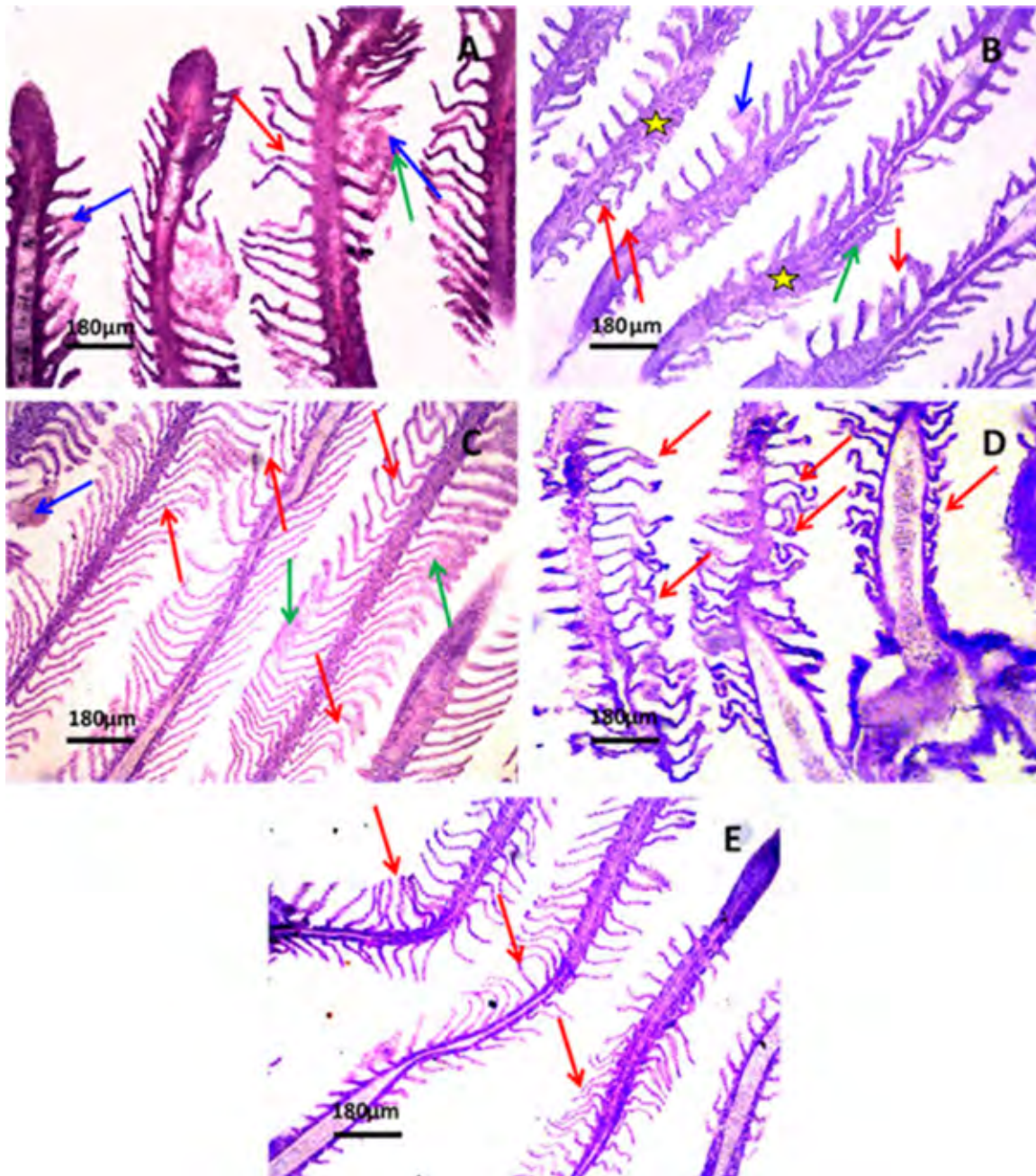
Do mesmo modo que para os peixes marinhos, as alterações nas condições corporais e/ou na saúde da ictiofauna estuarina foram avaliadas segundo oito indicadores principais: estruturas e função das brânquias, funções fisiológicas (osmorregulação, respiração, excreção e equilíbrio ácido-base), metabolismo, estrutura e funções reprodutivas, sistema antioxidante e de biotransformação, sistemas não enzimáticos, genotoxicidade e mutagenicidade, e neurotoxicidade. Cada indicador possui biomarcadores específicos que são apresentados a seguir.

Todos os indicadores avaliados, os quais possuem biomarcadores específicos, indicaram comprometimento das condições corporais e da saúde dos peixes capturados na região estuarina. A única exceção foi com relação as estruturas reprodutivas que, a princípio, não apresentaram alterações (para maiores detalhes favor ler TOMO I – Contextualização, capítulo 7 - Ecotoxicologia).

3.4.4.1 Prejuízos às estruturas e função das brânquias em Peixes (biomarcador: histopatologia de brânquias)

Assim como já descrito para as espécies marinhas, todas aquelas capturadas no ambiente estuarino apresentaram alterações na estrutura branquial. As alterações encontradas são muito similares às observadas tanto nos peixes de água doce quanto de água salgada e, em ambas as estações (Figura 298). Organismos que possuem hábito bentônico (de fundo) e onivoria ou carnivoria como hábito alimentar foram as que apresentaram maiores alterações. Embora algumas dessas alterações sejam passíveis de serem reversíveis, essas podem comprometer diferentes processos fisiológicos importantes para a manutenção da saúde dos peixes.

Figura 298 – Corte histológico de brânquia de espécimes de *Genidens genidens* (A e B), *Pimelodus maculatus* (C e E) e *Pseudauchenipterus affinis* (D) capturados na região estuarina da foz do rio Doce (compartimento 4).

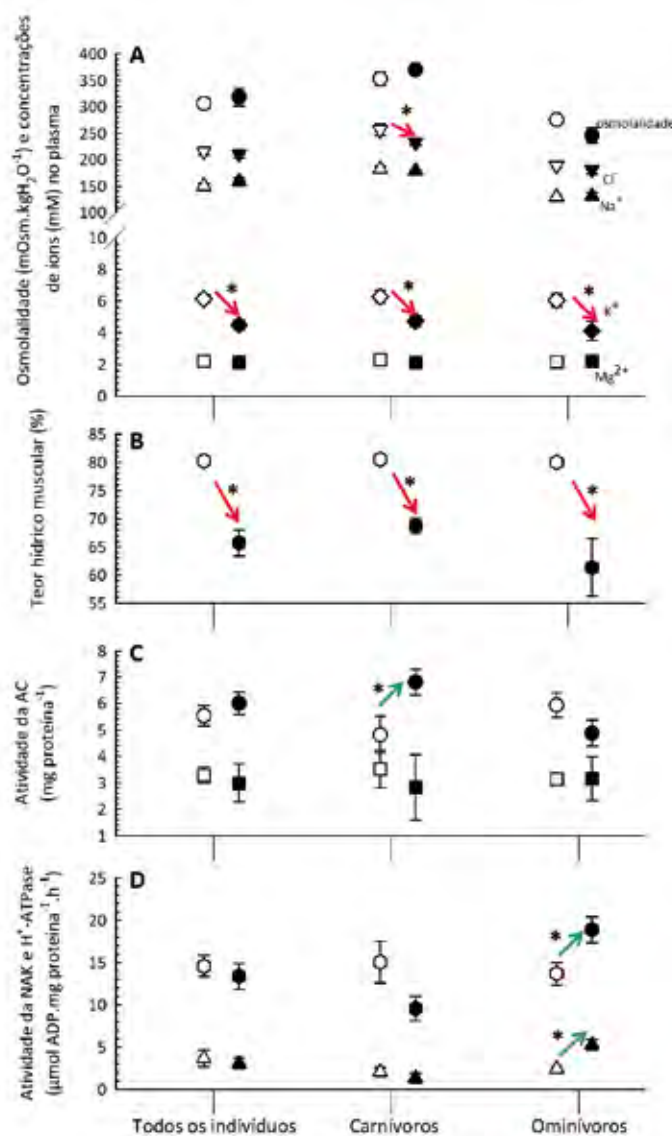


Seta vermelha = desestruturação do filamento branquial, seta verde = fusão de lamelas, seta azul = aneurisma, estrela amarela = proliferação celular. Fonte: Lactec.

3.4.4.2 Prejuízos às estruturas e função das brânquias em Peixes (biomarcador: histopatologia de brânquias)

Os peixes estuarinos também apresentaram comprometimento das funções fisiológicas essenciais à manutenção da homeostasia nas duas estações avaliadas (seca e chuvosa) e, assim como os peixes marinhos, de forma mais significativa na estação chuvosa. Os processos de osmorregulação e equilíbrio ácido-base também foram os mais comprometidos. Foi possível verificar que organismos de hábito alimentar omnívoro foram os mais impactados, assim como já relatados para os espécimes marinhos (Figura 299).

Figura 299 – Biomarcadores fisiológicos determinados em animais capturados na região estuarina (compartimento 4), na estação seca (símbolos brancos) e na estação chuvosa (símbolos pretos). A – Osmolalidade (OSM) (círculo), Cl^- (triângulo invertido), Na^+ (triângulo), K^+ (losango), mg^{2+} (quadrado); B – Teor hídrico (TH) (círculo); C – Anidrase carbônica (AC) branquial (círculo) e renal (quadrado); D – Na^+/K^+ -ATPase (NAK) (triângulo) e H^+ -ATPase (hexágono) branquial.

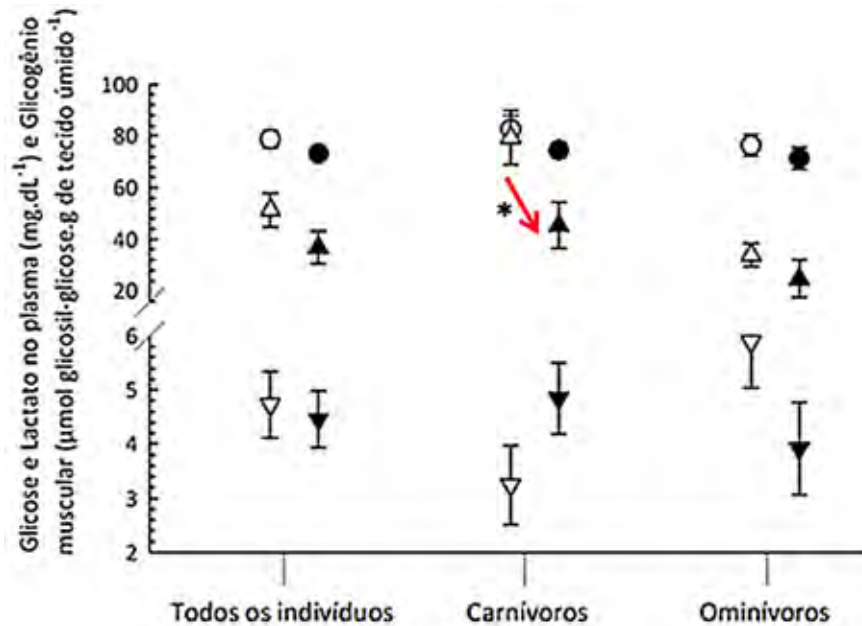


* indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa); setas vermelhas indicam redução e setas verdes indicam aumento na resposta observada nos indivíduos capturados na estação chuvosa em relação àqueles capturados na estação seca. Resultados estão expressos em média $\pm$ erro padrão da média, $p < 0,05$.

3.4.4.3 Prejuízos ao metabolismo em peixes (biomarcadores: glicose, glicogênio e lactato)

Apenas os peixes estuarinos de hábito alimentar carnívoro apresentaram comprometimento metabólico (redução nas concentrações de lactato), o qual ocorreu, principalmente, na estação chuvosa (Figura 300).

Figura 300 – Biomarcadores metabólicos determinados nos peixes capturados no compartimento 4 nas estações seca (símbolos brancos) e chuvosa (símbolos pretos). Glicose (círculo) e lactato (triângulo) plasmáticos e glicogênio muscular (triângulo invertido).



* indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa); setas vermelhas indicam redução na resposta observada nos indivíduos capturados na estação chuvosa em relação àqueles capturados na estação seca. Resultados estão expressos em média $\pm$ erro padrão da média, $p < 0,05$.

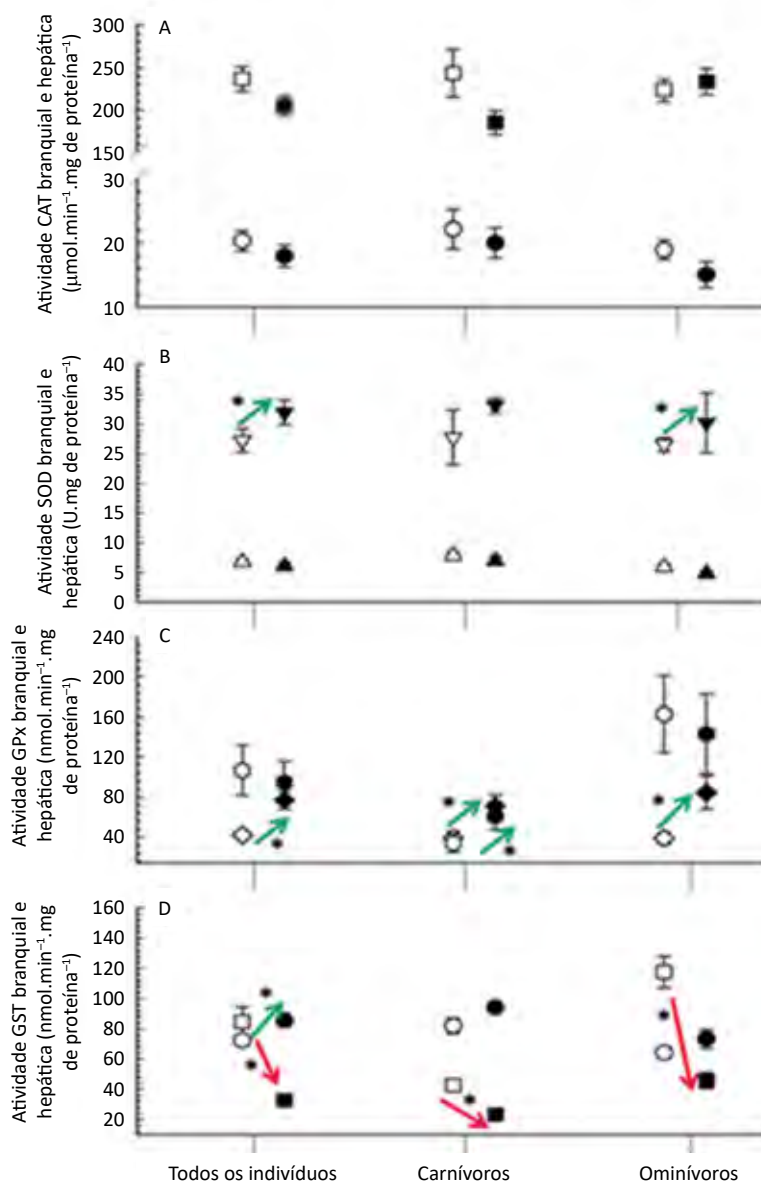
3.4.4.4 Prejuízos às estruturas e função reprodutiva (biomarcador: histopatologia de gônadas)

Do mesmo modo como já relatado para os peixes dos demais ambientes avaliados, não foram identificadas alterações nas estruturas reprodutivas, nem no desenvolvimento dos gametas (espermatozoides e óvulos) de machos e fêmeas, independentemente do ambiente (estuarino ou marinho), ordem e hábitos alimentares.

3.4.4.5 Alterações no sistema antioxidante e de biotransformação em Peixes (biomarcadores: CAT, SOD, GPx e GST)

As enzimas envolvidas neste processo também apresentaram alterações, sendo que as maiores atividades das enzimas pertencentes ao sistema antioxidante, tanto nas brânquias quanto no fígado, foram observadas na estação chuvosa. Em contrapartida, o sistema de biotransformação, representado pela GST, apresentou maior atividade, nas brânquias, dos peixes capturados na estação seca (Figura 301).

Figura 301 – Biomarcadores dos sistemas antioxidante e de biotransformação determinados nos peixes capturados no compartimento 4, nas estações seca (símbolos brancos) e chuvosa (símbolos pretos). A – Catalase (CAT) branquial (círculo) e hepática (quadrado); B – Superóxido dismutase (SOD) branquial (triângulo) e hepática (triângulo invertido); C – Glutathione peroxidase (GPx) branquial (losango) e hepática (hexágono); D – Glutathione S-transferase (GST) branquial (quadrado) e hepática (círculo).



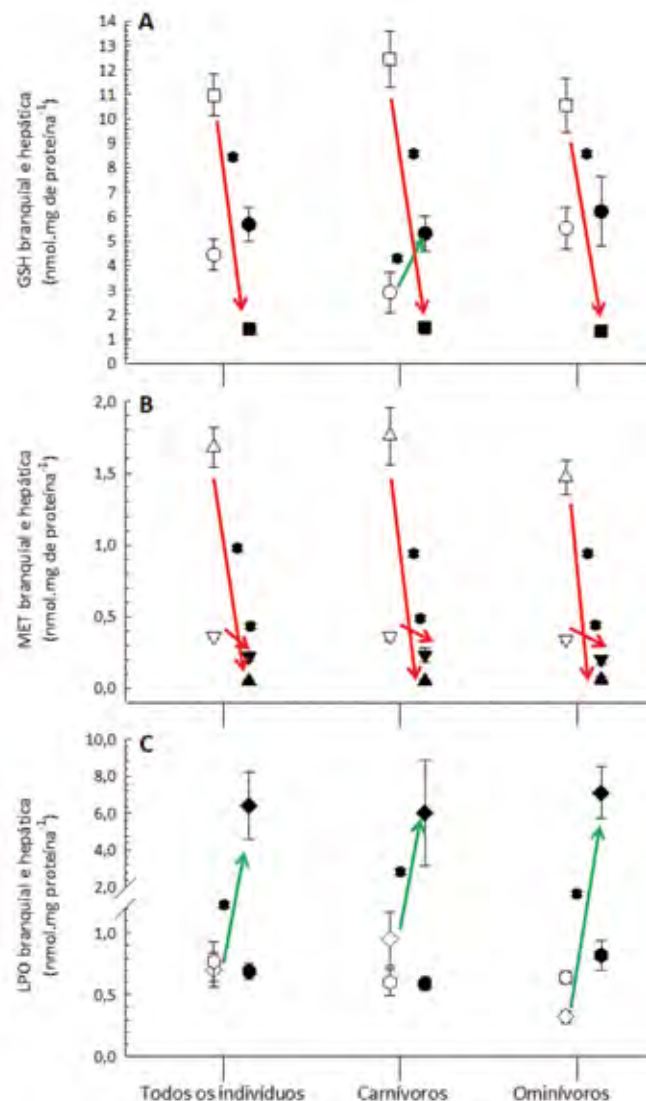
* indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa); setas vermelhas indicam redução e setas verdes indicam aumento na resposta observada nos indivíduos capturados na estação chuvosa em relação àquelas capturados na estação seca. Resultados estão expressos em média $\pm$ erro padrão da média, $p < 0,05$.

3.4.4.6 Alterações em sistemas não enzimáticos em Peixes (biomarcadores: GSH, MET, LPO)

Houve clara alteração nos sistemas não enzimáticos de peixes estuarinos. Na estação chuvosa foi verificada menor concentração de metalotioneína (MET; branquial e hepática), grupo de proteínas envolvidas no processo de ligação a metais, e na glutathione reduzida (GSH; branquial), envolvida tanto com respostas antioxidantes quanto com ligações a metais. Essa redução foi acompanhada do

aumento nos níveis de danos em lipídios (LPO) no tecido branquial dos peixes, independentemente do hábito alimentar desses animais (Figura 302).

Figura 302 – Biomarcadores dos sistemas não enzimáticos de peixes capturados no compartimento 4 nas estações seca (símbolos brancos) e chuvosa (símbolos pretos). A – Glutationa reduzida (GSH) branquial (círculo) e hepática (quadrado); B – Metalotioneínas (MT) branquial (triângulo) e hepática (triângulo invertido); C – Peroxidação lipídica (LPO) branquial (losango) e hepática (hexágono).



* indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa); setas vermelhas indicam redução e setas verdes indicam aumento na resposta observada nos indivíduos capturados na estação chuvosa em relação àqueles capturados na estação seca. Resultados estão expressos em média $\pm$ erro padrão da média, $p < 0,05$.

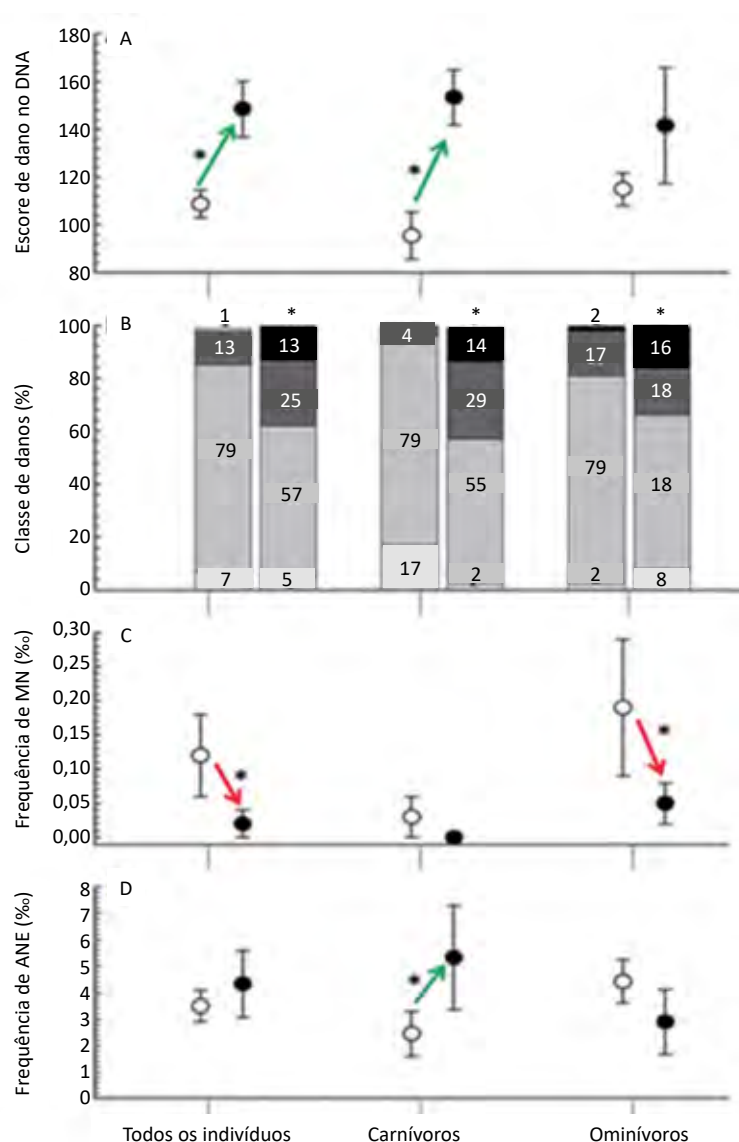
3.4.4.7 Neurotoxicidade (biomarcadores: AChE)

Não foi identificada, através da análise dos peixes capturados nas duas campanhas realizadas, neurotoxicidade (efeitos tóxicos sobre as funções neurológicas) para os peixes capturados no estuário.

3.4.4.8 Genotoxicidade e Mutagenicidade em Peixes (biomarcadores: ensaio cometa, MN e ANEs)

Houve aumento nos danos no DNA, aumento na frequência de anormalidades nucleares em eritrócitos (ANEs em hemácias) e redução na frequência de micronúcleos (MN) em peixes, especialmente de hábito alimentar carnívoro, capturados no estuário da foz do rio Doce na estação chuvosa quando comparados à estação seca (Figura 303).

Figura 303 – Biomarcadores de genotoxicidade e mutagenicidade determinados nos peixes capturados no compartimento 4 nas estações seca (símbolos brancos) e chuvosa (símbolos pretos). A – Escore de dano em DNA (ensaio cometa); B – Porcentagem das classes de dano no DNA (ensaio cometa): 0 (cinza claro), 1 (cinza médio), 2 (cinza escuro) e 3 (preto); C – Micronúcleos (MN); D – Alterações nucleares eritrocitárias (ANE).



* indica diferença significativa nas respostas observadas entre as duas estações (seca e chuvosa); setas vermelhas indicam redução e setas verdes indicam aumento na resposta observada nos indivíduos capturados na estação chuvosa em relação àqueles capturados na estação seca. Resultados estão expressos em média $\pm$ erro padrão da média, $p < 0,05$.

Assim, como para a ictiofauna continental (TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais), todos os prejuízos e alterações observadas nos biomarcadores indicam danos aos organismos avaliados em decorrência das alterações ambientais observadas. Ainda assim, apesar da severidade destes prejuízos ainda não foi possível determinar a gravidade, a tendência de evolução e reversibilidade dos mesmos, sendo necessária a manutenção do monitoramento destes parâmetros.

3.4.5 AUMENTO NA BIOACUMULAÇÃO

Todos os 17 elementos avaliados foram detectados e quantificados nos peixes capturados no estuário, independentemente do agrupamento avaliado. As concentrações dos elementos foram variáveis em cada estação. De modo geral, a maior parte dos elementos apresentaram concentrações mais elevadas na estação chuvosa. Além disso, as espécies que mais apresentam alterações nas concentrações de EPTs são as que integram a ordem Siluriformes, ou seja, que possuem hábitos bentônicos, associados ao sedimento (como, por exemplo, bagres, cascudos), assim como as que possuem a carnívora como hábito alimentar (Figura 113). Dos elementos avaliados que possuem limites máximos estabelecidos pela legislação brasileira (ANVISA, 2013) o As foi o que mais violou os limites máximos estabelecidos para os peixes capturados no estuário, em ambas as estações.

3.4.6 CONCLUSÕES

As alterações ambientais provocadas pelo rejeito de mineração nos habitats bentônicos e nas comunidades ictiofaunísticas do ambiente estuarino causaram a destruição e desestruturação dos habitats, o aumento da taxa de mortalidade dos organismos bentônicos e/ou afugentamento (redução) de espécies de peixes bentônicos, que são aqueles que dependem diretamente do substrato para alimentação e reprodução. Além disso, os resultados demonstram que os indivíduos bentônicos remanescentes neste ambiente estão apresentando alterações na condição de saúde e bioacumulando EPTs, assim como demonstrado pelos biomarcadores ecotoxicológicos avaliados. Considerando os danos identificados e quantificados, destaque deve ser dado para a diminuição na riqueza e simplificação da composição de espécies (perda de diversidade), para as alterações tróficas e para o consequente aumento na riqueza e abundância de organismos tolerantes às novas condições e oportunidades que foram oferecidas pelo ambiente degradado. Conforme já destacado para o ambiente marinho costeiro, estas alterações são usualmente documentadas como efeitos diretos de distúrbios físicos associados à remoção e deposição de sedimentos causados pela ação mecânica de dragagens (e.g. MORGAN et al., 1983; BELLOTTO et al., 2009).

O número de espécies obtido com base nas coletas de 2018 e 2019 (LACTEC) representa **87,1%** dos valores registrados na Linha de Base (45 espécies), tendo como referência dados de diagnósticos realizados na região do Delta do rio Doce e várzeas litorâneas em Linhares, no Estado do Espírito Santo (linha de base). Os menores valores de riqueza registrados pelo LACTEC, assim como a menor distinção taxonômica média de algumas amostragens, indicam que a degradação do ambiente estuarino provocada pela deposição do rejeito promoveu o estabelecimento de uma assembleia de peixes homogênea (menor diversidade), com predomínio de poucas espécies oportunistas, observações típicas de ambientes degradados.

A análise de escalonamento multidimensional não-paramétrico (diversidade β) revelou similaridade entre as amostras obtidas em 2018 e 2019 pelo LACTEC, resultado da baixa riqueza e no predomínio de táxons generalistas, enquanto que o conjunto de dados secundários ficou distante no espaço multivariado.

As curvas de dominância acumulada de abundância e biomassa (ABC) (CLARKE; WARWICK, 2001) indicaram algum grau de perturbação ambiental nas fases 1 (julho/2018) e 2 (setembro/2018), enquanto que nas fases 3 e 4 a dominância em biomassa foi maior para a ictiofauna amostrada em 2018 e 2019 (LACTEC). Como as curvas ABC avaliam as relações de dominância entre espécies oportunistas (tolerantes) e especialistas (sensíveis) em comunidades sob efeito de perturbações, a alta dominância (82,1% das capturas totais) de poucas espécies (*Genidens genidens*, *Pseudauchenipterus affinis* e *Genidens barbatus*) foram entendidas como um indicativo de perturbação ambiental provocada pelo desastre. A espécie dominante (*Genidens genidens*) apresenta hábito generalista, e é usualmente dominante nas assembleias estuarinas.

Além disso, todos os danos observados através da análise de diferentes biomarcadores indicam não somente comprometimento da condição de saúde da ictiofauna, mas também, maior concentração/disponibilidade de EPTs provenientes da pluma de rejeito, uma vez que estes foram determinadas, em elevadas concentrações, no tecido muscular das diferentes espécies de peixes avaliadas, com concentrações superiores as determinadas em estudos realizados logo após a ocorrência do desastre, ou ainda, superiores aos limites máximos estabelecidos pela legislação brasileira. A incorporação desses elementos pela biota aquática, especialmente em concentrações tão elevadas como as que foram encontradas, é um indicativo de sérios danos, não somente a estes organismos, mas também, a outros níveis tróficos do ecossistema.

Assim, os resultados apresentados no estuário confirmaram a importante mobilização e contribuição da pluma de rejeitos, com efeitos como distúrbios físicos, provocados pela deposição de sedimentos e aumento da turbidez, e subsequentes danos sobre as populações e comunidades de peixes. Uma das principais consequências foi a simplificação da biodiversidade aquática e a perda de serviços ecossistêmicos de provisão (alimentação fornecida pelo pescado), de suporte (manutenção de ambientes para a reprodução e crescimento dos peixes) e culturais (lazer e recreação da pesca, valor científico e educacional da biodiversidade aquática). Porém, é importante ressaltar que os danos ecotoxicológicos (ou seja, de alteração na condição de saúde da ictiofauna e bioacumulação) continuam a ocorrer e, inclusive, podem tomar maiores proporções a cada estação chuvosa, uma vez que as chuvas favorecem a redistribuição e redistribuição de contaminantes, além de trazer consigo materiais particulados da atmosfera e do solo.

4 PRAIAS

As praias são ecossistemas de transição entre o ambiente terrestre e marinho, onde os depósitos de areia se acumulam em larguras que variam de acordo com as marés (MMA, 2010b). As praias avaliadas para o diagnóstico dos danos do desastre da Samarco estão entre os limites sul e norte da área de estudo (Figura 1) e detalhadas na Figura 304.

Figura 304 – Área de estudo para os ambientes praias.



Execução: Lactec.

Para os ecossistemas praias, são descritos os danos do rompimento da barragem de Fundão sobre a **Qualidade dos Sedimentos** e fauna associada, a **Macrofauna Bêntica de Praias**.

Para este ambiente também foi estudada a **vegetação costeira**, mais especificamente a restinga, entretanto, os resultados obtidos até o momento não permitem a caracterização de danos advindos do desastre da Samarco. Assim, os resultados para essa área temática são apresentados no capítulo 7, subitem 7.2.

4.1 DANOS À QUALIDADE DOS SEDIMENTOS E COMUNIDADES BENTÔNICAS

Os sedimentos de praias são componentes importantes dos ecossistemas costeiros, nos quais diferentes EPTs se acumulam através de mecanismos complexos de adsorção física e química, dependendo das propriedades dos compostos adsorvidos e da natureza das matrizes sedimentares. Geralmente, a distribuição de EPTs é influenciada pela natureza dos materiais originais, pelas condições climáticas e por seus parâmetros relativos à mobilidade, como a mineralogia, a textura e a classificação do sedimento (MILENKOVIC; DAMJANOVIC; RISTIC, 2005). Parâmetros como pH e carbono orgânico

(CO) são variáveis importantes no controle do acúmulo e da disponibilidade de EPTs no ambiente sedimentar. O enriquecimento de EPTs em sedimentos de praia pode afetar a distribuição e composição do organismo bentônico e levar à alta concentração na fauna que habita sedimentos (PEMPKOWIASE; SIKORA; FIERNACKA, 1999).

A macrofauna da zona entremarés de praias pode ser caracterizada como uma comunidade com baixa diversidade, reduzida riqueza e elevada dominância numérica de poucas espécies, quando comparada com a de regiões submersas (AMARAL et al., 2003). Está representada pela maioria dos grupos taxonômicos como Cnidaria, Turbellaria, Nemertinea, Nematoda, Annelida, Mollusca, Echiura, Sipuncula, Crustacea, Pycnogonida, Brachiopoda, Echinodermata e Hemichordata. Entre estes, os numericamente mais importantes são Polychaeta, Mollusca e Crustacea (BROWN; MCLACHLAN, 1990).

A composição e abundância das comunidades macrofaunais de praias arenosas são determinadas principalmente pelos fatores que modificam o ambiente, como por exemplo as ondas, marés, ventos, chuvas, constituição sedimentar, influência de fontes de água doce, além das mudanças pela ação antrópica as quais podem causar profundas mudanças na biota (NYBAKKEN, 2001; MCLACHLAN; BROWN, 2006). Diferente de outros grupos biológicos, a macrofauna bêntica de praias possui baixa mobilidade e não é capaz de deixar rapidamente o local que habita quando as condições ambientais são alteradas.

No presente documento são apresentados resultados da avaliação de dados físicos e químicos dos sedimentos dos ambientes de praia localizados junto à foz do rio Doce, relativos ao período posterior ao desastre de Mariana, entre novembro de 2015 e fevereiro de 2019, originados pelo Lactec. A lama de rejeitos proveniente do desastre distribuiu-se ao longo da costa de acordo com o tamanho e densidade dos grãos do sedimento e das condições meteoceanográficas.

Para a caracterização dos sedimentos das praias adjacentes à foz do rio Doce, relativo ao período posterior ao desastre, foram utilizados os valores referência estipulados na resolução CONAMA 454/2012 (BRASIL, 2012) e dois conjuntos de diretrizes de qualidade do sedimento que são importantes ferramentas para a avaliação de contaminação em sedimentos marinhos e estuarinos (MACDONALD; INGERSOLL; BERGER, 2000; HUBNER; ASTIN; HERBERT, 2009) com significância biológica. Embora tais diretrizes não sejam indicadores definitivos de toxicologia, elas podem ter uma grande capacidade preditiva e são ferramentas vitais para identificar áreas com possíveis efeitos biológicos adversos. Para avaliar possíveis riscos que surgirão da contaminação por EPTs nos sedimentos de praia da região adjacente a foz do rio Doce, foram diretamente usadas as diretrizes de nível de efeitos de limiar (TEL) e nível de efeitos prováveis (PEL) (MACDONALD et al., 1996, 2003), e faixa de efeito baixo (ERL) e efeito range mediano (ERM) (LONG et al., 1995).

No caso do desastre da barragem de Fundão os organismos das praias ficaram expostos à pluma, que gerou a deposição dos sedimentos finos do rejeito e disponibilização de EPTs tanto na água como no substrato.

4.1.1 METODOLOGIA

A avaliação dos danos a qualidade dos sedimentos de praias causados pelo rompimento da barragem de Fundão e a chegada de rejeitos no oceano, foi baseada em dados primários, referentes a

duas campanhas de monitoramento realizadas pelo Lactec. Primeiramente, são descritas as bases de dados que compõe este relatório e posteriormente a metodologia de avaliação de danos. Na sequência é apresentada a metodologia aplicada para a macrofauna bêntica.

4.1.1.1 Base de dados

No ambiente de praias, foram realizadas 2 campanhas de monitoramento para coleta de amostras de sedimento, sendo a primeira realizada entre os dias 08 e 11 de julho de 2018, período seco, e a segunda entre os dias 11 e 18 de fevereiro de 2019, período chuvoso. As coordenadas das 2 estações de monitoramento no ambiente praiar são apresentadas na Tabela 79 e a localização destas estações apresentada na Figura 304. As estações de monitoramento BS2 e BS3 estão localizadas em ambientes praias, e as amostras foram coletadas na berma das praias, durante a maré seca.

Tabela 79 – Estações amostrais do ambiente praiar.

Estação de Monitoramento	Longitude	Latitude
BS2	-39,794308;	-19,607301
BS3	-39,748108	-18,9682

A metodologia utilizada para coleta de amostras é descrita no item 2.4.1.1, assim como a metodologia para armazenamento das amostras e registro das condições de contorno no momento das amostragens. As metodologias utilizadas para as análises granulométricas e químicas das amostras coletadas estão descritas nos itens 2.4.1.1.1 e 2.4.1.1.2, respectivamente. Os laudos com os resultados das análises laboratoriais estão disponíveis no Apêndice J.

4.1.1.2 Avaliação de danos

No presente documento são apresentados resultados da avaliação de dados físicos e químicos dos sedimentos dos ambientes de manguezais localizados junto à foz do rio Doce, relativos ao período posterior ao desastre da Samarco, originados pelo Lactec. Portanto não serão mensurados os danos aos sedimentos dos ambientes de manguezais, visto que não foi possível identificar que houve dano devido à baixa disponibilidade de dados de linha base logo após o desastre (foram coletadas amostras pelo Lactec mais de dois anos após o desastre). Para a avaliação das características dos sedimentos dos ambientes de manguezais após o rompimento da barragem de Fundão, foram avaliadas as alterações em relação aos padrões nacionais e internacionais de qualidade do sedimento, comparando dados sedimentológicos e os respectivos dados químicos de potencial interesse ecológico, com os valores de concentrações consideradas limiares em modelos de avaliação da qualidade de sedimentos.

Ressalta-se que a amostra da estação BS2, na campanha de fevereiro de 2019 foi extraviada.

4.1.1.3 Metodologia para macrofauna bêntica de praias arenosas

Para a caracterização e o monitoramento da fauna bêntica das praias do litoral do Espírito Santo foram selecionadas duas estações amostrais, mesmas da qualidade de sedimentos (Tabela 79). As localidades foram posicionadas a fim de monitorar as características das comunidades bênticas em

praias ao sul e ao norte da foz do rio Doce, que podem ter recebido rejeitos provenientes do desastre do rompimento da barragem de Fundão (MG).

As estações foram denominados de BS2, localizada ao sul da foz do rio Doce no Município de Aracruz próximo da Barra de Santa Cruz e, a segunda de BS3 ao norte na Zona Litorânea do Espírito Santo, no município de Linhares (Figura 305). As coletas foram realizadas em dois períodos do ano, no período seco entre 7 e 11 de julho de 2018 e no período chuvoso nos dias 15 e 16 de fevereiro de 2019.

Segundo informações de moradores locais a BS2 sofre maior influência antrópica pois o local é frequentado por turistas, já a BS3 é menos frequentada em função de não possuir estrada pavimentada até a trilha de acesso à praia. As duas localidades apresentavam faixa de restinga bem preservada com plantas características de restinga.

Figura 305 – Fotos das praias utilizadas para o monitoramento das comunidades bêmicas da Zona Costeira do Espírito Santo. A. BS2, Município de Aracruz e B. BS3, Município de Linhares.



Fonte: Lactec.

Para a escolha de cada local de estudo foi levado em consideração: o acesso para realizar as amostragens, pouco impacto antrópico no local e que a praia fosse do tipo dissipativa ou tendendo a dissipativa segundo as classificações propostas por Whright e Short, (1983). Segundo Defeo et al., (2009) (*in* ROSA FILHO et al., 2015) as praias dissipativas abrigam maior biodiversidade.

A Figura 306 apresenta um desenho esquemático do método utilizado para a obtenção das amostras. A escolha da metodologia de amostragem foi adaptada dos “Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros” produzido por Bernardino et al. (2015).

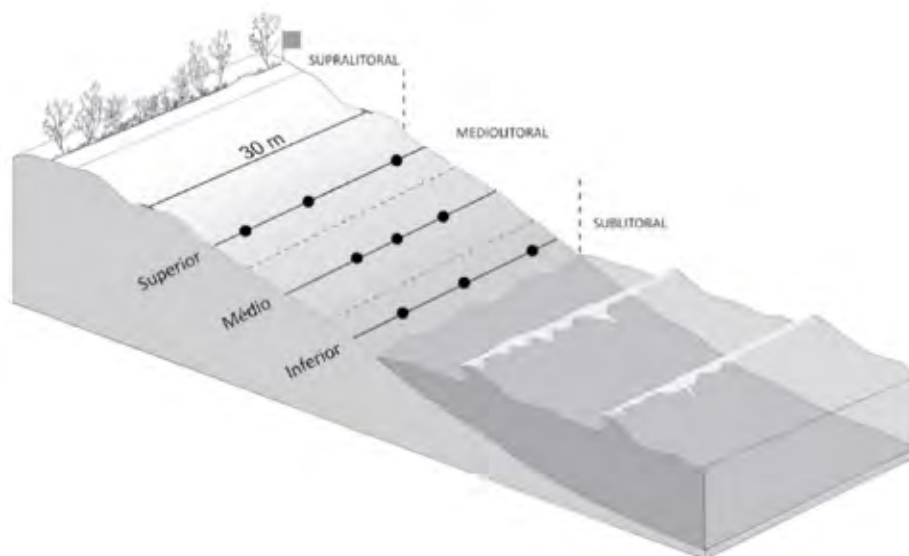
Em cada praia foi estabelecido um setor de 30 m de comprimento, paralelo a linha d'água e largura da região entremarés, entre a linha da maré mais alta e o limite inferior de recuo máximo das ondas no horário previsto para a maré mais baixa de sizígia (Figura 306).

Um Marco Fixo (MF) georreferenciado foi instalado em cada praia, na região das dunas, no início da vegetação arbustiva que servirá como referência para o monitoramento semestralmente da macrofauna bêntica ao longo do diagnóstico ambiental.

Após a determinação do setor de amostragem foi medida a distância entre o marco fixo e a linha da maré alta (linha mais evidente na areia) e a largura da praia desde o MF até o limite inferior de recuo máximo das ondas no horário previsto para a maré mais baixa de sizígia. A partir da diferença dessas duas medidas a largura da região entremarés foi aferida.

A região de entremarés foi dividida em três faixas: superior, média e inferior, com o intuito de abranger todas as faixas com 9 réplicas amostrais. Em cada faixa foi estendida uma trena com 30 m de comprimento sendo que, cada metro correspondia a uma possibilidade de sorteio para as réplicas. Para cada faixa foi sorteada aleatoriamente três réplicas amostrais, totalizando 9 réplicas em cada praia (Figura 306).

Figura 306 – Desenho amostral da coleta da macrofauna bêntica de praias nos níveis superior, médio e inferior, exemplificando a distribuição das réplicas nas três faixas da região de entremarés.



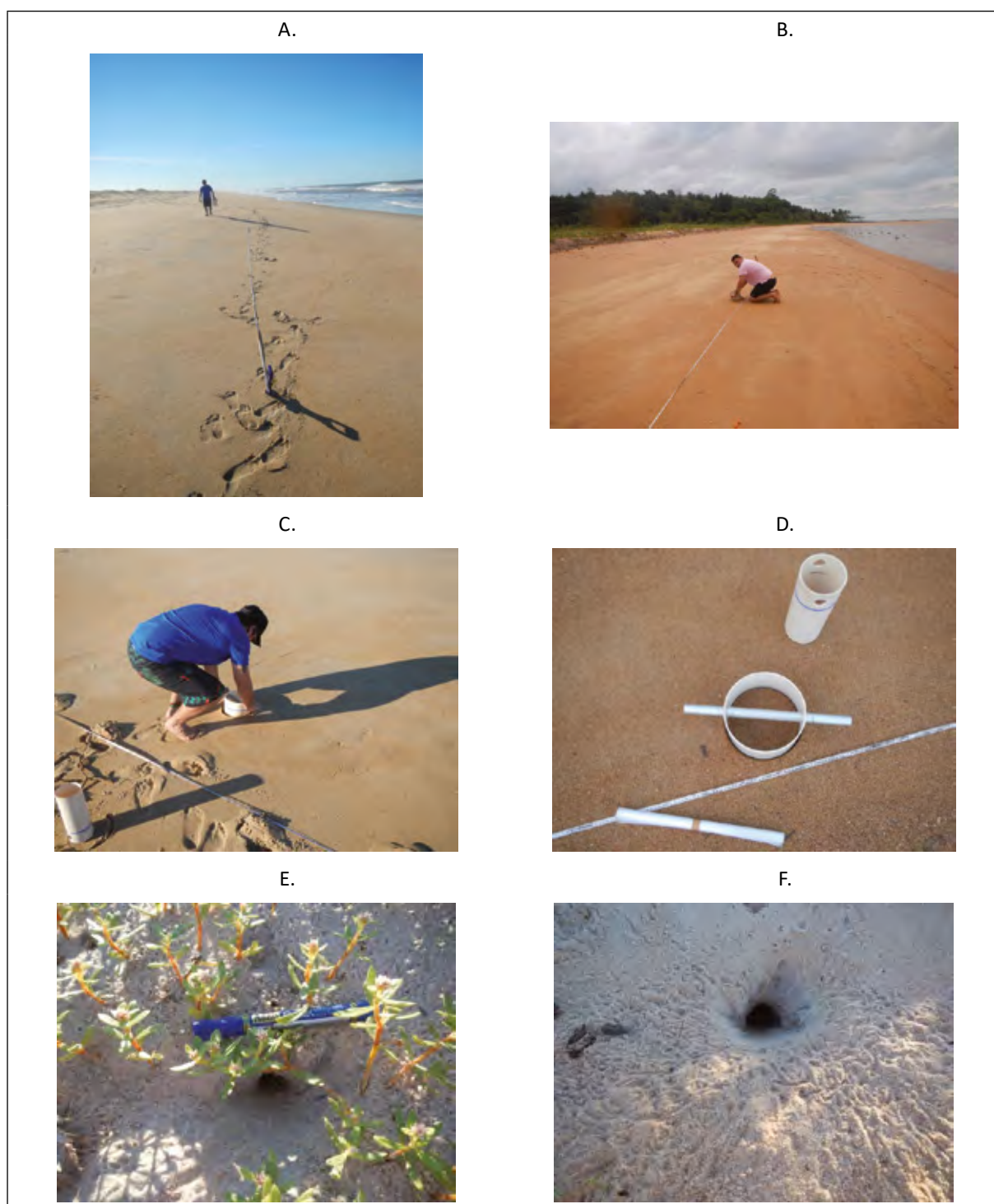
Fonte: Lactec.

As amostras da macroinfauna bêntica foram coletadas utilizando-se um amostrador cilíndrico com 20 cm de diâmetro ($0,031 \text{ m}^2$) enterrado até 20 cm de profundidade. O volume de sedimento no interior do amostrador constituiu uma amostra (Figura 307 A, B e C).

Além das amostras da macrofauna foi coletada uma amostra de sedimento ao lado da primeira réplica na faixa inferior da zona de entremarés para análises granulométricas. Para a coleta foi utilizado um amostrador cilíndrico com 10 cm de diâmetro enterrado até 20 cm de profundidade (Figura 307 D).

Também foi verificada e registrada a presença de tocas do caranguejo-fantasma *Ocypode quadrata* na região do supralitoral ao longo dos 30 metros da área amostral (Figura 307 E e F).

Figura 307 – Fotos das coletas e das réplicas utilizadas para a caracterização e monitoramento da macroinfauna bêntica de praias (A, B e C), para a análise dos sedimentos (D) e observação de exemplares do caranguejo-fantasma *Ocypode quadrata* (E e F).



Fonte: Lactec.

Após as coletas, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos. As amostras da fauna fixadas com uma solução de formalina à 4%. No laboratório as amostras foram lavadas sob peneira com malha de abertura 0,5 mm e posteriormente triadas em cubas plásticas. Os organismos foram coletados e transferidos para frascos com álcool etílico 70%. A amostra de sedimento foi enviada para o laboratório *in natura* no dia da coleta no campo (ANA, 2011).

Com auxílio de um microscópio estereoscópico os organismos foram identificados ao menor nível taxonômico possível, a partir de consultas às bibliografias especializadas. Os animais foram contados e conservados em álcool etílico 70% (ANA, 2011). Alguns exemplares de cada morfotipo foram separados para o tombamento de amostras junto à coleção de Invertebrados do Museu de História Natural Capão da Imbuia em Curitiba (PR).

Os dados foram registrados em planilhas contendo as informações sobre a ocasião das coletas e o número de indivíduos de cada espécie e/ou morfotipos presentes em cada amostra.

Para a caracterização da gravidade, tendência e reversibilidade do dano foram utilizados os mesmos critérios descritos na seção do ambiente marinho desse diagnóstico de danos.

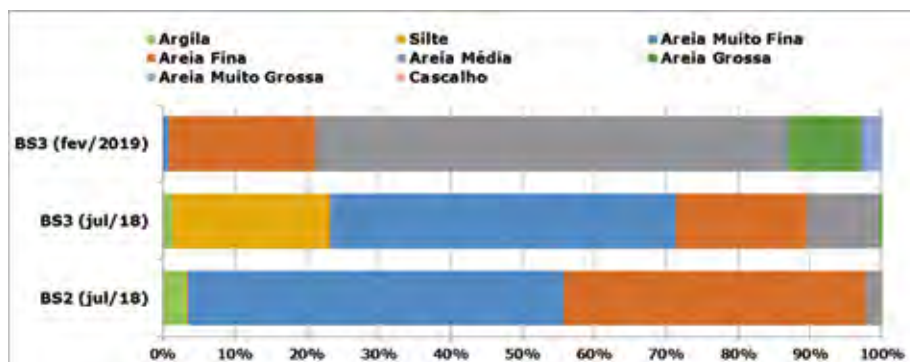
4.1.2 CARACTERÍSTICAS GRANULOMÉTRICAS DO SEDIMENTO

Os resultados de granulometria são apresentados na Tabela 80 e na Figura 308. Nesta figura podem ser visualizados os percentuais de cada fração granulométrica das amostras coletadas nos ambientes de praia nas campanhas amostrais de julho de 2018 e fevereiro de 2019 bem como os resultados acumulados de frações de areias e cascalho e de frações de silte e argila.

Tabela 80 – Resultados na análise granulométrica para as amostras localizadas nos ambientes de praias.

Pontos LACTEC	Data da Coleta	Argila (%)	Silte (%)	Areia Muito Fina (%)	Areia Fina (%)	Areia Média (%)	Areia Grossa (%)	Areia Muito Grossa (%)	Cascalho (%)	Classificação Textural
Campanha 1	BS2 11/07/2018	3,17	0,30	52,21	42,08	2,20	0,03	0,00	0,00	Areia
	BS3 07/07/2018	1,29	22,05	48,01	18,22	9,97	0,46	0,00	0,00	Areia Franca
Campanha 2	BS3 16/02/2019	0,00	0,00	0,82	20,50	65,87	10,15	2,81	0,00	Arenoso

As amostras coletadas nos ambientes de praia - BS2 e BS3 apresentaram uma predominância das frações areia acima de 75%. Na amostra coletada na estação BS2 em julho de 2018 – Campanha 1 predominaram as frações areia muito fina e finas. Para as amostras coletadas na estação BS3 predominaram as areias muito fina e silte e na campanha realizada em fevereiro de 2019 predominaram as areias médias.

Figura 308 – Granulometria dos ambientes de praias.

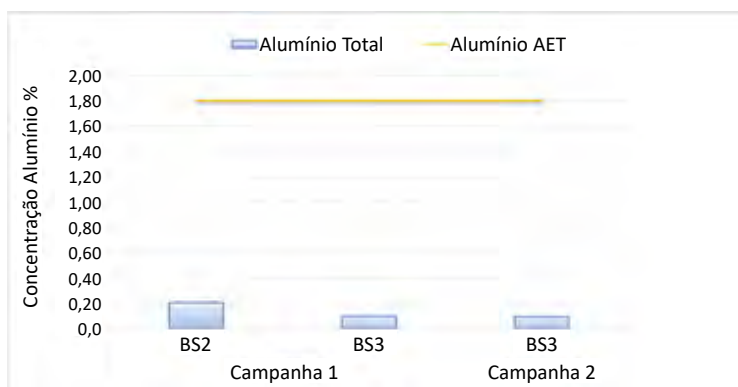
4.1.3 CONCENTRAÇÃO DE EPTS

As variáveis que resultaram abaixo do limite de quantificação do método analítico em todas as estações de monitoramento nos ambientes de praias (BS2 e BS3) foram: antimônio, berílio total, bismuto total, cádmio total, estanho total, mercúrio total, molibdênio total, paládio total, prata total, ródio total, selênio total, tálio total, telúrio total, urânio total, nitrito e fenol. Estas variáveis, portanto, não serão avaliadas individualmente, visto que não foram quantificadas.

4.1.3.1 Alumínio total

Para a avaliação da concentração de alumínio total utilizou-se apenas os níveis de referência estabelecidos em Buchman (2008), onde é estipulada uma concentração limite de efeitos aparentes a biota aquática (*“Apparent effects threshold”* – AET), ou seja, a partir desta concentração são esperados efeitos a biota aquática.

Os resultados para o ambiente de praias apresentaram concentrações ou percentuais de alumínio abaixo do AET (1,80 % de alumínio) nas estações amostrais localizadas em ambiente de praias – BS2 (0,2%) e BS3 (0,09%) na campanha de julho de 2018 e 0,09% para a estação BS3 na campanha de fevereiro de 2019 (Figura 309).

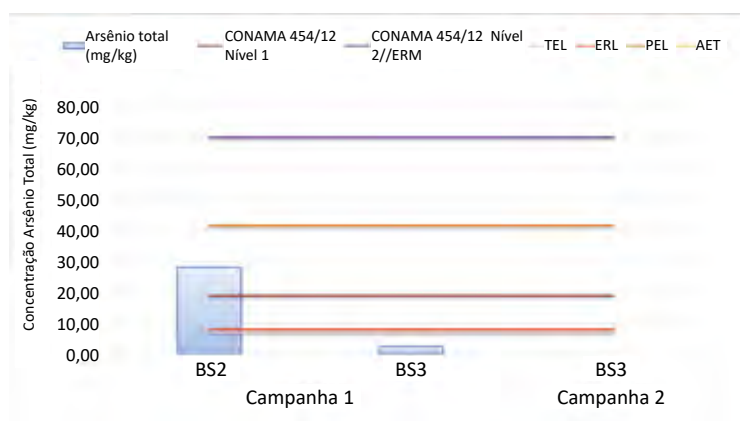
Figura 309 – Resultados de alumínio total (%) para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.

4.1.3.2 Arsênio Total

Para a avaliação da concentração de arsênio total utilizou-se os níveis de referência da resolução CONAMA 454/2012 – Nível 1 e Nível 2, e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (TEL, ERL, PEL e AET).

A estação amostral BS2, localizada no ambiente de praia, apresentou concentração de arsênio de 28,11 mg/kg na campanha amostral de julho de 2018, estando acima dos limites estabelecidos para o TEL (7,24 mg/kg), ERL (8,2 mg/kg) e Nível 1 (19 mg/kg) da resolução CONAMA 454/2012. Nesta mesma campanha amostral, a estação BS3 apresentou concentração de arsênio de 2,53 mg/kg, estando abaixo dos limites mais conservadores definidos. Para a campanha de fevereiro de 2019, a estação BS3 apresentou concentração de arsênio abaixo do limite de detecção (Figura 310).

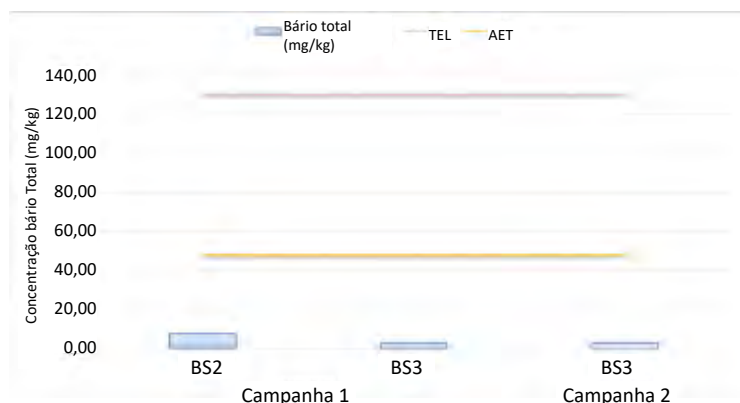
Figura 310 – Resultados de arsênio total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.



4.1.3.3 Bário Total

Para a avaliação das concentrações de bário total utilizou-se os níveis de referência da TEL e AET (Figura 311), como uma proposta de critério para proteção da vida marinha. Os resultados para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praia estiveram todos abaixo destes limites (TEL 130 mg/kg e AET 48 mg/kg).

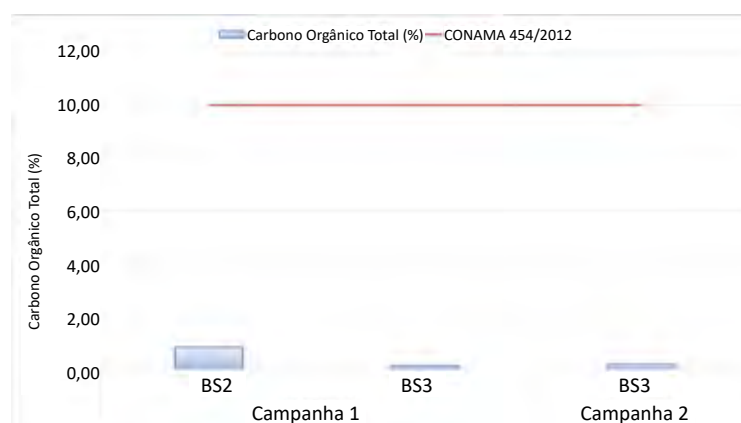
Figura 311 – Resultados de bário total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.



4.1.3.4 Carbono Orgânico Total

Para a avaliação das concentrações de carbono orgânico total (COT) utilizou-se a concentração de Valor Alerta da resolução CONAMA 454/2012 (10%). Os resultados para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias, estiveram abaixo deste valor para as estações amostrais (Figura 312), nas duas campanhas realizadas.

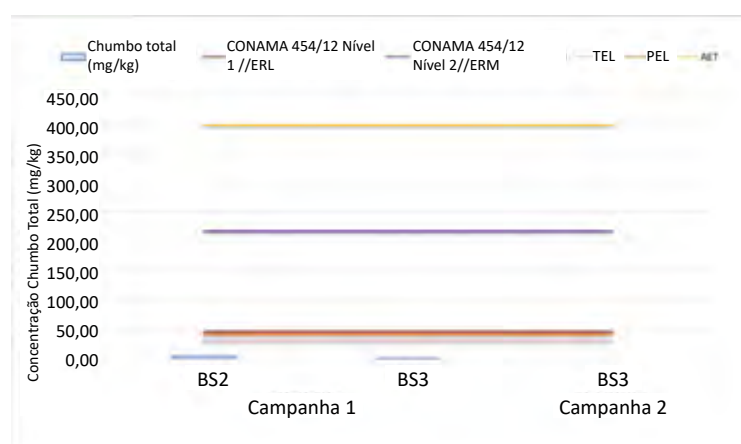
Figura 312 – Resultados de COT total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.



4.1.3.5 Chumbo Total

Para a avaliação das concentrações de chumbo total utilizou-se os níveis de referência da resolução CONAMA 454/2012 – Nível 1 e Nível 2, e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para a proteção da vida marinha (PEL 112 mg/kg, TEL 30,24 mg/kg e AET 400 mg/kg). Os resultados para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias, estiveram abaixo destes limites para as estações amostrais, nas duas campanhas amostrais realizadas (Figura 313).

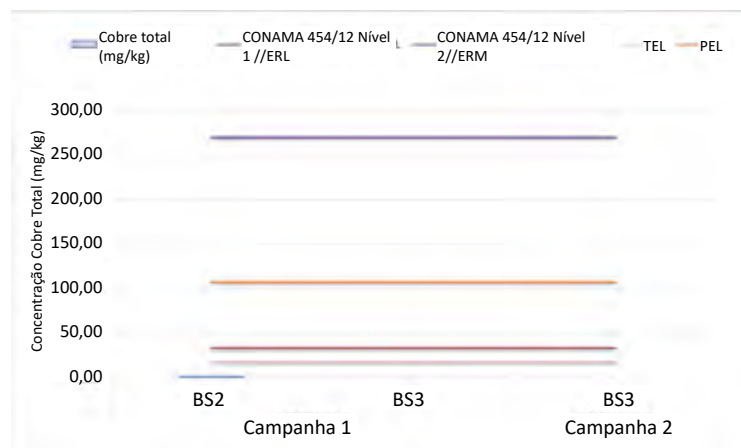
Figura 313 – Resultados de chumbo total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.



4.1.3.6 Cobre Total

Para a avaliação das concentrações de cobre total utilizou-se os níveis de referência da resolução CONAMA 454/2012 – Nível 1 (34 mg/kg) e Nível 2 (270 mg/kg), e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (TEL 108 mg/kg, TEL 18,7 mg/kg e AET 390 mg/kg). Os resultados para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias estiveram abaixo destes limites para as duas campanhas amostrais realizadas (Figura 314).

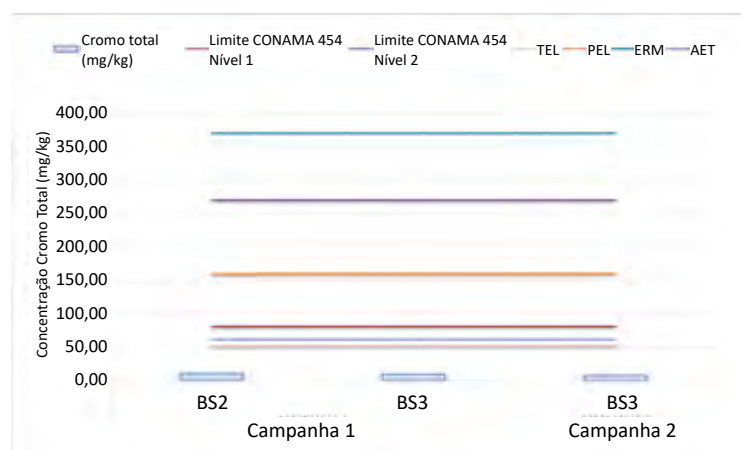
Figura 314 – Resultados de cobre total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.



4.1.3.7 Cromo Total

Para a avaliação das concentrações de cromo total utilizou-se os níveis de referência da resolução CONAMA 454/2012 – Nível 1 – 81 mg/kg e Nível 2 – 270 mg/kg, e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (TEL 160 mg/kg, TEL 52,3 mg/kg, ERM 370 mg/kg e AET 62 mg/kg). Os resultados para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias, estiveram abaixo destes limites, nas duas campanhas amostrais realizadas (Figura 315).

Figura 315 – Resultados de cromo total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.

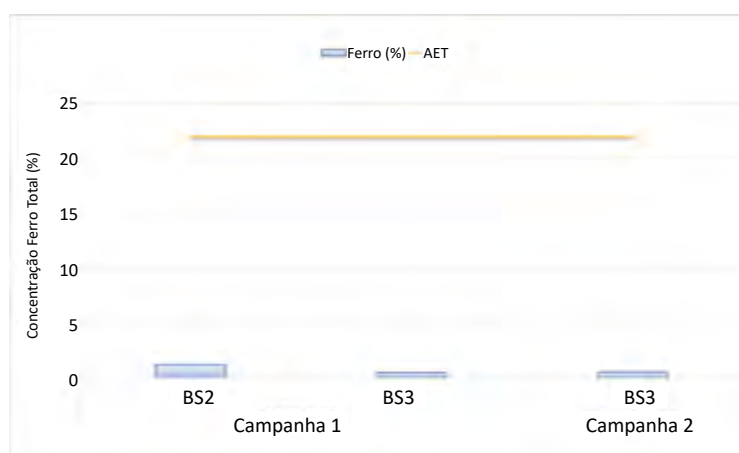


4.1.3.8 Ferro Total

Para a avaliação da concentração de ferro total utilizou-se apenas os níveis de referência definidos em Buchman (2008), onde é estabelecido uma concentração limite de efeitos aparentes a biota aquática (*“Apparent effects threshold”* – AET), ou seja, a partir desta concentração são esperados efeitos a biota aquática.

Os resultados nos ambientes de transição apresentaram concentrações ou percentuais de ferro menores que 22%, abaixo do AET, nas estações amostrais, nas duas campanhas realizadas (Figura 316).

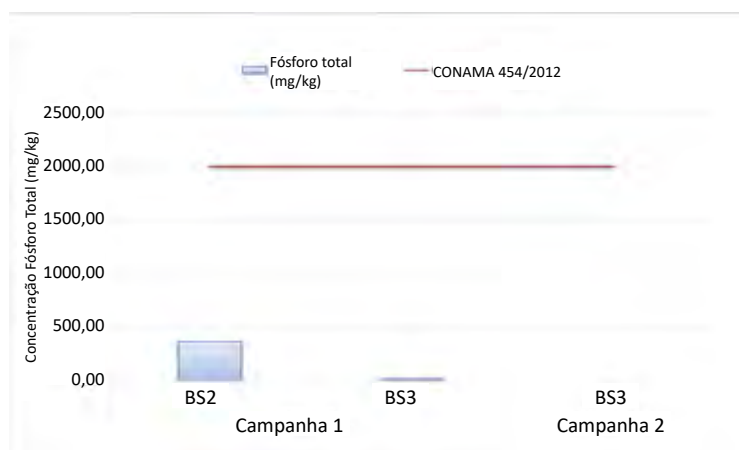
Figura 316 – Resultados de ferro total (%) para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.



4.1.3.9 Fósforo Total

Para a avaliação das concentrações de fósforo total utilizou-se os níveis de referência da resolução CONAMA 454/2012 – Valor Alerta (2000 mg/kg). Os resultados para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias, estiveram abaixo deste limite para as estações amostrais, nas duas campanhas amostrais realizadas (Figura 317).

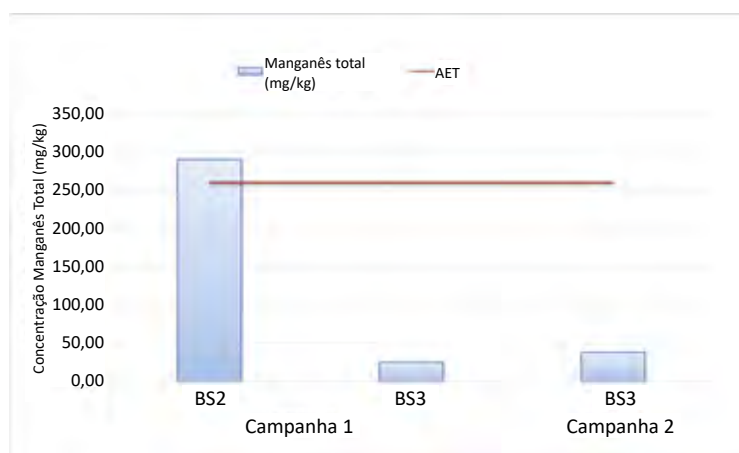
Figura 317 – Resultados de fósforo total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.



4.1.3.10 Manganês Total

Para a avaliação das concentrações de manganês total utilizou-se como referência de critério para proteção da vida marinha os níveis da AET, que identifica concentrações no sedimento acima das quais efeitos adversos são esperados. A estação amostral BS2 apresentou uma concentração de 290 mg/kg de manganês, pouco acima de 260 mg/kg, limite de AET definido em Buchman, (2008) na campanha amostral realizada em julho de 2018. Para as amostras coletadas na estação BS3, as concentrações observadas nas duas campanhas amostrais estiveram abaixo do limite estabelecido (Figura 318).

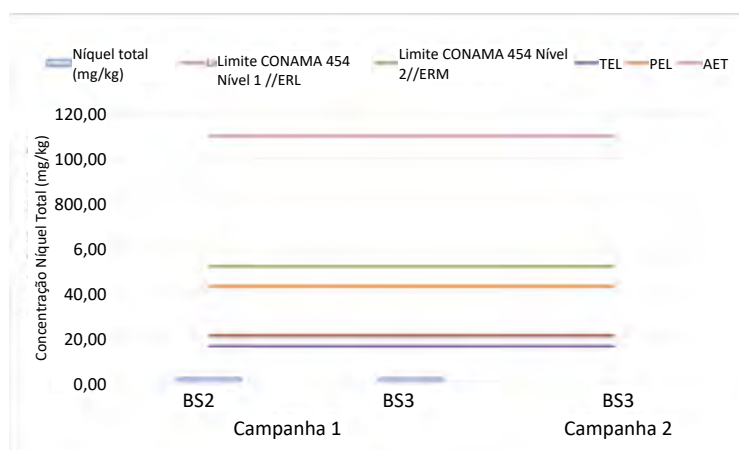
Figura 318 – Resultados de manganês total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.



4.1.3.11 Níquel Total

Para a avaliação das concentrações de níquel total utilizou-se os níveis de referência da resolução CONAMA 454/2012 – Nível 1 (20,9 mg/kg) e Nível 2 (51,60 mg/kg), e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (PEL 42,8 mg/kg, TEL 15,9 mg/kg e AET 110 mg/kg). Os resultados para as duas estações amostrais localizadas nos ambientes de praias, estiveram abaixo destes limites, para as duas campanhas amostrais realizadas (Figura 319).

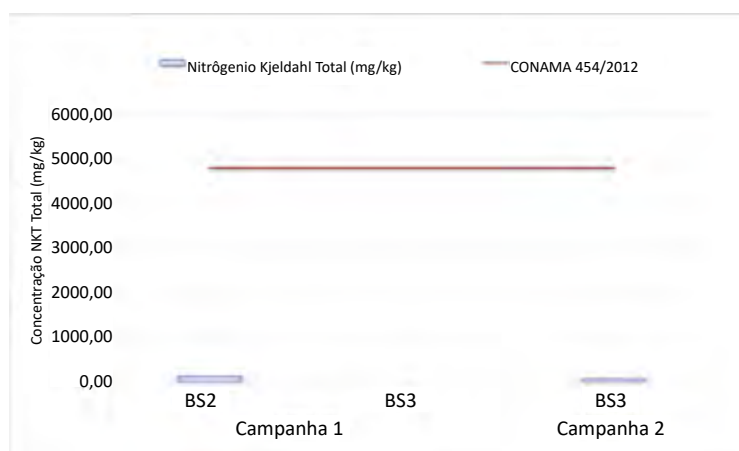
Figura 319 – Resultados de níquel total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.



4.1.3.12 Nitrogênio Kjeldahl Total

Para a avaliação das concentrações de nitrogênio Kjeldahl total (NKT) utilizou-se o Valor Alerta da resolução CONAMA 454/2012 – 4.800 mg/kg. Os resultados para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias, estiveram abaixo deste limite para as estações amostrais, nas duas campanhas amostrais realizadas (Figura 320).

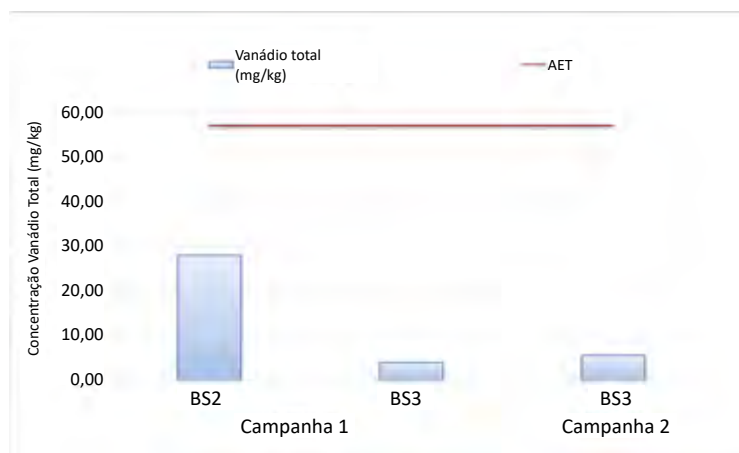
Figura 320 – Resultados de NKT para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.



4.1.3.13 Vanádio Total

Para a avaliação das concentrações de vanádio total utilizou-se o limite de efeitos aparentes “*Apparent effects threshold*” – AET (57 mg/kg), que identifica concentrações no sedimento acima das quais efeitos adversos possivelmente ocorrerão. Os resultados para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias, estiveram abaixo destes limites nas estações amostrais, nas duas campanhas amostrais realizadas (Figura 321).

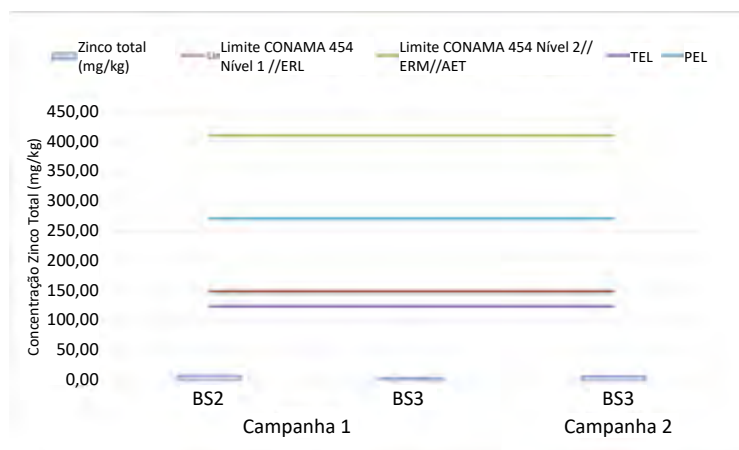
Figura 321 – Resultados de vanádio total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.



4.1.3.14 Zinco Total

Para a avaliação das concentrações de zinco total utilizou-se os níveis de referência da resolução CONAMA 454/2012 – Nível 1 (150 mg/kg) e Nível 2 (410 mg/kg), e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (PEL 124 mg/kg, ERM/AET 410 mg/kg, ERL 150 mg/kg e TEL 271 mg/kg). Os resultados para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias, estiveram abaixo destes limites para as estações amostrais, nas duas campanhas amostrais realizadas (Figura 322).

Figura 322 – Resultados de zinco total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de praias.



4.1.4 ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DA MACROFAUNA BÊNICA DAS PRAIAS ARENOSAS

O dano de alterações na estrutura da macrofauna bêmica das praias arenosas foi constatado. Houve reduções nos índices ecológicos verificadas ao longo dos anos. O dano foi classificado como gravíssimo, parcialmente reversível e com tendência a redução caso sejam constatadas presença de estoques de larvas dos invertebrados no ambiente marinho. Os resultados detalhados das análises realizadas constam no Documento Suplementar MACROFAUNA BÊNICA.

Poucos estudos foram realizados com praias arenosas no litoral do Espírito Santo o que dificultou a seleção dos dados para a linha base nesse ambiente.

Na Tabela 81 são apresentados os valores dos parâmetros estruturais utilizados para comparação com os resultados obtidos nesse estudo. Cinco estudos realizados em distintas praias do litoral do Espírito Santo foram utilizados como referências para compor a linha do tempo. Três estudos contendo resultados de amostras coletadas antes do desastre da barragem de Fundão (T0) e dois com resultados após o desastre, além dos resultados produzidos nesse diagnóstico (Tabela 81).

O estudo de Coutinho (2013) foi realizado em duas praias localizadas na APA Costa das Algas no município de Aracruz ao sul da foz do rio Doce, a Praia de Putiri e a segunda Praia dos Quinze. As coletas foram realizadas em 2011. A autora verificou que as características físico-químicas muito semelhantes e similaridade dos parâmetros faunais próxima de 50% entre as duas praias estudadas. Segundo a autora os valores de densidade esperado para praias dissipativas são de 5000 a 10000 ind.m⁻².

Em Coutinho e Bernardino, (2017) as mesmas praias do estudo citado acima (Praia de Putiri e Praia dos Quinze) foram estudadas. Contudo, foi dado o enfoque sazonal além do espacial. As praias foram amostradas em seis campanhas realizadas do inverno de 2011 ao verão de 2012 (COUTINHO e BERNARDINHO, 2017). Segundo os autores as variáveis ambientais incluindo tamanho dos grãos, clorofila A e matéria orgânica no sedimento foram responsáveis pela distribuição da macrofauna em ambas as praias.

O terceiro estudo utilizado para comparação dos resultados de praias foi realizado por Teixeira, (2016) com coletas realizadas em duas praias do litoral norte do Espírito Santo. A primeira praia, Praia de Urussuquara, está localizada no município de São Mateus e a Praia de Degredo no município de Linhares. Em ambas as praias a autora constatou que houve pouca relação entre a fauna e as variáveis ambientais. Apenas a porcentagem de areia e o tamanho médio dos grãos podem ter influenciado na estrutura da macrofauna da Praia de Degredo. Os poliquetas intersticiais foram os mais abundantes nas duas praias avaliadas. Na praia de Urussuquara o período chuvoso apresentou menor diversidade no infralitoral. Na praia de Degredo a maior densidade e riqueza foi observada nas faixas superiores da praia.

Após o desastre foram realizadas coletas pela equipe da SAMARCO em quatro praias localizadas nas proximidades da foz do rio Doce. Três estações ao sul e uma ao norte. As coletas ocorreram em três campanhas realizadas de novembro de 2015 a janeiro de 2016 (SAMELE DE SÁ, 2016).

A Fundação Espírito-santense de Tecnologia assumiu o monitoramento das praias para a SAMARCO e realizou um extenso levantamento da macrofauna em dez praias do litoral do Espírito Santo. As coletas foram realizadas em setembro de 2018 e as estações divididas em três compartimentos de acordo com a localização da praia em relação a foz do rio Doce abrangendo praticamente toda a costa do estado (COSTA, 2019).

A comparação entre os estudos realizados pré- e pós- o desastre da barragem de Fundão com os resultados obtidos nesse diagnóstico de danos servem apenas para verificação de mudanças agudas nas comunidades bênticas de praias do litoral do Espírito Santo. Foram verificadas diferenças nas técnicas de obtenção dos dados dentre os estudos selecionados. Distintas formas de marcação dos transectos, tamanho do corer, profundidade das amostras e número de réplicas variaram entre os estudos. Também foram observadas diferenças nas características físicas e químicas dos sedimentos entre as praias, por esses motivos os parâmetros servem apenas como referenciais para região não podendo ser realizadas comparações diretas dos resultados.

As menores densidades foram verificadas por Samele de Sá (2016) nas praias da região central logo após a passagem da lama e pluma de sedimentos. Na mesma região Costa (2019) registrou densidades muito maiores das anteriores. Os grupos dominantes foram muito semelhantes nos dois períodos avaliados, sendo Nemertea o grupo mais comum para essa região. O número de *taxa* logo após a passagem da lama foi de 12 e variou de 7 a 17 em 2019 na região central (Tabela 81). Esses resultados ilustram que as comunidades faunais das praias na região central foram afetadas pelo desastre e que apresentam uma aparente recuperação do número de *taxa* e densidades nessa região. Nesse diagnóstico não foram realizadas coletas na região central.

De maneira geral, as praias do litoral sul apresentavam maiores densidades, número de *taxa* e diversidade no período que antecedeu o desastre, resultados que podem ser verificados pelos estudos de Coutinho, (2013) e Coutinho e Bernardino (2017). No presente diagnóstico as densidades da Praia de Coqueiros foram altas nos dois períodos amostrados, contudo o número de *taxa* foi o menor de todas as praias citadas. Costa (2019) registrou menor densidade na Praia de Putiri após o desastre. O grupo Crustacea foi dominante nas praias dessa seção litorânea. Esses resultados indicam que as comunidades macrofaunais das praias podem ter sido afetadas pela passagem da pluma de rejeitos provenientes do desastre da barragem de Fundão.

Para as praias do litoral norte as densidades variaram bastante de uma localidade para outra tanto no período que antecedeu o desastre como depois do desastre. Contudo foi possível verificar uma diminuição no número de *taxa* coletados nas praias após o desastre. O menor número de *taxa* foi registrado para a Praia de Pontal do Ipiranga nesse diagnóstico.

Tabela 81 – Valores dos parâmetros estruturais verificados em estudos realizados nas praias arenosas do litoral do Espírito Santo pré- e pós- desastre da barragem de Fundão em 2015 (MG). *resultados obtidos nesse estudo; **valores expressos em ind.m⁻³.

AUTORES	Localidades	Períodos das coletas	Valores densidades (ind.m ⁻²)	Dominância dos Grandes Grupos	Número de taxa	Taxa dominante	H'	Sector
COUTINHO, 2013	Praia de Putiri, Aracruz	Julho de 2011	5509,54 ± 604	Polychaeta-Isopoda	25	Polychaeta indet./Isopoda	Entre 2 e 3	Sul
COUTINHO, 2013	Praia dos Quinze, Aracruz	Julho de 2011	9501,00 ± 510	Polychaeta-Isopoda	25	Amphipoda	Entre 2 e 3	Sul
COUTINHO & BERNARDINO, 2017	Praia de Putiri, Aracruz	De julho de 2011 a janeiro 2012	De 7579 a 13630	Polychaeta	13 a 35	Polychaeta <i>Scolecopsis</i> e <i>Psionidens</i>	De 2,5 a 3,5	Sul
COUTINHO & BERNARDINO, 2017	Praia dos Quinze, Aracruz	De julho de 2011 a janeiro 2012	De 17101 a 21401	Polychaeta	15 a 27	Polychaeta <i>Scolecopsis</i> e <i>Psionidens</i>	De 2,6 a 3,2	Sul
TEIXEIRA, 2016	Praia de Urussuquara, São Mateus	De dezembro de 2014 a janeiro de 2015	593,6	Polychaeta	15	Polychaeta <i>Polygordius</i> , <i>Hesionura</i> e <i>Hemipodia</i>	Entre 0,5 a 1,6	Norte
TEIXEIRA, 2016	Praia de Degredo, Linhares	De dezembro de 2014 a janeiro de 2015	3654,32	Polychaeta	14	Polychaeta <i>Novaquesta</i> , <i>Hesionura</i> e <i>Saccocirrus</i>	Entre 0,3 a 1,0	Norte
SAMELE DE SÁ, 2016	Praia na boca da Barra Sul, Regência	De novembro 2015 a janeiro de 2016	126 nov 2015 0 dez 2015 0 jan 2016	Nemertea	12	Nemertea	Entre 0 a 0,96	Central
SAMELE DE SÁ, 2016	Praia na boca da Barra Norte, Povoação	Janeiro de 2016	330 nov 2015 3 dez 2015 0 jan 2016	Nemertea e Diptera	12	Nemertea e Chironomidae	De 0 a 0,08	Central
SAMELE DE SÁ, 2016	Praia REBIO Comboios, Regência	Janeiro de 2016	5341 nov 2015 4654 dez 2015 5 jan 2016	Polychaeta, Oligochaeta e Nemertea	12	<i>Saccocirrus</i> e <i>Hemipodia</i> Nemertea e Oligochaeta	De 0 a 0,71	Central
SAMELE DE SÁ, 2016	Praia de Regência, Regência	Janeiro de 2016	271 nov 2015 66 dez 2015 41 jan 2016	Nemertea e Crustacea	12	Nemertea <i>Excrolana</i>	De 0,13 a 0,97	Central
COSTA, 2019	Praia Formosa	Setembro de 2018	2785,6**	Crustacea	20	Amphipoda <i>Puelche</i>	De 0,3 a 1,6	Sul

AUTORES	Localidades	Períodos das coletas	Valores densidades (ind.m ⁻²)	Dominância dos Grandes Grupos	Número de taxa	Taxa dominante	H'	Sector
COSTA, 2019	Praia Putiri	Setembro de 2018	881,3**	Crustacea	12	Isopoda <i>Excirrolana</i>	De 0,3 a 0,9	Sul
COSTA, 2019	Praia Barra do Riacho	Setembro de 2018	4532,6**	Polychaeta	6	Polychaeta <i>Saccocirrus</i>	De 0 a 1,1	Central
COSTA, 2019	Praia de Comboios	Setembro de 2018	4957,5**	Nemertea Crustacea	18	Nemertea Isopoda <i>Excirrolana</i>	De 1,2 a 1,9	Central
COSTA, 2019	Praia de Regência	Setembro de 2018	1841,4**	Crustacea	8	Isopoda <i>Excirrolana</i>	De 0,5 a 0,9	Central
COSTA, 2019	Praia de Povoação	Setembro de 2018	7302,5**	Nemertea	17	Nemertea	De 1,9 a 2,1	Central
COSTA, 2019	Praia de Degredo	Setembro de 2018	1817,8**	Polychaeta	12	Polychaeta <i>Hesionura</i>	De 0,1 a 1,0	Norte
COSTA, 2019	Praia Pontal do Ipiranga	Setembro de 2018	613,8**	Polychaeta	14	Polychaeta <i>Saccocirrus</i>	De 0 a 0,9	Norte
COSTA, 2019	Praia de Barra Nova	Setembro de 2018	424,9**	Polychaeta	5	Polychaeta <i>Saccocirrus</i>	De 0 a 0,3	Norte
COSTA, 2019	Praia Guriri	Setembro de 2018	1062,3**	Crustacea	14	Crustacea <i>Excirrolana</i>	De 0 a 0,7	Norte
BRASIL (MPF)/Lactec, 2019*	Praia de Pontal do Ipiranga	Em jul 2018	5159,20	Mollusca Polychaeta	6	Mollusca <i>Tellina</i> Polychaeta <i>Hemipodia</i>	0,29	Norte
BRASIL (MPF)/Lactec, 2019*	Praia de Pontal do Ipiranga	jan 2019	16624	Polychaeta	6	Polychaeta <i>Scolleleipsis</i>	0,52	Norte
BRASIL (MPF)/Lactec, 2019*	Praia de Coqueiros	Em jul 2018 e	8885,35	Crustacea	3	Crustacea <i>Excirrolana</i>	0,18	Sul
BRASIL (MPF)/Lactec, 2019*	Praia de Coqueiros	jan 2019	20636,94	Crustacea	4	Crustacea <i>Excirrolana</i>	0,23	Sul

4.1.5 CONTAMINAÇÃO E ALTERAÇÕES NO ESTADO DE SAÚDE DA MACROFAUNA BÊNTICA DE PRAIAS ARENOSAS

Nenhum estudo com contaminantes com organismos praias foi realizado no litoral do Espírito Santo antes do desastre da barragem de Fundão (2015) por esse motivo não havia linha base para comparação entre os períodos pré- e pós- desastre.

A verificação da contaminação de espécies bênticas de praias foi apresentada no relatório apresentado por Bianchini et al. (2019).

No estudo foram realizadas coletas em 10 praias ao longo da costa do Espírito Santo. Poliquetas, anfípodos, o isópodo *Excirrolana* sp. e o caranguejo-fantasma *Ocypode quadrata* foram amostrados para as análises. Para as dosagens de bioacumulação foram coletados músculo, brânquias e hepatopâncreas dos caranguejos. Os demais animais foram processados inteiros. Além dos níveis de metais, foram avaliados os níveis de dois biomarcadores de efeitos e um de exposição. Os resultados mostraram que o padrão espacial de resposta do biomarcador de estresse utilizado (lipoperoxidação) coincide com os padrões observados de bioacumulação dos metais analisados (principalmente Cu, Fe, Mn e Hg) indicando que os metais associados ao evento do rompimento da barragem de Mariana ainda se encontram disponíveis para assimilação pelos organismos analisados. Em suma, foram constatados danos fisiológicos e contaminação por EPTs em todos os organismos avaliados.

4.1.6 CONCLUSÕES

As amostras coletadas nos ambientes de praias estações BS2 e BS3 apresentaram nas duas campanhas amostrais realizadas – julho de 2018 e fevereiro de 2019, uma predominância das frações arenosas acima de 75%. Nestes ambientes apenas o indicador arsênio total apresentou resultados acima dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA Nº 454/2012, que ultrapassou o Nível 1 (19 mg/kg), limiar abaixo do qual prevê-se baixa probabilidade de efeitos adversos à biota, na estação amostral BS2, na campanha realizada em julho de 2018.

Com relação aos padrões internacionais de qualidade dos sedimentos, quanto a efeitos sobre a biota aquática nos ambientes de transição, os limites de TEL e ERL, que são padrões onde efeitos negativos a biota aquática são observados com pouca frequência, foram suplantados, também, apenas para o parâmetro arsênio total na estação amostral BS2, na campanha de julho de 2018. O padrão de AET, que identifica concentrações no sedimento acima das quais efeitos adversos possivelmente ocorrerão, foi suplantado para a variável manganês na amostra localizada em ambiente de praia (BS2), campanha de julho de 2018.

Mirlean et al., (2012) em sua caracterização dos sedimentos de praias na região de Aracruz/ES, observaram concentrações de arsênio acima do TEL e ERL em todas as 19 estações amostrais monitoradas. Destas, dezesseis apresentaram concentração de arsênio acima do limite estipulado pelo Nível 1 da CONAMA 454/2012 e dez acima dos limites estipulados pelo AET, sendo estas concentrações relacionadas com a presença de carbonatos biogênicos ricos neste elemento.

De acordo com os dados analisados, não é possível afirmar que as concentrações de arsênio e manganês acima dos limites estipulados pelos padrões nacionais e internacionais de qualidade de sedimentos são decorrentes do desastre, visto que os dados analisados foram coletados mais de 2

anos após o evento e também pela falta de dados de linha base que caracterizem o ambiente avaliado. Desse modo, a partir dos dados analisados não é possível afirmar que houve dano em relação a alteração das características granulométricas e ao aumento da concentração de EPTs no sedimento das praias avaliadas.

Os resultados obtidos nesse estudo e dos demais estudos analisados mostram que as características estruturais das comunidades bênticas das praias arenosas foram alteradas após 2015. O dano foi considerado gravíssimo, parcialmente reversível e com tendência a redução caso existam estoques de larvas dos invertebrados no ambiente marinho. É importante salientar que este dano foi baseado na alteração dos índices ecológicos já descritos e não conseguiram ser relacionados com os resultados de sedimento.

Estudos secundários apontam alterações fisiológicas e contaminação, através da presença de EPTs em tecidos de invertebrados bênticos de praias.

5 MANGUEZAIS

Os manguezais também são ecossistemas de transição entre o ambiente terrestre e marinho, no qual interagem plantas, animais e microrganismos com o meio abiótico, e que sofrem influência das marés (MMA, 2010a). O termo mangue é utilizado para “designar um grupo floristicamente diverso de árvores tropicais que, embora pertençam a famílias botânicas sem qualquer relação taxonômica entre si, compartilham características fisiológicas similares” (MMA, 2018).

Para a avaliação dos danos aos manguezais, foram considerados os manguezais do rio Mariricu e do rio Piraquê (Figura 323). Na foz do rio Doce não há manguezal verdadeiro, apesar de possuir algumas espécies vegetais típicas de mangue (MMA, 2018).

O rio Mariricu faz parte do Litoral Leste, que vai desde a divisa com o estado da Bahia até a margem esquerda (ou norte) do rio Doce. Sua foz é uma formação artificial, formada pelo bombeamento de arenito e que deu origem à Barra Nova. Nesse local encontram-se manguezais exuberantes (MMA, 2018).

Já a foz do rio Piraquê, que é formado pela confluência dos rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, encontra-se no Litoral Sudeste, que inicia na margem direita (ou sul) do rio Doce. Encontram-se nessa região mangues também exuberantes, que ocupam 15,80 km² (MMA, 2018).

Figura 323 – Área de estudo para os ambientes de manguezais.



Execução: Lactec.

Para os manguezais, são descritos os danos do rompimento da barragem de Fundão sobre a **Qualidade dos Sedimentos** e fauna associada, a **Macrofauna Bêntica de Manguezais**.

5.1 DANOS À QUALIDADE DOS SEDIMENTOS E COMUNIDADES BENTÔNICAS

O manguezal, por ser um ambiente efetivamente protegido contra ondas e correntes fortes, inundado por água salobra, permite a deposição de argilas, silte e outros detritos e constitui uma ótima superfície para o transporte de EPTs, cuja precipitação é favorecida pelo pH alto e pela disponibilidade de sulfetos, devido às condições de redução na camada sub-superficial do sedimento. Adicionalmente, os mecanismos de transporte de água e sedimentos, pelas ondas em direção ao estuário, pela movimentação da maré e pelo padrão de circulação estuarino, atuam de forma a prevenir o escape de sedimentos do ecossistema (HARBISON, 1986).

Manguezais são reconhecidamente áreas de deposição de materiais terrestres e marinhos, portanto, potencialmente acumuladores de EPTs. Associados aos sedimentos de manguezal, os íons metálicos se encontram em concentrações superiores a muitas ordens de grandeza em relação às águas correspondentes. Isto acontece devido a diversos fatores como granulometria do sedimento, conteúdo de matéria orgânica, associação dos EPTs com argilas, óxidos e hidróxidos de ferro e manganês, além de outros fatores que permitem que os manguezais retenham os EPTs em seus sedimentos, agindo como filtros biogeoquímicos na interface continente-oceano impedindo a maior dispersão pelo sistema aquático (BORGES et al., 2007; QUEIROZ; CELINO, 2008).

Para a caracterização dos sedimentos dos manguezais adjacentes à foz do rio Doce, relativo ao período posterior ao desastre, foram utilizados os valores referência estipulados na resolução CONAMA 454/2012 e dois conjuntos de diretrizes de qualidade do sedimento. Diretrizes de qualidade de sedimentos são importantes ferramentas para a avaliação de contaminação em sedimentos marinhos e estuarinos (MACDONALD; INGERSOLL e BERGER, 2000; HUBNER; ASTIN e HERBERT, 2009) com significância biológica. Embora tais diretrizes não sejam indicadores definitivos de toxicologia, elas podem ter uma grande capacidade preditiva e são ferramentas vitais para identificar áreas com possíveis efeitos biológicos adversos. Para avaliar possíveis riscos que surgirão da contaminação por EPTs nos sedimentos de praia da região adjacente a foz do rio Doce, foram diretamente usadas diretrizes de nível de efeitos de limiar (TEL) e nível de efeitos prováveis (PEL) (MACDONALD et al., 1996, 2003), e faixa de efeito baixo (ERL) e efeito range mediano (ERM) (LONG et al., 1995).

5.1.1 METODOLOGIA

A avaliação dos danos a qualidade dos sedimentos de manguezais adjacentes à foz do rio Doce causados pelo rompimento da barragem de Fundão e a chegada de rejeitos no oceano, foi baseada em dados primários, referentes a duas campanhas de monitoramento realizadas pelo Lactec. Primeiramente, são descritas as bases de dados que compõe este relatório e posteriormente detalhada a metodologia de avaliação de cada um dos danos definidos. Na sequência é apresentada a metodologia aplicada para a macrofauna bêntica.

5.1.1.1 Base de dados

Nos manguezais, foram realizadas 2 campanhas de monitoramento para coleta de amostras de sedimento, sendo a primeira realizada entre os dias 08 e 11 de julho de 2018, período seco, e a

segunda entre os dias 11 e 18 de fevereiro de 2019, período chuvoso. As coordenadas das 2 estações de monitoramento nos manguezais são apresentadas na Tabela 82 e a localização destas estações apresentada na Figura 323.

Tabela 82 – Estações de monitoramento no ambiente de manguezais.

Estação de Monitoramento	X	Y
BS4	421245,8	7902524,0
BS5	377157,0	7793843,6

A metodologia utilizada para coleta e armazenamento das amostras e registros das condições de contorno no momento das amostragens são descritas no item 2.4.1.1. As metodologias utilizadas para as análises granulométricas e químicas das amostras coletadas estão descritas nos itens 2.4.1.1.1 e 2.4.1.1.2, respectivamente. Os laudos com os resultados das análises laboratoriais estão disponíveis no Apêndice K.

5.1.1.2 Avaliação das alterações no sedimento

No presente documento são apresentados resultados da avaliação de dados físicos e químicos dos sedimentos dos ambientes de manguezais localizados junto à foz do rio Doce, relativos ao período posterior ao desastre da Samarco, originados pelo Lactec. Portanto não serão mensurados os danos aos sedimentos dos ambientes de manguezais, visto que não foi possível identificar que houve dano devido à falta de dados de linha base e a indisponibilidade da dados logo após o desastre (foram coletadas amostras pelo Lactec mais de dois anos após o desastre). Para a avaliação das características dos sedimentos dos ambientes de manguezais após o rompimento da barragem de Fundão, foram avaliadas as alterações em relação aos padrões nacionais e internacionais de qualidade do sedimento, comparando dados sedimentológicos e os respectivos dados químicos de potencial interesse ecológico, com os valores de concentrações consideradas limiares em modelos de avaliação da qualidade de sedimentos.

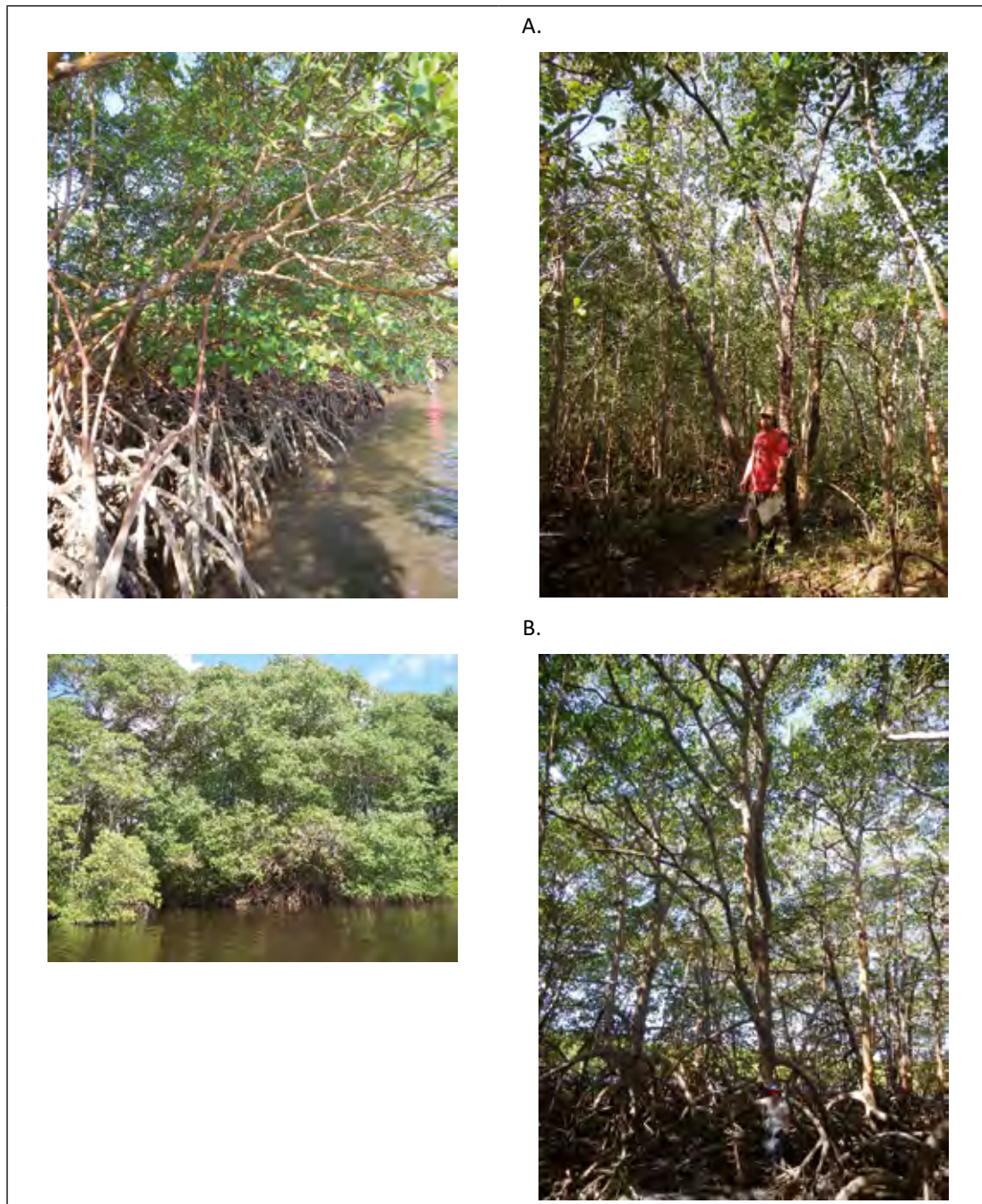
5.1.1.3 Metodologia para macrofauna bêntica de manguezais

Para a caracterização e o monitoramento da fauna bêntica dos manguezais do litoral do Espírito Santo foram selecionadas duas estações amostrais.

A primeira estação foi posicionada no litoral norte do Espírito Santo, cerca de 90 km da foz do rio Doce e foi denominada de BS4. Essa estação localiza-se no estuário de Barra Nova no município de São Mateus (ES). A estação BS5, trata de um manguezal localizado ao sul cerca de 60 km da foz do rio Doce no balneário de Santa Cruz, em Aracruz (ES). O manguezal encontra-se no estuário do rio Piraquê-Açu (Figura 324).

As amostragens foram realizadas no período seco nos dias 4 de julho de 2018 na BS5 e 6 de julho, na BS4 e no chuvoso nos dias 14 de fevereiro de 2019 na BS5 e 15 de fevereiro de 2019 na BS4. Ambos os bosques são formados pelas espécies arbóreas *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana*.

Figura 324 – Fotos das estações de coletas das comunidades bênticas de manguezais. A. BS5, localizada no estuário do Piraquê-açú no município de Aracruz (ES) e B. BS4, localizada em Barra Nova, município de São Mateus (ES).



Fonte: Lactec.

A Figura 325 apresenta um desenho esquemático do método utilizado para a obtenção das amostras. Os bosques selecionados para o estudo estão localizados no setor euhalino dos estuários conforme a recomendação de (BERNARDINO et al., 2015) no “Monitoramento de ecossistemas bentônicos estuarinos”.

Em cada localidade foi selecionado um bosque que aparentemente possuía pouco impacto antrópico. Para a determinação do esforço amostral levou-se em consideração a disponibilidade de tempo, os recursos logísticos e a sazonalidade dos organismos.

As coletas foram realizadas a 20 metros da região de borda como representado na Figura 325 (Adaptada de MAIA, 2015). Na localidade foi estendida uma trena com 30 metros de comprimento e realizadas cinco réplicas amostrais para a identificação da macroinfauna bêntica. Os locais de coletas das réplicas foram sorteados previamente levando em consideração um metro de distância entre elas. Para as coletas foi utilizado um amostrador cilíndrico com 15 cm de diâmetro (0,018 m²) com uma serra na extremidade e que foi enterrado a uma profundidade de 10 cm (Figura 325; Figura 326A E B).

A ocorrência e densidade da megafauna das árvores do mangue e a densidade do caranguejo-uçá foram estimadas através da demarcação de cinco quadrados com 4 m² cada um, plotados paralelamente às réplicas da macroinfauna. Para a demarcação foi utilizada uma trena graduada formando um quadrado com 2 metros de lado (Figura 326 D).

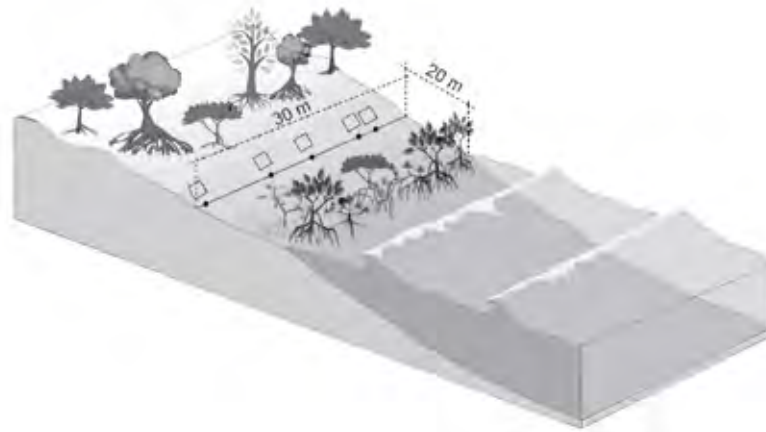
Em cada quadrado foi estimada a densidade de *Littoraria angullifera* contando o número de animais nos troncos das árvores até 1 metro do solo (Figura 326 C). Também foi anotada a ocorrência do caranguejo *Aratus pisonii* nas árvores e ostras, cracas aderidas nos troncos, pneumatóforos e raízes escoras no perímetro de cada quadrado.

A densidade de *Ucides cordatus* (caranguejo-uçá) foi determinada através da contagem do número de tocas em cada *quadrat*, totalizando 20 m² (Figura 326 D).

Além desses procedimentos também foi realizada uma busca ativa de fauna móvel com o objetivo do registro de ocorrência de algumas espécies epifaunais que eventualmente não foram amostradas nos procedimentos adotados, como por exemplo, os caranguejos *Aratus pisonii* (nome vulgar, “marinheiro”) e *Goniopsis cruentata* (nome vulgar, “maria-mulata”) e demais Mollusca, Grapsidae, Ocypodidae e Xanthidae. A busca ativa foi realizada durante 10 minutos e alguns exemplares foram coletados visando à confirmação das identificações taxonômicas e serão tombados junto com os demais lotes da fauna bêntica desses ambientes.

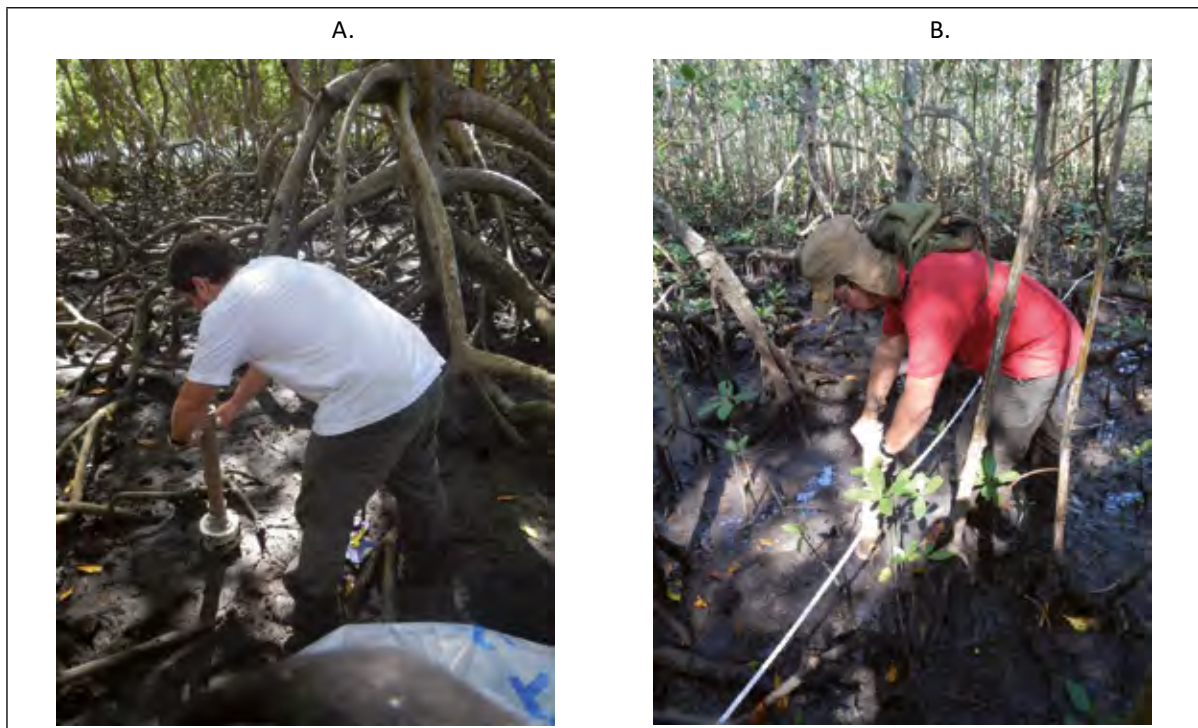
Para a caracterização granulométrica dos sedimentos foi colhida uma amostra nas proximidades da primeira réplica da macroinfauna com o auxílio de um amostrador cilíndrico com 10 cm de diâmetro enterrado a 10 cm de profundidade (Figura 326 E). A amostra foi acondicionada em um saco plástico etiquetado e enviada para o laboratório *in natura* no dia da coleta para as análises químicas e granulométricas (ANA, 2011).

Figura 325 – Desenho amostral das coletas da macroinfauna bêntica (círculos pretos) e das unidades amostrais para a contagem de tocas de *Ucides cordatus* (quadrados vazados) nos dois manguezais da Zona Costeira do Espírito Santo, estações BS4 e BS5.



Fonte: Lactec.

Figura 326 – Fotos das coletas da macroinfauna bêntica dos manguezais do Espírito Santo (A e B), medida para a contagem da epifauna nas árvores (C), contagem das tocas de *Ucides cordatus* (D) e coleta da amostra para análise do sedimento (E).



C.



D.



E.



Fonte: Lactec.

Após as coletas, as amostras da macroinfauna foram acondicionadas em sacos plásticos etiquetados e fixadas com uma solução de formalina à 4%. Os demais animais coletados na busca ativa foram acondicionados em frascos etiquetados e fixados em formalina à 4%.

Em laboratório as amostras da macroinfauna foram lavadas sob peneira com malha de abertura 0,5 mm e posteriormente triadas em cubas plásticas com o auxílio de uma lupa com aumento 10x. Os organismos foram coletados e transferidos para frascos com álcool etílico à 70% (Figura 232).

Com auxílio de um microscópio estereoscópico os organismos foram identificados ao menor nível taxonômico possível, a partir de consultas às bibliografias especializadas. Os animais foram contados e conservados em álcool etílico 70%. Alguns exemplares de cada morfotipo foram separados para o tombamento de amostras junto à coleção de Invertebrados do Museu de História Natural Capão da Imbuia em Curitiba (PR).

Todos os dados foram ser registrados em planilhas contendo as informações sobre a ocasião das coletas e o número de indivíduos de cada espécie e/ou morfotipos presentes em cada amostra.

Para a análise da fauna foram realizados os seguintes cálculos (detalhes no Documento Suplementar MACROFAUNA BÊNTICA):

- A riqueza de *taxa* (número de *taxa* presentes em cada período, expresso pela média);
- A abundância relativa (da razão entre número de indivíduos do táxon com o total de organismos, expresso pela percentagem. Os *taxa* ou grupos taxonômicos foram classificados como dominantes, quando a abundância relativa foi maior que 50%; abundantes com abundância entre 30 e 49,9%; comuns, entre 10 e 29,9%; ocasionais de 1 a 9,9% e raros, abaixo de 1%.
- A frequência de ocorrência através do número de amostras em que o táxon ou grupo taxonômico ocorreu dividido pelo total de amostras coletadas no mesmo período. Neste caso, os organismos foram agrupados em constantes se presentes em mais que 61% das amostras coletadas, constantes se este valor estiver entre 41 e 60%, acessórias caso estejam entre a faixa de 21-40% e acidentais quando presentes em menos que 20%.
- A diversidade da comunidade foi calculada utilizando-se o índice de Shannon-Wiener, $H' = -\sum p_i \log_2 p_i$, em que p_i é a proporção da espécie i na comunidade.
- A uniformidade ou equitatividade foi estimada pelo índice de Pielou, $E = H' / \log_2 S$, no qual S é o número total de *taxa* presentes na amostra e H' é o valor do índice de Shannon-Wiener obtido. Este índice varia de 0 a 1, sendo que quanto mais próximo de 1 maior é a uniformidade entre os *taxa*.

Para a comparação com outros estudos realizados antes e pós desastre os dados de abundância foram transformados em densidade que corresponde ao número de ind.m⁻².

Análises de variância unifatorial entre os períodos do ano e bifatorial foram aplicadas sobre os descritores supracitados com o objetivo de testar a significância das diferenças entre as médias das estações e os períodos amostrais. Como a ANOVA requer a homogeneidade entre as variâncias, os dados foram submetidos ao teste de Levene e quando necessário sofreram transformação através do $\log(x+1)$. O teste de comparação Tukey HSD foi usado quando diferenças significativas ($p < 0,05$) foram detectadas (SOKAL e ROHLF, 2012).

Para a caracterização da gravidade, tendência e reversibilidade foram utilizados os mesmos critérios descritos na capítulo do ambiente marinho (item 2.4.1.6).

5.1.2 GRANULOMETRIA DO SEDIMENTO SUPERFICIAL

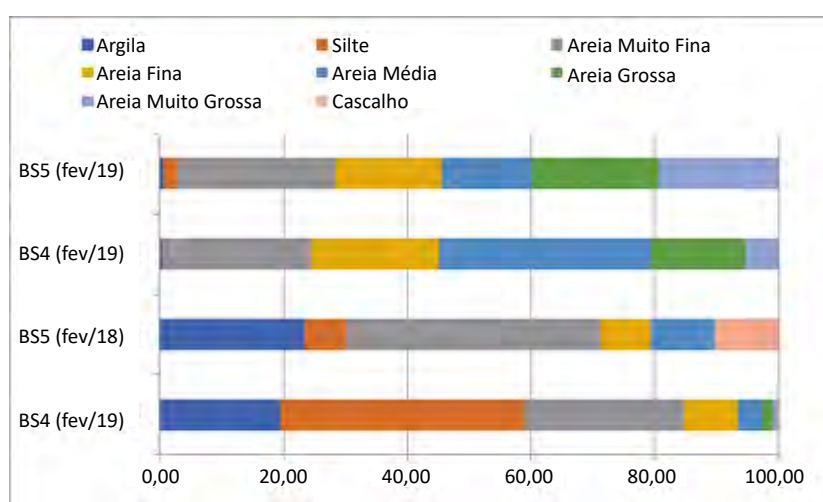
Os resultados de granulometria são apresentados na Tabela 83 e na Figura 327. Na Figura 327 podem ser visualizados os percentuais de cada fração granulométrica das amostras coletadas nos ambientes de manguezal nas campanhas amostrais de julho de 2018 e fevereiro de 2019, bem como os resultados acumulados de frações de areias e cascalho e de frações de silte e argila.

Tabela 83 – Resultados na análise granulométrica para as amostras localizadas nos ambientes de manguezais.

Pontos LACTEC	Dia da coleta	Argila (%)	Silte (%)	Areia Muito Fina (%)	Areia Fina (%)	Areia Média (%)	Areia Grossa (%)	Areia Muito Grossa (%)	Cascalho (%)	Classificação Textural
BS4	06/07/18	19,44	39,35	25,81	8,72	3,93	1,76	0,78	0,21	Franco
BS4	15/02/19	0,40	0,00	24,11	20,59	34,26	15,21	5,43	0,00	Arenoso
BS5	04/07/18	23,31	6,83	40,96	8,21	10,14	0,03	0,33	10,18	Franco Argiloso Arenoso
BS5	16/02/19	0,62	2,22	25,55	17,12	14,58	20,50	19,43	0,00	Arenoso

As amostras coletadas na campanha amostral de julho de 2018 – Período P6 apresentaram uma predominância de sedimentos finos para os dois ambientes de manguezais analisados – BS4 e BS5. Nas amostras coletadas nestes ambientes em fevereiro de 2019 – Campanha 2 Período P7, predominaram as frações arenosas.

Figura 327 – Granulometria dos ambientes de manguezais.



5.1.3 AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE EPTS

A seguir, apresentam-se a análise das concentrações dos parâmetros químicos de interesse para a caracterização dos manguezais. Ressalva-se que para os parâmetros químicos que apresentaram concentração abaixo do limite de quantificação do método analítico utilizado, em todos os momentos amostrais, não serão aqui apresentados, tendo em vista a impossibilidade de realizar análises sobre tais resultados.

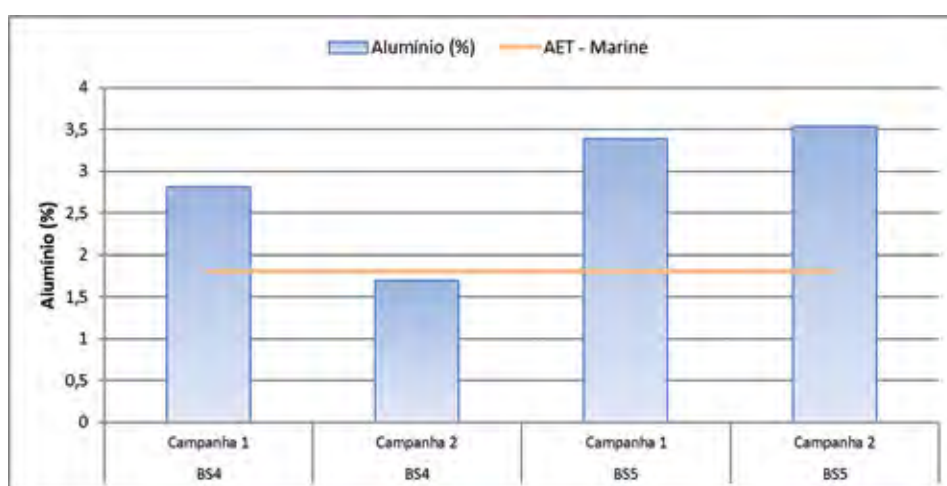
As variáveis que resultaram abaixo do limite de quantificação do método analítico em todas as estações de monitoramento nos ambientes de manguezais (BS4 e BS5) foram: antimônio, bismuto total, cádmio total, estanho total, mercúrio total, molibdênio total, paládio total, prata total, ródio total, selênio total, tálio total, telúrio total, urânio total, nitrito e fenol. Estas variáveis, portanto, não serão avaliadas individualmente, visto que não foram detectadas.

5.1.3.1 Alumínio total

Para a avaliação da concentração de alumínio total utilizou-se apenas os níveis de referência estabelecidos em Buchman (2008), onde é estabelecido uma concentração limite de efeitos aparentes a biota aquática (“Apparent effects threshold” – AET), ou seja, a partir desta concentração são esperados efeitos a biota aquática.

Os resultados para o ambiente de manguezal apresentaram concentrações ou percentuais de alumínio acima do AET (1,80 % de alumínio) nas estações amostrais BS4 e BS5 (Figura 328), na campanha de julho de 2018, e para a amostra da estação BS5, na campanha de fevereiro de 2019.

Figura 328 – Resultados de alumínio total (%) para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.



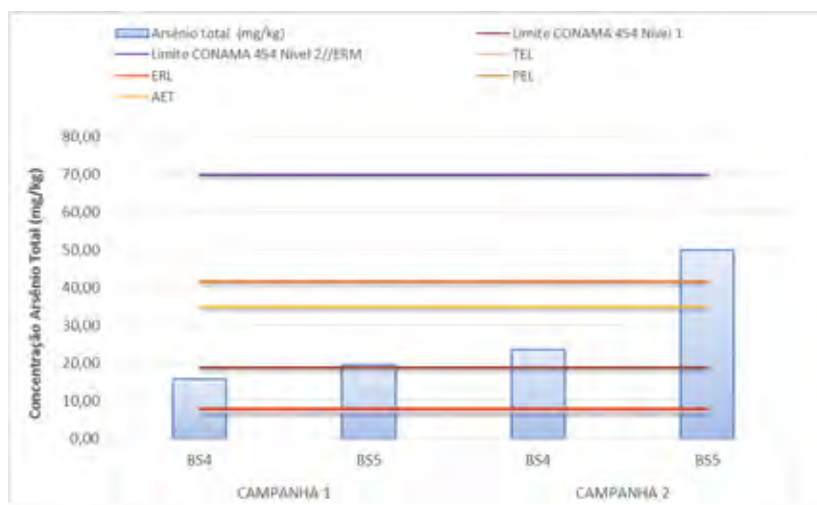
5.1.3.2 Arsênio total

Para a avaliação da concentração de arsênio total utilizou-se os níveis de referência da resolução CONAMA 454/2012 – Nível 1 e Nível 2, e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (PEL, TEL, ERL e AET).

Os resultados para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezal, estiveram acima dos limites mais conservadores estabelecidos pelo o TEL (7,24 mg/kg) e ERL (8,2 mg/kg) nas estações BS4 e BS5 nas duas campanhas amostrais realizadas. Na campanha realizada em julho de 2018, a estação BS4 apresentou concentração de 15,70 mg/kg de arsênio, estando abaixo do Nível 1 (19 mg/kg) da resolução CONAMA 454/2012, e abaixo dos limites estabelecidos para o PEL (41,6 mg/kg) e AET (35 mg/kg). A estação BS5 apresentou concentração de 19,52 mg/kg, estando acima dos limites estipulados pelo Nível 1 da CONAMA 454/2012, porém abaixo dos limites estipulados pelo PEL e AET.

Para a campanha realizada em fevereiro de 2019, o ponto amostral BS4 apresentou concentração de 23,55 mg/kg, estando acima dos limites estipulados pelo Nível 1 (19 mg/kg) da resolução CONAMA 454/2012, e abaixo dos limites estabelecidos para o PEL (41,6 mg/kg) e AET (35 mg/kg). Já a estação BS5 apresentou concentração de 50,05 mg/kg, estando acima dos limites estipulados pela CONAMA 454/2012, PEL e AET.

Figura 329 – Resultados de arsênio total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.



5.1.3.3 Bário total

Para a avaliação das concentrações de bário total utilizou-se os níveis de referência da TEL e AET como uma proposta de critério para proteção da vida marinha. Os resultados para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezal estiveram todos abaixo dos destes limites (Figura 330).

Figura 330 – Resultados de bário total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.

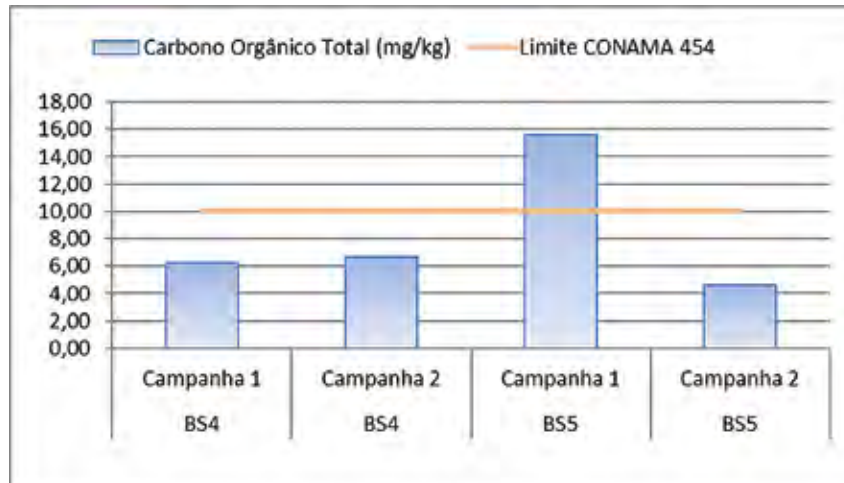


5.1.3.4 Carbono Orgânico total

Para a avaliação das concentrações de carbono orgânico total (COT) utilizou-se a concentração de Valor Alerta da resolução CONAMA 454/2012 (10%). Os resultados para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezal, estiveram, em sua maioria, abaixo deste valor (Figura 331). A única exceção observada foi na amostra BS5 coletada na campanha realizada em julho de 2018, que apresentou 15,8% de carbono orgânico total em sua composição, ultrapassando o valor de 10 %

do Nível 1 da resolução CONAMA 454/2012. Ressalta-se que no ambiente de mangue são esperadas concentrações mais elevadas de COT nos sedimentos, por se tratar de um ambiente.

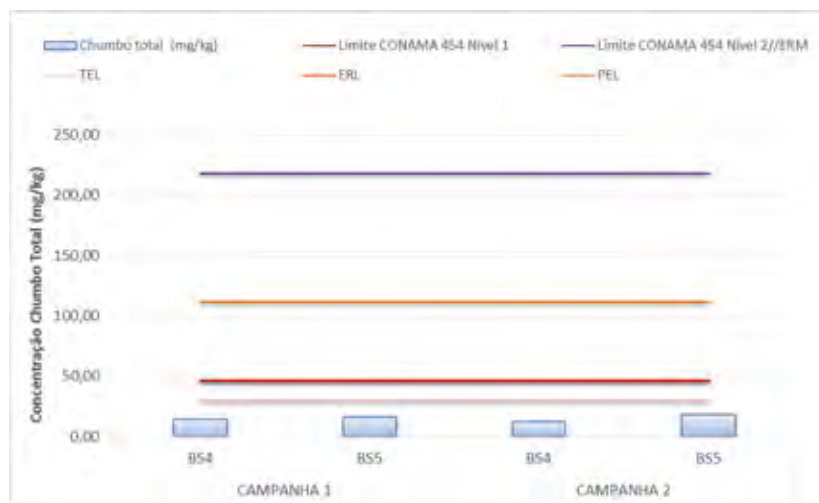
Figura 331 – Resultados de COT total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.



5.1.3.5 Chumbo total

Para a avaliação das concentrações de chumbo total utilizou-se os níveis de referência da resolução CONAMA 454/2012 – Nível 1 (46,7 mg/kg) e Nível 2 (218 mg/kg), e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para a proteção da vida marinha (TEL 112 mg/kg, TEL 30,24 mg/kg e AET 400 mg/kg). Os resultados para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezal, estiveram abaixo destes limites para as duas estações amostrais nas duas campanhas realizadas (Figura 332).

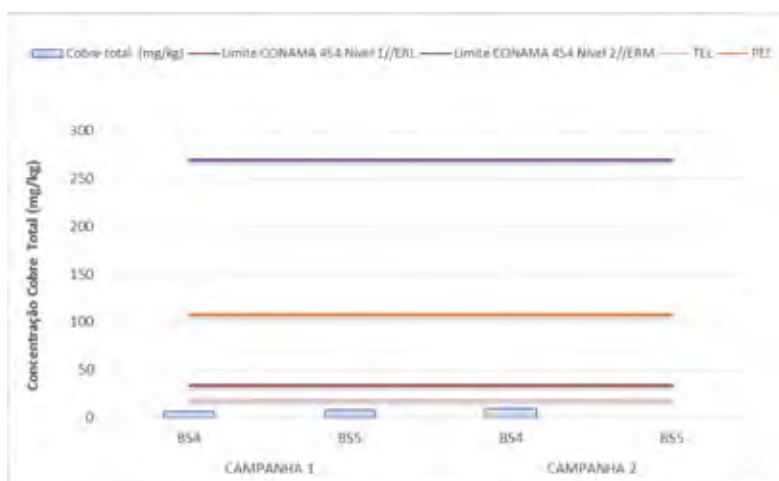
Figura 332 – Resultados de chumbo total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.



5.1.3.6 Cobre total

Para a avaliação das concentrações de cobre total utilizou-se os níveis de referência da resolução CONAMA 454/2012 – Nível 1 (34 mg/kg) e Nível 2 (270 mg/kg), e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (PEL 108 mg/kg, TEL 18,7 mg/kg e AET 390 mg/kg). Os resultados para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezal estiveram abaixo destes limites para as duas estações amostrais, nas duas campanhas realizadas (Figura 333).

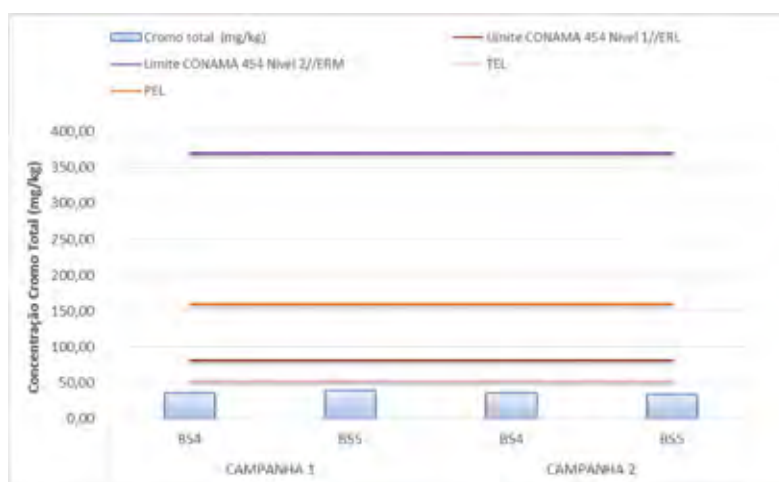
Figura 333 – Resultados de cobre total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.



5.1.3.7 Cromo total

Para a avaliação das concentrações de cromo total utilizou-se os níveis de referência da resolução CONAMA 454/2012 – Nível 1 (81 mg/kg) e Nível 2 (270 mg/kg), e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (PEL 160 mg/kg, TEL 52,3 mg/kg, ERM 370 mg/kg e AET 62 mg/kg). Os resultados para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezal, estiveram abaixo destes limites, nas duas estações amostrais, nas duas campanhas realizadas (Figura 334).

Figura 334 – Resultados de cromo total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.



5.1.3.8 Ferro total

Para a avaliação da concentração de ferro total utilizou-se apenas os níveis de referência definidos em Buchman (2008), onde é estabelecido uma concentração limite de efeitos aparentes a biota aquática (“Apparent effects threshold” – AET), ou seja, a partir desta concentração são esperados efeitos a biota aquática.

Os resultados nos ambientes de transição apresentaram concentrações ou percentuais de ferro abaixo do AET (22%) em todas as estações amostrais (Figura 335).

Figura 335 – Resultados de ferro total (%) para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.



5.1.3.9 Fósforo total

Para a avaliação das concentrações de fósforo total utilizou-se os níveis de referência da resolução CONAMA 454/2012 – Valor Alerta – 4800 mg/kg P. Os resultados para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezal, estiveram abaixo deste limite para as duas estações amostrais, nas duas campanhas realizadas (Figura 336).

Figura 336 – Resultados de fósforo total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezal.



5.1.3.10 Manganês total

Para a avaliação das concentrações de manganês total utilizou-se como referência de critério para proteção da vida marinha os níveis da AET, definido em Buchman (2008), que identifica concentrações no sedimento acima das quais efeitos adversos são esperados. Os resultados para as duas estações amostrais localizadas no ambiente de manguezal, estiveram abaixo do limite estabelecido pelo AET, de 260 mg/kg de manganês (Figura 337) nas duas campanhas amostrais realizadas.

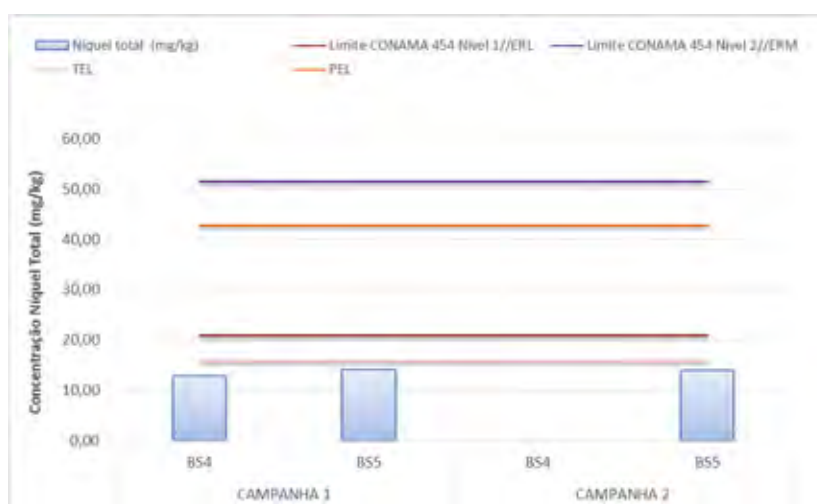
Figura 337 – Resultados de manganês total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.



5.1.3.11 Níquel total

Para a avaliação das concentrações de níquel total utilizou-se os níveis de referência da resolução CONAMA 454/2012 – Nível 1 (20,9 mg/kg) e Nível 2 (51,60 mg/kg), e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (PEL 42,8 mg/kg, TEL 15,9 mg/kg e AET 110 mg/kg). Os resultados para as duas estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezal, estiveram abaixo destes limites, nas duas campanhas amostrais realizadas (Figura 338).

Figura 338 – Resultados de níquel total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.



5.1.3.12 Nitrogênio Kjeldahl Total

Para a avaliação das concentrações de nitrogênio Kjeldahl total (NKT) utilizou-se o Valor Alerta da resolução CONAMA 454/2012 (2000 mg/kg). Os resultados para as duas estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezal, nas duas campanhas amostrais realizadas, estiveram abaixo deste limite (Figura 339).

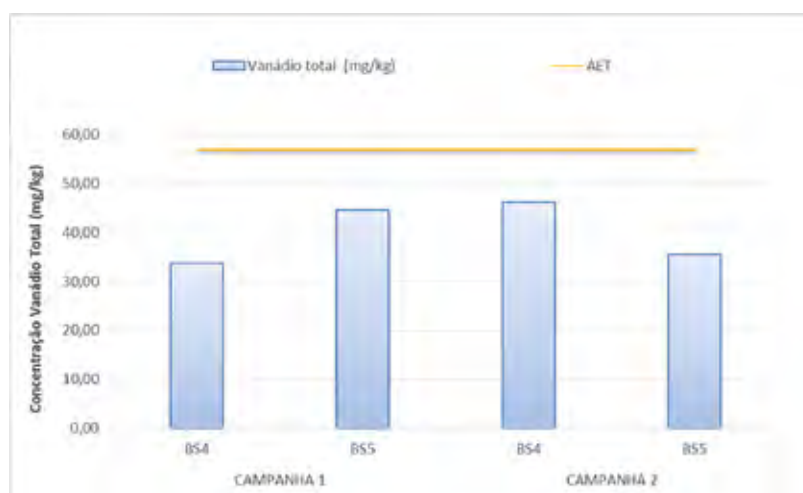
Figura 339 – Resultados de NKT para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.



5.1.3.13 Vanádio total

Para a avaliação das concentrações de vanádio total utilizou-se o limite de efeitos aparentes “Apparent effects threshold” – AET, que identifica concentrações no sedimento acima das quais efeitos adversos possivelmente ocorrerão. Os resultados para as duas estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezal, estiveram abaixo deste limite (57 mg/kg) nas duas campanhas amostrais realizadas (Figura 340).

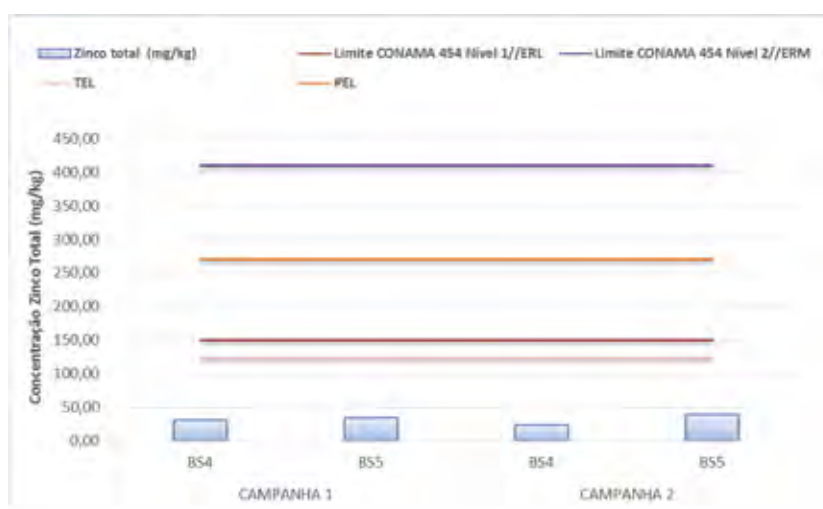
Figura 340 – Resultados de vanádio total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.



5.1.3.14 Zinco total

Para a avaliação das concentrações de zinco total utilizou-se os níveis de referência da resolução CONAMA 454/2012 – Nível 1 (150 mg/kg) e Nível 2 (410 mg/kg), e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (PEL 124 mg/kg, ERM/AET 410 mg/kg, ERL 150 mg/kg e TEL 271 mg/kg). Os resultados para as duas estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezal estiveram abaixo destes limites (Figura 341) nas duas campanhas realizadas.

Figura 341 – Resultados de zinco total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de manguezais.



5.1.4 ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DA MACROFAUNA BÊNICA DOS MANGUEZAIS

A macroinfauna de manguezais compreende os animais que vivem enterrados no interior do substrato e que possuem comportamento cavador, perfurante ou construtor de tubos, como por exemplo os moluscos e poliquetas.

Os resultados desse estudo para macroinfauna dos manguezais foram comparados com os resultados obtidos por Bernardino et al., (2018). No referido estudo, os autores realizaram coletas em três estações localizadas no estuário do rio Piraquê-Açú-Mirim, próximo à estação BS4 desse trabalho. O estudo faz comparações entre as estações de coletas e entre os ambientes de manguezais e bancos não vegetados da região de entremarés (BERNARDINO et al., 2018).

O estudo de Bernardino e seus colaboradores foi escolhido para traçar comparações com a macroinfauna dos manguezais pois, as coletas foram realizadas em janeiro de 2013, anteriormente ao desastre da barragem de Fundão. Contudo, as comparações não devem ser conclusivas já que o estudo trata apenas de um período do ano e nos resultados obtidos nesse diagnóstico foram observadas diferenças significativas entre os períodos amostrados. Também deve ser levado em consideração que no estudo relatado (BERNARDINO et al., 2018) ocorreram variações nas densidades da macroinfauna dos manguezais no mesmo ambiente estuarino. As diferenças foram atribuídas a diferenças nas características estruturais das florestas de mangue.

As seguintes métricas foram comparadas: densidades e índices de diversidade e de equitabilidade. Os resultados detalhados das demais análises realizadas constam no Documento Suplementar MACROFAUNA BÊNICA.

As densidades registradas nesse diagnóstico foram inferiores às descritas por Bernardino et al. (2018). No estudo realizado durante o período chuvoso, nas estações M1 e M2, as densidades registradas foram respectivamente, 5819 ± 1474 e 1590 ± 160 ind./m². Nesse diagnóstico no mesmo período as densidades da BS4 e BS5 foram 1129,9 ind.m². Esse resultado pode indicar a mortalidade e reorganização das comunidades bêmicas frente ao desastre. Entretanto, somente com o acompanhamento ao longo do tempo poderão ser constatadas se essas variações são naturais ou reflexo das modificações no ambiente.

O grupo dominante nos dois estudos de manguezais analisados foi Polychaeta; o táxon *Capitella capitata* também foi considerado o mais abundante nos manguezais avaliados; as demais famílias Polychaeta obtiveram importante contribuição na composição e abundâncias da macroinfauna nas duas estações.

Os índices de diversidade (H') e de Pielou foram semelhantes nos dois estudos. Nesse estudo os valores foram H' 0,56 e 1,04 e J' 0,81 e 0,95, para BS4 e BS5 respectivamente; em Bernardino et al. (2018) foram os valores foram de H' 1,13 e 0,7 e J' 0,7, nas estações M1 e M2.

Algumas diferenças entre os índices ecológicos foram registradas, contudo não podem ser atribuídas ao desastre já que também foi verificada variabilidade estrutural dos bosques e nas características do sedimento dos manguezais dentro do mesmo estuário. A continuidade do monitoramento é fundamental para o conhecimento do funcionamento da macroinfauna dos manguezais locais.

5.1.5 CONTAMINAÇÃO E ALTERAÇÕES NO ESTADO DE SAÚDE DA MACROFAUNA BÊNICA DE MANGUEZAIS

Apenas dois estudos que tratam do estado de saúde de invertebrados bêmicos de manguezais foram realizados no litoral do Espírito Santo até a data do desastre da barragem de Fundão (MG). Esses estudos foram realizados na região da Grande Vitória que fica fora da área de abrangência desse diagnóstico.

O estudo desenvolvido por Souza (2002) abordou a "Avaliação da contaminação por metais pesados (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb e Zn) nos manguezais dos Rios Aribiri, Bubu e Santa Maria da Vitória - Grande Vitória/ES, utilizando *Crassostrea rhizophorae* (GUILDINS, 1828) e *Mytella guyanensis* (LAMARCK, 1819) como biomonitores". Os resultados mostraram contaminação por cromo, chumbo e zinco em alguns dos indivíduos amostrados, baseado nos limites máximos tolerados pela legislação internacional e brasileira, respectivamente.

Jesus et al. (2006) avaliaram a qualidade da carne de sururu de mangue (*Mytella guyanensis*) na região estuarina da Baía de Vitória. Os autores verificaram contaminação dos mariscos por coliformes fecais e concentrações de metais abaixo da legislação do Ministério da Saúde (portaria 27/08/98).

Os outros estudos realizados com esse enfoque na área de abrangência do diagnóstico de danos foram realizados somente após o desastre da barragem de Fundão (MG).

Recentemente foram apresentados resultados de contaminação por EPTs em caranguejos de mangue, na área de influência direta do rompimento da barragem (foz do rio Doce) e em áreas de confluências dos Piraquê Açú e Mirim, Manguezais de franja na área do REVIS de Santa Cruz, Rio Urussuquara, Rio Mariricu, Rio São Mateus, Rio Caravelas e Revis Santa Cruz. Bianchini et al. (2019) utilizaram exemplares dos caranguejos *U. cordatus* (caranguejo-uçá), *Cardissoma guanhumi* (guanhamu) e *Goniopsis cruentata* (maria-mulata) para a coleta de hemolinfa para as dosagens de biomarcadores, bem como músculo, brânquias e hepatopâncreas a avaliação do conteúdo de metais e biomarcadores bioquímicos.

Até o momento foram apresentados os resultados da contaminação por metais medidos no tecido muscular dos crustáceos. Os resultados obtidos mostraram níveis elevados dos metais Cr, Fe e Mn em todos os tecidos dos caranguejos analisados.

A contaminação da macrofauna bêntica dos manguezais pode ter ocorrido de maneira direta através da exposição aos EPTs dissolvidos na água e absorvidos pelas brânquias e parede do corpo; e, pelos EPTs depositados no sedimento, através da manipulação do substrato na atividade de escavação das tocas e formação de túneis e tubos. Além disso, pode ter sido através de contaminação indireta pela ingestão de grande quantidade de detritos e folhas depositadas no substrato durante a processo de alimentação, esse material vegetal em contato com a água e sedimento muito provavelmente também se encontram contaminados.

Como não havia literatura de linha base para a comparação desse dano entre os tempos pré- e pós- acidente não foi possível relacionar os valores encontrados com o desastre da barragem de Fundão.

5.1.6 CONCLUSÕES

As amostras coletadas nos ambientes de manguezais - estações BS4 e BS5 - apresentaram na campanha amostral realizada em julho de 2018, uma predominância de sedimentos finos. Já nas amostras coletadas nestes ambientes em fevereiro de 2019 – Campanha 2, predominaram as frações arenosas.

Nestes ambientes apenas as variáveis arsênio total e carbono orgânico total apresentaram resultados acima dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA Nº 454/2012. Para o arsênio total, a Resolução estabelece um limite máximo de 19 mg/kg de arsênio para o Nível 1 - limiar abaixo do qual prevê-se baixa probabilidade de efeitos adversos à biota. Este limite foi ultrapassado na estação amostral BS4, na campanha realizada em julho de 2018, e na estação BS5 nas duas campanhas realizadas, em julho de 2018 e fevereiro de 2019. Para o carbono orgânico total, a CONAMA 454/2012 estabelece um Valor Alerta de 10% de COT para as amostras de sedimento. Este limite foi ultrapassado na amostra de fevereiro de 2019 na estação BS5, porém, por se tratar de um ambiente rico em material orgânico, são esperadas concentrações mais elevadas de COT.

Mirlean et al. (2012) em sua caracterização dos sedimentos de manguezais na região de Aracruz/ES, observaram concentrações de arsênio acima do TEL e ERL em três das quatro estações amostrais monitoradas. Destas, duas apresentaram concentração de arsênio acima do limite estipulado pelo Nível 1 da CONAMA 454/2012 e pelo AET. Estas concentrações de arsênio foram relacionadas estas concentrações com a presença de carbonatos biogênicos ricos neste elemento.

De acordo com os dados analisados, não é possível afirmar que as concentrações de nenhum dos indicadores que apresentaram concentrações acima dos limites estipulados pelos padrões nacionais e internacionais de qualidade de sedimentos são decorrentes do desastre, visto que os dados analisados foram coletados mais de 2 anos após o evento e também pela falta de dados de linha base que caracterizem o ambiente avaliado. Desse modo, a partir dos dados analisados não é possível afirmar que houve dano em relação às características granulométricas e à concentração de EPTs no sedimento nos manguezais avaliados.

O presente estudo representa uma importante contribuição para o conhecimento e monitoramento da macroinfauna de manguezais já que estudos registrados em literatura são praticamente inexistentes para o litoral do Espírito Santo.

Embora tenham sido observadas variações entre as densidades, os índices de diversidade e equitabilidade da macroinfauna dos manguezais, quando realizadas as comparações com a linha base, esses resultados não puderam ser associados diretamente ao desastre de Fundão. No estudo de linha base foram constatadas variações nos índices ecológicos em áreas de manguezais situadas no mesmo estuário. Conclui-se então que outras condicionantes ambientais podem estar interferindo na variabilidade dos parâmetros analisados, como por exemplo, a composição do sedimento e a estrutura dos bosques. Portanto, recomenda-se a continuidade do monitoramento para o acompanhamento do funcionamento das comunidades macroinfaunais dos manguezais após o desastre da barragem de Fundão para que seja, de fato, constatadas as alterações ambientais.

Os resultados registrados no presente estudo para densidade de tocas do caranguejo *U. cordatus* encontra-se dentro do intervalo registrado para a costa do Espírito Santo. Entretanto, é importante salientar que foi registrada a contaminação de espécies de caranguejos por EPTs apresentada no relatório da RRDM. Recomenda-se que as densidades de *U. cordatus* devam ser monitoradas para a verificação das consequências da contaminação nos estoques pesqueiros frente a exposição do rejeito, oriundo do desastre de Fundão (MG).

6 DANOS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E OUTRAS ÁREAS NATURAIS PROTEGIDAS

6.1 INTRODUÇÃO

O diagnóstico buscou, neste momento, evidenciar a ocorrência de dano ambiental em Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas no ambiente costeiro e marinho, provocado pela pluma de rejeitos, que causou efeitos negativos nos ambientes afetados, como a contaminação do sedimento, alteração da qualidade da água, entre outros. A alteração dos elementos que compõem essas áreas legalmente protegidas como consequência do rompimento da barragem de Fundão ultrapassa os limites das normas de proteção estabelecidas pela legislação vigente, a exemplo da Lei nº 6.938/1981 (Política Nacional do Meio Ambiente), Lei nº 9.605/1998 (Lei de Crimes Ambientais), Lei nº 9.985/2000 (Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC), Lei nº 11.428/2006 (Lei da Mata Atlântica) e Lei nº 12.651/2012 (Lei de Proteção da Vegetação Nativa ou novo Código Florestal).

Segundo Corrêa e Abreu (2014), falta na legislação ambiental brasileira a definição de dano ao meio ambiente, havendo apenas conceitos análogos, tais como poluição e degradação da qualidade ambiental. Neste sentido, o que se pretende evidenciar é que as áreas afetadas pela pluma de rejeitos decorrentes do desastre da Samarco sofreram alterações que extrapolam os parâmetros aceitáveis previstos na legislação, bem como provocou mudança ilegal e comportamento intolerável, o que contribui na materialização do ilícito ou danos nas áreas legalmente atribuídas como Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas.

No contexto das áreas naturais protegidas previstas pela legislação vigente, a análise precisa do dano decorrente da pluma de rejeitos assume importância central no processo de evidenciar e mensurar o dano como subsídio técnico à aplicação das infrações e multas cabíveis, em um cenário de possibilidades de insegurança e conflitos sobre quais são as regras que regem a proteção ambiental de cada uma das áreas naturais protegidas. Embora a pluma de rejeito tenha provocado mudanças adversas e acima dos padrões aceitáveis, tanto na dinâmica dos ecossistemas naturais (terrestre e aquático), como nas funções ecológicas e nos serviços ambientais, a identificação do dano torna-se mais complexa e dependente de estudos específicos, podendo alguns temas demandar estudos de média e longa duração.

Como um breve exemplo dos danos às áreas naturais protegidas, pode-se citar alguns relacionados ao meio físico como a alteração da qualidade da água, alteração do sedimento costeiro e marinho e consequente incremento do potencial de contaminação dos habitats e organismos biológicos presentes nas áreas afetadas pela passagem, deposição e dispersão da lama de rejeito. Embora estes danos tenham sido diagnosticados em algum grau, em todos os compartimentos avaliados, as alterações e a dinâmica dos elementos químicos e suas interações com os organismos biológicos ocorrem de forma diferente no ambiente costeiro e marinho, em razão das próprias características inerentes a estes ambientes. Um dano relevante diz respeito à disponibilização de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) nos sedimentos, também identificados em animais, inclusive naqueles utilizados para

consumo humano, caracterizando o dano ambiental e o comprometimento da utilização dos estoques pesqueiros para consumo humano.

O acúmulo e incremento da disponibilidade de elementos químicos nocivos às gerações atuais e futuras da vida silvestre e humana nessas áreas afetadas pela pluma de rejeitos no ambiente costeiro e marinho provocaram ainda outras alterações, com efeitos que se encontram em análise para maiores esclarecimentos.

Sabe-se que no Brasil existem diversas áreas que estão legalmente atribuídas, caracterizadas como oficialmente constituídas por deliberações, decretos e atos de diversos órgãos e instâncias administrativas, a exemplo das áreas de preservação permanente (APPs), reservas legais (RLs), terras indígenas (TIs), remanescentes de comunidades quilombola, entre outros. Todas, portanto, se enquadram na denominação genérica “áreas protegidas”. Entretanto, unidades de conservação (UCs) foi consolidada, mesmo que não intencionalmente, como tipo de área protegida de maior visibilidade e expressão, após a criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (BRASIL, 2000; MEDEIROS, 2006).

Neste contexto, o diagnóstico dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, foi voltado especificamente para as Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas, segundo a definição da União Internacional para a Conservação da Natureza – IUCN (BORRINI-FEYERABEND et al., 2017):

“Um espaço geográfico claramente definido, reconhecido, com objetivo específico e gerido por meios eficazes, sejam jurídicos ou de outra natureza, para alcançar a conservação da natureza no longo prazo, com serviços ecossistêmicos e valores culturais associados”.

Alinhado à definição da IUCN e à legislação vigente, principalmente a Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação, considerou-se as seguintes tipologias como áreas naturais protegidas: Unidades de Conservação (proteção integral e uso sustentável) e suas respectivas zonas de amortecimento, quando aplicado, e as Terras Indígenas (Tis). As Tis também foram consideradas como área natural protegida, pois o direito dos povos indígenas às suas terras de ocupação tradicional configura-se como um direito originário, reconhecido nos termos da Constituição Federal de 1988.

No caso das unidades de conservação e outras áreas naturais protegidas, a análise e o cruzamento das informações disponíveis (p.ex. legislação, bases cartográficas, estudos técnicos, literatura) permite avaliar de forma qualitativa e quantitativa o dano provocado pela pluma de rejeitos. Neste sentido, os objetivos do diagnóstico do tema Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas foram: i) identificar as áreas afetadas pela pluma de rejeitos, considerando os critérios estabelecidos na legislação vigente e; ii) quantificar a extensão do dano na área de unidades de conservação e outras áreas naturais legalmente protegidas afetadas pelo desastre.

6.2 METODOLOGIA

As áreas naturais protegidas neste diagnóstico são contempladas pelas unidades de conservação (UCs) e outras áreas naturais protegidas como as zonas de amortecimento de UCs e as Terras Indígenas. O conceito, os principais aspectos legais associados a cada tipologia e a metodologia para avaliação do dano são apresentados a seguir.

6.2.1 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Unidade de Conservação (UC) é um tipo especial de área natural protegida. São definidas como espaços territoriais (incluindo seus recursos ambientais e as águas jurisdicionais) com características naturais relevantes, legalmente instituídos pelo Poder Público, com objetivos de conservação e de limites definidos, sob regime especial de administração, às quais se aplicam garantias adequadas de proteção (BRASIL, 2000). Unidade de Conservação é a tipologia de áreas protegidas de maior visibilidade e expressão, após a criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC (MEDEIROS, 2006).

As UCs dividem-se em dois grupos com particularidades distintas, proteção integral e uso sustentável e cada tipo possui uma relação de UCs com diferentes categorias de manejo, onde cada uma possui um objetivo principal, critérios para seu estabelecimento e gestão dos recursos naturais. As UCs têm a função de proteger porções importantes de diferentes populações, habitats e ecossistemas do território nacional e das águas, auxiliando na preservação do patrimônio natural, em especial da diversidade biológica. Ademais, estimulam o ordenamento territorial e o uso sustentável dos recursos naturais existentes às populações tradicionais e propiciam às comunidades do entorno o desenvolvimento de atividades econômicas sustentáveis.

Importante ressaltar que as informações sobre unidades de conservação contidas em diferentes bases oficiais disponíveis como, por exemplo, o CNUC - Cadastro Nacional de Unidades de Conservação e o cadastro de Unidades de Conservação do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Espírito Santo (IEMA) não são correspondentes e, em alguns casos apresentam dados conflitantes, o que exige uma análise cuidadosa dos dados. Causa preocupação o fato de diversas UCs da área de abrangência do presente estudo não estarem presentes na base de dados do CNUC, assim como outras inconsistências verificadas na base de UCs do IEMA (p.ex. valor da área da UC divergente do diploma legal de criação da UC). Assim, a consolidação do banco de dados utilizado na avaliação do dano sobre áreas protegidas costeiras e marinhas considerou, de forma criteriosa, informações obtidas em diferentes bases de dados oficiais que, posteriormente foram confrontadas com os atos normativos associados a cada área protegida, a fim de garantir o máximo de precisão possível nas análises e resultados aqui apresentados (ver Apêndice L).

6.2.2 ZONA DE AMORTECIMENTO

Adicionalmente à sua criação, as Unidades de Conservação necessitam de um planejamento de ações para que possam cumprir, além da exigência legal, com a sua função de proteção e conservação da biodiversidade e do patrimônio, o que é realizado a partir da elaboração e execução do plano de manejo. O plano de manejo de uma UC é o “documento técnico mediante o qual, com fundamento nos objetivos gerais de uma unidade de conservação, se estabelece o seu zoneamento e as normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais, inclusive a implantação das estruturas físicas necessárias à gestão da unidade” (BRASIL, 2000). Assim, as zonas de amortecimento também são áreas naturais protegidas e foram consideradas nas análises do presente documento.

A zona de amortecimento (ZA) de uma unidade de conservação pode ser definida quando da elaboração do plano de manejo da UC ou no ato de criação da unidade ou ainda, posteriormente, seja no plano de manejo ou ato normativo independente. De toda forma, a legislação previu a necessidade do estabelecimento desta zona no art. 25 da Lei Federal nº 9.985/2000, exceto para as Áreas de Proteção Ambiental (APAs) e Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs), que foram dispensadas da obrigatoriedade de delimitação da ZA (BRASIL, 2000).

Nos termos da legislação vigente, as ZAs são imprescindíveis para o ordenamento do entorno da UC e tem como principal objetivo a minimização da ocorrência de impactos negativos sobre a unidade (SHAFFER, 1999; MARTINO, 2001). Cabe destacar que a ZA não integra a área da Unidade de Conservação, mas complementa as ações de proteção previstas no zoneamento e restrições fixadas para o interior da UC, conforme o plano de manejo. São, portanto, importantes para à redução ou minimização dos possíveis impactos causados às UCs advindas de atividades de origem antrópica na sua região do entorno.

As ZAs foram consideradas na presente análise do dano sobre as UCs afetadas pelo desastre, pois além da previsão legal, seus limites, quando delimitados, acompanham normas gerais e, por vezes, restrições específicas que regulam as atividades humanas das atividades que ocorrem fora da UC, incluindo o avanço da ocupação humana, desmatamento, poluição atmosférica, entre outros.

6.2.3 TERRA INDÍGENA

As Terras Indígenas também foram consideradas como áreas naturais protegidas, pois o direito dos povos indígenas às suas terras de ocupação tradicional configura-se como um direito originário, reconhecido nos termos da Constituição Federal de 1988, assim como enquadram-se no conceito apresentado pela IUCN (BORRINI-FEYERABEND et al., 2017).

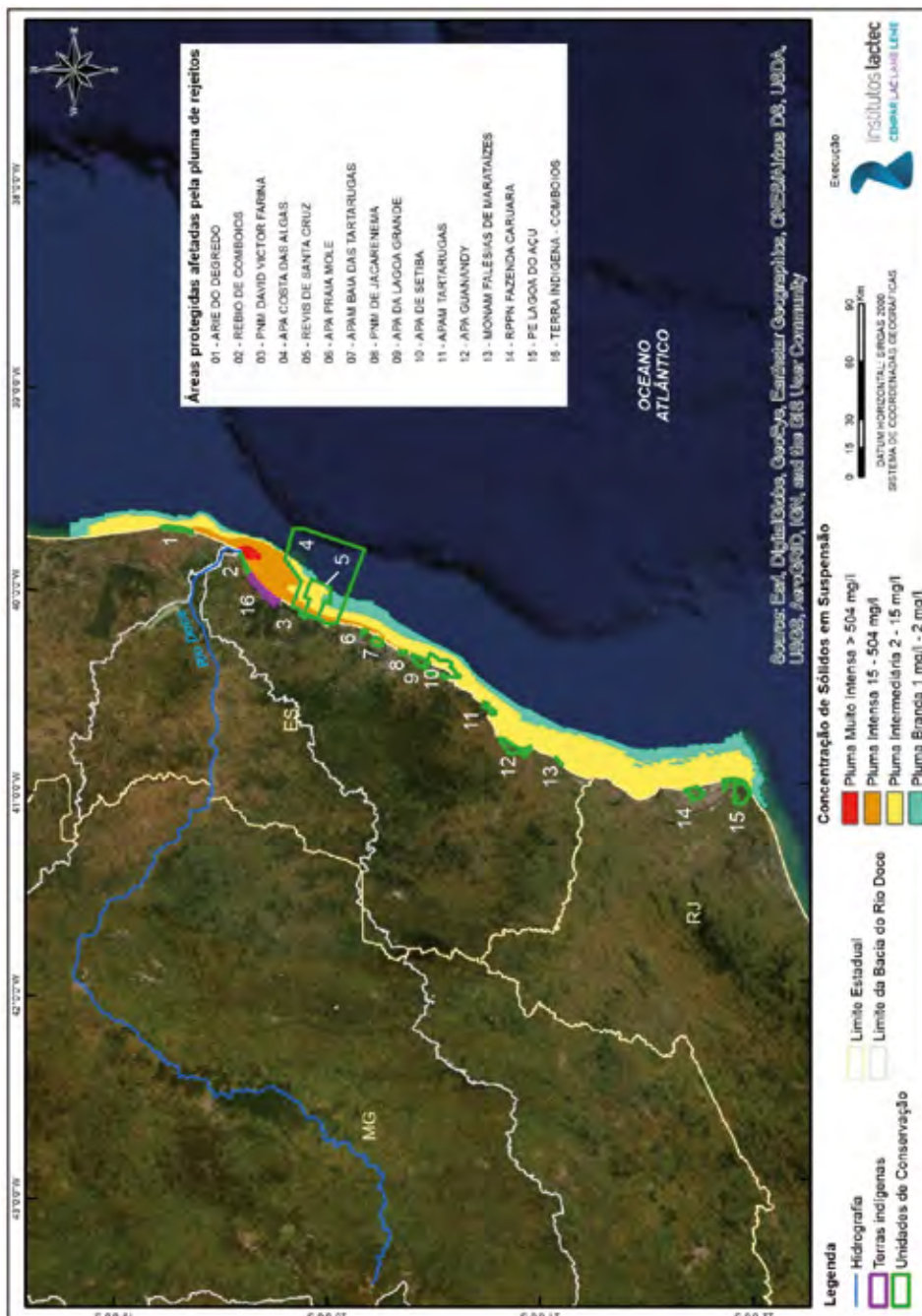
Foram incluídas as terras indígenas classificadas na modalidade “Terras Indígenas Tradicionalmente Ocupadas”, conforme Lei nº 6.001/1973 (Estatuto do Índio), e regularizadas em conformidade com o processo de demarcação, disciplinado pelo Decreto nº 1.775/1996.

6.2.4 CRITÉRIOS PARA A AVALIAÇÃO DO DANO

Quanto à metodologia aplicada para avaliação do dano às unidades de conservação e outras áreas naturais protegidas esta foi dividida em duas etapas: 1) delimitação da área de abrangência do dano; e 2) mensuração do dano por contato com a pluma de rejeitos.

Para a delimitação da área de abrangência do dano, foi realizada uma análise em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), considerando o resultado da modelagem a partir dos dados da alteração de concentração de sólidos em suspensão, aqui denominada pluma de rejeitos, correspondente ao caminho percorrido pela lama de rejeito no Oceano Atlântico ou área de passagem e deposição da lama de rejeito (APDL) nos ambientes costeiro e marinho (Figura 342) e realizado o cruzamento com os polígonos das áreas das Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas.

Figura 342 – Delimitação da área de abrangência do diagnóstico do dano sobre Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas dos ambientes costeiro e marinho.



Execução: Lactec.

Para a realização da mensuração do dano por contato das Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas com a pluma de rejeitos, foi necessária a utilização do software de geoprocessamento QGIS 3.2. No que diz respeito aos dados geoespaciais foram utilizados os seguintes arquivos:

- Limites estaduais disponibilizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).
- *shapefile* das Unidades de Conservação disponibilizados através das bases de dados do Ministério do Meio Ambiente (MMA), do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Espírito Santo (IEMA) e do Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro (INEA);
- *shapefile* das classes de concentração de sólidos em suspensão retirada da modelagem da pluma de rejeitos no ambiente costeiro e marinho pós-desastre elaborado pelo Lactec.

Esta análise permitiu avaliar o dano provocado em razão do contato (extensão linear) ou sobreposição (área afetada) dos limites de cada área com a pluma de rejeitos, em um ambiente SIG. A materialização do dano aqui avaliada, portanto, recai sobre a destruição ou alterações negativas sobre a biota e o meio físico provocadas pela pluma de rejeitos, no interior das unidades territoriais instituídas pelo Poder Público para proteção do patrimônio natural. Cabe ressaltar que o status da destruição ou das alterações provocadas em cada área, em razão do contato (extensão) ou sobreposição (área) ainda demanda aprofundamentos e estudos, uma vez que nem todas as áreas legalmente protegidas afetadas passaram por avaliação *in loco*.

Para o cálculo das extensões lineares do dano nas unidades de conservação e outras áreas naturais protegidas afetadas pelo desastre, a primeira etapa consistiu em identificar as unidades com perímetros contíguos à zona costeira para que as extensões atingidas fossem separadas e analisadas. Na etapa seguinte, a porção litorânea foi destacada e transformada de primitiva gráfica polígono para linha, utilizando a ferramenta do software QGIS 3.2 '*convert polygons to lines*'. Já com a feição litorânea convertida em linha, a mesma foi segmentada e medida de acordo com a extensão afetada em cada área natural protegida que apresentou sobreposição com os limites da pluma de rejeitos. Esta medição feita com auxílio do software QGIS 3.2 utilizou parâmetros de geometria para calcular o tamanho exato de cada segmento de linha. Em relação às áreas sobrepostas, a maneira de realizar o cálculo da extensão linear do dano se manteve constante e o trecho atingido pelo desastre foi contabilizado para ambas as áreas naturais protegidas, de maneira independente.

Ressalta-se, entretanto, que este procedimento não pode ser adotado para todas as áreas presentes na área de abrangência do dano. Devido às limitações metodológicas da modelagem da pluma de rejeitos, os trechos correspondentes aos manguezais e estuários, por exemplo, com penetração continental a partir do litoral, não estão topologicamente ajustados à pluma de rejeitos, o que impossibilita a determinação da zona de contato e/ou sobreposição, impossibilitando o cálculo da extensão e da área afetada. Já o cálculo da área (hectares) afetada para cada área natural protegida foi determinado por meio da sobreposição da pluma de rejeitos com os limites legalmente estabelecidos para cada área avaliada.

Também houve outras áreas naturais protegidas, especialmente no âmbito municipal, que não foram consideradas neste diagnóstico, pois seus dados não constam nos bancos de dados oficiais consultados. Outras áreas protegidas que estão presentes na região costeira e que protegem ecossistemas estuarinos, não foram passíveis de mensuração pela metodologia adotada.

O dano sobre as unidades de conservação e outras áreas naturais protegidas foi identificado como decorrente do rompimento da barragem de Fundão, a partir do contato ou sobreposição da pluma de rejeitos com estas áreas que, em razão disso, sofreram perda da qualidade ambiental pela destruição ou alteração dos elementos (biota e meio físico) contidos nas áreas legalmente protegidas. A classificação quanto à gravidade (pouco grave, grave e gravíssimo) foi definida baseando-se na escala do indicador, conforme mostra Tabela 84.

Tabela 84 – Dano decorrente do desastre da Samarco identificado nas unidades de conservação e outras áreas naturais protegidas com seu respectivo indicador, escala e gravidade.

INDICADOR	ESCALA DO INDICADOR	GRAVIDADE
Unidades de Conservação¹ Proporção entre a área afetada pela pluma de rejeitos e área total da UC (em %)	Superior a 50% da área da UC afetada	Gravíssimo
	Entre 25 e 50% da área da UC afetada	Grave
	Inferior a 25% da área da UC afetada	Pouco grave
Zona de Amortecimento² Área afetada pela pluma de rejeitos (em hectares)	Maior que 50 hectares	Gravíssimo
	De 11 a 50 hectares	Grave
	Até 10 hectares	Pouco grave

¹ – A verificação da magnitude do dano para este indicador considera que as alterações que provocaram dano referem-se à área afetada pela Pluma Intensa (15 - 504 mg/l) e Pluma Muito Intensa (> 504 mg/l). ² – Para as Zonas de Amortecimento afetadas utilizou-se como indicador a área efetivamente afetada pela Pluma Intensa (15 - 504 mg/l) e Pluma Muito Intensa (> 504 mg/l). Para ambos os indicadores, a magnitude do dano quando a área foi afetada pelas classes Pluma Branda (1 mg/l - 2 mg/l) e Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l) foi considerada pouco grave, independentemente da área total afetada.

Fonte: Lactec.

Para delimitar a escala dos indicadores recorreu-se à legislação vigente que, para diferentes situações, apresenta limites aceitáveis para, por exemplo, intervenção ambiental em áreas legalmente protegidas e para áreas pertencentes ao Bioma Mata Atlântica. As principais referências utilizadas para definir a escala dos indicadores foram: Resolução CONAMA nº 430/2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, Decreto nº 6.660/2008, que regulamenta dispositivos da Lei nº 11.428/2006 (Lei da Mata Atlântica) e a Lei nº 12.727/2012 que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Não há referência específica, pré-definida em requisito legal para avaliar o dano, buscou-se definir indicadores e escalas adequadas com algum paralelo correspondente na legislação, e que contribua na definição de padrões de alteração que sinalizem níveis de degradação toleráveis (pouco grave) e intoleráveis (grave e gravíssimo).

Para ambos os indicadores, a verificação da magnitude do dano considerou que as alterações que provocaram dano e degradação da qualidade ambiental em níveis acima dos aceitáveis referem-se à área afetada pela Pluma Intensa (15 - 504 mg/l) e Pluma Muito Intensa (> 504 mg/l). A magnitude do dano quando a área foi afetada pelas classes Pluma Branda (1 mg/l - 2 mg/l) e Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l) foi considerada pouco grave, independentemente da área total afetada. Destaca-se ainda que uma mesma unidade de conservação ou zona de amortecimento pode ter sofrido ação de mais de um tipo de pluma do rejeito.

Para a avaliação da evolução do dano a partir de 2019, considerou-se para as áreas afetadas pela Pluma Branda e Pluma Intermediária, em geral, que a pluma de rejeitos se encontra estável, visto que o evento foi cessado. Mesmo que haja, com o tempo, a diluição da pluma, os elementos potencialmente tóxicos ainda se fazem presente no ambiente marinho. A presença desses elementos potencialmente tóxicos (em suspensão ou no sedimento) associada às características da Pluma Muito Intensa e Pluma Intensa (nível de concentração) foi avaliada como tende a evoluir, para as áreas afetadas por estes tipos de plumas de rejeitos.

Por fim, a reversibilidade avalia a possibilidade de reverter o dano, levando-se em conta a aplicação de medidas para sua reparação, podendo ser classificada em reversível, parcialmente reversível ou irreversível. Para esta avaliação, considerando as medidas de reparação até o momento adotadas, de caráter investigativo, emergencial ou em regiões específicas, o dano foi classificado como parcialmente reversível para as localidades afetadas pela Pluma Muito Intensa e Pluma Intensa, e reversível para as áreas afetadas pela Pluma Branda e Pluma Intermediária.

6.3 DANOS ÀS ÁREAS NATURAIS PROTEGIDAS

A pluma de rejeitos decorrente do rompimento da barragem de Fundão afetou unidades de conservação e outras áreas naturais protegidas no ambiente costeiro e marinho, pertencentes a diferentes jurisdições, municípios, grupos e categorias de manejo.

Para fins de organização do diagnóstico, a apresentação descritiva da avaliação do dano foi dividida em dois subtópicos, a saber: 1) Unidade de Conservação (UC) e Terra Indígena (TI); e 2) Zona de Amortecimento (ZA) de Unidades de Conservação.

6.3.1 UNIDADE DE CONSERVAÇÃO E TERRA INDÍGENA

A partir dos dados consolidados e validados, e após a aplicação da metodologia foram identificadas 16 áreas legalmente protegidas afetadas pelo desastre nos ambientes costeiro e marinho, das quais 15 são Unidades de Conservação e 1 é Terra Indígena. Dentre as Unidades de Conservação, 9 são de uso sustentável e 6 de proteção integral (Tabela 85).

Tabela 85 – Unidades de Conservação e Terras Indígenas do ambiente costeiro e marinho, localizadas na área de abrangência de avaliação do dano provocado pluma de rejeitos do desastre da barragem de Fundão.

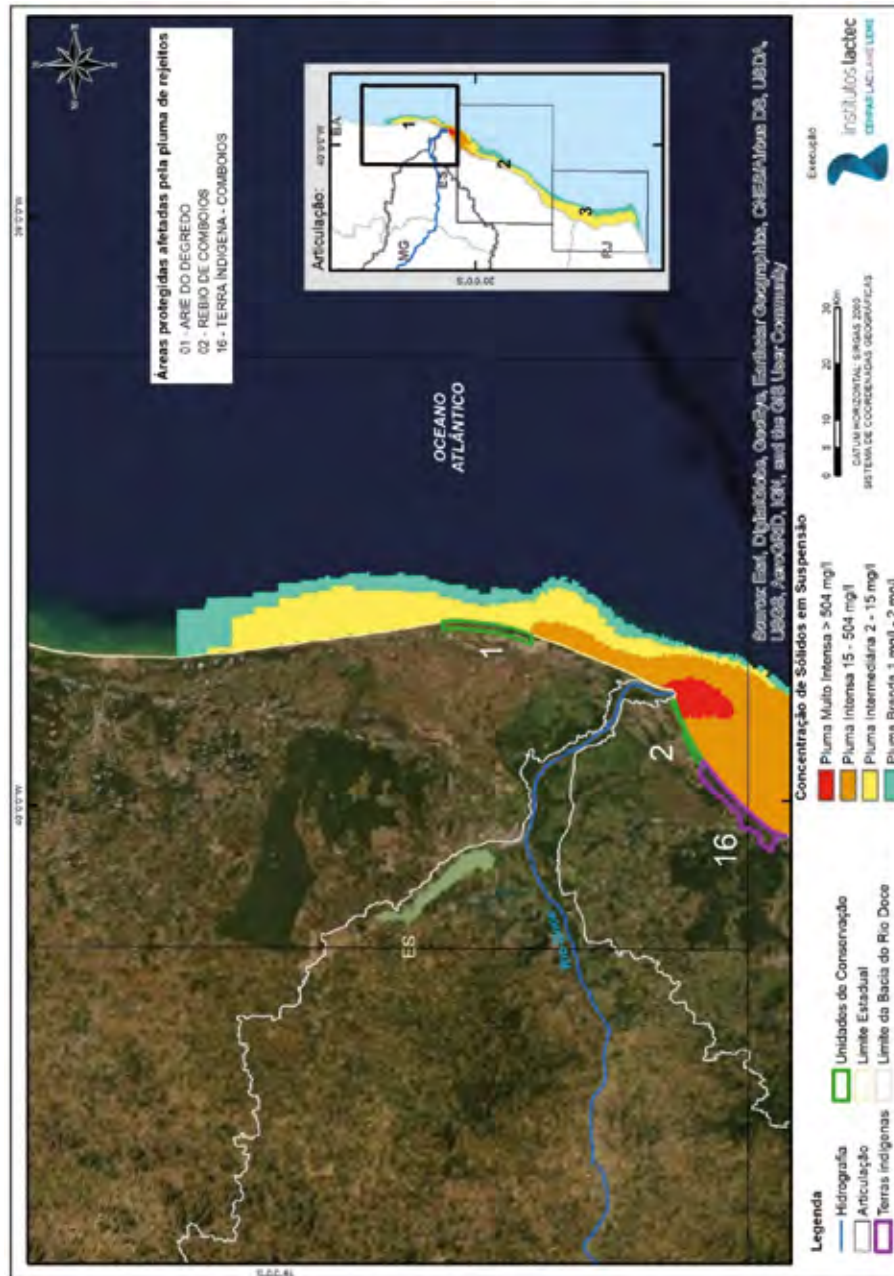
Nome	Jurisdição	Categoria de Manejo	Área total (ha)
Área de Proteção Ambiental da Lagoa Grande	Municipal	US	2.611,53
Área de Proteção Ambiental de Praia Mole	Estadual (IEMA-ES)	US	389,86
Área de Proteção Ambiental Municipal Tartarugas	Municipal	US	1.091,76
Área de Proteção Ambiental Municipal Baía das Tartarugas	Municipal	US	1.685,47
Área de Proteção Ambiental Costa das Algas	Federal (ICMBIO)	US	114.930,52
Área de Proteção Ambiental de Setiba	Estadual (IEMA-ES)	US	12.472,68
Área de Relevante Interesse Ecológico do Degredo	Municipal	US	2.355,49
Monumento Natural Municipal Falésias de Marataízes	Municipal	PI	42,18
Parque Natural Municipal David Victor Farina	Municipal	PI	42,80
Parque Estadual da Lagoa do Açu	Estadual (INEA-RJ)	PI	8.251,54
Parque Natural Municipal de Jacarenema	Municipal	PI	346,28
Refúgio de Vida Silvestre de Santa Cruz	Federal (ICMBIO)	PI	17.740,99
Reserva Biológica de Comboios	Federal (ICMBIO)	PI	784,19
Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Caruara	Estadual (INEA-RJ)	US	3.844,75
Área de Proteção Ambiental Guanandy	Estadual (IEMA-ES)	US	5.242,00
Terra Indígena Comboios	Federal (FUNAI)	TI	3.872,14

Legenda: Categoria de Manejo - PI = Proteção Integral. US = Uso Sustentável. TI = Terra Indígena.

Do total de UCs e TI identificadas, 87,5% (n= 14) estão localizadas no Estado do Espírito Santo e duas UCs ou 12,5% do total avaliado localizam-se no Estado do Rio de Janeiro (Parque Estadual da Lagoa do Açu e Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Caruara).

A distribuição geográfica das UCs e TIs é apresentada em três recortes territoriais, a saber: parte 1 correspondente a região norte do Espírito Santo (Figura 343); parte 2 relativa à porção central do Estado do Espírito Santo (Figura 344); e parte 3, sul do Espírito Santo e norte do Rio de Janeiro (Figura 345). A Figura 346 representa em destaque a área da Terra Indígena Comboios afetada pelo desastre.

Figura 343 – Unidades de Conservação e outras áreas naturais protegidas pela pluma de rejeitos (parte 1).



Execução: Lactec.

Figura 344 – Unidades de Conservação e outras áreas naturais protegidas afetadas pela pluma de rejeitos (parte 2).

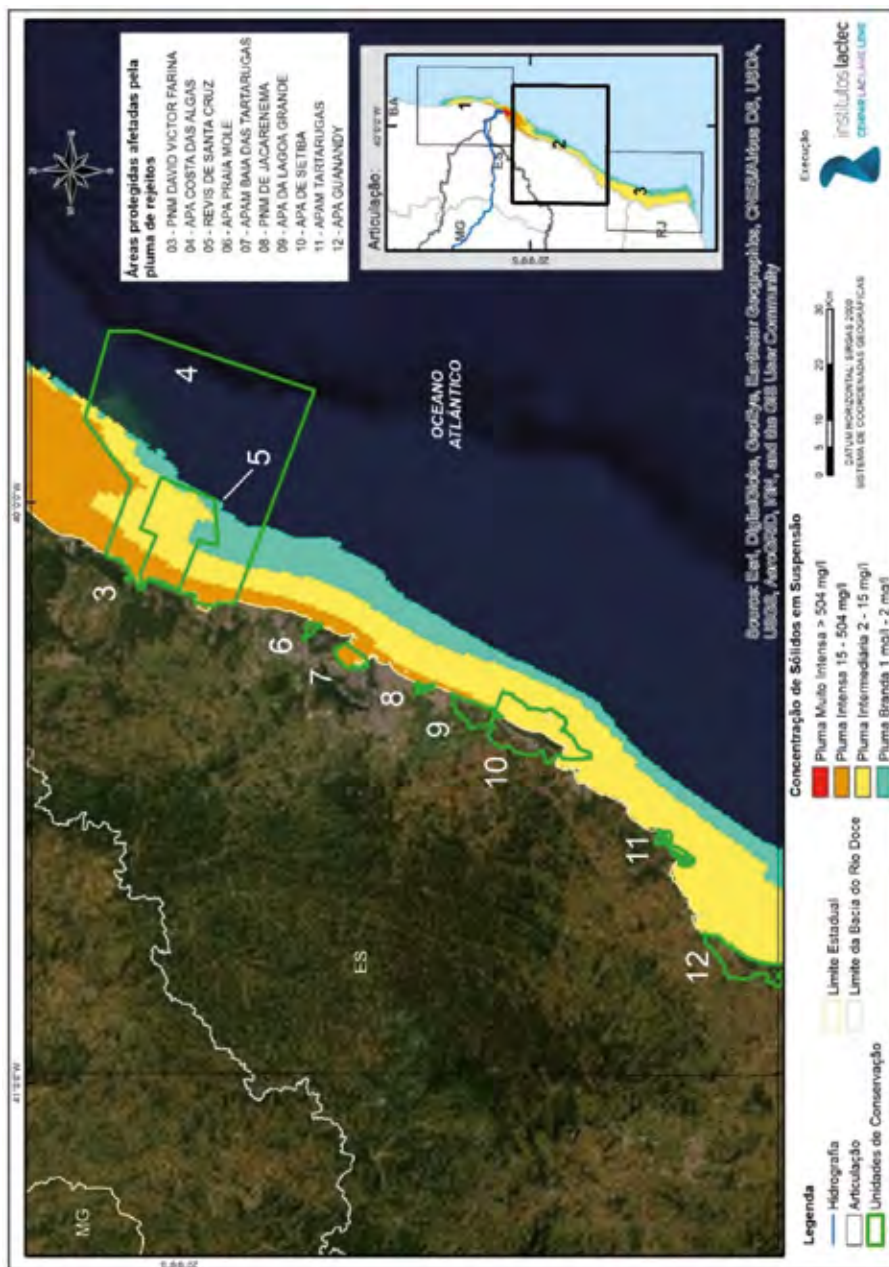
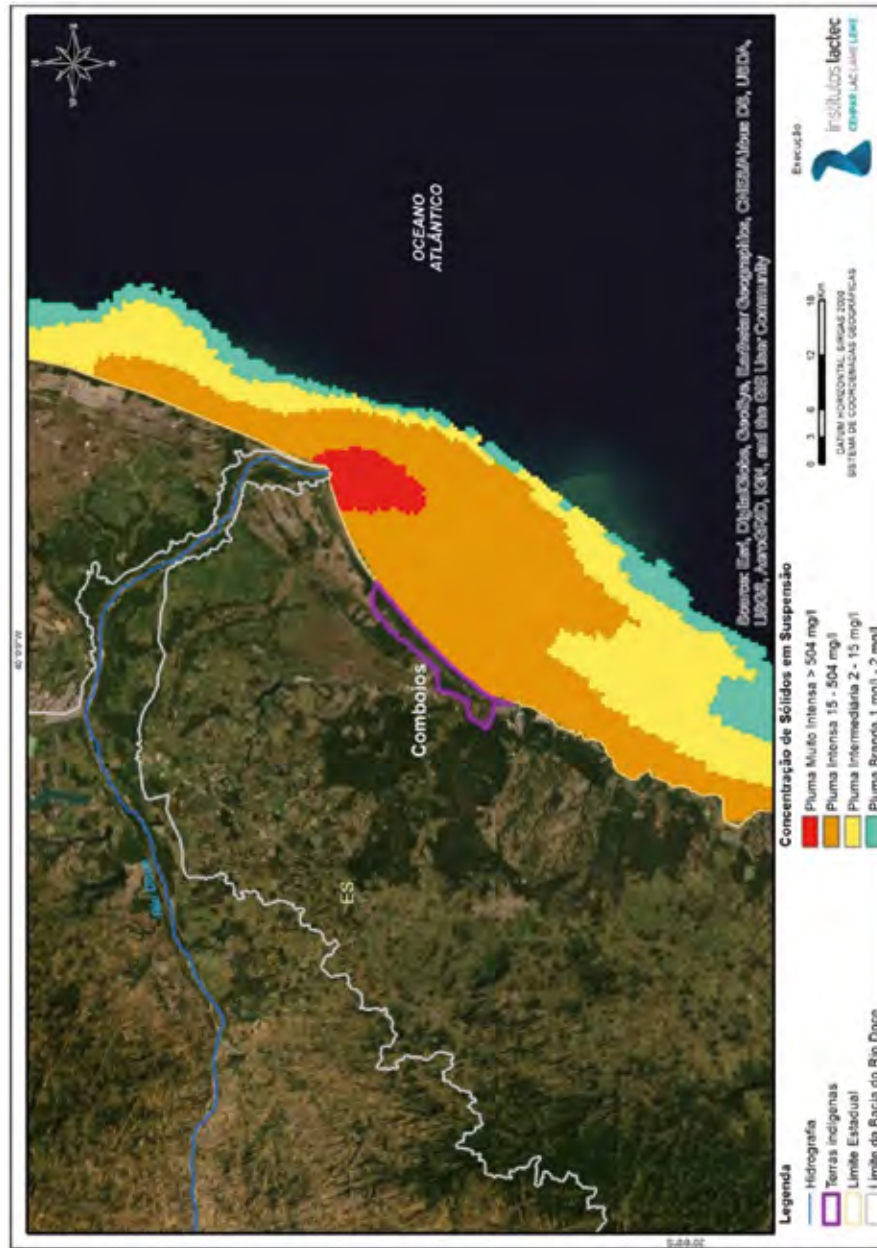


Figura 346 – Terra Indígena (TI), do ambiente costeiro, afetada pela pluma de rejeitos decorrente do desastre da Samarco.



Execução: Lactec.

Todas as UCs avaliadas compõem o Sistema Estadual e Nacional de Unidades de Conservação, visto que foram legalmente instituídas por meio de ato normativo próprio e vigente. Muitas destas UCs contam com plano de manejo, embora em nenhuma base oficial seja possível acessar quaisquer informações sobre estas UCs, incluindo seus polígonos e limites geográficos oficiais. Esta lacuna também foi percebida quando se faz uso da base do CNUC - Cadastro Nacional de Unidades de Conservação.

A partir do entendimento de que as ações de reparação dos danos causados aos ecossistemas associados às UCs afetadas podem fazer uso do zoneamento, normas e diretrizes previstas nos seus respectivos planos de manejo, a informação sobre a existência ou não destes documentos, assim como das suas respectivas zonas de amortecimento, assume caráter fundamental e estratégico, conforme previsão da Lei Federal nº 9.985/2000. 2000. Conforme argumentam Corrêa e Abreu (2014), em espaços territoriais onde atividades humanas são previstas, a exemplo das UCs de uso sustentável, o confronto entre a modificação provocada pelo agente e o plano de manejo da UC é vital para o enquadramento formal do crime nos termos do artigo 40 da Lei nº 9.605/1998.

Do total de unidades de conservação identificadas na área de abrangência, 46,66% das UCs ou 07 unidades não possuem plano de manejo como ferramenta de planejamento e gestão. Já 08 UCs (53,34%) possuem plano de manejo: Reserva Biológica de Comboios, Parque Natural Municipal (PNM) David Victor Farina, PNM de Jacarenema, RPPN Fazenda Caruara, Área de Proteção Ambiental (APA) da Lagoa Grande, APA de Praia Mole, APA Tartarugas e APA de Setiba. Foi excluída desta análise a Terra Indígena Comboios, pois não é unidade de conservação e, conforme previsão legal, o plano de manejo não se aplica a esta área legalmente protegida.

A inexistência de planos de manejo é uma deficiência em todas as jurisdições, com destaque para as 03 UCs de proteção integral (01 federal, 01 estadual e 01 municipal) que ainda não contam com plano de manejo: Refúgio de Vida Silvestre de Santa Cruz (federal), Parque Estadual da Lagoa do Açu (estadual, RJ), e a municipal capixaba Monumento Natural Municipal Falésias de Marataízes.

O cálculo das extensões lineares (km) e das áreas afetadas (hectares) a partir do contato ou sobreposição com a pluma de rejeitos é apresentado na Tabela 86. Os quantitativos também foram separados por classe de concentração da pluma de rejeitos: Pluma Muito Intensa, Pluma Intensa, Pluma Intermediária e Pluma Branda.

Tabela 86 – Relação das Unidades de Conservação e Terra Indígena afetadas pela pluma de rejeitos, extensão linear (km) e área (ha) alterada por classe da pluma (nível de concentração).

NOME	CLASSE DA PLUMA DE REJEITOS	EXTENSÃO LINEAR (km)	ÁREA AFETADA (ha)
Ambiente Costeiro			
Área de Proteção Ambiental Guanandy	Pluma Intermediária 2 - 15 mg/l	23,17	--
Área de Proteção Ambiental de Praia Mole	Pluma Intensa 15 - 504 mg/l	2,01	--
Área de Proteção Ambiental da Lagoa Grande	Pluma Intermediária 2 - 15 mg/l	10,84	--
Área de Proteção Ambiental de Setiba	Pluma Intermediária 2 - 15 mg/l	11,51	--
Área de Relevante Interesse Ecológico do Degredo	Pluma Intermediária 2 - 15 mg/l	16,34	--
Monumento Natural Municipal Falésias de Marataízes	Pluma Intermediária 2 - 15 mg/l	4,36	--
Parque Estadual da Lagoa do Açú	Pluma Intermediária 2 - 15 mg/l	15,44	--
Parque Natural Municipal David Victor Farina	Pluma Intensa 15 - 504 mg/l	0,25	--
Parque Natural Municipal de Jacarenema	Pluma Intensa 15 - 504 mg/l	4,31	--
Reserva Biológica de Comboios	Pluma Intensa 15 - 504 mg/l	9,72	--
	Pluma Muito Intensa > 504 mg/l	2,96	--
Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Caruara	Pluma Intermediária 2 - 15 mg/l	7,13	--
Terra Indígena Comboios	Pluma Intermediária 2 - 15 mg/l	20,09	--
Ambiente Marinho			
Área de Proteção Ambiental Municipal Baía das Tartarugas	Pluma Intensa 15 - 504 mg/l	--	1.503,85
Área de Proteção Ambiental Costa das Algas	Pluma Branda 1 mg/l - 2 mg/l	--	10.034,99
	Pluma Intensa 15 - 504 mg/l	--	9.245,35
	Pluma Intermediária 2 - 15 mg/l	--	15.552,83
Área de Proteção Ambiental de Setiba	Pluma Intermediária 2 - 15 mg/l	--	6.801,37
Área de Proteção Ambiental Municipal Tartarugas	Pluma Intermediária 2 - 15 mg/l	--	609,37
Refúgio de Vida Silvestre de Santa Cruz	Pluma Intensa 15 - 504 mg/l	--	2.974,70
	Pluma Branda 1 mg/l - 2 mg/l	--	2.708,37
	Pluma Intermediária 2 - 15 mg/l	--	12.057,92
Pluma Muito Intensa		2,964	--
Pluma Intensa		16,29	13.723,90
Pluma Intermediária		108,88	35.021,49
Pluma Branda		--	12.743,36
TOTAL GERAL		128,13	61.488,75

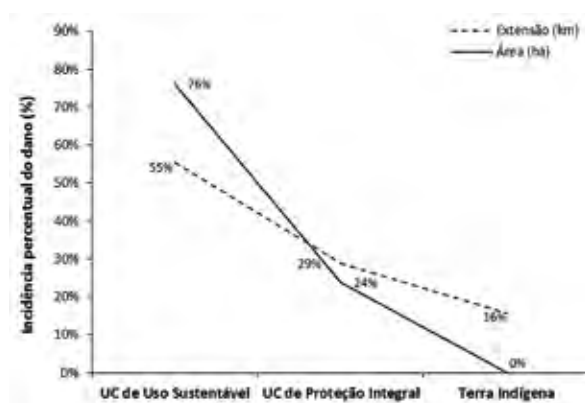
Para 12 áreas do ambiente costeiro, incluindo a Terra Indígena Comboios, foi possível determinar a extensão do dano por contato com a pluma de rejeitos, que totaliza 128,13 km lineares de Unidades de Conservação e de Terra Indígena afetadas pela pluma de rejeitos decorrente do desastre. Como discutido na metodologia, em razão de limitações metodológicas da modelagem da pluma de rejeitos para o ambiente costeiro (compartimento 4), não foi possível determinar a área, em hectares, que representa a sobreposição entre a pluma e as áreas naturais protegidas. Para estas áreas, a única métrica obtida foi a extensão linear – contato entre os limites da UC ou TI com a pluma de rejeitos.

Para o ambiente marinho, observa-se a sobreposição da pluma de rejeitos com cinco (05) UCs, totalizando uma área afetada correspondente a 61.488,75 ha. Estes resultados indicam que, seja por contato (extensão linear) ou sobreposição (área afetada), 16 unidades de conservação e uma Terra Indígena sofreram alterações que resultaram em degradação da qualidade ambiental.

As áreas marinhas e costeiras legalmente protegidas mais afetadas em extensão linear foram TI Comboios e APA Guanandy, e em área foram APA Costa das Algas e Refúgio de Vida Silvestre de Santa Cruz (ver Tabela 86). Contudo, essa avaliação também deve considerar a área total da UC para permitir uma análise mais apropriada sobre a extensão do dano. A APA Baía das Tartarugas, por exemplo, criada pelo Decreto nº 17.342, de 23 de março de 2018 com 1.685,47 hectares teve um pouco mais de 89% de sua área total afetada pela Pluma Intensa (15 - 504 mg/l).

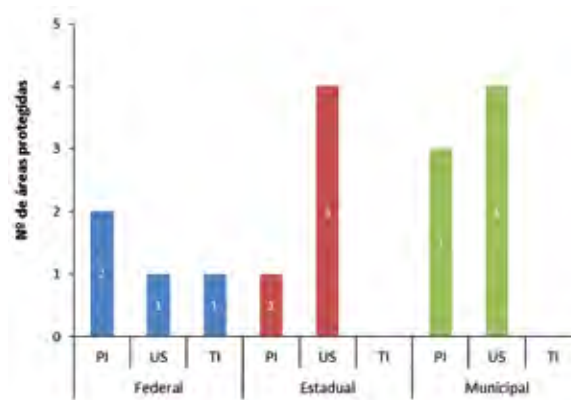
Observa-se que há uma relação linear e positiva entre a extensão linear do dano e área afetada (Figura 347), o que significa que quanto maior a extensão que teve contato com a pluma de rejeitos, maior a sobreposição e área alterada pela pluma decorrente do desastre. As UCs do grupo de uso sustentável foram as mais afetadas tanto em extensão como em área, seguido das UCs do grupo de proteção integral (PI) e Terra Indígena (TI).

Figura 347 – Distribuição percentual do dano por contato (extensão) ou sobreposição (área) entre os limites das Unidades de Conservação (UC) e Terra Indígena com a pluma de rejeitos.



O dano afetou 02 UCs federais de proteção integral (Refúgio de Vida Silvestre de Santa Cruz e Reserva Biológica de Comboios), 01 UC federal de uso sustentável (Área de Proteção Ambiental Costa das Algas) e 01 Terra Indígena (TI Comboios) (Figura 348). Na jurisdição estadual foram afetadas 04 UCs de uso sustentável (APA de Praia Mole, APA de Setiba, APA Guanandy e RPPN Fazenda Caruara) e apenas uma UC de proteção integral (Parque Estadual da Lagoa do Açú). Já na jurisdição municipal foram 03 UCs de proteção integral (MONAM Falésias de Marataízes, PNM David Victor Farina e PNM de Jacarenema) e 04 UCs de uso sustentável (Área de Relevante Interesse Ecológico do Degredo, APA da Lagoa Grande, APA Baía das Tartarugas e APA Tartarugas).

Figura 348 – Distribuição das Unidades de Conservação e Terra Indígena afetadas pela pluma de rejeitos decorrente do desastre da Samarco, separadas por jurisdição (federal, estadual e municipal) e categoria de manejo (PI – proteção integral; US – uso sustentável; TI – Terra Indígena).



A Terra Indígena Comboios, reconhecida por meio do Decreto s/n, de 05 de novembro de 2010, corresponde à demarcação administrativa promovida pela Fundação Nacional do Índio - FUNAI de 3.872,14 hectares, área destinada à posse permanente dos Grupos Indígenas Tupiniquim. O contato de 20 km desta TI com a pluma de rejeitos deve ser mais bem investigado, visto que o dano pode ser avaliado tanto sobre a área em si, considerando as alterações provocadas pela pluma de rejeitos que resultaram em degradação ambiental em área legalmente reconhecida, como também sobre as alterações dos hábitos, práticas e costumes desses grupos indígenas associados à pesca e ao consumo de pescado advindo do ambiente marinho.

6.3.2 ZONA DE AMORTECIMENTO (ZA) DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Para a análise do dano sobre zona de amortecimento foram excluídas as APAs, RPPNs e TI, visto que esta zona não se aplica para estas categorias de áreas legalmente protegidas. Aplicando-se a metodologia proposta para mensurar o dano, aqui apresentado como extensão linear e área afetada a partir da sobreposição das Zonas de Amortecimento (ZAs) das Unidades de Conservação (UCs) com a pluma de rejeitos, os resultados indicam que 19 ZAs foram afetadas pela pluma de rejeitos (Tabela 87; Figura 349). O cálculo das áreas afetadas pela pluma de rejeitos seguiu o mesmo procedimento adotado para as UCs.

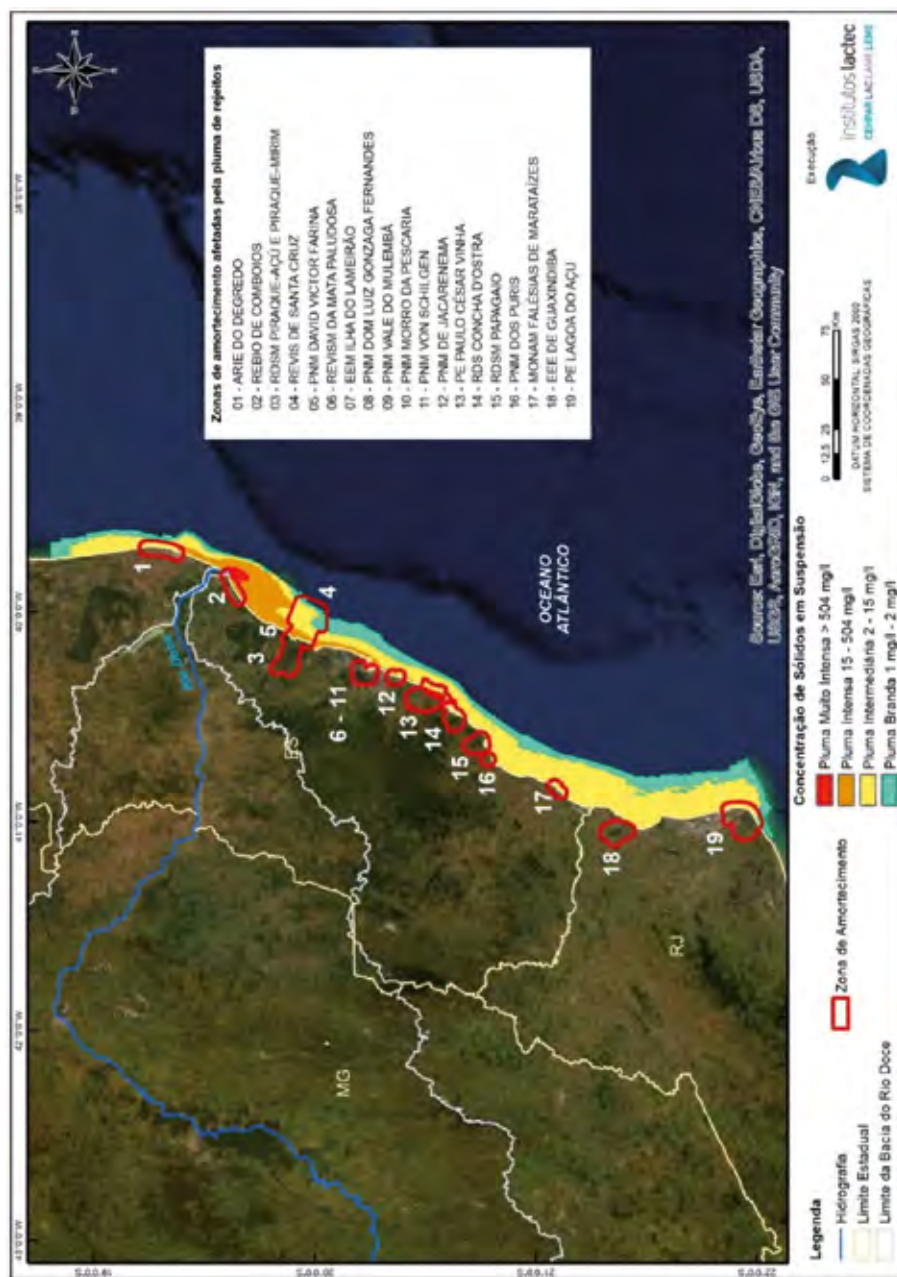
Tabela 87 – Relação das Unidades de Conservação que tiveram parte da área de suas respectivas zonas de amortecimento afetadas pela sobreposição com a pluma de rejeitos decorrente do desastre da Samarco.

NOME	CLASSE DA PLUMA DE REJEITOS	ÁREA AFETADA (ha)
Área de Relevante Interesse Ecológico do Degredo	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	5.397,79
	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	787,75
Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	5,74
Estação Ecológica Municipal Ilha do Lameirão	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	58,40
Monumento Natural Municipal Falésias de Marataízes	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	3.050,98
Parque Estadual da Lagoa do Açú	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	5795,86
	Pluma Branda (1 - 2 mg/l)	992,63
Parque Estadual Paulo César Vinha	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	6.802,41
Parque Natural Municipal David Victor Farina	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	1.164,72
Parque Natural Municipal Dom Luiz Gonzaga Fernandes	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	5,07
Parque Natural Municipal dos Puris	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	498,03
Parque Natural Municipal Morro da Pescaria	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	1674,64
Parque Natural Municipal Vale do Mulembá	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	2,56
Parque Natural Municipal Von Schilgen	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	775,27
Refúgio da Vida Silvestre Municipal Mata Paludosa	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	100,82
	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	18.772,67
	Pluma Branda (1 - 2 mg/l)	7.489,63
Refúgio de Vida Silvestre de Santa Cruz	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	5.487,63
	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	3.091,00
Reserva Biológica de Comboios	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	3.091,00
	Pluma Muito Intensa (> 504 mg/l)	1.818,18
Reserva de Desenvolvimento Sustentável Municipal Papagaio	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	1.176,44
Reserva de Desenvolvimento Sustentável Municipal Piraque-Açú e Piraque-Mirim	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	18,41
Reserva Estadual de Desenvolvimento Sustentável Concha D'Ostra	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	1.799,65
Parque Natural Municipal de Jacarenema	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	1.153,77
	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	1.346,45
Pluma Muito Intensa		1.818,18
Pluma Intensa		12.637,77
Pluma Intermediária		46.328,29
Pluma Branda		8.482,26
TOTAL GERAL		69.266,50

Deste total de Unidades de Conservação afetadas, algumas já possuíam zonas de amortecimento específicas definidas no plano de manejo ou na ausência prévia deste instrumento de gestão, teve a área delimitada pelo buffer de raio de 3 km, a partir dos limites da UC, afetado pelo desastre, conforme previsão da Resolução CONAMA nº 428/10.

Importante ressaltar que este buffer de raio de 3 km não substitui a ZA, em nenhuma hipótese. Foi aplicado, conforme previsão legal, para subsidiar a avaliação do dano provocado pela pluma de rejeitos, para as UCs que ainda, por diversos motivos, não possuem os limites de suas respectivas zonas de amortecimento definidos.

Figura 349 – Zonas de amortecimento das Unidades de Conservação afetadas pela pluma de rejeitos decorrente do desastre da Samarco.



Execução: Lactec.

A área total de zonas de amortecimento de UCs afetadas pela pluma de rejeitos oriundos do desastre é correspondente a 69.266,50 ha. Ao contrário do que se observou para as UCs, a relação entre a extensão linear do dano e área afetada das ZAs não é linear, em razão do tamanho de algumas ZAs e proximidade de diversas unidades, o que naturalmente provoca a sobreposição de várias ZAs, como é o caso, por exemplo, da Estação Ecológica Municipal Ilha do Lameirão, PNM Vale do Mulembá, PNM Dom Luiz Gonzaga Fernandes e PNM Von Schilgen. Esta situação também dificulta a operacionalização do cálculo da extensão linear do dano direto para as ZAs no ambiente de SIG, o que justifica a apresentação dos resultados apenas para a métrica área afetada (ha).

6.3.3 SÍNTESE DO DANO ÀS ÁREAS NATURAIS PROTEGIDAS

A partir das informações do diagnóstico foram avaliadas as unidades de conservação, terra indígena e zonas de amortecimento de UCs dos ambientes costeiro e marinho afetadas pela pluma de rejeitos do desastre da Samarco. Foram utilizados como critério de indicador de dano a proporção entre a área afetada pela pluma de rejeitos e área total da UC (em %) e o tamanho da área afetada pela pluma de rejeitos (em hectares) nas zonas de amortecimento das UCs. As áreas afetadas sofreram alterações que extrapolam os parâmetros aceitáveis previstos na legislação, o que caracteriza a mudança ilegal, intolerável e, assim, o dano nas áreas legalmente atribuídas de unidades de conservação e outras áreas naturais.

De um total de 23 áreas afetadas e 34 interações entre essas áreas e as classes da pluma de rejeitos, a avaliação do dano indica que para 29,41% dos casos (n = 10) o dano foi classificado como gravíssimo, grave para 01 avaliação (2,95%) e para 23 avaliações o dano foi classificado como pouco grave (67,64%), conforme a Tabela 88.

O dano tende a evoluir nas áreas afetadas pela Pluma Muito Intensa e Pluma Intensa, como é o caso de parte da área afetada da APAM Baía das Tartarugas, APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz, nos trechos da zona de amortecimento da ARIE do Degredo, EEM Ilha do Lameirão, PNM David Victor Farina, PNM Von Schilgen, REVISM Mata Paludosa, REBIO Comboios, RDS Piraque-Açú e Piraque-Mirim e PNM de Jacarenema. Para as demais unidades de conservação e zonas de amortecimento afetadas a tendência foi classificada, conforme metodologia, como estável (estabilizado). Quanto à reversibilidade 13 avaliações indicam que o dano é parcialmente reversível, correspondente às áreas afetadas pela Pluma Muito Intensa e Pluma Intensa, enquanto para os demais casos (n = 21) o dano foi classificado como reversível - áreas afetadas pela Pluma Branda e Pluma Intermediária.

Tabela 88 – Síntese de avaliação do dano decorrente do desastre da Samarco identificado nas Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas com abrangência, gravidade, tendência e reversibilidade.

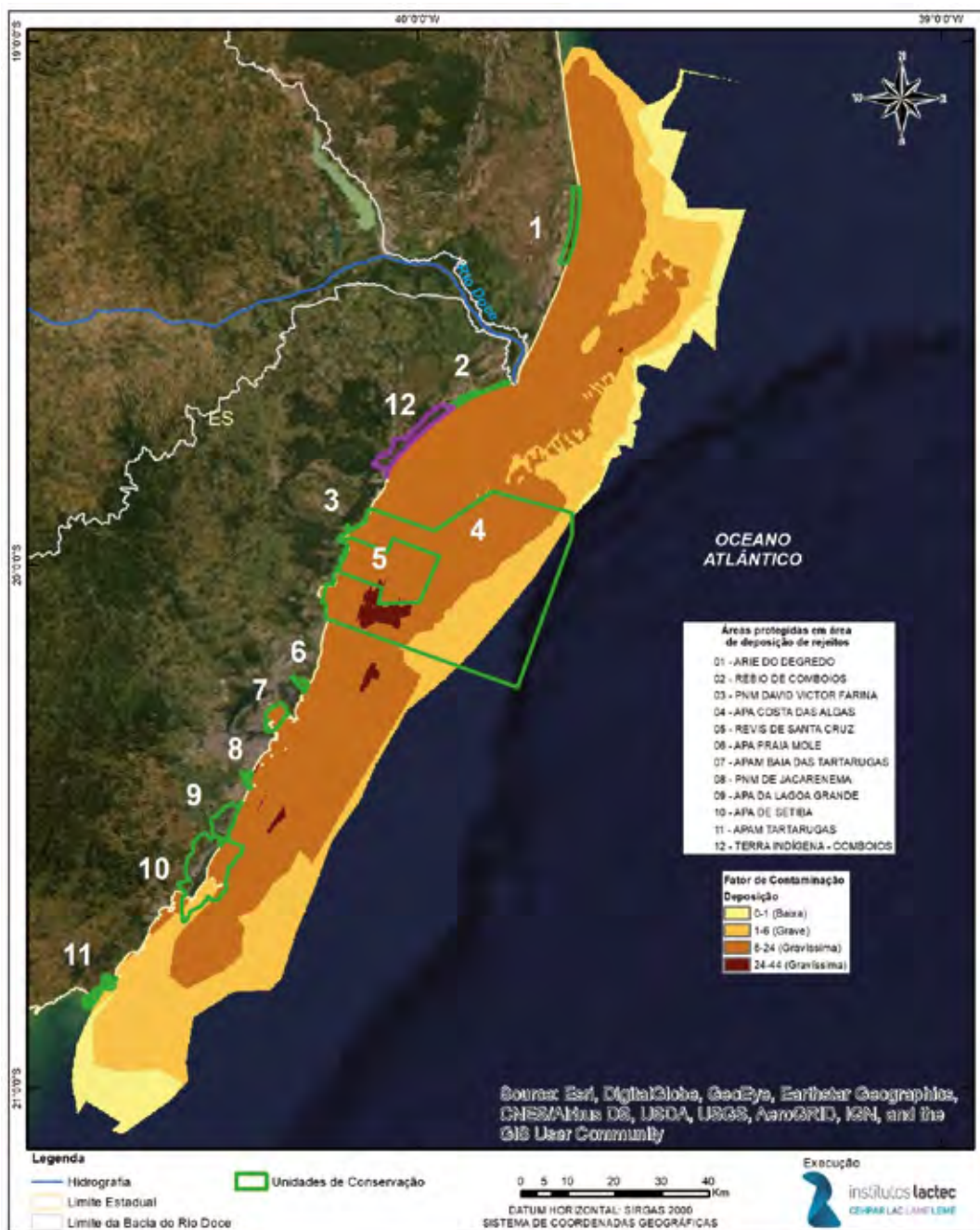
Dano em Unidades de Conservação e outras áreas naturais protegidas	Classe da Pluma de Rejeitos	Indicador	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Unidades de Conservação						
Área de Proteção Ambiental Municipal Baía das Tartarugas	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	89,22%	Compartimento 5	Gravíssimo	Tende a evoluir	Parcialmente reversível
	Pluma Branda (1 - 2 mg/l)	8,73%	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível
	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	8,04%	Compartimento 5	Pouco grave	Tende a evoluir	Parcialmente reversível
Área de Proteção Ambiental Costa das Algas	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	13,53%	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível
Área de Proteção Ambiental de Setiba	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	54,53%	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível
Área de Proteção Ambiental Municipal Tartarugas	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	55,81%	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível
Refúgio de Vida Silvestre de Santa Cruz	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	16,77%	Compartimento 5	Pouco grave	Tende a evoluir	Parcialmente reversível
	Pluma Branda (1 - 2 mg/l)	15,26%	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível
	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	67,97%	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível
Zonas de Amortecimento						
Área de Relevante Interesse Ecológico do Degredo	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	5.397,79	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível
	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	787,75	Compartimento 5	Gravíssimo	Tende a evoluir	Parcialmente reversível
Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	5,74	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível
Estação Ecológica Municipal Ilha do Lameirão	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	58,40	Compartimento 5	Gravíssimo	Tende a evoluir	Parcialmente reversível
Monumento Natural Municipal Falésias de Marataízes	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	3.050,98	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível
Parque Estadual da Lagoa do Açu	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	5.795,86	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível
	Pluma Branda (1 - 2 mg/l)	992,63	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível
Parque Estadual Paulo César Vinha	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	6.802,41	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível

Dano em Unidades de Conservação e outras áreas naturais protegidas	Classe da Pluma de Rejeitos	Indicador	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Parque Natural Municipal David Victor Farina	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	1.164,72	Compartimento 5	Gravíssimo	Tende a evoluir	Parcialmente reversível
Parque Natural Municipal Dom Luiz Gonzaga Fernandes	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	5,07	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível
Parque Natural Municipal dos Puris	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	498,03	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível
Parque Natural Municipal Morro da Pescaria	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	1.674,64	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível
Parque Natural Municipal Vale do Mulembá	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	2,56	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível
Parque Natural Municipal Von Schilgen	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	775,27	Compartimento 5	Gravíssimo	Tende a evoluir	Parcialmente reversível
Refúgio da Vida Silvestre Municipal Mata Paludosa	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	100,82	Compartimento 5	Gravíssimo	Tende a evoluir	Parcialmente reversível
Refúgio de Vida Silvestre de Santa Cruz	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	18.772,67	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível
	Pluma Branda (1 - 2 mg/l)	7.489,63	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível
Reserva Biológica de Comboios	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	5.487,63	Compartimento 5	Gravíssimo	Tende a evoluir	Parcialmente reversível
	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	3.091,00	Compartimento 5	Gravíssimo	Tende a evoluir	Parcialmente reversível
	Pluma Muito Intensa (> 504 mg/l)	1.818,18	Compartimento 5	Gravíssimo	Tende a evoluir	Parcialmente reversível
Reserva de Desenvolvimento Sustentável Municipal Papagaio	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	1.176,44	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível
Reserva de Desenvolvimento Sustentável Municipal Piraque-Açú e Piraque-Mirim	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	18,41	Compartimento 5	Grave	Tende a evoluir	Parcialmente reversível
Reserva Estadual de Desenvolvimento Sustentável Concha D'Ostra	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	1.799,65	Compartimento 5	Pouco grave	Estável	Reversível
Parque Natural Municipal de Jacarenema	Pluma Intensa (15 - 504 mg/l)	1.153,77	Compartimento 5	Gravíssimo	Tende a evoluir	Parcialmente reversível
	Pluma Intermediária (2 - 15 mg/l)	1.346,45		Pouco grave	Estável	Reversível

6.3.4 DEPOSIÇÃO DE REJEITO EM ÁREAS NATURAIS PROTEGIDAS

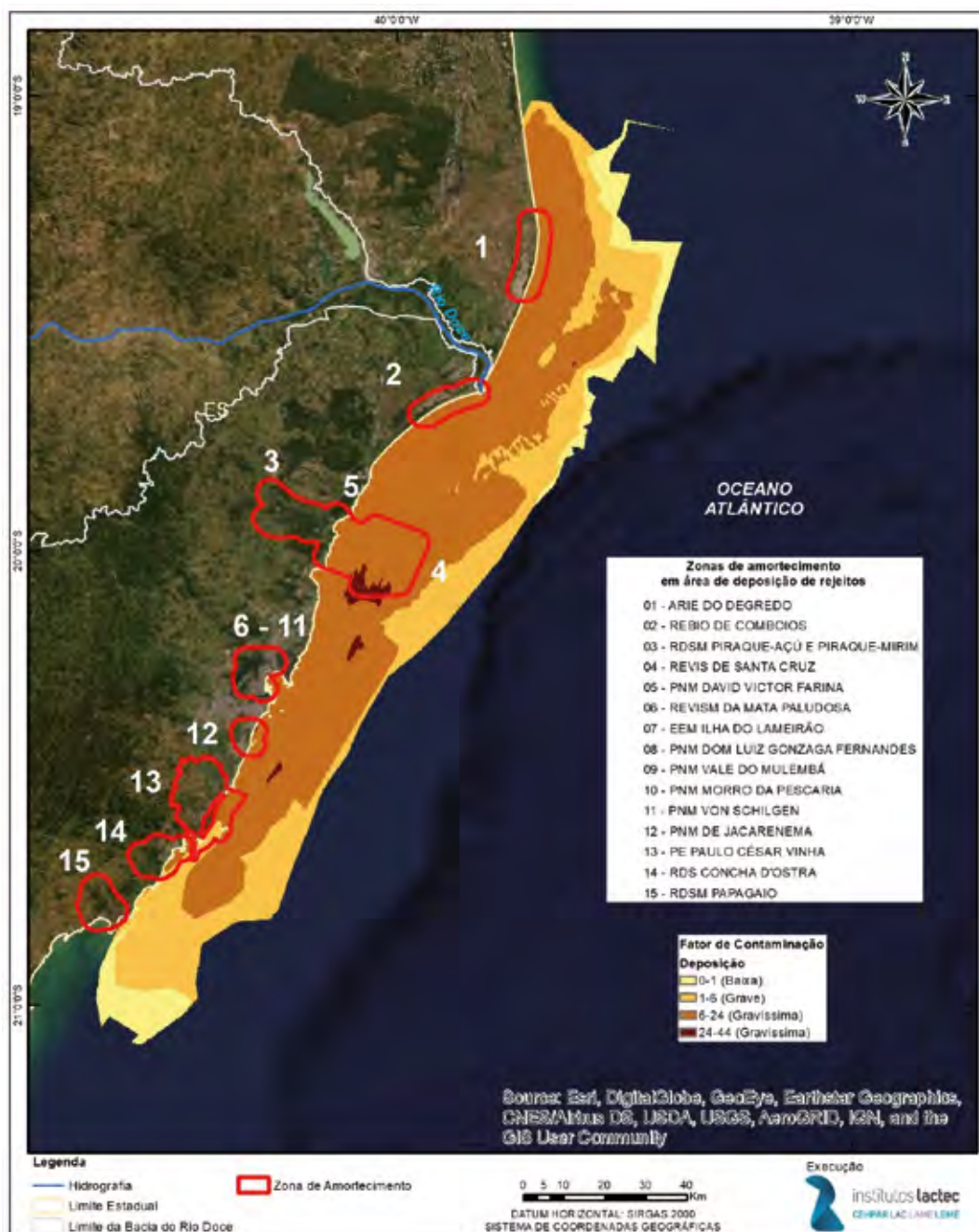
De forma complementar, com o intuito de compreender as áreas naturais protegidas e suas respectivas zonas de amortecimento afetadas pela modelagem de deposição de rejeito oriundo da barragem de Fundão, foi realizado um cruzamento entre os polígonos destas áreas destinadas a conservação da biodiversidade presentes nos ambientes costeiro e marinho com esta modelagem e suas classes de gravidade. Assim, constatou-se que foram afetadas 12 áreas naturais protegidas (Figura 350) e 15 zonas de amortecimento (Figura 351).

Figura 350 – Áreas naturais protegidas afetadas pela deposição de rejeitos decorrente do desastre da Samarco.



Execução: Lactec.

Figura 351 – Zonas de amortecimento das unidades de conservação afetadas pela deposição de rejeitos decorrente do desastre da Samarco.



Execução: Lactec.

Como pôde ser observado, dentre as áreas naturais protegidas afetadas estão presentes 1 (uma) Terra Indígena e 11 Unidades de Conservação, com destaque para APA de Setiba e REVIS de Santa Cruz, onde o ambiente marinho protegido por estas Unidades de Conservação foi completamente afetado pela deposição de rejeito oriundo da barragem de Fundão. Referente as zonas de amortecimento, destaca-se a área da REVIS de Santa Cruz, a qual também teve sua totalidade afetada pelo desastre. Como visualizado, a análise sobre a deposição do rejeito considerou as UCs que protegem os ecossistemas costeiro e marinho. Assim, apesar de não ser considerada uma área natural protegida, o banco de Abrolhos foi afetado e é tratado com detalhes na sequência.

6.4 DANOS À ABROLHOS

Com o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, em novembro de 2015, uma série de estudos foram direcionados aos impactos à Abrolhos. Esses estudos apontaram para uma potencial influência do desastre nesses ecossistemas, e a seguir serão descritos os principais resultados encontrados, tanto para parâmetros físico-químicos, quanto para as comunidades biológicas.

Muito embora os estudos desenvolvidos até o momento sugiram uma forte relação entre os danos observados e o desastre da Samarco, é necessário considerar que essa região sofre consequências de ações antrópicas há muitos anos, que se somam e/ou interagem com os efeitos do rompimento da barragem de Fundão, e isolar esses efeitos é bastante desafiador. Considerando esse fato, o que se busca nesse tópico é realizar um apanhado geral das informações levantadas até o momento e sugerir ações que auxiliem no diagnóstico dos danos do desastre da Samarco à região marinha dos Abrolhos.

É importante comentar que a área de abrangência desse diagnóstico de danos, inicialmente, não contemplava áreas mais distantes que os limites do litoral do Espírito Santo, sendo o esforço concentrado nas áreas de maior intensidade dos danos, próximos à costa. Ao longo do estudo, e a partir da publicação de novos dados sobre o desastre no ambiente costeiro e marinho, ficou evidente a necessidade de abordar esse tema de forma específica. Porém, grande parte dos dados trazidos nesse item, até o momento, foram retirados de artigos publicados e trabalhos técnicos produzidos por equipes de pesquisadores que já desenvolvem estudos na região.

6.4.1 CONTEXTUALIZAÇÃO SOBRE A ÁREA EM ESTUDO E ÁREA DE ABRANGÊNCIA

Inicialmente, é importante contextualizar que o termo “Abrolhos” é utilizado popularmente para fazer referência, muitas vezes, ao Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNAMAR Abrolhos). Porém, existe todo um ecossistema chamado Banco dos Abrolhos (Região dos Abrolhos ou ainda Plataforma dos Abrolhos) que abrange uma área muito maior que os limites do Parque. Em seguida, discorre-se sobre a importância da região de estudo.

O Banco ou Plataforma dos Abrolhos diz respeito ao alargamento da plataforma continental que, na latitude da cidade de Caravelas, BA. Apresenta uma largura excepcional de cerca de 200 km costa afora, com largura média de 50 km (LEÃO, 1999), estendendo-se em aproximadamente 400 km de linha de costa, desde o município de Prado, BA (16° 40' de latitude sul) até a altura da foz do rio Doce, ES (19° 40' de latitude sul), dos quais 250 km estão no litoral baiano e 150 km fazem parte do litoral capixaba (MARCHIORO et al., 2005).

Na porção sudeste do Banco dos Abrolhos ergue-se a cordilheira submarina Vitória-Trindade, com quase 1.000 km de extensão, no sentido Leste-Oeste. Essa cordilheira consiste em diversos montes submarinos, com picos em profundidades que variam entre 50 e 100 metros que emergem do fundo até quase a superfície ou, no caso da ilha de Trindade e do arquipélago Martin Vaz, afloram acima do nível do mar (WEDEKIN, 2011). Tanto o Banco dos Abrolhos como a cordilheira submarina Vitória-Trindade formam uma barreira para a corrente do Brasil, com águas quentes que correm do Norte para Sul (EKAU; KNOPPERS, 1999). Com frequência, observa-se a formação de um vórtice ciclônico que cria a ressurgência das Águas Centrais do Atlântico Sul (ACAS), num fenômeno chamado giro

de Vitória, a leste da foz do rio Doce. Essa ressurgência, em conjunto com o aporte de água doce do rio Doce, torna o ambiente marinho da região extremamente produtivo (EKAU; KNOPPERS, 1999).

Toda a região do Banco dos Abrolhos é considerada um mosaico de ambientes costeiros margeados por remanescentes de Mata Atlântica, abrangendo ecossistemas compostos por bancos de algas, fanerógamas marinhas, fundo inconsolidado, parcéis, recifes, manguezais, restingas, brejos e praias (MELO et al., 1975; LEÃO; GISBURG, 1997; LEÃO, 2002; MARCHIORO et al., 2005), além do maior banco de rodolitos do Atlântico Sul (MOURA et al., 2009). Abriga a formação coralínea mais importante do Atlântico Sul, representando a área mais rica e diversa em corais do Brasil, com um alto grau de endemismo, sendo reconhecida como área prioritária para conservação de ecossistemas marinhos e costeiros no Brasil (MMA, 2002; MARCHIORO et al., 2003).

Segundo Leão (1999), o complexo recifal de Abrolhos abrange recifes de corais, ilhas vulcânicas, bancos rasos e canais, ocupando uma área de aproximadamente 6.000 km² na parte norte do banco de Abrolhos. Diferem em alguns aspectos dos sistemas recifais do Caribe, principalmente por apresentarem características distintivas com respeito à sua forma de crescimento e morfologia, à fauna coralina construtora e ao cenário deposicional (LEÃO, 1999). A literatura específica indica que os ambientes do Banco dos Abrolhos formam estruturas significativamente diferentes dos mais bem conhecidos modelos de recifes de corais do mundo (LEÃO, 1999; LEÃO; DOMINGUEZ, 2000; CASTRO; PIRES, 2001; LEÃO et al. 2003; LEÃO; KIKUCHI, 2005; DUTRA et al., 2006).

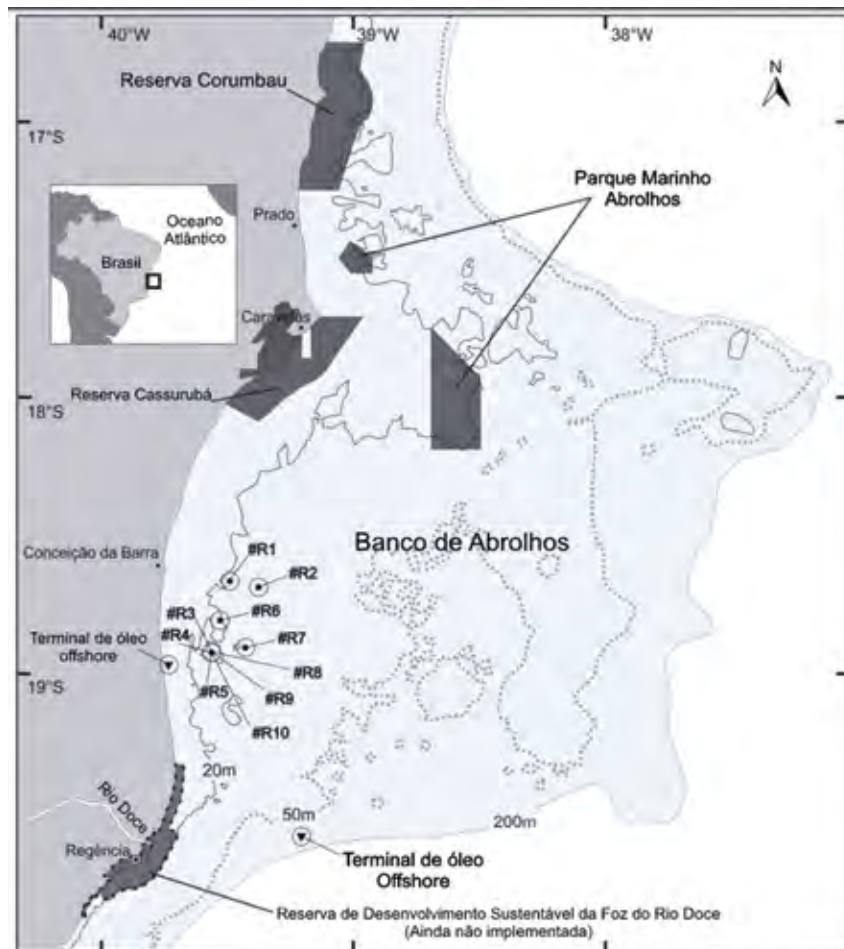
As principais singularidades do complexo recifal do Banco dos Abrolhos são: (i) crescimento em forma de cogumelos que originam estruturas conhecidas por “chapeirões”; (ii) a fauna de corais é caracterizada por pouca diversidade, mas rica em espécies endêmicas, onde os principais bioconstrutores são formas arcaicas, remanescentes de uma fauna de corais antiga, datada do período Terciário; (iii) presença de algas coralíneas incrustantes que apresentam um papel importante na construção da estrutura recifal; (iv) bancos de recifes próximos à costa circundados e algumas vezes até preenchidos por sedimentos siliciclásticos (LEÃO; DOMINGUEZ, 2000; LEÃO; KIKUCHI, 2005). Este conjunto de características torna os recifes de Abrolhos os maiores do Atlântico Sul (LEÃO; KIKUCHI, 2001).

Os recifes da região dos Abrolhos estão distribuídos em dois arcos quase paralelos à linha da costa (LEÃO et al., 2003): arco costeiro e arco externo. O arco costeiro, localizado entre 10 e 20 km da costa, é formado por um complexo de bancos recifais e pináculos coralinos isolados de dimensões variadas. Quando os chapeirões estão muito próximos uns dos outros, pináculos adjacentes fundem-se pelos seus topos, formando estruturas compostas, os chamados bancos recifais. Estes recifes não formam as estruturas clássicas conhecidas como recifes em barreira, sendo bancos isolados, rasos e com formas e dimensões variadas. Já o arco externo, que bordeja o lado leste das ilhas de Abrolhos, está localizado a cerca de 70 km da costa e é formado por pináculos coralinos gigantes em águas com profundidades superiores a 25 m. Cerca de 5 km a leste do arquipélago de Abrolhos, pináculos coralinos gigantes são abundantes, constituindo o Parcel dos Abrolhos (LEÃO et al., 2003). De um total de 21 espécies de corais já identificadas para os recifes brasileiros, 19 são encontradas na região dos Abrolhos (LEÃO et al., 2003; DUTRA et al., 2006).

Mais recentemente, Mazzei et al. (2017) descreveram um novo complexo de recifes rasos (12 a 25 m de profundidade), contendo dez grandes estruturas biogênicas que apresentam características

intermediárias entre os pináculos em forma de cogumelo e os pequenos fragmentos recifais (Figura 352). Esses ecossistemas abrigam uma comunidade relativamente rica e abundante, com 73 espécies de peixes e 14 espécies de cnidários sésseis, incluindo espécies ameaçadas e outras de interesse comercial.

Figura 352 – Localização do Banco dos Abrolhos, norte do estado do Espírito Santo e do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos.



Fonte: modificado de Mazzei et al. (2017), pág. 124.

A importância da região do Banco dos Abrolhos como área prioritária para conservação de ecossistemas marinhos e costeiros não se limita aos recifes. Os resultados dos levantamentos realizados por Dutra et al. (2006), incluindo dados primários e secundários indicam a ocorrência de 1.300 espécies distribuídas em oito grupos biológicos: 535 crustáceos, 293 moluscos, 266 peixes, 100 algas, 90 poliquetas e 39 antozoários. Destaque para um grupo de crustáceos muito importantes para a composição da fauna de invertebrados aquáticos, os copépodes, que apresentam elevada riqueza em espécies e se configura como um dos grupos mais abundantes na região (VALENTIN; MONTEIRO-RIBAS, 1993).

Diferentes espécies de pequenos e grandes cetáceos também são frequentes em toda a região do Banco dos Abrolhos. No estudo de Costa-Silva et al. (2012) foram registradas dez espécies diferentes de cetáceos que encalharam no Banco dos Abrolhos no período de 2002 a 2012. Dentre as espécies mais comuns destaque para o boto-cinza (*Sotalia guianensis*), o golfinho-rotador (*Stenella longirostris*), o golfinho-de-Clymene (*Stenella clymene*), o golfinho-nariz-de-garrafa-comum (*Tursiops truncatus*), a toninha (*Pontoporia blainvillei*) e a baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*), que entre os meses

de julho e novembro procuram a região para abrigo e amamentação de filhotes, formando a maior concentração de baleias-jubarte da costa brasileira (MARTINS et al., 2001; ANDRIOLO et al., 2010).

A baleia-jubarte é classificada como espécie ameaçada na lista estadual (IEMA, 2017), na categoria vulnerável, mas na lista nacional consta como quase ameaçada (ICMbio, 2016b) e na mundial, como pouco preocupante (REILLY et al., 2008). A espécie utiliza a costa brasileira como habitat para reprodução, mas raramente se alimentam na região do Banco dos Abrolhos (DANILEWICZ et al., 2009b). Diversos estudos vêm sendo desenvolvidos sobre a espécie em todo o Banco dos Abrolhos, principalmente para avaliar o uso do habitat (MARTINS et al., 2001; WEDEKIN et al., 2014; BESAMAT et al., 2015), tamanho populacional e variação sazonal na abundância (MORETE et al., 2003; MORETE et al., 2008; PAVANATO et al., 2017; WEDEKIN et al., 2017), e para análise das baleias-jubarte encontradas encalhadas no Banco dos Abrolhos (GROCH et al., 2012).

A produção de conhecimento técnico-científico para o boto-cinza também é expressiva em toda a região. Os estudos sobre os botos-cinza no Banco dos Abrolhos concentram-se, basicamente, na identificação de indivíduos e grupos (ROSSI-SANTOS et al. 2006; ROSSI-SANTOS et al., 2007; CANTOR et al., 2012), na avaliação da dieta da espécie (RODRIGUES, 2014) e no aproveitamento dos indivíduos que encalham nas águas rasas para estudos sobre morfologia espinhal e patologias (COSTA-SILVA et al., 2012; COSTA et al., 2013), lesões de pele (COSTA-SILVA et al., 2014) e ocorrência de morbilivírus em *Sotalia guianensis*, que pode estar associado a encalhes em massa (GROCH et al., 2014).

Considerando a relevância do Banco dos Abrolhos, principalmente em razão das peculiaridades dos atributos locais, elevada diversidade da fauna e flora marinha, e do reconhecimento internacional desta região que é um dos locais de maior biodiversidade marinha do Atlântico Sul, vêm sendo criadas diferentes unidades de conservação (UCs) com objetivo de proteger a biodiversidade do Banco de Abrolhos e promover a sustentabilidade das atividades como a pesca e o turismo.

Aumentando ainda mais a importância da região, o Banco dos Abrolhos e da Cadeia Vitória-Trindade proporcionam uma grande quantidade de serviços ecossistêmicos, incluindo a provisão de alimentos pela pesca, com grande quantidade de espécies utilizadas como recurso alimentar e de importância comercial e econômica; serviços de regulação do clima e da qualidade do ar; provisão de habitats, produção primária e biodiversidade; serviços de cultura e lazer, entre outros (ver IA-RBMA, 2014).

O banco dos Abrolhos vem sofrendo diversas pressões antrópicas. Uma série de atividades econômicas apresentam alto potencial em afetar a estrutura dos habitats e a funcionalidade dos ecossistemas: a exploração de óleo e gás, a mineração, a dragagem e as atividades industriais (especialmente ligadas a produção e processamento de celulose), além do turismo. A sobrepesca é ainda o impacto mais generalizado e de maior abrangência na região (MAZZEI et al., 2017; MOURA et al., 2013; FRANCINI-FILHO; MOURA, 2008; DUTRA et al., 2005; LEÃO; KIKUCHI, 2005), porém, segundo Previero (2018), as ameaças que apresentam maior risco são os resíduos de mineração e a dragagem (particularmente do rio Caravelas), especialmente devido a intensidade e a escala temporal dessas atividades e do tempo necessário para recuperação. Segundo a autora, os efeitos são devastadores, causando uma alteração profunda na estrutura e função do ecossistema, e perda de habitat. Leão et al. (2016) afirmam que o aumento da sedimentação é um dos principais efeitos antrópicos sobre os recifes de coral brasileiros, incluindo os de Abrolhos, especialmente devido ao desmatamento e as descargas de efluentes industriais e urbanos.

Devido ao elevado aporte de sedimentos continentais na zona costeira do Brasil, os corais endêmicos do nosso país se desenvolveram para suportar essa condição. Porém, as atividades antrópicas citadas agravam os impactos gerados pelo aumento no aporte de sedimentos, muitas vezes contaminados com elementos químicos (LEÃO et al., 2003).

6.4.1.1 Unidades de Conservação do Banco dos Abrolhos

Entre as diversas unidades de conservação criadas na região, o presente documento destaca três: o Parque Nacional Marinho (PARNAMAR) dos Abrolhos, a Reserva Extrativista (RESEX) de Cassurubá e a Área de Proteção Ambiental (APA) da Ponta da Baleia/Abrolhos.

O Parque Nacional Marinho (PARNAMAR) dos Abrolhos, criado pelo Decreto nº 88.218, de 06 de abril de 1983, foi o primeiro parque nacional marinho criado no Brasil. O objetivo de criação da unidade foi resguardar atributos excepcionais da natureza, conciliando a proteção integral da flora, da fauna e das belezas naturais com a utilização para objetivos educacionais, recreativos e científicos (BRASIL, 1983). O PARNAMAR dos Abrolhos, situado no litoral sul do Estado da Bahia, compreende duas áreas distintas, com área de 87.943,14 hectares. A primeira das duas áreas centraliza-se no Parcel dos Abrolhos (Arquipélago de Abrolhos e chapeirões do arco externo, a 70 km da costa) e a segunda, nos Recifes das Timbebas (em frente ao município de Alcobaça na Bahia, no arco costeiro). Ambas as áreas do parque representam a proteção de aproximadamente um quarto da área recifal dos Abrolhos (LEÃO, 1999).

O grande número de aves marinhas e a grande biodiversidade de peixes e formações coralíneas, como os chapeirões, foram decisivos para a criação do parque (IBAMA-FUNATURA, 1991). A partir de 1988, com a implantação da unidade e o desenvolvimento de atividades de pesquisa, identificou-se que a região é a principal área de criação e reprodução da baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) na costa brasileira (MARTINS et al. 2001). No mesmo sentido, Marchioro et al. (2003) identificaram ao largo das ilhas que compõem o Arquipélago dos Abrolhos algumas das mais importantes colônias de aves marinhas do país.

Vale ressaltar, contudo, que a área delimitada para o PARNAMAR dos Abrolhos não mantém em seus limites representação completa da variedade de espécies e de ecossistemas costeiros e marinhos que se observa no Banco dos Abrolhos. Os recifes mais profundos, por exemplo, localizados na parte externa do Banco dos Abrolhos, e os bancos de algas calcárias, não são protegidos por esta unidade de conservação (DUTRA et al., 2006).

O PARNAMAR dos Abrolhos teve seu plano de manejo elaborado em 1991 (IBAMA-FUNATURA, 1991). A sua zona de amortecimento estendia-se por uma grande região, abrangendo todo o Banco dos Abrolhos até a região de Regência, visando amortecer os impactos de possíveis derramamentos de petróleo (MARCHIORO et al., 2005). Entretanto, essa zona de amortecimento foi contestada na justiça e derrubada por uma liminar.

Outra importante unidade de conservação localizada no Banco dos Abrolhos é a Reserva Extrativista (RESEX) de Cassurubá é do grupo de uso sustentável e de jurisdição legal marinho costeiro. Foi criada com 100.578,38 hectares, nos municípios de Caravelas, Alcobaça e Nova Viçosa no Estado da Bahia pelo Decreto sem número, de 05 de junho de 2009. Tem como objetivo proteger os meios de

vida e garantir a utilização e a conservação dos recursos naturais renováveis tradicionalmente utilizados pela população extrativista residente na área de sua abrangência (BRASIL, 2009). Esta UC abriga aproximadamente 350 famílias em seus limites, distribuídas de modo esparsa pelas margens dos rios, além de restingas, apicuns, ilhas e manguezais, compreendendo ainda uma faixa marinha que é explorada por pescadores e agentes do turismo náutico.

O ICMBio é a instância federal responsável pela RESEX de Cassurubá e foi a instituição responsável por promover o acordo de pesca com as comunidades locais. Estes são instrumentos de regulação de uso de pesqueiros, previstos em normativas e foram organizados segundo procedimentos padronizados do órgão para as unidades de conservação de uso sustentável. O plano de manejo da unidade, quando for elaborado, deve considerar a localização das comunidades, suas áreas de uso atual e futuro, entre outros, mas também o zoneamento da unidade, o acordo pesca, e avaliar a proximidade de um bloco de prospecção de petróleo, além da área de dragagem do Canal do Tomba que permite o trânsito de barcas de eucalipto da Aracruz Celulose.

Embora a RESEX não tenha plano de manejo, sua zona de amortecimento foi definida pelo seu decreto de criação, abrangendo parte dos municípios de Caravelas, Alcobaça, Prado, Nova Viçosa e Mucuri, no Estado da Bahia, com uma área aproximada de 485.007,00 (quatrocentos e oitenta e cinco mil e sete) hectares.

A Área de Proteção Ambiental (APA) da Ponta da Baleia/Abrolhos, localizadas nos municípios de Alcobaça, Prado, Nova Viçosa e Caravelas, pertence às unidades do grupo de uso sustentável, e foi criada pelo Governo do Estado da Bahia por meio do Decreto nº 2.218, de 14 de junho de 1993, com área de 346.535 hectares (INEMA, 2017). A APA é de instância estadual, gerida pelo Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Bahia e está inserida no domínio da Mata Atlântica.

Os limites leste e nordeste da APA Ponta da Baleia/Abrolhos fazem divisa com o PARNAMAR dos Abrolhos. Já o limite oeste se sobrepõe à RESEX de Cassurubá, tanto na parte continental como em sua área marinha. A APA sobrepõe aproximadamente 80% da área da RESEX de Cassurubá e pode ser considerada, ao menos em parte, como zona de amortecimento do PARNAMAR dos Abrolhos.

Ponta da Baleia é a faixa costeira compreendida entre a foz do Rio Alcobaça e o rio Peruípe. Dentre os atributos relevantes para a conservação que motivaram a criação da APA estão os recifes e bancos corais, as baleias Jubarte (*Megaptera novaeangliae*), além do valor cênico local e a possibilidade de observação anual das baleias-jubarte, o que favorece o desenvolvimento do turismo ecológico e de outras práticas de exploração sustentável da região.

O Projeto Áreas Marinhas e Costeiras Protegidas (GEF Mar) é um projeto do Governo Federal, criado em parceria com instituições privadas e da sociedade civil, para promover a conservação da biodiversidade marinha e costeira. O Governo Federal faz a gestão do Projeto GEF-Mar por meio de uma parceria técnico-financeira com o FUNBIO - Fundo Brasileiro para a Biodiversidade, sendo financiado com recursos do *Global Environment Facility* (GEF), por meio do Banco Mundial. Este projeto tem como objetivo principal apoiar a criação e a implementação de um sistema representativo e efetivo de áreas marinhas e costeiras protegidas (AMCPs) para reduzir a perda de biodiversidade. Entre outras ações, recursos do FUNBIO estão sendo direcionados para a contratação e elaboração do plano de manejo da APA Ponta da Baleia/Abrolhos.

6.4.2 POTENCIAIS DANOS AOS ECOSISTEMAS DE ABROLHOS

Segundo Mazzei et al. (2017), em um estudo que descreve sobre novos recifes encontrados na região dos Abrolhos, os potenciais impactos da pluma de rejeitos de minério de ferro decorrentes do desastre da Samarco aos recifes de corais, na região que localiza-se na metade da distância entre o rio Doce e o arquipélago dos Abrolhos incluem: bioacumulação e/ou biomagnificação através de cadeias alimentares; florações de algas tóxicas devido à fertilização com ferro; efeitos de atraso no crescimento de peixes, sobrevivência e comportamento; e respostas de sinapses químicas endógenas e exógenas. Além disso, os autores citam a incorporação de elementos associados a sedimentados e metais dissolvidos, incluindo absorção pelo biofilme, plâncton ou bentos, transferência pela ligação bento-pelágica, bem como exposição direta de organismos a poluentes.

Nos próximos tópicos estão apresentados os documentos oficiais gerados no âmbito da Câmara Técnica de Conservação e Biodiversidade – CTBio, e discute-se sobre os possíveis efeitos decorrentes do desastre aos ecossistemas da região dos Abrolhos, de acordo com pesquisas que procuraram levantar os possíveis danos aos ecossistemas e biodiversidade marinhos, incluindo Abrolhos.

6.4.2.1 Documentos oficiais da Câmara Técnica de Conservação e Biodiversidade - CTBio

Neste item apresenta-se uma síntese sobre os documentos oficiais relativos à dispersão dos rejeitos de mineração no ambiente marinho gerados no âmbito da Câmara Técnica de Conservação e Biodiversidade (CTBio). A partir da leitura de cada um dos documentos foi produzido um resumo, mantendo-se as principais informações apresentadas, tais como: objetivo, método utilizado, resultados e recomendações, quando aplicado. Importante ressaltar que os dados e resultados contidos em cada um dos documentos avaliados não foram de qualquer forma interpretados, mas sim transcritos, com único objetivo de permitir a elaboração da presente síntese.

6.4.2.1.1 *Relatório Executivo de Monitoramento da Dispersão dos Rejeitos de Mineração, na Zona Marinha do Espírito Santo e sul da Bahia - Econservation Estudos e Projetos Ambientais/Fundação Renova*

O primeiro documento, em ordem cronológica, refere-se ao “Relatório Executivo de Monitoramento da Dispersão dos Rejeitos de Mineração, na Zona Marinha do Espírito Santo e sul da Bahia - 05/05/2017, Revisão 01”, datado de 08 de junho de 2017, elaborado pela empresa “Econservation Estudos e Projetos Ambientais”, contratada pela Fundação Renova.

Segundo este relatório da Econservation (2017), a metodologia utilizada segue a Nota Técnica / Monitoramento Marinho nº 013.20161, para avaliar a dispersão das plumas de turbidez ao longo do litoral do ES, além das plumas oriundas da foz do Rio Doce. Os resultados foram obtidos por meio de sobrevoo e consideraram o registro de sete tipos de plumas: CDs – Contínua Densa; CDg – Contínua Degradê; DD - Descontínua Densa; DDg – Descontínua Degradê; LI – Linhas Isoladas; RA – Ressuspensão Antrópica e AL – Aspecto Local. O referido documento apresenta a descrição textual de cada tipo de pluma, além de uma chave de identificação com as características visuais de cada uma. O documento cita ainda que essa metodologia é a mesma utilizada pelo programa de monitoramento rotineiro (semanal), mas que tem sua área de abrangência limitada ao litoral norte do ES, entre Vitória e a divisa com a Bahia.

O sobrevoo realizado em 05 de maio de 2017 (entre 09:16h e 17:49h) teve como área de abrangência a região do litoral norte do ES, desde Vitória até a divisa com a Bahia, se estendendo ainda pelo sul da Bahia, até a porção norte de Ponta de Corumbau, município de Prado, BA. O levantamento teve como objetivo observar a presença da pluma de rejeitos de mineração oriunda do acidente da barragem de Fundão no ambiente marinho e a sua dispersão pela área coberta pelo sobrevoo. A rota deste sobrevoo compreendeu dois trechos: Trecho I - entre Vitória e a divisa entre os estados do ES e da BA e; Trecho II - da divisa entre os Estados ES e BA e litoral sul da BA. Para cada trecho adotou-se uma subdivisão considerando diferentes distâncias da costa, mar adentro, resultando em cinco setores (A a E), a saber: Setor A, da linha de costa até 2 km para mar adentro; Setor B, entre 2 e 5 km da costa; Setor C, entre 5 e 10 km da costa; Setor D, entre 10 e 20 km da costa; e Setor E, entre 20 e 70 km da costa, apenas no Trecho II, a fim de contemplar a região dos Abrolhos.

O relatório da Econservation (2017) apresenta também dados da vazão do Rio Doce, turbidez medida em sua foz, além dos dados meteoceanográficos de interesse, tais como, previsão de maré, direção e velocidade dos ventos e condições das ondas ao longo da costa, obtidos a partir da web. Informa ainda que o sobrevoo foi realizado sem restrições de visibilidade e que as plumas presentes no ambiente, e indicadas nos mapas, podem se estender além dos limites do monitoramento. Contudo, o documento não apresenta resultados de forma textual, mas sim apenas por meio de representação em mapas, na forma de tabela por trecho e setor (trecho capixaba setores A a D, e trecho baiano setores A a E), e os registros fotográficos. Assim, a presente síntese limita-se a descrever os principais resultados contidos no documento elaborado por Econservation (2017) sem, no entanto, interpretar qualquer resultado.

Na Tabela 4-1 (ECONSERVATION, 2017; p.7), referente às características da dispersão da pluma e feições no trecho do Espírito Santo (Trecho I) destaque para duas ocorrências para o setor A (até 2 km para mar adentro): predomínio da “Presença de pluma CDg¹ em todo setor” e “Pluma CDs² de aporte do Rio Doce ao norte do setor”. Para o setor B (entre 2 e 5 km da costa), há registros de “Presença de pluma CDg” e “Água com aspecto esbranquiçado em todo setor”. Já para os setores C e D, observa-se apenas “Água com aspecto esbranquiçado em todo setor”.

Já na Tabela 4-2, referente às características da dispersão da pluma e feições no trecho Sul da Bahia, Econservation (2017; p.8) indica que para o setor A foram observados “Presença de pluma CDg”, “Aspecto Local no rio Nova Viçosa, rio Caravelas e rio Corumbau” e “Água com aspecto esbranquiçado em todo setor”. Para os setores B, C, D e E o documento apresenta as seguintes observações: “Água com aspecto esbranquiçado em todo setor” e “Presença de Linha Isolada de bloom de fitoplâncton”. As únicas informações diferentes foram “Manchas subsuperficiais ao norte de Abrolhos” (setor D) e “Linhas Isoladas de blooms de fitoplâncton no quadrante norte de Abrolhos”.

Por fim, a Tabela 5-1 (ECONSERVATION, 2017; p.9) apresenta os limites da pluma Contínua Densa (CDs) observada junto à foz do Rio Doce em 05/05/2017, com área de 13,13 km², estendendo-se 5,65 km para o lado norte, 2,76 km para o lado sul e 2,73 km para o lado leste. Nas demais tabelas do

1 **Contínua Densa (CDs)**: mancha superficial ou subsuperficial de extensão com limites detectáveis e coloração uniforme.

2 **Contínua Degradê (CDg)**: mancha superficial ou subsuperficial de extensão com limites detectáveis ou não detectáveis e coloração em gradiente com sequência de tons contínuos podendo ser limitado ou ilimitado, ou seja, área onde duas ou mais cores são sobrepostas, cada uma com suas intensidades, formando uma transição suave entre as cores; Esta pluma é delimitada até onde é possível distinguir as colorações alaranjadas e tons marrons. Águas com materiais subsuperficiais com coloração esbranquiçada são relatadas no quadro de observações após as plumas delimitadas no mapa.

documento são apresentadas informações sobre o nível e turbidez do Rio Doce, os dados meteoceanográficos de interesse (previsão de maré, vento e onda), assim como os registros fotográficos e a equipe técnica responsável. Não há recomendações ou considerações gerais sobre os resultados.

6.4.2.1.2 *Monitoramento da Pluma de Sedimentos Proveniente da Barragem de Fundão - Nota Técnica nº 23/2017/TAMAR-Vitoria- ES/DIBIO/ICMBio*

O segundo documento é a Nota Técnica nº 23/2017/TAMAR-Vitoria- ES/DIBIO/ICMBio, data-do de 25 setembro de 2017, que trata do “Monitoramento da Pluma de Sedimentos Proveniente da Barragem de Fundão”. Foi elaborado pelos profissionais do Ministério do Meio Ambiente, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Este documento, aqui denominado ICMBio (2017), apresenta uma análise técnica com objetivo de atualizar a área de distribuição no mar da pluma de sedimentos oriundos do rompimento da barragem da Samarco Mineração S.A. e também para verificar a ocorrência desta pluma na região do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNA Marinho dos Abrolhos) e outras Unidades de Conservação (UCs).

ICMBio (2017b) reúne os dados disponíveis dos monitoramentos feitos por meio de sobrevoos, imagens de satélite, bem como por meio dos resultados dos estudos de água, sedimentos, material particulado e organismos, realizados pelas universidades que integram o monitoramento marinho, executado conjuntamente com os órgãos ambientais. Este documento cita 12 referências dentre os quais, os Relatórios Executivos do Monitoramento de Dispersão dos Rejeitos de Mineração na zona marinha do Espírito Santo e Sul da Bahia, elaborados pela empresa contratada pela Fundação Renova (Econservation Estudos e Projetos Ambientais); os mapas de dispersão da pluma de sedimentos feitos por meio de interpretação visual de imagens de satélite, elaborados pelo Núcleo de Geoprocessamento e Monitoramento Ambiental da Superintendência do IBAMA em São Paulo (IBAMA - NUGEO/SP), além do Sumário das Análises de Isótopos Radiogênicos de Sr e Nd, em sedimentos da foz do rio Doce, ES e do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, BA, elaborado pelo Laboratório de Geocronologia e Isótopos Radiogênicos (LAGIR) e pelo Laboratório de Radioecologia e Mudanças Globais (LARAMG), da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ); e os resultados das análises de concentração de metais na água, sedimentos e organismos, realizadas pelo Laboratório de Ecotoxicologia da Universidade Federal do Rio Grande (UFRG).

Segundo as informações apresentadas por ICMBio (2017b), as análises realizadas pelo Departamento de Oceanografia da Universidade Federal do Espírito Santo (DOC/UFES), indicam que o impacto da pluma oriunda do rompimento da barragem sobre as comunidades planctônicas está relacionado diretamente com os expressivos aumentos na concentração de metais na água, especialmente o ferro dissolvido, que causa maior proliferação do fitoplâncton. Estas florações de fitoplâncton, segundo ICMBio (2017b) têm sido observadas desde o início dos monitoramentos, em novembro de 2015, na foz do rio Doce e em diversos pontos do mar do Espírito Santo. Por esta razão, ICMBio (2017b) relata que foi necessário definir e sistematizar esta informação na metodologia de monitoramento elaborada em conjunto pelos órgãos ambientais. Assim, as florações de fitoplâncton foram conceituadas pela Nota Técnica DT/Monitoramento Marinho nº 013/2016 - IEMA-ES como “Linhas Isoladas” ou “Bloom algal”: mancha superficial ou subsuperficial de extensão com limites detectáveis, em formato de linhas e não atreladas diretamente às demais fisionomias.

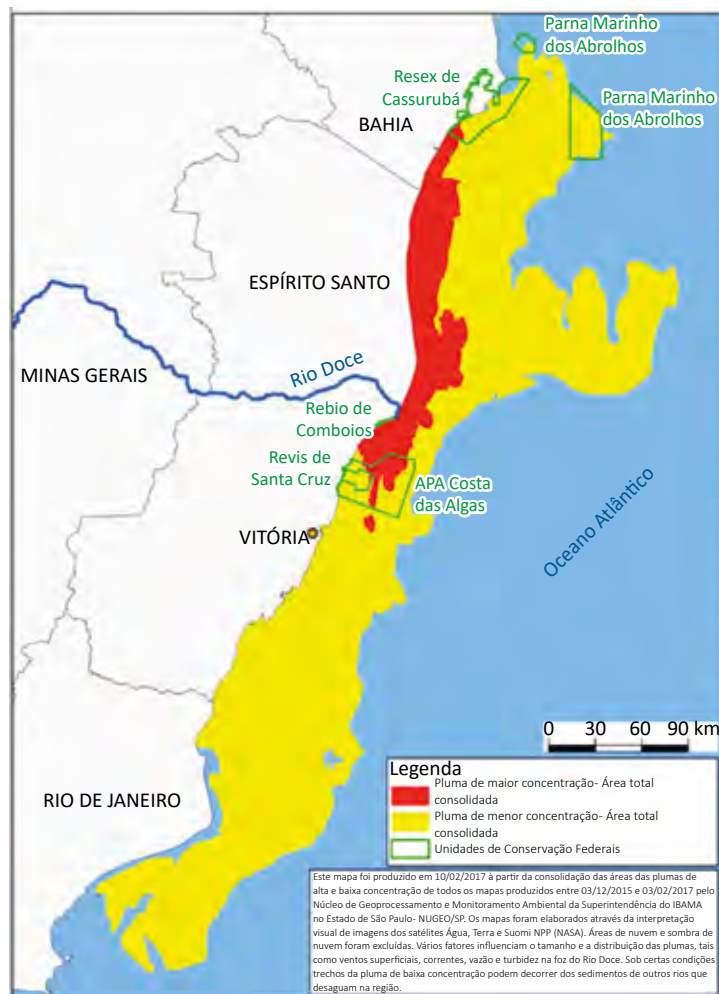
O documento cita que a pluma de sedimentos oriundas da Foz do Rio Doce está presente desde a divisa dos Estados do Espírito Santo e do Rio de Janeiro (Foz do Rio Itabapoana), até o sul da Bahia, região de Prado, BA (ICMBio 2017b). A presença da pluma de sedimentos em grandes proporções no sul da Bahia é considerada como agravante, pois alcançaram os parciais das paredes, Sebastião Gomes, Coroa Vermelha, das Areias, entre outros, e os canais que circundam e penetram o Parque Nacional Marinho (PARNAMAR) dos Abrolhos, a Reserva Extrativista (RESEX) de Cassurubá e a Área de Proteção Ambiental (APA) Estadual Ponta da Baleia/Abrolhos.

O documento elaborado por ICMBio (2017b) faz uso das informações contidas em Econservation (2017), referentes às observações por sobrevoo realizadas em 05 de maio de 2017 para evidenciar o registro de pluma de sedimentos tipo CDg (pluma contínua) nos limites da RESEX Cassurubá, no Estado da Bahia, região do Parcel dos Abrolhos. Reforça também os registros de linhas isoladas de florações fitoplanctônicas em diferentes trechos e setores coincidentes ao interior tanto da RESEX de Cassurubá, BA como da APA Estadual Ponta da Baleia/Abrolhos e do PARNA Marinho dos Abrolhos, BA. O documento apresenta também um registro fotográfico de linhas isoladas na praia do Portinho Norte e ao sul da ilha Siriba, ambas situadas no interior do PARNA Marinho dos Abrolhos (imagem 14 do Anexo II de ICMBio, 2017b). Encerra este registro afirmando que a presença de blooms de fitoplâncton na região do sul da Bahia ainda não havia sido observada ou descrita na literatura científica com as mesmas características dos casos recentes.

O acompanhamento periódico do deslocamento da pluma de sedimentos também está sendo feito por meio de satélites pela equipe do núcleo do IBAMA - NUGEO/SP, desde dezembro de 2015 (ICMBio, 2017b). Os resultados da consolidação das áreas totais afetadas pelas plumas de alta e baixa concentração de todos os mapas produzidos entre 03/12/2015 e 03/02/2017 (Mapa 3 do Anexo I de ICMBio, 2017b) indicam que a pluma de sedimentos já atingiu toda a costa do Espírito Santo, a região do extremo sul da Bahia, bem como o extremo norte do Rio Janeiro, em proporções e concentrações variadas, e em momentos distintos (Figura 353). A área costeira e marinha da RESEX Cassurubá foi em parte afetada pela pluma de alta concentração (porção sul) e, o restante desta unidade de conservação, assim como a APA Estadual Ponta da Baleia/Abrolhos e o PARNA Marinho dos Abrolhos, BA, foi afetado pela pluma de baixa concentração (Mapa 3 do Anexo I de ICMBio, 2017b).

Com base nos resultados de traçados radiogênicos de Sr (estrôncio) e Nd (neodmio), em amostras obtidas antes e depois do rompimento da barragem de rejeitos da Samarco, conforme documento elaborado por LARAMG/LAGIR-UERJ, em 2017, até abril de 2016, não havia indícios radiogênicos de aporte do material sedimentar do rio Doce sobre o PARNA Marinho dos Abrolhos. Já as amostras obtidas no período de agosto a novembro de 2016, nas mesmas regiões amostradas nas expedições anteriores e submetidas aos mesmos procedimentos metodológicos identificaram a mistura dos sedimentos típicos dos Abrolhos com aqueles liberados na Foz do Rio Doce, após o rompimento da barragem de Fundão, indicando a chegada da pluma de rejeitos no PARNA Marinho dos Abrolhos (ICMBio, 2017b).

Figura 353 – Consolidação das áreas totais afetadas pelas plumas de alta e baixa concentração de todos os mapas produzidos entre 03/12/2015 e 03/02/2017. Fonte: Adaptado de ICMBio (2017b), Mapa 3 do Anexo I, elaborado por IBAMA – NUGEO/SP (2017).



Fonte: Adaptado de ICMBio (2017b; p. 10).

Como parte das conclusões e recomendações, ICMBio (2017b) repete alguns dos resultados anteriormente apresentados como aqueles obtidos por sobrevoo, análise de imagens de satélite e de isótopos radiogênicos, que confirmam a chegada de sedimentos oriundos do Rio Doce ao interior do PARNA Marinho dos Abrolhos, já durante o inverno de 2016. A área afetada inclui toda a costa do Espírito Santo, extremo norte do Rio de Janeiro e extremo sul da Bahia, em proporções e concentrações cumulativas. Rejeita a hipótese de que a pluma observada na costa poderia se tratar de sedimentos dos outros rios do Espírito Santo e/ou Bahia, visto que os rios da região apresentaram vazões mínimas entre os meses de maio e setembro de 2016 (alguns com barras fechadas), e a cor nitidamente diferente da coloração alaranjada do mar. ICMBio (2017b) relata que este evento foi claramente observado durante os sobrevoos realizados na região, assim como a entrada da pluma de sedimentos nos estuários e rios da região, e a presença da pluma no interior do PARNA Marinho dos Abrolhos, RESEX Cassurubá, APA Estadual Ponta da Baleia/Abrolhos, entre outras Unidades de Conservação.

Por fim, ICMBio (2017b) recomenda a coleta de sedimentos nos pontos indicados pelo monitoramento aéreo da pluma de sedimentos, em caráter de urgência, em toda a extensão marinha do litoral do Espírito Santo, região sul da Bahia e norte do Rio de Janeiro. Pede a manutenção do LAGIR-UERJ

como instituição responsável pelas análises do material a ser coletado, em sintonia com as cláusulas de monitoramento do Termo de Transação e Ajuste de Conduta (TTAC). Recomenda também a inclusão do monitoramento aéreo no escopo da Cláusula 166 do TTAC, pois atualmente este é executado por demanda do ICMBio por meio de uma notificação do IEMA-ES, restrita ao Espírito Santo. Assim, os profissionais que assinam a Nota Técnica nº 23/2017/TAMAR-Vitoria- ES/DIBIO/ICMBio entendem que as atividades de monitoramento dos ambientes costeiros e marinhos devem ser intensificadas com execução imediata da Cláusula 165 do TTAC, com inclusão das recomendações anteriormente citadas, assim como a Cláusula 181 do TTAC (impactos sobre Unidades de Conservação).

6.4.2.1.3 *Relatório Executivo de Monitoramento da Dispersão dos Rejeitos de Mineração, na Zona Marinha do Espírito Santo - Econservation Estudos e Projetos Ambientais/Fundação Renova*

O terceiro documento refere-se ao “Relatório Executivo de Monitoramento da Dispersão dos Rejeitos de Mineração, na Zona Marinha do Espírito Santo - 16/02/2018”, datado de 26 de fevereiro de 2018, elaborado pela empresa “Econservation Estudos e Projetos Ambientais”, contratada pela Fundação Renova.

Este relatório da Econservation (2018) contempla as observações realizadas por meio de sobrevoo, realizado em 16 de fevereiro de 2017 (entre 08:55h e 16:39h), no litoral norte do Espírito Santo-ES, desde o norte de Vitória (Porto de Tubarão) até a divisa com a Bahia, e no litoral sul do ES, desde Vitória até o limite com o estado do Rio de Janeiro. Cita que o litoral sul da Bahia até o município de Caravelas foi sobrevoado, sem finalidade de monitoramento, sendo produzido para este trecho específico apenas um boletim fotográfico (Anexo II de ECONSERVATION, 2018).

O objetivo desse levantamento foi o de observar a presença da pluma de rejeitos de mineração - oriunda do acidente com a barragem da SAMARCO - no ambiente marinho e a sua dispersão pela área coberta pelo sobrevoo. A metodologia adotada foi a mesma já descrita para o documento produzido por Econservation (2017), seguindo a Nota Técnica / Monitoramento Marinho nº 013.20161. Da mesma forma, apresenta a descrição textual de cada tipo de pluma, a chave de identificação com as características visuais de cada uma, os resultados em forma de mapas e tabelas, e anexo com registros fotográficos. A diferença entre os documentos foi a área de abrangência.

A rota do sobrevoo realizado em 16 de fevereiro de 2018 compreendeu dois trechos. O Trecho I foi compreendido entre Vitória e a divisa entre os estados do ES e da BA, subdividido em oito segmentos (1 a 8), que representam trechos específicos do litoral. O Trecho II foi percorrido de Vitória até a divisa entre os estados do ES e RJ, subdividido em cinco segmentos. Para cada trecho Econservation (2018) adotou uma subdivisão considerando diferentes distâncias da costa, mar adentro, resultando em quatro setores (A a D), a saber: Setor A, da linha de costa até 2 km para mar adentro; Setor B, entre 2 e 5 km da costa; Setor C, entre 5 e 10 km da costa; e Setor D, entre 10 e 20 km da costa. Comenta que as janelas da aeronave possuíam Insulfilm, que pode ter alterado a coloração natural do ambiente, deixando as fotos com leve aspecto azulado, e que as plumas sobrenadantes de aspecto esbranquiçado podem se estender além dos limites observados do monitoramento.

Na Tabela 4-1 (ECONSERVATION, 2018; p.6), referente às características da dispersão da pluma e feições no trecho norte do Espírito Santo (Trecho I) os destaques para o setor A (até 2 km para mar

adentro) foram: “Presença de pluma CDg” para seis dos oito segmentos, “Pluma CDs” para dois dos oito segmentos e “Água de aspecto esbranquiçado” para metade dos oito segmentos. Para o setor B (entre 2 e 5 km da costa), há predomínio de “Presença de pluma CDg” entre os segmentos avaliados, além de “Pluma CDs”, “Presença de Blooms de fitoplâncton” e “Água de aspecto esbranquiçado”. Já para os setores C e D, observa-se predomínio de “Água de aspecto esbranquiçado”, mas com registros de “Presença de pluma CDg” e “Presença de Blooms de fitoplâncton” no setor C, e “Pequeno avanço da pluma CDs na zona central” para o setor D, mais afastado da costa.

Já na Tabela 4-2, referente às características da dispersão da pluma e feições no trecho Sul do Espírito Santo, Econservation (2018; p.7) indica que para o setor A foram observados “Aspecto Local no rio Benevente, rio Itapemirim, Praia da Falésias, Lagoa de Boa Vista e rio Itabapoana”, “Presença de pluma CDg” e “Presença de Blooms de fitoplâncton”. Para os setores B, C e D o documento apresenta apenas registros de “Água com aspecto esbranquiçado em todo setor”, exceto por um segmento do setor B que apresentou “Presença de Blooms de fitoplâncton”.

Na Tabela 5-1 (ECONSERVATION, 2018; p.8) apresenta os limites da pluma Contínua Densa (CDs) observada junto à foz do Rio Doce em 16/02/2018, com área de 31,50 km², estendendo-se 9,73 km para o lado norte, 4,05 km para o lado sul e 3,13 km para o lado leste. Nas demais tabelas do documento são apresentadas informações sobre o nível e turbidez do Rio Doce, os dados meteoceanográficos de interesse (previsão de maré, vento e onda), assim como os registros fotográficos e a equipe técnica responsável. Não há recomendações ou considerações gerais sobre os resultados.

6.4.2.1.4 Relatório *Sobrevoo* na Foz do Rio Doce, Região Costeira e Marinha – 06 e 07 de dezembro de 2018”, datado de dezembro de 2018, elaborado pela Fundação Renova e Econservation Estudos e Projetos Ambientais.

Este relatório da Fundação Renova (2018b), contempla as observações realizadas, através de sobrevoo ocorrido no dia 06 de dezembro de 2018 entre 09:30h e 16:58h, no litoral norte do Espírito Santo e sul da Bahia, desde norte de Vitória (Porto de Tubarão) até Prado - BA, e no dia 07 de dezembro de 2018, no litoral sul do ES desde Vitória até a divisa dos estados do ES e RJ.

O objetivo desse levantamento foi o de observar a presença da pluma de turbidez no ambiente marinho, gerada a partir da foz do rio Doce, e a sua dispersão pela área coberta pelo sobrevoo. A metodologia adotada foi a mesma já descrita para o documento produzido por Econservation (2017; 2018), seguindo a Nota Técnica / Monitoramento Marinho nº 013.20161. Apresenta a descrição textual de cada tipo de pluma, a chave de identificação com as características visuais de cada uma, os resultados em forma de mapas e tabelas, e anexo com registros fotográficos. Comenta, entretanto, que o sobrevoo foi realizado com alguma restrição de visibilidade devido a nuvens e fog no trecho norte do ES (06/12/2018), e que as janelas da aeronave possuíam Insulfilm, que pode ter alterado a coloração natural do ambiente, deixando as fotos com leve aspecto azulado, além de apresentarem muitos riscos que podem, eventualmente, aparecer nas fotos, prejudicando a qualidade final destas (FUNDAÇÃO RENOVA, 2018b).

A rota do sobrevoo realizado nos dias 06 e 07 de dezembro de 2018 compreenderam três trechos. O Trecho I foi compreendido entre Vitória e a divisa entre os estados do ES e da BA, subdividido em oito segmentos (1 a 8), que representam trechos específicos do litoral. O Trecho II foi percorrido da

divisa entre os Estados ES e BA e litoral sul da BA, subdividido em 3, e o Trecho III de Vitória até a divisa entre os estados do ES e RJ, subdividido em 5 segmentos. Para cada trecho Fundação Renova (2018b) adotou outra subdivisão considerando diferentes distâncias da costa, mar adentro: Setor A, da linha de costa até 2 km para mar adentro; Setor B, entre 2 e 5 km da costa; Setor C, entre 5 e 10 km da costa; e Setor D, entre 10 e 20 km da costa.

Assim como nos demais documentos, aqui sintetizados (ECONSERVATION, 2017, 2018), o documento da Fundação Renova (2018b) não apresenta resultados de forma textual, limitando-se às representações em mapas, às tabelas e aos registros fotográficos. Na Tabela 4-1 do documento (FUNDAÇÃO RENOVA, 2018b; p.13), referente às características da dispersão da pluma e feições no trecho norte do Espírito Santo (Trecho I) os registros de “Presença de pluma CDg” para o setor A (até 2 km para mar adentro) são frequentes entre os segmentos avaliados, além de dois segmentos com registro de “Pluma CDs”. Padrão similar se repete, com menor intensidade, no setor B, junto com “Água de aspecto esbranquiçado”. No setor C, foi registrada “Presença de pluma CDg” em três segmentos e em outros cinco “Água de aspecto esbranquiçado”. Não há registros para o setor D.

A Tabela 4-2 do documento da Fundação Renova (2018b; p.13), referente às características da dispersão da pluma e feições no trecho Sul da Bahia indica “Presença de pluma CDg” nos setores A e B, ausência de registros no setor C e “Ressuspensão natural observada em Recifes” e “Blooms de Fitoplâncton” no setor D. Já na Tabela 4-3, as características da dispersão da pluma e feições no trecho Sul do Espírito Santo indica “Presença de pluma CDg” e “Bloom de Fitoplâncton” nos setores A e B. Nenhuma informação foi apresentada para os setores C e D (FUNDAÇÃO RENOVA, 2018b; p.14).

A Tabela 5-1 apresentada por Fundação Renova (2018b; p.15) apresenta os limites da pluma Contínua Densa (CDs) observada junto à foz do Rio Doce em 06/12/2018, com área de 56,07 km², estendendo-se 5,20 km para o lado norte, 4,71 km para o lado sul e 5,80 km para o lado leste. O documento contém ainda tabelas com informações sobre o nível e turbidez do Rio Doce, os dados meteorológicos de interesse (previsão de maré, vento e onda), assim como os registros fotográficos e a equipe técnica responsável. Não há recomendações ou considerações gerais sobre os resultados.

6.4.2.1.5 Relatório *Sobrevo* na Foz do Rio Doce, Região Costeira e Marinha – 12 de abril de 2019”, datado de abril de 2019, elaborado pela Fundação Renova e Econservation Estudos e Projetos Ambientais.

O quinto e último documento no âmbito do CTBio consultado refere-se ao “Relatório *Sobrevo* na Foz do Rio Doce, Região Costeira e Marinha – 12 de abril de 2019”, datado de abril de 2019, elaborado pela Fundação Renova e Econservation Estudos e Projetos Ambientais. Este relatório da Fundação Renova (2019), contempla as observações realizadas, através de sobrevo ocorrido no dia 12 de abril de 2019 entre 08:15h e 12:58h, no litoral norte do ES e sul da BA, desde norte de Vitória (Porto de Tubarão) até Caravelas / BA, e de 14:30h até 16:32h no litoral sul do ES, desde Vitória até a divisa dos estados do ES e RJ. Segundo Fundação Renova (2019) o sobrevo foi realizado com boa visibilidade sem presença de nuvens baixas, e que a aeronave não tinha nenhum tipo de película que poderia mudar a coloração natural das fotos.

A metodologia adotada foi a mesma já descrita para os documentos produzidos por Econservation (2017; 2018) e Fundação Renova (2018b), seguindo a Nota Técnica / Monitoramento

Marinho nº 013.20161. Da mesma forma que os demais relatórios de monitoramento, apresenta a descrição textual de cada tipo de pluma, a chave de identificação com as características visuais de cada uma, os resultados em forma de mapas e tabelas, e anexo com registros fotográficos.

A rota do sobrevoo realizado no dia 12 de abril de 2019 percorreu três trechos (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019; p.9). O Trecho I foi compreendido entre Vitória e a divisa entre os estados do ES e da BA, sendo que o mapa apresentado foi subdividido em 8 segmentos (1 a 8), que representam trechos específicos do litoral. O Trecho II foi percorrido da divisa entre os Estados ES e BA e litoral sul da BA, subdividido em 3 segmentos, e o Trecho III de Vitória até a divisa entre os estados do ES e RJ, subdividido em 5 segmentos. Cada trecho foi subdividido considerando diferentes distâncias da costa, mar adentro: Setor A, da linha de costa até 2 km para mar adentro; Setor B, entre 2 e 5 km da costa; Setor C, entre 5 e 10 km da costa; e Setor D, entre 10 e 20 km da costa.

Fundação Renova (2019) apresenta as informações do sobrevoo na forma de tabelas. Para o trecho norte do Espírito Santo (Trecho I), em todos os oito segmentos do setor A obteve-se registro de “Presença de pluma CDg”, além de dois registros de “Pluma CDs” e outros dois de “Bloom de Fitoplâncton” (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019; Tabela 4-1; p.13). Já para o setor B, dos oito segmentos visitados, quatro apresentaram “Presença de pluma CDg” e outros quatro “Água de aspecto esbranquiçado”. Para os setores C e D são apresentadas informações apenas para quatro dos oito segmentos. No setor C há registros de “Presença de pluma CDg” e “Água de aspecto esbranquiçado”, enquanto no setor D apenas “Água de aspecto esbranquiçado”.

A dispersão da pluma e feições no trecho Sul da Bahia, conforme Tabela 4-2 (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019; p.13) indica “Presença de pluma CDg” nos setores A, B e C, e “Ressuspensão natural observada em Recifes” e “Água de aspecto esbranquiçado” no setor D. Na Tabela 4-3 do mesmo documento, as características da dispersão da pluma e feições no trecho Sul do Espírito Santo indica “Presença de pluma CDg” em todos os segmentos do setor A, além de um registro de “Bloom de Fitoplâncton”, e dois registros de “Água de aspecto esbranquiçado” no setor B. Nenhuma informação foi apresentada para os setores C e D (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019; p.14).

Os limites da pluma Contínua Densa (CDs) observada junto à foz do Rio Doce em 12/04/2019, conforme Tabela 5-1 (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019; p.15), totalizam uma área de 27,22 km², estendendo-se 10,33 km para o lado norte, 2,93 km para o lado sul e 1,86 km para o lado leste. Não há recomendações ou considerações gerais sobre os resultados.

6.4.2.2 Extensão e intensidade da pluma de rejeitos, com foco em Abrolhos

A pluma de rejeitos no mar é influenciada por vários fatores entre eles as correntes marítimas e ventos. A soma da influência destes diversos fatores nos dá a direção da pluma. As condições climáticas alteram substancialmente estas condições. No litoral do Espírito Santo existe uma corrente marítima predominante de norte para o sul. Os ventos também predominam de norte para o sul. Durante a passagem de uma frente fria os ventos mudam de direção vindo do sul para o norte (sempre seguindo aproximadamente a direção do litoral). A simulação realizada pelo Lactec teve o período de um ano e, portanto, todo o ciclo meteorológico foi considerado.

Conforme já descrito nesse relatório, a extensão (aproximada) da pluma de sedimentos, provenientes do desastre da Samarco, segundo a modelagem realizada pelo Lactec, e subtraindo os cenários com e sem o desastre, foi, na média de permanência das concentrações, de 93 km para norte (até o município de São Mateus - ES) e 325 km para o sul (até o município de Campos dos Goytacazes - RJ), com uma largura (avanço para o mar) variável de 09 a 22 km. A extensão maior para sul é devida principalmente a predominância do vento de norte para o sul. A extensão para o norte ocorreu nas poucas vezes quando ocorreu a passagem das frentes frias na região onde os ventos mudaram de direção predominante.

Fora da região delimitada pela modelagem e descrita no parágrafo acima existe uma pluma de concentração e permanência muito pequenas. Os resultados da modelagem considerando a diferença entre os cenários com e sem o desastre mostraram que, no período de um ano de simulação, a quantidade de rejeito que saiu das fronteiras da modelagem, em termos de volume, foi de 4,65 m³ para o Sul, 0,32 m³ para o Norte e de 2.053,34 m³ para o Leste, enquanto o volume do aporte pela foz do rio Doce foi de 990.365,39 m³. Ou seja, considerando os limites da região modelada, apenas 0,21% do rejeito saiu do domínio da simulação.

6.4.2.2.1 *Análises isotópicas*

Este item tem como objetivo discutir os resultados referentes aos estudos de análises isotópicas, que sugerem a chegada da pluma da lama de rejeitos, provenientes do rompimento da barragem de fundão, ao Parque Nacional Marinho de Abrolhos. Baseia-se, sobretudo, nos estudos realizados pela UERJ (EVANGELISTA et al., 2016), pelo LARAMG – Laboratório de Radioecologia e Mudanças Globais (EVANGELISTA; VALERIANO, 2017), assim como por Bianchini et al., (2016), ICMBio (2017b), Bianchini et al., (2019) e Silva (2011).

O estudo preliminar sobre a detecção da pluma de sedimentos do Rio Doce sobre o Parque Nacional dos Abrolhos - BA, para o evento de 5-6 de Janeiro 2016, trata de levantamentos que integram o monitoramento de imagens orbitais para os parâmetros relacionados a sólidos totais, com técnicas de análises isotópicas e geoquímicas a partir de sedimentos de fundo e sedimentos em suspensão (material particulado na superfície do oceano).

O objetivo principal dos trabalhos realizados por Evangelista e Valeriano (2017), Bianchini et al., (2016), ICMBio (2017b), Bianchini et al., (2019) e Silva (2011), consistiu na determinação de uma assinatura isotópica baseada nas razões de $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ e $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$ e nas análises de micropartículas insolúveis para os elementos Si, Al, Fe, Ti, Ca, Cl, Zn, Cu, K, mg e Na, que pudesse ser correlacionado a composição química da pluma de rejeitos da Samarco.

Considerando que os minerais e as rochas têm razões distintas de $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ e $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$, de acordo com suas derivações geológicas, estes isótopos são amplamente utilizados para caracterizar proveniências sedimentares. Via de regra estas razões estão menos sujeitas a outras interferências e fontes do que os elementos químicos como o ferro (Fe), titânio (Ti) e alumínio (Al).

As abordagens aqui apresentadas têm o objetivo de discorrer principalmente sobre as análises isotópicas já realizadas e sugestões de estudos complementares a serem executados.

Com intuito de facilitar o entendimento, a seguir apresenta-se de forma cronológica os principais eventos de coletas e análises realizadas pelos grupos mencionados (EVANGELISTA et al., 2016; EVANGELISTA e VALERIANO, 2017; BIANCHINI et al., 2016; ICMBio 2017b; BIANCHINI et al., 2019 e SILVA, 2011).

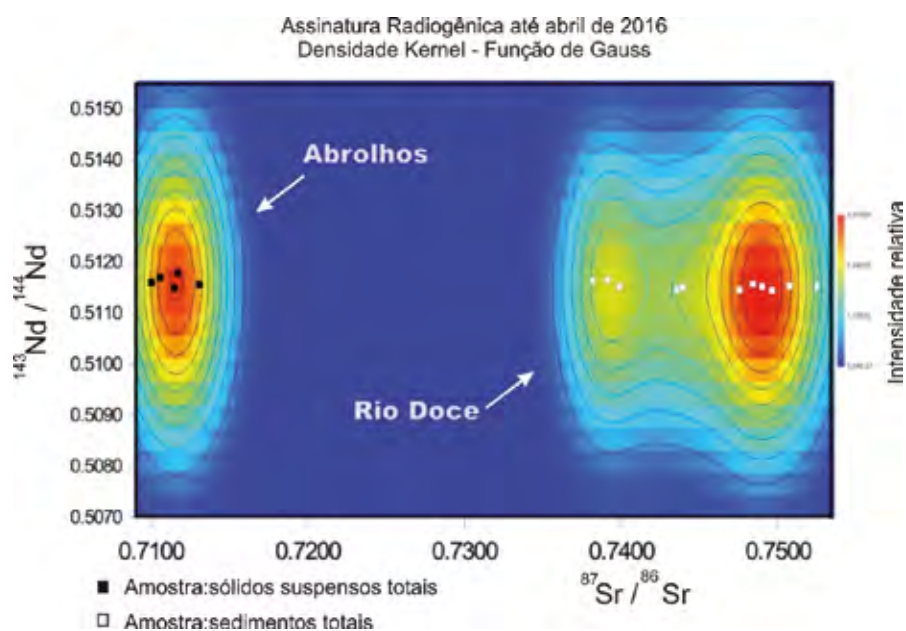
Inicialmente, para fins de caracterização de linha base, foram coletadas amostras na região da foz do Rio Doce. Estas amostras constituem-se de sedimentos de fundo, coletadas em 2014, ou seja, pré-desastre. Em janeiro de 2016 foram realizadas as primeiras coletas na região de Abrolhos. Nesta ocasião destaca-se a ocorrência de ventos sul, com relativa intensidade, que poderiam ter favorecido o deslocamento da pluma para norte, sentido região de Abrolhos. As coletas realizadas nesta ocasião compreendem material particulado filtrado, oriundo das águas superficiais de Abrolhos.

De forma complementar, em abril do mesmo ano (2016), foi realizado novo esforço amostral pelos referidos pesquisadores, para o qual foram incluídos pontos de coleta de sedimentos superficiais na região do estuário Caravelas e análise de testemunhos de rocha, mais especificamente sedimentos holocênicos, que foram utilizados para caracterizar a linha base da região de Abrolhos em um período pré-ocupacional, ou seja, sem influências antrópicas.

Em agosto e novembro de 2016, foram intensificados os estudos com o incremento da instalação de armadilhas de sedimentos desenvolvidas pelo LARAMG. Estas armadilhas foram instaladas no Parque Nacional dos Abrolhos com apoio do ICMBio de Caravelas.

Os resultados obtidos destes estudos mostram que até abril de 2016, as assinaturas isotópicas da região de Abrolhos e da Foz do Rio Doce, não evidenciavam um padrão de mistura. De acordo com os EVANGELISTA e VALERIANO, 2017; BIANCHINI et al., 2016; ICMBio 2017b; BIANCHINI et al., 2019 e Silva 2011), os dados obtidos significaram nenhum ou muito baixo aporte de material advindo do rio Doce, conforme gráfico de assinatura radiogênica por estrôncio (Sr) e Neodímio (Nd), até abril de 2016.

Figura 354 – Isótopos de Sr e Nd para amostras de Abrolhos e rio Doce antes e após o rompimento da barragem. Os dados em branco são os resultados obtidos por Evangelista e Valeriano (2017).



Fonte: Evangelista e Valeriano (2017; p. 05)

Entretanto, a partir de novembro de 2016, com a integração dos demais dados, e com os materiais advindos das armadilhas de sedimentos, os resultados passaram a indicar padrões de mistura entre sedimentos de Abrolhos e do Rio Doce, sugerindo a chegada da pluma de rejeitos no Parque Nacional de Abrolhos.

A continuidade do trabalho realizado pelo LARAMG/Uerj, apresentado por Evangelista e Valeriano (2017), deu-se a partir do inverno de 2016 quando foram instaladas armadilhas de sedimentos no Parque Nacional dos Abrolhos. Suas instalações foram realizadas pelo ICMBio-Caravelas nas localidades e datas indicadas na Tabela 89. Ainda, nessa etapa os trabalhos tiveram o incremento de: (1) análises de sedimentos do estuário do Rio Caravelas, que é o principal contribuinte de sedimentos no contexto regional de Abrolhos; (2) amostras de estratos sedimentares tomadas a partir de um testemunho holocênico (~ 2,5 m) coletado em Abrolhos em 2005. Este registro, conforme mencionado refere-se ao período pré-ocupacional na região.

Os resultados apresentados por Evangelista e Valeriano (2017), estão apresentados na Figura 355 na qual pode-se verificar a separação entre os padrões Abrolhos e rio Doce. Segundo os autores os resultados formados pelo conjunto Caravelas, testemunho de Abrolhos e material particulado em suspensão em Abrolhos evidenciam um único grupo e regionalidade.

Pode-se verificar que as amostras do material particulado nas águas de Abrolhos refletem uma mistura do material do recife e do aporte sedimentar que ocorre no estuário de Caravelas, estando, portanto, coerente com o que teoricamente deveria ser observado. Para os materiais armadilhados referentes aos sítios Guarita, Sueste e Chapeirão do Pierre, os autores identificaram a existência de padrões de mistura entre os sedimentos de Abrolhos (baixos valores da razão $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) e sedimentos do rio Doce (elevados valores da razão $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$), ressaltado na parte central da Figura 355. A esta zona de mistura de sedimentos os autores atribuíram a chegada e consequentemente influência da pluma de rejeitos a região do Parque de Abrolhos.

De acordo com Lee, Lee e Yi (2010), para se identificar a proveniência continental de sedimentos a combinação das assinaturas dos isótopos radiogênicos $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ e $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$ é uma das mais qualificadas, devido, entre outros fatores, suas razões típicas em determinados domínios geológicos.

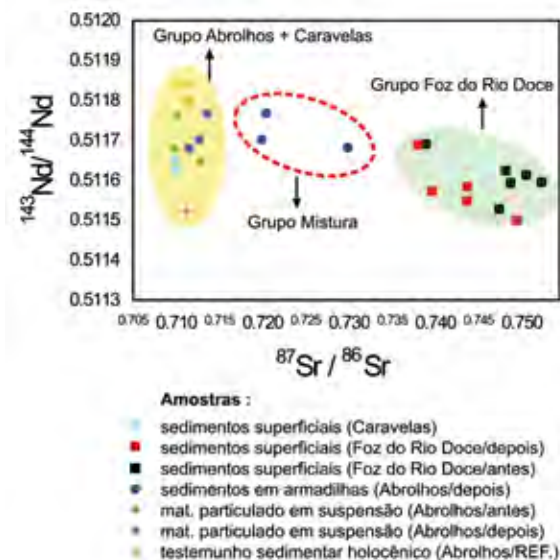
Gaiero et al. (2007), ressaltam que essas razões estão pouco sujeitas ao fracionamento isotópico decorrente do intemperismo quando aplicado aos estudos de curta escala de tempo.

Tabela 89 – Dados dos locais da primeira campanha da Uerj / ICMBio de instalação e remoção de armadilhas de sedimentos em Abrolhos em 2016.

Pontos de instalação	Data da 1ª Instalação	Prof.(m)	Lat (S)	Long (W)	Data da 1ª Retirada
Timbebas	02/09/2016	4,5	17°29'14.4"	39°01'16.3"	-
Coroa Vermelha	02/09/2016	4	17°57'35.0"	39°11'40.9"	-
Sueste	10/08/2016	7,5	17°58'45.2"	38°41'27.6"	30/11/2016
Siriba	10/08/2016	5	17°58'19.1"	38°42'37.1"	30/11/2016
Guarita	10/08/2016	6	17°57'39.4"	38°41'37.2"	30/11/2016
Chapeirão do Pierre	30/08/2016	10	17°57'47.6"	38°40'12.7"	30/11/2016

Fonte: Evangelista e Valeriano (2017).

Figura 355 – Isótopos de Sr e Nd para amostras do rio Doce (antes e após o rompimento da barragem em Mariana-MG), valores de referência (testemunho holocênico em Abrolhos e Caravelas) e material particulado em suspensão na água do mar em Abrolhos.



Fonte: Evangelista e Valeriano (2017; p. 06).

Embora tenha sido amplamente divulgado pela mídia, que afirma, categoricamente, que a pluma oriunda do rompimento da barragem da Samarco contaminou os corais de Abrolhos, as conclusões do trabalho desenvolvido por Evangelista e Valeriano (2017), apesar de sugerirem uma zona de mistura, não atestam de forma conclusiva, que estas assinaturas isotópicas estejam relacionadas ao rejeito. Ao contrário, os autores recomendam estudos complementares para que se possa fazer estas afirmações de forma mais assertiva, conforme:

Para uma perfeita caracterização isotópica das fontes naturais e industriais nas bacias hidrográficas da região de estudo, faz-se necessário a análise de um número maior de amostras e de sedimentos de outras localidades que influenciam diretamente o Parque Nacional dos Abrolhos. Criando-se tal base de dados, será possível no futuro investigar com menor grau de incerteza o impacto de plumas sedimentares sobre o recife de corais. (EVANGELISTA et al., 2016 p. 22).

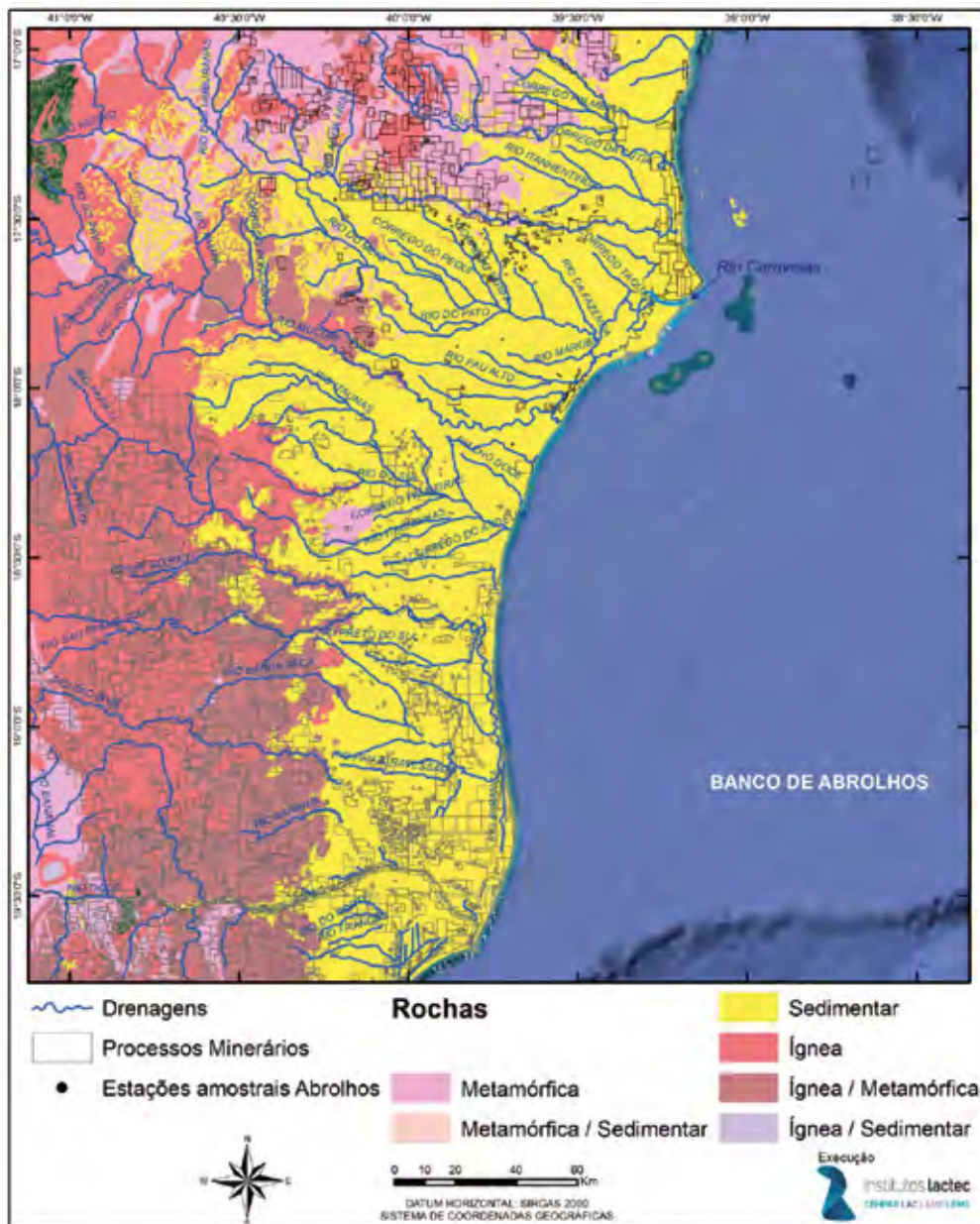
Neste sentido é importante destacar que a região de Abrolhos recebe aporte sedimentar oriundo de diversas outras fontes, com destaque para o rio Caravelas, cuja foz situa-se praticamente em frente a região de Abrolhos, conforme ilustra a Figura 356. Além das contribuições sedimentares naturais que estas drenagens aportam, segundo Silva (2011), há influência de atividades antrópicas, industriais, minerais, urbanas, entre outras. Importante ressaltar também que estas drenagens atravessam geologias heterogêneas, que englobam rochas intrusivas, metamórficas e sedimentares, de tal forma que a atuação dos processos de intemperismo sobre estas regiões, produz por natureza, uma geoquímica sedimentar complexa.

O material retrabalhado originado da erosão das falésias costeiras (sedimentos terciários do Grupo Barreiras), e o aporte fluvial transportado para a área por correntes ao longo da costa são as duas principais fontes de sedimento de origem terrígena. Os grãos de quartzo, mais encontrados ao longo das praias, mica e os argilo-minerais: caulinita e ilita, os quais cumulam-se preferencialmente nas áreas mais profundas ao redor dos recifes, e raros feldspatos são os principais componentes do sedimento siliciclásticos (LEÃO, 1982).

Netto (2008), ao analisar a presença de argilo-minerais em amostras de sedimento recifal de Abrolhos, através da difratometria de raios-X, encontrou a presença predominante de caulinita, e secundariamente quartzo, mica, esmectita e ilita. Observou, também, a presença de aragonita e calcita, estes minerais são provenientes da atividade fisiológica dos organismos marinhos.

Com base nos dados da Agência Nacional de Mineração - ANM (DNPM, 2017), verifica-se também que nesta região ocorrem diversos processos minerários de manganês, de bauxita, de titânio e ilmenita. A extração destes elementos pode facilitar e incrementar o aporte de uma série de outros EPTs associados, os quais não teriam vínculo com o desastre da Samarco. É importante mencionar que os estudos desenvolvidos não levam em consideração estes demais aportes sedimentares e estas contribuições minerárias. Desta forma, até que sejam realizados estudos complementares e mais abrangentes, julga-se prematuro tecer afirmações conclusivas sobre a real influência da pluma de rejeitos sobre os corais e demais ecossistemas do Parque Nacional d Abrolhos (Figura 356).

Figura 356 – Mapa da distribuição geral dos tipos de rochas e a localização das principais drenagens que desembocam nas proximidades do banco de Abrolhos. Os polígonos se referem aos processos minerários existentes na região.



Execução: Lactec.

Importante mencionar também que Cagnin (2018), identifica que a costa do Espírito Santo, nas proximidades da foz do rio Doce, apresenta *background* natural elevado para os seguintes elementos cromo (Cr), zinco (Zn), níquel (Ni) e chumbo (Pb).

Deve-se destacar também que, apesar dos estudos realizados até o momento indicarem aumento anômalo de alguns elementos, tal como o cobre (Cu), lantânio (La) e cério (Ce), que poderiam estar associados a pluma de rejeitos, de acordo com Cagnin (2018), conforme mencionado acima, estes elementos são naturalmente encontrados na região e a presença de lantânio e do cério, ao que tudo indica pode estar associada a abundância do mineral monazita, que é justamente um fosfato composto por estes elementos. A rocha fonte destas monazitas estaria associada aos granitos e a as rochas da Formação Barreiras.

Segundo Evangelista et al. (2018), para caracterizar se o aumento progressivo dos elementos boro (B), fósforo (P), manganês (Mn), gálio (Ga), arsênio (As), ítrio (Y), bário (Ba), e túlio (Tm) têm associação com a pluma de rejeitos ou se tem relação com fontes naturais e contribuições vulcânicas, típicas na região de Abrolhos, sugere-se também estudos complementares.

Alguns destes estudos complementares já estão em desenvolvimento pela Rede Rio Doce Mar (RRDM), dentre os quais destaca-se:

- Coletas adicionais de sedimentos nas desembocaduras de 29 rios, entre o rio Paraíba do Sul, ao sul e rio Jaguaripe, ao Norte;
- Inclusão de 12 Estações amostrais de sedimentos continentais ao longo do rio Doce;
- Incremento de armadilhas de sedimentos na região de Abrolhos e coletas em pontos de controle – Porto Seguro BA.

Além destas complementações, sugere-se amostragens sequenciais, espaçadas de forma progressiva a partir da foz do rio Doce para o norte, sentido Parque Nacional de Abrolhos. Nestas análises, a serem realizadas ao longo do banco de Abrolhos, sugere-se que sejam amostrados espécimes semelhantes de corais, para fins de análises isotópicas e métodos complementares para identificação do comportamento dos EPTs nas estruturas destes organismos, principalmente verificando se há decaimento destes elementos à medida que se afasta da foz no sentido norte.

6.4.2.3 Avaliação de comunidades biológicas

A seguir estão descritos resultados de análises realizadas com diferentes matrizes biológicas na região dos Abrolhos. Inicialmente constam dados de análises realizadas pelos Institutos Lactec de concertação de EPTs em tecidos de peixes. Em seguida, constam breves descrições de dados secundários que visaram a análise de concentração de EPTs e de biomarcadores de dano biológico no zooplâncton e em hidrocorais, e concentrações de EPTs em corais do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos e a microbiota associada aos recifes.

6.4.2.3.1 Avaliação da concentração de EPTs em peixes

Por meio de parceria com Instituto Meros do Brasil foram obtidas amostras de músculo de peixes provenientes do banco de Abrolhos, na região adjacente à cidade de Caravelas – BA, coletadas em março e abril de 2013 (pré-desastre) e em maio de 2018 pós-desastre, nas quais foram avaliadas as concentrações de EPTs utilizando a mesma metodologia aplicada para os peixes amostrados para a ecotoxicologia nas regiões continental e costeira. Foram avaliadas, ao todo, quatro espécies: no pré-desastre avaliaram-se as espécies *Lutjanus jocu* (n=19); *Haemulon plumier* (n=11), *Ocyurus chrysurus* (n=13) e *Scarus trispinosus* (n=11); no pós-desastre avaliaram-se as espécies *Lutjanus synagris* (n=10), *Ocyurus chrysurus* (n=10) e *Scarus trispinosus* (n=6).

A avaliação das concentrações de EPTs nestas amostras indicou a presença de todos os EPTs avaliados em ambos os períodos, com exceção dos elementos Ag e Sn que não foram detectados nos animais capturados pós-desastre (laudos referentes a análise de concentração de EPTs encontram-se disponíveis no Apêndice M).

Dos EPTs detectados em ambos os períodos As, Ba, Cd, Fe, Hg, Pb e Se estavam em concentrações em média duas vezes maior nos animais capturados pós-desastre, enquanto o Ni estava cerca de 600 vezes mais concentrado nestes mesmos animais (Tabela 90).

Tabela 90 – Concentrações de EPTs em músculo de peixes, antes e após o desastre, no banco dos Abrolhos, BA. Valores destacados em cores foram calculados para os elementos que apresentaram diferença estatística. Verde indica redução e vermelho indica aumento das concentrações encontradas no pós-desastre em relação ao pré-desastre. ND significa elemento não detectado.

	Pré-desastre	Pós-desastre	Variação (em vezes)
Ag	0,0026	0,0087	-
Al	28,299	3,337	8,5
As	5,8421	7,905	1,4
Ba	0,0703	0,1086	1,5
Cd	0,002	0,012	6,0
Ce	0,0087	0,0049	1,8
Co	0,0131	0,0059	-
Cr	0,0938	0,0418	2,2
Cu	0,4612	0,4695	-
Fe	11,093	15,605	1,4
Hg	0,1537	0,407	2,6
La	0,0051	0,0026	2,0
Mn	0,461	0,195	2,4
Ni	0,0283	17,078	603,1
Pb	0,0166	0,0275	1,7
Sb	0,001	0,0185	-
Se	1,783	2,8167	1,6
Sn	0,0079	ND	-
Zn	16,371	14,242	-

Ainda, observou-se que o As estava acima do limite máximo estabelecido para consumo de pescado, de 1 mg/kg (ANVISA, RDC 42/2013), em aproximadamente seis vezes nos animais do pré-desastre e oito vezes naqueles capturados pós-desastre.

Duas espécies de peixes, o *Ocyurus chrysurus* (guaiuba) e o *Scarus trispinosus* (budião-azul) foram avaliadas individualmente e os resultados indicam algumas diferenças na bioconcentração de EPTs nestes animais, o que inclusive pode estar associado ao seu hábito alimentar, uma vez que a guaiuba é um peixe carnívoro e o budião é um peixe herbívoro.

Na guaiuba, os EPTs Cd, Fe, Hg, Ni e Se apresentaram maiores concentrações no pós-desastre, com destaque ao Ni que apresentou uma elevação e mais de 1500 vezes em relação à concentração encontrada no pré-desastre. O budião por sua vez apresentou elevadas concentrações de As, Ba, Cd e Se no pós-desastre. Em ambas as espécies o As ainda estava em concentrações superiores às recomendadas pela legislação, sendo cerca de 3 e 4 vezes maiores, no pré e pós-desastre respectivamente para a guaiuba e aproximadamente 7 e 15 vezes nos mesmos períodos, para o budião (Tabela 91).

Tabela 91 – Concentrações de EPTs em músculo de peixes, antes e após o desastre, no banco dos Abrolhos, BA. Valores destacados em cores foram calculados para os elementos que apresentaram diferença estatística. Verde indica redução e vermelho indica aumento das concentrações encontradas no pós-desastre em relação ao pré-desastre, para as espécies *Ocyurus chrysurus* e *Scarus trispinosus*. ND significa elemento não detectado.

<i>Ocyurus chrysurus</i>				<i>Scarus trispinosus</i>			
	Pré	Pós	Variação (em vezes)		Pré	Pós	Variação (em vezes)
Ag	0,0025	ND	-		0,0017	0,0087	-
Al	52,027	1,6721	-		14,632	3,6199	4,0
As	2,7769	4,2437	-		6,7646	15,04	2,2
Ba	0,116	0,1218	-		0,0303	0,0824	2,7
Cd	0,0019	0,0142	7,3		0,0026	0,0138	5,3
Ce	0,009	0,0026	3,4		0,0072	0,0064	-
Co	0,0048	0,0067	-		0,0215	0,006	-
Cr	0,0693	0,0299	2,3		0,1127	0,0297	-
Cu	0,5157	0,5227	-		0,3412	0,2856	-
Fe	14,973	18,612	1,2		14,395	10,906	-
Hg	0,1058	0,3739	3,5		0,0665	0,0198	-
La	0,0054	0,0013	4,1		0,0039	0,0041	-
Mn	0,5341	0,1943	2,7		0,5318	0,186	2,9
Ni	0,0164	25,539	1558,7		0,0472	ND	-
Pb	0,04	0,0265	-		0,012	0,0196	-
Sb	0,0007	0,0185	-		0,0026	ND	-
Se	2,0386	3,5759	1,8		1,4536	2,3717	1,6
Sn	0,0056	ND	-		0,023	ND	-
Zn	23,482	17,828	1,3		12,38	9,6862	1,3

Os resultados obtidos indicaram o incremento na concentração de diversos EPTs nos animais capturados no período pós-desastre, o que pode ser um indicativo da influência do aporte de sedimentos provenientes do rompimento da barragem de Fundão na região do banco de Abrolhos, no entanto, sabe-se que esta região está sob influência de outras possíveis fontes de contaminação, as quais também podem estar associadas ao aumento observado nas concentrações destes EPTs.

Além disso, deve-se destacar as concentrações de arsênio observadas, as quais se encontram elevadas, inclusive superando os limites estabelecidos como seguros para o consumo do pescado (ANVISA, RDC 42/2013).

6.4.2.3.2 Análise da concentração de EPTs e de biomarcadores de dano biológico no zooplâncton e em hidrocorais, com foco no banco dos Abrolhos.

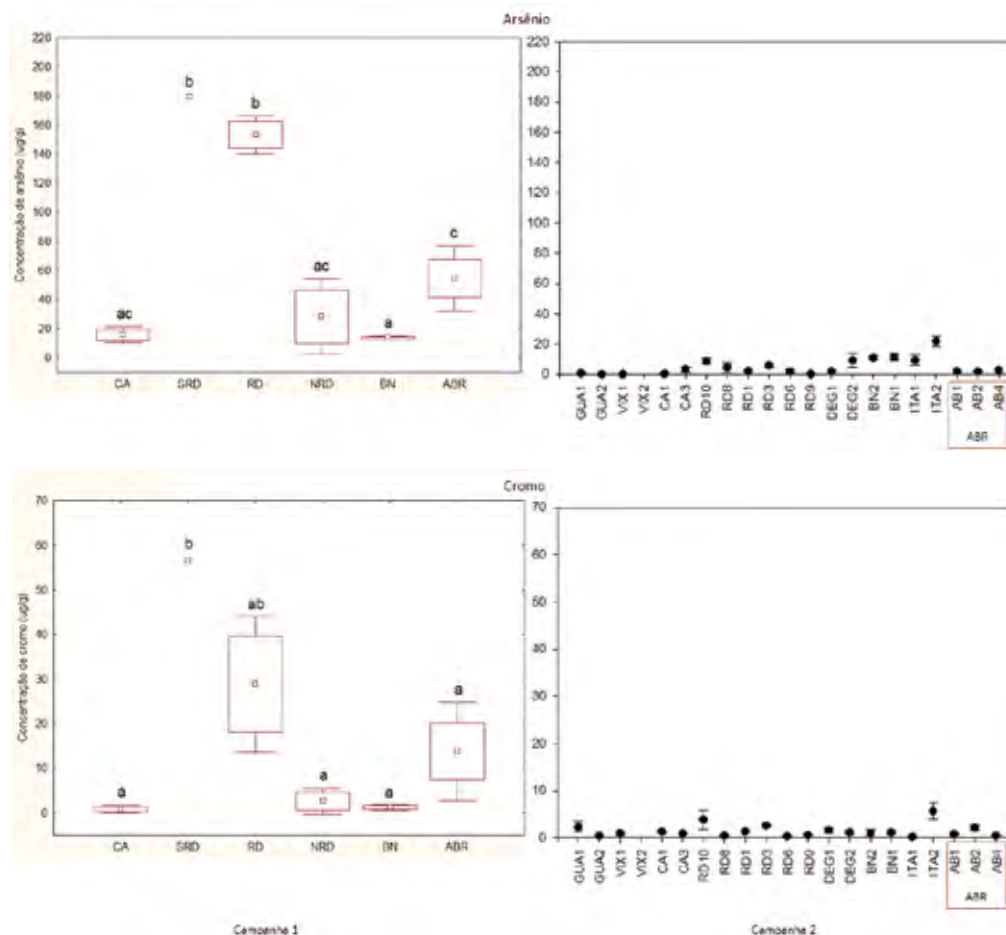
A análise da concentração de metais e de biomarcadores de dano biológico no zooplâncton e em hidrocorais foram realizados em duas campanhas: Campanha 1 – jan. e fev./16 (ICMBio, 2016a); Campanha 2 – abr./16 (FAURG, 2016). Na Campanha 1, para melhor visualização, os autores agruparam os dados dos pontos de coleta, sendo que os de interesse nesse relatório são os de Abrolhos (ABR). Na Campanha 2 os dados para Abrolhos constam como AB1, AB2 e AB4 (Tabela 92).

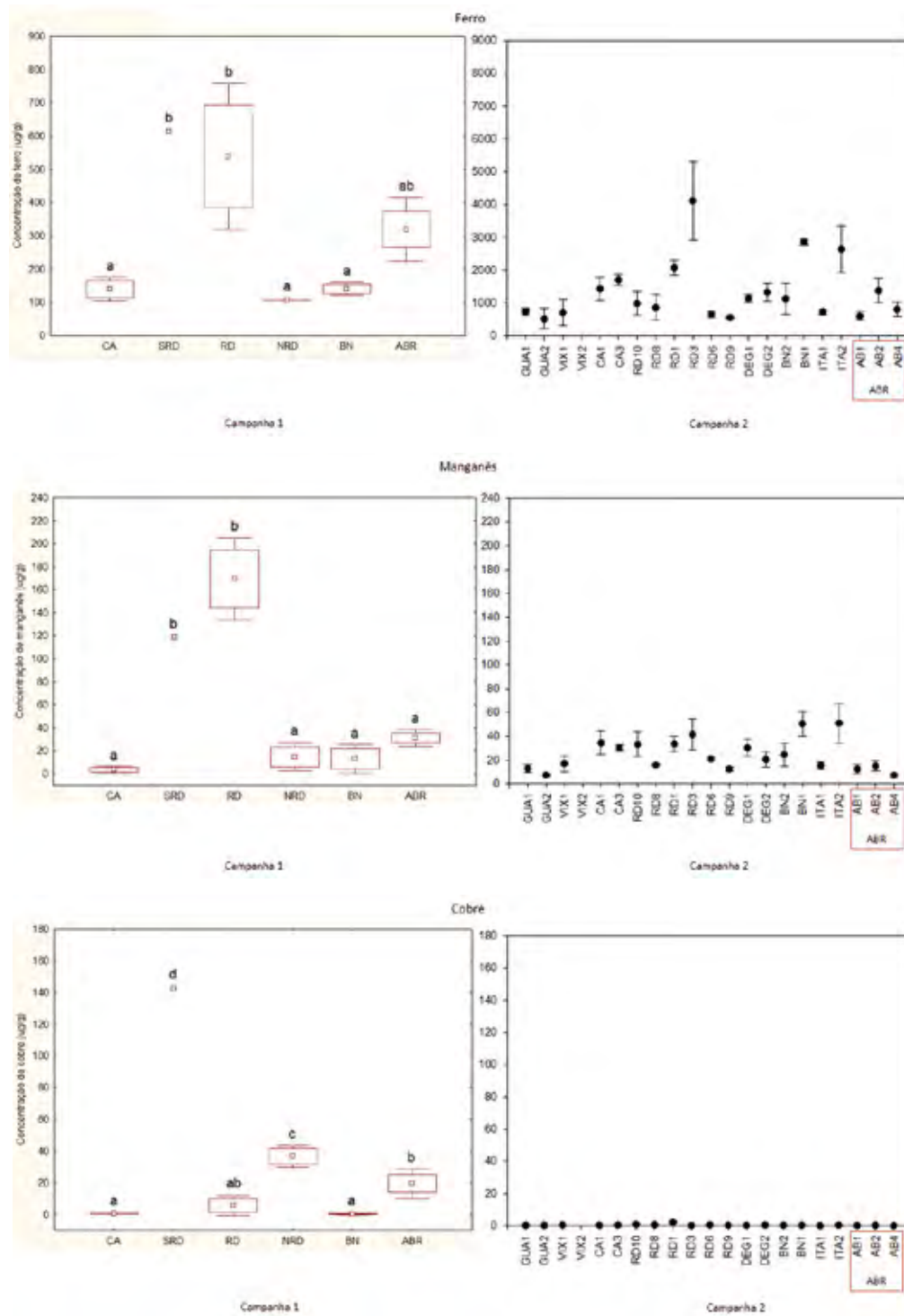
Tabela 92 – Pontos de amostragem para análise de concentração de metais e de biomarcadores em zooplâncton e hidrocorais em Abrolhos (ICMBio, 2016a).

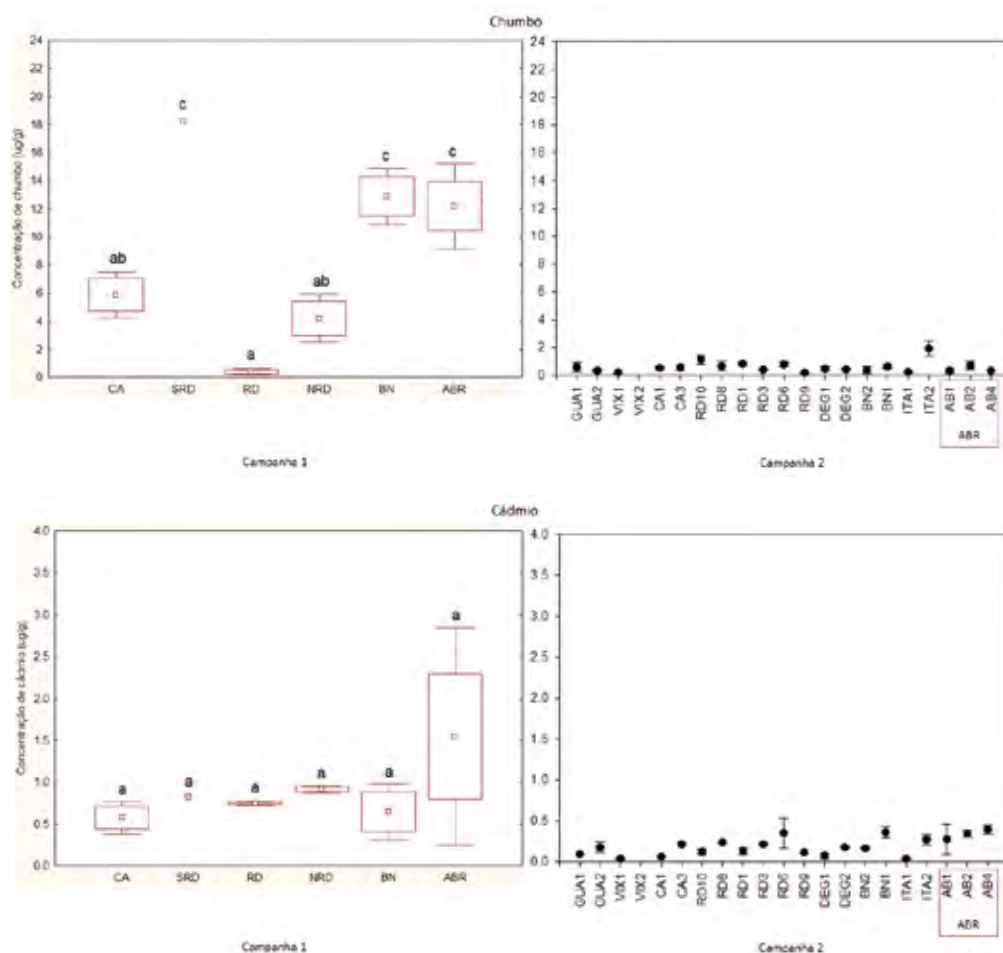
Ponto	Latitude	Longitude	Profundidade
AB1	17,934861	39,227222	11 m
AB2	17,991722	38,697111	19 m
AB4	17,883149	38,759722	16 m

Os resultados das análises das amostras coletadas na Campanha 1 mostraram que o padrão espacial de acumulação corporal dos metais no zooplâncton coincide com o padrão espacial dos níveis de contaminação da água observado para todos os EPTs analisados, à exceção do cobre. Em Abrolhos, foram encontrados níveis elevados de bioacumulação de alguns metais, especialmente As, Cr, Fe e Pb (ICMBio, 2016a) (Figura 357, coluna da esquerda). Já as análises dos dados do zooplâncton coletado na Campanha 2, em comparação com os dados da Campanha 1, mostraram redução significativa para concentrações de As, Cd, Cr, Mn, Cu e Pb, diferentemente do Fe, que apresentou aumentos significativos nas amostras de zooplâncton de todos os pontos de coleta (Figura 357, coluna da direita) (ICMBio, 2016a; FAURG, 2016).

Figura 357 – Concentrações de metais no zooplâncton, com destaque para as estações amostrais em Abrolhos.



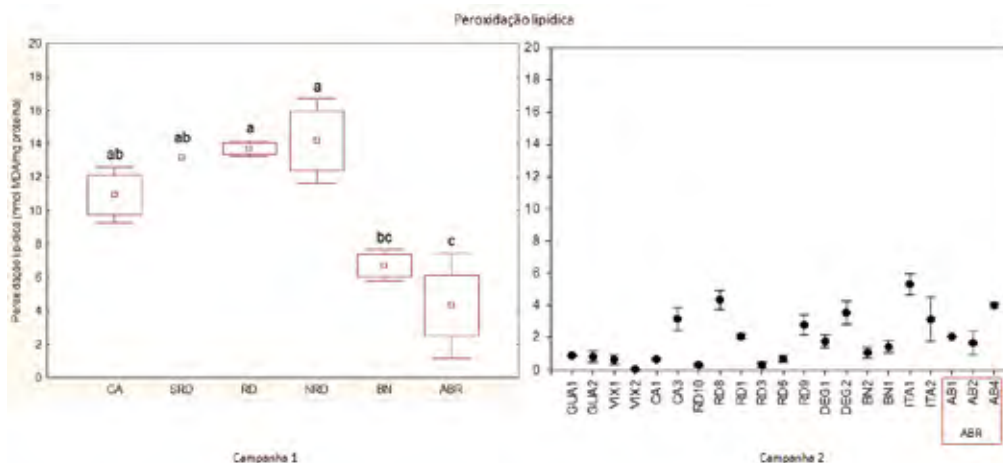




Fonte: ICMBio (2016a; p. 32-35); adaptado de FAURG (2016; p. 20-23).

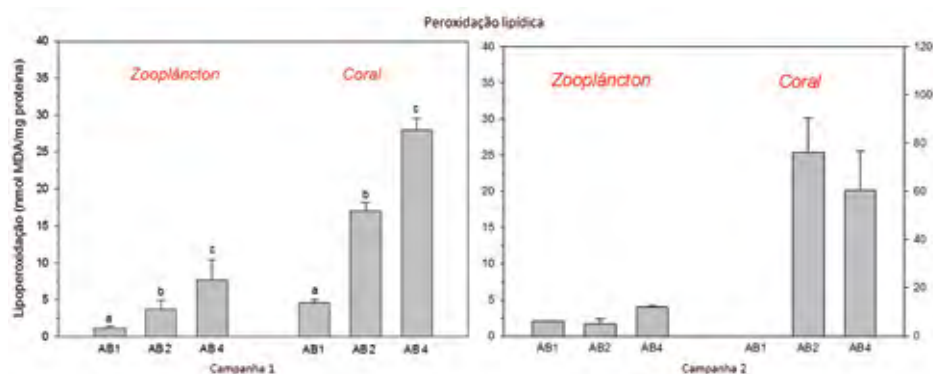
Os níveis de lipoperoxidação corporal nas amostras de zooplâncton e corais coletados em Abrolhos foram semelhantes nas duas campanhas. Segundo os autores, os valores médios da Campanha 1 foram inferiores a Campanha 2. Esses dados, para as estações de Abrolhos, diferem das demais estações amostrais nas quais os valores reduziram na segunda campanha (Figura 358 e Figura 359) (ICMBio, 2016a; FAURG, 2016).

Figura 358 – Nível corporal de lipoperoxidação no zooplâncton, com destaque para as estações amostrais em Abrolhos.



Fonte: ICMBio (2016a; p. 36); adaptado de FAURG (2016; p. 55).

Figura 359 – Nível corporal de lipoperoxidação em corais, com destaque para as estações amostrais em Abrolhos.

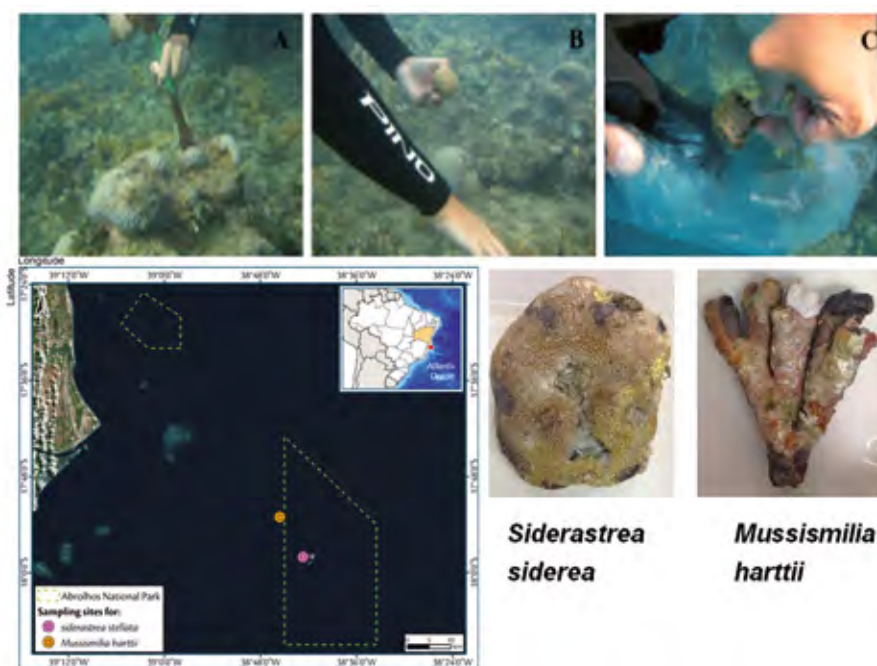


Fonte: ICMBio (2016a; p. 36); adaptado de FAURG (2016; p. 55).

6.4.2.3.3 Concentrações de EPTs em corais do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos

O estudo da concentração de EPTs nos corais do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, foi realizado por Evangelista (2018). Foram realizadas coletas por meio de mergulho autônomo de colônias de corais das espécies *Siderastrea siderea* e *Mussismilia harttii*, em duas áreas em setembro de 2017 e janeiro de 2018 (Figura 360).

Figura 360 – Procedimento de coleta das colônias, área amostral e exemplares coletados.



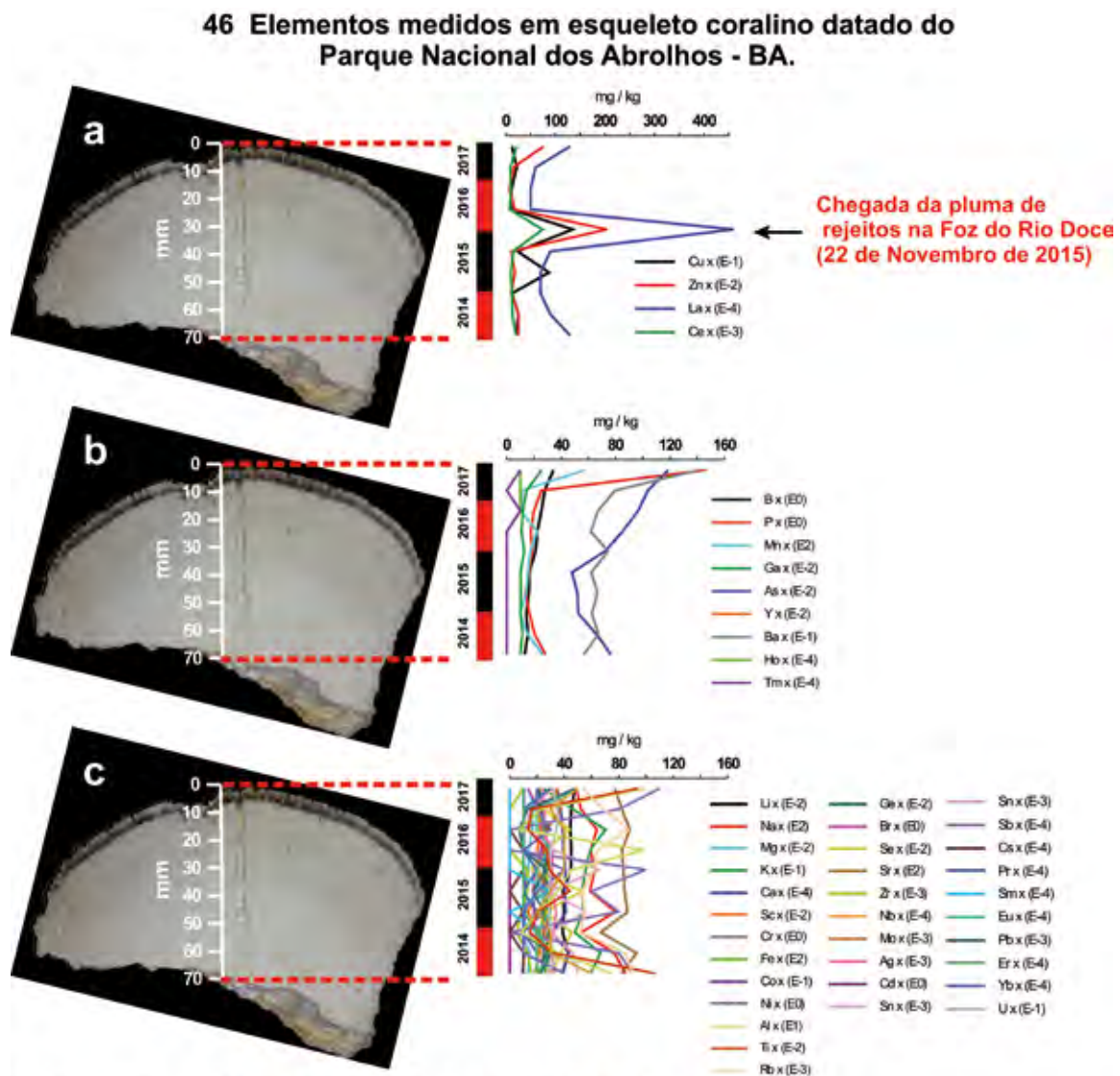
Fonte: Evangelista (2018; p. 05).

Em laboratório, as amostras foram cortadas, e preparadas para as análises elementares por ICP-MS para *S. siderea*, e por ICP-OES para *M. harttii*. Foi realizada a cronologia de crescimento das duas espécies por meio de imagens radiográficas e análise de $\delta^{18}\text{O}$ (essa última análise apenas para *S. siderea*). Foram analisados os seguintes elementos: para *S. siderea* - Zn, Cu, La, CE, B, P, Mn, Ga, As, Y, Ba, Hb, Tm, Li, mg, Ca, Cr, Co, Al, Rb, Sr, Se, Nb, Na, K, Sc, Fe, Ni, Ti, Ge, Br, Zr, Mo, Ag, Cd, Sm, Sb, Cs, Pr, Sm, Eu, Pb, Er, Yb e U; e para *M. harttii* - Zn, Cu, Mn, Ca e Fe.

a) *Siderastrea siderea*

Para a espécie *S. siderea*, foram identificados três grupos de elementos químicos, conforme apresentado na Figura 361, sendo o primeiro grupo de elementos que apresentaram aumento anômalo, o segundo grupo de elementos que apresentaram aumento progressivo e o terceiro grupo de elementos que não apresentaram aumento após o desastre.

Figura 361 – Resultados das análises geoquímicas para a espécie *Siderastrea siderea*.



a: Elementos anômalos durante a chegada da pluma

b: Elementos que aumentaram após a chegada da pluma

c: Elementos que não se alteraram antes, durante e após a chegada da pluma

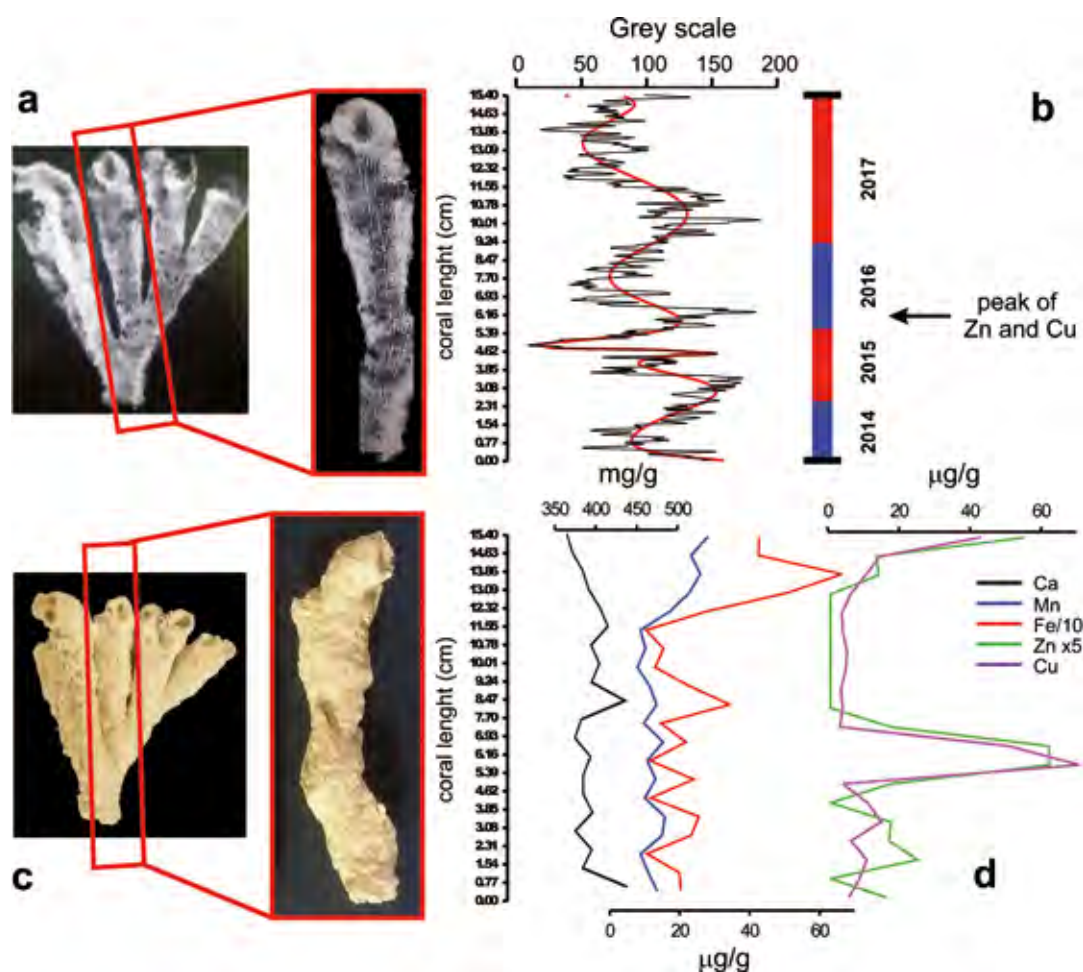
Nota: datação por $\delta^{18}\text{O}$ e raio-X; metais por ICP-MS; coral: *Siderastrea siderea*

Fonte: Evangelista (2018; p. 21).

b) *Mussismilia harttii*

Para a espécie *M. harttii* os elementos Zn e Cu apresentaram aumento em período coincidente com o da espécie *Siderastrea siderea*, “apesar do uso de um método simplificado de cronologia aplicado a esta espécie”. Para Mn e Fe foi identificado aumento progressivo para Ca não houve aumento após o desastre (Figura 362).

Figura 362 – Resultados das análises de cronologia e geoquímica para a espécie *Mussismilia harttii*.



Fonte: Evangelista (2018; p. 24).

Com os resultados das análises, Evangelista (2018) concluiu que o Zn e Cu “são marcadores inequívocos do impacto da pluma de rejeitos em Abrolhos” uma vez que o aumento na concentração desses elementos são coincidentes, cronologicamente, à ocorrência do desastre. Além disso, é citado no relatório que esses elementos apresentaram concentrações anômalas, tanto na fração solúvel como particulada, na água nessa região. Esses elementos geram preocupação pois podem apresentar efeito ecotoxicológico sinérgico. Para a espécie *Siderastrea siderea* houve redução de taxa crescimento.

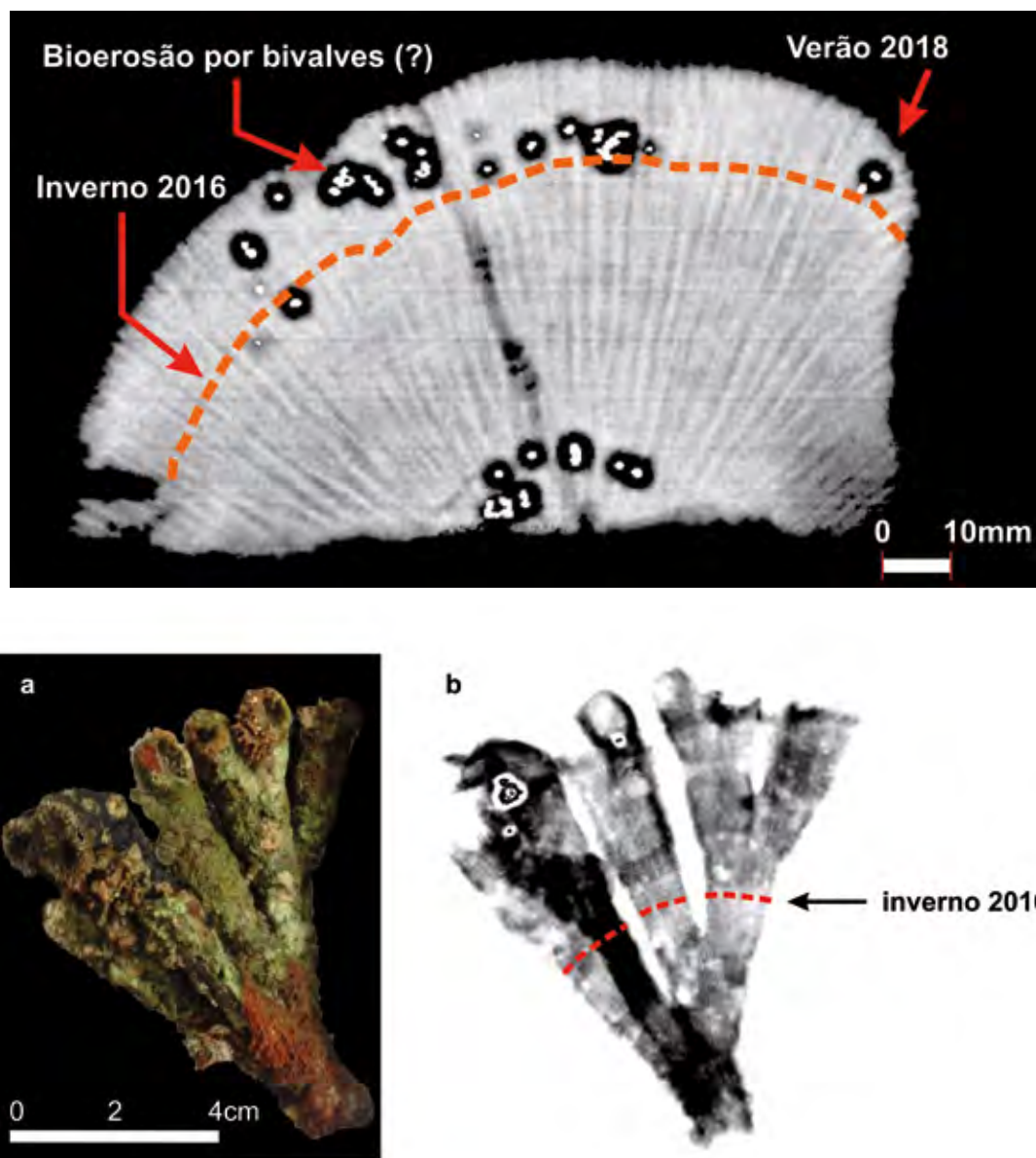
Além disso, os elementos La e Ce também foram encontrados em concentrações anômalas e, juntos, “atuam como traçadores terrígenos/continentais do aporte sedimentar” (EVANGELISTA, 2018. Pag., 22). Outros elemento apresentaram elevação progressiva após o desastre, como P, Mn e Ba, entre outros. Esses elementos são co-fatores e/ou limitantes de “blooms” fitoplanctônicos, e a presença de

altos teores de Fe torna o rejeito um potencial “elemento fertilizador” do oceano na zona estuarina onde ocorre sua dispersão (EVANGELISTA, 2018).

Além das análises elementares, também foram realizadas avaliações de processos de bio-erosão nos esqueletos dos corais por meio de imagens de densitometria, que podem surgir em decorrência da proliferação de espécies de bivalves e esponjas que atuam como perfuradores, indicando, muitas vezes, degradação ambiental.

Segundo Evangelista (2018), os processos de bio-erosão foram identificados em 2016 e 2017, após a chegada da pluma em Abrolhos (Figura 363).

Figura 363 – Imagens de densitometria onde observa-se bio-erosão para *Siderastrea siderea* (figura superior) e *Mussismilia harttii* (figura inferior).



Fonte: Evangelista (2018; p. 27-28).

As conclusões gerais do trabalho podem ser visualizadas na Figura 364.

Figura 364 – Conclusões do trabalho intitulado “Sobre a incorporação anômala de metais em corais do Parque Nacional dos Abrolhos decorrente da chegada da pluma de rejeitos da Samarco na foz do Rio Doce – ES”.

- 1.** Colônias dos corais *Siderastrea siderea* e *Mussismilia hartii*, provenientes do PARNA Abrolhos, foram datadas por isótopos de oxigênio e radiografia de alta resolução e submetidas às análises de ICP-MS, ICP-OES, micro-tomografia e densitometria visando investigar o impacto da chegada da pluma de rejeitos da Samarco na Foz do Rio Doce/ES. Os resultados mostram claramente impactos sobre estes corais;
- 2.** Foram observados aumentos entre 1 e 2 ordens de grandeza para Zn e Cu nas 2 espécies de coral, por 2 técnicas independentes realizadas por 2 laboratórios independentes. Tais aumentos ocorreram na mesma cronologia de chegada da pluma de rejeitos da Samarco na Foz do Rio Doce/ES;
- 3.** A datação destes corais mostra redução na taxa de crescimento em 1 das espécies e aumento da bio-erosão após a chegada da pluma de rejeitos da Samarco na Foz do Rio Doce/ES;
- 4.** As análises químicas nos esqueletos datados dos corais corroboram com análises prévias de geoquímica isotópica realizada sobre sedimentos de Abrolhos e o sensoriamento remoto que evidenciaram a chegada da pluma de rejeitos da Samarco na Foz do Rio Doce/ES após o inverno de 2016;
- 5.** Os elementos As, Ba e P aumentaram sistematicamente no PARNA Abrolhos após a chegada da pluma de rejeitos da Samarco na Foz do Rio Doce/ES;
- 6.** Estes resultados comprovam a grande habilidade dos corais como monitores do impacto no ambiente marinho em Abrolhos relacionado ao aporte sedimentar e sobre a **necessidade de um acompanhamento de médio/longo prazos dos corais no PARNA Abrolhos e em outras comunidades recifais no ES e BA.**

Fonte: Evangelista (2018; p. 35).

6.4.2.3.4 Monitoramento do ambiente marinho

O monitoramento marinho é um dos subprojetos do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente, realizado pela Rede Rio Doce Mar (RRDM) e Fundação Espírito-santense de Tecnologia (FEST). Dentro desse monitoramento está o PARNA Abrolhos (FEST, 2019b). O objetivo do monitoramento é a avaliação das concentrações de elementos potencialmente tóxicos na água, no sedimento e na biota (fitoplâncton, zooplâncton e recursos pesqueiros (peixes e crustáceos), além da análise de biomarcadores de exposição e efeito de metais nesses organismos.

A área de estudo avaliada pode ser observada na Figura 365, sendo que nesse relatório será dada ênfase aos estudos em Abrolhos (Tabela 93).

Figura 365 – Área de estudo do monitoramento do ambiente marinho.



Fonte: FEST (2019b; p. 104).

Tabela 93 – Estações amostrais para a avaliação da composição da microbiota em corais de Abrolhos (FEST, 2019b).

Nome da estação amostral	Código	Coordenada (N)	Coordenada (E)
Abrolhos 1	ABR01	8017006,73	475936,13
Abrolhos 2	ABR02	8010704,39	532065,56
Abrolhos 4	ABR04	8022616,67	525452,4
Abrolhos Controle 1	ABRC1	8072874,16	498657,66

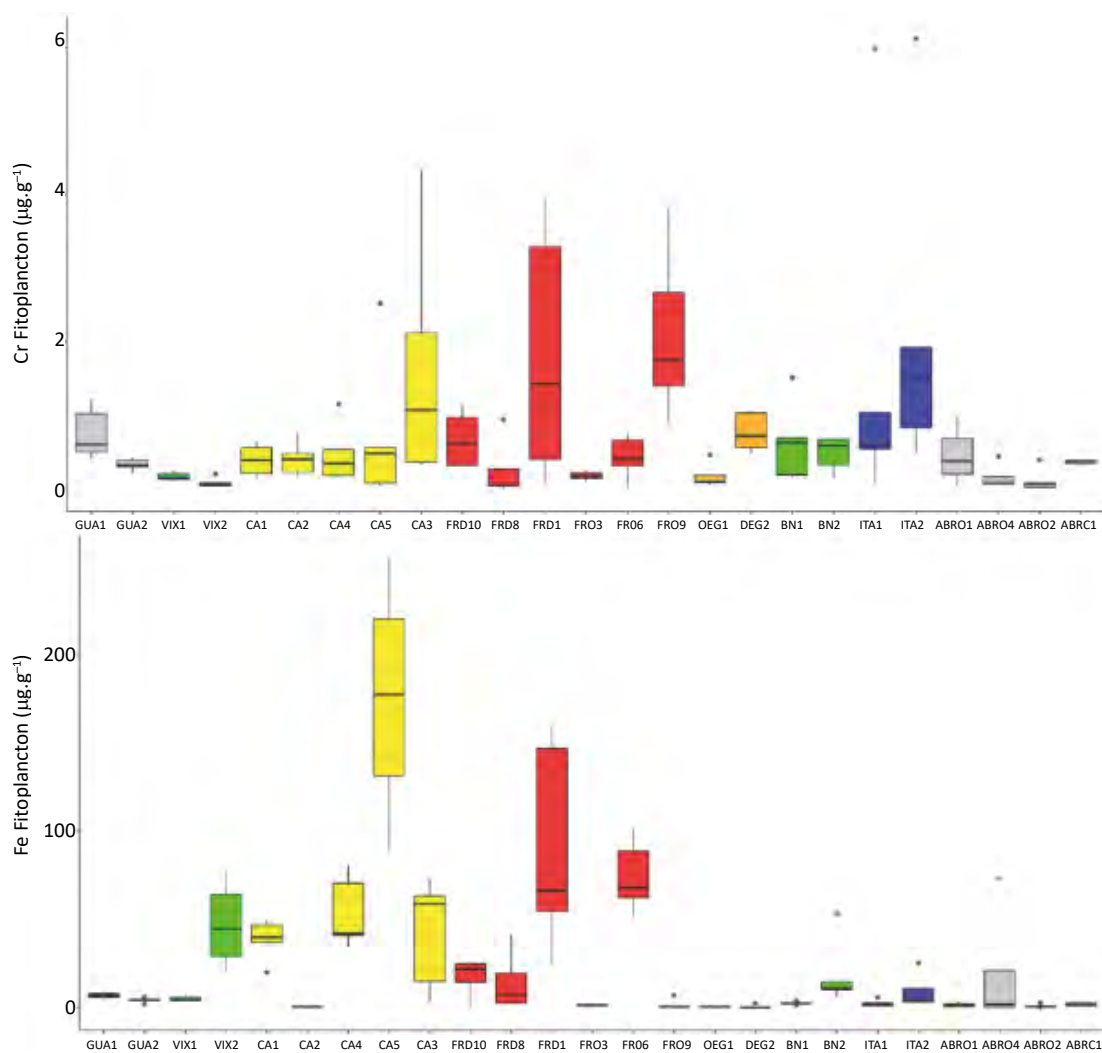
Os dados apresentados no trabalho de FEST (2019b) são referentes a uma campanha de campo, realizada em set/out 2018 (estação seca).

Os resultados das análises de água apontaram para alguns metais em desconformidade com a resolução CONAMA 357/2005, sendo que para Abrolhos foram identificado valores em desconformidade para Fe dissolvido e Hg total nas estações ABR1, ABR2 e ABR4. Os EPTs Cr, Cd, Cu, Mn, Zn, Pb e As também foram avaliados, porém, especificamente para as estações de Abrolhos, não apresentaram alteração com relação à resolução CONAMA (FEST, 2019b).

Para os sedimentos, os resultados, quando comparados com a legislação vigente CONAMA 454/2012, não apresentaram desconformidade.

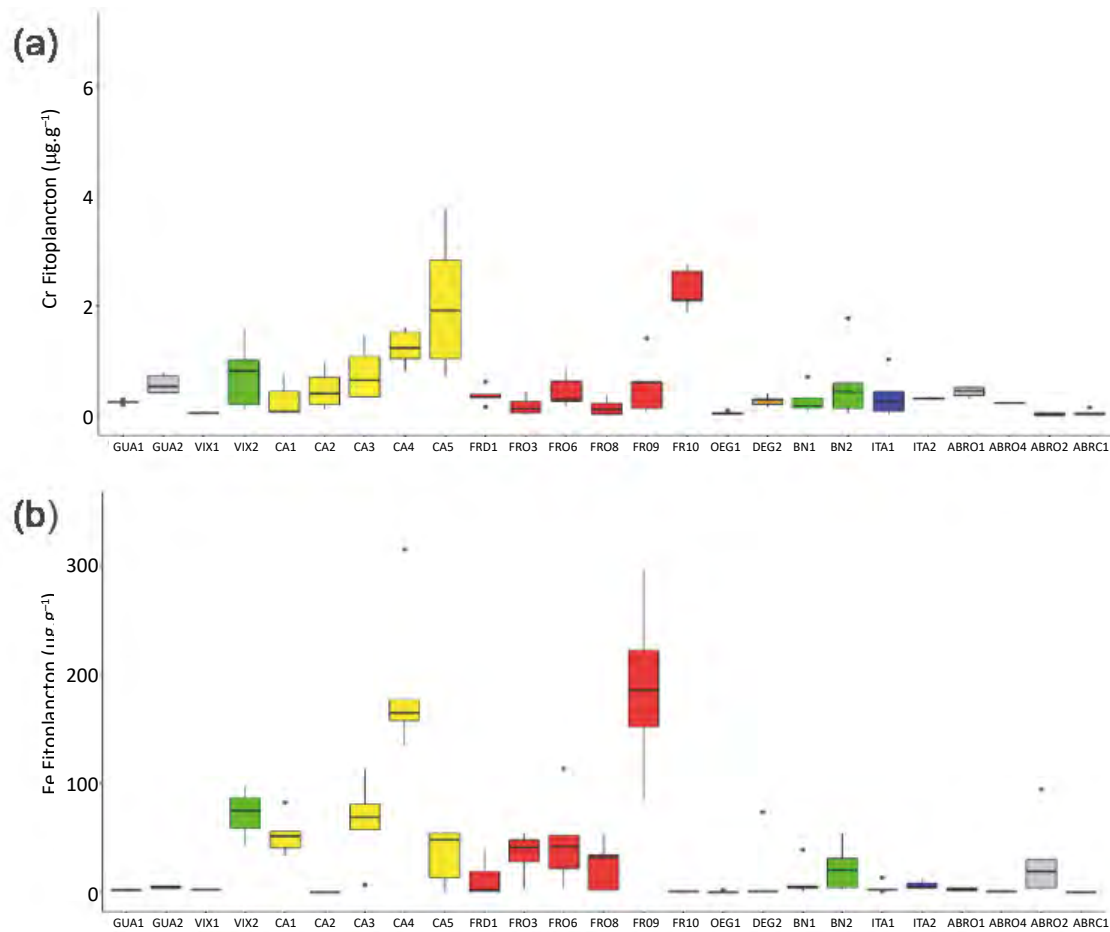
Na biota, para o fitoplâncton e o zooplâncton, as concentrações dos EPTs foram inferiores nas estações amostrais de Abrolhos quando comparadas às demais estações mais próximas da foz do rio Doce (Figura 366 e Figura 367).

Figura 366 – Concentrações ($\mu\text{g/g}$ peso úmido) de Cr e Fe no fitoplâncton, nas estações amostrais analisadas no monitoramento marinho.



Fonte: FEST (2019b; p. 119).

Figura 367 – Concentrações ($\mu\text{g/g}$ peso úmido) de Cr (a) e Fe (b) no zooplâncton, nas estações amostrais analisadas no monitoramento marinho.



Fonte: FEST (2019b; p. 120).

Para as análises de biomarcadores de dano lipídico (LPO) e concentração de metalotioneína (MT), foram observadas médias elevadas de LPO para as estações amostrais de Abrolhos especialmente no zooplâncton (Tabela 94).

Tabela 94 – Resultados das análises de biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) para o fitoplâncton e o zooplâncton (pools) na estação seca (set/out 2018). Em negrito destacam-se as médias mais elevadas encontradas para cada parâmetro biológico.

Ponto	Fitoplâncton				Zooplâncton			
	LPO (nmol MDA/mg prot.)		MT (µg MT /mg prot.)		LPO (nmol MDA/mg prot.)		MT (µg MT /mg prot.)	
	Média (± erro padrão)	Mediana	Média (± erro padrão)	Mediana	Média (± erro padrão)	Mediana	Média (± erro padrão)	Mediana
GUA1	1,02 ± 0,23	0,94	3,22 ± 0,38	3,15	1,49 ± 0,22	1,71	6,58 ± 1,31	6,05
GUA2	3,51 ± 1,36	2,42	6,89 ± 0,99	6,71	1,24 ± 0,21	1,16	8,90 ± 2,55	5,92
VIX1	0,90 ± 0,18	1,00	5,64 ± 1,25	6,32	1,56 ± 0,56	1,11	9,20 ± 4,26	5,64
VIX2	2,68 ± 0,66	2,27	6,25 ± 0,56	6,01	1,71 ± 0,20	1,65	11,47 ± 1,60	10,81
CA1	1,30 ± 0,44	0,70	3,41 ± 0,23	3,28	1,00 ± 0,21	0,80	3,88 ± 0,39	3,88
CA2	1,56 ± 0,24	1,43	3,82 ± 0,84	2,91	2,05 ± 0,69	1,65	7,78 ± 0,81	7,51
CA3	7,76 ± 3,16	7,11	7,55 ± 0,27	7,55	1,29 ± 0,14	1,39	5,97 ± 1,76	4,43
CA4	1,60 ± 0,26	1,84	7,84 ± 1,75	9,42	5,09 ± 2,29	4,81	33,12 ± 16,15	33,12
CA5	3,41 ± 1,00	2,47	9,82 ± 1,94	8,81	1,38 ± 0,24	1,27	7,16 ± 1,07	6,79
FRD1	7,45 ± 1,71	7,01	16,29 ± 7,49	14,41	1,47 ± 0,72	0,79	13,40 ± 4,57	10,72
FRD3	1,06 ± 0,29	0,76	10,04 ± 1,24	10,87	1,21 ± 0,38	1,07	5,96 ± 1,99	5,96
FRD6	2,74 ± 0,75	2,26	8,70 ± 3,75	5,50	5,02 ± 0,96	5,84	18,34 ± 4,98	21,46
FRD8	3,44 ± 0,98	3,18	9,37 ± 3,16	5,33	1,00 ± 0,06	1,00	5,96 ± 1,13	5,97
FRD9	1,90 ± 0,51	1,51	9,15 ± 3,04	5,72	1,08 ± 0,21	0,93	12,06 ± 2,57	11,73
FRD10	3,20 ± 0,78	2,99	0,82 ± 0,29	0,71	1,34 ± 0,40	1,49	7,03 ± 3,40	4,70
DEG1	0,78 ± 0,14	0,74	13,21 ± 4,07	7,97	11,66 ± 4,99	11,50	19,14 ± 8,04	19,14
DEG2	7,27 ± 1,31	7,19	2,68 ± 0,74	2,96	2,58 ± 1,52	1,18	12,10 ± 5,16	6,45
BN1	2,96 ± 0,76	3,67	6,32 ± 1,41	5,92	6,87 ± 3,23	5,16	15,27 ± 6,53	11,41
BN2	5,38 ± 1,50	4,66	7,79 ± 2,33	7,81	1,12 ± 0,49	0,72	10,07 ± 5,10	10,08
ITA1	1,78 ± 0,94	0,93	4,87 ± 1,33	5,95	2,09 ± 0,63	1,99	14,45 ± 2,64	14,96
ITA2	11,29 ± 2,13	10,13	13,02 ± 6,07	7,44	3,23 ± 1,06	2,79	32,13 ± 10,12	24,60
ABR01	2,86 ± 0,88	2,04	7,56 ± 2,47	5,95	1,13 ± 0,11	1,09	17,29 ± NC	17,30
ABR02	32,00 ± 5,05	34,03	10,78 ± 2,58	8,22	10,49 ± 1,24	10,49	18,88 ± 7,72	21,68
ABR04	21,07 ± 2,37	22,14	5,89 ± 1,06	4,98	3,92 ± 1,69	3,03	24,57 ± 4,21	22,08
ABRC1	1,95 ± 0,67	1,05	2,31 ± NC	2,32	0,61 ± 0,06	0,61	10,30 ± 1,65	10,81

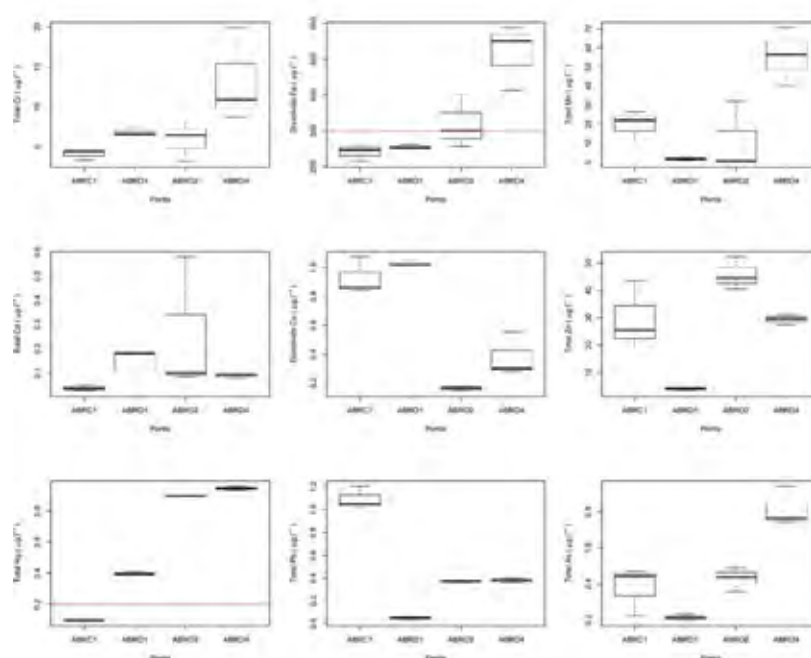
Fonte: FEST (2019b; p. 131).

Para a análise em corais, foram avaliadas duas espécies: *Mussismilia harttii* e *Millepora alcicornis*. Foram analisados marcadores de efeito biológico (atividade de enzimas relacionadas à fotossíntese e calcificação - Anidrase carbônica, Ca²⁺- e mg²⁺-ATPase; e análise de dano oxidativo - LPO). Os resultados foram integrados com os resultados da concentração de metais na água e no sedimento por meio de uma PCA (Figura 368), que indicou que os níveis de LPO em *M. alcicornis* aumentaram de forma associada à concentração de Cr, Cd, Fe e Zn no sedimento, de Pb na água.

Segundo os autores, “a associação entre efeitos biológicos e a concentração de metais observada na PCA chama atenção para os riscos que a contaminação por metais representa para o sistema recifal de Abrolhos. Nesta campanha, efeitos biológicos não foram detectados de forma tão marcada em corais, tal qual visto em expedições anteriores. Esse resultado está relacionado à diminuição dos níveis de metais na região após 3 anos da chegada da lama em ambiente marinho” (FEST, 2019b).

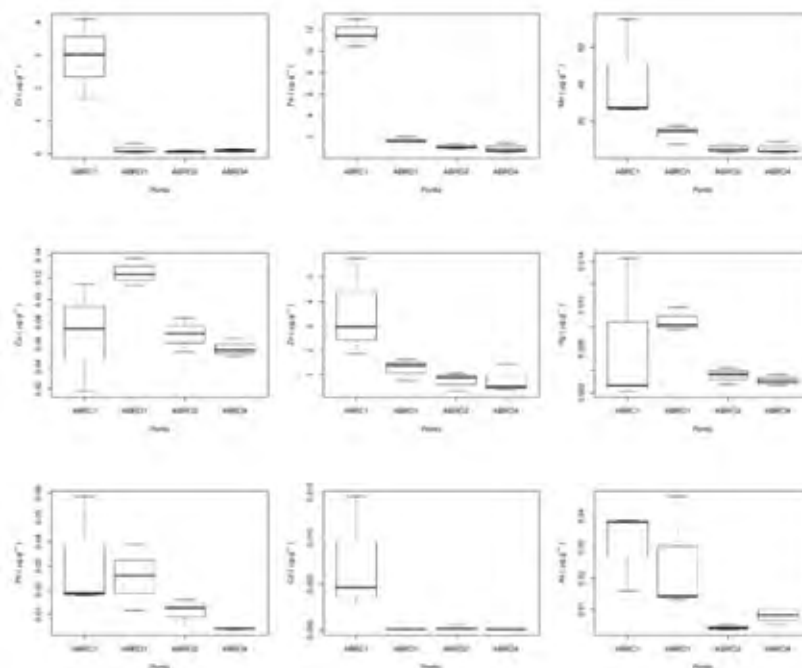
Na Figura 369 e Figura 370, os dados de concentração de EPTs na água e no sedimento, respectivamente, foram agrupados para as estações amostrais de Abrolhos para uma avaliação mais detalhada: Reserva Extrativista de Cassurubá (ABR01), Parque Nacional Marinho de Abrolhos (ABR02) e Área de Proteção Ambiental Ponta da Baleia (ABR04) (FEST, 2019b).

Figura 369 – Concentração de EPTs na água nas estações amostrais de Abrolhos. A linha vermelha representa os valores máximos estabelecidos pela resolução do CONAMA 357/2005 para água salobra (convertido para unidade $\mu\text{g/L}$).



Fonte: FEST (2019b; p. 164).

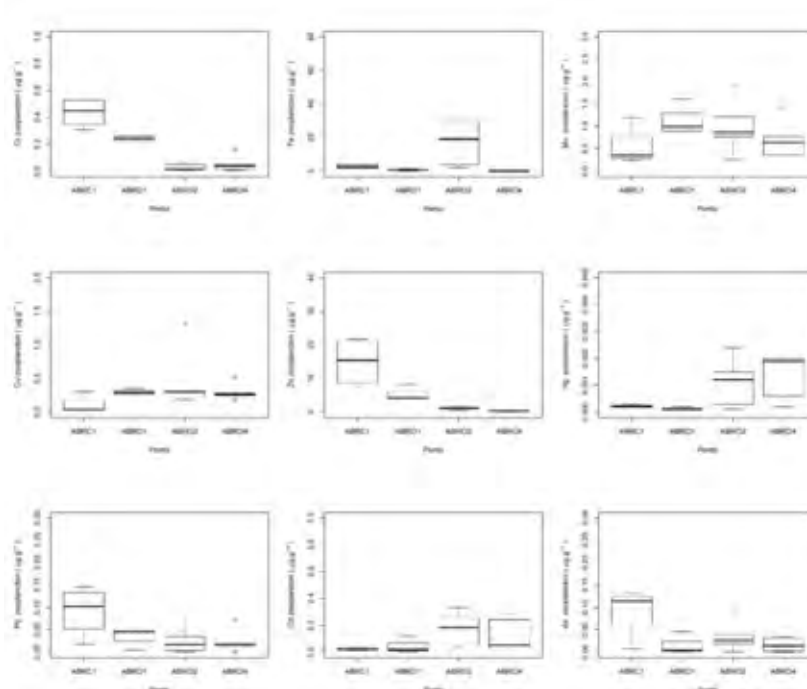
Figura 370 – Concentração de EPTs no sedimento nas estações amostrais de Abrolhos. Para cada metal os valores estão apresentados como média $\pm$ erro padrão ($\mu\text{g/g}$).



Fonte: FEST (2019b; p. 165).

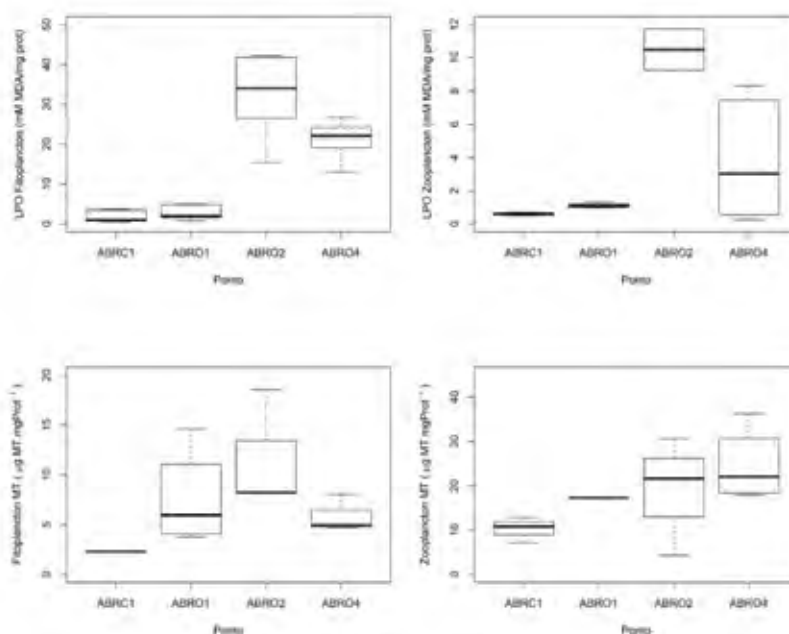
Da mesma forma que para a água e o sedimento, os dados foram recortados considerando apenas as estações amostrais de Abrolhos para a análise das concentrações de EPTs no fitoplâncton (Figura 371) e de marcadores de dano lipídico e de conteúdo de metalotioneínas (MT) (Figura 372) no fitoplâncton e no zooplâncton (FEST, 2019b).

Figura 371 – Concentração dos EPTs no fitoplâncton nas estações amostrais de Abrolhos.



Fonte: FEST (2019b; p. 166).

Figura 372 – Resultados das análises de biomarcadores de dano lipídico (LPO) e conteúdo de metalotioneínas (MT) para o fitoplâncton e zooplâncton (pool), nas estações amostrais de Abrolhos.



Fonte: FEST (2019b; p. 167).

Em resumo, “as estações amostrais localizadas na região do PNMA e APA Ponta da Baleia estão sob pressão da influência de metais, com contaminação na água e em organismos da base da cadeia alimentar. A contaminação da água, para Fe e Hg, é superior a níveis permitidos para a legislação vigente. Ainda, a acumulação de metais na água e biota está associada aos efeitos biológicos, o que representa um potencial dano para o ecossistema recifal.

Considerando que essa Unidade de Conservação Nacional abriga o maior sistema recifal do Atlântico Sul, que os resultados encontrados, e considerando ainda que eventos climáticos e oceanográficos podem ocasionar a ressuspensão de sedimentos e seu transporte para o sul da Bahia, e consequentes efeitos à biota (FEST, 2019b), os autores recomendam que um monitoramento constante e ativo seja mantido na região de Abrolhos (FEST, 2019b).

6.4.2.3.5 Monitoramento da composição da microbiota em amostras de água, sedimento e coral

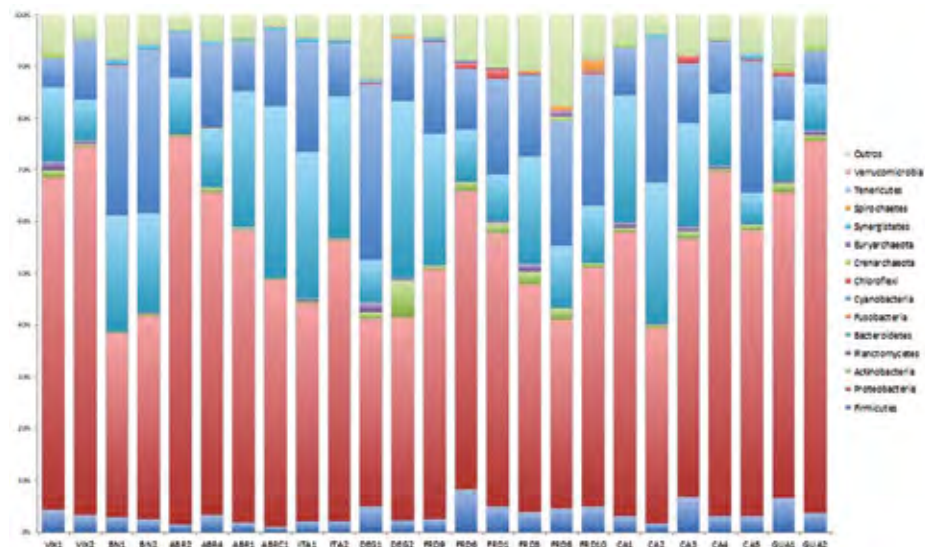
O monitoramento da composição da microbiota em amostras de água, sedimento e coral é um dos subprojetos do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente, realizado pela Rede Rio Doce Mar (RRDM) e Fundação Espírito-santense de Tecnologia (FEST).

Esse monitoramento teve por objetivo “a avaliação de alterações e possíveis impactos na comunidade microbiana e a identificação de possíveis bioindicadores do impacto relacionado ao rompimento da barragem de Fundão nos ambientes avaliados” (FEST, 2019b). Nesse estudo, também foram avaliadas as estações amostrais já apresentadas no item anterior para o monitoramento do ambiente marinho, e nesse item será dada ênfase à Abrolhos. Além de coletas de amostras de água e sedimento, nas estações amostrais de Abrolhos foram coletados, também, fragmentos das espécies de coral

Mussismilia harttii e do hidrocoral *Millepora alcicornis*, por meio de mergulho autônomo. A análise da microbiota para as três matrizes se deu através da extração e sequenciamento do DNA.

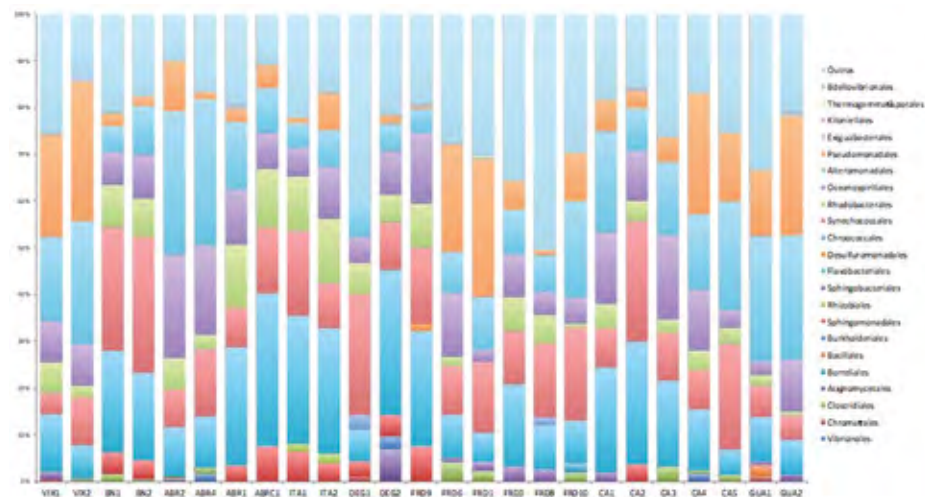
Na Figura 373, Figura 374 e Figura 375, é possível observar os resultados encontrados a microbiota na água superficial.

Figura 373 – Classificação taxonômica e abundância relativa do Filos mais frequentes da microbiota na água de superfície. Os Filos menos abundantes estão identificados como “Outros”.



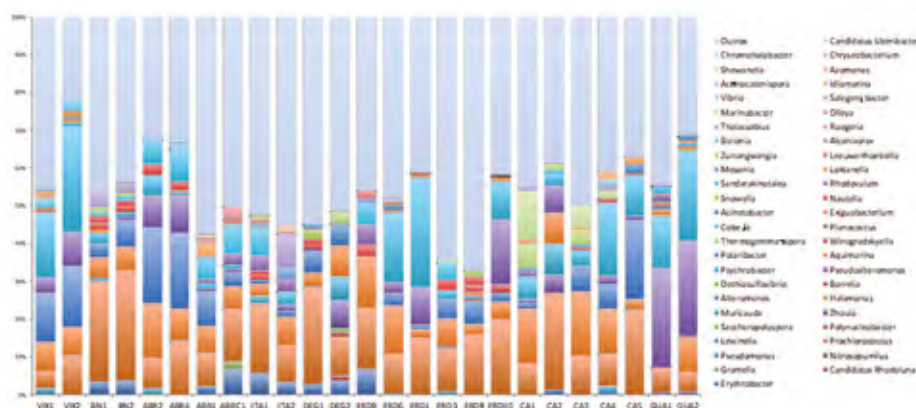
Fonte: FEST (2019b; p. 196).

Figura 374 – Classificação taxonômica e abundância relativa das Ordens mais frequentes da microbiota na água de superfície. As Ordens menos abundantes estão identificadas como “Outros”.



Fonte: FEST (2019b; p. 197).

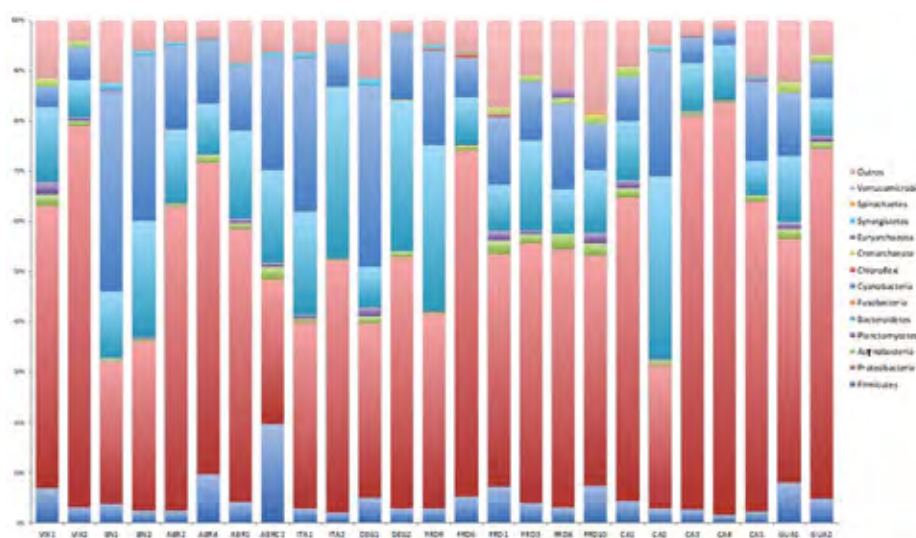
Figura 375 – Classificação taxonômica e abundância relativa dos Gêneros mais frequentes da microbiota na água de superfície. Os Gêneros menos abundantes estão identificados como “Outros”.



Fonte: FEST (2019b; p. 198).

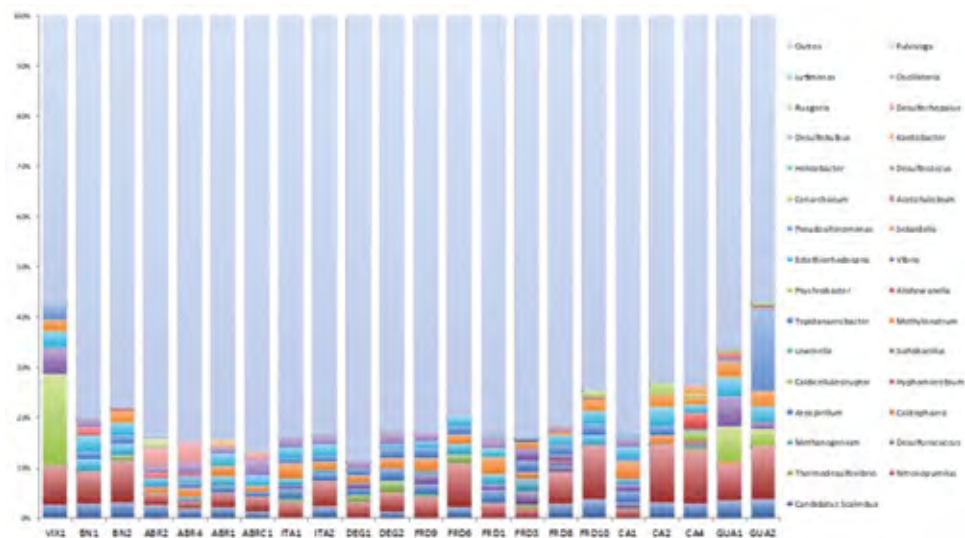
Na Figura 376, Figura 377 e Figura 378 constam os resultados para a microbiota nas amostras de água de profundidade.

Figura 376 – Classificação taxonômica e abundância relativa do Filos mais frequentes da microbiota na água de profundidade. Os Filos menos abundantes estão identificados como “Outros”.



Fonte: FEST (2019b; p. 200).

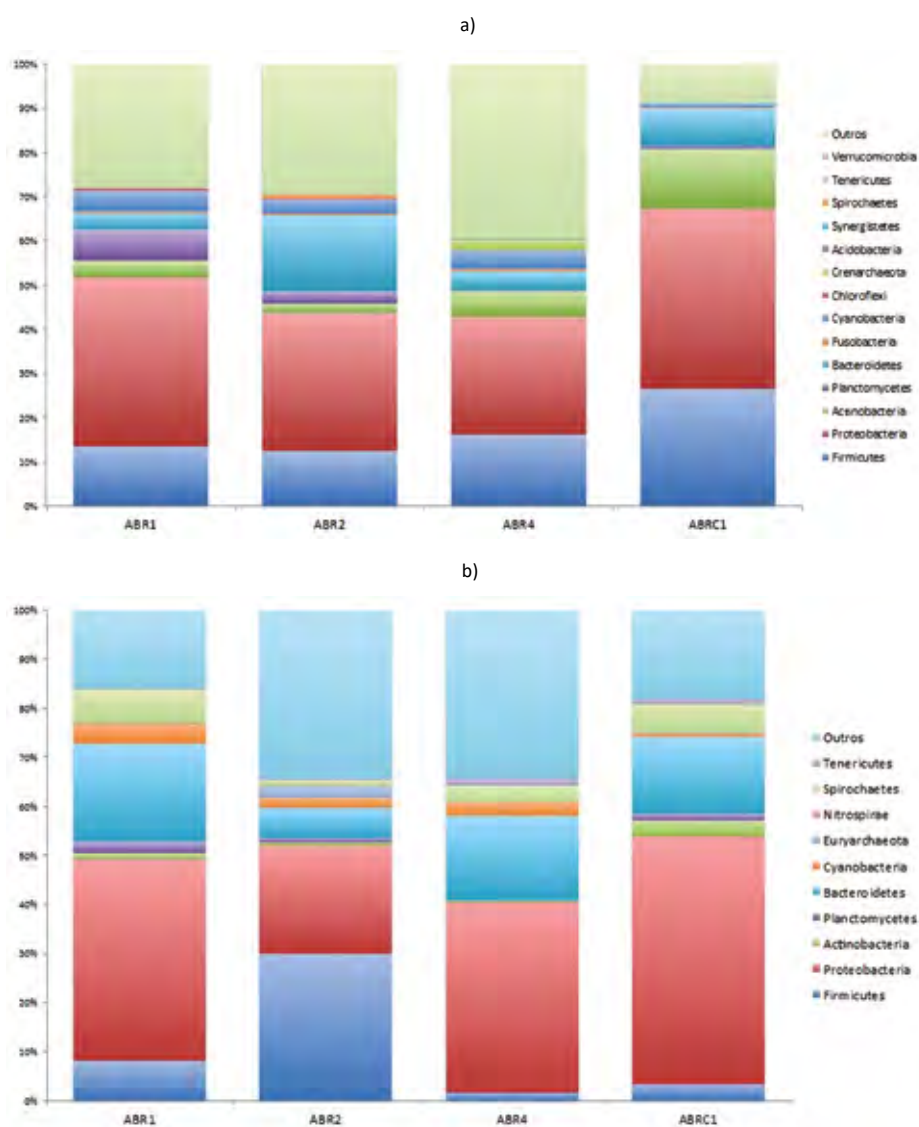
Figura 381 – Classificação taxonômica e abundância relativa dos Gêneros mais frequentes da microbiota o sedimento. Os Gêneros menos abundantes estão identificados como “Outros”.



Fonte: FEST (2019b; p. 205).

Olhando especificamente para a microbiota dos recifes de corais, nas estações amostrais de Abrolhos (ABR1, ABR2, ABR4 e ABR1), os resultados estão apresentados na Figura 382, Figura 383 e Figura 384.

Figura 382 – Classificação taxonômica e abundância relativa do Filos mais frequentes da microbiota associada aos corais: a) *Mussismilia harttii*; b) *Millepora alicornis*. Os Filos menos abundantes estão identificados como “Outros”.



Fonte: FEST (2019b; p. 208 e 211).

Figura 383 – Classificação taxonômica e abundância relativa das Ordens mais frequentes da microbiota associada aos corais: a) *Mussismilia harttii*; b) *Millepora alcicornis*. As Ordens menos abundantes estão identificados como “Outros”.

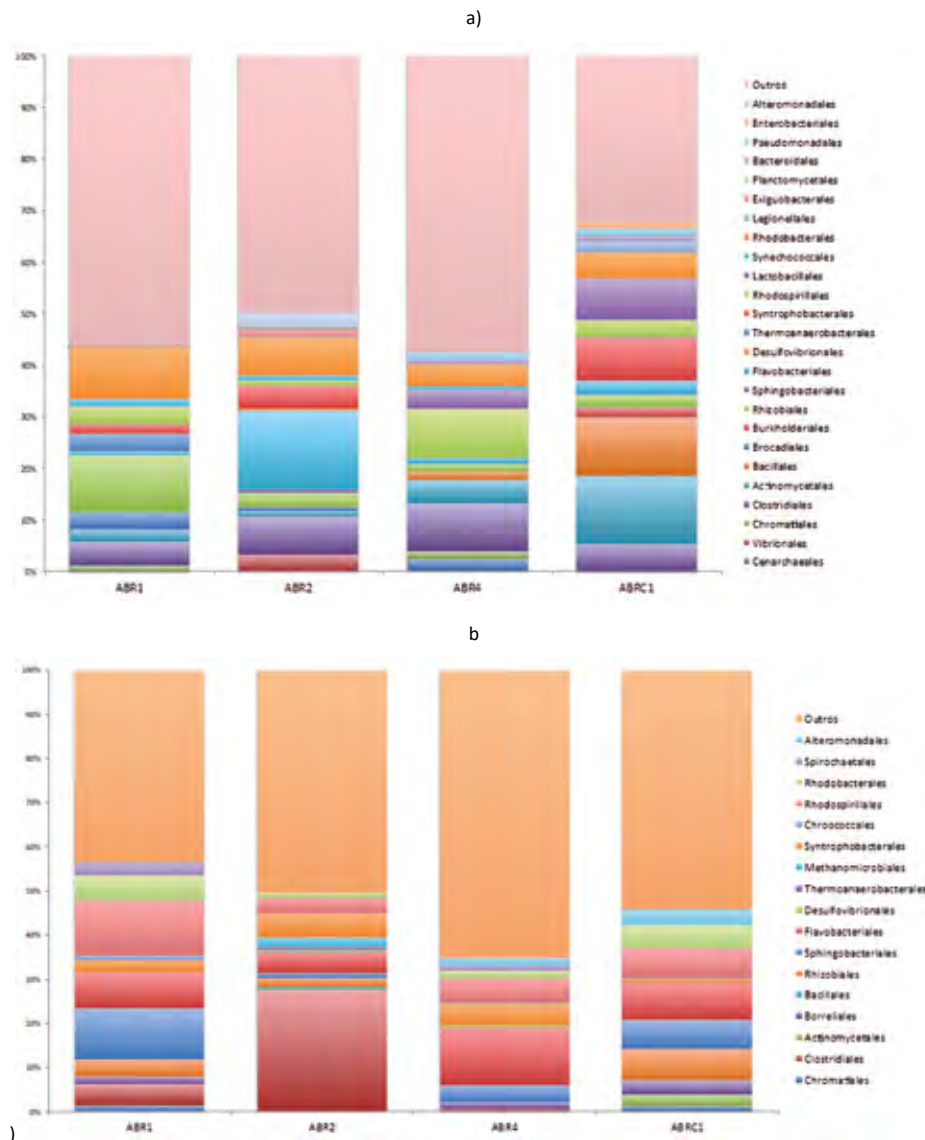
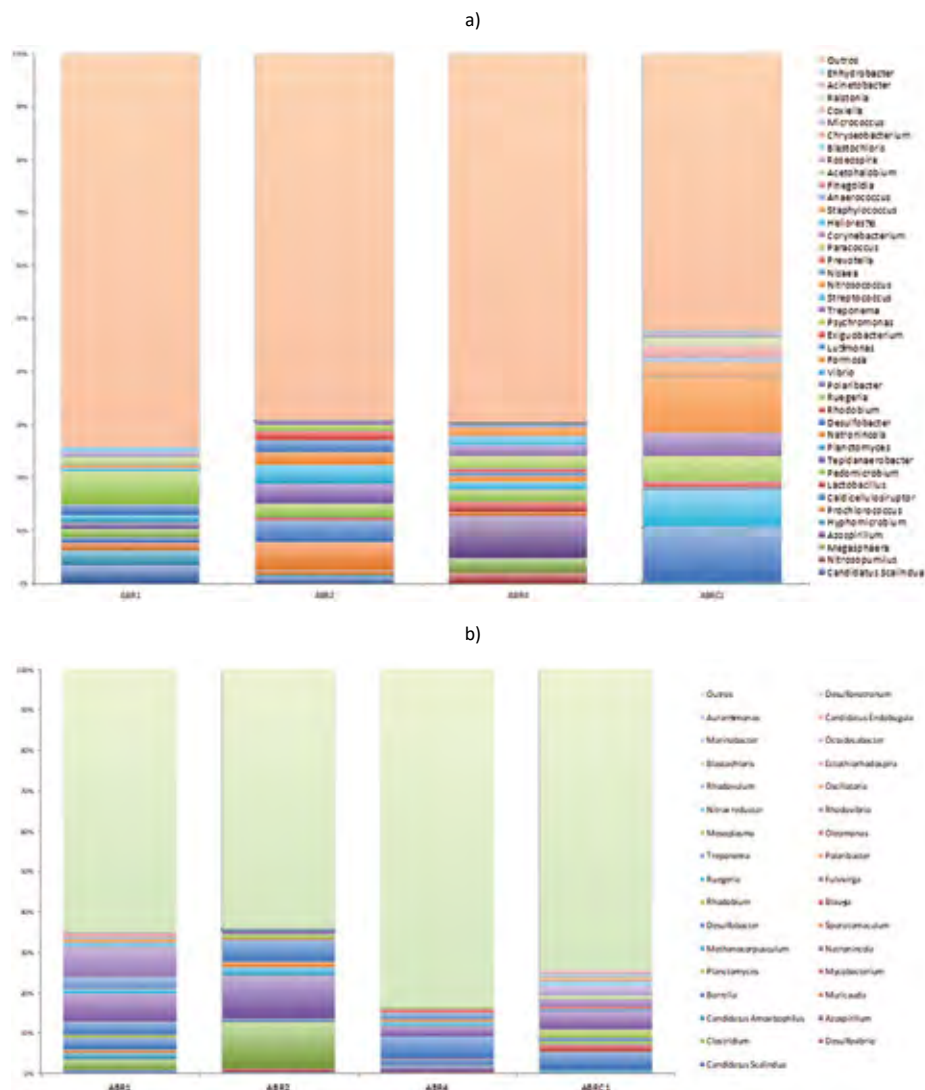


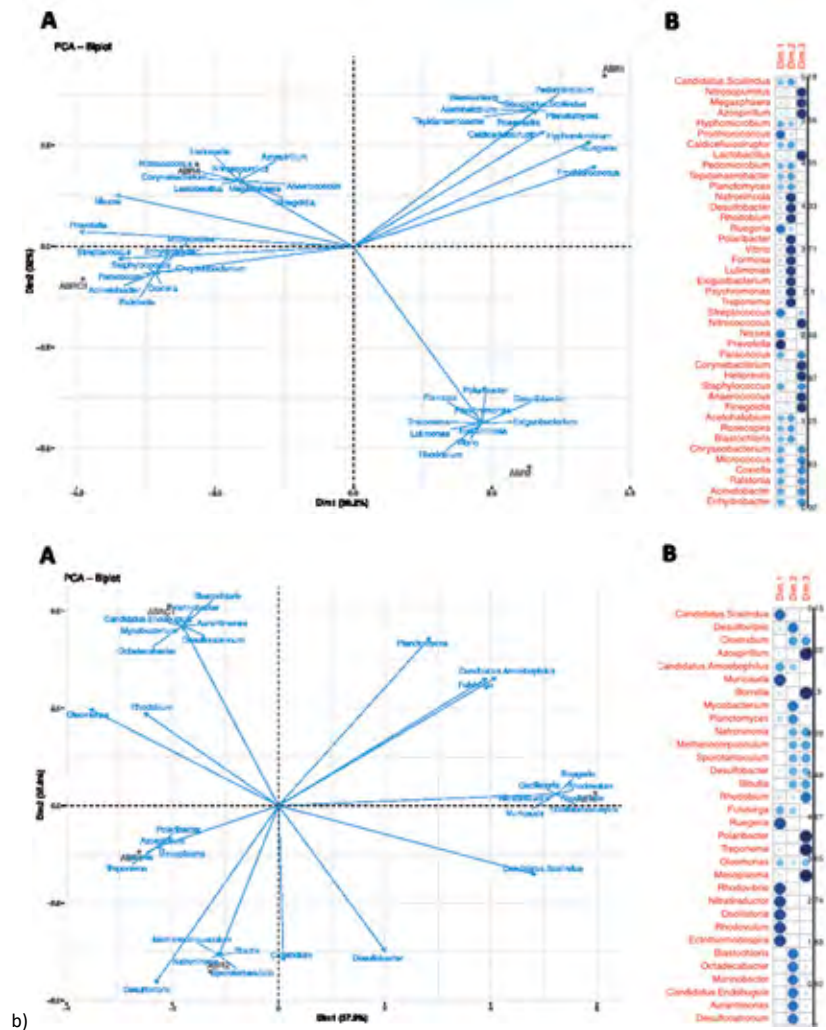
Figura 384 – Classificação taxonômica e abundância relativa dos Gêneros mais frequentes da microbiota associada aos corais: a) *Mussismilia harttii*; b) *Millepora alcornis*. Os Gêneros menos abundantes estão identificados como “Outros”.



Fonte: FEST (2019b; p. 210 e 213).

Foi realizada também uma análise de PCA para as duas espécies de corais, e podem ser visualizadas na Figura 385.

Figura 385 – (A) Análise de PCA, sendo que as linhas azuis indicam os gêneros bacterianos e suas respectivas influências na diferenciação dos perfis encontrados; (B) Contribuição dos gêneros bacterianos em cada dimensão gerada pela análise. a) *Mussismilia harttii*; b) *Millepora alcicornis*.



Fonte: FEST (2019b; p. 211 e 214).

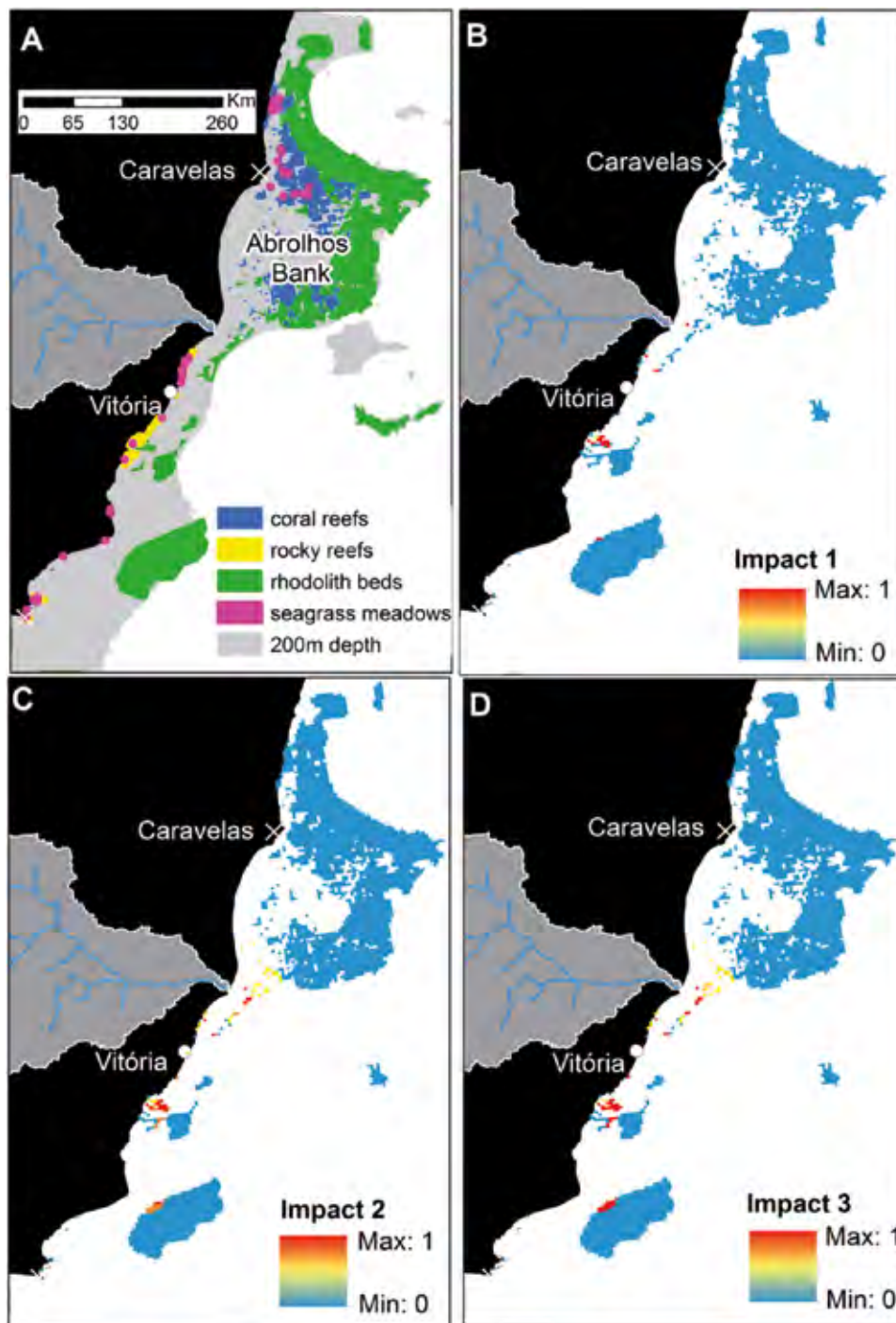
Os resultados indicaram que, principalmente para o coral *Mussismilia harttii*, havia um maior número de grupos taxonômicos nas estações amostrais de Abrolhos (ABR1, ABR2 e ABR4) quando comparada com a estação controle (ABRC1). Segundo os autores, os resultados indicam uma “redução da habilidade do coral hospedeiro em controlar a sua microbiota”, o que poderia indicar estresse ambiental. Também foi possível observar que, principalmente em ABR1 e ABR2, havia a presença de grupos bacterianos bioindicadores de estresse ambiental e que podem ser patógenos desses organismos (FEST, 2019b).

Por meio da análise de PCA, segundo autores, foi possível observar uma maior diferença na comunidade do recife da estação controle, quando comparado com as demais estações, com maior semelhança entre ABR1 e ABR2, principalmente no coral *M. harttii*, mantendo os padrões das demais análises. “Estes resultados sugerem que a microbiota dos corais dos recifes não controle, principalmente ABR1 e ABR2, está impactada. O impacto na microbiota do coral está diretamente relacionado a sua saúde, e indica que os corais destes recifes estão possivelmente mais sensíveis a alterações ambientais. Estresses ambientais, como por exemplo elevação de temperatura, relativamente comum em ambientes recifais, podem levar a morte de corais com uma microbiota alterada (em disbiose), o que não ocorreria com corais com uma microbiota saudável. Por fim, somente nestes mesmos recifes (ABR1 e ABR2) e nas duas espécies de corais, foram encontrados o gênero *Candidatus Scalindua*. Este gênero foi o único relatado no sedimento de todas as estações de coleta do Rio Doce e com abundância relativamente alta na água do rio, e é um gênero conhecido por indicar a presença de metal pesado e o aumento da descarga em rios. Por isso, está sendo sugerido no presente trabalho como um possível bioindicador do rompimento da barragem de Fundão em Mariana. A presença deste gênero, justamente nos recifes com a microbiota mais alterada, sugere que o estresse dos corais está possivelmente relacionado ao rompimento da barragem” (FEST, 2019b).

6.4.2.4 Avaliação, através da modelagem, dos impactos a longo prazo do desastre da Samarco em ecossistemas marinhos

Magris et al. (2019) realizaram um estudo utilizando modelagem hidrológica e oceanográfica para avaliar os possíveis impactos do desastre aos ecossistemas marinhos da região. Na Figura 386 é possível observar a distribuição dos ecossistemas marinhos na região da foz do rio Doce. No Banco dos Abrolhos, considerando o nível máximo de concentração de sedimentos registrado nos 14 meses posteriores ao desastre, pode-se observar que os impactos se estendem para norte da foz do rio Doce, onde encontram-se pequenos recifes de corais e bancos de rodólitos (Figura 386D).

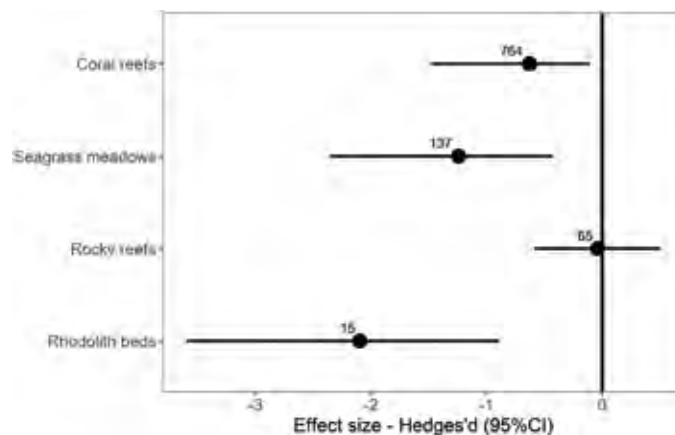
Figura 386 – Avaliação do impacto do desastre da Samarco na biodiversidade marinha, durante os eventos de pressão. A) Distribuição dos recifes de corais, recifes rochosos, bancos de rodólitos e de algas marinhas. (B) Impacto avaliado através da combinação da sensibilidade e exposição do ecossistema ocorrida em fevereiro de 2016 (Impacto 1). (C) Impacto avaliado através da combinação da sensibilidade do ecossistema e exposição somada ao longo dos meses (Impacto 2). (D) Impacto avaliado através da combinação da sensibilidade do ecossistema e exposição máxima ao longo dos meses (Impacto 3). Para todas as avaliações, os valores de impacto foram normalizados para variar entre zero e um, onde um refletiu o impacto máximo em todos os pixels ao longo de cada avaliação.



Fonte: Magris et al. (2019; p. 836).

Segundo Magris et al. (2019), os produtores primários (algas marinhas e algas coralíneas formadoras de rodólitos) foram particularmente sensíveis ao aumento da concentração de sedimentos. O efeito nesses organismos foi de duas e três vezes maior quando comparado aos recifes de corais (Figura 387).

Figura 387 – Os efeitos do aumento de sedimentos em diferentes categorias de resposta para cada um dos ecossistemas. Os tamanhos de efeito médios $\pm$ IC 95% foram derivados de meta-análises de efeitos aleatórios. A linha contínua vertical indica nenhum efeito.

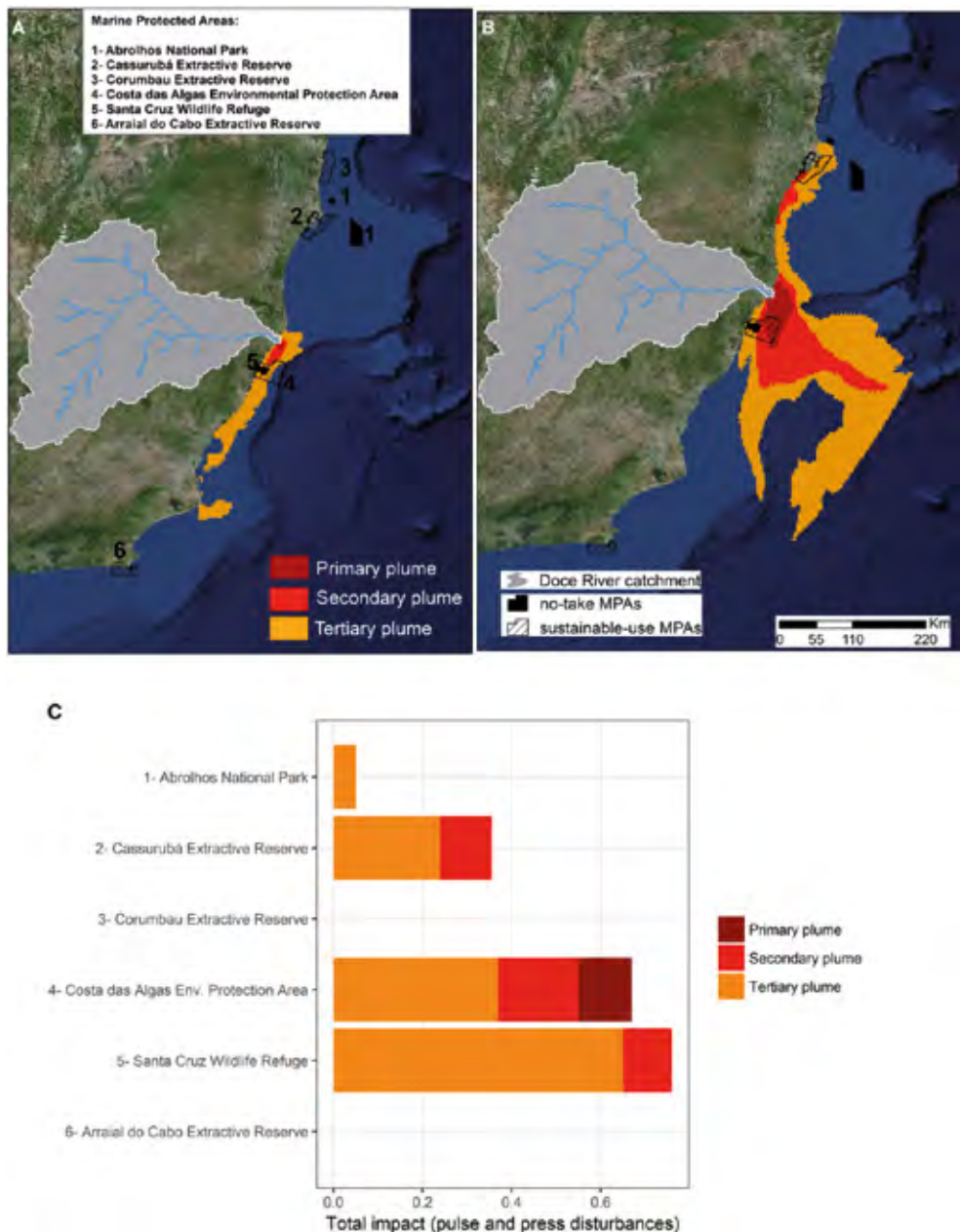


Fonte: Magris et al. (2019; p. 835).

O impacto foi calculado utilizando o valor cumulativo de exposição a partir de três variáveis: maior exposição mensal registrada; soma das exposições individuais ao longo de todo o período de simulação (14 meses para distúrbios chamados de pulso, que são aqueles impactos agudos ocorridos logo após o desastre e no qual foi possível observar a pluma mais intensa e de maior extensão; e 156 meses para distúrbios chamado pressão, que são aqueles em que o modelo utilizou dados históricos de temperatura e precipitação); e o valor máximo experimentado para cada célula ao longo de todo o período de simulação. Posteriormente, a pluma de sedimentos pôde ser classificada em três níveis de impactos: pluma primária - apresenta valores extremamente altos, dentro do 5º percentil superior; pluma secundária - valores altos, entre o 15º e 5º percentil; pluma terciária – dentro do tercil superior, mas não dentro dos dois tipos anteriores (ver MAGRIS et al., 2019).

Especificamente para o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, utilizando os mapas de máximo impacto ao longo do tempo e a área que cada ecossistema apresentou para cada uma das intensidades de plumas, somados a uma extensiva revisão bibliográfica sobre os efeitos do sedimento a diferentes ecossistemas marinhos, observa-se que a pluma terciária alcançou a zona costeira do Banco dos Abrolhos, e segundo autores, indicam impacto na porção mais costeira do Parque (Figura 388) (MAGRIS et al., 2019).

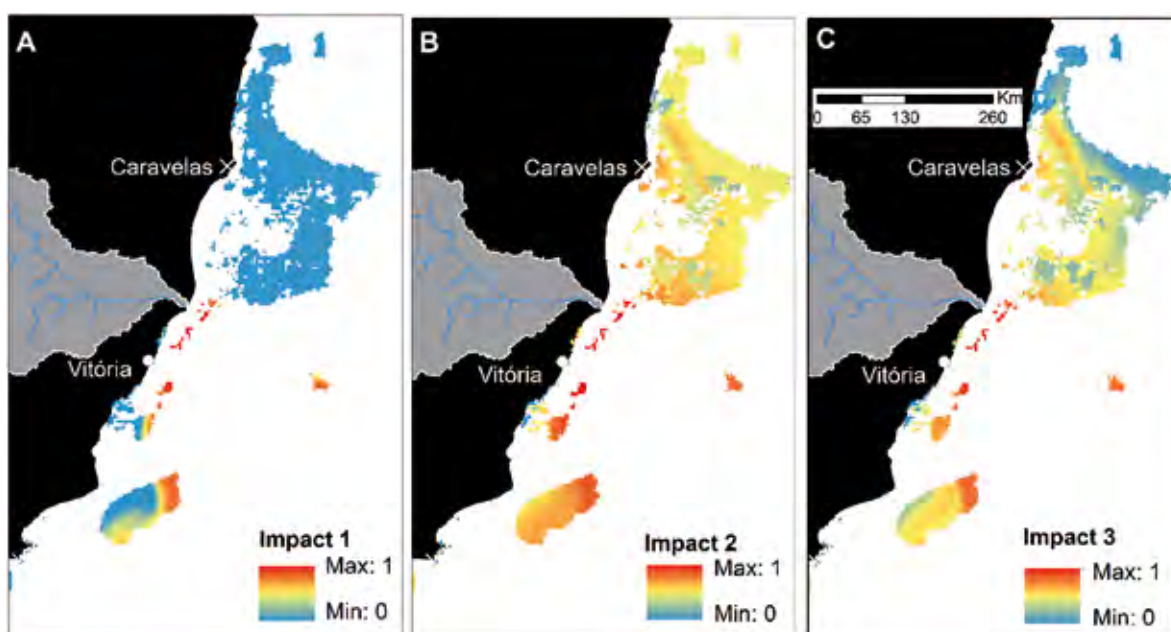
Figura 388 – Impacto total desastre da Samarco em Áreas Marinhas Protegidas (Marine Protected Areas- MPAs). (A) Representa seis MPAs potencialmente afetadas. Os polígonos sólidos são MPAs de proteção integral, e os polígonos vazados são MPAs de uso sustentável (por exemplo, a pesca artesanal é permitida dentro de seus limites). O mapa (A) também indica a extensão dos três tipos de pluma da modelagem de transporte costeiro durante o impacto em pulso. O mapa (B) mostra a extensão dos três tipos de pluma durante o impacto de pressão. (C) Nível de impacto para cada MPA de acordo com a extensão espacial de cada ecossistema dentro de seus limites, tipo de distúrbio (isto é, distúrbios de pulso e pressão) e exposição a diferentes tipos de pluma (ex. primário, secundário ou terciário).



Fonte: Magris et al. (2019; p. 838).

O cenário para os danos aos ecossistemas do Banco do Abrolhos, considerando modelagem preditiva para os próximos 13 anos, é de que grandes extensões, incluindo os recifes de corais, algas marinhas e bancos de rodolitos possam apresentar níveis altos de impacto decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, mesmo estando expostos a concentrações muito mais baixas de sedimentos (Figura 389).

Figura 389 – Predição do impacto do desastre da Samarco na biodiversidade marinha. (A) Impacto avaliado através da combinação da sensibilidade e exposição do ecossistema em dezembro de 2028. (B) Impacto avaliado através da combinação da sensibilidade do ecossistema e da exposição somada ao longo dos meses (C) Impacto avaliado através da combinação da sensibilidade do ecossistema e exposição máxima ao longo dos meses. Para todas as avaliações, os valores de impacto foram normalizados para variar entre zero e um, onde um refletiu o impacto máximo em todos os pixels ao longo de cada avaliação.



Fonte: Magris et al. (2019; p. 837).

6.5 CONCLUSÕES

As evidências apresentadas no diagnóstico indicam que 16 áreas marinhas e costeiras protegidas entre Unidades de Conservação e Terra Indígena estão inseridas na área de abrangência delimitada a partir da pluma de rejeitos decorrente do rompimento da barragem de Fundão. Além dessas áreas, estão inseridas na área de abrangência do diagnóstico diferentes porções da zona de amortecimento de 19 UCs, além de uma área importante pertencente a Terra Indígena Comboios. A área de abrangência do dano às áreas legalmente protegidas alcança desde a porção norte do Espírito Santo até o norte do estado do Rio de Janeiro.

As análises quantitativas da extensão linear do dano ambiental nos ambientes costeiro e marinho causado pelo rompimento da barragem de Fundão, aqui mensurados com auxílio dos resultados da modelagem da dispersão da pluma de rejeitos, demonstram que 16 Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas afetadas, 06 (seis) unidades de conservação são pertencentes ao grupo de proteção integral, 09 do grupo de uso sustentável e 01 Terra Indígena. A extensão linear

total do dano foi de 128,13 km lineares ao longo da costa capixaba e norte fluminense. A área afetada totaliza 61.488,75 ha.

A partir da sobreposição das informações georreferenciadas em ambiente de SIG também foi possível identificar dano em área para 19 Zonas de Amortecimento (ZAs) de Unidades de Conservação do ambiente costeiro e marinho. O dano provocado pela pluma de rejeitos afetou 69.266,50 ha de área correspondente a zona de amortecimento de UC, com diminuição da qualidade ambiental dessas áreas.

Os estudos desenvolvidos sugerem que a região dos Abrolhos, incluindo o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, sofreu danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão e que os ecossistemas da região, especialmente aqueles mais sensíveis como os recifes de corais, as algas marinhas e bancos de rodólitos possam apresentar níveis altos de impacto no futuro, mesmo expostos a concentrações muito baixas de sedimentos. Esses ecossistemas são sensíveis às pressões antrópicas e alterações no ambiente, e conforme descrito anteriormente, o aumento da sedimentação é um dos principais efeitos dessa natureza sobre os recifes de coral brasileiros, incluindo os de Abrolhos, especialmente devido ao desmatamento e as descargas de efluentes industriais e urbanos.

Considerando os dados descritos, correlacionar os danos observados à Abrolhos ao desastre da Samarco, envolve algumas complexidades: a primeira delas é que a linha-base para Abrolhos é limitada, ou seja, as informações existentes após o desastre retratam a condição ambiental atual da região, com todas as alterações descritas nesse relatório, porém, para muitos parâmetros, não permitem uma análise comparativa com alterações já existentes anteriormente ao desastre; outra questão relevante a ser discutida é que a região dos Abrolhos, incluindo o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, sofre influência do aporte sedimentar de vários rios próximos, conforme já descrito nos itens anteriores, e seus efeitos interagem e se somam aos do desastre de diversas formas. Destacam-se os rios Jucuruçu, Itanhém e Peruípe (bacia do rio Caravelas) e Mucuri. Além desses, o aporte sedimentar do rio Jequitinhonha, rio de maiores proporções localizado mais ao norte, na Bahia, poderia exercer influência sobre os recifes (SILVA, 2011).

Dessa forma, é possível concluir que os danos da chegada de rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão ao Banco dos Abrolhos são evidentes, especialmente a aqueles ecossistemas mais próximos da foz do rio Doce e mais sensíveis aos efeitos da sedimentação. Além disso, é importante considerar que são áreas de extrema importância para conservação, e que os efeitos do desastre são sinérgicos a outras pressões antrópicas, o que torna o ambiente mais sensível à efeitos deletérios, e pode aumentar ainda mais a importância e gravidade dos danos. Porém, mensurar esses danos ainda não é possível, demandando análises mais específicas e aprofundadas.

Considerando especificamente o PARNA Marinhos de Abrolhos, é possível afirmar que os resultados indicam para estresse ambiental associado à presença de EPTs, porém considera-se prematuro afirmar sobre a ligação com o desastre da Samarco, sendo necessário o levantamento de mais informações para que haja segurança no diagnóstico dos danos do desastre do rompimento da barragem de Fundão a esses ecossistemas.

7 OUTROS TEMAS ESTUDADOS

7.1 ICTIOPLÂNCTON

Para o ictioplâncton, não foi possível determinar se houve danos decorrentes do desastre da Samarco, principalmente pelo fato de haver pouca informação sobre o grupo na região. Sendo assim, os dados levantados relativos a esse grupo constam abaixo de forma descritiva para auxiliar no entendimento das suas características no local e embasarem a continuidade dos estudos.

7.1.1 CARACTERIZAÇÃO DO ICTIOPLÂNCTON DO AMBIENTE MARINHO

Regiões costeiras e marinhas compõem habitats favoráveis para as formas larvares dos peixes que as utilizam como local de desova, criação e alimentação; estas espécies são ecologicamente distintas e possuem diferentes hábitos de desova e necessidades nutricionais, encontradas nos diferentes nichos destes ambientes (DOYLE, MORSE, KENDALL, 1993; LEIS, 1993). Os padrões de circulação das correntes favorecem a retenção dos estágios ictioplanctônicos, visto que contribuem para uma maior concentração de alimento em consequência do aporte de matéria orgânica, oriunda dos corpos d'água continentais. Devido a este e outros processos (facilidade de locomoção com as correntes, etc.) a região de quebra de plataforma continental constitui sítios com alta atividade primária e secundária, e consequentemente, locais oportunos para a desova da ictiofauna marinha (FRANK; LEGGETT, 1983; CASTILLO et al., 1991).

O ictioplâncton faz parte do meroplâncton marinho, ou seja, o grupo de organismos planctônicos que passa apenas parte de seu ciclo de vida no plâncton (BRANDINI, 1997). Estes organismos, devido sua baixa locomoção, dependem exclusivamente do transporte pelas massas d'água e correntes oceânicas, embora consigam realizar migrações verticais diárias. O tipo de migração varia entre as espécies, dependendo dos locais de migração e das condições fisiológicas do organismo (CALAZANS; MUELBERT; MUXAGATA, 2011; DUARTE; SILVA, 2008). À vista disso, a distribuição do ictioplâncton está associada à distribuição das massas de água que predominam em cada região (BRANDÃO, GARCIA, FREIRE, 2015; MACEDO-SOARES, 2015). Segundo Spinelli et al. (2012), as larvas, em sua maioria, alimentam-se preferivelmente de organismos zooplânctônicos como zoea de Copepoda, Brachyura e Larvacea.

Os trabalhos de identificação destes organismos em nível de espécies são escassos, isso ocorre em via da dificuldade impetrada pelo tamanho reduzido e fragilidade dos organismos, o que limita a identificação de suas estruturas e a observação de seu comportamento (LEVIN, 2006). Assim, o estudo do ictioplâncton, geralmente, tem sua atenção voltada para larvas e ovos de peixes, sendo os mesmos monitorados para a compreensão científica das flutuações de populações ictioplanctônicas e para avaliar o potencial de renovação e manutenção dos estoques pesqueiros (NAKATANI et al., 2001; BECCARA, 2017).

Com a presença da pluma de rejeitos de minérios, proveniente do rompimento da barragem em Mariana (MG), foram observadas grandes concentrações de sedimento suspenso na coluna d'água, alteração na concentração de oxigênio dissolvido e presença de EPTs (Elementos Potencialmente Tóxicos) dentre outros fatores limitantes que alcançaram a bacia hidrográfica a jusante da área de

mineração. Com isso há trabalhos que apontam indícios da contaminação de larvas que apresentaram então, sedimento alaranjado aderido ao corpo, além de trato digestório destruído, o que foi relacionado com o aumento da concentração de metais, principalmente ferro e manganês, no organismo dos exemplares (BONECKER et al., 2016; FEST, 2019).

O objetivo do presente trabalho foi apresentar os dados da comunidade ictioplanctônica registrada na foz do rio Doce e sua área marinha adjacente em período posterior (novembro de 2015 – fevereiro de 2019) ao desastre da Samarco.

7.1.1.1 Metodologia

A metodologia de análise dos danos à comunidade ictioplanctônica registrada na região da foz do rio Doce e sua área marinha adjacente, após o rompimento da barragem de Fundão e a chegada dos rejeitos no oceano, foi composta por dados primários e secundários.

7.1.1.1.1 Dados primários

7.1.1.1.1.1 Área de estudo

Para os ambientes estuarinos foram realizadas duas campanhas de monitoramento do zooplâncton. A primeira realizada entre os dias 03 e 05 de julho de 2018 (período seco) e a segunda entre os dias 30 de janeiro e 11 de fevereiro de 2019 (período chuvoso). O plano amostral para o diagnóstico do ambiente estuarino foi constituído por 4 estações de coleta em julho de 2018 e por 5 estações de coleta em fevereiro de 2019, cujas coordenadas são apresentadas na Tabela 4 e a sua localização apresentada na Figura 2.

7.1.1.1.1.2 Coleta de amostras

As amostras qualitativas e quantitativas do zooplâncton da lagoa Monsarás foram coletadas por balde, filtrando 400 litros (0,4 m³) de água em malha de 64 µm. Já as amostras do zooplâncton dos estuários do rio Doce e do rio Piraquê-açu foram coletadas com o mesmo método para o zooplâncton marinho e descrito no item 2.2.1.1.1.

Nas mesmas estações amostrais foram também registrados parâmetros físico-químicos da água com a utilização de sonda multiparâmetro, e garrafa de Van Dorn, detalhadas no item 2.1.1.1.1 – Qualidade das Águas, que foram utilizados na análise da comunidade zooplanctônica quando pertinente.

7.1.1.1.1.3 Análises laboratoriais

As análises qualitativas e quantitativas do zooplâncton nos estuários foram realizadas com a mesma metodologia aplicada ao zooplâncton do ambiente marinho e assim, descritas no item 2.2.1.1.1.

7.1.1.1.1.4 Análise dos dados

Para a análise da estrutura da comunidade zooplanctônica registrada pelos dados primários foram aplicadas as mesmas análises do Ambiente Marinho que foram descritas no item 2.2.1.1.3.

a) Análise de Agrupamentos

Com o objetivo de detectar possíveis gradientes e rupturas na distribuição espacial da comunidade, foram realizadas análises multivariadas de agrupamento (*Cluster*). Para estas análises foram utilizadas matrizes de densidades por pontos de coleta (KREBS, 1988). As análises de agrupamento foram realizadas com a utilização do software de código aberto R com o pacote RStudio.

Tal análise descreveu o padrão de ocorrência espacial para o ictioplâncton, entre os compartimentos pré-definidos em função das características oceanográficas ao longo da costa do Espírito Santo. Portanto, para a compartimentalização dos pontos amostrais na área marinha foram considerados fatores, como a presença e permanência da pluma de rejeitos de minérios (ECONSERVATION, 2017), modelagens de dispersão da pluma (MAGRIS et al., 2019; TETRA TECH, 2016), imagens de satélite adquiridas pelo Instituto Lactec, a ocorrência de deposição de rejeitos no leito marinho (GOLDER, 2016), a batimetria da região e resultados das análises de *cluster* dos dados de qualidade das águas e sedimento pós-desastre.

Os compartimentos foram delineados de acordo com a proximidade da foz do rio Doce, e descritos na apresentação desse relatório, e as áreas que apresentaram maior permanência de plumas com altas concentrações de sólidos suspensos ou turbidez. Os compartimentos definidos são apresentados na Tabela 95 e seus respectivos pontos amostrais na Tabela 96. Destaca-se que os compartimentos que apresentaram o maior número de pontos amostrais foram os mais próximos à foz do rio Doce.

Tabela 95 – Compartimentalização do ambiente marinho.

Profundidade	Compartimento				
	Raio <4 km da foz	Raio Entre 4 e 22 km da foz		> raio de 22 km da foz	
		Norte	Sul	Sul	Norte
<20 metros	Compartimento 5-A	Compartimento 5-B1	Compartimento 5-B2	Compartimento 5-D	Compartimento 5-F
Entre 20 e 100 metros	X (não ultrapassa 20 metros)	Compartimento 5-C1		Compartimento 5-E	X (Sem dados)

Tabela 96 – Estações amostrais em cada compartimento do ambiente marinho.

Compartimento	Pontos amostrais Lactec
Compartimento 5-A	C3, C5, C6, C8
Compartimento 5-B1	C9, C14
Compartimento 5-B2	C4, C7, C15
Compartimento 5-C	C16
Compartimento 5-D	C11, C12
Compartimento 5-E	sem dados
Compartimento 5-F	C13

7.1.1.1.2 Dados secundários

O principal levantamento de dados do icteoplâncton no período pós desastre na região marinha, foi realizado pela Rede Rio Doce Mar (RRDM) que apresenta o Relatório Semestral do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, mais especificamente o Anexo 3 da Seção 3, em ambiente marinho que abrangeu coletas entre novembro de 2018 e fevereiro de 2019 realizadas em parceria com FEST/UFES.

7.1.1.1.2.1 Segmentação temporal

Os dados do icteoplâncton que caracterizariam a região marinha adjacente à foz do rio Doce no período pré-desastre (P0), são aqueles gerados antes da chegada da onda de cheias à foz do rio Doce, em 21 de novembro de 2015 (FAURG, 2016; FURG, 2016). Após esta data inicia-se o período pós-desastre, o qual foi dividido de acordo com a sazonalidade, período seco e chuvoso. O primeiro período após o desastre se estende do dia 21 de novembro de 2015 até o final do período chuvoso corrente (março de 2016), porém não foram encontrados trabalhos sobre o tema entre os anos de 2015 e de 2016 (Tabela 97).

Os dados do período pré-desastre (P0) são provenientes principalmente de estudos para fins de licenciamento ambiental ao longo da costa do ES e de pesquisas científicas realizadas nesta região, abrangendo um período de 1995 a 2015.

Tabela 97 – Segmentação dos períodos pré e pós-desastre.

Período	Identificação do Período	Intervalo de Tempo	Sazonalidade do Período	Fontes de dados analisados no período
Pré - Desastre	P0	Série histórica de dados levantados na linha-base até 10 de novembro de 2015	Seco e Chuvoso	EKAU, et al, 1996; EKAU, 1999; CEPEDAR, 2004; CEPEDAR, 2009; CEPEDAR, 2011; CEPEDAR, 2015
Pós - Desastre	P1	11 de novembro de 2015 a Março de 2016	-	-
	P2	Julho de 2018 a fevereiro de 2019	Seco e chuvoso	LACTEC; FEST, 2019d

7.1.1.1.3 Avaliação de danos

Não foi possível concluir ou mensurar os danos causados pela lama de rejeitos sobre a comunidade icteoplânctônica na região marinha adjacente a foz do rio Doce, pois não houve identificação positiva quanto as larvas e ovos de peixes encontrados nos dados primários. A identificação positiva é um termo técnico utilizado por taxonomistas (profissionais especializados em identificar e classificar os organismos da fauna e da flora) quando há reconhecimento das larvas e ovos de peixe, ou seja, quando estes organismos têm sua taxonomia identificada, como por exemplo, identificação das famílias de ovos e larvas de peixe (e.g. ovos e larvas de peixe da família Engraulidae).

A não identificação de organismos pode ser resultado das condições físicas do indivíduo a ser identificado já que durante a coleta, por exemplo, os organismos sofrem achatamento já na rede de coleta em virtude da colmatação da sua malha. Segundo Costa et al. (2016) os equipamentos de captura,

a coleta, o manuseio e ainda as técnicas de preservação escolhidos para organismos tão sensíveis como o ictioplâncton, podem acarretar em destruição das estruturas utilizadas para sua identificação. Portanto, a condição dos organismos ictioplanctônicos a serem identificados pode impossibilitar tal identificação considerando as diversas estruturas relacionadas à identificação morfológica (*e.g.* forma da nadadeira dorsal nas larvas; forma, diâmetro e cor dos ovos), à morfométrica (*e.g.* comprimento da cabeça com relação ao corpo nas larvas; distância entre o vitelo e as gotas de óleo) e à merística (*e.g.* número de raios ou espinhos nas nadadeiras das larvas; número de gotas de óleo nos ovos) (RÉ, 1999).

Assim os organismos que não tiveram identificação positiva, ou seja, organismos que ficaram sem identificação, ficaram classificados como NI (Não identificados). Portanto, como não houve identificação positiva dos ovos e larvas de peixe, a comparação com os poucos dados encontrados na literatura ficou prejudicada, tornando frágil então, a classificação dos danos. Porém, as informações obtidas foram utilizadas para caracterizar as condições do local após o desastre e, sempre que possível, comparando com os dados de linha-base.

7.1.1.2 Caracterização da Comunidade Ictioplanctônica

A comunidade de peixes foi composta por ovos e larvas no Ambiente Marinho do presente estudo em fevereiro de 2019 (Figura 390). Assim a densidade total do ictioplâncton foi de 123 org./10m³, enquanto que a densidade média foi de 9,4 org./10m³ entre os pontos amostrais. Para as larvas a densidade total foi de 0,99 org./10m³ e sua média de 0,08 org./10m³ e elas foram encontradas somente no ponto amostral C5. Considerando os ovos de peixe, sua densidade total foi de 122 org./10m³ e densidade média foi de 9,4 org./10m³ entre os pontos amostrais. Os ovos foram mais abundantes no ponto marinho C7 com 66 org./10m³ (Tabela 98).

Os ovos e larvas de peixe também foram encontrados na amostragem do zooplâncton em julho de 2018 e em fevereiro de 2019 no Ambiente Marinho com total de 55 org.m⁻³ (Item 2.2.3). Como observado na própria amostragem do ictioplâncton as larvas tiveram menor densidade e sua distribuição se deu no ponto C5 em fevereiro de 2019. Já os ovos foram mais abundantes e ocorreram em ambos períodos de coleta (julho de 2018 e fevereiro de 2019). Em julho de 2018 (período seco) foram observados nos pontos amostrais C3, C5 e C13 e em fevereiro de 2019 (período chuvoso) nos pontos C7, C8 e C11.

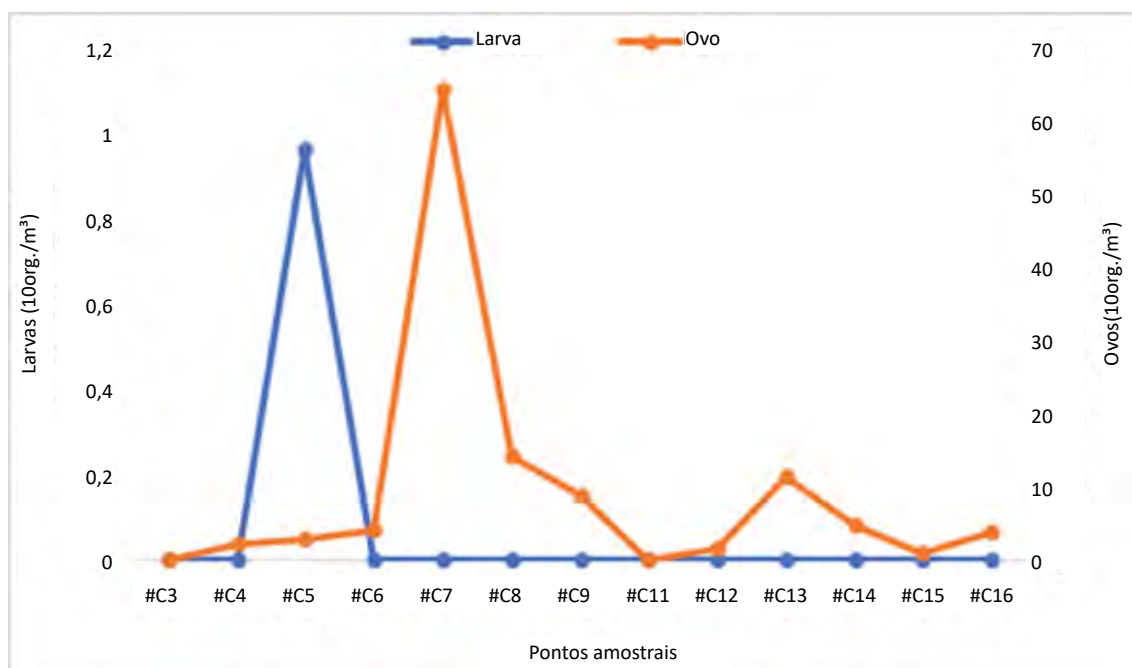
A ocorrência do Ictioplâncton tanto na sua própria amostragem como na de Zooplâncton conforme os dados primários, aponta que a área é utilizada por populações de indivíduos adultos como local de reprodução e desova, comum em ambientes que têm influência estuarina como é o caso da região da foz do rio Doce e sua área costeira adjacente. A ocorrência de larvas em menores densidades, como o que foi detectado nos dados primários, é comum em áreas com potencial para desova (EKAU, 1999; NUTRIPETRO, 2013). Porém avaliando os dados secundários, tanto do período pré-desastre (P0) quanto do período pós-desastre (P1/P2), não foi possível quantificar os organismos ictioplanctônicos, pois os poucos trabalhos encontrados não forneciam este dado, ou se forneciam, era de um modo geral, o que prejudicou assim, uma possível definição quanto a abundância total dos organismos na área de estudo em questão. Vale destacar que Fest (2019d) registrou densidade de ovos e larvas inferior a 100 indivíduos.100m⁻³ no Ambiente Marinho, denotando também uma baixa representatividade

destes organismos na área do estudo, entretanto tal comparação deve ser observada com cuidado já que a metodologia empregada para a coleta foi distinta entre os trabalhos.

Tabela 98 – Densidade de ovos e larvas de peixes (org./10m³) e frequência de ocorrência (%) com dados físico-químicos por ponto amostral no Ambiente Marinho da região da foz do rio Doce (fevereiro/2019).

	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C11	C12	C13	C14	C15	C16	FO%
larvas														
Larva vitelínica (NI)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,7
total larvas	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,7
ovos														
Elípticos (NI)	0	0	0	0,6	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	15
NI	0	2,3	3	3,5	66	15	8,9	0	0,8	12	4,8	0,8	3,7	85
total ovos	0	2,3	3	4,1	66	15	8,9	0	1,7	12	4,8	0,8	3,7	85
Temperatura (°C)	23,6	23,9	26,7	26,2	23,4	26,5	26,0	23,4	23,1	26,3	25,8	23,2	22,9	
Salinidade	35,0	34,4	32,5	34,8	35,0	35,0	35,0	35,0	35,0	34,9	34,9	35,0	34,6	
pH	8,2	8,2	8,3	8,3	8,3	8,3	8,2	8,2	8,2	8,2	8,3	8,2	8,2	
OD (mg/L)	6,8	6,9	6,7	6,6	6,8	6,8	6,7	7,2	7,0	6,8	6,7	6,9	7,1	
Turbidez (NTU)	10,1	11,2	37,1	17,7	7,4	7,4	14,9	7,9	8,6	9,5	21,5	17,1	13,6	
Transparência (m)	0,6	1,5	0,9	1	2,7	1,2	1,2	2,6	2,5	1,2	1,3	3,1	1,4	

Figura 390 – Variação da densidade de ovos e larvas de peixes (org./10m³) por ponto amostral no Ambiente Marinho da região da foz do rio Doce e zona costeira adjacente (fevereiro/2019).



Com o padrão de ocorrência encontrado para o ictioplâncton do Ambiente Marinho em fevereiro de 2019 a comunidade foi dominada pelos ovos que contribuíram com 99% ao ictioplâncton total, enquanto que as larvas contribuíram com 1% apenas. E esta distribuição refletiu a maior contribuição

de ovos entre os pontos amostrais, com exceção dos pontos C3 e C11 onde não foi registrado nenhum organismo do Ictioplâncton, durante o período de estudo.

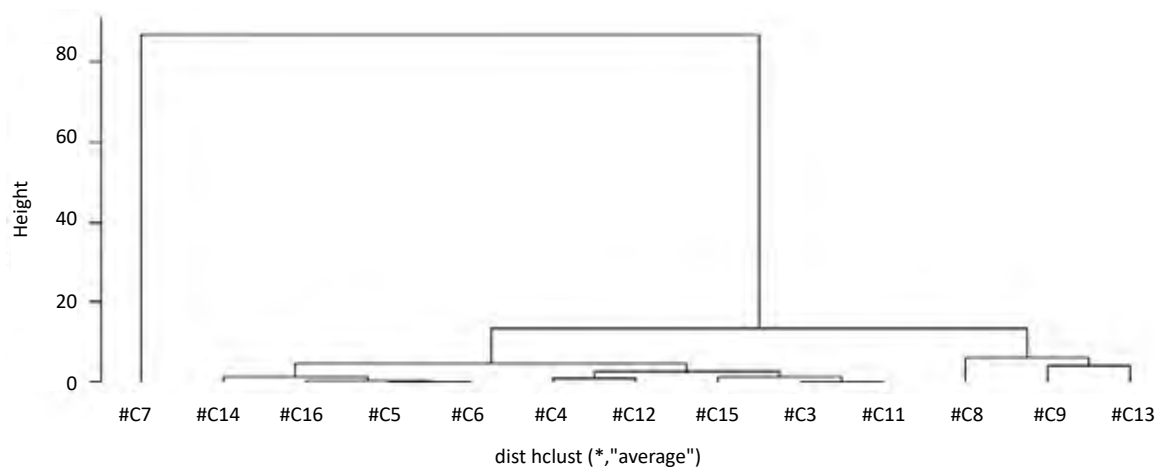
Nenhum organismo do Ictioplâncton teve sua identificação positiva conforme os dados primários, assim foram classificados como NI (Não Identificado). Para as larvas, somente uma (01) foi encontrada e em fase vitelínica. Entre os ovos houve a presença de ovos elípticos, o que sugere a ocorrência de fases iniciais do ciclo de vida de representantes da família Engraulidae (manjuba) (RÉ, 1999; ARAÚJO, 2018) e estes ocorreram nos pontos C6 e C12 (Tabela 98). Considerando os dados secundários do período pré-desastre (P0) esta família foi registrada por Cepemais (2015) em estudo na região do estaleiro Jurong (Aracruz, ES) e teve densidade de ovos de 63,68 org.m⁻³. Os ovos de Engraulidae também foram registrados no período pós-desastre por Fest (2019d), porém sem informação quanto a sua abundância. Vale destacar que Fest (2019d) registrou a presença de espécies de larvas de peixe, como *Hippocampus erectus* e *Hippocampus reidi*, ambas representantes de cavalo marinho, as quais constam na lista de espécies ameaçadas de extinção. Quanto a *H. erectus*, esta espécie também foi registrada no período pré-desastre (P0) na região costeira próxima ao Terminal Portuário de Ubu (CEPEMAR, 2009). Tais registros apontam a necessidade em monitorar a comunidade ictioplanctônica para fins de conservação/preservação.

A partir da distribuição das classes de frequência de ocorrência de ovos e larvas de peixe, observou-se que os ovos foram classificados como Muito frequente, alcançando 85% entre os pontos amostrais onde foram encontrados. Dentre os 85% de frequência de ovos, 15% pertenceram aos ovos elípticos, provavelmente de Engraulidae. Já as larvas foram consideradas Esporádicas alcançando 7% referentes ao único ponto amostral onde ocorreu (C5) (Tabela 98). Com isso, o ictioplâncton foi registrado em 92% (11 pontos amostrais) do total dos pontos amostrais (13 pontos). Assim, pode ser classificado como Muito Frequente entre os pontos amostrais coletados durante fevereiro de 2019 na área de estudo em questão, o que denota a importância em realizar um monitoramento destes organismos e assim, tentar compreender as variações ecológicas que influenciam a comunidade de peixes. A presença de fases iniciais do ciclo de vida destes organismos, reflete a população adulta que pode utilizar a área como berçário.

Ainda assim foi realizada Análise de Agrupamento de Cluster que definiu dois grupos entre os pontos amostrais durante o período investigado (Tabela 98). Portanto, o ponto C7 formou o primeiro grupo. Já os demais pontos C14, C16, C5, C6, C4, C12, C15, C3, C11, C8, C9 e C13 formaram o segundo grupo, ou seja, com menor similaridade de abundância frente ao primeiro grupo (C7).

Diferente dos demais pontos amostrais, o ponto C7 do primeiro grupo, localizado ao sul da foz do rio Doce em fevereiro de 2019, registrou a maior densidade do Ictioplâncton (Figura 391). No entanto a associação dos pontos amostrais parece não seguir a compartimentalização espacial. A alta variabilidade de ocorrência do ictioplâncton parece não sofrer influência dos distintos compartimentos. No entanto, vale destacar que este agrupamento está embasado em um banco de dados primários de uma única campanha, enquanto que longos monitoramentos auxiliam na definição mais precisa de um padrão espacial da ocorrência dos ovos e larvas de peixe ao longo do tempo.

Figura 391 – Análise de agrupamento (Cluster) entre os pontos amostrais (modo Q) no Ambiente Marinho na foz do rio Doce e zona costeira adjacente (fevereiro/2019).



Quanto a composição do Ictioplâncton observado nos dados primários, a presença de representantes da família Engraulidae (ovos elípticos) também foi registrada nos dados secundários entre os períodos pré e pós-desastre, quando ovos e larvas de Engraulidae (manjubas) foram identificados. Esta família é comum na costa brasileira e tem comportamento epipelágico conforme os trabalhos de Ré (1999), Mafalda et al (2004) e Araújo (2018). O relatório de Fest (2019d) também aponta este comportamento para a família de Engraulidae a qual foi registrada em grande abundância na área de estudo em questão.

Conforme os dados secundários que forneceram informações quanto a representatividade do Ictioplâncton na região de estudo durante o período pré-desastre, Petrobrás (2015) apontou que a família Engraulidae assim como a Clupeidae (sardinhas) foram abundantes na região da plataforma enquanto que Myctophidae se destacou na região do talude. Uma espécie de larva teve destaque no estudo, a *Lepidophanes guentheri* que pertence à família Myctophidae (peixe lanterna). Petrobrás (2015) apontou sua distribuição restrita à região do talude, comum em regiões oceânicas, o que reflete no comportamento mesopelágico para os representantes desta família, conforme Fest (2019d).

A família Carangidae também foi representativa na área de estudo, tem como representantes as garoupas e os badejos, os quais representam peixes costeiros associados a ambientes recifais e com comportamento epipelágico (PETROBRÁS, 2015). Algumas espécies podem ser encontradas em estuários e lagoas costeiras durante as fases iniciais do ciclo de vida (ROCHA; COSTA, 1999). Vale destacar que representantes desta família foram encontrados com o trato digestório destruído, provavelmente resultado da presença de metais como cobre, chumbo, mercúrio, ferro, manganês e outros na área de estudo, segundo os dados de Fest (2019d).

Durante o período pré-desastre outra família foi apontada como representativa por Petrobrás (2015), a família Scombridae que engloba peixes, como os atuns. O estudo relata que esses peixes são tipicamente pelágicos, formadores de cardumes e habitantes de águas oceânicas ou afastadas da costa e consistem em importantes itens comerciais para a pesca artesanal, industrial e esportiva. Na área do presente estudo, Scombridae foi registrada na foz do rio Doce durante o período pós-desastre, por Fest (2019d).

A comunidade de ovos e larvas de peixes registrada pelos dados secundários na área de estudo em questão foi dominada por famílias e espécies com hábitos pelágicos, mesopelágicos e demersais. São organismos comuns na costa brasileira e já foram registrados em outros estudos. Fica clara a importância em monitorar estes organismos, principalmente quando há espécies ameaçadas de extinção, além da necessidade de se compreender a dinâmica populacional com o intuito de manter as atividades pesqueiras quanto as espécies de importância comercial.

O monitoramento da comunidade de peixes durante um longo período resulta em um banco de informações (e.g. identificação taxonômica), que pode permitir a avaliação do dano decorrente da presença da pluma de rejeitos sobre a biota aquática e sua possível recuperação aos níveis originais do período pré-desastre.

7.1.1.3 Conclusões

A comunidade ictioplanctônica foi bem representada por ovos no Ambiente Marinho (2018-2019). Esse padrão também foi observado pelos dados secundários sugerindo que os indivíduos adultos utilizam a área para desova. Não foi possível fazer uma comparação com os estudos anteriores quanto a densidade já que as metodologias aplicadas eram distintas entre si, além da escassez de informações.

Os ovos e larvas não tiveram sua identificação positiva e foram classificados como Não Identificado (NI) nos dados primários. Entre os ovos, aqueles em formato elíptico foram observados, sugerindo a ocorrência de representantes da família Engraulidae (manjuba) durante o período investigado (2018-2019). Os dados secundários apontaram a composição do ictioplâncton dominada pelas famílias Carangidae, Clupeidae, Engraulidae e Scombridae e pela espécie *Lepidophanes guentheri* da família Myctophidae, representando famílias e espécies comuns em ambientes marinhos e oceânicos do litoral do Brasil.

Considerando os danos à comunidade ictioplanctônica advindos da presença da pluma de rejeitos de minérios, tal avaliação não pôde ser realizada pois não houve identificação positiva dos ovos e larvas provenientes dos dados primários, além dos poucos dados encontrados na literatura sobre o tema, tornando frágil a mensuração de danos.

Fica evidente a necessidade de monitorar a longo prazo a comunidade ictioplanctônica para o entendimento ecológico da assembleia de peixes e com vistas a ações de proteção e conservação dos recursos com potencial econômico e também de preservação, principalmente quando há registro de espécies ameaçadas de extinção. Um maior banco de dados, provenientes então do monitoramento destes organismos, poderá permitir futura avaliação dos danos decorrentes da pluma de rejeitos de minérios sobre a comunidade ictioplanctônica e sua possível recuperação em níveis normais registrados durante o pré-desastre na área de estudo em questão.

7.1.2 CARACTERIZAÇÃO DO ICTIOPLÂNCTON DO AMBIENTE ESTUARINO

Aproximadamente 1300 espécies de peixes marinhos ocorrem ao longo da costa brasileira (MENEZES et al., 2003). Cerca de 20% destas espécies utilizam os sistemas estuarinos em função da abundante carga de nutrientes, resultante da alta produção biológica nestes ambientes (BLABER, 2000). Além disso, os estuários apresentam também uma estrutura bastante complexa de manguezais,

os quais servem como refúgio reprodutivo e predatório para larvas e juvenis (ROBERTOSON; BLABER, 1992).

Quanto a composição do ictioplâncton (abundância de ovos e larvas), Weiss (1981) aponta que está condicionada, principalmente, a temperatura, salinidade, predação, turbidez, transparência e por muitas vezes a poluição também tem influência direta. E assim, a distribuição do ictioplâncton está relacionada diretamente ao aporte de águas continentais, ressurgências na plataforma e concentração de nutrientes, uma vez que as larvas têm um custo energético muito alto na busca de alimento (HILLE; SCHETTINI; RIBEIRO, 2008; BECCARA, 2017)

Com o desastre ambiental causado pelo rompimento de barragem de rejeitos de Fundão em Mariana (MG) em novembro de 2015, grandes aportes de minérios ocorreram no rio Doce e em toda a bacia hidrográfica a jusante da barragem alcançando então a foz do rio Doce e sua área costeira adjacente. Diante deste cenário diversos usos da água no ambiente marinho ficaram comprometidos como, por exemplo, a pesca, a recreação e o turismo (IBAMA, 2015).

Com a presença da pluma de rejeitos de minérios foram observadas grandes concentrações de sedimento suspenso na coluna d'água, alteração na concentração de oxigênio dissolvido e presença de EPTs (Elementos Potencialmente Tóxicos) dentre outros fatores limitantes. Situações como esta, onde há habitats degradados, as fases do ciclo de vida dos peixes podem ser afetadas diretamente, resultante do abandono da região pela população ou ainda em função das condições adversas que reduzem o papel do habitat impactado, como área de alimentação e desova (COSTA, 2015).

Devido à função de berçário, refúgio e área de alimentação dos estuários, é de extrema importância a conservação destes ambientes e o monitoramento das populações ictioplanctônicas, uma vez que os impactos gerados sobre estes organismos influem diretamente no recrutamento de espécies e equilíbrio ecossistêmico. O baixo recrutamento das espécies de peixes resulta na queda do estoque pesqueiro, neste âmbito, Clark (1967) sugere que mais de 70% dos juvenis de peixes com importância comercial têm uma parte da vida relacionada aos estuários. Quando espécies figuram como recursos pesqueiros, o declínio de suas populações incide diretamente na economia regional e nacional.

O objetivo do presente trabalho foi apresentar os dados da comunidade ictioplanctônica registrada nos ambientes estuarinos e lagoas marginais na região foz do rio Doce em período posterior (novembro de 2015 – fevereiro de 2019) ao desastre da Samarco.

7.1.2.1 Metodologia

A metodologia de análise dos danos à comunidade ictioplanctônica registrada no Ambiente Estuarino, após o rompimento da barragem de Fundão e a chegada dos rejeitos no oceano, foi composta por dados primários e secundários. Os dados primários se referem a uma campanha de monitoramento realizada pelo Lactec e para os dados secundários, estes não foram encontrados. Tais bases de dados são descritas a seguir.

7.1.2.1.1 Dados primários

No ambiente estuarino foi realizada uma campanha de monitoramento do ictioplâncton realizada entre os dias 11 e 18 de fevereiro de 2019 (período chuvoso). O plano amostral para o diagnóstico

do ambiente foi constituído por 5 estações de coleta, cujas coordenadas são apresentadas na Tabela 99 e a sua localização apresentada na Figura 2

Tabela 99 – Estações de monitoramento do ictioplâncton em ambiente estuarino e lagoas marginais em fevereiro de 2019 na foz do rio Doce e sua área costeira adjacente.

Estação de monitoramento		Longitude	Latitude
Lagoa Monsarás	L6	-39,8016	-19,5587
	L7	-39,77096	-19,55659
Estuário do Rio Doce	C1	-39,8502	-19,5627
	C2	-39,8216	-19,6461
Estuário do Rio Piraquê-açu	C10	-40,154	-19,9509

7.1.2.1.1.1 Coleta e análise de amostras

As amostras qualitativas e quantitativas do ictioplâncton da lagoa Monsarás foram coletadas por balde, filtrando 400 litros ($0,4\text{m}^3$) de água em malha de $200\mu\text{m}$. Já as amostras dos estuários foram coletadas e analisadas utilizando a mesma metodologia aplicada ao ictioplâncton do Ambiente Marinho descrito no item 7.1.1.1.

Assim como no Ambiente Marinho, parâmetros físico químicos foram medidos nos mesmos pontos amostrais da coleta para o ictioplâncton. Tais parâmetros serão utilizados na análise da comunidade ictioplanctônica, quando pertinente. Foram incluídos outros parâmetros ambientais para a coleta de dados primários, porém são apresentados no capítulo Qualidade das Águas.

7.1.2.1.1.2 Análise estatística dos dados

Para a análise da estrutura da comunidade ictioplanctônica registrada nos dados primários, os dados foram avaliados a partir da aplicação de diversas análises já descritas para o ictioplâncton no Ambiente Marinho, disponível no item 7.1.1.1.3.

Exceção para os índices de estrutura da comunidade que não foram aplicados já que não foram registradas famílias de ovos ou larvas de peixe na área de estudo e para a análise de agrupamento já que o ictioplâncton foi registrado em somente um ponto amostral no Ambiente Estuarino.

7.1.2.1.2 Dados secundários

Informações quando à comunidade ictioplanctônica foram encontradas de modo generalizado em trabalhos como o da UFES (2016) indicando sua coleta, porém sem apresentação dos resultados até o momento. Outros trabalhos abordam as larvas de peixe e indivíduos adultos (ictiofauna) porém quanto aos testes de toxicidade (UFES, 2016). Portanto, dados de abundância e de composição do ictioplâncton no período pós-desastre não foram encontrados para os ambientes estuarinos.

7.1.2.1.3 Segmentação temporal

Os dados do ictioplâncton que caracterizariam os estuário no período pré-desastre (P0), são aqueles gerados antes da chegada da onda de cheias à foz do rio Doce, em 21 de novembro de 2015 (FAURG, 2016; FURG, 2016). Após esta data inicia-se o período pós-desastre, o qual foi dividido de acordo com a sazonalidade, período seco e chuvoso. O primeiro período após o desastre se estende

do dia 21 de novembro de 2015 até o final do período chuvoso corrente (março de 2016), porém não foram encontrados dados referentes a este período. Assim o período subsequente, ou seja, referente ao pós-desastre (P1 e P2) compila o padrão de ocorrência do ictiopâncton registrado ao longo dos anos de 2018 e 2019 (Tabela 100).

Os dados provenientes do período pré-desastre (P0) são provenientes principalmente de estudos para fins de licenciamento ambiental ao longo da costa do ES e de pesquisas científicas realizadas nesta região, abrangendo um período de 2001 a 2015.

Tabela 100 – Segmentação dos períodos pré e pós-desastre.

Período	Identificação do Período	Intervalo de Tempo	Sazonalidade do Período	Fontes de dados analisados no período
Pré - Desastre	T0	Série histórica de dados levantados na linha-base até 10 de novembro de 2015	Seco e Chuvoso	CASTRO, 2001; STERZA e FERNANDES, 2006; CEPEMAR, 2006a; CEPEMAR, 2009; CABRAL, 2009; NUNES, 2010; NUTRIPETRO, 2013
Pós - Desastre	T1	11 de novembro de 2015 a Março de 2016	-	-
	T2	Julho de 2018 a fevereiro de 2019	Seco e chuvoso	LACTEC dados primários (2018-2019)

7.1.2.1.4 Avaliação de danos

Não foi possível concluir ou mensurar os danos causados pela lama de rejeitos sobre a comunidade ictioplanctônica nos Estuários, pois não houve identificação positiva quanto às larvas e aos ovos de peixes encontrados nos dados primários. Situação já descrita neste item na parte do Ambiente Marinho. Assim estes organismos ficaram classificados como NI (Não Identificados). Além disto, dados de composição e densidade não foram encontrados na literatura, prejudicando a comparação com as informações adquiridas pelos dados primários e assim, tornando frágil a análise de possíveis danos. Porém, ainda assim, as informações obtidas foram utilizadas para caracterizar as condições do local após o desastre e, sempre que possível, comparando com os dados de linha-base.

7.1.2.2 Caracterização da Comunidade Ictioplanctônica

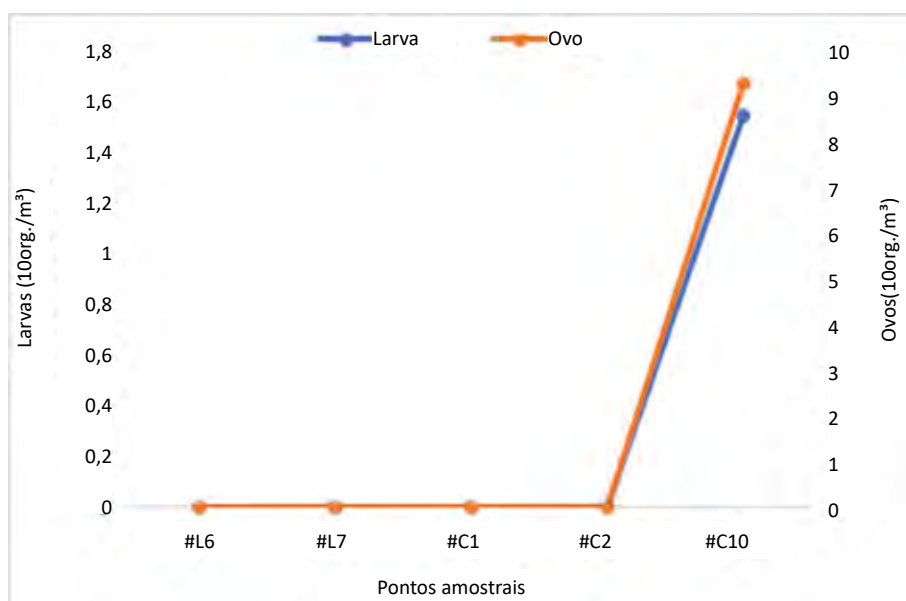
A comunidade de peixes foi composta por ovos e larvas nos Estuários do presente estudo em fevereiro de 2019 (Tabela 101). Assim a densidade total do ictiopâncton foi de 11 org./10m³, enquanto que a densidade média foi de 2,2 org./10m³ entre os pontos amostrais. Para as larvas a densidade total foi de 1,57 org./10m³, obtendo média de 0,32 org./10m³ entre os pontos amostrais. Considerando os ovos de peixe, sua densidade total foi de 9,4 org./10m³ e densidade média foi de 1,9 org./10m³ entre os pontos amostrais. Tanto os ovos quanto as larvas foram registrados somente no ponto amostral C10, localizado em frente à foz do rio Piraquê Açu (Figura 392).

A ocorrência do Ictiopâncton conforme os dados primários de fevereiro de 2019, aponta que a área é utilizada por populações de indivíduos adultos como local de reprodução e criação, o que é característico de ambientes estuarinos. Assim como no Ambiente Marinho, os ovos dominaram também nos Estuários, denotando o padrão comum de locais com potencial de desova (EKAU, 1999; NUTRIPETRO, 2013).

Tabela 101 – Densidade de ovos e larvas de peixes (org./10m³) e frequência de ocorrência (%) com dados físico-químicos por ponto amostral em ambiente estuarino e lagoas marginais em fevereiro de 2019 na foz do rio Doce e sua área costeira adjacente.

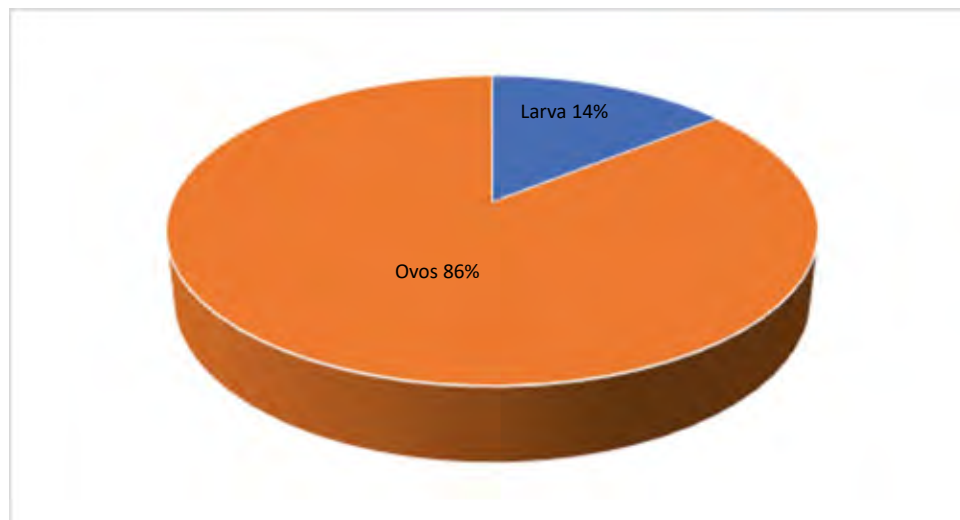
	L6	L7	C1	C2	C10	FO%
larvas						
Larva vitelínica (NI)	0	0	0	0	1,6	20
total larvas	0	0	0	0	1,6	20
ovos						
NI	0	0	0	0	9,4	20
total ovos	0	0	0	0	9,4	20
Temperatura (°C)	32,0	31,0	32,1	29,9	27,0	
Salinidade	0,2	0,2	0,0	0,0	34,4	
pH	3,4	3,7	7,9	7,1	7,0	
OD (mg/L)	7,1	6,8	7,7	7,6	8,0	
Turbidez (NTU)	9,5	14,5	61,5	34,5	8,2	
Transparência (m)	1,2	0,6	0,2	0,3	0,9	

Figura 392 – Variação da densidade de ovos e larvas de peixes (org./10m³) por ponto amostral em ambiente estuarino e lagoas marginais em fevereiro de 2019 na foz do rio Doce e sua área costeira adjacente.



O ictioplâncton encontrado nas amostras dos Estuários em fevereiro de 2019 foi dominado pelos ovos que contribuíram com 86% ao ictioplâncton total, enquanto que as larvas contribuíram com 14% (Figura 393).

Figura 393 – Abundância relativa (%) entre ovos e larvas de peixes ocorrentes nas amostras coletadas em ambiente estuarino e lagoas marginais em fevereiro de 2019 na foz do rio Doce e sua área costeira adjacente.



Nenhum organismo do Ictioplâncton teve sua identificação positiva, assim foram classificados como NI (Não Identificado). Para as larvas, somente uma (01) foi encontrada e em fase vitelínica. Para os Estuários não foram registrados os ovos elípticos (Tabela 101). No entanto vale destacar que a família Engraulidae foi registrada por Cepemar (2011 - período pré-desastre; P0) e teve abundância total de 48,81 org./10m³. Com relação às espécies de larvas de peixe, como *Hippocampus erectus* e *Hippocampus reidi*, ambas representantes de cavalo marinho e que constam na lista de espécies ameaçadas de extinção, os estudos de Castro (2001) no rio Piraquê Açu e de Nutripetro (2013) na região da Barra do Riacho e da Barra do Sahy, registraram tais organismos durante o período pré-desastre (P0). Tais apontamentos reforçam a necessidade em monitorar a comunidade ictioplanctônica para fins de conservação/preservação em ambientes estuarinos.

A partir da distribuição das classes de frequência de ocorrência de ovos e larvas de peixe, observou-se que tanto os ovos quanto as larvas foram classificados como Esporádico, alcançando 20% entre os pontos amostrais onde foram encontrados (Tabela 101). Com isso, o ictioplâncton foi registrado em 20% (1 ponto amostral) do total dos pontos amostrais (5 pontos) no ambiente do baixo estuário do rio Doce e na lagoa Monsarás durante fevereiro de 2019. No entanto vale destacar que esta última campanha de coleta representa o período chuvoso e com isso, pode haver aumento da vazão da água fluvial dispersando então os organismos ictioplanctônicos para a região costeira adjacente ao rio Doce. De fato, uma maior representatividade de ovos e larvas de peixe foi observada no Ambiente Marinho (Tabela 101), tanto na amostragem do Ictioplâncton quanto na amostragem do Zooplâncton, em fevereiro de 2019. A presença de fases iniciais do ciclo de vida destes organismos, reflete a população adulta que pode utilizar a área como berçário, indicando a importância em realizar monitoramento da assembleia de ovos e larvas de peixe.

Considerando aos dados secundários do período pré-desastre, a família Achiridae foi destacada por Nutripetro (2013). Esta família engloba os linguados que habitam, em sua maioria, regiões costeiras, estuários e água doce, está distribuída pelos dois lados das Américas, tendo ampla ocorrência no Espírito Santo, segundo os dados secundários apresentados por Nutripetro (2013).

Uma espécie foi relatada como representativa, como *Scartella cristata* (maria da toca), pertencente à família Blenniidae, com comportamento demersal, segundo Nutripetro (2013). Dados secundários mencionados por este mesmo trabalho mostram que *S. cristata* vive em águas rasas e próximas a recifes de corais com alta abundância em ambientes costeiros. A família Gobiidae (moréia, emborê) com hábito demersal e típica de ambientes recifais como Blenniidae, também foi representativa na área de estudo durante o período pré-desastre (NUTRIPETRO, 2013).

Compondo ainda a comunidade ictioplanctônica, a família Sciaenidae também foi destacada por Nutripetro (2013). Tem representantes com importância comercial, como a pescada e a corvina. Compreende espécies que habitam ambientes tropicais-temperados marinhos, salobros e de água doce e estes peixes usam os estuários como berçários, onde sazonalmente dominam a comunidade de peixes.

Após o exposto acima quanto à composição do Ictioplâncton os dados secundários apontaram uma comunidade representativa de ovos e larvas de peixes típicos de ambientes costeiros do litoral do Brasil. A necessidade de estudos que abordam o tema é amplificada vistas as lacunas quanto às informações dos padrões de ocorrência do ictioplâncton da área de estudo. A partir destes esforços se tornará possível compreender a dinâmica populacional quanto aos hábitos de migração, alimentação, reprodução e reposição dos estoques, importantes para o aspecto de conservação/preservação das espécies e também para o aspecto econômico no que tange à produção pesqueira.

Após um longo monitoramento, o qual possibilita coletar larvas de peixe em distintas fases (pré-flexão, pós-flexão) e assim facilita a identificação positiva destes organismos, a avaliação dos efeitos da pluma de rejeitos sobre a biota aquática e sua possível recuperação aos níveis originais do período pré-desastre poderá ser realizada com maior precisão.

7.1.2.3 Conclusões

A comunidade ictioplanctônica foi representada por ovos somente em uma única estação amostral (C10) nos Estuários. Não foi possível realizar uma comparação da ocorrência de ovos e larvas entre os distintos períodos em função da falta de informação sobre a comunidade ictioplanctônica da área de estudo.

Os ovos e larvas não tiveram sua identificação positiva, sendo classificados como Não Identificado (NI) nos dados primários coletados nos sistemas estuarinos e lagoas marginais durante fevereiro de 2019. Os dados secundários apontaram a composição do ictioplâncton dominada pelas famílias Achiridae, Gobiidae e Sciaenidae e pela espécie *Scartella cristata* da família Blenniidae, representando famílias e espécies comuns em ambientes estuarinos e costeiros do litoral do Brasil.

Devido a identificação negativa dos ovos e larvas de peixes encontrados nos dados primários e as poucas informações obtidas nos dados secundários, optou-se por não realizar a avaliação dos danos da presença da pluma de minérios na área de estudo em questão.

Fica evidente a necessidade de monitorar a longo prazo, a comunidade ictioplanctônica para o entendimento ecológico da assembleia de peixes e com vistas a ações de proteção e conservação dos recursos com potencial econômico e também de preservação, principalmente quando há registro de espécies ameaçadas de extinção como nos locais próximos (Ambiente Marinho) à área de estudo em

questão. As informações adquiridas por um extenso banco de dados de monitoramento, também podem permitir, no futuro, a avaliação dos danos decorrentes da lama de rejeitos sobre a biota aquática presente no baixo estuário do rio Doce e sua área marinha adjacente e a sua possível recuperação aos níveis normais, durante o pré-desastre.

7.2 VEGETAÇÃO COSTEIRA - RESTINGA

As Formações Pioneiras de Influência Marinha, conhecidas popularmente como restingas, ocorrem ao longo do litoral nos terrenos instáveis cobertos por uma vegetação de primeira ocupação de caráter edáfico, que ocupa terrenos rejuvenescidos pelas seguidas deposições de areias marinhas. A vegetação, em constante sucessão, é composta por terófitos, criptófitos (geófitos e/ou hidrófitos), hemicriptófitos, caméfitos e nanofanerófitos, que compõem as vegetações da orla marítima, sempre com plantas adaptadas aos parâmetros ecológicos do ambiente pioneiro e que recebem influência direta das águas do mar (IBGE, 2012).

As restingas são comunidades vegetais fisionomicamente distintas estabelecidas sobre as planícies litorâneas, que são feições formadas por sedimentos terciários e quaternários, depositadas predominantemente em ambientes marinhos, continentais ou transicionais e frequentemente associadas a desembocaduras de grandes rios e/ou reentrâncias na linha da costa (MENEZES-SILVA, 2002). As comunidades vegetais que aí se desenvolvem são principalmente definidas pelas condições dos solos e influência marinha (ARAÚJO; MACIEL, 1998; FALKENBERG, 1999; SCARANO, 2002; SOUZA, 2004). Os diferentes tipos de vegetação ocorrentes nas restingas brasileiras variam desde formações herbáceas, passando por formações arbustivas, abertas ou fechadas, chegando a florestas cujo dossel varia em altura, geralmente não ultrapassando os 20 metros (MENEZES-SILVA, 2002). As formações investigadas neste diagnóstico restringem-se às formações herbáceas, subarbustivas e arbustivas.

Segundo Falkenberg (1999) a vegetação da restinga herbáceo-arbustiva distribui-se ao longo de três fisionomias marcantes: praias e dunas frontais, constituídas por plantas herbáceas com estolões ou rizomas e com populações esparsas ou em touceiras, recebendo influência direta do mar; dunas internas e planícies, que se situam após as dunas frontais, estando mais distante do mar, recebendo menor influência do mesmo e caracterizadas pela presença de dunas móveis ou semifixas; e lagunas, banhados e baixadas, que são caracterizadas por depressões com ou sem inundações.

Após percorrer todo o rio Doce os rejeitos chegaram à localidade de Regência onde fica a sua foz. A cobertura vegetal da foz do rio Doce é composta principalmente pela formação restinga. As espécies encontradas nas restingas apresentam capacidade de suportar condições edáficas e climáticas extremas, como aportes agudos de salinidade, elevadas temperaturas, insolação, ventos, baixa disponibilidade de água e solo instável (WAECHTER, 1985; ROCHA et al., 2004; SOUZA, 2004). Tais adaptações permitem que as espécies que habitam as restingas auxiliem na fixação da areia das praias e dunas, protegendo esses ambientes dos processos erosivos e contribuindo no ciclo local de nutrientes.

Com relação à composição florística, na região da restinga em Regência (ES), Colodete e Pereira (2007) identificaram 61 espécies pertencentes a 33 famílias, sendo Bromeliaceae a família de maior riqueza (seis espécies), seguida por Fabaceae e Orchidaceae (cinco). Na região norte do Espírito Santo,

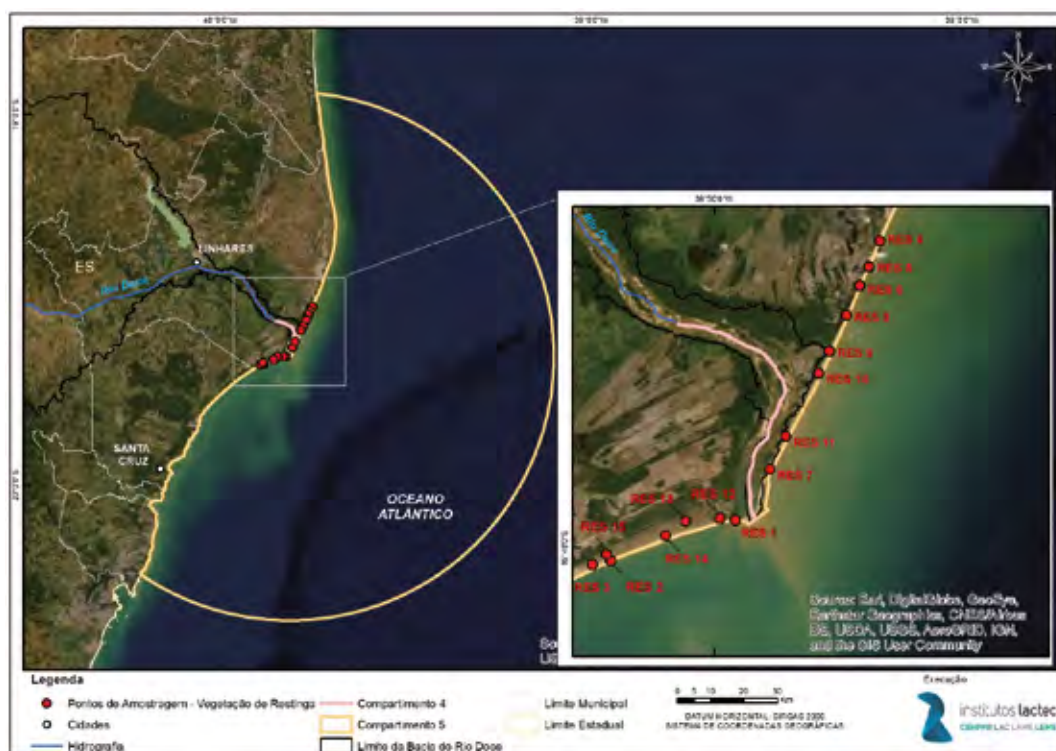
Monteiro et al. (2014) amostraram 42 espécies, de 38 gêneros e 28 famílias, sendo que as famílias mais ricas em espécies foram Bromeliaceae e Fabaceae (quatro espécies cada). Estudos realizados pelo LACTEC em 2019 levantaram a ocorrência de 62 espécies, pertencentes a 58 gêneros e 38 famílias botânicas. Mesmo levando em consideração as diferentes metodologias adotadas entre os estudos citados, os resultados foram próximos, indicando que não houve alterações significativas na composição de espécies.

Para esse grupo, a amostragem foi realizada na classe de uso do solo “Restinga”, inserida na região fitoecológica das Formações Pioneiras (Formação Pioneira de Influência Marinha). Segundo os critérios utilizados para o levantamento do uso do solo a formação restinga possui 380,76 hectares na região da desembocadura do rio Doce.

7.2.1 METODOLOGIA

A amostragem foi realizada na classe de uso do solo “Restinga”, totalizando 15 pontos de amostragem localizados próximos à foz do rio Doce (Figura 394).

Figura 394 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva ao longo da bacia do rio Doce.



Execução: Lactec.

Em cada ponto de amostragem, foi instalado um transecto de 100 metros de comprimento seguindo a curva de nível do terreno. Nos transectos, foram instaladas parcelas de 2 x 1 m a cada 10 m (20 m² de área amostral total por ponto de amostragem), alternando-se entre o lado esquerdo e direito do transecto, visando uma amostragem abrangente e não tendenciosa da vegetação (Figura 395). A área total amostrada foi de 300 m².

Figura 395 – Amostragem nas áreas com vegetação de Restinga, com a instalação do transecto de 100 m e de parcelas de 2 x 1 m.



Fonte: Lactec.

Para cada parcela, foram identificadas todas as espécies e quantificados todos os indivíduos. A cobertura vegetal de cada indivíduo dentro da parcela foi estimada em porcentagem que variou de 1% a 100% para cada espécie, sendo 100% a área total do gabarito de PVC utilizado para demarcar a área da parcela. Para determinar o que foi ou não considerado como indivíduo, utilizou-se a separação visual e mecânica. Por exemplo, no caso de haver continuidade física visualmente perceptível do espécime, este foi considerado como indivíduo único. Em caso contrário, se não houve continuidade física entre os espécimes, foram considerados indivíduos independentes. Foi estabelecido um número máximo de 50 indivíduos de cada espécie por parcela, para evitar superestimativas, já que a separação do que é um ou mais indivíduos nem sempre é clara.

Além da coleta de dados nas parcelas, foi realizada a florística dos pontos amostrais, que consiste na coleta de todas as espécies encontradas em estágio fértil. Essa amostragem florística fora das parcelas visou complementar a lista florística dos locais amostrados. Ao menos um exemplar de cada morfoespécie foi coletado para identificação e registro fotográfico em herbário. As coletas foram prensadas entre jornais e papelões *in loco* e logo após as atividades em campo, foram secas em estufa de campo. Para todos os pontos de amostragem e parcelas foram obtidas as coordenadas geográficas. Os dados obtidos em campo foram: número de espécies, número de indivíduos por espécie e cobertura das espécies por parcela.

Após a coleta dos dados e identificação das espécies, foram determinados os parâmetros fitosociológicos de densidade, frequência, cobertura ou dominância e valor de importância de cada grupo biológico, e posteriormente os parâmetros da estrutura horizontal – Índice de diversidade de Shannon (H'), Índice de equabilidade de Pielou (J), Índice de dominância de Simpson (C) e Quociente de mistura de Jentsch (QM). Esses parâmetros fornecem informações importantes para descrever a estrutura comunidade vegetal, fornecendo elementos sobre a distribuição espacial das populações e a importância ecológica de cada espécie no ecossistema. A descrição de todos estes parâmetros encontra-se no Capítulo 2 do TOMO III – Ambiente Terrestre e Atmosfera.

7.2.1.1 Preparo das amostras e identificação botânica das espécies em herbário

Todas as espécies tiveram amostras botânicas coletadas para confirmação da identidade taxonômica no Herbário do Museu Botânico de Curitiba (MBM), reconhecido por seu acervo científico composto por cerca de 400.000 mil amostras catalogadas e identificadas pelos mais renomados especialistas, sendo considerado o quarto maior herbário do país em número de exemplares.

As atividades desenvolvidas no herbário seguiram uma sequência de etapas, passando pelo recebimento do material coletado pelas equipes de campo até sua incorporação à coleção do MBM. O processo envolveu a secagem, triagem, identificação, digitação de informações no banco de dados, etiquetagem, montagem das exsicatas, tomada de fotografias, separação de duplicatas e por fim inclusão na coleção.

No momento da entrega dos materiais coletados, foram verificadas as informações de campo anexadas a estes, objetivando verificar eventuais inconsistências na planilha de campo. Nesse momento foi também verificada a necessidade de secagem ou de esterilização das amostras, de acordo com o estado de conservação do material vegetal, respeitando os procedimentos internos do MBM.

A primeira etapa no herbário referiu-se à secagem do material, ocorrendo logo após a entrada das amostras. Nessa etapa, as amostras foram prensadas com alumínio corrugado, papelão e jornal, sendo levadas à estufa para a correta secagem do material vegetal (Figura 396), por um período que pode variar entre 2 a 5 dias, dependendo da espécie (plantas carnosas necessitam de mais tempo para desidratar). Na fase de triagem, as amostras foram agrupadas por família botânica e gênero, com separação em ordem alfabética (Figura 397). Após essa etapa, as amostras seguiram para a identificação botânica.

Figura 396 – Processo de secagem (A) e herborização (B) das plantas coletadas em campo.



Fonte: Lactec.

Figura 397 – Processo de triagem e organização das coletas em grupos taxonômicos aproximados.



Fonte: Lactec

7.2.1.2 Identificação Botânica, Digitalização das Amostras e Incorporação no Acervo

A identificação botânica das amostras foi realizada por meio de comparações morfológicas com exsicatas depositadas na coleção do MBM (Figura 398), sendo estas últimas validadas por especialistas dos grupos em questão. Também foram utilizados materiais taxonômicos de apoio no procedimento de identificação botânica das espécies, como artigos científicos, coleções estaduais de floras, além de sites de coleções botânicas Rede SpeciesLink, Herbário Virtual da Flora e dos Fungos (INCT) e da referência nacional de conhecimento e conservação da flora brasileira Projeto REFLORA – Plantas do Brasil.

Além da coleção do MBM, alguns dos técnicos de campo obtiveram acesso a coleções de herbários de outras instituições, aumentando a acurácia das identificações botânicas. As instituições visitadas foram o Herbário da Universidade Estadual de Campinas (UEC), Herbário da Universidade Estadual de Londrina (FUEL), Herbário da Universidade Estadual de Maringá (HUEM), Herbário do Departamento de Botânica da Universidade Federal de Minas Gerais (BHCB) e o Herbário do Departamento de Botânica da Universidade Federal de Santa Catarina (FLOR).

Figura 398 – Processo de identificação dos espécimes coletados em campo por comparação com exsicatas já identificadas.



Fonte: Lactec.

Para as amostras férteis e em bom estado, após a identificação das espécies, foi realizada a montagem de exsicatas. Inicialmente, transferiram-se as informações associadas ao espécime obtidas em campo, tais como nome do coletor com número de coleta, hábito da planta, cor de flor, fruto ou exsudatos, altura do espécime, observações ambientais e coordenadas geográficas, entre outras.

Essas informações permitiram a inserção das amostras no sistema de banco de dados utilizado pelo herbário. Posteriormente, com a informação completa no banco de dados, foram geradas etiquetas padronizadas para o material destinado à incorporação no acervo.

Todos os espécimes, tanto os coletados em estado vegetativo quanto reprodutivo, passaram pelo processo de digitalização, ou seja, a tomada de fotografias dos indivíduos, procurando sempre fotografar os melhores ramos expondo ambas as faces das folhas e estruturas reprodutivas. As imagens foram organizadas sistematicamente contendo o nome científico, a família botânica e grupo biológico de estudo, para compor o banco de imagem facilitando as consultas posteriores.

7.2.2 RESULTADOS

7.2.2.1 Composição Florística

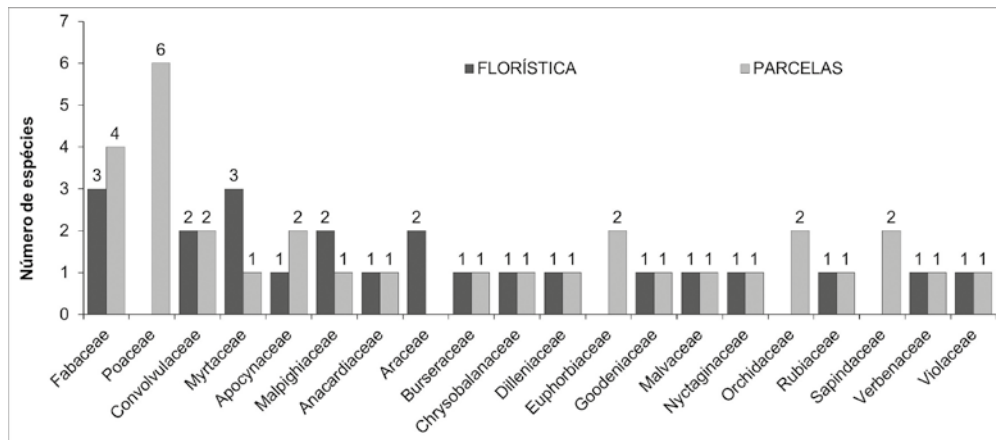
A lista florística das espécies de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva totalizou 62 espécies, pertencentes a 58 gêneros e 38 famílias botânicas, contabilizando tantos as espécies amostradas nas parcelas quanto no caminhamento florístico realizado no entorno dos locais de amostragem (Tabela 102) (Apêndice N). Deste total, apenas 2 espécies foram identificadas apenas até o nível de gênero devido à falta de folhas ou estruturas reprodutivas no momento da amostragem. Considerando as formas de amostragem, 43 espécies foram amostradas nas parcelas de toda a área, sendo que 30 espécies foram verificadas no levantamento florístico do entorno dos pontos de amostragem de restinga no rio Doce.

Tabela 102 – Parâmetros botânicos da amostragem de espécies de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva amostradas na bacia do rio Doce.

Parâmetro avaliado	FLORÍSTICA	PARCELAS	FLORÍSTICA + PARCELAS
Número de espécies	30	43	62
Número de gêneros	29	40	58
Número de famílias	23	30	38

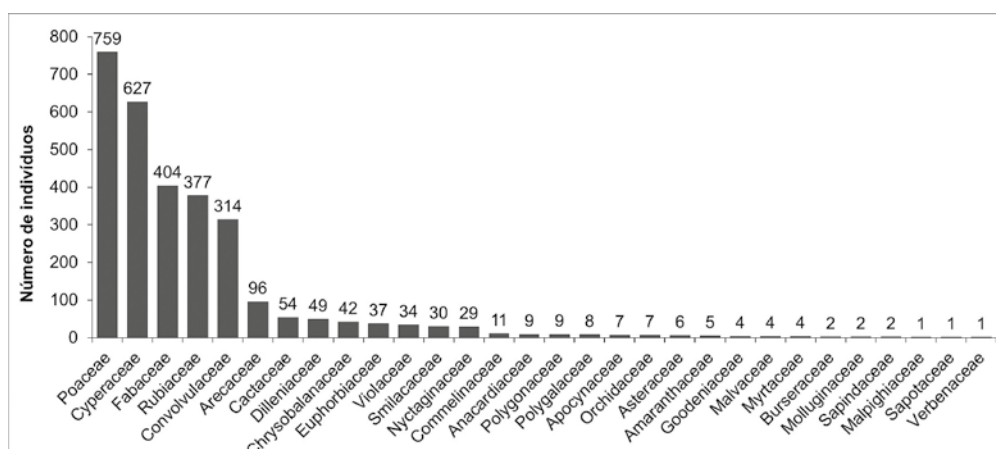
A família botânica com maior número de espécies na área total foi Fabaceae, com 4 espécies amostradas nas parcelas e 3 espécies no caminhamento florístico, seguida pela Família Poaceae, com 6 espécies amostradas nas parcelas (Figura 399). As famílias Convolvulaceae (2 espécies nas parcelas e 2 no caminhamento) e Myrtaceae (1 espécie nas parcelas e 3 no caminhamento) também se destacaram. As demais famílias apresentaram menor número de espécies, embora tenham contribuído de forma significativa para a diversidade local.

Figura 399 – Número de espécies das principais famílias botânicas amostradas nos pontos de amostragem de restinga herbácea, subarbusativa e arbustiva na foz do rio Doce.



Quanto ao número de indivíduos de restinga herbácea, subarbusativa e arbustiva em todas as parcelas (Figura 400), a família Poaceae se destacou (759 indivíduos), seguida pelas famílias Cyperaceae (627), Fabaceae (404), Rubiaceae (377) e Convolvulaceae (314). Para as demais famílias, foram amostrados menos que 100 indivíduos de restinga herbácea, subarbusativa e arbustiva cada.

Figura 400 – Número de indivíduos das principais famílias botânicas amostradas nos pontos de amostragem de restinga herbácea, subarbusativa e arbustiva na foz do rio Doce.



Para ilustrar os registros encontrados em campo seguem algumas imagens (Figura 401) das espécies com estrutura reprodutiva.

Figura 401 – Imagens de espécies encontradas na formação restinga.

	
Apocynaceae - <i>Himatanthus bracteatus</i>	Capparaceae - <i>Cynophalla flexuosa</i>
	
Bignoniaceae - <i>Fridericia conjugata</i>	Malvaceae - <i>Pavonia cancellata</i>
	
Polygonaceae - <i>Coccoloba alnifolia</i>	Orchidaceae - <i>Vanilla bahiana</i>
	
Arecaceae - <i>Allagoptera arenaria</i>	Cactaceae - <i>Cereus fernambucensis</i>

Fonte: Lactec.

Com relação às espécies ameaçadas, constam na legislação estadual (IEMA, 2015) *Scaevola plumieri* (Goodeniaceae) como ‘vulnerável’ e *Axonopus pressus* (Poaceae) como ‘criticamente em perigo’ (Tabela 103), essa última com elevado número de indivíduos amostrados na área. Além desta, todas as espécies das famílias Cactaceae e Orchidaceae que constam no Apêndice II do CITES se encontram protegidas contra o comércio excessivo por meio de tratado internacional, assegurando a não exportação destes grupos exceto em casos validados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Nas restingas foram amostradas duas espécies de Orchidaceae (*Cyrtopodium holstii* e *Vanilla bahiana*) e uma de Cactaceae (*Cereus fernambucensis*).

Tabela 103 – Espécies da restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva, ameaçadas de extinção ou protegidas, amostradas na bacia do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	NÚMERO DE INDIVÍDUOS	CATEGORIA
ESPÉCIES AMEAÇADAS (IEMA 2005)			
Goodeniaceae	<i>Scaevola plumieri</i>	4	Vulnerável
Poaceae	<i>Axonopus pressus</i>	346	Criticamente em perigo
ESPÉCIES PROTEGIDAS (CITES 2017)			
Cactaceae	<i>Cereus fernambucensis</i>	54	Apêndice II
Orchidaceae	<i>Cyrtopodium holstii</i>	5	Apêndice II
Orchidaceae	<i>Vanilla bahiana</i>	2	Apêndice II

Categoria de ameaça CITES: Apêndice II, espécies cujo comércio deve ser controlado a fim de evitar usos incompatíveis com sua sobrevivência.

Para os usos das espécies de restinga (Tabela 104), pouco mais de 50% das espécies amostradas nas restingas possuem algum uso ou potencialidade de uso. Destacam-se as famílias Fabaceae e Myrtaceae com maior número de espécies. *Allagoptera arenaria* de uso alimentício, ornamental e tecnológico é a espécie mais abundante na amostragem. Das 33 espécies de restinga listadas com algum tipo de uso, sua grande maioria é de uso medicinal.

Tabela 104 – Potencialidade de uso das espécies de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva amostradas na bacia do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	AT	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i>	9	x	x	x	x	x		x	x
Apocynaceae	<i>Himatanthus bracteatus</i>	FL								x
	<i>Peplonia asteria</i>	3	x							
Araceae	<i>Montrichardia linifera</i>	FL	x				x			
Arecaceae	<i>Allagoptera arenaria</i>	96		x			x			x
Boraginaceae	<i>Varronia curassavica</i>	FL	x	x						
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i>	2	x	x	x	x		x	x	x
Cactaceae	<i>Cereus fernambucensis</i>	54		x						
Capparaceae	<i>Cynophalla flexuosa</i>	FL	x	x						
Chrysobalanaceae	<i>Chrysobalanus icaco</i>	42	x	x	x		x		x	

FAMÍLIA	ESPÉCIE	AT	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
Convolvulaceae	<i>Ipomoea pes-caprae</i>	58	x	x						
Dilleniaceae	<i>Davilla rugosa</i>	FL	x		x					x
Euphorbiaceae	<i>Microstachys corniculata</i>	29		x						
Fabaceae	<i>Abarema jupunba</i>	FL			x	x	x		x	x
	<i>Chamaecrista flexuosa</i>	54	x							
	<i>Stylosanthes viscosa</i>	79	x							
	<i>Swartzia apetala</i>	FL			x		x		x	x
Lauraceae	<i>Ocotea notata</i>	FL			x		x		x	
Malpighiaceae	<i>Byrsonima sericea</i>	1	x	x	x		x		x	x
Malvaceae	<i>Waltheria indica</i>	4	x							
Myrtaceae	<i>Calyptanthus brasiliensis</i>	FL		x						
	<i>Eugenia astringens</i>	4	x	x						
	<i>Psidium guineense</i>	FL	x	x						
Nyctaginaceae	<i>Guapira pernambucensis</i>	29	x		x					
Poaceae	<i>Stenotaphrum secundatum</i>	60	x				x			
Polygalaceae	<i>Polygala cyparissias</i>	8	x							
	<i>Coccoloba alnifolia</i>	9	x							x
Primulaceae	<i>Myrsine parvifolia</i>	FL		x					x	
Rubiaceae	<i>Tocoyena bullata</i>	FL	x				x			
Sapindaceae	<i>Cupania emarginata</i>	1	x		x					x
Smilacaceae	<i>Smilax rufescens</i>	30	x				x			
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i>	1	x				x			
Violaceae	<i>Pombalia calceolaria</i>	34	x							

Os valores indicam número de indivíduos amostrados. FL: Espécies amostradas apenas no levantamento florístico. Categorias de uso: ME = medicinal; AL = alimentícia; CO = construção; AM = ambiental; OR = ornamental; RI = ritualística; LE = lenha; TE = tecnológica.

Apenas três espécies de restinga herbácea, subarbusiva e arbustiva foram classificadas como exóticas (Tabela 105), sendo *Cyperus pedunculatus* (Cyperaceae) a mais abundante com 627 indivíduos amostrados, *Zoysia matrella* (Poaceae) com 20 indivíduos e *Lantana camara* (Verbenaceae) com apenas 1 indivíduo. Destas espécies, nenhuma dessas espécies é considerada invasora.

Tabela 105 – Espécies exóticas amostradas na vegetação da restinga herbácea, subarbusiva e arbustiva próximo a foz do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	INDIVÍDUOS	EXÓTICA
Poaceae	<i>Zoysia matrella</i>	20	X
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i>	1	X
Cyperaceae	<i>Cyperus pedunculatus</i>	627	X

A descrição metodológica para os parâmetros analisados a seguir, estão descritos na análise de vegetação terrestre, dentro do Tomo III – Ambiente terrestre.

7.2.2.2 Parâmetros da estrutura horizontal

A análise fitossociológica das espécies de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva amostradas na foz do rio Doce (Tabela 106) mostra que a espécie *Chamaecrista ramosa* destacou-se das demais, apresentando o maior Valor de Importância, em função da elevada frequência e cobertura. Quanto à densidade de indivíduos, a espécie *Cyperus pedunculatus* apresentou o maior valor. Além destas, destacaram-se as espécies *Axonopus pressus*, *Allagoptera arenaria*, *Mitracarpus megapotamicus*, *Ipomoea imperati*, *Sporobolus virginicus*, *Ipomoea pes-caprae*, *Chrysobalanus icaco* e *Cereus fernambucensis*, que juntas somaram 78% do Valor de Importância. As outras 33 espécies apresentaram menores valores fitossociológicos.

Tabela 106 – Parâmetros fitossociológicos das 10 principais espécies amostradas em áreas de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva na foz do rio Doce.

ESPÉCIE	NI (ind)	DA (ind.ha ⁻¹)	DR (%)	NP	FA (%)	FR (%)	CA (%)	CR (%)	VI (%)
<i>Chamaecrista ramosa</i>	258	8600	8,8	73	48,7	12,9	2177,0	26,0	15,9
<i>Axonopus pressus</i>	346	11533	11,8	51	34,0	9,0	1396,5	16,7	12,5
<i>Cyperus pedunculatus</i>	627	20900	21,4	60	40,0	10,6	215,5	2,6	11,5
<i>Allagoptera arenaria</i>	96	3200	3,3	47	31,3	8,3	1398,5	16,7	9,4
<i>Mitracarpus megapotamicus</i>	377	12567	12,8	44	29,3	7,8	233,5	2,8	7,8
<i>Ipomoea imperati</i>	256	8533	8,7	41	27,3	7,3	145,0	1,7	5,9
<i>Sporobolus virginicus</i>	317	10567	10,8	19	12,7	3,4	183,5	2,2	5,5
<i>Ipomoea pes-caprae</i>	58	1933	2,0	21	14,0	3,7	392,5	4,7	3,5
<i>Chrysobalanus icaco</i>	42	1400	1,4	10	6,7	1,8	488,5	5,8	3,0
<i>Cereus fernambucensis</i>	54	1800	1,8	21	14,0	3,7	243,0	2,9	2,8
Outras (33 espécies)	504	16800	17,2	178	118,7	31,5	1512,5	18,0	22,2
TOTAL	2935	97833	100	565	377	100	8386	100	100

NI = número de indivíduos amostrados nas parcelas; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; NP = número de parcelas na qual a espécie foi amostrada; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; CA = cobertura absoluta; CR = cobertura relativa; VI = valor de importância.

Analisando os parâmetros da análise fitossociológica das espécies de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva (Tabela 107), percebe-se que nas 150 parcelas amostradas foram encontradas 43 espécies de 30 famílias botânicas distintas, sendo que o Índice de Diversidade de Shannon foi calculado em $H' = 2,627$, sendo um valor relativamente baixo para levantamentos biológicos de flora. O valor do Índice de Equabilidade de Pielou (J) e o Índice de Dominância de Simpson (C) são relativamente elevados, indicando que ocorre distribuição igualitária da abundância das espécies amostradas pela riqueza florística total.

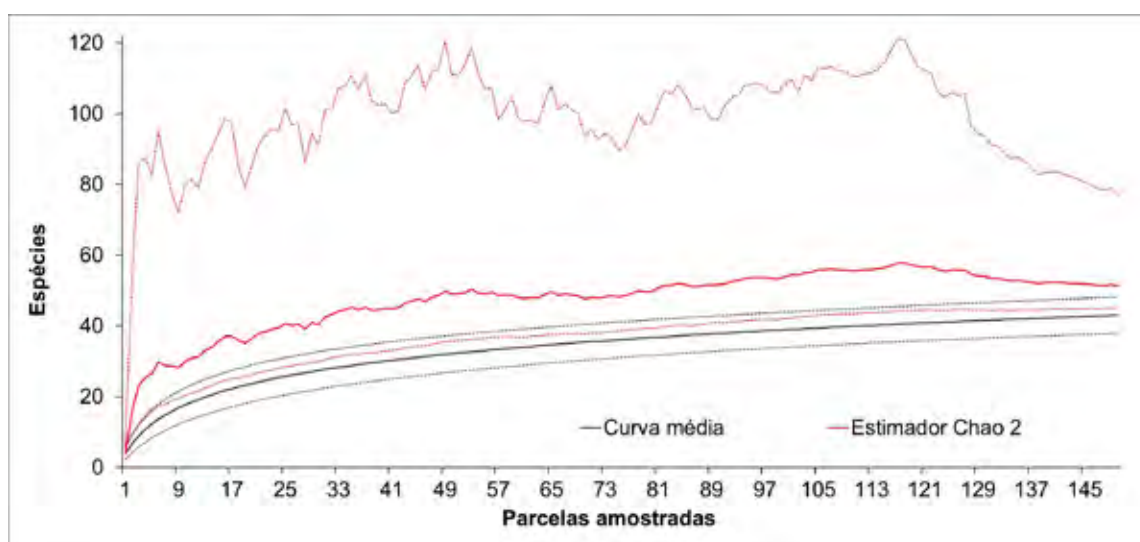
Tabela 107 – Parâmetros gerais da estrutura horizontal das espécies de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva em função do número de parcelas amostradas na foz do rio Doce.

PARÂMETROS	ÁREA TOTAL
Número de pontos de amostragem	15
Número de parcelas amostradas	150
Número de indivíduos amostrados	2.935
Número de espécies	43
Número de famílias	30
Densidade de indivíduos (ind. ha ⁻¹)	97.833
Índice de Shannon (H')	2,627
Índice de Equabilidade de Pielou (J)	0,698
Índice de Dominância de Simpson (C)	0,893
Quociente de Mistura de Jentsch (QM)	0,015

7.2.2.3 Suficiência Amostral do Levantamento Fitossociológico

O levantamento fitossociológico das espécies de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva na foz do rio Doce totalizou 43 espécies em 150 parcelas amostradas (Figura 402). Como comparação, o estimador não paramétrico Chao 2 estimou 51 espécies, o que indica que a amostragem abrangeu aproximadamente 84% das espécies estimadas para a área. A curva do estimador Chao 2 atingiu a assíntota considerando as parcelas amostradas (curva espécie-parcela), o que representa a sua estabilização.

Figura 402 – Curvas de acumulação de espécies (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p < 0,05$) de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva amostradas nas parcelas da foz do rio Doce.



Além disso, a curva média de acumulação de espécies apresenta tendência de estabilização com o aumento do número de parcelas amostradas, sendo que não há diferença entre ambas as curvas considerando seus respectivos intervalos de confiança (linhas pretas pontilhadas representar o intervalo de confiança da curva média e área vermelha representa o intervalo de confiança do estimador Chao 2). Portanto, pode-se inferir que a amostragem fitossociológica realizada nas áreas de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva foi suficiente para caracterizar a estrutura da vegetação.

A ausência de estabilização das curvas de acumulação de espécies explica-se porque é difícil atingir a assíntota da curva, uma vez que a suficiência amostral ótima só é atingida se a distribuição espacial das espécies for aleatória, o que não é caso das áreas de florestas tropicais naturais (SCHILLING et al., 2012). No caso da área de estudo, que abrange várias áreas de restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva, era esperado um incremento de novas espécies à amostragem, especialmente espécies raras ou de ocorrência limitada. Santos (2003) cita que o incremento de riqueza proporcionado por uma mudança de habitat, comunidade ou sucessão vegetal ocasionam novas inclusões de espécies e dificultam a completa estabilização da curva de acumulação de espécies em amostragens ecológicas.

7.2.3 CONCLUSÃO

A vegetação pioneira com influência marinha (IBGE, 2012), popularmente conhecida como restinga, situada na região do litoral norte do Espírito Santo, incluindo a região da foz do rio Doce, já havia sido estudada por pesquisadores antes do evento do rompimento da barragem de Fundão. No ano de 2004, Pereira e Assis já realizaram a avaliação fitossociológica da vegetação arbustiva fechada dessa fitofisionomia. No mesmo ano, Pereira et al. também realizaram estudos na restinga arbustiva aberta. No artigo publicado em 2007, Colodete e Pereira apresentam um levantamento florístico da região de Regência, município de Linhares (ES). Em 2009 o Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica (IPEMA) elaborou um documento para contribuição ao processo de criação da Reserva de Desenvolvimento Sustentável da foz do rio Doce, onde apresentava uma descrição florística da região incluindo a formação de restinga. Em 2014 Monteiro et al. avaliaram a composição e a estrutura de uma restinga arbustiva aberta, no Parque Estadual de Itaúna na região norte do Espírito Santo, que está a aproximadamente 150 Km da foz do rio Doce. Em 2015, Jesus apresenta sua dissertação com o estudo da florística e a estrutura de uma floresta de restinga na planície costeira do rio Doce, Linhares (ES).

Visando a possibilidade de danos sobre a vegetação, conforme apresentado, foi realizada nova pesquisa sobre a restinga próxima a região da foz do rio Doce em 2019. Apesar de vislumbrar a possibilidade de comparação entre os resultados obtidos nos estudos citados anteriormente, cada um foi elaborado com metodologias e objetivos diferentes, dificultando uma comparação direta dos dados. Entretanto, aspectos comuns entre os levantamentos previamente realizados e o atual, serão discutidos a seguir com o intuito de buscar evidências.

O relatório do IPEMA (2009) apresenta uma descrição florística das tipologias encontradas, entretanto na apresentação dos dados, a lista de espécies abrange todas as outras tipologias existentes (inclusive as arbóreas da mata de Cabruca), dificultando a análise apenas da formação de restinga.

No estudo de Colodete e Pereira (2007) foram encontradas 61 espécies pertencentes a 33 famílias (Tabela 108), sendo que as famílias Bromeliaceae (6 espécies), Fabaceae e Orchidaceae (5 espécies cada) foram as que apresentaram maior riqueza de espécies.

Tabela 108 – Dados comparativos dos estudos de vegetação de restinga no estado do Espírito Santo.

Autores	Ano	Localização	Metodologia	Critério de inclusão	Nº de indivíduos	Nº de espécie	Nº de famílias	H'	J
Colodete e Pereira	2007	Município de Linhares, ES	Levantamento florístico	-	-	61	33	-	-
Monteiro et al.	2014	Parque Estadual de Itaúnas, ES	Intercepto de linha (20 linhas com 50 m de comprimento cada); inventário florístico	Indivíduos com ht $\geq$ a 50 cm.	1055	42	28	2,83	0,75
Jesus	2015	Município de Linhares, ES	50 parcelas de 10 x 10 m, distribuídas de forma sistematizada; inventário florístico	Indivíduos lenhosos com DAP $\geq$ 5 cm e ht mínima de 3 m.	856	189	41	4,43	0,85
Lactec	2019	Município de Linhares, ES	15 pontos de amostragem com transecto de 100 m; U.A. de 2 x 1 m a cada 10 m alternando o lado esquerdo e direito do transecto; inventário florístico	Todos os indivíduos presentes nas parcelas	2935	62	38	2,63	0,70

Legenda: U.A. – Unidades Amostras; ht – Altura Total; Nº - número; H' – Índice de Diversidade de Shannon-Weaver; J – Índice de Equabilidade de Pielou.

No estudo de Monteiro et al. (2014) foram inventariados 1055 indivíduos pertencentes a 42 espécies de 28 famílias. Nesse estudo as famílias com maior riqueza foram Fabaceae e Bromeliaceae, ambas com 4 espécies. Os autores encontraram para essa área um valor de 2,83 de Índice de Diversidade de Shannon-Weaver e 0,75 para o Índice de Equabilidade de Pielou. Nesse estudo as 10 espécies com maior Valor de Importância (VI) foram: *Aechmea blanchetiana*, *Humiria balsamifera*, *Protium heptaphyllum*, *Vriesea neoglutinosa*, *Ocotea notata*, *Marlierea neuwiediana*, *Clusia hilariana*, *Myrsine umbellata*, *Emmotum nitens* e *Hirtella corymbosa*. Juntas essas 10 espécies somam mais de 65% do Valor de Importância (VI) total para a área.

Já na avaliação da estrutura e composição da restinga próxima a Foz do rio Doce, no município de Linhares (ES), realizada em 2019 (dados não publicados) foram inventariados 2935 indivíduos, pertencentes a 62 espécies de 38 famílias. Observa-se que foram obtidas mais indivíduos, espécies e famílias, em comparação a Monteiro et al. (2014). Essa diferença provavelmente se dá, pois nesse estudo, além das formas de vida arbustiva também foram inventariadas herbáceas e subarbustivas. As famílias com maior riqueza em relação ao número de espécies foram Fabaceae (7 espécies), Poaceae

(6 espécies), Convolvulaceae e Myrtaceae (4 espécies cada). Foram obtidos os valores de 2,63 de Índice de Diversidade de Shannon-Weaver e 0,70 para o Índice de Equabilidade de Pielou. Apesar da maior abrangência da amostragem os índices foram baixos quando comparados aos estudos de Monteiro et al. (2014), realizados nessa fitofisionomia na região. Nesse levantamento as 10 espécies com maior Valor de Importância (VI) foram: *Chamaecrista ramosa*, *Axonopus pressus*, *Cyperus pedunculatus*, *Allagoptera arenaria*, *Mitracarpus megapotamicus*, *Ipomoea imperati*, *Sporobolus virginicus*, *Ipomoea pes-caprae*, *Chrysobalanus icaco*, *Cereus fernambucensis*. Juntas essas espécies somaram mais de 77% do VI da área.

Em sua dissertação Jesus (2015) realizou uma análise de 856 indivíduos, distribuídos em 189 espécies pertencentes a 41 famílias. Os valores superiores em relação ao número de famílias e espécies, quando comparados com os dados do estudo de 2019 podem ser justificados pelo tamanho da área amostrada de 5000 m² e pela inclusão de indivíduos arbóreos (DAP ≥ 5 cm) enquanto o estudo apresentado inventariou uma área de 300 m², com o enfoque em todos os indivíduos herbáceos, subarbustivos e arbustivos que ocorressem nas unidades amostrais. Os dados referentes à formação arbórea com influência fluviomarina serão apresentados no relatório relativo à vegetação do ambiente terrestre.

De maneira geral as comparações dos dados demonstram que metodologias diferentes, mesmo em locais com a mesma fitofisionomia (restinga), podem gerar resultados diferentes. Para a área de estudo de Jesus (2015) foi obtido um Índice de Diversidade de Shannon-Weaver de 4,43 e um Índice de Equabilidade de Pielou de 0,85, valores considerados elevados para a fitofisionomia de restingas no estado do Espírito Santo (THOMAZ; MONTEIRO, 1997; JESUS; ROLIM, 2005).

Observa-se que as metodologias empregadas por Monteiro et al. (2014) e pelo estudo apresentado foram semelhantes, entretanto, no primeiro os autores utilizaram 20 linhas de 50 m distantes 30 m uma das outras, totalizando 1000 m lineares inventariados. Para essa amostragem os autores só consideraram os indivíduos com altura maior ou igual a 50 cm encontrados nas linhas do intercepto. Já na avaliação realizada a metodologia utilizada foi de 15 pontos amostrais com transectos de 100 m de comprimento, sendo que foram utilizadas unidades amostrais de 2 x 1 m a cada 10 m alternando o lado esquerdo e direito, totalizando 300 m², sendo que dentro das unidades amostrais foram inventariados todos os indivíduos. No primeiro estudo os autores encontraram 1055 indivíduos, 42 espécies pertencentes a 28 famílias, já no estudo apresentado foram encontrados 2935 indivíduos de 62 espécies, pertencentes a 38 famílias. As diferenças demonstram que a segunda metodologia utilizada foi mais representativa na avaliação da estrutura da vegetação de restingas.

A passagem de lama não afetou a composição de espécies da restinga herbácea, subarbustiva e arbustiva existente na foz do rio Doce. Entretanto, por tratar-se de comunidade em constante e célere processo colonização de novos ambientes, totalmente dependente das dinâmicas e fluxos marítimos, a chegada da lama ao oceano atlântico pode, presumivelmente, influenciar em tais processos, ocasionando em danos crônicos. Para avaliar danos fisiológicos e morfológicos que influenciam na fenologia das espécies e estrutura das comunidades, seria necessário um monitoramento contínuo sobre a restinga da região atingida pelos rejeitos.

8 ANÁLISE INTEGRADA

O bioma marinho brasileiro, em grande parte, é considerado uma área de extrema importância biológica devido à diversidade e abundância de espécies. Além disso, a Zona Costeira do Brasil fornece importantes fontes de recursos econômicos, como o turismo e a exploração de petróleo e gás, e serviços essenciais à sobrevivência humana, como provisão de alimentos, manutenção do clima, purificação da água, controle de inundações, proteção costeira e usos recreativos (MMA, 2010b; IBGE, 2011).

A Zona Costeira e Marinha do Brasil vem sendo prejudicada, nas últimas décadas, por pressões antrópicas diversas: perda de habitat; sedimentação em zonas costeiras (causada, entre outras ações, pelo desmatamento de matas ciliares); falta de sedimentos (pelo barramento excessivo dos rios); denudação acelerada das bacias hidrográficas pelo mau uso do solo; efeitos causados pelas espécies invasoras, como perda de biodiversidade; contaminação advinda do ambiente continental e dos rios (agrotóxicos, fertilizantes, resíduos tóxicos industriais, resíduos humanos); sobre-exploração de recursos pesqueiros; e mudanças climáticas (MMA, 2010b). Somado a isso, o nosso país sofre cada vez mais com desastres ambientais de origem tanto natural quanto antropogênica e com intensidade e evolução variados, sendo que a maior parte dos desastres ocorre por uma soma de efeitos e geram consequências de evolução crônica. Já os “desastres agudos e os de muito grande intensidade” ocorrem muito mais raramente (IBAMA, 2002).

O caso do rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais, foi classificado pela Defesa Civil como desastre de nível IV, o qual corresponde a um “desastre de muito grande porte”, cujos danos são importantes e consideráveis (IBAMA, 2015; PINTO-COELHO, 2015; ESPINDOLA et al., 2016; FERNANDES et al., 2016; FREITAS; SILVA; MENEZES, 2016). No dia 05 de novembro de 2015 ocorreu o rompimento da barragem, resultando na liberação de um volume estimado total de 55 milhões de metros cúbicos de rejeitos de mineração (minério de ferro), água e materiais utilizados em sua construção. Esse volume foi transportado pelos rios por mais de 650 km, até chegar à foz do rio Doce no dia 21 de novembro de 2015, município de Linhares, Espírito Santo.

A lama vinda do rio se espalhou pelo ambiente costeiro e marinho, e este processo continua ocorrendo até o presente momento. A dispersão da pluma foi quantificada utilizando modelos baseados em dados observados e o resultado dos cálculos indicou que sua extensão aproximada junto a costa, foi de 93 km para norte (até o município de São Mateus – ES) e 325 km para o sul (até o município de Campos dos Goytacazes – RJ), com largura (avanço para o mar) variável de 12 a 23 km, sendo esta considerada a pluma branda (alteração da concentração de sólidos suspensos entre 1 a 2 mg/l). A pluma intensa (alteração da concentrações de sólidos suspensos maiores que 504 mg/l) se estendeu, junto a costa, por 30 km para o norte da foz e 118 km para o sul, com uma largura variável de 4 a 21 km aproximadamente (detalhes podem ser consultados no TOMO I). Uma vez no ambiente marinho, por muito tempo a pluma se dispersará continuamente e terá sua interação com o ambiente influenciada pela sazonalidade, em especial pelo regime de chuvas na região (IBAMA, 2015; FERNANDES et al., 2016; UERJ, 2016; HATJE et al., 2017; UFES, 2017). Além destes fatores, a pluma ainda será influenciada pelos ventos superficiais, correntes, ondas, vazão e turbidez do rio Doce (IBAMA, 2016; UERJ, 2016; ICMBio, 2017b; UFES, 2017) podendo ser transportada a longas distâncias (UFES, 2017).

Os efeitos decorrentes da chegada deste material contendo, ainda, elevadas concentrações de EPTs afetou o ambiente e a biota de diferentes maneiras, tanto por efeitos de curto e curtíssimo prazo, como por fenômenos de médio a longo prazo. Para a construção de um diagnóstico o mais abrangente possível, dada a variedade de situações dos danos potencialmente ocorrentes, a abordagem metodológica adotada envolveu pesquisadores atuando em diversas especialidades e ampla gama de formas de amostragem e análise que abordaram, além da área marinha, os estuários, praias e manguezais. Fizeram parte da área de estudo o estuário do rio Doce e região marinha adjacente, com limite ao sul na região da Área de Proteção Ambiental Costa das Algas e limite ao norte na região de Degredo, não ultrapassando áreas em que a profundidade fosse superior a 50 metros. Foram estudadas, além disso, as faixas de praias arenosas e manguezais, o estuário do rio Piraquê (confluência dos rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) e a lagoa ou laguna Monsarás, que dentre as lagoas da região, foi a única que apresentou características salobras pelo menos em algum período do estudo.

Foram avaliados aspectos físico-químicos dos ambientes na área de abrangência do estudo, englobando a **qualidade das águas e dos sedimentos**, além de parâmetros associados ao **transporte dos sedimentos**.

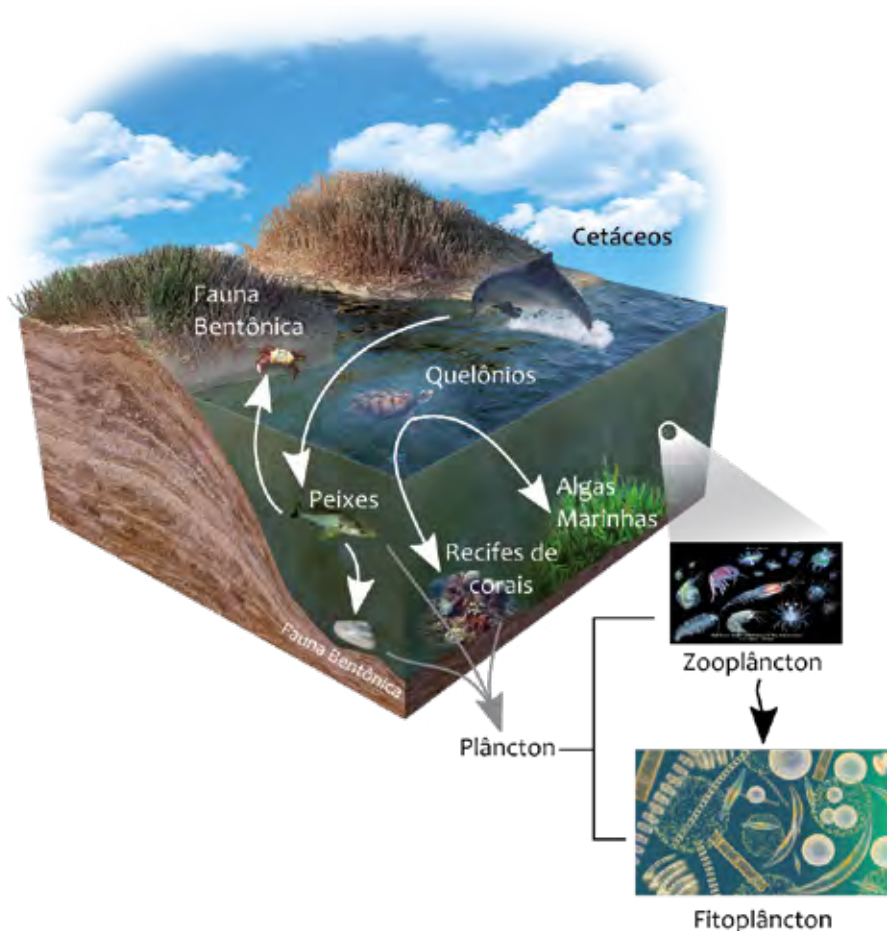
Para o diagnóstico dos danos do desastre da Samarco à biota, devido à diversidade de organismos que utilizam os ecossistemas costeiros e marinhos, foram selecionados grupos biológicos que fossem bioindicadores e representassem as comunidades, além de constituírem diferentes níveis tróficos. Além disso, foram elencados grupos que contemplassem espécies ameaçadas de extinção e prioritárias para a conservação, bem como aquelas de interesse social e econômico, conforme descrito a seguir. A Figura 403 apresenta, resumidamente, as interações biológicas presentes no ambiente estuarino e marinho.

O **plâncton (fito, zoo e ictioplâncton)** forma a base da teia trófica dos ecossistemas aquáticos (BONECKER et al., 2002) e é um grupo de organismos com ciclo de vida curto e sensível a diferentes alterações na coluna de água, respondendo rapidamente a mudanças ambientais (TENENBAUM, 2006). Isso significa que o plâncton é uma das comunidades biológicas primeiramente sensibilizadas quando ocorrem distúrbios ambientais, devendo ser considerada a sua avaliação como essencial. Já a **fauna bêntica**, organismos que vivem no fundo do leito marinho e costeiro e corpos hídricos, apresenta estreita relação com as características físicas, mineralógicas e químicas dos sedimentos sendo considerada importante indicadora da qualidade do ambiente e, conseqüentemente, deste compartimento ambiental (PEARSON; ROSENBERG, 1978; WALLER et al., 1996; NYBAKKEN, 2000). Os **peixes**, por sua vez, são um grande grupo da fauna que contém espécies de diferentes níveis tróficos, e com diferentes funções biológicas e ecológicas. São considerados excelentes bioindicadores uma vez que expressam sintomas particulares (respostas), geralmente de forma qualitativa (WASHINGTON, 1984; CAIRNS JR et al., 1993; BARTELL, 2006). Os peixes e diferentes animais bênticos, como crustáceos e moluscos, são importantes recursos pesqueiros. Além disso, a contaminação desses animais apresenta o potencial de causar prejuízos à saúde e vida humanas, uma vez que tais organismos são base da alimentação das comunidades que fazem uso de grande parte das regiões costeiras e estuarinas.

Já os animais que apresentam reprodução lenta, grande porte e longevidade, como é o caso dos **quelônios e mamífero marinhos** (tartarugas marinhas e cetáceos, como botos, golfinhos e baleias),

possuem representantes com estreita relação com os habitats costeiros. Os ecossistemas litorâneos do estado do Espírito Santo são ocupados por todas as cinco espécies de quelônios marinhos ocorrentes no Brasil, sendo que as praias, as baías e os costões rochosos do estado são considerados como áreas de grande relevância para a reprodução e alimentação dessas espécies (BELLINI et al., 1990; ALMEIDA et al., 2007; THOMÉ et al., 2007). O estado se destaca, ainda, por abrigar um dos principais sítios reprodutivos mundiais da tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*), espécie reconhecida por ser a maior dentre todos os quelônios e considerada como criticamente ameaçada de extinção no Brasil (MMA, 2014), sendo ainda vulnerável à extinção em nível mundial, conforme a União Internacional para a Conservação da Natureza – IUCN (WALLACE et al., 2013). Já os cetáceos são um grupo de elevada importância ecológica, pois, tratam-se de predadores de topo de cadeia capazes de consumir e reciclar uma grande quantidade de recursos alimentares (KATONA; WHITEHEAD, 1998). Os cetáceos são sensíveis a impactos antropogênicos de diversas naturezas, como emalramento accidental em aparatos de pesca, poluição química, poluição sonora, atropelamentos por embarcações e degradação de seus habitats (LODI; BOROBIA, 2013). Frequentemente este grupo tem sido utilizado como sentinela em estudos ambientais, ou seja, seu estado de saúde e sobrevivência reflete a saúde do ecossistema em que habitam (WELLS et al., 2004).

Figura 403 – Resumo visual com exemplo das interações entre os elementos bióticos presentes no ambiente marinho e estuarino e parte de suas relações.



Elaborado por: Lactec.

Os danos à Zona Costeira e Marinha decorrentes do desastre da Samarco foram verificados por meio de uma análise comparativa de uma série de parâmetros, utilizando tanto dados primários quanto secundários, com o que era encontrado antes do desastre (linha-base). Para uma parte significativa dos dados, não havia linha-base (dados pré-desastre), dificultando a correlação de danos com a chegada dos rejeitos no ambiente. Para esses casos, o objetivo passou a ser a descrição das condições do ambiente e a caracterização das comunidades biológicas, a fim de monitorar a evolução dos parâmetros ao longo do tempo.

Foram identificados, ao todo, 18 danos à zona costeira e marinha, englobando 7 grupos temáticos, sendo eles: associados ao transporte de sedimentos, à qualidade das águas e dos sedimentos, e às comunidades biológicas ali presentes: plâncton (fitoplâncton - algas marinhas; zooplâncton - animais microscópicos presentes na coluna da água), macroinvertebrados bentônicos (pequenos animais associados ao sedimento), ictiofauna (peixes), quelônios e mamíferos marinhos. Muitos dos danos seguiram um padrão semelhante ao observado no ambiente continental (para mais detalhes, consultar o TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais). Para parâmetros que já haviam retornado às condições de linha-base no ambiente costeiro, mas ainda apresentaram alterações no ambiente continental, adotou-se o critério de precaução e o dano foi considerado como “não cessado” também na Zona Costeira e Marinha. Esse critério foi adotado especialmente devido a picos de alterações durante o período chuvoso e possibilidade de ressuspensão de sedimentos, por ação do regime de chuvas ou mesmo em decorrência de outras alterações dos fatores abióticos locais (salinidade, potencial redox, pH; detalhamento no TOMO I, volume diagnóstico) e ao longo da bacia do rio Doce, que potencialmente chegam à foz deste rio e região marinha adjacente.

Dos danos identificados, mais da metade foram classificados como gravíssimos em algum compartimento ou subcompartimento, o que representa danos com magnitudes consideradas muito significativas. A maioria dos danos não cessou, ou seja, continua sendo identificada no ambiente, mesmo que não de forma contínua ou permanente. Ainda assim, a maior parte deles apresenta uma tendência de redução, o que não significa que foram neutralizados, apenas que o dano provocado em 2015 vem sendo reduzido ao longo do tempo. Também a maioria dos danos foi considerada parcialmente reversível, o que significa que podem ser recuperados até certo ponto, mas o ambiente não irá retornar completamente a condição em que se encontrava antes do desastre.

A chegada da lama de rejeitos à foz do rio Doce alterou a qualidade da água tanto no ambiente estuarino quanto no marinho. Ocorreu a redução das concentrações de oxigênio dissolvido, com as menores concentrações encontradas nas proximidades da foz do rio Doce, estando abaixo dos limites da Classe 1 da resolução CONAMA Nº 357/2005 (6 mg/L) e do mínimo histórico observado (4,1 mg/L) para águas marinhas, e abaixo dos limites para águas salobras Classe 1 (5 mg/L) e Classe 2 (4 mg/L) no período entre novembro de 2015 e março de 2016 (P1). Tal alteração, conforme exposto no subitem 6 do Tomo I, ocorreram não apenas no ambiente marinho e estuarino, como também no continental, e além dos efeitos diretos à biota devido à redução do oxigênio pode ter influenciado tanto no pH, quanto no potencial redox do meio, conforme verificado em trabalhos da literatura (KANG; TIAN; WANG, 2019; EGGLETON; THOMAS, 2004), aumentando a tendência à redução das espécies metálicas, em especial do Fe e Mn. Isso pode ter possibilitado a manutenção de EPTs livres na coluna d'água,

tanto aqueles provenientes do desastre e disponibilizados pelas ações mecânicas de transporte da lama, se somando à fração disponível no sedimento local. Como consequência, houve o aumento da sua biodisponibilização, o que pode ter provocado efeitos indiretos de contaminação e toxicidade às espécies que faziam uso daquele ambiente (KANG; TIAN; WANG, 2019; EGGLETON; THOMAS, 2004). Apesar das alterações observadas relacionadas à redução da concentração de oxigênio dissolvido na água, esse dano está cessado.

Ainda com relação à qualidade da água, foi observado o aumento da concentração de sólidos, verificado pelo aumento da turbidez. No primeiro período (P1) chegaram a ser registrados valores de turbidez de até 4.110 UNT para o estuário do rio Doce (8,6 vezes superior ao máximo histórico), e de 5.140 UNT no ambiente marinho (50 vezes superiores ao máximo histórico). Nos compartimentos mais distantes (raio maior que 4 km da foz) foram registrados níveis de turbidez até 6 vezes acima do máximo histórico, sendo um deles localizado dentro da APA Costa das Algas. De maneira geral, os maiores valores foram observados nas estações chuvosas, quando há uma maior tendência à disponibilização devido à alteração das dinâmicas do sedimento, bem como quando a ocorrência de processos erosivos nas margens e o transporte de partículas é favorecido. O dano foi considerado parcialmente reversível.

Com relação ao aumento nas concentrações de EPTs na água, os indicadores utilizados (Al dissolvido, As total, Cd total, Pb total, Cu dissolvido, Cr total, Fe dissolvido, Mn total, Ni total, Zn total – mg/L), com exceção do Al, apresentaram concentrações predominantemente abaixo dos limites da classe 1 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salinas e dentro da variação histórica pré-desastre. Neste contexto, reforça-se que a presença de EPTs pode ser danosa, mesmo quando em teores inferiores ao estabelecido pela legislação, uma vez que estes apresentam potencial de bioacumulação nos organismos, o qual pode ocorrer devido ao fato de que determinadas espécies químicas prejudiciais tendem a seguir as mesmas vias bioquímicas dos elementos essenciais. Além disso, grande parte dos elementos tende a adsorver e complexar-se com a matéria orgânica, formando compostos de mais fácil assimilação pelos seres vivos (ALI; KHAN; ILAHI, 2019; PACHANA; WATTANAKORNIRI; NANUAM, 2010; NIENCHESKI et al., 2014; YANCHEVA et al., 2015; CABRAL; RISSO; MARTINEZ, 2018; MALAGRINO; MESQUITA; SOUSA, 2002). Porém, algumas alterações de maiores magnitudes ocorreram, ainda que por pouco tempo. As concentrações de chumbo total chegaram a superar o máximo histórico em até 40 vezes em 31/01/2016 e as de manganês em até 60 vezes logo após a chegada da pluma de rejeitos ao mar em 22/11/2015. A maior parte destes indicadores que apresentaram alterações momentâneas de maiores magnitudes estão dentre os EPTs associados ao rejeito com maior potencial de efeito negativo a biota aquática, bem como, apresentam a possibilidade de acumulação nos organismos e biomagnificação ao longo da cadeia trófica. Além disso, foi possível verificar que a maior intensidade da pluma está associada aos maiores níveis de turbidez e às maiores concentrações de EPTs, que também foram registrados na região mais próxima à foz do rio Doce.

Todas essas alterações na água refletiram em efeitos nas comunidades planctônicas, que são organismos mais sensíveis às alterações ambientais. O aporte de nutrientes (especialmente nitrato) e ferro (principal constituinte do rejeito de mineração da Samarco) na região costeira e marinha desencadeou o crescimento acelerado de microalgas. A densidade média do fitoplâncton continuou aumentando e, em dezembro de 2016 chegou a ser 12 vezes maior do que a média de linha-base no

fundo da coluna d'água. A densidade do zooplâncton, logo após o desastre, também teve um pico nunca antes observado na região, atingindo 222.959 org. m⁻³, cerca de 28 vezes acima da média encontrada no período pré-desastre. Apenas duas espécies foram responsáveis por 80% dessa densidade, refletindo a resistência de pouquíssimos organismos às condições adversas geradas com o desastre, e a perda da biodiversidade. Além disso, foram encontradas concentrações de EPTs no zooplâncton mais elevadas nas proximidades da foz do rio Doce (e também nos níveis de lipoperoxidação), e de certa forma, acompanharam os níveis encontrados na água para As, Cr, Fe e Mn (ICMBio, 2016a; FAURG, 2016). O plâncton, como um todo, sofreu alterações de estrutura de suas comunidades, sendo que espécies frequentes no período pré-desastre foram substituídas por outras após a chegada da pluma de rejeitos na área marinha. Todas essas alterações, que resultaram no desequilíbrio das comunidades planctônicas, associadas à contaminação por EPTs, muito provavelmente refletiram em efeitos em toda a cadeia alimentar.

A chegada da pluma, como pôde-se constatar, afetou a qualidade das águas e suas comunidades planctônicas. Contudo, parte do material liberado pelo desastre que chegou à costa, depositou-se ao longo da região, distribuindo-se de acordo com o tamanho e densidade dos grãos do sedimento e das condições meteoceanográficas. Essa deposição ocasionou alteração das características dos sedimentos superficiais do leito marinho, alterando as características dos mesmos desde a foz, até a profundidade de 30 metros, possivelmente aumentando o percentual das frações de sedimentos mais finos (silte e argila), granulometrias características do rejeito. Estima-se que o rejeito depositou-se por cerca de 22 km da foz do rio Doce, em espessuras de até 10 centímetros no leito marinho, preferencialmente a sul. Além disso, gerou o incremento de EPTs nos sedimentos da região costeira e marinha, principalmente pela questão da associação com as partículas mais finas, alteração esta que voltou a ser constatada nas estações chuvosas, e pode se agravar com a ocorrência de grandes cheias ainda não observadas desde o desastre. As partículas finas conseguem abrigar quantidades maiores de EPTs por possuírem área superficial maior e mais sítios ativos de ligação, sendo, portanto, associadas à maior toxicidade e periculosidade (SEGURA et al., 2016; UFES, 2016a; HATJE et al., 2017). No período 1 (entre novembro/2015 e março/2016), apenas para o Al o dano foi considerado grave nos compartimentos próximos da foz, para os demais compartimentos e indicadores (Al, As, Ba, Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn, Hg, Ni e Zn), o dano foi considerado pouco grave. Vale ressaltar que todos esses indicadores, com exceção do Ba e do Pb, mesmo que por pouco tempo, apresentaram dados acima do Nível 1 da Resolução CONAMA Nº 454/2012 ou dos outros padrões de referência utilizados e os máximos históricos registrado na linha-base. Assim como para a água, a maior parte destes indicadores que apresentaram alterações momentâneas estão dentre os EPTs associados ao rejeito com maior potencial de efeito negativo a biota aquática, bem como apresentam a possibilidade de acumulação nos organismos e biomagnificação ao longo da cadeia trófica, independentemente de sua concentração verificada, conforme discutido anteriormente e ressaltado por diversos autores da literatura (ALI; KHAN; ILAHI, 2019; PACHANA; WATTANAKORNSIRI; NANUAM, 2010; NIENCHESKI et al., 2014; YANCHEVA et al., 2015; CABRAL; RISSO; MARTINEZ, 2018; MALAGRINO; MESQUITA; SOUSA, 2002).

As alterações identificadas nos sedimentos afetaram os organismos bentônicos, sendo que foi possível verificar, no estuário do rio Doce e no ambiente marinho, reduções de mais de 50% nos índices ecológicos (riqueza, abundância e diversidade) de animais como crustáceos, moluscos e poliquetas,

sendo que muitos deles são utilizados para o consumo humano. A composição e abundância estiveram extremamente relacionadas com as frações mais finas do sedimento e maiores concentrações dos EPTs. Apesar da escassez de dados de linha-base, há evidências da bioacumulação de EPTs e condições de estresse nos organismos (BIANCHINI, 2016; ICMBIO, 2016a, b, d; FAURG, 2016a; RRDM, 2019). Nas praias arenosas, não foi possível concluir se houve dano em relação a alteração das características granulométricas e ao aumento da concentração de EPTs no sedimento, principalmente devido à falta de dados robustos anteriores e logo após o desastre. Porém, foi possível verificar alterações na estrutura da macrofauna bêntica, com redução nos índices ecológicos verificada ao longo dos anos. Nos manguezais, a carência de estudos e informações de linha-base também não permitiu maiores conclusões com relação à possíveis danos do desastre tanto aos sedimentos como suas comunidades, apesar de terem fornecido importantes informações acerca desses ecossistemas de tamanha relevância ecológica.

Os distúrbios e danos provocados pelo aporte de rejeito de mineração nos ambientes costeiros e marinhos, e muito provavelmente devido às alterações nas comunidades planctônicas e bentônicas, que servem de alimento para os peixes, provocaram a redução generalizada na riqueza taxonômica e funcional (guildas tróficas) da ictiofauna. Consequentemente houve o aumento da abundância de táxons generalistas (tolerantes) e diminuição na complexidade taxonômica e filogenética das comunidades de peixes típicas do ambiente marinho, estuarinos-dependentes, assim como observado para as comunidades de água-doce que ocorrem na região do delta do rio Doce (ver TOMO II Capítulo 2.7). Estas observações são típicas de ambientes degradados com baixa heterogeneidade ambiental. Para o estuário do rio Doce, o número de espécies obtido após aproximadamente 3 anos do desastre, representou 87,1% dos valores registrados na linha-base, indicando que o dano ainda ocorre. A avaliação ecotoxicológica, por sua vez, demonstrou que os peixes apresentaram alterações nas condições de saúde e bioacumularam diferentes EPTs (para maiores detalhes verificar Tomo I – Ecotoxicologia), mesmo em áreas mais afastadas da foz (20 km de distância) corroborando o espalhamento do material por longa extensão da região costeira adjacente a foz do rio Doce.

Especialmente para os quelônios e mamíferos marinhos, o principal dano decorrente do rompimento da barragem de Fundão foi a degradação dos seus habitats, evidenciada pela modelagem de nicho ecológico utilizando duas espécies indicadoras: a tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), pois frequenta a região de estudo ao longo de todo o ano, principalmente para alimentação dos juvenis; e o boto-cinza (*Sotalia guianensis*), devido à sua preferência, residência e fidelidade de uso dos habitats costeiros da foz do rio Doce. As evidências sugerem que esses animais não deixaram a área no período logo após a chegada dos rejeitos ao mar, e o monitoramento realizado em campo a partir de 2017 permitiu confirmar a ocorrência de populações dessas espécies costeiras nos locais amostrados. Da área total utilizada na modelagem, em que as características do ambiente eram adequadas à ocorrência dessas espécies, foi identificada a perda de adequabilidade ambiental após o desastre em uma área de 29.731,00 km² para *C. mydas* (sendo que 22% dessa área apresentaram perda severa), e 18.973,00 km² para *S. guianensis* (sendo que 12% dessa área apresentaram perda severa). Essa perda foi mais pronunciada no período logo após a chegada da pluma de rejeitos à região costeira (P1 – até 31-03-2016), e foi considerada um dano gravíssimo. É importante ressaltar que os resultados das modelagens não consideraram de forma direta a presença de EPTs no ambiente, que pode acarretar em danos cumulativos a médio e longo prazo a estes animais. Além disso, o registro desses organismos na região

durante todo o período posterior à ocorrência do desastre indica que os mesmos estão expostos à degradação do ambiente causada pela chegada e constante disponibilização de rejeitos nesse ambiente. Devido às particularidades desses grupos animais, que apresentam reprodução lenta, grande porte e longevidade, os efeitos do desastre e da consequente degradação ambiental provavelmente levarão mais tempo para serem detectados em nível populacional. Além de efeitos demográficos de longo prazo, os danos podem ser sub-letais, como a deterioração do estado de saúde dos indivíduos, por exemplo. Sendo assim, novamente ressalta-se a importância e necessidade do monitoramento a longo prazo das populações de quelônios e mamíferos marinhos e de suas condições de saúde, reprodução e sobrevivência.

Importante salientar que muitos destes danos descritos até aqui se estenderam para áreas protegidas no ambiente costeiro e marinho, pertencentes a diferentes jurisdições, municípios, grupos e categorias de manejo. As evidências indicam que 16 áreas marinhas e costeiras protegidas, sendo 15 Unidades de Conservação (UC) e uma Terra Indígena (TI), estão inseridas na área de abrangência delimitada a partir da pluma de rejeitos decorrente do rompimento da barragem de Fundão. Além disso, diferentes porções da zona de amortecimento de 19 UCs foram afetadas. Os danos às áreas legalmente protegidas estenderam-se desde a porção norte do Espírito Santo até o norte do estado do Rio de Janeiro. Complementarmente, é possível concluir que houve danos do desastre ao Banco dos Abrolhos, especialmente a aqueles ecossistemas mais próximos da foz do rio Doce e mais sensíveis aos efeitos da sedimentação, porém, mensurar esses danos ainda não é possível, demandando análises mais específicas e aprofundadas. Especificamente para o PARNA Marinhos de Abrolhos, há indicativos de estresse ambiental associado à presença de EPTs, entretanto considera-se prematuro afirmar sobre a ligação com o desastre da Samarco. As áreas protegidas mais afetadas em extensão linear foram a TI Comboios e a APA Guanandy, e em área foram a APA Costa das Algas e o Refúgio de Vida Silvestre de Santa Cruz. A ocorrência dos danos supracitados no interior destas áreas suscita maior preocupação quanto às consequências ambientais, devido à ainda desconhecida forma de propagação e temporalidade de seus efeitos nos diferentes componentes da biodiversidade. Além disso, é importante considerar que os efeitos do desastre são potencialmente sinérgicos a outras pressões antrópicas, o que torna estes ambientes ainda mais sensíveis. O contato de 20 km da TI Comboios com a pluma de rejeitos deve ser melhor investigado, visto que o dano pode se estender aos hábitos, práticas e costumes desses grupos indígenas associados à pesca e ao consumo de pescado advindo do ambiente marinho.

Por fim, diversos serviços ecossistêmicos foram afetados pelos danos ambientais na área costeira e estuarina, dentre eles a perda da biodiversidade, tanto nas porções mais baixas da cadeia trófica (produtores), quanto nas mais elevadas (consumidores de diversos graus), acarretando em alterações nos processos de regulação das teias alimentares adjacentes. Essas alterações afetaram diretamente a disponibilidade de alimento e os estoques pesqueiros. O aumento na concentração de EPTs em espécies utilizadas na alimentação humana, bem como alterações nas populações de peixes, crustáceos e moluscos, afetaram sobremaneira o serviço ecossistêmico de provisão de alimentos pela pesca. Como consequência dos efeitos do desastre, e visando garantir a segurança da população, a pesca foi proibida na região marinha e perdura até o momento desse relatório.

Além disso, a perda de qualidade de habitat e alterações nos processos de ciclagem de nutrientes podem ter afetado este ambiente de maneira permanente, uma vez que, conforme colocado por diversos autores (ATKINS; JONES, 2007; SKEAFF; DURBEUIL; BRIGHAM, 2002; PINTILIE et al., 2007; WOOD, 2012; ALI; KHAN; ILAHI, 2019), os átomos de elementos químicos são persistentes e, uma vez disponibilizados no ambiente, tendem a permanecer como contaminantes em diferentes espécies químicas, circulando, incorporando e se acumulando nos diferentes compartimentos ambientais. Isso é ainda mais relevante quando se trata de ambientes estuarinos e marinhos, devido não somente à sua sensibilidade, como também, e principalmente, ao extenso tempo de residência dos elementos químicos nestes meios. Tal fator, descrito por Lécuyer (2016) e Szikszay (sem data) refere-se ao tempo médio no qual, em estado estacionário, um determinado elemento químico tende a permanecer no ambiente, podendo ser biodisponibilizado. Em ambientes marinhos, por vezes considerados como reservatórios semi-infinitos, tal período de tempo é mais extenso, uma vez que os efeitos de ciclagem dinâmica são inferiores àqueles ocorrentes em águas continentais, pois o pH médio do mar, a salinidade e o baixo conteúdo de matéria orgânica influenciam nessa velocidade de ciclagem (BAIRD, 2002). Assim, nestes ambientes, cátions abundantes, como K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , podem apresentar tempo de residência de 10^7 anos, enquanto elementos presentes naturalmente em menores concentrações, porém que foram massivamente disponibilizados em função do desastre ocorrido, como é o caso do Mn^{2+} , tendem a apresentar uma permanência inferior, porém significativa em termos de resiliência ambiental, da ordem de 1400 anos, estando a sua remoção associada à oxidação e deposição em sedimentos, o que nem sempre é facilitada nas condições abióticas ocorrentes em águas salinas e salobras (LÉCUYER, 2016; SZIKSZAY, sem data). Isso pode prejudicar a ocupação e o uso futuro das regiões e recursos degradados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, S. M.; CRUMBY, W.D.; GREELEY JUNIOR, M.S.; SHUGART, L.R.; SAYLOR, C.F. Responses of fish populations and communities to pulp mill effluents: a holistic assessment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 24, n. 3, p. 347-360, 1992.
- ADAMS, S. M.; SHEPARD, K. L.; GREELEY, M. S.; JIMENEZ, B. D. JR.; RYON, M. G.; SHUGART, L. R.; MCCARRTHY, J. F. The use of bioindicators for assessing the effects of pollutant stress on fish. **Marine Environmental Research**, v. 28, p. 459-464, 1989.
- ALBINO, J.; SUGUIO, K. Sedimentation processes and beach morphodynamics active at the Doce River mouth, Espírito Santo State, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 82, n. 4, p. 14, 2010.
- ALCARAZ, M.; CALBET, A. Zooplankton Ecology. In: DUARTE, C.; HELGUERAS, A. L. (Ed.), **Marine Ecology. Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS) UNESCO**. Oxford: Eolss Publishers, 2003. p. 295-318.
- ALLOUCHE, O.; TSOAR, A.; KADMON, Ronen. Assessing the accuracy of species distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 6, p. 1223-1232, 2006.
- ALMEIDA, A. P.; GASPARINI, J. L.; ABE, A. S.; ARGOLO, A.J.S.; BAPTISTOTTE, C.; FERNANDES, R.; ROCHA, C.F.D.; VAN SLUYS, M. **Os répteis ameaçados de extinção no Estado do Espírito Santo**. In: PASSAMANI, M.; MENDES, S. L. (Orgs.). **Espécies da fauna ameaçadas de extinção no Estado do Espírito Santo**. Vitória: Instituto de Pesquisa da Mata Atlântica, 2007, p. 65-74.
- ALVERSON, D. L.; FREEBERG, M. H.; POPE, J. G.; MURAWSKI, S. A. A global assessment of fisheries bycatch and discards. **FAO Fish. Tech. Pap.**, n. 339, p. 1-233, 1994.
- AMARAL, A. C. Z.; MIGOTTO, A. Importância dos anelídeos poliquetas na alimentação da macrofauna demersal e epibentônica da região de Ubatuba. **Boletim do Instituto Oceanográfico**.
- AMARAL, A. C. Z.; RIZZO, A. E.; ARRUDA, E. P. **Manual de identificação dos invertebrados marinhos da região sudeste-sul do Brasil**. São Paulo: EDUSP. v. 1. 287pp., 2005.
- AMARAL, T. S.; FERREIRA, M. M.; LOUREIRO FERNANDES, L. Variação sazonal da comunidade zooplanctônica em um recife artificial marinho, Victory-8 B, Guarapari, Espírito Santo. In: **Congresso de Ecologia do Brasil**. Anais...Caxambu: Sociedade de Ecologia do Brasil, 2007.
- AMARANTE, C. B.; SOLANO, F. A. R.; LINS, A. L. F. A.; MÜLLER, A. H.; MÜLLER, R. C. S. Caracterização física, química e nutricional dos frutos da Aninga. **Planta daninha**. Viçosa. v. 9, n. 2, p. 295-303, 2011.
- AMSTRUP, S. C.; MCDONALD, T. L.; MANLY, B. J. **Handbook of Capture-Recapture Analysis**. Princeton & Oxford: Princeton University Press. 2005.
- ANDERSEN, F. O.; KRISTENSEN, E. The importance of benthic macrofauna in decomposition of microalgae in a coastal marine sediment. **Limnology and Oceanography**, v. 37, n.7, p. 1392-1403, 1992.
- ANDRADE, F. F. **Assembleia de peixes do estuário do rio São Mateus - (ES): variações espaço-temporais na estrutura e composição**. Mestrado. Universidade Federal Do Espírito Santo Centro Universitário Norte Do Espírito Santo Programa De Pós-Graduação Em Biodiversidade Tropical. 2016. 62p.
- ANDREW, N.L.; PEPPERELL, J.G. The bycatch of shrimp trawl fisheries. **Oceanography and Marine Biology: An Annual Review**, n. 30, p. 527-565, 1992.
- ANDRIOLO, A.; KINAS, P.G.; ENGEL, M.H.; MARTINS, C.C.A.; RUFINO, A.M. 2010. Humpback whales within the Brazilian breeding ground: distribution and population size estimate. **Endangered Species Research**, v. 11, p. 233-243, 2010.
- ANTUNES, A. **Impactos de enchente, dragagem de aprofundamento e dinâmica estuarina sobre a ictiofauna do estuário do Rio Itajaí-Açu, SC, Brasil**. Dissertação de Mestrado, Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade do Vale do Itajaí. 2010.
- APPLEBY, J. A.; SCARRATT, D. J. Physical effects of suspended solids on marine and estuarine fish and shellfish, with special reference to ocean dumping: a literature review. **Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences**, n. 1681, 1989.
- APRILE, F. M.; LORANDI, R.; JUNIOR, I. B. A dinâmica costeira e os processos erosivos na foz do rio Doce, Espírito Santo - Brasil. **Revista Bioikos**, Campinas, v. 18, n. 1, 2004. Disponível em: <<http://periodicos.puccampinas.edu.br/seer/index.php/bioikos/article/view/879>>. Acesso em: 28 nov. 2016.

- ARA, K. Temporal variability and production of *Temora turbinata* (Copepoda:Calanoida) in the Cananéia Lagoon estuarine system, São Paulo, Brazil. **Scientia Marina**, v. 66, n. 4, p. 399-406, 2002.
- _____. Temporal variability and production of the planktonic copepod community in the Cananéia Lagoon Estuarine System, São Paulo, Brazil. **Zoological Studies**, v. 43, n. 2, p. 179-186, 2004.
- ARACRUZ CELULOSE S.A. **Relatório de Impacto Ambiental: Influência do lançamento submarino sobre a ecologia marinha**. 9824- Ejpe-55. v.4, 1986.
- ARAÚJO FILHO. **Biologia, ecologia e conservação do boto-cinza**. [S.l.]: IPeC. 2008-01-01. ISBN 9788586508622
- ARAUJO, D. S. D.; MACIEL, N.C. Restingas fluminenses: biodiversidade e preservação. **Boletim FBCN**, v.25, p.27-51, 1998.
- ARAÚJO, F. G., FICHBERG, I., PINTO, B. C. T., PEIXOTO, M.G. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. **Environ. Manage.**, v. 32, n. 4, p. 516-526, 2003.
- ARAÚJO, F.G.; A.G. CRUZ-FILHO; M.C.C. AZEVÊDO; A.C.A. SANTOS. Estrutura da comunidade de peixes demersais da baía de Sepetiba, RJ. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 3, p. 417-430, 1988.
- ARAÚJO, F.G.; AZEVEDO, M.C.C.; SILVA, M.A.; PESSANHA, A.L.M.; GOMES, I.D.; CRUZ-FILHO, A.G. Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. **Estuaries**, v. 25, n. 3, p. 441-450, 2002
- ARAÚJO, H.; MONTÚ, M. Novo registro de *Temora turbinata* (Dana, 1949) (Copepoda, Crustácea) para águas atlânticas. **Nauplius**, v. 1, p. 89-90, 1993.
- ARAÚJO, Miguel B.; NEW, Mark. Ensemble forecasting of species distributions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, n. 1, p. 42-47, 2007.
- ARAÚJO, W.D. **Transporte do ictioplâncton frente às condições oceanográficas, durante a maré de sizígia, na Baía de Todos os Santos**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Oceanografia) – Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2018.
- AUGUSTO, F. G. A. **Comunidades bentônicas como bioindicadores de estresse**. Monografia de Conclusão de Curso. Departamento de Oceanografia e Ecologia. Universidade Federal do Espírito Santo. 32pp., 2010.
- BARJAU-GONZÁLEZ, E.; ARMENTA-QUINTANA, J. A.; LÓPEZ-VIVA, J. M.; ROMERO-VADILLO, E. Taxonomic Distinctness of the Intertidal Fish Community on the Pacific Coast of Baja California Sur, México. **Open Journal of Marine Science**, n. 9, p. 86-97, 2019.
- BARLETTA, M., AMARAL, C.S., CORRÊA, M.F.M., GUEBERT, F., DANTAS, D.V., LORENZI, L., SAINT-PAUL, U. Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary. **J. Fish Biol.**, v. 73, p. 1314-1336, 2008.
- BARLETTA, M., CYSNEIROS, F.J.A., LIMA, A.R.A. Effects of dredging operations on the demersal fish fauna of a South American tropical-subtropical transition estuary. **J. Fish Biol.**, v. 89, p. 890-920, 2016.
- BARLETTA, M.; LIMA, A.R.A. Systematic Review of Fish Ecology and Anthropogenic Impacts in South American Estuaries: Setting Priorities for Ecosystem Conservation. **Frontiers in Marine Science**, n. 09, 2019.
- BARTELL, S.M. Biomarkers, bioindicators, and ecological risk assessment, a brief review and evaluation. **Environ. Bioindic.**, v. 1, p. 39-52, 2006
- BARVE, N. *et al.* The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 11, p. 1810-1819, 2011.
- BASCOMPTE, J.; MELIÁN, C. J.; SALA, E. Interaction strength combinations and the overfishing of a marine food web. **PNAS**, v. 102, n. 15, p. 5443-5447, 2005.
- BATISTELLA, A.M. **Biologia de *Trachemys adiutrix* (Vanzolini, 1995) (Testudines, Emydidae) no litoral do nordeste – Brasil**. 2008. Tese de Doutorado (Ecologia). Manaus: INPA, 55p.
- BECCARA, R. **Variação espaço-temporal do ictioplâncton na Reserva Biológica Marinha do Arvoredo e entorno, Santa Catarina, Brasil**. 2017. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 80p.

- BELLINI, C.; RIETH, D.; ALMEIDA, A.P.L.S. Acompanhamento das ocorrências (emergências) de tartarugas marinhas, na temporada reprodutiva 1989/1990, nas praias entre o Rio Doce e Barra Seca, ES. **Anais da Reunião Anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência**, v. 42, n. 7, pp. 371-372, 1990.
- BELLOTTTO, V.R.; KUROSHIMA, K.N.; CECANHO, F. **Poluentes no ambiente estuarino e efeitos da atividade de dragagem**. In: BOLDRINI, E.B.; SOARES, C.R.; PAULA, E.V. (org.). Estuário do Rio Itajaí-Açu, Santa Catarina: Caracterização ambiental e alterações antrópicas. Itajaí: Universidade do Vale do Itajaí, Cap. 7, 2009, p. 105-126.
- BERKMAN, H. E.; C. F. RABENI. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. **Environmental Biology of Fishes**, v. 18, p. 285-294, 1987.
- BERNARDINO, A. F.; PAGLIOSA, P.R.; CHRISTOFOLETTI, R.A.; BARROS, F.; NETTO, S.S.; MUNIZ, P.; LANA, P.C. Benthic estuarine communities in Brazil: moving forward to long term studies to assess climate change impacts. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64 (sp2), p. 81-96, 2016.
- BETANCUR-RODRIGUEZ, R.; WILEY, E.O.; ARRATIA, GLORIA; ACERO, A.; BAILLY, N.; MIYA, M.; LECOINTRE, G.; ORTÍ, G. Phylogenetic Classification of Bony Fishes. **BMC Evolutionary Biology**, v. 17, n. 162, 2017.
- BEVERTON, R. J. H.; HOLT, S. J. **On the Dynamics of Exploited Fish Populations**. Londres: Chapman & Hall, 1957.
- BEZAMAT, C.; WEDEKIN, L. L.; SIMÕES-LOPES, P. C. Potential ship strikes and density of humpback whales in the Abrolhos Bank breeding ground, Brazil. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 25, p. 712–725, 2015.
- BJÖRNBERG, T. K. S. Copepoda. In: D. BOLTOVOSKOY, (Ed.). **Atlas del Atlantico Sudoccidental y métodos de trabajos com el zooplancton marino**. Mar del Plata: UNIDEP, p.587-679, 1981.
- BJORN DAL, K.A. **Biology and Conservation of Sea Turtles**. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 1995, 615p.
- BLABER, S.J.M. **Tropical estuarine fishes: ecology, exploitation and conservation**. Queensland: Blackwell Science, 2000.
- BOLAM, S. G.; REES, H. L. Minimizing impacts of maintenance dredged material disposal in the coastal environment: a habitat approach. **Environmental Management**, v. 32. p. 171-188, 2003.
- BOLD SYSTEMS. Disponível em: <http://v3.boldsystems.org/index.php/Taxbrowser_Taxonpage?taxid=349758>. Acesso em: 24 nov 2019.
- BOLTOVOSKOY, D. **Atlas del zooplancton del Atlantico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino**. Mar del Plata: Publ. Esp. INIDEPE, 1981, 936 p.
- _____. **South Atlantic Zooplankton**. Leiden: Backhuys Publishers, 1999.
- BOLZAN, M. S. 2014. **Peixes em Áreas Rasas do Estuário do rio São Mateus, Espírito Santo**. Dissertação de Mestrado em Biodiversidade Tropical, Mestrado em Biodiversidade Tropical. UFES. 83p.
- BONECKER, S. L. C.; ARAÚJO, A. V.; CARVALHO, P. F. DIAS, C. O. Horizontal and vertical distribution of mesozooplankton species richness and composition down to 2,300 m in the southwest Atlantic Ocean. **Zoologia**, v. 31, n. 5, p. 445–462, 2014 .
- BONECKER, S.L.C. **Atlas de zooplâncton da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2006.
- BOSSART, G. D.; SCHAEFER, A. M.; McCULLOCH, S.; GOLDSTEIN, J.; FAIR, P. A. Mucocutaneous lesions in free-ranging Atlantic bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* from the southeastern USA. **Diseases of Aquatic Organisms**, v. 115, n. 3, p. 174–184, 2015.
- BRADFORD-GRIEVE, J; MARKHASEVA, E; ROCHA, C. F.; ABIAHY, B. Copepoda In: BOLTOVOSKOY, D. (ed.) **Atlas del zooplancton del Atlântico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino**. Mar del Plata: Publ. Esp. INIDEPE, 1999, p. 869-1098.
- BRANDÃO, M. C.; GARCIA, C. A. E.; FREIRE, A. S. Large-scale spatial variability of decapod stomatopod larvae along the South Brazil Shelf. **Continental Shelf Research**., v.107, p.11-23, 2015.
- BRANDINI, F. P.; LOPES, R. M.; GUTSEIT, K. S.; SPACH, H. L.; SASSI, R. **Planctonologia na plataforma continental do Brasil - Diagnose e revisão bibliográfica, Avaliação do potencial sustentável de recursos vivos na Zona Econômica Exclusiva**. MMA/CIRM/Femar, 1997.

BRANDINI, F. P.; MORAES, C. L. B.; THAMM, C. A. Shelf break upwelling, subsurface maxima of chlorophyll and nitrite, and vertical distribution of a subtropical nano and microplankton community of southeastern Brazil. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE PLÂNCTON, 3., 1988, Curitiba. **Anais...** Curitiba: UFPR, 1998, p.47-56.

BRASIL. **Decreto nº 88.218, de 6 de abril de 1983** - que cria o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos e estabelece seus limites.

_____. **Decreto Presidencial s/nº de 5 de junho de 2009** - que cria a Reserva Extrativista do Cassurubá e estabelece seus limites.

_____. **Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce. Rompimento da Barragem em Mariana/MG.** 2016. Disponível em: < http://www3.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/encarteriodoce_22_03_2016v2.pdf>. Acesso em: 22.mai, 2019.

BRASIL. ICMBIO. **NOTA TÉCNICA Nº 24 de novembro de 2015.** Apresenta as consequências parciais na biodiversidade aquática da bacia do Rio Doce, provocadas pelo rompimento das barragens de rejeitos de mineração da SAMARCO MINERADORA S.A. no município de Mariana, MG. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/publicacoes?id=7862:documentos-rio-doce>>. Acesso em: 05 jan. 2019.

BRASIL. MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA. **Instrução Normativa n. 05 de 26 de março de 2014.** Tornar obrigatória, a toda embarcação pesqueira autorizada no âmbito do Registro Geral da Atividade Pesqueira, a posse a bordo das respectivas Autorizações de Pesca emitidas, através da revogação da Instrução Normativa n. 03 de 11 de fevereiro de 2011. 31 da Seção 1 do Diário Oficial da União (DOU) de 27 de março de 2014.

BRASIL. MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL (MPF). LACTEC. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-Base: Volume I – Meio Físico.** Curitiba: Lactec, 2017a.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-Base: Volume II – Meio Biótico.** Curitiba: Lactec, 2017b.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-Base: Resumo Executivo.** Curitiba: Lactec, 2017c.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Pós-desastre – Grupo 1: Qualidade de água, Águas subterrâneas, Pesca e Ecotoxicologia.** Curitiba: Lactec, 2018a.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Pós-desastre – Meios Físico e Biótico: Geologia, Solos, Hidrologia e Hidrossedimentologia, Qualidade de sedimentos, Unidades de Conservação, Flora e Fauna.** Curitiba: Lactec, 2018b.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Consolidado Bens Arqueológicos e Culturais.** Curitiba: Lactec, 2018c.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **1º Relatório Parcial de Resultados.** Curitiba: Lactec, 2018d.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Metodológico de Valoração Econômica e Identificação de Danos Ambientais – Versão Preliminar.** Curitiba: Lactec, 2018e.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Caracterização Parcial do Rejeito de Mineração do Complexo de Germano.** Curitiba: Lactec, 2018f.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Contextualização.** Curitiba: Lactec, 2019a.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Ambientes Aquáticos Continentais.** Curitiba: Lactec, 2019b.

- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Ambientes Terrestres e Atmosfera**. Curitiba: Lactec, 2019c.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Zona Costeira e Marinha**. Curitiba: Lactec, 2019d.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **2º Relatório Parcial de Resultados**. Curitiba: Lactec, 2019e.
- BRASIL. **Resolução CONAMA Nº 454**. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Brasília, 2012
- BREIMAN, L. Random Forests. **Machine Learning**, v. 45, n. 1, p. 5–32, 2001.
- BUCHMAN, M. F. NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA OE&R Report 08-1, Seattle WA, Office of Response and Restoration Division National Oceanic and Atmospheric Administration, 34 pages. 2008.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model selection and multimodel inference**: a practical information-theoretic approach. 2nd edition. New York: Springer-Verlag. 2002.
- BUTCHART, S.H. Global biodiversity : indicators of recent declines. **Science**, v. 328, n. January, p. 1164, 2010.
- CABRAL, C.R. **Análise da estrutura e transporte do zooplâncton no estuário do Rio Caravelas (Bahia-Brasil) através do uso do zooscan**. 2009. Dissertação (Mestrado em Bioecologia Aquática) – Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.
- CADDY, J.F.; GARIBALDI, L. Apparent changes in the trophic composition of world marine harvests: the perspective from the FAO capture database. **Ocean Coast. Manage.**, v. 43, n. 8-9, p. 615-655, 2000.
- CAIRNS JR., J.; MCCORMICK, P. V.; NIEDERLEHNER, B. R. A proposal framework for developing indicators of ecosystem health. **Hydrobiology**, n. 263, p.1-44, 1993.
- CALAZANS, D.; MUELBERT, J. H.; MUXAGATA, E. **Organismos planctônicos. Estudos oceanográficos: do instrumental ao prático**. 2011. Pelotas: Editora Textos.
- CALDEIRA, F. N. **Ictiofauna de bancos de macrófitas aquáticas do baixo rio Jucu, Espírito Santo**. Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado em Ecologia de Ecossistemas do Centro Universitário Vila Velha. 2009. Mestrado, Área de concentração Ecologia. Universidade de Vila Velha. 41 p.
- CAMARGO, M.; ISAAC, V. Reproductive biology and spatio-temporal distribution of *Stellifer rastrifer*, *Stellifer nasu* and *Macrodon ancylodon* (Sciaenidae) in the Caeté Estuary, Northern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 53, n. ½, p. 13-21, 2005.
- CAMARGO, O. A.; MONIZ, A. C.; JORGE, J. A.; VALADARES, J. M. A. S. **Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agrônomo de Campinas**. Campinas, Instituto Agrônomo, 2009. 77 p. (Boletim técnico, 106, Edição revista e atualizada). 2009.
- CAMILLO, C.S.; ROMERO, R.M.; LEONE, L.G.; BATISTA, R.L.G.; VELOZO, R.S.; NOGUEIRA-FILHO, S.L.G. Características da reprodução de tartarugas marinhas (Testudines, Cheloniidae) no litoral sul da Bahia, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 2, pp, 131-137, 2009.
- CAMPELO, R. P. S. **Variabilidade Interanual (10 anos) da comunidade zooplanctônica na região costeira do Espírito Santo, em área sob influência de efluente industrial aquecido**. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Biomas Tropicais) – Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais, 2010.
- CANTOR, M.; WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; ROSSI-SANTOS, M. R.; SIMÕES-LOPES, P. C. Assessing population parameters and trends of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*): an eight-year mark-recapture study. **Marine Mammal Science**, v. 28, n. 1, p. 63-83, 2012.
- CARMO, F. F.; KAMINO, L. H. Y.; TOBIAS, R. J.; CAMPOS, I. C. CARMO, F. F.; SILVINO, G.; CASTRO, K. J. S. X.; MAURO, M. L. RODRIGUES, N. U. A.; MIRANDA, M. P. S.; PINTO, C. E. F.; Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Chemosphere**. v. 253, August 2020.

- CARPENTER, G.; GILLISON, A. N.; WINTER, J. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. **Biodiversity and Conservation**, v. 2, n. 6, p. 667–680, 1993.
- CASTILLO, G.; MUNOZ, H.; GONZALEZ, H.; BERNAL, P. Daily analysis of abundance and size variability of fish larvae in relation to oceanic water intrusions in coastal areas. **Biologia Pesquera**, v. 20, p. 21-35, 1991.
- CASTRO, C. B.; PIRES, D. O. Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. **Bulletin of Marine Science**, v. 69, n. 2, p. 357-371, 2001.
- CASTRO, L. L. M. **O ictioplâncton do estuário do Rio Piraquê-açu, ES**. 2001. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2001.
- CASTRO, P. M. G. **Estrutura e dinâmica da frota de parelhas no Estado de São Paulo e aspectos biológicos dos principais recursos pesqueiros demersais costeiros da região Sudeste/Sul do Brasil (23° – 29°)**. 2000. Tese de doutorado, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, 261p.
- CATTANI, A. P.; SANTOS, L. O.; SPACH, H. L.; BUDEL, B. R.; GONDIM- GUANAIS, J. H. D. Avaliação da ictiofauna da fauna acompanhante da pesca do camarão sete-barbas do município de Pontal do Paraná, litoral do Paraná, Brasil. **Bol. Inst. Pesca**, v. 37, n. 2, p. 247 – 260, 2011.
- CAVALCANTI, E. A. H., NEUMANN-LEITÃO, S.; VIEIRA, D. A. N. Mesozooplâncton do sistema estuarino de Barra das Jangadas, Pernambuco, Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, v. 25, p. 436-444, 2008.
- CEPEMAR - SERVIÇOS DE CONSULTORIA EM MEIO AMBIENTE LTDA. **Serviços de Consultoria em Meio Ambiente Ltda. Gasoduto Sul Norte Capixaba: Estudo de Impacto Ambiental**, Vitória, 2011.
- _____. **Projeto de Expansão do Terminal Especializado de Barra do Riacho – PORTOCEL I**. RT 005/06. 2006b
- _____. **Relatório Técnico do monitoramento do efluente líquido da Fibria no ecossistema marinho**. RT 289/11, 2011.
- _____. **Serviços de Consultoria em Meio Ambiente Ltda. EIA - Estudo de Impacto Ambiental do Projeto de Expansão do Terminal Portuário de Ubu - Anchieta/ES**. RT 605/08, 2009.
- _____. **Serviços de Consultoria em Meio Ambiente Ltda. EIA para a Atividade de Pesquisa Sísmica Marítima 4D nas Áreas dos Campos de Golfinho, Canapu, Camarupim, Camarupim Norte, Peroá e Cangoá, na Bacia do Espírito Santo**. RT 203/09, 2006.
- _____. **Serviços de Consultoria em Meio Ambiente Ltda. Estudo de Impacto Ambiental: Terceira Pelotização da Samarco em Ponta Ubú**. RT 139/04, 2004.
- CEPILE, A. **Estimativa populacional por marcação-recaptura e padrões de atividade do boto cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) em Regência, ES**. 91 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora. 2008.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.
- CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. **Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades**. *Biota Neotropica*, v. 9, n. 3, p. 93–103, 2009.
- CIFONAUTA. **(Banco de Imagens de Biologia Marinha)**. Disponível em: <<http://cifonauta.cebimar.usp.br/search/?taxon=temora>>. Acesso em: 24 nov 2019.
- CLARK, J. Fish and man: conflict in the Atlantic estuaries. **Am. Littoral Soc. Spec. Publ.**, v. 5, p. 78, 1967.
- CLARK, R. B. **Marine Pollution**. 5ª. ed. Oxford - USA: University Press. 248pp., 2001.
- CLARKE, K. R.; WARWICK, R.M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 2nd edition. PRIMER-E: Plymouth, 2001.
- CLARKE, K.R.; GORLEY, R.N. **PRIMER v6 User Manual/Tutorial. Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research**. PRIMER-E, 2006.

- COELHO, J. A. P. et al. Relação peso-comprimento e tamanho de início de primeira maturação gonadal para o Sciaenidae *Stellifer rastrifer* (Jordan, 1889), no litoral do estado de São Paulo. **Bol. Inst. Pesca**, v. 12, n. 2, p. 99-107, 1985.
- COELHO, R. M. P. Métodos de coleta, preservação, contagem e determinação de biomassa em zooplâncton de águas epicontinentais. In: BICUDO, C.E.M.; BICUDO, D.C.(Ed). **Amostragem em Limnologia**. São Carlos, 2004, p. 149-165.
- COELHO-BOTELHO, M. J. **Dinâmica da Comunidade Zooplânctônica e sua Relação com o Grau de Trofia em Reservatórios**. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB), Setor de Comunidades Aquáticas. São Paulo, 2003.
- COLMAN, L.P.; THOMÉ, J.C.A.; ALMEIDA, A.P.; BAPTISTOTTE, C.; BARATA, P.C.R.; BRODERICK, A.C.; RIBEIRO, F.A.; VILA-VERDE, L.; GODLEY, B.J. Thirty years of leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting in Espírito Santo, Brazil, 1988-2017: reproductive biology and conservation. **Endangered Species Research**, v. 39, p. 147-158, 2019.
- COLODETE, M. F.; PEREIRA, O. J. Levantamento florístico da restinga de Regência, Linhares, ES. **Revista Brasileira de Biociências**, v.5, p.558-560, 2007.
- COLWELL, R. K. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. 2016. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>. Acesso em 16 jun 2019.
- COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transaction of the Royal Society of London**, Series B, n. 345, p. 101-118, 1994.
- CONSELHO FEDERAL DE BIOLOGIA. **Dispõe sobre os procedimentos de captura, contenção, marcação, soltura e coleta de animais vertebrados in situ e ex situ, e dá outras providências**. Resolução nº 301, de 8 de dezembro de 2012. Brasília, DOU Seção 1, de 28/12/2012.
- COPPE. **Avaliação dos impactos da ruptura da barragem de rejeitos de fundão em Mariana nove meses após o desastre**. Capítulo 4 – “Avaliação da Zona Estuarina do Rio Doce e Zona Costeira Adjacente”. Relatório Técnico. 2017.
- CORRÊA, C. E., ALBRECHT, M. P., HAHN, N. S. Patterns of niche breadth and feeding overlap of the fish fauna in the seasonal Brazilian Pantanal, Cuiabá River basin. **Neotropical Ichthyology**, v. 9, n. 3, p. 637-646, 2011.
- CORREA, L. B.; KROHLING, W. Densidade e distribuição vertical de peixes Pomacanthidae (Teleostei) na Ilha Escalvada, Guarapari, ES. **Natureza online**, v. 8, n. 1, p. 1-7, 2010.
- COSTA, A. G.; GARCIA, D.; CLARO-GARCÍA, A.; BALCONI, A.; MIRANDA, D.; LEME, G.; PINE, M.; SOUZA, A.; BIALETZKI, A.; ORSI, M. **Metodologia de coleta, triagem e identificação de ovos, larvas e juvenis**. 10.13140/RG.2.2.19754.21449.
- COSTA, A.; NEUMANN-LEITÃO, S.; THOMPSON, F.; MELO, P.; SANTANA, J. Community structure of the tintinnids (Ciliophora: Spirotrichea) in the region of Abrolhos (Bahia, Brazil). **Brazilian Journal Of Oceanography**, v.63, n.1, p.51-61, 2015.
- COSTA, H.C.; BERNILS, R.S. (Org.). **Brazilian reptiles – List of species. Version 2018**. Disponível em: www.sbherpetologia.org.br. 2018. Acessado em: 8 de junho de 2019.
- COSTA, M. B.; ZAMPROGNO, G. C.; BARBIERO, D. C.; SAEZ FERREIRA, B. **Ocorrência de *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) (Gastropoda: Thiaridae) no Estado do Espírito Santo, Brasil**. 2017. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/174/_arquivos/174_05122008110740.pdf>. Acessado em junho, 2019
- COSTA, M. D. P. **Ictioplâncton e a conservação de regiões costeiras: o caso do estuário da Lagoa dos Patos**. 2015. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul.
- COSTA, P. C. S.; SILVEIRA, L. S.; BARBOSA, L. A. Patologia de pequenos cetáceos encalhados no litoral do Espírito Santo, Brasil. In: Congresso Fluminense de Iniciação Científica e Tecnológica, 5., 2013, Campos dos Goytacazes. **Anais...** Campos dos Goytacazes, 2013.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBERK, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., SHAHID NAEEM, I., O'NEILL, R., PARUELO, J., RASKIN, R., SUTTON, P. & VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **In Revista Nature**, v. 387, 1997.

- COSTA-SILVA, S.; COLOSIO, A. C.; MARCONDES, M. C. C.; GROCH, K. R.; SIMÕES-LOPES, P. Desvio em processo espinhal de cetáceos encalhados no Banco dos Abrolhos, Brasil. In: Reunión de trabajo de expertos em mamíferos acuáticos de America do Sur – 9 SOLAMAC, 15., 2012, Puerto Madryn. **Anais...** Puerto Madryn, Argentina, 2012.
- COSTA-SILVA, S.; GROCH, K. R.; MARCONDES, M. C. C.; REIS, M. S. S.; DAURA-JORGE, F.; ROSSI-SANTOS, M.; SOUTO, L. A.; WEDEKIN, L. L. Records of skin lesions on Guiana-dolphin (*Sotalia guianensis*) from three different populations along its distribution in Brazil. In: Reunión de expertos em mamíferos acuáticos de America do Sur – 10 SOLAMAC, 16., 2014, Cartagena. **Anais...**Cartagena, Colômbia, 2014.
- CPMAIS - SERVIÇOS DE CONSULTORIA EM MEIO AMBIENTE LTDA. **12ª Campanha de monitoramento marinho – Estaleiro Jurong Aracruz.** Relatório Técnico, CPRT 022/15, 383p., 2015.
- CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. 2015. **Monitoramento especial da bacia do rio Doce.** Relatório 01: Acompanhamento da onda de cheia. Primeira Campanha de Campo. Belo Horizonte: CPRM, 2015.
- _____. **Atuação da CPRM no Monitoramento Especial da bacia do rio Doce.** 14 de janeiro de 2016.
- _____. **Atuação da CPRM no Monitoramento Especial da bacia do rio Doce.** 14 de janeiro de 2016.
- CREMER, M. J.; DAURA-JORGE, F. G.; CYPRIANO-SOUZA, A. L.; WEDEKIN, L. L. Movements of offshore bottlenose dolphins in the South Brazil Bight, Southeastern Brazil. In: Congresso da Sociedade Latino-americana de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul (RT), XII, 2018, Lima. **Resúmenes...** Lima: SOLAMAC, 2018.
- CTA – SERVIÇOS EM MEIO AMBIENTE. **Acompanhamento do desembarque pesqueiro da Usina de Aimorés, rio Doce, Minas Gerais.** Relatório Consolidado, 2017. 249p.
- _____. **Relatório Consolidado do Projeto de Monitoramento de Cetáceos nos Campos de Peroá e Cangoá - 2007 a 2015.** Relatório Técnico para a PETROBRAS. Vitória: CTA Serviços em Meio Ambiente. 104 p. 2016.
- CTA – SERVIÇOS EM MEIO AMBIENTE/SAMARCO. 2016. **Relatórios Trimestrais do Monitoramento da Ictiofauna na região marinha adjacente à foz do rio Doce, Linhares/ES**
- CULVERHOUSE, P.F.; WILLIAMS, R.; BENFIELD, M.; FLOOD, P.R. *et al.* Automatic image analysis of plankton: future perspectives. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, n.312, p.297-309, 2006.
- DAAN, N.; BROMLEY, P. J.; HISLOP, J. R. G.; NIELSEN, N. A. Ecology of North Sea fish. **Neth. J. Sea Res.**, v. 26, p. 343-386, 1990.
- DAILY, G. C. **Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems.** Washington D.C.: Island Press, 1997.
- DAM, H. G.; PETERSON, W. T. Seasonal contrasts in the diel vertical distribution, feeding behavior, and grazing impact of the copepod *Temora longicornis* in Long Island. **Sound. J. Mar. Res.**, v. 51, p.561-594, 1993.
- DANILEWICZ, D.; SECCHI, E. R.; OTT, P. H.; MORENO, I. B.; BASSOI, M.; BORGES-MARTINS, M. Habitat use patterns of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) off southern Brazil in relation to water depth. **Journal of the Marine Biological Association of the U.K.**, v. 89, n. 5, p. 943-949, 2009a.
- DANILEWICZ, D.; TAVARES, M.; MORENO, I. B.; OTT, P. H.; TRIGO, C. C. Evidence of feeding by the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in mid-latitude waters of the western South Atlantic. **Marine Biodiversity Records**, v. 2, n. 88, p. 1-3, 2009b.
- DANILEWICZ, D.; ZERBINI, A. N.; ANDRIOLO, A.; SECCHI, E. R.; SUCUNZA, F.; FERREIRA, E.; DENUNCIO, P.; FLORES, P. A. C. **Abundance and distribution of an isolated population of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in southeastern Brazil: red alert for FMA I?** In: Annual report of the International Whaling Commission. 2012. 17 p.
- DANKERS, P.J.T. **The behavior of fines released due to dredging: A literature review.** The Netherlands: Hydraulic Engineering Section, Delft University of Technology. 2002.
- DANTAS-SILVA, L. T.; DANTAS, E. W. Zooplâncton (Rotifera, Cladocera e Copepoda) e a eutrofização em reservatórios do nordeste brasileiro. **Oecol. Aust.**, v.17, n.2, p.243-248, 2013.

- DAS, K.; VIRGINIE, D.; STÉPHANE, P.; JEAN-MARIE, B. Heavy metals in marine mammals. In: VOS, J. V.; BOSSART, G. D.; FOURNIER, M.; O'SHEA, T. (Eds.) **Toxicology of Marine Mammals**. Washington D.C.: Taylor and Francis Publishers, 2003. p. 135-167.
- Daura-Jorge, F. G.; Wedekin, L. L.; Piacentini, V. Q.; Simões-Lopes, P. C. Seasonal and daily patterns of group size, cohesion and activity of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (P.J. van Bénédén) (Cetacea, Delphinidae), in southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 1014-1021, 2005.
- DAURA-JORGE, F.; SIMÕES-LOPES, P. Lobomycosis-like disease in wild bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* of Laguna, southern Brazil: monitoring of a progressive case. **Diseases of Aquatic Organisms**, v. 93, n. 2, p. 163–170, 2011.
- DAY Jr., J. W.; HALL, C. A. S.; KEMP, W. M.; YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. **Estuarine ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1989. 558p.
- DAYTON, P.K.; THRUSH S.F.; AGARDY T.; HOFMAN R.J. Environmental effects of marine fishing. **Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems**, n. 5, p. 205-232, 1995.
- DIAS, C. O.; ARAUJO, A. V. Copepoda. In: Sérgio Luiz Costa Bonecker (Ed.) **Atlas de zooplâncton da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira** – Rio de Janeiro: Museu Nacional, 21-100, 2006.
- DIAS, C. O.; BONECKER, S. L. C. Inter-annual Variability of Planktonic Copepods in a Tropical Bay in Southeastern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 4, p. 731-742, 2008.
- DIAS, J. A. **Evolução do Conceito de Sedimento Relíquia**. Disponível em <<http://w3.ualg.pt/~jdias/JAD/ebooks/Reliquias.pdf>>. Acessado em 07/01/2010. 2004>.
- DINIZ-FILHO, J.A.F. *et al.* **Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change**. *Ecography*, v. 32, n. 6, p. 897–906, dez. 2009. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1600-0587.2009.06196.x>>. Acesso em: 17 ago. 2018.
- DIRZO, R.; RAVEN, P. H. **Global State of Biodiversity and Loss**. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 28, n. 1, p. 137–167, 2004.
- DOYLE, M. J.; MORSE, W. W.; KENDALL, Jr., A. W. A comparison of larval fish assemblages in the temperate zone of northeast Pacific and the northwest Atlantic ocean. **Bull. Mar. Sci.**, v. 53. p. 588-644, 1993.
- DUARTE, A. K; SILVA, A. R.. **Cadernos de ecologia aquática: conhecendo o zooplâncton**. Rio Grande: Instituto de Oceanografia, v.3. 2008.
- DUNNE, J.A.; WILLIAMS, R.J.; MARTINEZ, N.D. Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. **Ecol Lett**, n. 5, p. 558-567, 2002.
- DUSSART, B.H.; DEFAYE, D. **Copepoda: introduction to the Copepoda – Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**. Amsterdam: SPB Academic Publishing, 1995.
- DUTRA, G. F.; ALLEN, G.; WERNER, T.; MCKENNA, S. A. (Eds.). **A Rapid Marine Biodiversity Assessment of the Abrolhos Bank, Bahia, Brazil**. RAP Bulletin of Biological Assessment 38 (155 pp). Conservation International, Washington, DC. 2006.
- ECONSERVATION ESTUDOS E PROJETOS AMBIENTAIS - Econservation. **Relatório executivo de monitoramento da dispersão dos rejeitos de mineração, na zona marinha do Espírito Santo e sul da Bahia - 05/05/2017, Revisão 01**. Fundação Renova, 2017, 22p.
- _____. **Relatório executivo de monitoramento da dispersão dos rejeitos de mineração, na zona marinha do Espírito Santo - 16/02/2018**. Fundação Renova, 2018, 21p.
- _____. **Análise integrada dos Contornos do Deslocamento das Plumas de Turbidez no Meio marinho**. Auto de Intimação IEMA nº 12.371/2015. Janeiro, 2017.
- EIA UTE. **Mundi Linhares**. Linhares: CEA-RT. 285pp., 2011.
- EKAU, W. Sedimentation processes and productivity in the continental shelf waters off east and Northeast Brazil. **Center for Tropical Marine Ecology**, 1996.
- _____. Topographical and hydrographical impacts on macrozooplankton community structure in the Abrolhos Bank region, East Brazil. **Archive of Fishery and Marine Research**, 1999.

- EKAU, W.; KNOPPERS, B. An introduction to the pelagic system of the North-East and East Brazilian shelf. **Archive of Fishery and Marine Research**, v. 47, p. 113-132, 1999.
- ELLIOT, M.; McLUSKY, D. S. The need definitions in understanding estuaries. **Estuarine and Coastal Shelf Science**, v. 55, p. 815-827. 2002
- ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A.K.; POTTER, I.C.; BLABER, S.J.M.; CYRUS, D.P.; NORDLIE, F.G. & HARRISON, T.D. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish Fish**, v. 8, p. 241-268, 2007.
- ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A Morphological anormalities in the cladoceran *Ilyocryptus spinifer* (Apipucos Reservoir, Pernambuco State, Brazil). **Braz. J. Biol.** v. 1, n. 64, p.53-58, 2004.
- _____. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Brasília: Editora Universa, 1997.
- ENGEL, M. H.; FAGUNDES, N. J. R.; ROSENBAUM, H. C.; LESLIE, M. S.; OTT, P.H.; SCHMITT, R.; SECCHI, E.; DALLA-ROSA, L.; BONATTO, S. L. Mitochondrial DNA diversity of the Southwestern Atlantic humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) breeding area off Brazil, and the potential connections to Antarctic feeding areas. **Conservation Genetics**, v. 9, p. 1253-1262, 2008.
- ERNST, C.H.E.; BARBOUR, R.W. **Turtles of the World**. Washington, DC, USA: Smithsonian Institution Press, 1989, 313p.
- EULER, F. V.; SVENSSON, S. Taxonomic distinctness and species richness as measures of functional structure in bird assemblages. **Oecologia**, n. 129, p. 304–311. 2001.
- EVANGELISTA, H. (Cord.). (2018). **Sobre a incorporação anômala de metais em corais do Parque Nacional dos Abrolhos decorrente da chegada da pluma de rejeitos da Samarco na foz do Rio Doce – ES**. Rio de Janeiro: Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 47p.
- FALKENBERG, D.B. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Insula** v. 28, p.1-30, 1999.
- FAURG - FUNDAÇÃO DE APOIO À UNIVERSIDADE DO RIO GRANDE. **Relatório Técnico-Científico**. Contrato 105/2016. 2016. Etapa I - Análise de contaminantes. 63 pp. http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/dcom_relatorio_contrato_105_2016.pdf . Acesso em, 23 de abril de 2018.
- FAUSCH, K.D., LYONS, J., KARR, J.R. & ANGERMEIER, P.L. Fish communities as indicators of environmental degradation. **Am. Fisheries Soc. Symp.** n. 8, p. 123-144, 1990.
- FERNANDES, L. D. de A.; BONECKER, S. L. C.; VALENTIN, J. L. Dynamic of decapod crustacean larvae on the entrance of Guanabara Bay. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 45, n. 4, p. 491-498, 2002.
- FERNANDES, L.F.L; PEREIRA, J.B. 2016. **Zooplâncton**. Disponível em <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/DCOM_zooplankton_ufes_soloncy.pdf> Acesso em: 1 mai, 2019.
- FEST - FUNDAÇÃO ESPÍRITO-SANTENSE DE TECNOLOGIA. RELATÓRIO SEMESTRAL – RELATÓRIO SEMESTRAL – SEÇÃO 1: Rede Rio Doce Mar / RRDM. **Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I. RT-03 RRDM/ABR19**. Vitória: FEST. 23 p. 2019a.
- _____. **Relatório Semestral: Programa de monitoramento da biodiversidade aquática da área ambiental I. RT-05 RRDM**, 2019b.
- _____. **Relatório Semestral: Programa de monitoramento da biodiversidade aquática da área ambiental I. RT-06 RRDM**, 2019c.
- _____. **Relatório Semestral: Programa de monitoramento da biodiversidade aquática da área ambiental I. RT-07 RRDM**, 2019d.
- FIGUEIREDO, J. L. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. I. Introdução. Cações, raias e quimeras**. São Paulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 1977, 104p.
- FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N.A. **Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil: II. Teleostei (1)**. São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 1978, 90 p.
- _____. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5)**. São Paulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 2000, 116p.
- FISCHER, W. **FAO species identification sheets for fishery purposes**. Western Central Atlantic (fishing area 31). Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1978.

- FLACH, L.; FLACH, P. A.; CHIARELLO, A. G. Density, abundance and distribution of the Guiana dolphin, (*Sotalia guianensis* van Benéden, 1864) in Sepetiba Bay, Southeast Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 10, n. 1, p. 31-36, 2008.
- FLORES, P. A. C.; BAZZALO, M. Home ranges and movement patterns of the marine tucuxi dolphin, *Sotalia fluviatilis*, in Baía Norte, southern Brazil. **The Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 3, p. 37-52, 2004.
- FOLEY, J. A. et al. Global Consequences of Land Use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 22 jul. 2005. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1111772>>. Acesso em: 24 jun. 2017.
- FOLK, R.L. The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary-rock nomenclature. **Journal of Geology**, v. 62, n. 4, p. 344-359. 1954.
- FRANCINI-FILHO, R.B.; MOURA, R.L. Dynamics of fish assemblages on coral reefs subjected to diferente management regimes in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. **Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystems**, v. 18, p. 1166–1179, 2008.
- FRANK, K. T.; LEGGETT, W. C. Multispecies larval fish associations: accident or adaptation. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 40, p. 754-762, 1983.
- FREITAS NETTO, R.; DI BENEDITTO, A. P. M. Interactions between fisheries and cetaceans in Espírito Santo State coast, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zootecias**, v. 10, n. 1, p. 55-63, 2008.
- FREITAS, C. **Spatial and seasonal distribution of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, wintering in Abrolhos, Brazil**. Dissertação (Mestrado em Marine and Fisheries Science) - Universidade de Aberdeen, Escócia. 2000.
- FREITAS, C.M.; SILVA, M.A.; MENEZES, F.C. **O desastre na barragem de mineração da Samarco – fratura exposta dos limites do brasil na redução de risco de desastres**. Disponível em: < <http://cienciaecultura.bvs.br/pdf/cic/v68n3/v68n3a10.pdf>>. Acesso em: 22 mai, 2019.
- FREITAS, M.O., SPACH, H.L., HOSTIM-SILVA, M. Variação espaço temporal da assembleia de peixes demersais em uma área de pesca do camarão sete-barbas no sul do Brasil. **Neotrop. Biol. Conserv.**, v. 6, n. 1, p. 44-54, 2011.
- FREITAS-NETTO, R.; DI BENEDITTO, A.P.M. Diversidade de artefatos da pesca artesanal marinha do Espírito Santo. **Biotemas**, v. 20, n. 2, p. 107-119, 2007.
- FROESE, R.; PAULY, D. **Fishbase**. Electronic Publication: www.fishbase.org. 2019
- FUNDAÇÃO RENOVA. **Monitoramento reprodutivo das tartarugas marinhas na planície costeira do rio Doce. Relatório anual – Agosto/2017 a Julho/2018**. Linhares: Fundação Pró TAMAR, 2018a, 29p.
- _____. **Relatório Sobrevoos na Foz do Rio Doce, Região Costeira e Marinha - 06 e 07 de dezembro de 2018**. Relatório Técnico – RT ECV 484/18. Fundação Renova, 2018b, 31p.
- _____. **Relatório Sobrevoos na Foz do Rio Doce, Região Costeira e Marinha – 12 de abril de 2019**. Relatório Técnico – RT ECV 171/19. Fundação Renova, 2019, 30p.
- FURG - UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE. **Avaliação do impacto da lama/pluma Samarco sobre os ambientes costeiros e marinhos (ES e BA) com ênfase nas Unidades de Conservação**. 1a Expedição do Navio de Pesquisa Soloncy Moura do CEPISUL/ICMBio. Instituto de Ciências Biológicas, Rio Grande, 2016.
- GIANNINI, R.; PAIVA FILHO, A.M. Aspectos bioecológicos de *Stellifer rastrifer* (Perciformes: Sciaenidae) na Baía de Santos, SP. São Paulo: **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 38, n. 1, p. 57-67, 1990.
- GIBBS, J. P. Monitoring populations. In: BOITANI, L.; FULLER, T.K. (Eds.) **Research techniques in animal ecology: controversies and consequences**. New York: Columbia University Press, 2000. p. 213-252.
- GIBSON, R.N. Go with the flow: tidal migration in marine animals. **Hydrobiologia**, v. 503, p. 153–161, 2003.
- GOLDER. **Análise da Ocorrência de Deposição de Rejeitos Oriundos da Barragem de Fundão no Ambiente Marinho Adjacente ao Rio Doce**. Submetido à Samarco Mineração S/A. Maio, 2016.
- GREEN, R.H. **Sampling design and statistical methods for environmental biologists**. New York: Wiley, Chichester, UK; 1979. 272 p

- GRIFFIN, F. J.; SMITH, E. H.; VINES, C. A.; CHERR, G. N. Impacts of suspended sediments on fertilization, embryonic development, and early larval life stages of the pacific herring, *Clupea pallasii*. **Biological Bulletin**, v. 216, p. 175-187, 2009.
- GROCH, K. R.; COLOSIO, A. C.; MARCONDES, M. C. C.; ZUCCA, D.; DIAZ-DELGADO, J.; NIEMEYER, C.; MARIGO, J.; BRANDÃO, P. E.; FERNÁNDEZ, A.; CATÃO-DIAS, J. L. Novel cetacean morbillivirus in Guiana Dolphin, Brazil. **Emerging Infectious Diseases**, v. 20, n. 3, p. 511-513, 2014a.
- GROCH, K. R.; MARCONDES, M. C. C.; COLOSIO, A. C.; CATÃO-DIAS, J. L. Skeletal abnormalities in humpback whales *Megaptera novaeangliae* stranded in the Brazilian breeding ground. **Diseases of Aquatic Organisms**, v. 101, n. 2, p. 145-158, 2012.
- GROCH, K. R.; SANTOS-NETO, E. B.; DÍAZ-DELGADO, J.; IKEDA, J. M. P.; CARVALHO, R. R.; OLIVEIRA, R. B.; GUARI, E. B.; BISI, T. L.; AZEVEDO, A. F.; LAILSON-BRITO, J.; CATÃO-DIAS, J. L. Guiana Dolphin Unusual Mortality Event and Link to Cetacean Morbillivirus, Brazil. **Emerging Infectious Diseases**, v. 24, n. 7, p. 1349-1354, 2018.
- GROCH, K. R.; COLOSIO, A. C.; MARCONDES, M. C. C.; ZUCCA, D.; DÍAS-DELGADO, J.; NIEMEYER, C.; MARIGO, J.; BRANDÃO, P. E.; FERNÁNDEZ, A.; CATÃO-DIAS, J. L. A novel morbillivirus in Guianadolphin, Brazil. **Emerging Infectious Diseases**, v. 20, n. 3, p. 511-513, 2014b.
- GUALANDI, R. L. S. **Distribuição espaço-temporal da comunidade de Copepoda no entorno do RAM Victory-8B**. 2007. Monografia (Graduação em Oceanografia) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- GUISAN, A.; RAHBEK, C. SESAM - a new framework integrating macroecological and species distribution models for predicting spatio-temporal patterns of species assemblages. **Journal of Biogeography**, v. 38, n. 8, p. 1433-1444, 2011.
- HALL, S. J.; GREENSTREET, S. P. R. Taxonomic distinctness and diversity measures: responses in marine fish communities. **Marine Ecology Progress Series**, n. 166, p. 227-229, 1998.
- HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA. 724pp., 2014.
- HAMILTON, P. K.; MARX, M. K. Skin lesions on North Atlantic right whales: Categories, prevalence and change in occurrence in the 1990s. **Diseases of Aquatic Organisms**, v. 68, n. 1, p. 71-82, 2005.
- HART, L. B.; ROTSTEIN, D. S.; WELLS, R. S.; ALLEN, J.; BARLYCORN, T.; BALMER, B. C.; LANE, S. M.; SPEAKMAN, T.; ZOLMAN, E. S.; STOLEN, M.; MACFEE, W.; GOLDSTEIN, T.; ROWLES, T. K.; SCHWACKE, L. H. Skin lesions on common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from three sites in the Northwest Atlantic, USA. **PLoS ONE**, v. 7, n. 3, p. e33081, 2012.
- HEINO, J.; MYKRA, H.; HAMALAINEN, H.; AROVITA, J. AND MUOTKA, T. Response of taxonomic distinctness and species diversity indices to anthropogenic impacts and natural environmental gradients in stream macroinvertebrates. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 9, p. 1846-1861, 2007.
- HILLE, E.; SCHETTINI, C.A.F.; RIBEIRO, M.R. Estrutura termohalina no litoral de Santa Catarina nos anos de 2005 e 2006. In: BRAGA, E.S. (Ed). **Oceanografia e mudanças globais**. São Paulo: Edusp, 2008.
- HUNT, G.L.; MCKINNELL, S. Interplay between top-down, bottom-up, and wasp-waist control in marine ecosystems. **Prog Oceanogr**, v. 68, n. 2-4, p. 115 – 124, 2006.
- HURLBERT, S.H., 1984. Pseudoreplication and design of ecological field experiments. **Ecol. Monogr.**, n. 54, p. 187-211, 1984.
- HYLAND, J.; BALTHIS, L.; KARAKASSIS, I.; MAGNI, P.; PETROV, A.; SHINE, J.; VESTERGAARD, O.; WARWICK, R. Organic carbon content of sediments as an indicator of stress in the marine benthos. **Mar Ecol Prog Ser**, v. 295, p.91-103, 2005.
- HYNES, H.B.N. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. **J. Anim. Ecol.**, v. 19, p. 36-57, 1950.
- HYSLOP, E.J. 1980. Stomach contents analysis - a review of methods and their application. **J. Fish Biol.**, v. 17, p. 411-429, 1980.
- IA-RBMA - INSTITUTO AMIGOS DA RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA. **Banco dos Abrolhos & Cadeia Vitoria-Trindade: Proposta de reconhecimento de uma Reserva da Biosfera marinha na Costa Central do Brasil**. Organização: LINO, C. F.; DIAS, H. São Paulo: IA-RBMA, 2014

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **GEO BRASIL 2002 Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil**. Organizado por Thereza Christina Carvalho Santos e João Batista Drummond Câmara. - Brasília: Edições IBAMA, 2002. 440 p.

_____. **Laudo técnico preliminar dos impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais**. 2015. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf>.

IBAMA / FUNATURA 1991. **Plano de Manejo do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis / Fundação Pró-Natureza, Brasília. Aracruz Celulose S.A., 96 pp.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 2. ed.

_____. **Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, Diretoria de Geociências. 2011, 176 p.

ICMBIO - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Relatório da Segunda Expedição para avaliação dos efeitos da pluma de sedimentos oriunda da foz do rio Doce sobre o ambiente marinho no estado do Espírito Santo ao sul da Bahia. **Relatório Técnico da Segunda Expedição**. 2016a. 19 pp. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/Documentos/ICMBio_Relatorio_do_segundo_cruzeiro_de_levantamento_impactos_lama_biodiversidade_marinha_ES_BA_31mai2016.pdf. Acesso em, 20 de abril de 2018.

_____. **Nota Técnica nº 23/2017/TAMAR-Vitoria- ES/DIBIO/ICMBio**. Monitoramento da Pluma de Sedimentos Proveniente da Barragem de Fundão. Nº Sei: 1900362. 2017a, 44p.

_____. **Parque Nacional Marinho dos Abrolhos**. 2017b. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/parnaabrolhos/guia-do-visitante.html>>. Acesso em: 31 ago. 2017.

_____. **Sumário executivo: livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Brasília, DF: ICMBio, 2016b.

IEMA - INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. **Espécies ameaçadas: lista de espécies ameaçadas de extinção no Espírito Santo**. 2017. Disponível em: <<https://iema.es.gov.br/especies-ameacadas>>. Acesso em: 5 jun. 2017.

_____. Governo do Estado do Espírito Santo, 2016. Disponível em: <<https://iema.es.gov.br/lagoa-monsaras#prettyPhoto>>. Acessado em junho, 2019.

_____. **Lista de Espécies da Flora Ameaçada de Extinção no Espírito Santo**. Decreto Nº 1.499-R, de 14 de junho de 2005. Vitória: IEMA. 2005.

_____. **Plano de Manejo da Reserva Ecológica dos Manguezais Piraquê-açu e Piraquê-mirim, Aracruz**. Aracruz - ES, 2010.

IGAM - INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Acompanhamento da Qualidade das Águas do Rio Doce Após o Rompimento da Barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues – Mariana/ MG**. Relatório Técnico do Instituto Mineiro de Gestão das Águas, Belo Horizonte. 2015. 29 p.

IGAM - INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Encarte especial sobre a qualidade das águas do Rio Doce após 2 anos do rompimento de barragem de Fundão - 2015-2017**. Belo Horizonte: IGAM, 2017.

INEMA - INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. **APA Ponta Baleia/Abrolhos**. Disponível em: <<http://www.inema.ba.gov.br/gestao-2/unidades-de-conservacao/apa/apaponta-da-baleia-abrolhos/>>. Acesso em: 1 set. 2017.

INSTITUTO BALEIA JUBARTE. **Monitoramento de cetáceos em área de tráfego de barcas de celulose: Relatório Anual 2018**. Relatório técnico produzido pelo Instituto Baleia Jubarte para Veracel Clulose, Caravelas. 2019.

INSTITUTO DE BIOLOGIA DA UFRJ. Disponível em: <<http://www.intranet.biologia.ufrj.br/lizi/cat.zoo/Copepoda/Poecilostomatoida/Farranulagracilis/organismo.html>> Acesso em: 24 nov 2019.

- JENKS, G.F. The Data Model Concept in Statistical Mapping. In **International Year book of Cartography**, v. 7, p. 186–190, 1967.
- JESUS, L. M. **Florística e estrutura de uma floresta de restinga na planície costeira do rio Doce, Linhares, ES**. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) – Universidade Federal do Espírito Santo, p. 83, 2015.
- JESUS, R. M.; ROLIM, S. G. Fitossociologia da Mata Atlântica de Tabuleiro. **Boletim Técnico da Sociedade de Investigações Florestais**, v. 19, p. 1-149, 2005.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; LOBO, J. M.; H, JOAQUÍN. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. **Diversity and Distributions**, v. 14, n. 6, p. 885–890, nov. 2008. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1472-4642.2008.00496.x>>. Acesso em: 17 ago. 2018.
- JOBLON, M. J.; POKRAS, M. A.; MORSE, B.; HARRY, C. T.; ROSE, K. S.; SHARP, S. M.; NIEMEYER, M. E.; PATCHETT, K. M.; SHARP, W. B.; MOORE, M. J. Boody Condition Scoring System for Delphinids Based on Short-beaked Common Dolphins (*Delphinus delphis*). **Journal of Marine Animals and their Ecology**, v. 7, n. 2, p. 5-13, 2014.
- KATONA, S.; WHITEHEAD, H. Are Cetacea ecologically important? **Oceanography and Marine Biology Annual Review**, v. 26, p. 553-568, 1988.
- KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Bol. Inst. Oceanogr.**, v. 29, p. 205-207, 1980.
- KEHRIG, H. A.; FERNANDES, K. W. G.; MALM, O.; SEIXAS, T. G.; DI BENEDITTO, A. P. M.; SOUZA, C. M. M. Transferência Trófica de Mercúrio e Selênio na Costa Norte do Rio de Janeiro. **Química Nova**, v. 32, n. 7, p. 1822-1828, 2009.
- KELLEHER, K. Discards in the world's marine fisheries. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **FAO Fisheries Technical Paper**, n. 470, p. 1-131, 2005.
- KENNISH, M. J. **Ecology of estuaries. Biological aspects**. v.1, 391pp., 1986.
- _____. **Ecology of estuaries**. Boca Raton, CRC Press, 1990. 391p.
- _____. **Ecology of Estuaries: Anthropogenic Effects**. Boca Raton, USA: CRC Press: 494 pp. 1992.
- KJELLAND, M.E.; WOODLEY, C.M.; SWANNACK, T.M.; SMITH, D.L. A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: potential dredging-related physiological, behavioral, and transgenerational implications. **Environment Systems and Decisions**, v. 35, p. 334–350, 2015
- KOETTKER, A. **Composição e distribuição das larvas de invertebrados bênticos do Banco dos Abrolhos e área adjacente, com ênfase em larvas de caranguejos braquiúros**. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica). Programa de Oceanografia Biológica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 196p, 2013.
- KOETTKER, A.; LOPES, R. Meroplankton spatial structure and variability on Abrolhos Bank and adjacent areas, with emphasis on brachyuran larvae. **Continental Shelf Research** v.70 p.97 – 108, 2013.
- KREBS, J. **Ecological Methodology**. New York: Harper & Row, 1988.
- KUPSHUS, S; TREMAIN, D. Associations between fish assemblages and environmental factors in nearshore habitats of a subtropical estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 58. p.1383-1403, 2001.
- LAILSON-BRITO, J.; CRUZ, R.; DORNELES, P. R.; ANDRADE, L.; AZEVEDO, A. F.; FRAGOSO, A. B.; VIDAL, L. G.; COSTA, M. B.; BISI, T. L.; ALMEIDA, R.; CARVALHO, D. P.; BASTOS, W. R.; MALM, O. Mercury-Selenium Relationships in Liver of Guiana Dolphin: The Possible Role of Kupffer Cells in the Detoxification Process by Tiemannite Formation. **PLoS ONE**, v. 7, n. 7, p. e42162, 2012.
- LAVRADO, H. P.; INÁCIO, B. L. **Biodiversidade bentônica da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira**. Série livros 18. Rio de Janeiro: Museu Nacional. 389pp., 2006.
- LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI R. K. P. A relic coral fauna threatened by global changes and human activities, Eastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, p. 13, 2005.
- LEÃO, Z. M. A. N. **Abrolhos, BA - O complexo recifal mais extenso do Atlântico Sul**. In: Schobbenhaus, C.; Campos, D. de A.; Queiroz, E. T.; Winge, M.; Berbert-Born, M. L. C. Sítios geológicos e paleontológicos do Brasil. Brasília: DNPM, 2002. p 345-359.

- LEÃO, Z. M. A. N.; DOMINGUEZ, J. M. L. Tropical coast of Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 1, n. 41, p. 112-122, 2000.
- LEÃO, Z. M. A. N.; GINSBURG, R. Living reefs surrounded by siliciclastic sediments: the Abrolhos coastal reefs, Bahia, Brazil. **Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium**, Panamá 2: 1767-1772, 1997.
- LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P. The Abrolhos Reefs of Brazil. **Ecological Studies**. V. 144, p. 83-96, 2001.
- LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P.; TESTA, V. **Corals and coral reefs of Brazil**. In: Cortês J. (ed.) Latin America Coral Reefs. Elsevier Publisher, New York, p.9-52, 2003.
- LEÃO, Z.M.A.N.; KIKUCHI, R.K.P. A relic coral fauna threatened by global changes and human activities, Eastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 51, p. 599–611, 2005.
- LEIS, J. M. Larval fish assemblages near Indo-Pacific coral reefs. **Bull. Mar. Sci.**, v. 53, p.362-392, 1993.
- LENINHAN, H. S.; MICHELI, F. Soft-sediment communities. **Marine Community Ecology**. Sunderland: Sinauer Associates. 253-287, 2001.
- LEONARD, D.R.P.; CLARKE, R.K.; SOMERFIELD, P.J.; WARWICK, R.M. The application of an indicator based on taxonomic distinctness for UK marine biodiversity assessments. **Journal of Environmental Management**, n. 78, p. 52–62, 2006.
- LEONE, A. B.; FERRANO, G. B.; BOLTANI, L.; BLASI, F. Skin marks in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) interacting with artisanal fishery in the central Mediterranean Sea. **PLoS ONE**, v. 14, n. 2, p. e0211767, 2019.
- LEVIN, L.A. A recent progress in understanding larval dispersal: new directions and digressions. **Integrative and comparative Biology**, v. 6, n. 3, p. 283-297, 2006.
- LEVIN, L.A.; MENDOZA, G.F.; GONZALEZ, J.P.; THURBER, A.R.; CORDES, E.E. Diversity of bathyal macrofauna on the northeastern Pacific margin: the influence of methane seeps and oxygen minimum zones. **Marine Ecology**, v. 31, n. 1, p. 94-110, 2010.
- LIMA, A. C. **As assembleias de peixes dos estuários de Conceição da Barra e Barra Nova, Espírito Santo**. Dissertação de Mestrado, Mestrado em Biodiversidade Tropical, Centro Universitário Norte do Espírito Santo – UFES. 2012. 89p.
- LINHARES ENERGIA. RIMA da UTE Linhares. **Relatório Técnico**. Linhares: Linhares Energia Ltda. 56pp., 2009.
- LIRA, M.C. A.; MAGALHAES, E.M. M. Composição do zooplâncton no Complexo Estuarino Lagunar Mundaú/Manguaba (Alagoas-Brasil). **Bol. Estud. Ciênc. Mar.**, v.9, p.31-45, 1996.
- LIU, Canran; NEWELL, Graeme; WHITE, Matt. On the selection of thresholds for predicting species occurrence with presence-only data. **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 1, p. 337–348, 2016.
- LOBO, A.; WEDEKIN, L. L.; MARCONDES, M. C. C.; PENDU, Y. L. Fidelidade de área de longo prazo para golfinhos-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus* em águas abertas no sul do Banco dos Abrolhos, Brasil. In: **Anais da 16 Reunión de expertos en mamíferos acuáticos de América del Sur (RT)** Cartagena. 2014.
- LODI, L.; BOROBIA, M. **Baleias, Botos e Golfinhos do Brasil**: Guia de Identificação. Editora Technical Books, Rio de Janeiro. 2013. 480 p.
- LOPES R.M. Bioinvasões aquáticas por organismos zooplanctônicos: uma breve revisão In: J.S.V. Silva; R.C.C.L. Souza. (Org.). Água de Lastro e Bioinvasão. Rio de Janeiro: Interciência, p. 113-131, 2004.
- LÓPEZ-LÓPEZ, E.; SEDEÑO-DÍAZ, J. E. **Biological indicators of water quality: The role of fish and macroinvertebrates as indicators of water quality**. In: ARMON, R. H.; HÄNNINEN, O. (Eds.). Environmental indicators. Dordrecht: Springer, 2015. p. 643-661.
- LOTZE, H.K.; MILEWSKI, I Two centuries of multiple human impacts and successive changes in a North Atlantic food web. **EcolAppl**, v. 14, n. 5, p. 1428 – 1447, 2004.
- LOUGHLIN, T.; CUNNINGHAM, L.; GALES, N. J.; WELLS, R.; BOYD, I. L. Marking and capturing. In: BOYD, I. L.; DON BOWEN, W.; IVERSON, S. J. (Eds.) **Marine Mammal Ecology and Conservation**: a handbook of techniques. Oxford: Oxford University Press, 2010. p. 16-41.

- LOUREIRO - FERNANDES, L.F.; PEREIRA, J. B. Zooplâncton. In: BASTOS, A.C. et al. **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**. Vitória: UFES, 2017.
- LOUREIRO, L. *Diaphanosoma birgei* e *Diaphanosoma brachyurum*: possível necessidade de revisão das identificações. **Brasil. Acta Limnologica Brasiliensia.**, p. 757-767, 1990.
- LOWE, M. L.; MORRISON, M. A.; TAYLOR, R. B. Harmful effects of sediment-induced turbidity on juvenile fish in estuaries. **Mar Ecol Prog Ser**, n. 539, p. 241-254, 2015.
- LYNAM, C.P.; LLOPE, M.; MÖLLMANN, C.; HELAOUËT, P.; BAYLISS-BROWN, G.A.; STENSETH, N.C. Interaction between top-down and bottom-up control in marine food webs. **PNAS**, v.114, n. 8, p. 1952-1957, 2017.
- MACEDO-SOARES, L. C. P. **O papel das massas de água e do clima na variação espacial e temporal em grande escala do icteoplâncton no Oceano Atlântico Sudoeste (21º- 41ºS)**. 2015. Tese (Doutorado em Ecologia) – Programada de pós graduação em ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina.
- MACHADO, C. F. **Distribuição espaço-temporal da classe Copepoda na Baía de Guanabara, RJ, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Museu Nacional/UFRJ. Rio de Janeiro, 70p, 2002.
- MACIEIRA, R. M. **Peixes de poças de maré da província brasileira: ecologia, aspectos funcionais e sistemática**. Tese, doutorado em Oceanografia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo. 2013. 137p.
- MAFALDA JR, P.O.; SINQUE, C.; MUELBERT, J.H.; SOUZA, C.S. Distribuição e abundância do icteoplâncton na costa norte da Bahia, Brasil. **Tropical Oceanography**, v. 32, n. 1, p. 69-88, 2004.
- MAGRIS, R. A. 2005. **Estrutura E Dinâmica Espaço-Temporal das Larvas de Decapoda no Estuário dos rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, Aracruz, ES**. TCC (Graduação em Oceanografia) – Universidade do Espírito Santo, Vitória, 2007.
- MAGRIS, R. A.; MARTA-ALMEIDA, M.; MONTEIRO, J. A.; BAN, N. C. 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**, n. 659, p. 828-840. 2019.
- MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blackwell Science, 2004. 256p
- MARCENIUK, A.P. Chave para identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. **B. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 31, n. 2, p. 89-101, 2005.
- MARCHIORO, G. B.; NUNES, N. A.; DUTRA, G. F.; MOURA, R. L.; PEREIRA, P. G. Avaliação dos impactos da exploração e produção de hidrocarbonetos no Banco dos Abrolhos e adjacências. **Megadiversidade** (Conservação Internacional), v.1, n. 2, p. 310, 2005.
- MARCHIORO, G. B.; NUNES, M. A. **Avaliação de Impactos da Exploração e Produção de Hidrocarbonetos no Banco dos Abrolhos e Adjacências** (G.F. Dutra & R.L. Moura, eds.). Conservation International Brasil, Instituto Baleia Jubarte, Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental, BirdLife Brasil, Sociedade Brasileira de Estudos de Recifes de Coral e Fundação SOS Mata Atlântica. Caravelas, 2003. 119 p.
- MARCOLIN, C.; SCHULTES, S.; JACKSON, G.; LOPES, R. Plankton and seston size spectra estimated by the LOPC and ZooScan in the Abrolhos Bank ecosystem (SE Atlantic). **Continental Shelf Research**, v. 70, p. 74-87, 2013.
- MARINE BREEDING INITIATIVE. Disponível em: <<http://www.mbisite.org/Forums/tm.aspx?m=79048&mpage=1>>. Acesso em: 24 nov 2019.
- MARINHA DO BRASIL. **Relatório final: levantamento hidroceanográfico no navio de pesquisa hidroceanográfico Vital de Oliveira**. LH-035/15. Diretoria de hidrografia e navegação, 2015.
- MARINHO-FILHO, A.N., et al. Composição do zooplâncton do lago Água Preta (estuário amazônico, Belém – PA, Brasil). In: 1º CONGRESSO IBERO-AMERICANO DE OCEANOGRAFIA. Balneário Camboriú. **Anais...** Balneário Camboriú: Aoceano, 2008.
- MARSHALL, S., ELLIOT, M. Environmental influences on the fish assemblage of the Humber Estuary, U.K. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 46, n. 2, p. 175-184, 1998.

- MARTA-ALMEIDA, M.; MENDES, R.; AMORIM, F. N.; CIRANO, M.; DIAS, J. M. Fundação Dam collapse: oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, n. 1-2, p. 359-364, 2016.
- MARTIN, L.; BITTENCOURT, A. C. S. P.; VILAS BOAS, G. S.; FLEXOR, J. M. **Mapa Geológico do Quaternário Costeiro do Estado da Bahia, 1:2 50. 000**. Texto Explicativo, Coordenação da Produção Mineral, Texto Explicativo. Salvador, Bahia, 1980. 57 p.
- MARTINS, C. C. A.; ANDRIOLO, A.; ENGEL, M. H.; KINAS, P. G.; SAITO, C.H. Identifying priority areas for humpback whale conservation at Eastern Brazilian Coast. **Ocean & Coastal Management**, v. 75, p. 63-71, 2013.
- MARTINS, C. C. A.; MORETE, M. E.; ENGEL, M. H.; FREITAS, A. C.; SECCHI, E.R.; KINAS, P. G. Aspects of habitat use patterns of humpback whales in the Abrolhos Bank, Brazil, breeding ground. **Memoirs of the Queensland Museum**, v. 47, p. 563-570, 2001.
- MATKIN, C. O.; SAULITIS, E. L.; ELLIS, G. M.; OLESIUUK, P.; RICE, D. Ongoing population-level impacts on killer whales *Orcinus orca* following the 'Exxon Valdez' oil spill in Prince William Sound, Alaska. **Marine Ecology Progress Series**, v. 356, p. 269-281, 2008.
- MATTHEWS-CASCON, H.; BEZERRA, L.E.A.; BARROSO, C.X.; RABAY, S.G.; MOREIRA, A.C.; ROCHA, V.P.; SOARES, M.O. Marine benthic communities affected by the Doce river (southwestern Atlantic): Baseline before a mining disaster. **Marine Pollution Bulletin**. v. 135, p. 1000-1006, 2018.
- MAZZEI, E.F.; BERTONCINI, A.A.; PINHEIRO, H.T.; MACHADO, L.F.; VILAR, C.C.; GUABIROBA, H.C.; COSTA, T.J.F.; BUENO, L.S.; SANTOS, L.N.; FRANCINI-FILHO, R.B.; HOSTIM-SILVA, M.; JOYEUX, J.C. Newly discovered reefs in the southern Abrolhos Bank, Brazil: Anthropogenic impacts and urgent conservation needs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 114, p. 123-133, 2017.
- McCALL, P. L.; TEVESZ, M. J. S. **Animal-sediment relations. The biogenic alteration of sediments. Topics in Geobiology**. New York: Plenum Publ. Corp. v.2, 336pp., 1982.
- McCULLAGH, P.; NELDER, J. A. **Generalized Linear Models**. 2nd edition. Monographs on Statistics and Applied Probability 37. Chapman & Hall, London. 1989.
- McLUSKY, D. **The estuarine ecosystem**. London: Chapman & Hall, 1989. 215p.
- MEADOR, M.R., CARLISLE, D.M., COLES, J. F. Use of tolerance values to diagnose water-quality stressors to aquatic biota in New England streams. **Ecological Indicators**, v. 8, n.1, p. 718-728, 2008.
- MELO, U.; SUMMERHAES, C. P.; ELLIS, J. P. Parte IV: Salvador to Vitória, Southeastern Brazil. **Contr. Sedimentology**. Stuttgart. v4. 1975. p. 78 – 116.
- MENEZES, B. S.; MACEDO-SOARES, L. C. P.; FREIRE, A. S. Changes in the plankton community according to oceanographic variability in a shallow subtropical shelf - SW Atlantic. **Hydrobiologia**, 2019.
- MENEZES, N. A.; BUCKUP, P. A.; FIGUEIREDO, J. L.; MOURA, R. L. **Catálogo das espécies de peixes marinhos do Brasil**. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. 2003.
- MENEZES, N.A., FIGUEIREDO, J.L. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3)**. São Paulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 1980. 96p
- _____. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V. Teleostei (4)**. São Paulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 1985. 105p.
- MENEZES-SILVA, S. **Diagnóstico das Restingas do Brasil**. In: MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (Org.). Workshop para avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeiras e marinhas. Relatório técnico. Brasília: MMA, 2002. Publicação em CD-ROM.
- MILTON, S.L.; SCHULMAN, A.A.; LUTZ, P.L. The effect of beach nourishment with aragonitic versus silicate sand on beach temperature and Loggerhead Sea Turtle nesting success. **Journal of Coastal Research**, v. 13, n. 3, pp. 904-915, 1997.
- MIRANDA, F.S.; PINTO COELHO, R. M.; GONZAGA, A. V. Redução da riqueza de organismos do zooplâncton (com ênfase em Copepoda e Cladocera) nas lagoas do médio Rio Doce/MG. **Revista Brasileira de Zootecias**, v.15, p.69-90, 2013.
- MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. **Princípios de oceanografia física de estuários**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2002. 417p.

- MISHIMA, M. & TANJI, S. Fatores ambientais relacionados à distribuição e abundância de bagres marinhos (Osteichthyes, Ariidae) no complexo estuarino-lagunar de Cananéia (25°S, 48°W). **B. Inst. Pesca**, n. 10, p. 17-27, 1983.
- MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2010a. 176 p.
- _____. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeiras e marinhas**. Fundação Bio-RIO, SECTAM, IDEMA, SNE, Brasília. P. 72. 2002.
- _____. **Panorama da Conservação dos Ecossistemas Costeiros e Marinhos no Brasil**. Brasília: MMA/SBF/GBA. 2010b. 148 p.
- _____. Portaria n.º 444, de 17 de dezembro de 2014. **Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção**. 2014. Disponível em: <<http://www.jusbrasil.com.br/diarios/82544531/dou-secao-1-18-12-2014-pg-123-124>>. Acessado em 8 de junho de 2019.
- MONTEIRO, M.M.; GIARETTA, A.; PEREIRA, O.J.; MENEZES, L.F.T. Composição e estrutura de uma restinga arbustiva aberta no norte do Espírito Santo e relações florísticas com formações similares no Sudeste do Brasil. **Rodriguésia**, v. 65, p. 1, p. 061-072, 2014.
- MONTÚ, M.; GLOEDEN, I.M. Atlas dos Cladocera e Copepoda (Crustacea) do Estuário da Lagoa dos Patos (Rio Grande, RS, Brasil). **Nerítica**, v.1, n.2, p.1-134, 1986.
- MORETE, M. E.; BISI, T. L.; PACE III, R. M.; ROSSO, S. Fluctuating abundance of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in a calving ground off coastal Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the U.K.**, v. 88, p. 1229–1235, 2008.
- MORETE, M. E.; PACE, III, R. M.; MARTINS, C. C. A.; FREITAS, A. C.; ENGEL, M. H. Indexing seasonal abundance of humpback whales around Abrolhos Archipelago, Bahia, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 2, n. 1, p. 21-28, 2003.
- MORGAN II, R.P., RASIN Jr., J. & NOE, L.A. 1983. Sediment effects on eggs and larvae of striped bass and white perch. **Trans. Am. Fish. Soc.** v. 112, p. 220-224, 1983.
- MOTULSKY, H.; CHRISTOPOULOS, A. **Fitting models to biological data using linear e nonlinear regression: a practical guide to curve fitting**. San Diego: GraphPad Software, 2003. 351p.
- MOURA, R. L.; AMADO-FILHO, G. M.; KLEIN, D. A.; BASTOS, A. C.; ABRANTES, D.; BAHIA, R. G.; SUMIDA, P. Y. G.; GUTH, A. Z.; FRANCINI-FILHO, R. B.; FERREIRA, C. M.; SECCHIN, N. A.; DUTRA, G. F. 2009. **Ferramentas inovadoras para a caracterização e conservação de habitats bentônicos da plataforma continental: um estudo sobre os bancos de rodólitos de Abrolhos (BA e ES)**. Simpósio 19, 60º Congresso Nacional de Botânica. Feira de Santana, Bahia, Brasil. 28/JUN – 03/JUL 2009.
- MOURA, R.L.; SECCHIN, N.A.; AMADO-FILHO, G.M.; FRANCINI-FILHO, R.B.; FREITAS, M.O.; MINTE-VERA, C.V.; TEIXEIRA, J.B.; THOMPSON, F.L.; DUTRA, G.F.; SUMIDA, P.Y.G.; GUTH, A.Z.; LOPES, R.M.; BASTOS, A.C. Spatial patterns of benthic megahabitats and conservation planning in the Abrolhos Bank. **Continental Shelf Research**, v. 70, p. 109–117, 2013.
- NAKATANI, K.; AGOSTINHO, A. A.; BAUMGARTNER, G.; BIALETZKI, A.; SANCHES, P. V.; MAKRAKIS, M. C.; PAVANELLI, C. S. **Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação**. Maringá: EDUEM. 2001.
- NALESSO, R.C.; JOYEUX, J.C.; QUINTANA, C.O.; TOREZANI, E.; OTEGUI, A.C.P. Soft-bottom macrobenthic communities of the Vitória Bay estuarine system, South-eastern Brazil. **Braz. J. Oceanogr.**, v. 53, n. ½, p. 23-38, 2005.
- NATURAL HISTORY OF ORANGE COUNTY. Disponível em: <<http://nathistoc.bio.uci.edu/crustacea/Copepoda/Paracalanus%20parvus/index.html>>. Acesso em: 24 nov 2019.
- NAVIA, A. F.; CORTÉS, E.; JORDÁN, F.; CRUZ-ESCALONA, V. H.; MEJÍA-FALLA, P. A. **Changes to marine trophic networks caused by fishing**. In: MAHAMANE, A. Diversity of ecosystems Intech, Croatia, 2012.
- NERY, M. F.; ESPÉCIE, M. D. A.; SIMÃO, S. M. Marine Tucuxi Dolphin (*Sotalia guianensis*) injuries as a possible indicator of fisheries interaction in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal Of Oceanography**, v. 56, n. 4, p. 313–316, 2008.

- NETO, R. M. F. **Variação espaço-temporal da ictiofauna sob o impacto de derrocagem na baía de Vitória/ES**. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Faculdade Católica Salesiana do Espírito Santo, como requisito obrigatório para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas. 2013. 72p.
- NEUMANN-LEITÃO, S. et al. Biodiversidade do mesozooplâncton no nordeste do Brasil. **Trab. Oceanog. Univ. Fed. PE**, Recife, v.26, n.1, p.27-34, 1998.
- NEUMANN-LEITÃO, S. et al. Zooplâncton da área estuarina do rio Formoso, PE (Brasil). **Trab. Oceanog. Univ. Fed. PE**, v.23, p.55-64, 1995.
- NEVES, J. A. **Fauna bentônica de estuários do norte do Espírito Santo**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo. 93pp., 2014a.
- NEVES, M. C. **Taxas reprodutivas da baleia-jubarte no Atlântico Sul Ocidental e sua relação com variações climáticas**. 2014. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, 2014b.
- NIX, H. A. **Biogeographic Analysis of Australian Elapid Snakes**. In: LONGMORE, R. (Org.). *Atlas of Elapid Snakes of Australia*. Canberra - Australia: Australian Government Publishing Service, 1986. p. 4–15.
- NOGUEIRA, R.; OLIVEIRA, S. JR. Siphonophora from the coast of Brazil (17°S to 24°S). **Bolm Inst. Oceanogr.**, São Paulo, v. 39, n.1, p.61-69, 1991.
- NORKKO, A.; THRUSH, S. F.; HEWITT, J. E.; CUMMINGS, V. J.; NORKKO, J.; ELLIS, J. I.; FUNNELL, G. A.; SCHULTZ, D.; MACDONALD, I. Smothering of estuarines and flats by terrigenous clay: the role of wind-wave disturbance and bioturbation in site-dependent macrofaunal recovery. **Mar. Ecol. Progr. Ser.**, v. 234, p. 23-41, 2002.
- NUNES, R. A. **Composição e estrutura da comunidade zooplancônica de um estuário tropical (Espírito Santo, Brasil)**. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 69p, 2010.
- NUTRIPETRO S.A. **Estudo de impacto ambiental – EIA - Terminal Portuário de Uso Múltiplo da Nutripetro**. p. 1335. 2013.
- O'CONNOR, J. M.; NEUMANN, D. A.; SHERK, J. A. Lethal effects of suspended sediments on estuarine fish. Coastal Engineering Research Center, **Technical Paper**, n. 76-20, 1976.
- O'NEILL, F. G.; IVANOVIC, A. The physical impact of towed demersal fishing gears on soft sediments. **ICES Journal of Marine Science**, v. 73, n. 1, p. 5 –14, 2016.
- OLIVEIRA, F.S.; FERREIRA, G.N.; BRESSAN, R.F.; RIBEIRO, R.S.; FRANÇA E SOUZA, I.; MORATO, S.A.A. **Riqueza, habitats e aspectos ecológicos de quelônios aquáticos nos igarapés da área de influência da mineração do Platô Bacaba e Lago Sapucaá, FLONA de Saracá-Taquera, Pará, Brasil**. In: S.A.A. MORATO, G.N. FERREIRA; M.R. CAVILHA-SCUPINO (eds.). *Herpetofauna da Amazônia Central: Estudos na FLONA de Saracá-Taquera*. Curitiba: STCP Engenharia de Projetos Ltda.; Porto Trombetas: MRN - Mineração Rio do Norte S.A., p. 140-185, 2018.
- OLIVEIRA, T.B; SILVA, T.A; TERRA NOVA, L.S.. Rotíferos como indicadores da qualidade de água em cultivo de tilápias (*Oreochromis niloticus*) com utilização de águas salobras. **Acta Fish. Aquat. Res.**, v.3, n.1, p. 65-76, 2015.
- OMORI, M.; IKEDA, T. **Method in Marine zooplankton ecology**. John Wiley & Sons Publ., New York, 1984.
- ONBÉ, T. Cladocera. In: BOLTOVSKOY, D. (Ed.) **Atlas del zooplankton del Atlântico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplankton marino**. Mar del Plata: Publ. Esp. INIDEPE, 1981, p.799-813.
- OTTO, S. B.; RALL, B. C.; BROSE, U. Allometric degree distribution facilitate food-web stability. **Nature**, v. 450, n. 7173, p. 1226-1229, 2007.
- PACE, M.L.; COLE, J.J.; CARPENTER, S.R.; KITCHELL, J.F. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. **Trends Ecol Evol**, v. 14, n. 12, p. 483 – 488, 1999.
- PAIVA-FILHO, A.M. & SCHMIEGELOW, J.M.M. Estudos sobre a ictiofauna acompanhante da pesca do camarão Sete-Barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) nas proximidades da Baía de Santos-SP, I- Aspectos quantitativos. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, n. 34, p. 79-85, 1986.
- PARMAR, T. K.; RAWTANI, D.; AGRAWAL, Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. **Frontiers in Life Science**, v. 9, n. 2, p.110-118, 2016.

- PAULY, D., TRITES, A. W., CAPULI, E., CHRISTENSEN, V. Diet composition and trophic levels of marine mammals. **ICES journal of Marine Science**, v. 55, n.3, p. 467-481, 1998.
- PAVANATO, H.; WEDEKIN, L. L.; ENGEL, M. E.; GUILHERME-SILVEIRA, F. R.; KINAS, P. G. Estimating humpback whale abundance using hierarchical distance sampling. **Ecological Modelling**, v. 358, p. 10-18, 2017.
- PEARSON, R. G.; DAWSON, T.P. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? **Global Ecology & Biogeography**, v. 12, n. 1, p. 361-371, 2003.
- PECORARI, M. **Logaritmos e Aplicações**. Dissertação (Mestrado em Matemática) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, São Paulo. 2013
- PEET, R.K. The measurement of species diversity. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, v. 5, p. 285-307, 1974.
- PEREIRA, O.J.; ASSIS, A.M. Fitossociologia da vegetação arbustiva fechada inundável de restinga no município de Linhares – ES. In: **Anais do VI Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Patrimônio Ameaçado**. Vol. 2. ACIESP, São José dos Campos. 2004. Pp. 407- 413.
- PEREIRA, O.J.; ASSIS, A.M.; QUININO, M.K. 2004. Estrutura da formação arbustiva aberta não inundável de restinga sobre terrenos Pleistocênicos – Linhares (ES). In: **Anais Do VI Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Patrimônio Ameaçado**. Vol. 2. ACIESP, São José dos Campos. Pp. 399-406.
- PETERSON, A. T. *et al.* **Ecological niches and geographic distributions**. USA: Princeton University Press, 2011.
- PETROBRAS. **Atividade de perfuração marítima na área geográfica do Espírito Santo: Projeto de caracterização ambiental regional da Bacia do Espírito Santo e parte norte da Bacia de Campos**. Relatório Final, v.1, 2015a.
- _____. **EIA – Estudo de impacto ambiental atividade de produção e escoamento de óleo e gás do campo de Jubarte, Bacia de Campos, Petróleo Brasileira S.A.** Relatório Técnico CPM RT 017/04 VOLUME I/II. 621 p. 2004.
- _____. **Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia de Campos e Espírito Santo**. 8º Relatório Anual elaborado pela CTA Meio Ambiente. Volume único. 401 p. 2019.
- _____. **Relatório Final do Projeto de Caracterização Ambiental Regional da Bacia do Espírito Santo e Parte Norte da Bacia de Campos (PCR-ES/AMBES)**. Anexo II.2.3-1 – Metais biodisponíveis e totais na área de influência da Foz do Rio Doce. 2015b.
- PHILLIPS, D. J. H. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments—a review. **Environmental Pollution**, v. 13, n. 4, p. 281-317, 1977.
- PHILLIPS, S.J.; DUDÍK, M. Modeling of species distribution with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. **Ecography**, v. 31, n. December 2007, p. 161-175, 2008.
- PIANKA, E.R. On r- and k- selection. **American Naturalist**, v. 102, p. 592-597. 1970.
- PIELOU, E.C. **The interpretation of ecological data. A primer on classification and ordination.**, New York: Publ. John Wiley & Sons, 1984.
- PIMENTEL, C. R. **Organização trófica da comunidade de peixes de poças de maré da praia dos Castelhanos (ES), Atlântico Sudoeste Tropical**. Mestrado, Universidade de São Paulo. 2013. 82p.
- PINHEIRO, F. C. F. **Padrões de uso de habitat do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na região da foz do rio Doce, costa norte do Espírito Santo, Sudeste do Brasil**. 2014. 40 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2014.
- PINHEIRO, H. T. **Peixes recifais da Ilha dos Franceses: composição, distribuição espacial e conservação**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Oceanografia Ambiental. 2010. 71p.
- PINHEIRO, H.T.; MARTINS, A. S; ARAUJO, J.N. Demersal fish communities may indicate priority areas for marine resources conservation. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 6, n.3, p. 210-221, 2011.

- POMBO, M. **Biologia populacional e dieta de *Stellifer rastrifer* (Jordan, 1889) *S. stellifer* (Bloch, 1790) e *S. brasiliensis* (Schultz, 1945) (Perciformes, Sciaenidae) na Enseada de Caraguatubaba (SP).** Dissertação de Mestrado, USP, 2010.
- POWELL, S. N.; WALLWN, M. M.; BANSAL, S.; MANN, J. Epidemiological investigation of tattoo-like skin lesions among bottlenose dolphins in Shark Bay, Australia. **Science of the Total Environment**, v. 630, p. 774–780, 2018.
- PRADO, J. H. F.; SECCHI, E. R.; KINAS, P. G. Mark-recapture of the endangered franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) killed in gillnet fisheries to estimate past bycatch from time series of stranded carcasses in southern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 32, p. 35-41, 2013.
- PRITCHARD, P.C.H. **Living Turtles of the World**. New Jersey: T.F.H. Publications, 1967, 287 p.
- PSG EQUILIBRIUM. **Estudo de Impacto Ambiental: Terminal Portuário de Uso Múltiplo da Nutripetro**. EA-01-11-0-1, 2013.
- PURCELL, E. J.; ARAI, M. N. Interactions of pelagic cnidarian and ctenophores with fish: a review. **Hydrobiologia**, v.451, p.27-44, 2001.
- QUARESMA, V.S.; CATABRIGA, G.; BOURGUIGNON, S.N.; GODINHO, E.; BASTOS, A.C. Processos sedimentares modernos ao longo da plataforma continental adjacente à desembocadura do rio Doce. **Brazilian Journal of Geology**, v. 45, n. 4, p. 635-644, 2015.
- QUEIROZ, J.F.; SILVA, M.S. ; STRIXINO, S.T. **Organismos Bentônicos biomonitoramento de qualidade de água Organismos Bentônicos : Biomonitoramento de Qualidade de Águas**. [S.l: s.n.], 2008.
- R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>. , 2018
- RAAIJMAKERS, J.G.W. Statistical analysis of the Michaelis Menten equation. **Biometrics**, n. 40, p. 119–129, 1987.
- RABENI, C. F.; M. A. SMALE. Effects of siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. **Hydrobiology**, v. 303, p. 211-219, 1995.
- RAMIREZ, F.C. Cladocera. In: BOLTOVSKOY, D. (Ed.) **Atlas del zooplankton del Atlântico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplankton marino**. Mar del Plata: Publ. Esp.INIDEPE., 1981, p.533-542.
- RAMOS, R. M. A.; ROSAS, F. C. W.; SIMÕES-LOPES, P. C.; ZANELATTO, R. C.; DANS, S.; CRESPO, E. A. Estimativa de idade. In: MONTEIRO-FILHO, E. M. A.; MONTEIRO, K. D. K. A. (Orgs.) **Biologia, Ecologia e Conservação do Boto-Cinza**. Cananéia: Instituto de Pesquisas Cananéia, 2008. p. 193-206.
- RE, P. **Ictioplâncton estuarino da Península Ibérica (Guia de identificação dos ovos e estados larvares planctônicos)**. Portugal: Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 1999, 78p.
- RE, P. M. A. B. **Biologia Marinha**. Lisboa: Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 94pp., 2000.
- REASH, R.J.; BERRA, T.M. Comparison of Fish Communities in a Clean-water Stream and an Adjacent Polluted Stream. **American Midland Naturalist**, v. 118, n. 2, p. 301-322, 1987.
- REID, J.W. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustácea, Copepoda). **Bolm. Zool.** n. 9, p. 17-143, 1985.
- REIJNDERS, P. J. H.; AGUILAR, A. **Pollution and marine mammals**. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J.G.M. (Eds.) **Encyclopedia of Marine Mammals**. 2nd edition. Academic Press, San Diego, 2009. p. 890-898.
- REILLY, S. B.; BANNISTER, J. L.; BEST, P. B.; BROWN, M.; BROWNELL, J. R.; BUTTERWORTH, D. S.; CLAPHAM, P. J.; COOKE, J.; DONOVAN, G. P.; URBÁN, J.; ZERBINI, A. N. **Megaptera novaeangliae**. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T13006A3405371, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T13006A3405371.en>>. Acesso em: 30 maio 2017.
- RENARD, E.; BACHMANN, V.; CARIU, M. L.; MORETEAU, J.C. Morphological and molecular freshwater species of the genus *Corbicula* (Bivalvia: Corbiculidae) suggest the presence of three taxa in French rivers. **Molecular Ecology**. v. 9, p. 2009-2016, 2000.
- RESGALLA JR, C. Estudo de impacto ambiental sobre a comunidade do zooplâncton na enseada do Saco dos Limões, Baía-Sul da Ilha de Santa Catarina, Brasil. **Atlântica**, n. 23, p. 5-16, 2001.

- RICKER, W.E. Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations. **Fisheries Research Board of Canada, Bulletin**, v. 191, 1975.
- ROBERTSON, A.I.; BLABER, S.J.M. Plankton, ephibentos and fish communities, p. 63-100. In: ROBERTSON, A.I.; ALONGI, D.M. (Eds). **Tropical mangrove ecosystems**. Washington: American Geophysical Union, Coastal and Estuarine Studies, 1992.
- ROCHA, C. F. D.; ESTEVES, F. A.; SCARANO, F. R. **Pesquisa de longa duração na restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação**. Rio de Janeiro: Rima, 2004.
- ROCHA, L. O. F.; COSTA, P. A. S. **Manual de Identificação de Peixes Marinhos para a Costa Central. Programa REVIZEE / SCORE-Central**. Programa de Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva, 1999.
- ROCHA, M.L.C.F. **Indicadores Ecológicos e Biomarcadores de Contaminação Ambiental na Ictiofauna da Baía de Santos e do Canal de Bertioga, São Paulo, Brasil**. Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 2009.
- ROCHET, M. J.; CORNILLON, P.A.; SABATIER, R. & PONTIER, D. Comparative analysis of phylogenetic and fishing effects in life history patterns of teleost fishes. **Oikos**, v. 91, n. 2, p. 255–270, 2000.
- RODRIGUES FILHO, J. L. **Bioecologia de espécies do Gênero *Stellifer* (Pisces, Sciaenidae) acompanhantes na pesca artesanal do camarão sete-barbas, na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil**. Dissertação de mestrado, UFSCar, 2008.
- RODRIGUES, M. S., GÓES DA COSTA, E.; BELÚCIO, L. F. Levantamento do zooplâncton da baía do Guajará (Pará-Brasil). In: 3 CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA. Balneário Camboriú. **Anais...** Balneário Camboriú: Aoceano, 2008.
- RODRIGUES, V. L. **Dieta e ecologia alimentar do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetartiodactyla: Delphinidae) na região do Banco dos Abrolhos, costa central do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 2014.
- ROSA, L. C.; BEMVENUTI, C. E. Temporal variability of the estuarine macrofauna of the Patos Lagoon, **Brazil. Revista de Biología Marina y Oceanografía**. v. 41, n.1, p. 1-9, 2006.
- ROSSI-SANTOS, M. R.; NETO, E.S.; BARACHO, C. G.; CIPOLLOTTI, S. R.; MARCOVALDI, E.; ENGEL M. H. Occurrence and distribution of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) on the north coast of the State of Bahia, Brazil, 2000–2006. **ICES Journal of Marine Science**, v. 65, p. 667-673, 2008.
- ROSSI-SANTOS, M. R.; WEDEKIN, L. L.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Residence and site fidelity of *Sotalia guianensis* in the Caravelas River Estuary, eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the UK**, v. 87, n. 1, p. 207-212, 2007.
- ROSSI-SANTOS, M. R.; WEDEKIN, L.L. Evidence of bottom contact behavior by estuarine dolphins (*Sotalia guianensis*) on the eastern coast of Brazil. **Aquatic Mammals**, v. 32, n. 2, p. 140-144, 2006.
- ROSSI-SANTOS, M.; WEDEKIN, L. L.; SOUSA-LIMA, R. S. Distribution and habitat use of small cetaceans off Abrolhos Bank, Eastern Brazil. **The Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 5, n. 1, p. 23-28, 2006.
- RRDM - REDE RIO DOCE MAR. RELATÓRIO SEMESTRAL – SEÇÃO 3. **Anexo 6 – Megafauna. Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I**. Vitória. 341 p. 2019.
- RUFFINO, M.L.; CASTELLO, J.P. Alterações na ictiofauna acompanhante da pesca do Camarão barba-ruça (*Artemesia longinaris*) nas imediações da barra de Rio Grande, Rio Grande do Sul - Brasil. **Nerítica**, v. 7, n. 1-2, p. 43-55, 1992.
- RUPERT, E. E.; BARNES, R. D. **Zoologia dos Invertebrados**. 6.ed. São Paulo: Roca, 1996.
- RUPIL, G. M. **Dieta de golfinhos e sobreposição trófica com a pesca de arrasto na costa central do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) - Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus. 2016.
- SALA, O. E. *et al.* Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, v. 287, n. 5459, p. 1770–1774, 2000.
- SÁNCHEZ, L.E.; ALGER, K.; ALONSO, L.; BARBOSA, F.A.R.; BRITO, M.C.W.; LAUREANO, F.V.; MAY, P.; ROESER, H.; KAKABADSE, Y. **Impacts of the Fundão Dam failure. A pathway to sustainable and resilient mitigation**. Rio Doce Panel. Thematic Report No. 1. Gland, Switzerland: IUCN. 2018. 40p.

- SANS, K. et al. **Biodiversidad planctónica en el río de la Plata**. Montevideo, 2003.
- SANTOS, A. J. **Estimativas de riqueza em espécies**. In: JÚNIOR, L. C.; VALLADARES-PADUA, C.; RUDRAN, C. (ed) Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba: UFPR, 2003.
- SANTOS, C.H.; FERREIRA JUNIOR, P.D. Influência do local de desova na incubação de *Dermochelys coriacea* Vandelli, 1761 (Testudines: Dermochelyidae) na Reserva Biológica de Comboios, norte do estado do Espírito Santo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, pp. 413-418, 2009.
- SANTOS, R.G. **Variação na dieta de tartaruga verde, *Chelonia mydas*, e o impacto da ingestão de lixo ao longo da costa brasileira**. 2014. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Espírito Santo, 92p.
- SANTOS-WISNIEWSKI, M.J., MATSUMURA-TUNDISI, T., NEGREIROS, N.F., SILVA, L.C., SANTOS, R.M.; ROCHA, O. **Present knowledge on Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) diversity of freshwaters in Minas Gerais State**. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v11n3/en/abstract?inventory+bn01511032011>> .Acesso em: 1 mai., 2019.
- SCARANO, F.R. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. **Annals of Botany** v. 90, p. 517-524, 2002.
- SCHIEMER, F. Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. **Hydrobiologia**, n. 422, p. 271-278, 2000.
- SCHILLING, A. C.; BATISTA, J. L. F.; COUTO, H. Z. Ausência de estabilização da curva de acumulação de espécies em florestas tropicais. **Ciência Florestal**, v. 22, n.1, p.101-111, 2012.
- SCHMIDT, T.C.S., MARTINS, I.A., REIGADA, A.L.D., DIAS, J.F. **Taxocenose of marine catfish (Siluriformes, Ariidae) in the complex bay-estuary of São Vicente, SP, Brazil**. [http:// www.biotaneotropica.org.br/v8n4/en/abstract?article+bn01108042008](http://www.biotaneotropica.org.br/v8n4/en/abstract?article+bn01108042008)
- SCHULZ, J. ; BARZ, K.; AYON, P.; LÜDTKE, A.; ZIELINSKI, O.; MENGEDOHT, D.; HIRCHE, H-J. **Imaging of plankton specimens with the lightframe on-sight keystone investigation (LOKI) system**. J. of the European Optical Society. Rapid Publications 5, 100175. 2010.
- SCHWAMBORN, R. Influence of mangroves on community structure and nutrition of macrozooplankton in Northeast Brazil. **Bremen: Zentrum für Marine Tropenökologie**, 1997. 77 p.
- SCHWAMBORN, R.; EKAU, W.; SILVA, A. P.; SILVA, T. A.; SAINT-PAUL, U. The contribution of estuarine decapod larvae to marine zooplankton communities in North-East Brazil. **Arch. Fish. Mar. Res.**, Jena, v.47, n. 2/3, p. 167-182, 1999.
- SCITECH. **6º Relatório Anual do Programa de Monitoramento de Praias da Bacia de Campos e Espírito Santo**. Processo Administrativo Nº 02022.001407/2010 CGPEG/DILIC/IBAMA. Elaborado pela Scitech – Environmental Science and Technology para a Petrobras, Rio de Janeiro. 431 p. 2017.
- SCRIPPS INSTITUTION OF OCEANOGRAPHY. Disponível em: <<https://scripps.ucsd.edu/zooplanktonguide/species/oithona-nana>>. Acesso em: 24 nov 2019
- SECCHI, E.; SANTOS, M. C. DE O.; REEVES, R. **Sotalia guianensis**. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T181359A144232542. 2018.
- SEDEÑO-DÍAZ, J. E.; LÓPEZ-LÓPEZ, E. **Freshwater Fish as Sentinel Organisms: From the Molecular to the Population Level, a Review**. TURKER, H. (Ed.). New Advances and Contributions to Fish Biology. IntechOpen, 2012. <https://www.intechopen.com/books/new-advances-and-contributions-to-fish-biology/fish-as-sentinel-organisms-from-the-molecular-to-the-population-level-a-review>
- SEDREZ, M.C., BRANCO, J.O., FREITAS JUNIOR, F.; MONTEIRO, H.S.; BARBIERI, E. **Ichthyofauna bycatch of sea-bob shrimp (*Xiphopenaeus kroyeri*) fishing in the town of Porto Belo, SC, Brazil**. <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n1/en/abstract?inventory+bn00313012013>
- SEGAL, B.; EVANGELISTA, H.; KAMPEL, M.; GONÇALVES, A.C.; POLITO, P.S.; SANTOS, E.A. otential impacts of polar fronts on sedimentation processes at Abrolhos coral reef (South-West Atlantic Ocean/Brazil). **Continental Shelf Research**, l. 28, p. 533–544, 2008.
- SEGURA, F.R.; NUNES, E.A.; PANIZ, F.P.; PAULELLI, A.C.C.; RODRIGUES, G.B.; BRAGA, G.U.L.; PEDREIRA FILHO, W. DOS R.; BARBOSA JR., F.; CERCHIARO, G.; SILVA, F.F.; BATISTA, B.L. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). **Environ. Poll.**, v. 218, p. 813-825, 2016.

- SEMINOFF, J.A.; RESENDIZ, A.; NICHOLS, W.J. **Diet of East Pacific Green Turtles (*Chelonia mydas*) in the Central Gulf of California, México.** Journal of Herpetology, v. 36, n. 3, pp. 447–453, 2002.
- SHANNON, C. E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication.** Illianois: Urbana, University of Illianois Press, 1963.
- SHARP, R., CHAPLIN-KRAMER, R.; WOOD, S.; GUERRY, A.; TALLIS, H.; RICKETTS, T. (editores) **InVEST 3.7.0 User's Guide.** 2018
- SICILIANO, S.; MORENO, I. B.; SILVA, E. D.; ALVES, V. C. **Whales, River Dolphins, and Dolphins in the Campos Basin,** Field Guide Series, Campos Basin Marine Fauna, Rio de Janeiro. Disponível em: <http://thecre.com/pdf/brazil%20reprt%20e.pdf>. 26 p. 2006.
- SILVA, A. S. 2011. **Evolução da sedimentação nos recifes costeiros de Abrolhos nas últimas décadas.** 100p. Dissertação apresentado ao Curso de Pós-Graduação em Geologia, Universidade Federal da Bahia, Instituto de Geociências. Salvador: 2011.
- SILVA, L. C.; NUNES, M. V.; DE LUCCA, J. V.; ROCHA, O. Life cycle of *Paracyclops pilosus* Dussart, 1983 (Crustacea: Copepoda: Cyclopoida) and first record in Brazil. **Tropical Zoology**, v. 28, n.3, p.126-135, 2015.
- SILVA, L.R.P., et al . Composição do zooplâncton do furo do Combú, Belém – PA. In: 1º CONGRESSO IBERO-AMERICANO DE OCEANOGRAFIA. Balneário Camboriú. **Anais...** Balneário Camboriú: Aoceano, 2008.
- SILVA, M.H.; SOARES, G.S. (coord.) **Boletim estatístico da pesca do Espírito Santo - Ano 2011: Programa de estatística pesqueira do Espírito Santo.** Vitória-ES: UFES, 2013.
- SIMBERLOFF, D. The guild concept and the structure of ecological communities. **A Rev. Ecol. Syst.**, v. 22, p. 115-143, 1991.
- SIMON, T. E. **Peixes recifais: comparação entre ambientes artificiais e naturais.** Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais. 2010. 68 p.
- SMITH, E.P.; VAN BELLE, G. Non parametric estimation of species richness. **Biometrics**, n. 40, p. 119-129, 1984.
- SMITH, S. L. The role of zooplankton in the nitrogen dynamics of a shallow estuary. **Estuar. Coast. Mar. Sci.**, v. 7, n.6, p.555-565, 1978.
- SOARES, C. R.; MARONE, E.; MACHADO, E. C.; CORRÊA, M. F. M. & LANA, P. C. **Diagnóstico ambiental e estudo dos impactos da construção de um porto sobre os meios físico, químicos e biológico nas proximidades da Ponta do Félix, Município de Antonina.** 23 p. 1996. Relatório Técnico.
- SOARES-GOMES, A.; PITOMBO, F. B.; PAIVA, P. C. **Biologia Marinha.** Rio de Janeiro: Interciência, 2009.
- SOUZA, M.T.R. **O litoral Brasileiro.** Revista de Cultura do IMAE 5, p. 63-67. 2004.
- SPINELLI, M. L.; PÁJARO, M.; MARTOS, P.; ESNAL, G. B.; SABATINI, M.; CAPITANIO, F. L. Potential zooplankton preys (Copepoda and Appendicularia) for *Engraulis anchoita* in relation to early larval and spawning distributions in the Patagonian frontal system (SW Atlantic Ocean. **Scientia Marina**, v.76, n.1, p. 39-47, 2012.
- STERZA, J. M.; FERNANDES, L. L. Zooplankton community of the Vitória bay estuarine system (Southeastern Brazil). characterization during a three-year study. **Brazilian Journal Of Oceanography**, v. 54, n. 2/3, p. 95-105, 2006.
- STERZA, J. M.; OVALLE, A. R. C.; LOUREIRO FERNANDES, L. F. Zooplankton distribution and abundance related to the hydrochemistry in a tropical bay (south-east Brazil). **Cah. Biol. Mar.**, v.49, p. 229-245, 2008.
- STEWART-OATEN A.; BENCE, J. R. Temporal and spatial variation in environmental impact assessment. **Ecol. Monogr.**, n. 71, p. 305–339, 2001.
- STEWART-OATEN, A., MURDOCH, W. W. & PARKER, K. R. Environmental impact assessment: “pseudoreplication” in time? **Ecology**, v. 67, n. 3, p. 929-940, 1986.
- TAIT, R. V.; DIPPER, F. A. **Elements of Marine Ecology.** 4.ed. Butterworth-Heinemann, 1998.
- TAMAR. **Parâmetros reprodutivos das tartarugas marinhas na região da foz do Rio Doce.** Relatório não publicado. Tamoios, ES: Centro Tamar. 2017.

- TAX, D. M. J.; DUIN, R. P. W. Support Vector Data Description. **Machine Learning**, v. 54, n. 1, p. 45–66, 2004.
- TAYLOR, P.D. *et al.* Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571, 1993.
- TEIXEIRA, J.B.; MOURA, R.L.; MILLS, M.; KLEIN, C.; BROWN, C.J.; ADAMS, V.M.; GRANTHAM, H.; WATTS, M.; FARIA, D.; AMADO-FILHO, J.M.; BASTOS, A.C.; LOURIVAL, R.; POSSINGHAM, H.P. A habitat-based approach to predict impacts of marine protected areas on fishers. **Conservation Biology**, v. 32, n. 5, p. 1096-1106, 2018.
- TEJERINA-GARRO, F. L.; MALDONADO, M.; IBAÑEZ, C.; PONT, D.; ROSET, N.; OBERDORFF, T. Effects of Natural and Anthropogenic Environmental Changes on Riverine Fish Assemblages: a Framework for Ecological Assessment of Rivers. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, n. 1, p. 91-108, 2005.
- TERESA, F. B.; CASATTI, L. Trait-based metrics as bioindicators: Responses of stream fish assemblages to a gradient of environmental degradation. **Ecological Indicators**, v. 75, n. 1, p. 249-258, 2017.
- TETRA TECH. **Estudos de Modelagem de Transporte de Lama na Foz do Rio Doce e Região Costeira Adjacente, Estado do Espírito Santo - Relatório de Atualização da Modelagem Hidrodinâmica e Avaliação de Resultados**. 2016.
- THOMAS, J. Biological monitoring and tropical biodiversity in marine environments: a critique with recommendations, and comments on the use of amphipods as bioindicators. **Journal Natural History**, v. 27, p. 795-806, 1993.
- THOMAZ, L. D.; MONTEIRO, R. Composição florística da Mata Atlântica de encosta da Estação Biológica de Santa Lúcia, município de Santa Teresa-ES. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, nova série, v. 7, p. 1-48, 1997.
- THOMÉ, J. A.; DE MARTINI, E. A.; JUNIOR, N. O. L. **Avaliação inicial dos impactos da pluma de rejeitos da Samarco nos ambientes estuarinos, costeiros e marinhos**. TAMAR/ICMBio, 2016.
- THOMÉ, J. C. A.; BAPTISTOTTE, C.; MOREIRA, L. M. P.; SCALFONI, J. T.; ALMEIDA, A. P.; RIETH, D. B.; BARATA, P. C. R. Nesting biology and conservation of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) in Espírito Santo State, Brazil, 1988-1989 to 2003-2004. **Chelonian Conservation and Biology**, v.6, n.1, p.15-27, 2007.
- THRUSH, S. F.; DAYTON, P. K. Disturbance to Marine Benthic Habitats by Trawling and Dredging: Implications for Marine Biodiversity. **Annual Review Ecology and Systematic**, 33:449-473, 2002.
- THUILLER, W.; BROTONS, L.; ARAÚJO, M. B.; LAVOREL, S. Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. **Ecography**, v. 27, p. 165– 172, 2004.
- THUILLER, W.; ARAÚJO, M. B.; LAVOREL, S. Generalized models vs. classification tree analysis: Predicting spatial distributions of plant species at different scales. **Journal of Vegetation Science**, v. 14, n. 5, p. 669–680, out. 2003. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02199.x>>. Acesso em: 17 ago. 2018.
- TILMAN, D. Biodiversity: population versus ecosystem stability. **Ecology**, n. 77, p. 350–363, 1996.
- TOCCHIO, L. J. **O destino de carcaças de baleias jubarte no oceano: investigando fatores que influenciam encalhes na costa brasileira**. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus. 2013.
- TURNER, J.T. The feeding ecology of some zooplanktersthat are importante prey items of larval fish. **NOAATech. Rep.**, v. 7. 37p, 1984.
- UETZ, P.; HOŠEK, J. **The Reptile Database**. 2019. Disponível em: <http://www.reptile-database.org>. Acessado em: 8 de junho de 2019.
- UFES – UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO. **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**. Departamento de Oceanografia, Vitória, 2017.
- _____. **Relatório Técnico Parcial: Resultados Parciais das Análises Realizadas em Amostras Coletadas na Plataforma Adjacente a Foz do Rio Doce, Apa Costa das Algas e Plataforma de Abrolhos: Embarque Soloncy Moura**. Departamento de Oceanografia e Ecologia, 2016a.

- _____. **Resultados parciais das análises realizadas em amostras coletadas na plataforma adjacente a foz do rio Doce: embarque NOc. Vital de Oliveira.** Relatório Técnico Parcial. Rede UFES – rio Doce, Vitória, fevereiro 2016b. Disponível em http://www.ufes.br/sites/default/files/anexo/relatorio_parcial_expedicao_noc_vital_de_oliveira_ufes_fev_2016_final.pdf. Acesso em: 04 de abril de 2018.
- _____. **Resultados parciais das análises realizadas em amostras coletadas na plataforma adjacente a foz do rio Doce, APA Costa das Algas e Plataforma de Abrolhos: embarque Soloncy Moura.** Relatório Técnico Parcial. Rede UFES – rio Doce, Vitória, abril 2016c. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/DCOM_relatorio_parcial_solocy_moral_sintese.pdf>. Acesso em: 04 de abril de 2018.
- UNDERWOOD, A. J. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. **Journal of Experimental marine Biology and Ecology**, n.161, p.145-178, 1992.
- _____. On Beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. **Ecological Applications**, v. 4, n. 1, p. 3-15, 1994.
- VALENTIN, J. L.; MONTEIRO-RIBAS, W. M. Zooplankton community structure on the east-southeast Brazilian continental shelf (18-23°S latitude). **Continental Shelf Research**, v. 13, n. 4, p. 407-424, 1993.
- VAN BRESSEM, M. F.; SANTOS, M. C. de O.; OSHIMA, J. E. de F. Skin diseases in Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) from the Paranaguá estuary, Brazil: A possible indicator of a compromised marine environment. **Marine Environmental Research**, v. 67, n. 2, p. 63–68, 2009.
- VANE-WRIGHT, R.I.; HUMPHRIES, C.J.; WILLIAMS, P.M. What to protect: systematic and the agony of choice. **Biol. Conserv.** v. 55, n. 2, p. 235-254, 1991.
- VAZZOLER, G. Distribuição da fauna de peixes demersais e ecologia dos Sciaenidae da plataforma continental brasileira, entre as latitudes 29°21'S (Tôres) e 33°41'S (Chuí). **Bol. Inst. Oceanogr.** [online]. v.24, p.85-169, 1975.
- VEADO, L. D. Plâncton: Fitoplâncton, Zooplâncton e Ictioplâncton. In: DIEHL, F. L.; GUERRA, C. R. (Ed.). **Atlas Ambiental da Foz do rio Itajaí Açu**. Itajaí: Chilicom, 2017.p.130-137.
- _____. **Variação espaço-temporal do zooplâncton do baixo estuário do rio Itajaí-açu, SC.** 2008. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar, Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí, 2008.
- VÉLEZ, M. V. **Introducción a la ecología del bentos marino. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos.** Washington, D.C.: Eva V. Chesneau. 93 pp., 1971.
- VIANNA, M.; ALMEIDA, T. Bony fish bycatch in the southern Brazil pink shrimp (*Farfantepenaeus brasiliensis* and *F. paulensis*) fishery. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, n. 4, p. 611-623, 2005.
- VIDIGAL, T.H.DA.; MARQUES, M.M.G.S.M.; LIMA, H.P.; BARBOSA, F.A.R. Gastrópodes e bivalves límnicos do trecho médio da bacia do rio Doce, Minas Gerais, Brasil. Belo Horizonte. **Lundiana**. v. 6(sup.), p. 67-76, 2005.
- VIEIRA, J. P., GARCIA, A. M.; MORAES, L. **A Assembleia de peixes.** Pp. 79-88. In: U. SEELIGER, & C. ODEBRECHT. (eds.). O Estuário da Lagoa dos Patos. Um século de transformações. Rio Grande: Furg, 2010.
- VILLÉGER, S.; MIRANDA, J.R.; HERNÁNDEZ, D. F.; MOUILLOT, D. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological Applications**, v. 20, n. 6, p. 1512–1522, 2010.
- WAECHTER, J. L. Aspectos ecológicos da vegetação da restinga no Rio Grande do Sul, Brasil. **Comunicação do Museu de Ciências PUCRS, Sér. Bot.**, Porto Alegre, n.33, p. 49-68, 1985.
- WALLACE, B.P., TIWARI, M., GIRONDOT, M. ***Dermochelys coriacea*.** The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T6494A43526147. Disponível em <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T6494A43526147.en>. Downloaded on 07 June 2019.
- WARWICK, R. M.; CLARKE, K. R. New biodiversity measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. **Marine Ecology Progress Series**, n. 129, p. 301-305, 1995.
- _____. Taxonomic distinctness and environmental assessment. **Journal of Applied Ecology**, n. 35, p. 532–543, 1998.

- WARWICK, R.M.; LIGHT, J. Death assemblages of mollusks on St Martin, Isles of Scilly: a surrogate for regional biodiversity? **Biodiversity and Conservation**, n. 11, p. 99–112, 2002.
- WASHINGTON, H. G. Diversity, Biotic and Similarity Indices, a review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Research**, v.18, n.6, p.653-694, 1984.
- WEDEKIN, L. L. **Ecologia populacional da baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae* Borowski, 1871) em sua área reprodutiva na costa do Brasil, Oceano Atlântico Sul**. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas, Zoologia). Universidade Federal do Paraná: Curitiba, 2011. 152p.
- WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; SIMÕES-LOPES, P. C. Habitat preferences of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Norte Bay, southern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the U.K.**, v. 90, n. 8, p. 1561–1570, 2010.
- WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F.G.; PIACENTINI, V. Q.; SIMÕES-LOPES, P. C. Seasonal variations in spatial usage by the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) at its southern limit of distribution. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, p. 1-8, 2007.
- WEDEKIN, L. L.; ENGEL, M. H.; ANDRIOLO, A.; PRADO, P. I.; ZERBINI, A. N.; MARCONDES, M. M. C.; KINAS, P. G.; SIMÕES-LOPES, P. C. Running fast in the slow lane: rapid population growth of humpback whales after exploitation. **Marine Ecology Progress Series**, v. 575, p. 195-206, 2017.
- WEDEKIN, L. L.; ROSSI-SANTOS, M. R.; BARACHO, C.; CYPRIANO-SOUZA, A. L.; SIMÕES-LOPES, P. C. Cetacean records along a coastal-offshore gradient in the Vitória-Trindade Chain, western South Atlantic Ocean. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 137-144, 2014.
- WEISS, G. **Ictioplancton del estuario de Lagoa dos Patos, Brasil**. Tese (Doutorado em Ciências Naturais) – Fundação Universidade do Rio Grande, 1981. 164p.
- WELLS, R. S.; RHINEHART, H. L.; HANSEN, L. J.; SWEENEY, J. C.; TOWNSEND, F. I.; STONE, R.; CASPER, D. R.; SCOTT, M. D.; HOHN, A. A.; ROWLES, T. K. Bottlenose dolphins as marine ecosystem sentinels: developing a health monitoring system. **EcoHealth**, v. 1, p. 246-254, 2004.
- WILBER, D.H.; CLARKE, D.G. Biological effects of suspended sediments: a review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. **North American Journal of Fisheries Management**, n 21, p. 855-875, 2001.
- WILLOT, S. J. Species accumulation curves and the measure of sampling effort. **Journal of Applied Ecology**, n. 38, p. 484–486, 2001.
- WORMS – WORLD REGISTER OF MARINE SPECIES. Disponível em: <<http://www.marinespecies.org/photogallery.php?album=723&pic=134839>>. Acesso em: 24 nov 2019.
- YAMAGUTI, N. Diferenciação geográfica de *Macrodon ancylodon* (Bloch & Schneider, 1801) na costa brasileira, entre as latitudes 18°36'S e 32°10'S, etapa I. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo v. 28, n. 1, p. 53-118, 1979.
- ZALMON, I. R.; KROHLING, W.; FERREIRA, C. E. L. Abundance and diversity patterns of the sessile macrobenthic community associated with environmental gradients in Vitória Harbor, southeastern Brazil. **Zoologia**, v. 28, n. 5, p. 641-652, 2011.
- ZERBINI, A. N.; ANDRIOLO, A.; HEIDE-JORGENSEN, M. P.; PIZZORNO, J. L.; MAIA, Y. G.; VANBLARICON, G. R.; DEMASTER, D. P.; SIMÕES-LOPES, P. C.; MOREIRA, S.; BETHLEM, C. Satellite-monitored movements of humpback whales *Megaptera novaeangliae* in the Southwest Atlantic Ocean. **Marine Ecology Progress Series**, v. 313, p. 295-304, 2006.
- ZERBINI, A.N.; SECCHI, E.; CRESPO, E.; DANILEWICZ, D.; REEVES, R. *Pontoporia blainvillei*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T17978A123792204, 2017.
- ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; SMITH, G. M. **Analysing Ecological Data**. New York: Springer. 2007.

GLOSSÁRIO

Abióticos: Elementos e componentes não bióticos de um sistema (p.ex. rochas, atmosfera).

Abundância: Número de indivíduos da população de uma espécie em determinado habitat.

Adequabilidade Climática: Conjunto de condições climáticas que permite a ocupação de um ambiente pela biota.

Altitude Ortométrica (h): é a distância vertical de um ponto, situado sobre a superfície terrestre, em relação a um geoide de referência.

Altitude Elipsoidal (h): é a distância vertical de um ponto a um elipsoide de referência. As altitudes indicadas pelos receptores dos Sistemas de Posicionamento Global (GPS), por exemplo, são do tipo elipsoidal.

Ambiente Bentônico: domínio referente ao substrato de sistemas aquáticos.

Ambiente Pelágico: domínio referente às massas d'água.

Ambiente Recifal: Ambiente associado a recifes de coral.

Ambiente-Matriz: Ambiente ou hábitat dominante de uma paisagem.

Ambientes Fluviais: relacionam-se os rios, que são cursos naturais de água doce, na maioria das vezes com canais definidos e fluxos permanente ou sazonal, que migram em direção a um oceano, lago ou outro rio. Rios são caracterizados por correntes unidirecionais, com velocidades médias de fluxo variando entre 0,1 a 1,0 m/s. Geralmente, ocorre a mistura completa e contínua em rios, devido a correntes e à turbulência.

Ambientes Transicionais: ambiente de transição entre o ambiente continental e o ambiente marinho raso.

Análise de Componentes Principais (PCA): é indicada para conjuntos correlacionadas linearmente, o que permite reduzi-las a poucas variáveis sintéticas, denominadas componentes principais. Os eixos ou autovalores são extraídos de modo que o primeiro explique a maior parte da variância, o segundo explique a maior parte da variância residual, e assim, sucessivamente.

Análise de Coordenadas Principais (PCoA): é uma generalização da análise de componentes principais (PCA), na qual os eixos ou autovalores são extraídos de uma matriz de similaridade ou de distâncias. A principal vantagem é que esta técnica pode ser aplicada quando as relações entre as variáveis não são lineares.

Análise de Permutação Multivariada (PERMANOVA): A análise de variância multivariada por método de permutação (análise estatística não paramétrica) é utilizada para comparar vetores, baseada em qualquer medida de distância ou dissimilaridade.

Análise de Variância (ANOVA): trata-se de um método estatístico paramétrico, que permite realizar comparações simultâneas entre duas ou mais médias, ou seja, permite testar hipóteses sobre **médias** de distintas populações ou comunidades.

Análise de Variância Fatorial (ANOVA factorial): quando a comparação entre as médias (teste de variância) foi verificada pela influência de mais de um fator e pela interação entre eles

Análise de Variância Unifatorial (ANOVA one-way): quando a comparação entre as médias (teste de variância) foi verificada pela influência de um fator

Aninhamento: Padrão ecológico de distribuição de espécies em metacomunidades, representando o subconjunto de espécies de um local como parte do conjunto maior de espécies da região.

Anóxia: Indica a completa ausência de oxigênio em um ambiente.

Antrópico(a): que se originou da ação do homem.

Anuros: Ordem de animais da classe Amphibia; inclui sapos, rãs e pererecas (Anura).

Apendicular: Que reúne os ossos dos membros superiores, inferiores e elementos de apoio.

Arborícolas: Animais cujos hábitos de vida ocorrem principalmente nas árvores.

Arboviroses: Doenças causadas por arbovírus, que incluem o vírus da dengue, zika vírus, febre chikungunya e febre amarela.

Área de Abrangência do Dano: abrangência geoespacial das repercussões ou efeitos do desastre que são causas de modificações nos vários componentes físicos, bióticos e antrópicos que caracterizam seu ambiente de referência.

Área de Estudo: delimitação de local ou região, objeto do levantamento de dados e análise ambiental, podendo variar a cada tema de estudo.

Área de Passagem e Deposição da Lama: área de passagem e/ou deposição do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão, desde o local do rompimento, no município de Mariana (MG), até a foz do rio Doce, em Regência (ES), além da região estuarina e marinha adjacente.

Arrasto de Plâncton: metodologia de amostragem, onde as redes de plâncton são arrastadas em trajetos diversos, como vertical, horizontal e oblíquo. A velocidade de arrasto pode ser variável.

Assembleias: Conjunto de diferentes espécies de um mesmo grupo de organismos, p.ex., assembleia de aves (grupamento das diferentes espécies de aves de uma região).

Assimetria Flutuante: Desvios aleatórios da simetria perfeita em estruturas bilateralmente pareadas.

Assintótica: Método de descrever o comportamento de limites matemáticos.

Assoreamento: Acúmulo de sedimentos.

Atingidos: refere-se às pessoas que sofreram algum dano advindo do desastre.

Autodepuração e Diluição: fenômenos através dos quais os cursos d'água se recuperam, por mecanismos naturais, após o lançamento de uma carga poluidora.

Avifauna: Conjunto das aves de uma região ou ambiente.

Bacia Hidrográfica: área principal de drenagem de um rio e seus afluentes.

Baixo Estuário: área de transição entre rio e mar que sofre grandes oscilações nos gradientes físico-químicos e influência direta da maré.

Banhado: Área de baixada em fundo de vales de regiões de morro onde há acúmulo de água de chuvas ou das cheias dos ribeirões e rios.

Beidou: é o sistema de navegação por satélite da China.

Bentônico: organismo associado ao fundo oceânico.

Bentos: (Do grego benthos: fundo do mar) são todas as espécies que vivem com íntima relação com o fundo, seja para fixar-se, escavar, caminhar ou nadar sob o fundo sem alojar-se nele;

Bilateralidade: Propriedade que descreve a divisão em duas partes de forma simétrica.

Bioacumulação: processo pelo qual contaminantes são absorvidos, através da exposição direta ou indireta, e armazenados (ao longo do tempo) por um organismo, em níveis superiores aos encontrados numa matriz ambiental externa. É o acúmulo de substâncias tóxicas nos tecidos dos organismos.

Biodisponibilidade: é a fração de um nutriente ou elemento potencialmente tóxico (como As, Pb, Cd, etc.) que está prontamente disponível para ser absorvido por um organismo alvo. No âmbito desse trabalho, refere-se especificamente à fração de maior labilidade desses elementos tóxicos para as plantas.

Biodiversidade: Conjunto de espécies, organismos e patrimônio genético, assim como ecossistemas, existentes em determinada região, incluindo suas interações e propriedades emergentes desses conjuntos.

Bioindicador: espécies, grupo de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, abundância e condições são indicativos biológicos de uma determinada situação ambiental.

Biomagnificação: é o aumento da concentração (e consequentemente da toxicidade) de uma determinada substância na parte mais alta da cadeia trófica;

Biomarcadores: alterações mensuráveis, em diferentes níveis da organização biológica, que evidenciam a exposição, susceptibilidade e /ou efeitos tóxicos de poluentes (agentes estressores) presentes no ambiente.

Biomonitoramento: Utilização de seres vivos como ferramenta para mensurar a qualidade ambiental.

Biota: Conjunto de seres vivos, que habitam um determinado ambiente.

Bióticos: Elementos e componentes constituídos pelos seres vivos e suas interações.

Bioturbação - Bioturbadores: Retrabalho de solos e sedimentos por organismos vivos.

Box plot: É um tipo de gráfico que representa a mediana e os quartis de um conjunto de dados, onde é possível ter uma noção dos dados discrepantes, da posição, da dispersão e assimetria da distribuição.

Cabruca: Sistema agroflorestal de produção no qual ocorre o plantio no sub-bosque, principalmente de cacau, ao tempo em que se mantém a estrutura arbórea nativa da região.

Cadeia Alimentar ou Cadeia Trófica: relação trófica que ocorre entre os seres vivos que compõem um ecossistema, na qual a energia de um organismo se transfere ao outro, por uma relação de alimentação.

Cágados: grupo de quelônios de água doce dotados de recolher o pescoço e a cabeça lateralmente sob a carapaça.

Calcófilos: Elementos afins ao enxofre.

Cambissolo: ordem de solos pouco desenvolvidos, com horizonte B incipiente. Os Cambissolos apresentam grande variação no tocante a profundidade, ocorrendo desde rasos a profundos, além de apresentarem grande variabilidade também em relação às demais características. A drenagem varia de acentuada a imperfeita e podem apresentar qualquer tipo de horizonte A sobre um horizonte B incipiente, também de cores diversas. Muitas vezes são pedregosos, cascalhentos e mesmo rochosos. Ocorrem disseminados em todas as regiões do Brasil, preferencialmente em regiões serranas ou montanhosas.

Caméfitos: São plantas sublenhosas e/ou herbáceas predominantemente de áreas campestres pantanosas com até um metro de altura, providas de gemas situadas acima do solo e protegidas por catáfilos ou por folhas verticiladas.

Cervical: Região da coluna vertebral de maior mobilidade, alocado na região do pescoço.

Cetáceos: Infraordem de animais marinhos, pertencentes à classe dos mamíferos (Cetacea).

Ciclagem: corresponde ao ciclo de renovação da matéria orgânica na natureza, realizada principalmente pelos decompositores, como fungos.

Cladóceros ou Cladocera: grupo de crustáceos aquáticos e microscópicos

Colúvio: é um depósito resultante de erosão. Parte dele é formada pelo solo original local e outra parte é oriunda de regiões mais altas que foram trazidos por fatores como: enxurradas, ventos, avalanches e afins. Há presença de solos diferentes misturados.

Complexo Lacustre do Médio Rio Doce: densa rede de lagoas, originadas pelo barramento natural dos tributários do rio Doce, distribuídas ao longo de toda a região do médio rio Doce, à montante e a jusante da confluência com o rio Piracicaba (IEF-MG, 2008).

Comportamento Nerítico: organismo que habita a região que se estende da linha de maré até a quebra da plataforma continental.

Composição de Espécies: inclui o número de espécies que estão presente em uma comunidade, bem como a abundância da espécies (estrutura da comunidade).

Comunidades Biológicas: Comunidades vegetais ou animais que habitam uma região.

Conectividade Funcional: Interação entre características comportamentais e físicas dos organismos com estruturas da paisagem que definem o deslocamento da fauna nessa paisagem.

Copépodes ou Copepoda: grupo de crustáceos aquáticos e microscópios.

Copepodito: estágios jovens de copépodes.

Corpos d'água: Acumulação significativa de água.

Covo: tipo de armadilha aquática composta por uma armação cilíndrica envolta por rede e com duas entradas em forma de funil em suas extremidades. Também conhecido por Jequi.

Criptófitos: Plantas herbáceas com gemas protegidas abaixo do nível do solo.

Culicídeos: Família de insetos (Culicidae).

Curva de Acumulação de Espécies: Número cumulativo de espécies detectados em determinado ambiente em função do esforço cumulativo em amostras.

Curvas de Rarefação: Técnica estatística para avaliar a tendência de incremento de espécies em função do esforço amostral.

Dados Logaritmizados: quando algum dos requisitos para o emprego da estatística paramétrica (por ex., normalidade da distribuição dos erros, homogeneidade das variâncias) não puder ser preenchido pelos dados da amostra, é possível transformar os dados (por ex. transformação logarítmica, raiz quadrada, percentual), antes de optar pela aplicação da estatística não-paramétrica.

Dados Secundários: Informações advindas de bases de dados já disponíveis, como da literatura ou de acervos técnicos.

Dano Ambiental: alteração da condição do ambiente e/ou de seus componentes, causada pelo desastre, em relação à linha-base.

Datum Horizontal: referência para coordenadas planimétricas (x e y).

Datum Vertical: referência altitude ortométrica (0 metros), Imbituba – SC.

Datum: é um sistema de referência utilizado para o cômputo ou correlação dos resultados de um levantamento.

Demersal: peixes que passam a maior parte do tempo em contato com o fundo do mar.

Desastre: resultado de eventos adversos, naturais ou provocados pelo homem, sobre um ecossistema vulnerável (MIN, 2007).

Didelfídeos: Família à qual pertencem os gambás (Didelphidae).

Dilution of Precision (PDOP): degradação da precisão da posição tridimensional.

Dissimilaridade: Descreve a diferença, ou distinção, entre duas ou mais coisas. No âmbito da ecologia de comunidades, índices de dissimilaridade buscam computar a magnitude da diferença de composição entre assembleias sendo comparadas.

Distribuição Espacial: Distribuição de algo em relação ao ambiente geográfico em que se encontra.

Diversidade Alfa: Número total de espécies em um habitat.

Diversidade Beta: Descreve a complementação de espécies ao longo de um gradiente ambiental ou entre diferentes ambientes de uma região.

Diversidade Biológica: Conjunto de diferentes seres vivos em um ambiente.

Diversidade de Espécies: é o número de diferentes espécies que estão representadas numa dada comunidade. A diversidade de espécies consiste em dois componentes: riqueza específica e equitabilidade.

Diversidade Funcional: Forma de descrever uma assembleia de espécies em função de seus atributos morfológicos e comportamentais.

Dominância de Espécies: refere-se a dominância de uma ou mais espécies em uma determinada comunidade, habitat ou região.

Dossel: É a parte formada pelas copas das árvores que formam o estrato superior da floresta.

Doubletons: Espécies representadas, em uma amostra, por exatamente dois indivíduos.

Dulcícola: organismo ou ambiente associado a águas doces (continentais).

Ecossistema: sistemas naturais ou artificiais, limitados por um espaço físico onde interagem os componentes vivos e não vivos, caracterizando determinadas estruturas e funções.

Ecotoxicologia: é o estudo dos efeitos tóxicos, quali e quantitativos, de modo integrado, de agentes químicos, físicos e biológicos sobre organismos vivos (aquáticos ou terrestres), incluindo suas interações com o ambiente (TRUHAUT, 1975).

Ectoparasitos: Parasitas que se instalam fora do corpo do hospedeiro.

Ectotérmico: Animais cuja temperatura corporal varia de acordo com as condições ambientais de temperatura.

Edáfico: Relativo ao solo.

Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs): normalmente são metais sólidos (e.g., Pb e Cd) ou líquidos (e.g., Hg) à temperatura ambiente, mas podem ser também semi-metais (e.g., As e Sb). A principal característica comum dos EPTs é sua alta toxicidade aos animais e lenta degradabilidade ambiental, com crescente acúmulo na cadeia trófica. Alguns EPTs, em baixas concentrações, são essenciais aos organismos vivos, como Fe, Mn, Cu, Ni e Zn. Já a grande maioria dos EPTs, mesmo em baixas concentrações, causa efeitos deletérios à saúde animal. Ag - prata; Al - alumínio; As - arsênio; Ba - bário; Cd - cádmio; Cr - cromo; Cu - cobre; Hg - mercúrio; Fe - ferro; Mn - manganês; Mo - molibdênio; Ni - níquel; Pb - chumbo; Sb - antimônio; V - vanádio; Zn - zinco.

Elipsóide de Revolução: Sólido geométrico gerado pela rotação da elipse em torno do seu semieixo menor. É a superfície matemática adotada pelos geodestas para todos os cálculos geodésicos.

Endemismo: Propriedade que define a área geográfica na qual determinada espécie naturalmente ocorre, p.ex., endemismos da Mata Atlântica.

Entomofauna: Conjunto de insetos de uma região ou ambiente.

Epipelágicos: peixes que habitam águas que vão até cerca de 200 metros de profundidade.

Euplânctônico: plâncton que habita os primeiros 200 metros da coluna de água.

Equitabilidade ou Uniformidade ou Equitatividade: distribuição da abundância das espécies em uma comunidade. Com efeito, reflete o grau de dominância da espécie.

Espécie endêmica: espécie que ocorre somente em uma determinada região geográfica, em lugares específicos.

Espécie Exótica: Espécie originária de meio diverso daquele em que vive. É essência natural de outros países ou regiões do país. Espécies que se encontram fora de sua distribuição natural.

Espécie Exótica Invasora: Espécie exótica cuja introdução ou dispersão ameaça ecossistema, habitat ou espécies e cause impactos negativos ambientais, econômicos, sociais ou culturais

Espécie Nativa: Espécie que naturalmente ocorre em determinada região.

Estado Trófico: estado nutricional do ambiente, que reflete a quantidade de matéria orgânica disponível no ambiente aquático.

Estolões: Tipo de caule que cresce paralelamente ao chão, produzindo gemas de espaço em espaço. Essas gemas podem formar raízes e folhas e originar novas plantas.

Etologia: Estudo científico do comportamento social e individual dos animais no seu ambiente natural.

Eutanásia: Ato intencional de proporcionar a morte indolor a um indivíduo.

Eutrofização: acúmulo de matéria orgânica em corpos d'água, podendo ser de origem natural ou antrópica, que acarreta no aumento da biomassa fitoplânctônica. Este grande aumento da biomassa de organismos fotossintetizantes causa a diminuição do oxigênio disponível e, conseqüentemente, o aumento da biomassa de bactérias anaeróbicas.

Exotróficos: Organismos que obtêm energia a partir de outros organismos.

Exsicata: É uma amostra de planta prensada e em seguida seca numa estufa (herborizada), fixada em uma cartolina de tamanho padrão acompanhadas de uma etiqueta ou rótulo contendo informações sobre o vegetal e o local de coleta, para fins de estudo botânico.

Extinção: Desaparecimento definitivo de um ser vivo.

Fatores Abióticos: característico de algo que não possui vida, como os componentes físicos e químicos.

Fatores Bióticos: o que é característica dos seres vivos ou está vinculado a estes.

Fauna: Termo coletivo para a vida animal de determinada região.

Fertilidade do Solo: envolve as propriedades químicas, físico-químicas e biológicas do solo que influenciam a dinâmica e a disponibilidade de nutrientes, elementos benéficos, tóxicos e outros às plantas.

Filogenética: Relação evolutiva entre grupos de organismos.

Filostomídeos: Família de morcegos encontrada em regiões tropicais e subtropicais (Phyllostomidae).

Física do Solo: a física de solos estuda e define, qualitativa e quantitativamente, as propriedades físicas - envolvendo as três fases do solo (sólida, líquida e gasosa) - bem como sua medição, predição e controle, com o objetivo principal de entender os mecanismos que governam a funcionalidade dos solos e seu papel na biosfera. Duas propriedades físicas, hierarquicamente mais importantes, referem-se à textura do solo (que é definida pela distribuição de tamanho de partículas) e a estrutura do solo (definida pelo arranjo das partículas em agregados). A dinâmica das fases líquida e gasosa está diretamente associada a essas duas propriedades.

Flora: Vida vegetal.

Fluvial: Referente aos rios ou cursos d'água.

Fluxômetro: é um aparelho utilizado para quantificar o volume de água que passa através de uma rede de plâncton. Um rotor de três lâminas é acoplado diretamente a um contador de cinco dígitos o qual registra as revoluções do rotor.

Formação Ferrífera Bandada – BIF: Rocha sedimentar ou metassedimentar química ou vulcanoquímica finamente estratificada, apresentando camadas de óxidos, carbonatos ou silicatos de ferro rítmicamente alternadas com camadas diferenciadas destas (quartzosas, anfibólicas, quartzo cloríticas).

Podem desenvolver depósitos de ferro economicamente exploráveis como ocorre no Brasil com as jazidas de itabiritos de Minas Gerais, por exemplo. A deposição destas camadas teve um apogeu do Neo-arqueano ao Paleo-proterozóico, provavelmente devido ao enriquecimento em O_2 da atmosfera neste período o que levou a oxidação de ferro em solução ($Fe^{+2} \rightarrow Fe^{+3}$) e precipitação de colóides de hidróxidos ferruginosos em camadas alternadas com sílica coloidal no fundo dos mares daquelas épocas.

Forrageamento: Atividade comportamental que descreve a exploração e obtenção de recursos alimentares.

Fossoriais: Modo de vida que contempla o uso de ambientes do subsolo ou serapilheira, por meio de escavações e uso de galeria subterrâneas.

Frugívoros: Animais cuja dieta alimentar é composta principalmente de frutos.

GALILEO: é o sistema de navegação por satélite da União Europeia.

Generalistas: Espécies que apresentam ampla plasticidade na busca de hábitos alimentares e ocupação de habitat. Contempla espécies que conseguem se adaptar a diversas condições ambientais.

Geoprocessamento: Processamento de dados geográficos.

Glândula Uropigial: Glândulas das aves que sintetizam gordura, a qual é usada com o bico com a finalidade de impermeabilizar as penas.

Gleissolo: ordem de solos que apresenta expressividade dos processos de gleização. Os Gleissolos são característicos de áreas alagadas ou sujeitas a alagamento (margens de rios, ilhas, grandes planícies, etc.). Apresentam cores acinzentadas, azuladas ou esverdeadas, dentro de 50 cm da superfície. Podem ser de alta ou baixa fertilidade natural e têm nas condições de má drenagem a sua maior limitação de uso. Ocorrem em praticamente todas as regiões brasileiras, ocupando principalmente as planícies de inundação de rios e córregos.

Global Navigation System (GLONASS): é um sistema de navegação por satélite (GNSS) russo.

Global Positioning System (GPS): é um mecanismo de posicionamento por satélite que fornece a um aparelho receptor móvel a sua posição, assim como o horário, sob quaisquer condições atmosféricas, a qualquer momento e em qualquer lugar na Terra; desde que o receptor se encontre no campo de visão de três satélites GPS (quatro ou mais para precisão maior).

Granívoros: Animais cuja dieta alimentar é composta principalmente de sementes.

Greenstone Belt: Cinturão de rochas verdes representadas por xistos máficos e ultramáficos, intercalados com BIF, chert e rochas vulcanoquímicas diversas, de baixo grau metamórfico, entre estruturas dômicas de granitóides muito comuns em áreas arqueanas, representando em grande parte restos de crosta oceânica constituída por magmatismo, muitas vezes komatiítico.

Guildas alimentares: Conjunto de espécies que compartilham um mesmo hábito alimentar, p.ex., guilda de aves frugívoras.

Habitat: Área ecológica ou ambiental que é habitada por determinados organismos.

Heliotérmicos: Organismos que utilizam o calor proveniente dos raios solares para manter sua temperatura corporal.

Hemicriptófitos: Plantas herbáceas com gemas protegidas no nível do solo pelos céspedes que morrem na estação climática desfavorável, com predominância em áreas campestres.

Herbáceas: São plantas com caule não lenhoso ou semi-lenhoso.

Herpetofauna: Conjunto de anfíbios e répteis de uma região.

Hidromorfia: Referente aos solos inundados, encharcados e definidos pelo excesso de umidade.

Holoplâncton: organismos que permanecem todo o seu ciclo de vida no plâncton.

Ictiofauna: Conjunto de peixes de uma região.

Indicador hidrológico: espécie que reflete as condições hidrológicas do ambiente em que se encontra.

Indicadores Ambientais: parâmetros representativos de processos ambientais ou do estado do meio ambiente que, se monitorados e avaliados continuamente em um mesmo local, apresentam a tendência de evolução do ambiente ou parâmetro analisado (SÁNCHEZ, 2008).

Índice de Linearidade: Métrica de ecologia de paisagem que descreve o quanto um corredor de deslocamento de fauna se aproxima a uma linha reta.

Insetívoros: Animais que se alimentam de insetos e outros artrópodes.

Itabirito: rocha bandada, alternando níveis milimétricos a centimétricos de hematita (+-magnetita) com níveis silicáticos, geralmente de quartzo. É um BIF ou formação ferrífera bandada metamorfisada.

Jusante: é todo ponto em que o referencial é o fluxo normal do curso d'água, para onde se dirige a corrente, em direção à foz do rio. Parte mais baixa de um rio, próximo a desembocadura na região costeira.

Laguna: Refere-se a uma depressão formada por água salobra ou salgada, localizada na borda litorânea, comunicando-se com o mar através de canal.

Larva Véliger: larva planctônica que eclode com estruturas corporais como pé, concha e véu.

Lênticos: São ambientes aquáticos de água parada, como por exemplo, lagoas, lagos, pântano, etc.

Limícolas: São um grupo diverso de aves que ocupam ambientes aquáticos rasos.

Limite de Quantificação (LQ): a menor quantidade do analito em uma amostra que pode ser determinada com precisão e exatidão aceitáveis sob as condições experimentais estabelecidas.

Límnica: sinônimo de dulcícola.

Linha-base: estado do ambiente e/ou de seus vários componentes físicos, bióticos e antrópicos imediatamente anterior ao desastre, ou o estado em o que o ambiente e/ou seus componentes estariam caso não houvesse ocorrido o desastre.

Lipoperoxidação: a oxidação de lipídios, ou lipoperoxidação, consiste em uma cascata de reações resultantes da ação dos radicais livres (oxigênio molecular) sobre os lipídios (gorduras).

Lóticos: São ambientes aquáticos de água corrente, como por exemplo rios, nascentes, ribeiras e riachos. Têm como principal característica o fluxo hídrico, que influencia diretamente as variáveis físico-químicas da água e as comunidades biológicas presentes.

Macrófitas Aquáticas: Plantas aquáticas que vivem em ambientes inundados, flutuantes ou enraizadas.

Macroinvertebrados Bentônicos: invertebrados que habitam os substratos de fundo de ambientes aquáticos em pelo menos parte de seu ciclo de vida e que ficam retidos em redes com abertura de malha entre 200 e 500 µm.

Mananciais: Fontes de água, que podem ser utilizadas para o abastecimento urbano.

MapGeo2015: é um sistema que fornece a ondulação geoidal (N) necessária à conversão de altitudes elipsoidais, obtidas com os Sistemas de Navegação Global por Satélite (GNSS), em altitudes ortométricas.

Mastofauna: Conjunto de mamíferos de uma região.

Matriz de Distância: matriz (*array* bidimensional) contendo as distâncias, tomadas em pares, de um conjunto de dados.

Máximo ou Mínimo Histórico: para variáveis de qualidade de água, esses termos foram sempre utilizados em referência ao período de linha-base.

Mecânica do Solo: é um campo da engenharia civil, ligado à geotecnia, que estuda o solo como um meio de sustentação de estruturas.

Mediana: em termos mais simples, mediana pode ser o valor do meio de um conjunto de dados. A vantagem da mediana em relação à média é que a mediana pode dar uma ideia melhor de um valor típico porque não é tão distorcida por valores extremamente altos ou baixos, como a média.

Mediolitoral: Faixa da zona entremarés coberta e descoberta diariamente pelas marés.

Meio Biótico: Conjunto de flora e fauna e demais organismos.

Meridiano Central: Longitude de origem de cada fuso no sistema de coordenadas da projeção UTM.

Meroplâncton: organismos que permanecem no plâncton apenas na fase inicial do seu ciclo de vida.

Mesopelágicos: peixes que habitam águas que vão até cerca de 1000 metros de profundidade.

Mesopredadores: Predadores de porte médio que se encontram no meio da cadeia trófica, tipicamente predando pequenos animais.

Microcrustáceos: crustáceos microscópicos que vivem no zooplâncton. São representados pelos cladóceros e copépodos e estão distribuídos nas regiões de margem e meio dos ambientes aquáticos.

Microhábitats: Descreve as características microambientais de determinado hábitat, constituída por atributos como sombreamento, temperatura, umidade, estrutura vegetal, entre outros.

Mineralogia do Solo: é o ramo da Ciência do Solo que estuda as propriedades, composição, maneira de ocorrência e gênese dos minerais primários e secundários das frações areia, silte e argila dos solos.

Montante: é a direção de um ponto mais baixo para um ponto mais alto de um curso d'água, em direção à nascente do rio.

Morfodinâmicos: Conceito associado ao intemperismo atual. São processos mais restritos, tanto no tempo quanto no espaço, sujeitos a oscilações ou ritmos dos principais agentes naturais, como as chuvas, considerando as modificações impostas pelo ser humano no processo de apropriação do relevo.

Morfotipo: características morfológicas que distinguem organismos da mesma espécie.

Nanofanerófitos: Plantas anãs raquíticas, variando entre 0,25 e 5 m de altura, com predominância nas áreas campestres do Brasil.

Nativa: Espécie original daquela região que vive.

Náuplio: estágios larvais de copépodes

Nectônicos: animais aquáticos que se locomovem ativamente na coluna de água.

Neossolo: ordem de solos pouco evoluídos, sem horizonte B diagnóstico definido. Os Neossolos são constituídos por material mineral ou orgânico pouco espesso (menos de 30 cm de espessura) e congregam solos rasos (como os Neossolos Litólicos) ou profundos e arenosos (como os Neossolos Quartzarênicos e os Neossolos Regolíticos). No caso de solos de planícies às margens de rios e córregos que são constituídos por sucessão de camadas de natureza aluvionar, sem relação pedogenética entre si, os mesmos são chamados de Neossolos Flúvicos.

Neotropical: Região biogeográfica que compreende a América Central, incluindo a parte sul do México e da península da Baja California, o sul da Florida, todas as ilhas do Caribe e a América do Sul.

Nicho: papel ecológico de uma espécie em uma comunidade, ou gama total das condições sobre as quais o indivíduo ou a população vive e se reproduz.

Níveis Tróficos: relacionados à cadeia alimentar, iniciando em produtores, passando por consumidores intermediários, consumidores finais ou topo de cadeia e decompositores, formando um ciclo.

Oligo-Mesotrófico: ambiente de pouco a moderadamente, enriquecido por nutrientes.

Ondulação Geoidal (N): é a diferença entre a altitude elipsoidal e a altitude ortométrica.

Onívoras: Animais que se alimentam de recursos de origem vegetais e/ou animal.

Oportunística: condizente a um acontecimento ocasional, proporcionado por alguma atividade relacionada.

Osteichthyes: grupo dos peixes ósseos.

Paragênese Mineral: Conjunto de minerais em rochas ígneas ou em rochas metamórficas que, por evidências petrográficas e outras, mostram ter evoluído associadamente em equilíbrio geoquímico e termodinâmico.

Parâmetros: É um valor, oriundo de uma variável ou expressão mais complexa.

Patrimônio Cultural: Bens reconhecidos pela importância cultural de uma região.

Pedogenéticos: Transformação do solo, por meio de dois fatores climáticos e por microrganismos.

Perda Ambiental: lesões aos recursos ou serviços ambientais, causadas pelo desastre, que geram prejuízo significativo à sociedade.

Planctóforo: organismo que se alimenta de plâncton.

Planícies Aluviais: São formações geológicas que se caracterizam por serem planas ou muito pouco inclinadas. Formam-se pela deposição ao longo do tempo de sedimentos trazidos por um ou mais rios.

Planos de Manejo: Documentos de planejamento das unidades de conservação.

Plasticidade Ambiental: Descreve a capacidade dos organismos a se adaptarem a diferentes estímulos e condições ambientais. Quanto maior a plasticidade ambiental, mais tolerante é aquele organismo às variações em seu ambiente.

Plastrão: porção inferior da carapaça que recobre o corpo dos quelônios.

Plataforma Continental: leito marinho que começa na linha de costa e desce com um declive suave até o talude continental.

Playback: Processo de sonorização que utiliza uma gravação para emissão de vocalizações.

Polinização: Processo de transferência de pólen entre as flores, que pode ser regulado por agentes bióticos (p.ex. morcegos, insetos) ou abióticos (p.ex. vento).

Pontos de Controle: são pontos fora da área afetada pelo rejeito de Fundão, com condições similares às áreas afetadas, utilizadas para comparação.

Posicionamento Relativo Estático Rápido: O posicionamento relativo estático-rápido é similar ao relativo estático, porém, a diferença básica é a duração da sessão de rastreamento, que neste caso, em geral é inferior a 20 minutos.

Posicionamento Relativo Estático: No posicionamento relativo estático, tanto o(s) receptor(es) do(s) vértice(s) de referência quanto o(s) receptor(es) do(s) vértice(s) de interesse devem permanecer estacionados (estáticos) durante o levantamento. Neste método, a sessão de rastreamento se estende por muitas horas, a depender da distância entre o receptor base e o rover.

Posicionamento Relativo: No posicionamento relativo, as coordenadas do vértice de interesse são determinadas a partir de um ou mais vértices de coordenadas conhecidas. Neste caso é necessário que dois ou mais receptores GNSS colem dados simultaneamente, onde ao menos um dos receptores ocupe um vértice de referência. No posicionamento relativo podem se usar as observáveis: fase da onda portadora, pseudodistância ou as duas em conjunto. Sendo que a fase da onda portadora proporciona melhor precisão e por isso ela é a única observável aceita na determinação de coordenadas de vértices de apoio e vértices situados em limites artificiais. O posicionamento relativo utilizando a

observável pseudodistância só é permitido para a determinação de coordenadas de vértices situados em limites naturais.

Pressuposto de Homocedasticidade: é um pressuposto que verifica se as variâncias em cada grupo de dados são, aproximadamente, iguais. Caso seja atendido, a análise pode ser realizada.

Pressuposto de Normalidade: é um pressuposto que verifica se os dados possuem uma distribuição, aproximadamente, normal. Caso seja atendido, a análise pode ser realizada.

Processos Erosivos: Retirada ou transporte de sedimentos da superfície do solo.

Quelônios: grupo faunístico composto por répteis com o corpo revestido por carapaça óssea (Chelonia) que recobre o corpo.

Quiropterofauna: Conjunto de morcegos de uma região.

Real Time Kinematic (RTK) ou Posicionamento Cinemático em Tempo-Real: é uma técnica de posicionamento e navegação GNSS, baseia-se na transmissão instantânea de dados de correções dos sinais de satélites, do(s) receptor(es) instalado(s) no(s) vértice(s) de referência ao(s) receptor(es) que percorre(m) os vértices de interesse. Desta forma, proporciona o conhecimento em tempo real de coordenadas precisas dos vértices levantados. O posicionamento pelo RTK pode ser feito pelo método convencional ou em rede.

Receptor Base: receptor o qual fica estático (parado) em uma coordenada conhecida.

Receptor Rover: receptor o qual fica se deslocando ao longo do trabalho com o objetivo de obter coordenadas precisas dos pontos ou vértices onde ele será estacionado.

Recurso Alimentar: qualquer componente do ambiente que pode ser utilizado como alimento e potencialmente esgotado por organismo.

Recursos Naturais: Aquilo que é necessário ao homem e se encontra na natureza.

Rede Brasileira de Monitoramento Contínuo (RBMC): é um conjunto receptores GNSS (*Global Navigation Satellite Systems*), também chamados de estações de referência, que possuem alta capacidade para rastrear satélites de forma contínua. Tais receptores possuem alta precisão e alto desempenho, sendo que suas observações para a determinação de coordenadas são disponibilizadas em arquivos diários ou em tempo real. Desde 1996, o IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) junto com o seu departamento de Geodésia estabeleceu a RBMC, promovendo a aplicação em diferentes áreas em todo território brasileiro.

Rede de Plâncton: redes de filtração de água de água com poro reduzido (μm). É o aparato mais comum de obtenção de amostras de plâncton, e são produzidas em várias formas e tamanhos.

Redes Tróficas: Interligação natural de cadeias alimentares.

Região da Plataforma: áreas submersas pelo mar, com declive suave que se estende da linha de costa até 200 metros de profundidade em direção ao talude.

Região do Talude: declive acentuado do fundo do mar após a plataforma continental, partindo dos 200 metros até cerca de 3500 metros de profundidade, em direção a região oceânica.

Região Estuarina: área de transição entre rio e mar que sofre grandes oscilações nos gradientes físico-químicos e influência direta da maré.

Região Fitoecológica: Compreende um espaço definido por uma florística de gêneros típicos e de formas biológicas características que se repetem dentro de um mesmo clima, podendo ocorrer em terrenos de litologia variada, mas com relevo bem marcado.

Região Nerítica: região que se estende da linha de maré até a quebra da plataforma continental.

Região Oceânica: região que se estende após a quebra da plataforma continental.

Rêmiges: Penas de voo das asas das aves.

Réplicas Amostrais: são amostras obtidas mais de uma vez de uma mesma comunidade no mesmo espaço e tempo.

Reprodução Partenogenética ou Reprodução por Partenogênese: tipo de reprodução assexuada (sem a presença de sexo) de animais em que o embrião se desenvolve de um óvulo sem ocorrência da fecundação.

Resiliência: capacidade de um sistema em retornar a algum estado de referência após uma perturbação.

Retrizes: Penas de voo da cauda das aves.

Riqueza de Espécies: número de espécies que ocorre em uma amostra de uma comunidade.

Rodolitos: tipo de alga calcária que não se fixa a um substrato.

Rotíferos ou Rotifera: Filo de animais aquáticos e microscópicos.

Sazonal: relativo a estação do ano.

Sedimento: todo material não consolidado, constituído por partículas de diferentes tamanhos, formas e composição química, transportadas por água, ar ou gelo, distribuído ao longo dos vales do sistema de drenagem e orientado a partir da interação constante dos processos de intemperismo e erosão (MOREIRA; BOAVENTURA, 2003 apud MARTINS, 2008).

Série Histórica: em relação a dados hidrológicos (quantitativos), contempla toda a série de dados independentemente de terem ocorrido antes ou após o rompimento da barragem de Fundão.

Serviços Ambientais: benefícios que as pessoas obtêm da natureza direta ou indiretamente, através dos ecossistemas, a fim de sustentar a vida no planeta.

Serviços Ecossistêmicos: contribuições dos ecossistemas à economia e bem estar.

Shapefile: Formato de arquivo contendo informações geográficas.

Siderófilos: Elementos afins ao ferro em ambiente magmático.

Sinclinal: dobra com convexidade para baixo, quando conhecidas suas relações estratigráficas, ou seja, rochas mais novas encontram-se no seu núcleo. Com a atuação progressiva dos processos erosivos, as regiões de sinclinais (onde a mesma camada é mais baixa do que nas anticlinais associadas) tendem a formar relevos positivos, enquanto que às de anticlinais, frequentemente desventradas por erosão, formam as partes baixas do relevo.

Singletons: Espécies encontradas por somente um indivíduo em uma amostra.

Sistema Geodésico de Referência (SGR): é um sistema de coordenadas associado a algumas características terrestres.

Sistema Global de Navegação por Satélite (GNSS): sigla em inglês para *Global Navigation Satellite System* – além da navegação, é utilizado para determinar a posição de um objeto na terra (coordenadas). Para tanto, são necessários no mínimo 04 satélites para se determinar as seguintes variáveis: x, y, z e tempo. A precisão dessa coordenada é definida de acordo com a técnica de posicionamento utilizada durante a coleta de dados. O GNSS é visto como uma evolução natural do já popular sistema de posicionamento americano, o GPS. Atualmente fazem parte do GNSS além do GPS, o sistema russo GLONASS, o europeu GALILEO e o chinês BEIDOU. Com vários sistemas de satélites, melhora-se a geometria das constelações e disponibilidade de sinal, garantindo assim uma maior integridade e confiança aos usuários do sistema.

Sítios Ramsar: Áreas úmidas com prioridade para proteção e uso sustentável.

Solos de Várzeas: são solos hidromórficos que ocupam áreas planas, baixas, de formação sedimentar recente e originados à montante. Logo, são associados a solos e rochas existentes na bacia acima da

região de deposição. Os sedimentos trazidos pelos rios (argila, silte, areia, frações orgânicas) são depositados seletivamente nesses solos em função do grau de energia. Verifica-se a oscilação ou estagnação do nível freático em seus horizontes em pelo menos uma estação do ano. É comum a evidência de mosqueados e/ou processos de gleização nesses solos. Dado a baixa cota em relação aos solos de terras altas, os solos de várzeas recebem adição contínua de nutrientes e mesmo de sedimentos.

Solum: parte superior e mais intemperizada do perfil do solo, compreendendo somente os horizontes A e B (excluído o BC). Do Latim *solum* = suporte, superfície, base.

Squamata: Ordem de répteis que inclui animais com escamas como as serpentes e os lagartos.

Sub-bacias: São áreas de drenagem dos tributários do curso d'água principal.

Sub-bosque: Conjunto de vegetação de baixa estatura que cresce abaixo do dossel florestal.

Sublitoral: Faixa da zona entremarés descoberta apenas nas marés mais baixas de sizígia.

Superfície de Resistência: Em ecologia de paisagens, é o atributo que se refere ao quanto um determinado uso de solo custa a ser transpassado pela fauna durante seus deslocamentos.

Supralitoral: Faixa da zona entremarés coberta apenas nas marés mais altas de sizígia.

Supressão de Vegetação: Retirada da vegetação para uso do solo.

Sustentabilidade: Conjunto de ideias e estratégias ecologicamente corretas.

Taxa: plural de táxon em latim.

Táxon: Unidade taxonômica definido dentro do sistema lineano de classificação dos organismos. Exemplos incluem espécies (p.ex. *Tapirus terrestris*), gêneros (p.ex. *Leopardus*), famílias (p.ex. Culicidae) e classes (p.ex. Aves).

Taxonomia: ramo da biologia que classifica os organismos através de sua história evolutiva.

Tecnossolo: solos cujas propriedades e pedogênese são dominadas por sua origem técnica. Esses solos contêm uma quantidade significativa (20% ou mais (m/m) nos primeiros 100 cm do perfil) de artefatos (materiais que são derivados de tecnologias humanas, incluindo materiais manufaturados e materiais naturais que foram escavados e transportados) ou ainda são solos que contêm uma camada contínua cimentada. Os Tecnossolos incluem solos de resíduos (aterros, lodo, cinzas e resíduos de mineração), solos pavimentados por material inconsolidado, solos com geomembranas e solos construídos. De forma geral, se referem a solos urbanos ou solos de mina.

Teia Trófica: conjunto de cadeia alimentares interconectadas em uma ecossistema.

Termorregulação: processo que algumas espécies da fauna, principalmente répteis, executam para obtenção de energia calorífica a partir da exposição ao Sol.

Terófitos: Plantas anuais, cujo ciclo vital é completado por sementes que sobrevivem à estação climática desfavorável, ocorrendo exclusivamente nas áreas campestres.

Terras Altas: no presente estudo se relaciona aos solos formados diretamente pela intemperização da rocha local (autóctone) ou próxima. Na área estudada, o relevo é acidentado de modo geral, não havendo acúmulo e saturação do solo com água. Logo, não estão sujeitos à oscilação do nível freático em seus horizontes em nenhuma estação do ano. Prevaecem as condições aeróbicas na formação do solo, não havendo evidências de processos atuais de segregação de ferro, como mosqueados e gleização. Esses solos se caracterizam por haver perdas de elementos via lixiviação para subsolos.

Turnover: Componente da diversidade beta que descreve a substituição de espécies entre diferentes regiões.

Universal Transversa De Mercator (UTM): utiliza um sistema de coordenadas cartesianas bidimensional para dar localizações na superfície da Terra. É uma representação de posição horizontal, isto é,

é utilizada para identificar os locais na Terra independentemente da posição vertical, mas difere do método tradicional de latitude e longitude, em vários aspectos.

Valor de Investigação: é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado, conforme a Resolução Conama nº 420/2009.

Valor de Prevenção: é a concentração de determinada substância acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea. Este valor indica a qualidade de um solo capaz de sustentar as suas funções primárias, protegendo-se os receptores ecológicos e a qualidade das águas subterrâneas. Para a manutenção da multifuncionalidade do solo deve-se considerar a proteção da biota do solo (receptores ecológicos), a proteção da água subterrânea (importante recurso hídrico) e a proteção à saúde humana. O valor mais restritivo, dentre estes três critérios, é definido como o valor de prevenção segundo a Resolução Conama nº 420/2009.

Valor de Referência de Qualidade: é a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos. Os valores de referência de qualidade (VRQs) são definidos por órgãos ambientais estaduais ou federais, conforme a Resolução Conama nº 420/2009.

Variabilidade Genética: Alelos de um gene que variaram entre si na população.

Variáveis Bioclimáticas: Dados das condições climáticas de uma região que exercem influência no desenvolvimento dos seres vivos que ali habitam.

Vértice Geodésico: é um ponto fixado no solo, normalmente com uma chapa de ferro. Nela estão gravadas um código que remete a altitude, latitude e longitude daquele local.

Xeromórficas: Nome que se dá s plantas adaptadas a climas semiárido a desértico, ou então em regiões úmidas, mas salinas.

Zona de Amortecimento: Área estabelecida ao redor de uma unidade de conservação com o objetivo de filtrar os impactos negativos das atividades que ocorrem fora dela.

Zona de Transição: Onde são promovidas práticas sustentáveis de gestão de recursos.

Zona Núcleo: Zonas com dimensão adequada, dedicadas à conservação da natureza.

Zona Tampão: Região onde são realizáveis atividades de conservação da natureza.

Zoonoses: Doenças infecciosas de animais capazes de ser naturalmente transmitidas para o ser humano.

Zooplâncton: comunidade de animais microscópicos que flutuam livremente nos corpos de água, sem nenhum ou quase nenhum movimento próprio.

Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da
barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente

TOMO IV – ZONA COSTEIRA E MARINHA Documentos Suplementares

Lactec
Curitiba – Paraná – Brasil
Maio/2020



COMUNIDADE ZOOPLANCTONICA

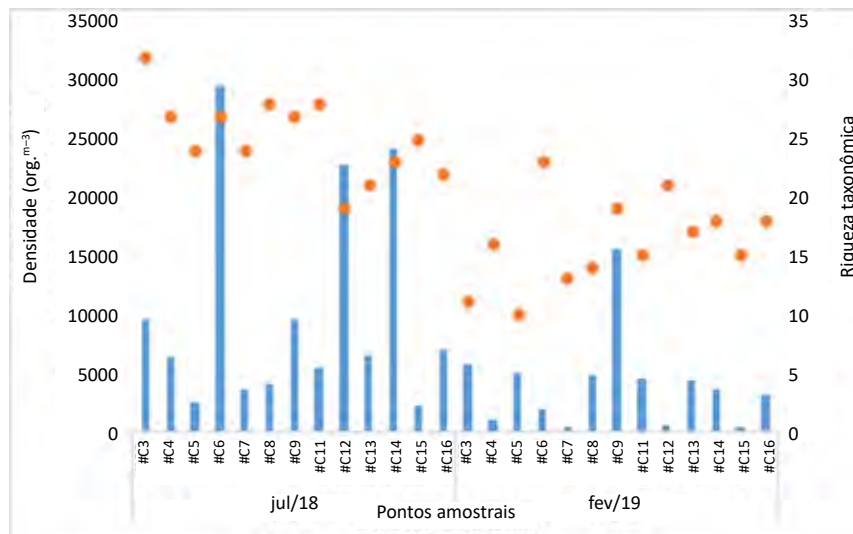
Informações que não foram utilizadas diretamente na avaliação do dano sobre a comunidade zooplanctônica no Ambiente Marinho e Estuários, como dados de abundância relativa, de frequência de ocorrência entre outros que foram coletados são apresentados aqui de modo a caracterizar a comunidade zooplanctônica. Informações que auxiliaram na compreensão dos efeitos da lama de rejeitos de minérios sobre o zooplâncton foram levadas em consideração e descritas nos itens 2.2 e 3.2 do TOMO IV quanto à avaliação do dano sobre os organismos zooplanctônicos.

1.1 CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA MARINHA NAS CAMPANHAS 01 E 02 DO LACTEC

A comunidade zooplanctônica registrada na área de estudo, durante as campanhas de julho de 2018 (período seco) e fevereiro de 2019 (período chuvoso) foi composta por 16 grandes grupos distribuídos entre 58 *taxa* representados por ordens, famílias, gêneros, espécies e estágios de desenvolvimento. O zooplâncton foi representado por filos como Cnidaria, Mollusca, Arthropoda, Chordata entre outros (Tabela 3 do Apêndice D). A subclasse Copepoda (Crustacea) foi a que mais contribuiu para a riqueza do zooplâncton total, representando 89% e 88% entre os *taxa* encontrados para julho de 2018 e fevereiro de 2019, respectivamente.

Considerando a densidade do zooplâncton por estação amostral durante julho de 2018 na foz do rio Doce e sua região costeira adjacente, a estação C6 teve a maior densidade com valor de 29.700 org. m⁻³ e a C15 com 2.134 org. m⁻³ registrou a menor. Já para fevereiro de 2019 a estação amostral com a maior densidade foi C9 com 15.561 org. m⁻³ e o menor valor foi em C15 com 388 org. m⁻³ assim como na campanha anterior. A densidade total do zooplâncton alcançou 133.696 org.m⁻³ e a densidade média 10.284 org. m⁻³ entre as estações amostrais em julho de 2018, enquanto que em fevereiro de 2019 foi observada queda na densidade zooplanctônica. Assim a densidade total foi de 50.809 org. m⁻³ e a densidade média entre as estações amostrais alcançou 3.908 org. m⁻³. Quanto à riqueza taxonômica, esta teve o maior valor na estação C3 com 32 *taxa* zooplanctônicos registrados e o menor valor foi em C12 com 19 *taxa* e assim, média de 25 *taxa* por estação amostral na área de estudo em julho de 2018. Para janeiro de 2019 a estação amostral com maior número de *taxa* foi a C6 com 23 *taxa* e o menor valor foi em C5 com 10 *taxa*, apontando declínio também no número de *taxa* registrados (Figura 1). O declínio na densidade zooplanctônica e na riqueza taxonômica, entre as campanhas de coleta, pode estar associado ao período chuvoso (fevereiro de 2019) quando, possivelmente, há maior vazão das águas fluviais e com isso dispersão dos organismos.

Figura 1 – Variação da densidade (org.m⁻³) e de riqueza taxonômica para os organismos zooplânctônicos por ponto amostral no Ambiente Marinho na foz do rio Doce (julho/2018 e fevereiro/2019) e zona costeira adjacente.



Em termos de abundância relativa do zooplâncton em julho de 2018, os Copepoda dominaram o sistema com 89% do zooplâncton total e foram seguidos por Appendicularia com 6%, por Decapoda com 2%, Chaetognatha com 0,8%, por Radiolaria com 0,6%, por Annelida, Cnidaria e Mollusca com 0,4% cada, por Echinodermata com 0,3%, por Cladocera com 0,2%, por Cirripedia com 0,1%, por Euphausiacea com 0,09% e por Ictioplâncton com 0,04%. Organismos menos representativos foram Isopoda, Mysidacea e Insecta e somaram 0,06% ao zooplâncton total (Figura 2). Para fevereiro de 2019, Copepoda continuou dominando o ambiente e alcançou 88% do zooplâncton total, sendo seguido por Cladocera com 6,5%, por Echinodermata com 1,8%, por Mollusca com 1%, por Cnidaria e Chaetognatha com 0,6% cada, por Annelida, Euphausiacea e Insecta com 0,3% cada, por Ictioplâncton com 0,28%, por Decapoda e Cirripedia com 0,15% cada e por Appendicularia com 0,12% (Figura 3). Entre os pontos amostrais foi observado o domínio de Copepoda (Figura 4), refletindo a sua ampla distribuição na área de estudo entre 2018 e 2019.

Em regiões com influência marinha, Copepoda é dominante em densidade, o que pode justificar o padrão de ocorrência observado na área de estudo em questão. Outros trabalhos apresentaram o domínio de Copepoda, como observado na baía de Vitória, na bacia do Espírito Santo e na região do Banco de Abrolhos em estudos levantados na linha base do zooplâncton da área em questão, conforme Cepemar (2006a, b; 2011), Ekau (1999), Valentin e Monteiro-Ribas (1993) entre outros. Tal padrão, que vem sendo observado desde o período pré-desastre (P0), se manteve ao longo do tempo conforme os registros do zooplâncton em estudos como os da Marinha (2015), UFES (2016a, 2016b e 2017), Fernandes e Pereira (2016), Loureiro-Fernandes e Pereira (2017) com dados correspondentes ao período pós-desastre (P1 e P2) na foz do rio Doce e sua área costeira adjacente.

Figura 2 – Abundância relativa (%) dos grupos do zooplâncton ocorrentes nas amostras coletadas no Ambiente Marinho na foz do rio Doce (julho/2018) e zona costeira adjacente.

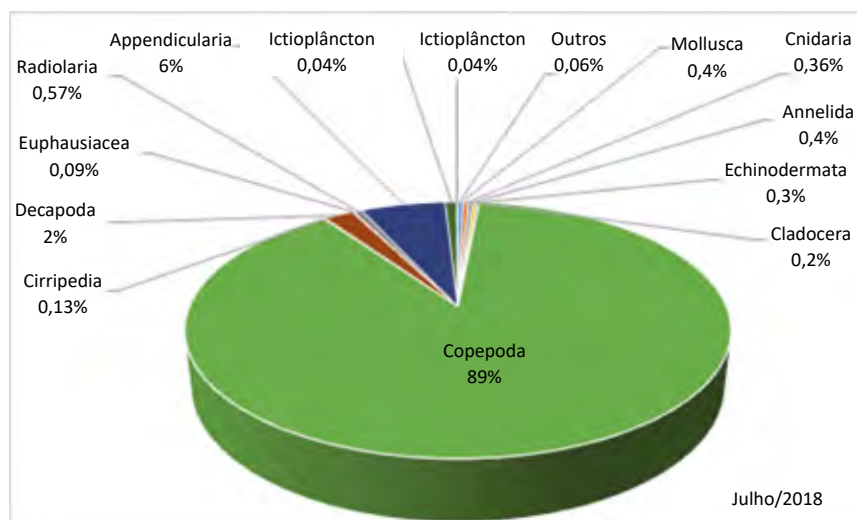


Figura 3 – Abundância relativa (%) dos grupos do zooplâncton ocorrentes nas amostras coletadas no Ambiente Marinho na foz do rio Doce (fevereiro/2019) e zona costeira adjacente.

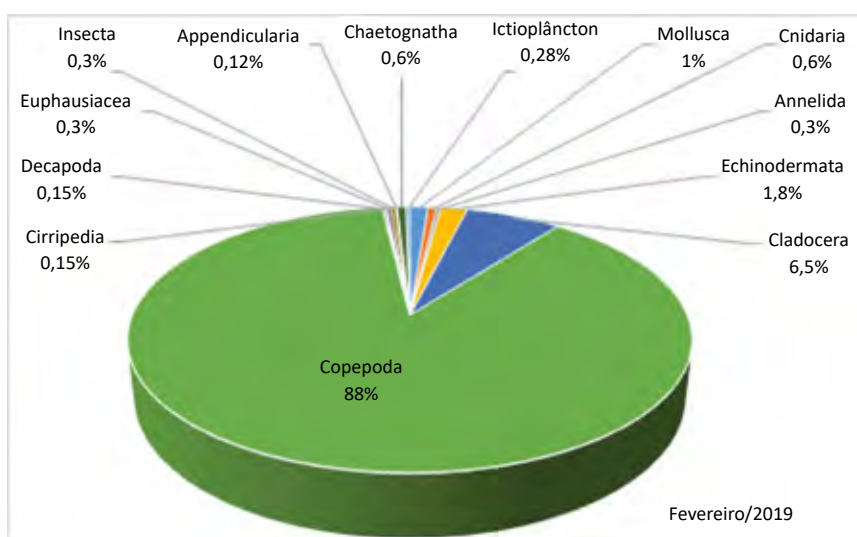
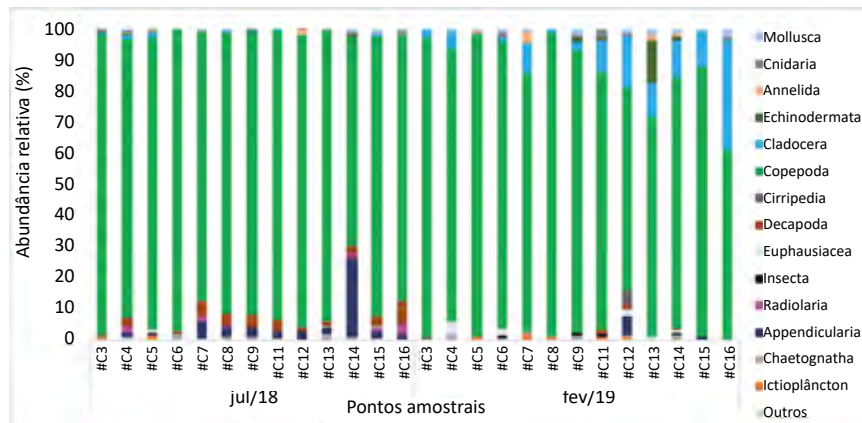


Figura 4 – Abundância relativa (%) dos grupos do zooplâncton por ponto amostral no Ambiente Marinho na foz do rio Doce (julho/2018 e fevereiro/2019) e zona costeira adjacente.



Durante as campanhas de julho de 2018 e de fevereiro de 2019, a comunidade zooplanctônica foi dominada por organismos holoplanctônicos na área de estudo (Figura 5, Figura 6 e Figura 7). Considerando o período de julho de 2018, sua contribuição foi de 97% enquanto que o meroplâncton chegou a 3% do zooplâncton total. Os organismos pertencentes ao meroplâncton foram representantes de grupos como Mollusca, Cnidaria, Annelida, Echinodermata, Cirripedia, Insecta, Decapoda e Ictioplâncton com a maior contribuição atribuída a Decapoda e Mollusca com 69% e 13%, respectivamente (Figura 8). Entre os pontos amostrais, o meroplâncton foi bem representado por Decapoda e Mollusca com exceção das estações amostrais C12 e C13 onde Mollusca foi ausente. O Ictioplâncton foi registrado, principalmente em C5, próximo a foz do rio Doce (detalhes no Capítulo 7, subitem 7.1 do TOMO IV). Tal padrão de distribuição da comunidade meroplanctônica sugere possível influência do aporte continental proveniente do rio Doce, sobre a distribuição do zooplâncton costeiro na área marinha adjacente. E, de fato, durante a coleta foi possível observar a presença da pluma fluvial na região costeira.

Em fevereiro de 2019 o holoplâncton contribuiu com 96% e o meroplâncton com 4% (Figura 6). A comunidade meroplanctônica foi composta, com exceção de Cnidaria quando comparada a julho de 2018, por Mollusca, Annelida, Echinodermata, Cirripedia, Insecta, Decapoda e Ictioplâncton, no entanto Echinodermata e Mollusca é que dominaram o ambiente com 43% e 29%, respectivamente (Figura 9). A variação entre os pontos amostrais se manteve e assim foi possível observar que Mollusca dominou nos pontos C4, C15 e C16, principalmente. Já Echinodermata dominou no ponto amostral C13, principalmente. O Ictioplâncton dominou na estação C8 e Cirripedia em C3 (detalhes no Capítulo 7, subitem 7.1 do TOMO IV). Assim como em julho de 2018, a distribuição do zooplâncton pode ser influenciada pelo aporte continental proveniente do rio Doce e, durante a coleta em fevereiro de 2019, a pluma fluvial foi observada na região costeira, principalmente nas estações amostrais C3, C4, C5 e C6.

A composição do meroplâncton se mostrou semelhante a encontrada em estudos do zooplâncton costeiro e marinho, segundo os autores Koettker (2013) e Koettker e Lopes (2013) que, somado a outros trabalhos, nortearam a linha base quanto a estes organismos zooplanctônicos, caracterizando o ambiente em períodos anteriores ao desastre da Samarco. Tal padrão que vem sendo observado desde o período pré-desastre (P0), se manteve ao longo do tempo conforme os registros do zooplâncton em estudos no período pós-desastre (P1 e P2) na foz do rio Doce e sua área costeira adjacente. Estudos como o da Rede Rio Doce Mar que abrangeram as porções sul e norte da foz do rio Doce se estendendo até a região de Abrolhos (FEST, 2019d) apontaram comunidade de ovos, larvas e juvenis semelhante à registrada tanto no período pré-desastre, quanto pós-desastre.

Figura 5 – Abundância relativa (%) do meroplâncton e do holoplâncton ocorrentes nas amostras coletadas no Ambiente Marinho na foz do rio Doce (julho/2018) e zona costeira adjacente.

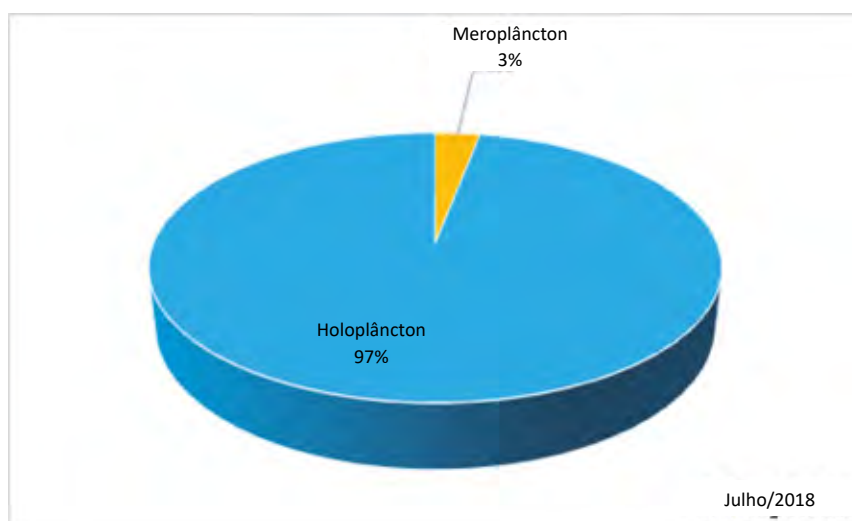


Figura 6 – Abundância relativa (%) do meroplâncton e do holoplâncton ocorrentes nas amostras coletadas no Ambiente Marinho na foz do rio Doce (fevereiro/2019) e zona costeira adjacente.

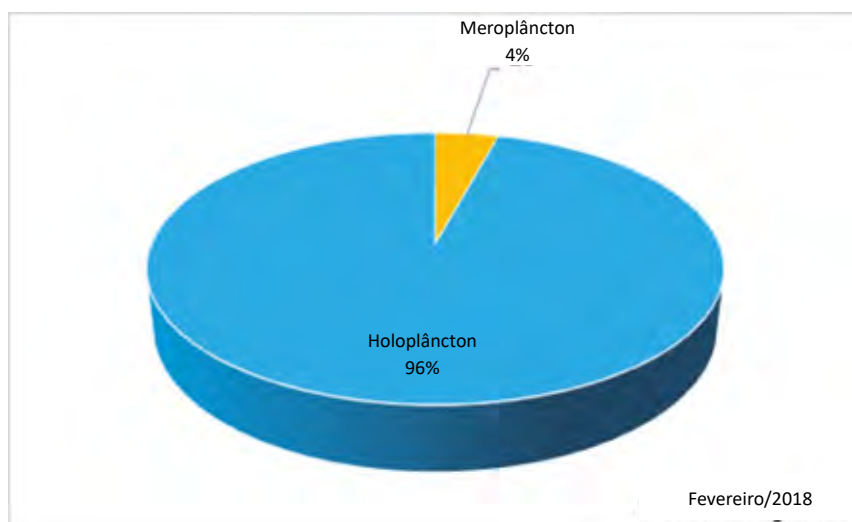


Figura 7 – Abundância relativa (%) do meroplâncton e do holoplâncton por ponto amostral no Ambiente Marinho na foz do rio Doce (julho/2018 e fevereiro/2019) e zona costeira adjacente.

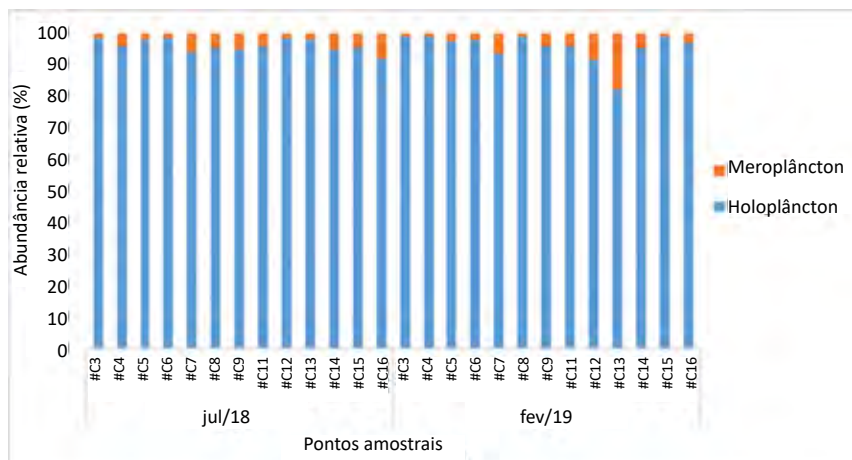


Figura 8 – Abundância relativa (%) dos grupos do meroplâncton ocorrentes nas amostras coletadas no Ambiente Marinho na foz do rio Doce (julho/2018) e zona costeira adjacente.

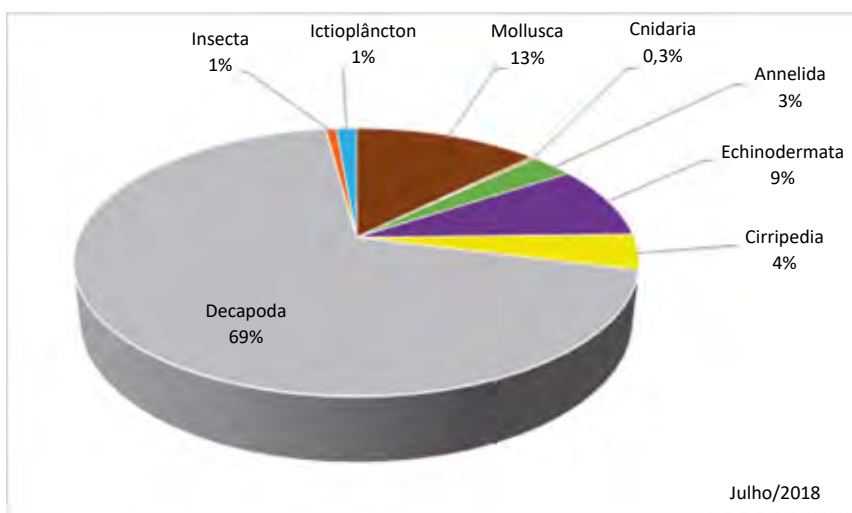


Figura 9 – Abundância relativa (%) dos grupos do meroplâncton ocorrentes nas amostras coletadas no Ambiente Marinho na foz do rio Doce (fevereiro/2019) e zona costeira adjacente.

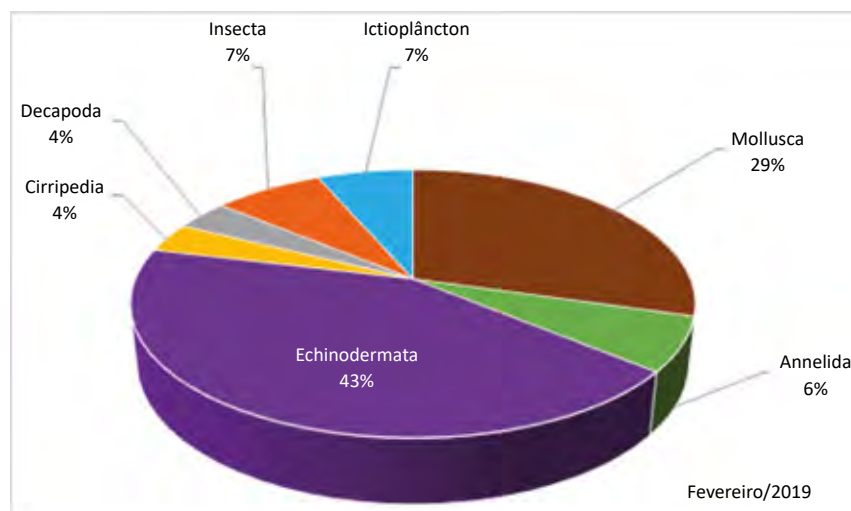
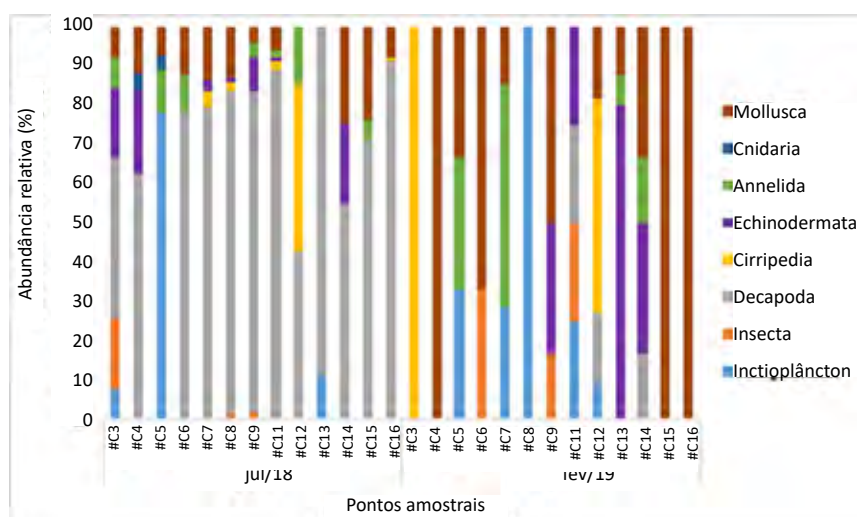


Figura 10 – Abundância relativa (%) dos grupos do meroplâncton por ponto amostral no Ambiente Marinho na foz do rio Doce (julho/2018; fevereiro/2019) e zona costeira adjacente.



A partir da distribuição das classes de frequência de ocorrência dos organismos durante julho de 2018, observou-se que o somatório das classes Muito Frequente (11 taxa) e Frequente (14 taxa) acumulou 25 taxa zooplanctônicos. Já Pouco Frequente acumulou 15 taxa enquanto que organismo classificado como Esporádico acumulou 16 taxa nas amostras. Sendo assim, os organismos Pouco Frequente e Esporádico representaram 55% dos grupos observados. Tal característica sugere maior ocorrência de organismos pouco frequentes e esporádicos entre os pontos amostrais distribuídos no Ambiente Marinho na foz do rio Doce e sua área costeira adjacente, durante julho de 2018. Em fevereiro de 2019, o somatório da classe Muito Frequente (5 taxa) e Frequente (13 taxa) acumulou 18 taxa zooplanctônicos. A classe Pouco Frequente acumulou 8 taxa e a classe Esporádico acumulou 14 taxa e com isso os organismos classificados em Pouco Frequente e Esporádico representaram 55% dos grupos observados. Assim estes organismos também apontaram alta ocorrência em 2019 na distribuição das espécies entre as estações amostrais na área de estudo em questão (Tabela 3 do Apêndice D).

Os copépodes *Corycaeus giesbrechti*, *Euterpina acutifrons*, *Oithona hebes*, *Paracalanus quasimodo*, *Parvocalanus crassirostris* e *Temora turbinata* foram as espécies que alcançaram 100% de frequência de ocorrência, sendo então classificadas como Muito Frequente em julho de 2018. Portanto podem ser consideradas espécies típicas da área e indicadoras das condições ambientais do local. Já para fevereiro de 2019, as espécies da classe Muito Frequente foram os copépodes *Parvocalanus crassirostris*, *Paracalanus quasimodo* e *Oithona hebes* com 100% de frequência de ocorrência cada, *Temora turbinata* com 92% e o cladócesta *Penilia avirostris* com 85% na área de estudo em questão. Assim estas espécies podem caracterizar as condições ambientais do local, ou seja, indicar os parâmetros abióticos (e.g. temperatura, salinidade) do ambiente aquático em que foram encontradas. Sua alta frequência na área de estudo sugere que tais espécies têm suas exigências ecológicas (e.g. luz, oxigênio, alimentação) atendidas.

Dentre os trabalhos que compõem o banco de dados, o estudo de Campelo (2010) apresentou a frequência de ocorrência das espécies zooplânctônicas da região marinha localizada ao sul da área de estudo durante o período pré-desastre (P0). O autor registrou que representantes de Copepoda dos gêneros *Paracalanus*, *Temora*, *Acartia* e *Oithona* foram os mais frequentes na região durante os anos de 1998 a 2007. Tal padrão aponta semelhança da frequência de ocorrência destes organismos na região costeira adjacente ao rio Doce entre o período pré-desastre (P0) e o período pós-desastre (P2) conforme os dados do Lactec de 2018 e 2019.

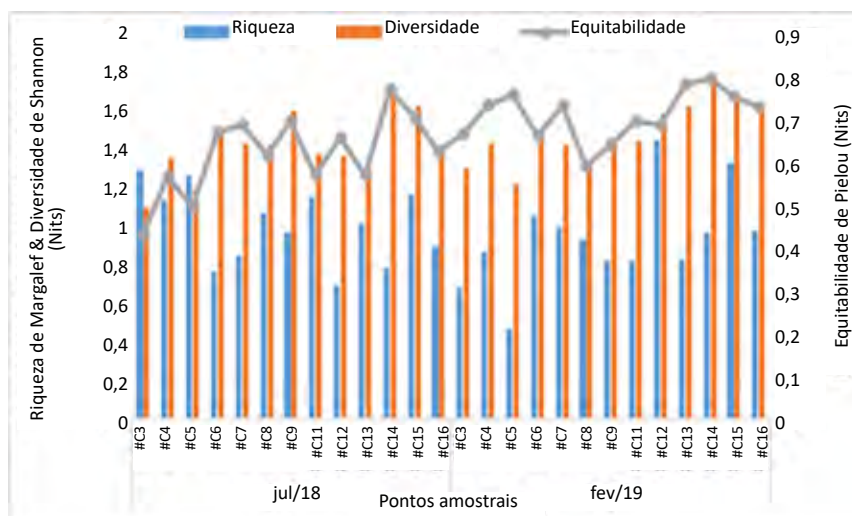
Observando os índices de estrutura da comunidade (Tabela 4 do Apêndice D; Figura 11), quanto a Riqueza de Margalef, seu maior valor foi encontrado na estação C3 com 1,31 Nits, e o menor na C12 com 0,70 Nits. Este índice apresentou média de 1,02 Nits entre as estações amostrais em julho de 2018. Para fevereiro de 2019 a Riqueza teve seu maior valor em C12 com 1,46 Nits e o menor em C5 com 0,47 Nits e média de 0,94 Nits entre as estações amostrais na área de estudo.

O Índice de Diversidade de Shannon em julho de 2018 teve o maior valor na estação C14 com 1,71 Nits e o menor em C3 com 1,11 Nits. A diversidade média foi de 1,42 Nits entre as estações amostrais. Para fevereiro de 2019 a diversidade teve seu maior valor em C14 com 1,77 Nits e o menor valor em C5 com 1,23 Nits, alcançando média de 1,49 Nits entre as estações amostrais.

Para o Índice de Equitabilidade de Pielou o maior valor foi em C14 com 0,78 Nits e o menor valor em C3 com 0,43 Nits. Sua média foi de 0,62 Nits entre as estações amostrais durante julho de 2018. Para fevereiro de 2019, a equitabilidade teve seu maior valor em C14 com 0,80 Nits e o menor valor em C8 com 0,60 Nits. A equitabilidade média foi de 0,72 Nits entre as estações amostrais.

De um modo geral, os índices de estrutura da comunidade apontaram baixa diversidade de espécies zooplânctônicas na região de estudo, o que pode ser reflexo da dominância de Copepoda sobre os demais grupos. Este padrão influenciou na redução da diversidade de organismos do zooplâncton nas duas campanhas realizadas em julho de 2018 e fevereiro de 2019 na foz do rio Doce e sua área costeira adjacente. Somado a isto, as condições adversas após a chegada da lama de rejeitos de minérios na região costeira dificultaram o estabelecimento de uma comunidade diversa sugerindo que poucas espécies suportaram as alterações no meio aquático. Fato este observado no trabalho de FEST (2019d), onde baixa diversidade foi registrada para o zooplâncton em pontos sob a influência da pluma de rejeitos, porém com aumento em águas mais diluídas.

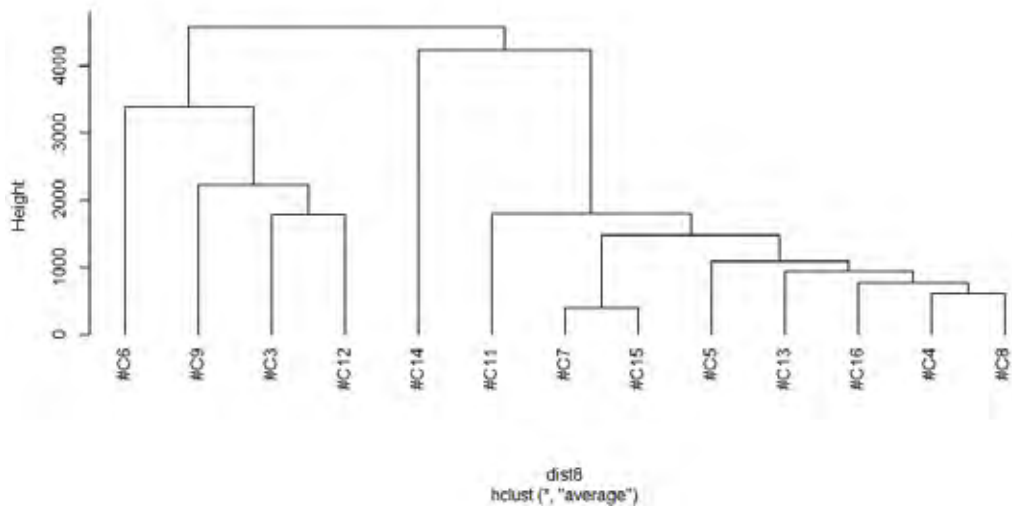
Figura 11 – Índices de riqueza de Margalef, de diversidade de Shannon-Wiener, de equitabilidade de Pielou para as espécies do zooplâncton por ponto amostral no Ambiente Marinho na foz do rio Doce (julho/2018 e fevereiro/2019) e zona costeira adjacente.



Quanto a variação espacial do zooplâncton na região de estudo para a coleta dos dados primários, o agrupamento de Cluster definiu dois grupos entre as estações amostrais durante o período investigado (Figura 12). Portanto, as estações C6, C9, C3 e C12 formaram o primeiro grupo, em função da similaridade faunística entre eles. Já as demais estações C14, C11, C7, C15, C5, C13, C16, C4 e C8 formaram o segundo grupo, ou seja, com pouca similaridade faunística frente ao primeiro grupo.

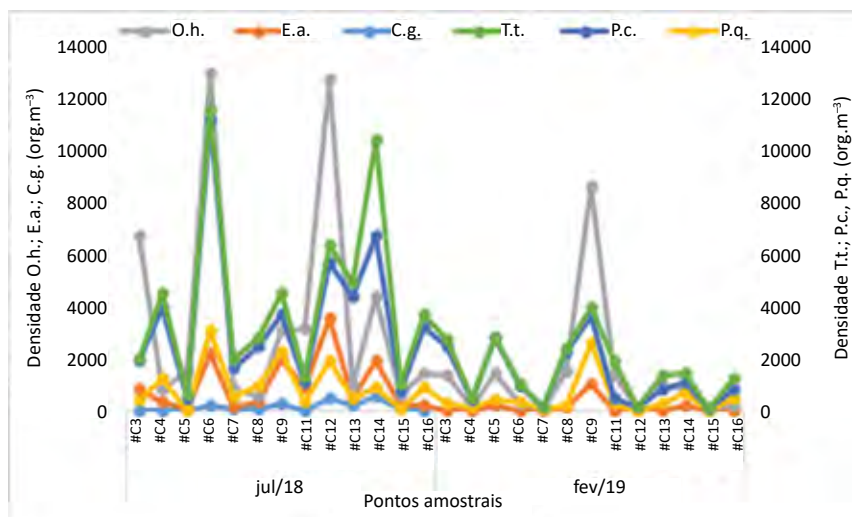
Diferente das demais estações amostrais, C6, C9, C3 e C12 do primeiro grupo, em julho de 2018 e fevereiro de 2019 registraram organismos mais representativos na comunidade zooplanctônica. Como exemplo, ocorreram representantes de Copepoda e de larvas de Decapoda, entre outros organismos (Tabela 3 do Apêndice D). No entanto a associação das estações amostrais parece não seguir a compartimentalização espacial, onde o primeiro grupo formado corresponde ao Compartimento 5A (C3 e C6), ao 5B1 (C9) e ao 5D (C12) e o mesmo se seguiu para os demais pontos amostrais na área de estudo durante, julho de 2018 e fevereiro de 2019. A alta variabilidade de ocorrência do zooplâncton parece não sofrer influência dos distintos compartimentos. No entanto, vale destacar que este agrupamento está embasado em um banco de dados primários, relativamente curto, enquanto que longos monitoramentos auxiliam na definição mais precisa de um padrão espacial da ocorrência dos organismos zooplanctônicos ao longo do tempo.

Figura 12 – Análise de agrupamento (Cluster) entre os pontos amostrais (modo Q) no Ambiente Marinho na foz do rio Doce e zona costeira adjacente (julho/2018 e fevereiro/2019).



Em nível específico, a comunidade zooplanctônica do Ambiente Marinho foi dominada pelos Copepoda *Oithona hebes* com 36.941 org.m⁻³, *Parvocalanus crassirostris* com 34.297 org.m⁻³, *Paracalanus quasimodo* com 13.746 org.m⁻³, *Euterpina acutifrons* com 11.339 org.m⁻³, *Temora turbinata* com 8.594 org.m⁻³ e *Corycaeus giesbrechti* com 2.316 org.m⁻³ durante julho de 2018. Já para fevereiro de 2019, as espécies que se destacaram em densidade foram as mesmas, porém com declínio entre os períodos. Assim, em ordem decrescente foram os copépodes *Oithona hebes* com 15.736 org.m⁻³, *Parvocalanus crassirostris* com 10.509 org.m⁻³, *Paracalanus quasimodo* com 6.261 org.m⁻³, *Temora turbinata* com 3.633 org.m⁻³, *Euterpina acutifrons* com 1.781 org.m⁻³ e *Corycaeus giesbrechti* com 852 org.m⁻³ (Figura 13). As espécies de Copepoda encontradas na área de estudo são típicas do litoral do Brasil, indicando águas costeiras (BOLTOVSKOY, 1981 e 1999) e constituem importantes elos na cadeia trófica marinha (BRANDINI et al., 1997; BONECKER, 2006; BONECKER et al., 2014). Quanto aos gêneros *Paracalanus* e *Temora* que dominaram a área de estudo ao longo do tempo, são organismos abundantes em ambientes tropicais e subtropicais com hábito alimentar preferencialmente herbívoro (MENEZES; MACEDO-SOARES; FREIRA, 2019).

Figura 13 – Valores de densidade (org.m⁻³) das espécies *Temora turbinata* (T.t); *Parvocalanus crassirostris* (P.c.); *Paracalanus quasimodo* (P.q.); *Euterpina acutifrons* (E.a.); *Oithona hebes* (O.h.) e *Corycaeus giesbrechti* (C.g.) por ponto amostral no Ambiente Marinho na foz do rio Doce (julho/2018 e fevereiro/2019) e zona costeira adjacente.



Para a campanha de fevereiro de 2019, vale destacar a ocorrência do Cladocera *Penilia avirostris* que alcançou densidade total de 3.013 org.m⁻³ na área de estudo. Espécie comum em ambientes costeiros, apresenta resistência a variações de salinidade e temperatura, mas prefere condições de enchente e pode indicar águas quentes e eutrofizadas (RAMIREZ, 1981; ONBÉ, 1999). Nesta campanha os valores de salinidade foram maiores que na de julho de 2018 (Tabela 3 do Apêndice D), o que pode associar a presença deste cladócer a às condições mais salinas no momento da coleta.

De forma geral, a fauna dominante de Copepoda acompanhou o aumento da densidade total entre os pontos amostrais. E isto, somado a sua frequência de ocorrência (Muito Frequente; Frequente), sugere que estes organismos podem ser considerados espécies chave indicando as condições ambientais da área em questão durante julho de 2018 e fevereiro de 2019.

Os autores Bradford-Grieve et al. (1999) relatam que a espécie *Oithona hebes* (Copepoda Cyclopoida) é um copépoda comum em ambientes epipelágicos, estuarinos e costeiros das regiões equatoriais e tropicais, mais precisamente do oeste do oceano Atlântico e leste do oceano Pacífico e também foi registrada com alta representatividade por Neumann-Leitão et al. (1998) em seu estudo na costa do nordeste do Brasil, indicando água oligotrófica da Corrente do Brasil.

Quanto ao *P. crassirostris* (Copepoda Calanoida), Bradford-Grieve, et al. (1999) o classificaram como espécie epipelágica que pode indicar águas costeiras, salobras e estuarinas e é amplamente distribuída nas regiões tropicais e subtropicais dos oceanos Atlântico, Pacífico e Índico, também foi representativo em estuários com forte influência marinha na região nordeste conforme Neumann-Leitão et al. (1995). Já *Paracalanus quasimodo* (Copepoda Calanoida) é uma espécie considerada nerítica, costeira, epiplanctônica e que prefere águas tropicais mais quentes, se estendendo em toda a costa do Brasil até o norte do Atlântico (33°N) (BJORNBERG, 1981; BRADFORD-GRIEVE et al., 1999; DIAS; ARAUJO, 2006).

Euterpina acutifrons (Copepoda Harpacticoida) tem comportamento epiplanctônico e costeiro, amplamente distribuído nos oceanos Atlântico, Pacífico e Índico segundo Bradford-Grieve, et al. (1999). Vale destacar que há indícios que esta espécie seja associada a condições de eutrofização como foi relatado por Machado (2002) estudando a composição de Copepoda na baía de Guanabara (RJ). O copépoda calanóide *T. turbinata* que assim como os demais representantes de copépoda descritos acima, foram representativos nos estudos levantados para a elaboração da linha base caracterizando o zooplâncton em períodos anteriores ao desastre da Samarco (BRASIL, 2017) também tem ampla distribuição em regiões tropicais e subtropicais nos oceanos Atlântico, Pacífico e Índico (BRADFORD-GRIEVE et al., 1999).

Considerada espécie invasora, *Temora turbinata* não ocorria na costa brasileira antes de 1993 (ARAUJO; MONTU, 1993; LOPES, 2004), no entanto, é considerada membro importante para a produção secundária em regiões estuarinas, como a de Cananéia (SP) (ARA, 2002 e 2004). Quanto a *C. giesbrechti* (Copepoda Poecilostomatoida) é uma espécie considerada epipelágica comum em regiões oceânicas tropicais e subtropicais, amplamente distribuída nos oceanos Atlântico, Pacífico e Índico (BRADFORD-GRIEVE et al., 1999). Indica águas oligotróficas da corrente do Brasil (SCHWAMBORN, 1997; SCHWAMBORN et al., 1999).

Organismo zooplanctônico que merece destaque apesar de não ser muito frequente foi o representante de Appendicularia, *Oikopleura dioica* (6.173 org.m^{-3}) durante a campanha de julho de 2018. Esta espécie foi comumente encontrada nos ambientes marinhos estudados para a elaboração da linha base (período pré-desastre; P0) do zooplâncton da área de estudo em questão, indicando águas costeiras (BRASIL, 2017). Seu comportamento costeiro (ESNAL apud NEUMANN-LEITÃO et al., 1998) indica águas com baixa concentração de material em suspensão, o que pode ser confirmado pelos altos valores de Secchi na região costeira, principalmente nos pontos mais distantes da foz do rio Doce, durante julho de 2018 (Tabela 3 do Apêndice D). No entanto para fevereiro de 2019, mesmo com aumento nos valores de disco de Secchi na área de estudo, ou seja, maior transparência durante o período chuvoso, tal organismo foi registrado com valor muito baixo de densidade (30 org.m^{-3}). Isso sugere que há baixa disponibilidade de alimento e ainda, que o pouco material registrado em suspensão na coluna de água pode ter baixo valor nutricional.

A presença de ovos, larvas e juvenis de organismos que compõem as populações nectônicas e, principalmente as bentônicas como crustáceos e moluscos, indica que o local do estudo pode ser importante para os ciclos de reprodução destas populações. O registro de organismos meroplânctônicos na região costeira adjacente a foz do rio Doce em julho de 2018, pode ser resultado do seu aporte continental, o qual dispersa larvas (e.g. crustáceos) para a sua região marinha nos períodos iniciais do desenvolvimento larval (FERNANDES apud NUNES, 2010) refletindo desta forma, a integração entre o Ambiente Estuarino e o Ambiente Marinho do local de estudo. O padrão de representatividade destes organismos já foi registrado em outros estudos na região como os elencados no relatório da linha base do zooplâncton e com destaque para as larvas de crustáceos, cujas maiores densidades foram registradas durante os períodos de maior temperatura (NUNES, 2010). No entanto para fevereiro de 2019, as larvas de Echinodermata foram as mais representativas, seguidas pelas de Mollusca. A presença do meroplâncton merece atenção, pois a persistência destes organismos em um determinado ambiente

pode caracterizá-lo como área de criadouro, além de serem itens importantes para a ecologia do local e para a atividade pesqueira no caso de peixes, crustáceos e moluscos.

A foz do rio Doce e sua área marinha adjacente (Ambiente Marinho) apresentaram composição da comunidade zooplânctônica típica de ambientes costeiros e marinhos. Não ocorreram espécies endêmicas da área de estudo em questão e, com exceção do Copepoda *Temora turbinata*, nenhuma outra espécie exótica foi registrada no local em julho de 2018 e em fevereiro de 2019.

Mesmo com a comunidade registrada, sendo típica do ambiente em questão, parece haver alteração na composição das espécies (e.g. Copepoda) na área de estudo (Ambiente Marinho). No entanto, tal comparação está embasada em um banco de dados primários curto, o que leva a considerar com cuidado, o padrão de ocorrência observado.

A intensificação de estudos é importante para a compreensão da ecologia e da variação espacial e temporal destes organismos no ambiente, fornecendo subsídios para planos de monitoramento de bioindicadores hidrológicos e de possível impacto ambiental proveniente de atividades antrópicas no seu entorno.

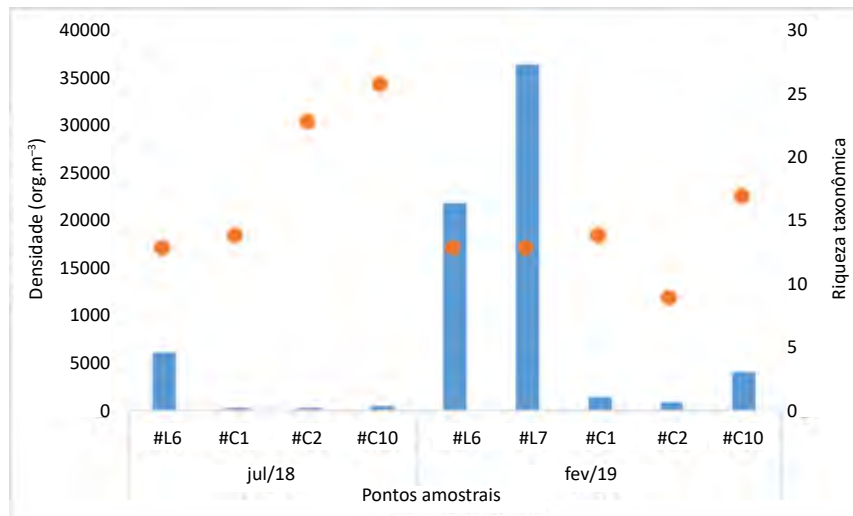
1.2 CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA ESTUARINA NAS CAMPANHAS 01 E 02 DO LACTEC

A comunidade zooplânctônica registrada na área de estudo foi composta por 14 grandes grupos distribuídos entre 55 taxa representados por ordens, famílias, gêneros, espécies e estágios de desenvolvimento. O zooplâncton foi representado por filos como Mollusca, Arthropoda, Chordata entre outros (Tabela 5 do Apêndice D). A subclasse Copepoda (Crustacea) foi a que mais contribuiu para o zooplâncton total, representando 74% e 58% entre os taxa encontrados durante julho de 2018 e fevereiro de 2019, respectivamente.

Considerando a densidade do zooplâncton por estação amostral durante julho de 2018, a estação amostral L6 teve a maior densidade com valor de 6.150 org. m⁻³ e a estação C2 com 308 org. m⁻³ registrou a menor. Para fevereiro de 2019, a densidade zooplânctônica foi maior na estação amostral L7 com 36.750 org. m⁻³ e o menor valor foi na estação C2 com 975 org.m⁻³. A densidade total do zooplâncton em julho de 2018 alcançou 7.412 org.m⁻³ e a densidade média 1.853 org. m⁻³ entre as estações amostrais, enquanto que em fevereiro de 2019 houve expressivo acréscimo na densidade dos organismos que alcançou então 65.508 org. m⁻³ e a densidade média foi de 13.102 org. m⁻³ (Figura 14).

Quanto à riqueza taxonômica, em julho de 2018, o seu maior valor foi na estação amostral C10 com 26 taxa zooplânctônicos registrados e o menor valor foi na estação L6 com 13 taxa e assim, média de 19 taxa por estação amostral na área de estudo. Para fevereiro de 2019, a estação amostral C10 teve a maior riqueza taxonômica com 17 taxa, enquanto que o menor valor foi na estação C2 com 9 taxa e média de 13 taxa entre as estações amostrais. Tal padrão denota declínio no número de categorias taxonômicas apesar do acréscimo na densidade de 2018 para 2019 na área de estudo em questão. A relação inversa entre densidade e riqueza taxonômica é comum em locais com características estuarinas o que pode refletir a variação ambiental favorecendo o estabelecimento de algumas espécies em detrimento de outras.

Figura 14 – Variação da densidade (org.m⁻³) e de riqueza taxonômica para os organismos zooplancônicos por ponto amostral nos Estuários (julho/2018 e fevereiro/2019).



Os valores de densidade encontrados entre 2018 e 2019 são maiores do que os registrados em outros trabalhos nos estuários e que constituíram a linha base para a caracterização desta comunidade na região de estudo. O aumento na densidade zooplancônica observada entre 2018 e 2019 não resulta, necessariamente, de uma recuperação da comunidade entre os períodos pré e pós-desastre. Em locais onde há condições adversas o domínio de determinadas espécies pode indicar que outras espécies não têm suas exigências ecológicas atendidas e, portanto, têm seu estabelecimento comprometido no local (SCHULZ et al., 2010 apud, UFES, 2017). Como resultado, o padrão de ocorrência das espécies se altera quando comparado ao padrão observado, anteriormente, ao evento. Ainda há o fator sazonal, quando em períodos de maior temperatura, é comum haver maior densidade zooplancônica, o que pode refletir o padrão de densidade verificado entre julho de 2018 (período seco - inverno) e fevereiro de 2019 (período chuvoso - verão).

Em termos de abundância relativa, os Copepoda dominaram o sistema com 74% do zooplâncton total e foram seguidos por Cladocera com 21%, por Cirripedia com 3%, por Insecta com 2%, por Decapoda com 0,14%, por Mollusca com 0,13%, por Appendicularia com 0,03%, por Cnidaria, Euphausiacea e Chaetognatha com 0,02% cada em julho de 2018 (Figura 15). Para fevereiro de 2019 os Copepoda, mesmo dominando o ambiente, tiveram queda na representatividade e tiveram 58% de contribuição e foram seguidos por Cladocera que teve aumento alcançando 38% de abundância relativa. Os demais grupos foram Rotifera com 2%, Insecta com 1,2%, Mollusca com 0,22%, Annelida com 0,13%, Cnidaria com 0,09%, Cirripedia com 0,06%, Ostracoda com 0,04% e Decapoda e *Isopoda* com 0,03% cada (Figura 16).

No geral, os ambientes aquáticos são dominados por Copepoda, mas naqueles com influência dulcícola, o grupo Cladocera também é representativo, conforme Coelho (2004), o que pode explicar o padrão de ocorrência registrado para os Estuários no presente trabalho. Tais ambientes apresentaram fauna similar à registrada em julho de 2018 e em fevereiro de 2019, como o que foi observado nos trabalhos que nortearam a linha base, como PSG Equilibrium (2013) entre outros.

Entre as estações amostrais (Figura 17) foi observada alta dominância de Copepoda, sugerindo certa homogeneidade do zooplâncton encontrado na área de estudo. Porém nas estações C1 (fz do rio Doce) e L6 (Lagoa Monsarás), houve aumento na representatividade de Cladocera, indicando influência dulcícola (ELMOOR-LOUREIRO, 1997; COELHO, 2004), o que pode ser observado também pelos baixos valores de salinidade coletados durante a campanha. A salinidade teve seus menores valores na estações L6, C1 e C2, corroborando a comunidade límnic registrada no local em julho de 2018. O padrão de maior representatividade de Copepoda se manteve e Cladocera aumentou nos pontos com influência dulcícola em fevereiro de 2019, repetindo o padrão da campanha anterior. O grupo Rotifera ocorreu nesta última campanha e foi registrado nas estações amostrais L6 e L7 (Lagoa Monsarás). Em período chuvoso, a presença de Rotifera pode estar associada à maior disponibilidade de nutrientes oriundos de material alóctone decorrente de lixiviação, esgotos e processos de assoreamento (DANTAS-SILVA; DANTAS, 2013), fato que pode explicar o seu registro em fevereiro de 2019 (período chuvoso). E ainda representantes deste grupo podem indicar condições de eutrofização e poluição orgânica e dentre eles, o gênero *Lecane* sp. o qual foi registrado no presente estudo (ponto amostral L6 – lagoa Monsarás), foi associado a tais níveis tróficos (OLIVEIRA; SILVA; TERRA NOVA, 2015; FEST, 2019c).

Figura 15 – Abundância relativa (%) dos grupos do zooplâncton ocorrentes nas amostras coletadas nos Estuários (julho/2018).

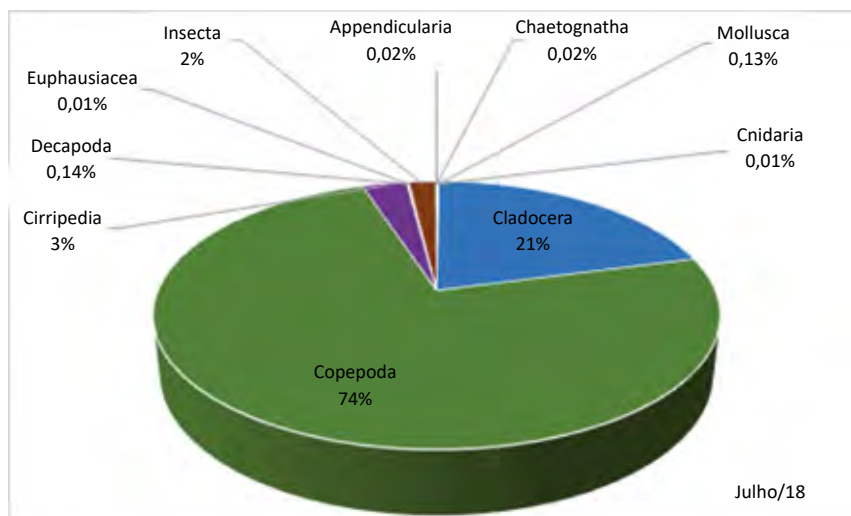


Figura 16 – Abundância relativa (%) dos grupos do zooplâncton ocorrentes nas amostras coletadas nos Estuários (fevereiro/2019).

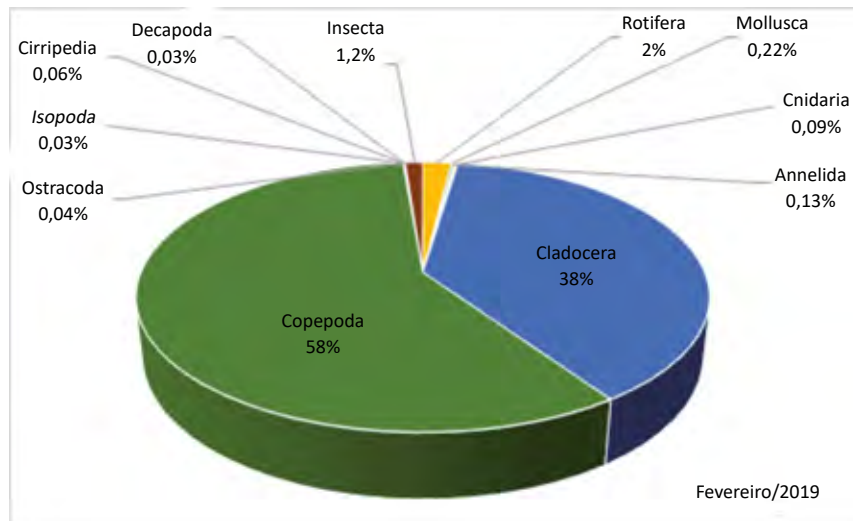
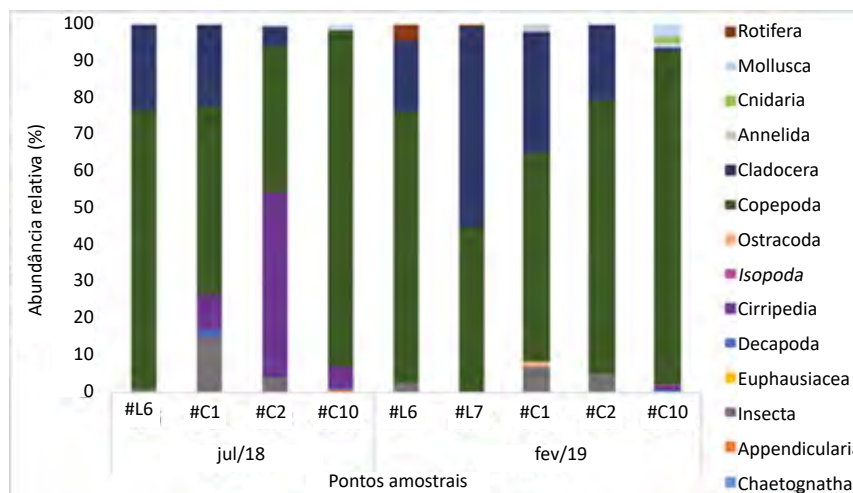


Figura 17 – Abundância relativa (%) dos grupos do zooplâncton por ponto amostral nos Estuários (julho/2018 e fevereiro/2019).



Durante o período de julho de 2018, a comunidade zooplanctônica foi dominada por organismos holoplanctônicos na área de estudo assim como em fevereiro de 2019 (Figura 18, Figura 19 e Figura 20). Sua contribuição foi de 95% e 99% ao zooplâncton total em julho de 2018 e fevereiro de 2019, respectivamente. Assim, o meroplâncton chegou a 5% do zooplâncton total em julho de 2018 e teve decréscimo para 1% em fevereiro de 2019. Entre as estações amostrais o meroplâncton teve mais abundância em C1 e C2 (julho/2018) (Figura 20). Os organismos pertencentes ao meroplâncton foram representantes de grupos como Mollusca, Cirripedia, Insecta e Decapoda com a maior contribuição atribuída a Cirripedia e Insecta com 62% e 32%, respectivamente e com variação entre os pontos amostrais em julho de 2018 (Figura 21). Para fevereiro de 2019 (Figura 22) a fauna foi semelhante a campanha anterior com ocorrência de Insecta que dominou com 79% e foi seguido por Mollusca com 15%. Cirripedia e Decapoda também se mantiveram no ambiente, porém em menor abundância relativa.

Assim, entre as estações amostrais (Figura 23) durante julho de 2018, o meroplâncton foi bem representado por Cirripedia, porém nas estações de menor salinidade como C1 e L6 houve domínio de Insecta, enquanto que Cirripedia dominou nas estações mais próximas da foz, como o C2 e mais ao sul da foz do rio Doce, próximo à costa, como o C10, localizado na região da foz do rio Piraquê Açu. Tal distribuição sugere a preferência das larvas de Insecta por ambiente dulcícola (MIRANDA; PINTO-COELHO; GONZAGA, 2013). A baixa salinidade registrada, também em fevereiro de 2019 (Tabela 5 do Apêndice D), pode corroborar a ocorrência de Insecta nas estações L6, C1 e C2. Mollusca e Cirripedia ocorreram somente em C10, enquanto que em L7 nenhum organismo meroplânctônico foi encontrado.

A composição do meroplâncton se mostrou semelhante a encontrada em estudos do zooplâncton de estuários, segundo os autores Magris (2005), Nunes (2010) entre outros que nortearam a linha base quanto a estes organismos zooplânctônicos, caracterizando o ambiente em períodos anteriores ao desastre da Samarco. Tal padrão que vem sendo observado desde o período pré-desastre (T0), se manteve ao longo do tempo conforme registrado nos dados primários (2018 - 2019).

Figura 18 – Abundância relativa (%) do meroplâncton e do holoplâncton ocorrentes nas amostras coletadas nos Estuários na foz do rio Doce (julho/2018).

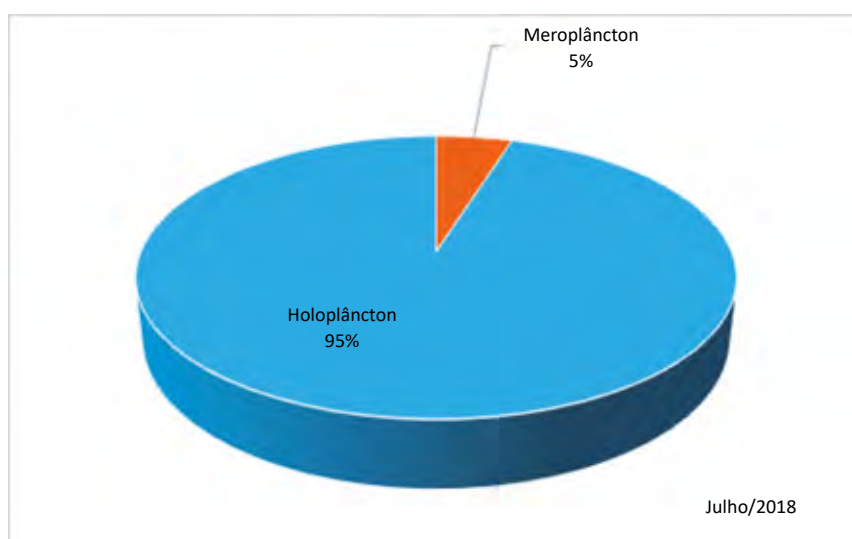


Figura 19 – Abundância relativa (%) do meroplâncton e do holoplâncton ocorrentes nas amostras coletadas nos Estuários na foz do rio Doce (fevereiro/2019).

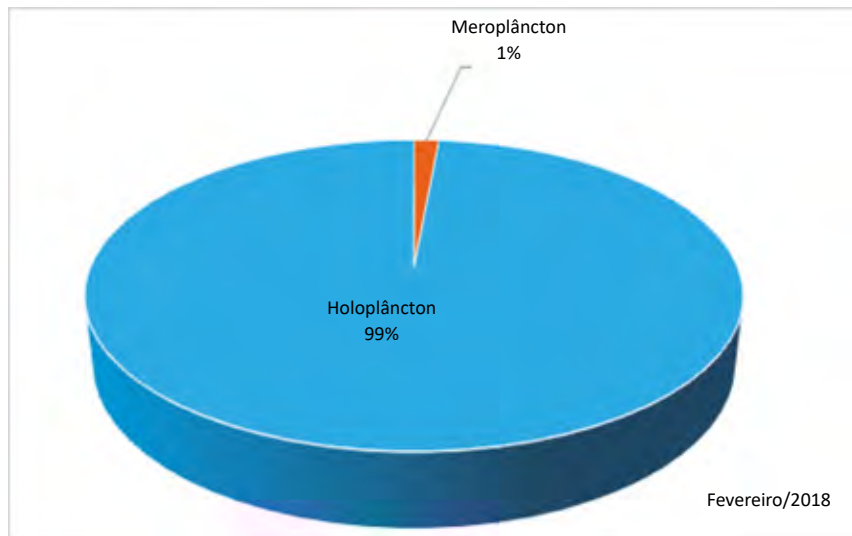


Figura 20 – Abundância relativa (%) do meroplâncton e do holoplâncton por ponto amostral nos Estuários na foz do rio Doce (julho/2018 e fevereiro/2019).

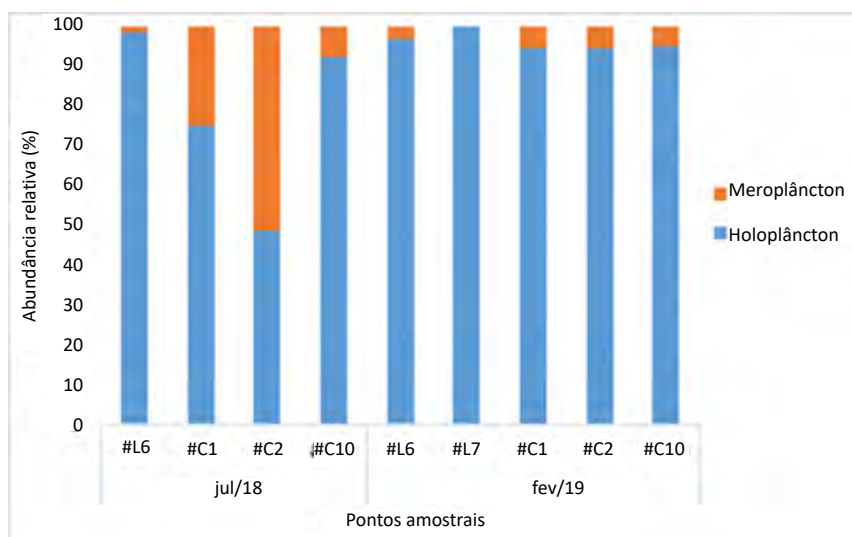


Figura 21 – Abundância relativa (%) dos grupos do meroplâncton ocorrentes nas amostras coletadas nos estuários (julho/2018).

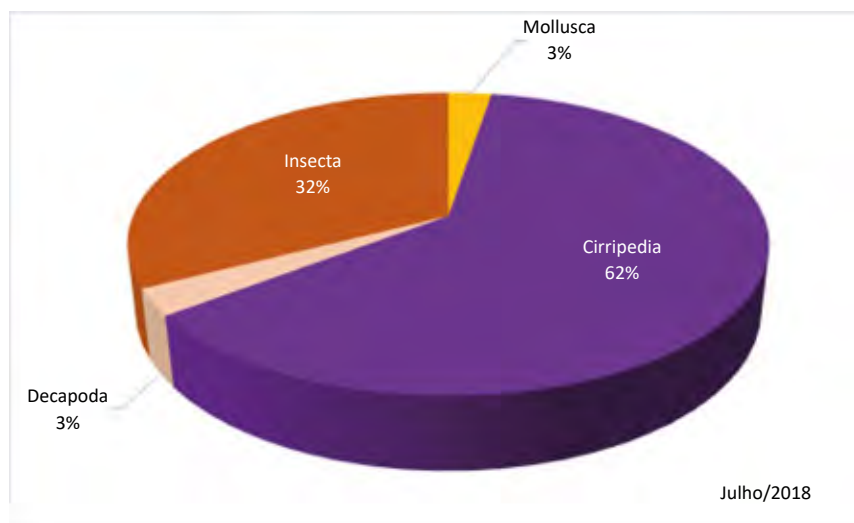


Figura 22 – Abundância relativa (%) dos grupos do meroplâncton ocorrentes nas amostras coletadas nos Estuários (fevereiro/2019).

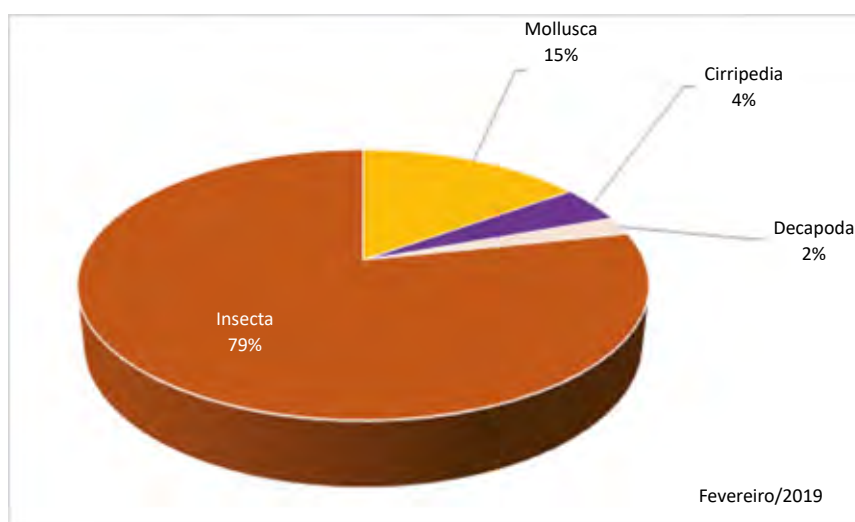
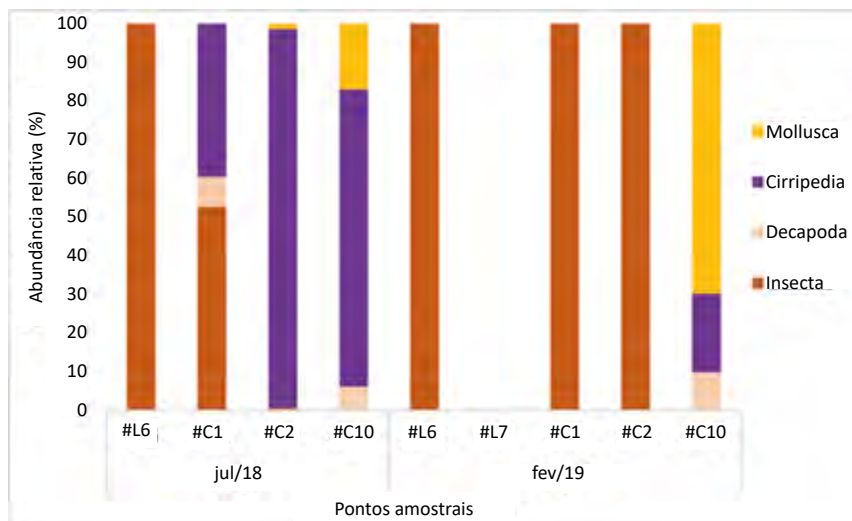


Figura 23 – Abundância relativa (%) dos grupos do meroplâncton por ponto amostral nos Estuários (julho/2018 e fevereiro/2019).



A partir da distribuição das classes de frequência de ocorrência dos organismos observou-se que o somatório das classes Muito Frequente (1 táxon) e Frequente (21 taxa) acumulou 22 taxa zooplanc-
tônicos. Já Pouco Frequente acumulou 24 taxa enquanto que organismo classificado como Esporádico não foi registrado nas amostras. Sendo assim, os organismos Pouco Frequente representaram 52% dos grupos observados, apontando maior ocorrência destes organismos entre os pontos amostrais distri-
buídos nos estuários durante julho de 2018 (Tabela 5 do Apêndice D). O copépoda *Oithona hebes* foi o único em alcançar 100% de frequência de ocorrência, sendo então classificado como Muito Frequente. Portanto pode ser considerada espécie típica da área e indicadora das condições ambientais do local. Ou seja, *Oithona hebes* pode indicar as condições abióticas (e.g. temperatura, salinidade) do local onde foi encontrada e por ser frequente na área de estudo em questão, parece ter suas exigências ecológicas (e.g. luz, oxigênio, alimentação) atendidas.

Em fevereiro de 2019, nenhum organismo foi registrado como Muito Frequente ou Esporádico, assim a classe Muito Frequente apontou 3 taxa e a classe de organismos Frequente 6 taxa, somando en-
tão 9 taxa zooplanc-
tônicos. A classe Pouco Frequente acumulou 27 taxa. Ao considerar os organismos Pouco Frequente estes representaram 75% dos grupos observados, apontando sua alta ocorrência na distribuição do zooplâncton nesta última campanha (Tabela 5 do Apêndice D). Espécies de Copepoda e Cladocera foram classificadas como Frequente (60% de frequência de ocorrência), dentre elas o copépoda *Paracalanus quasimodo* e os cladóceras *Moina minuta*, *Ilyocryptus spinifer* e *Ceriodaphnia quadrangula*, mostrando-se indicadores das condições ambientais.

Considerando os trabalhos que nortearam a linha base do zooplâncton frente ao desastre da barragem de Fundão em 2015, ou seja, registros do período pré-desastre (P0), as espécies *P. quasimodo* e *M. minuta* também foram frequentes no estuário, fato este observado nos dados atuais (2018 e 2019).

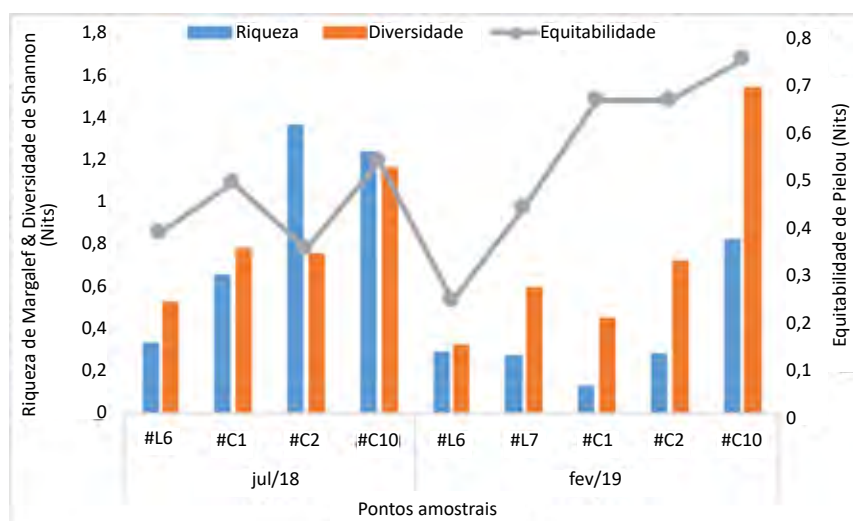
Observando os índices de estrutura da comunidade (Tabela 6 do Apêndice D; Figura 24), quanto a Riqueza de Margalef, seu maior valor foi encontrado na estação C2 com 1,40 Nits, e o menor em L6 com 0,46 Nits. Este índice apresentou média de 0,99 Nits entre as estações amostrais em julho de 2018. Para fevereiro de 2019, o maior valor de Riqueza se deu em C10 com 0,84 Nits e o menor em C1 com 0,14 Nits, enquanto que sua média foi de 0,61 Nits entre os pontos amostrais na área de estudo.

O Índice de Diversidade de Shannon em julho de 2018, teve o maior valor na estação amostral C10 com 1,19 Nits e o menor em L6 com 0,57 Nits. A Diversidade média foi de 0,84 Nits entre as estações amostrais. Em fevereiro de 2019, o maior valor de Diversidade foi registrado na estação C10 com 1,58 Nits e o menor em L6 com 0,33 Nits. A Diversidade média alcançou 0,78 entre os pontos amostrais.

Para o Índice de Equitabilidade de Pielou o maior valor foi na estação amostral C10 com 0,54 Nits e o menor valor em C2 com 0,35 Nits. Sua média foi de 0,43 Nits entre as estações amostrais durante julho de 2018. Considerando fevereiro de 2019 a maior Equitabilidade foi registrada com valor de 0,76 Nits em C10 e o seu menor valor em L6 com 0,24 Nits. Já sua média foi de 0,51 Nits, apontando ligeiro acréscimo quando comparada com a da campanha anterior.

De um modo geral, os índices de estrutura da comunidade apontaram baixa diversidade de espécies zooplancônicas na região de estudo, o que pode ser reflexo da dominância de Copepoda sobre os demais grupos, influenciando a redução da diversidade. A riqueza e a diversidade de espécies sofreram decréscimos entre as campanhas de 2018 e 2019 nos estuários. Diminuição da riqueza de espécies do zooplâncton também foi observada por FEST (2019a) associada à presença de metais, como ferro (Fe), cromo (Cr) e mercúrio (Hg) com maiores bioacumulações no zooplâncton, camarões e peixes coletados em pontos próximos a foz do rio Doce.

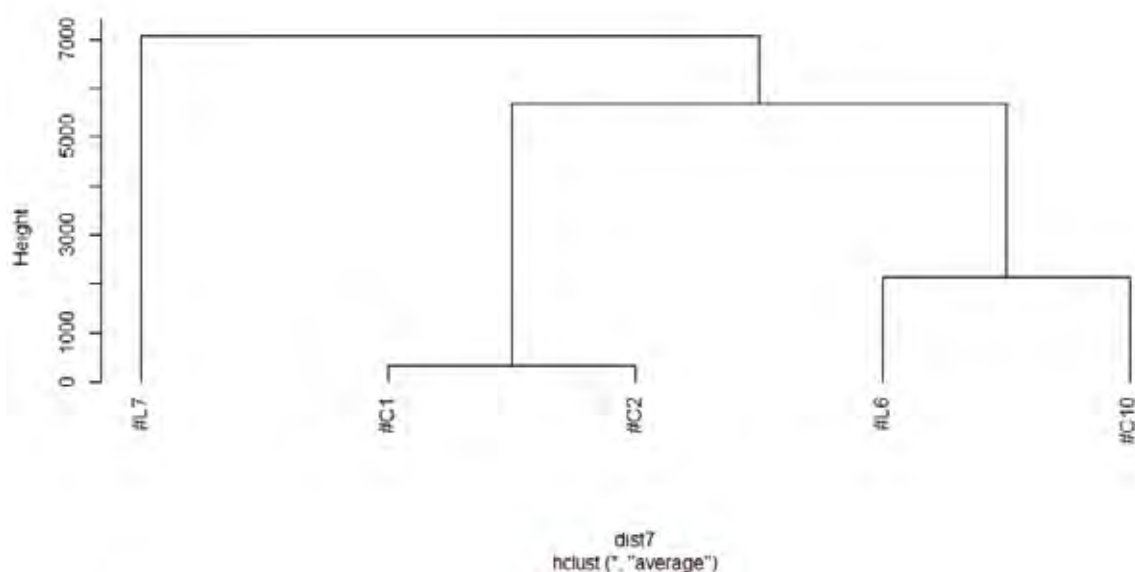
Figura 24 – Índices de riqueza de Margalef, de diversidade de Shannon-Wiener, de equitabilidade de Pielou para as espécies do zooplâncton por ponto amostral de Estuários (julho/2018 e fevereiro/2019).



Quanto à variação espacial do zooplâncton na região de estudo, o agrupamento de Cluster definiu dois grupos entre as estações amostrais durante o período investigado (Figura 25). Portanto, a L7 formou o primeiro grupo, em função da similaridade faunística entre eles. Já as demais estações C1, C2, L6 e C10 formaram o segundo grupo, ou seja, com pouca similaridade faunística frente ao primeiro grupo.

Diferente das demais estações, a L7, localizada na lagoa Monsarás, registrou a maior densidade com os organismos mais representativos na comunidade zooplanctônica. Como exemplo, a grande abundância de Copepoda e Cladocera, entre outros organismos (Tabela 5 do Apêndice D). No entanto a associação das estações amostrais parece não seguir a compartimentalização espacial, onde o primeiro grupo formado corresponde ao Compartimento 4B (L7), mostrando a alta variabilidade da comunidade zooplanctônica entre os compartimentos na área de estudo, durante julho de 2018 e fevereiro de 2019. Isso denota a importância em embasar tais análises em um grande banco de dados para auxiliar em uma definição mais precisa quanto ao comportamento dos organismos zooplanctônicos do sistema aquático.

Figura 25 – Análise de agrupamento (Cluster) entre os pontos amostrais (modo Q) de Estuários na foz do rio Doce e zona costeira adjacente (julho/2018 e fevereiro/2019).



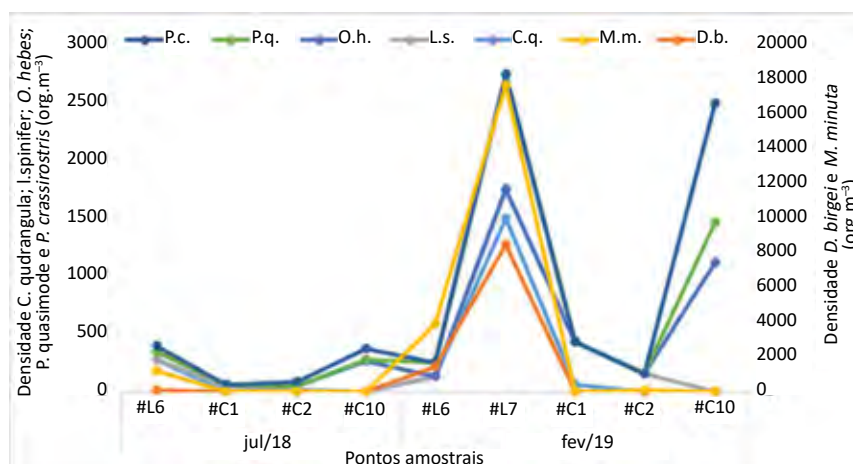
A composição específica do zooplâncton do Ambiente Transicional foi dominada pelos Copepoda *Oithona hebes* com 378 org.m⁻³ e *Parvocalanus crassirostris* com 173 org.m⁻³ (Figura 26). Vale destacar o gênero de copépoda *Paracyclops* sp. com 179 org.m⁻³, típico de ambiente dulcícola (REID, 1985). Com relação a Cladocera, a espécie *Moina minuta* foi a dominante com 1.132 org.m⁻³ e que, assim como *Paracyclops* sp., representa ambientes dulcícolas (ELMOOR-LOUREIRO, 1997) durante a campanha de julho de 2018. Considerando as espécies abundantes registradas em fevereiro de 2019, os cladóceras *Moina minuta*, *Diaphanosoma birgei*, *Ceriodaphnia quadrangula* e *Ilyocryptus spinifer* registraram 11.775 org.m⁻³, 9.875 org.m⁻³, 1.675 org.m⁻³ e 775 org.m⁻³, respectivamente e formam a comunidade límnic (ELMOOR-LOUREIRO, 1997) da região de estudo.

E novamente, para fevereiro de 2019, foram registradas em altas densidades as espécies de Copepoda *P. quasimodo* com 1.477 org.m⁻³, *O. hebes* com 1.119 e *P. crassirostris* com 1.036 org.m⁻³. As espécies encontradas na área de estudo, as quais apontaram acréscimo na densidade nesta última campanha, são típicas dos sistemas de águas continentais e costeiros do litoral do Brasil (BOLTOVSKOY, 1981 e 1999; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; REID, 1985). Tais organismos foram registrados na região em estudos anteriores ao desastre da Samarco, como os de Cepemar (2004; 2011), Cpmas (2015) entre outros e também no período pós-desastre (P1 e P2) conforme FEST (2019), associando a fauna registrada aos ambientes estuarinos e costeiros do litoral brasileiro.

De forma geral, a fauna dominante de Copepoda e Cladocera acompanhou o aumento da densidade total entre os pontos amostrais. E isto, somado a sua frequência de ocorrência (Muito Frequente; Frequente), sugere que estes organismos podem ser considerados espécies chave indicando as condições ambientais da área em questão durante julho de 2018 e fevereiro de 2019.

O grupo Copepoda, dominado pelas espécies *O. hebes*, *P. quasimodo* e *P. crassirostris* que representam a comunidade estuarina e marinha no Ambiente Estuarino já foram observadas no Ambiente Marinho.

Figura 26 – Valores de densidade (org.m⁻³) das espécies *Moina minuta* (M.m.); *Ceriodaphnia quadrangula* (C.q.); *Diaphanosoma birgei* (D.b.); *Ilyocryptus spinifer* (I.s.); *Oithona hebes* (O.h.); *Paracalanus quasimodo* (P.q.); *Parvocalanus crassirostris* (P.c.) por ponto amostral nos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018 e fevereiro/2019) e sua área costeira adjacente.



Quanto ao Cladocera *Moina minuta* e ao copépoda *Paracyclops* sp., estes organismos foram registrados em altas densidades na lagoa de Monsarás (L6), representando a comunidade límnic da Ambiente Estuarino da área de estudo em questão. Para a última campanha foi adicionado o ponto amostral L7 também na lagoa Monsarás e que obteve as maiores densidades dos organismos límnicos no período investigado (julho de 2018 e fevereiro de 2019). Típicos de ambiente dulcícola no Brasil foram registrados na linha base do zooplâncton, que compilou trabalhos sobre o tema em ambientes estuarinos em períodos anteriores ao desastre da Samarco, como os representantes de *Moina* e *Paracyclops*.

Moina minuta, organismo indicador de ambientes oligo-mesotróficos segundo Coelho-Botelho (2003), também foi registrado no estuário da baía do Guajará e em Belém (PA) (ELMOOR-LOUREIRO, 1997; MARINHO-FILHO et al., 2008; RODRIGUES; GÓES DA COSTA; BELÚCIO, 2008; SILVA et al., 2008).

Sans et al. (2003) também destacam sua ocorrência no estuário do rio da Prata e Veado (2008; 2017) o registrou no baixo estuário do rio Itajaí Açu (SC). Já o copépode *Paracyclops* sp. é um organismo com hábito bentônico apesar de ser encontrado na coluna de água, amplamente distribuído em ambientes amazônicos (SILVA et al., 2015) também foi registrado no baixo estuário do rio Itajaí Açu (VEADO, 2008; 2017).

As espécies *C. quadrangula* e *I. spinifer* que também representam os ambientes límnicos, foram representativas em fevereiro de 2019, período chuvoso e de maior temperatura. Comportamento semelhante foi registrado no rio Itajaí Açu, onde estas espécies tiveram suas maiores densidades associadas às altas temperaturas de verão (VEADO, 2008; 2017). Ainda *I. spinifer* pode indicar níveis de poluição conforme o trabalho de Elmoor-Loureiro (2004). Quanto ao cladócer *D. birgei* registrado na última campanha, sua distribuição se dá em ambientes dulcícolas desde a América do Norte até a Argentina (LOUREIRO, 1990). No Brasil também foi registrado nos estados do Distrito Federal, de Minas Gerais, de Santa Catarina entre outros locais (LOUREIRO, 1990; SANTOS-WISNIEWSKI et al., 2011; VEADO, 2008; 2017).

O padrão de ocorrência observado para *C. quadrangula*, *I. spinifer* e *D. birgei* nos dados primários, principalmente durante fevereiro de 2019, pode estar associado a níveis de eutrofização e a presença de metais na lagoa Monsarás. Segundo o trabalho da Rede Rio Doce Mar (RRDM), quanto a *D. birgei*, esta espécie também esteve em altas densidades nesta lagoa e costuma estar associada a níveis de eutrofização e a presença de metais no ambiente. Concentrações de elementos químicos como cobre, níquel e zinco podem aumentar a densidade de *D. birgei* então sua ocorrência na lagoa Monsarás pode estar associada a presença destes metais, provavelmente oriundos de rejeitos de minérios (FEST, 2019c).

Com relação a presença de EPTs, este fato foi relatado por FEST (2019a), principalmente em pontos amostrais próximos a foz do rio Doce, constatando o acréscimo temporal na bioacumulação de Fe no zooplâncton, assim como nos tecidos de camarões. E ainda o aumento na abundância do zooplâncton com espécies tolerantes a presença de metais, porém com redução da riqueza, acarretando na possível alteração da comunidade zooplancônica da região.

A região do baixo estuário do rio Doce e suas lagoas marginais, como a lagoa Monsarás têm composição específica da comunidade zooplancônica típica de ambientes de transição, ou seja, locais entre a influência de águas continentais e de águas marinhas costeiras. Não ocorreram espécies endêmicas da área de estudo em questão e, com exceção do Copepoda *Temora turbinata*, nenhuma outra espécie exótica foi registrada no local em julho de 2018 e em fevereiro de 2019.

Os ambientes estuarinos têm grande produtividade biológica, porém no seu entorno há diversas atividades antrópicas que influenciam no seu equilíbrio ambiental e também de suas lagoas marginais. Com isso a intensificação de estudos é importante para a compreensão dos padrões ecológicos que influenciam a variação espacial e temporal do zooplâncton, fornecendo subsídios para planos de monitoramento de bioindicadores hidrológicos e de possível impacto ambiental, decorrente então, da ação antrópica.

MACROFAUNA BÊNITICA

2.1 AMBIENTE MARINHO

2.1.1 INTRODUÇÃO

Os animais bênticos são organismos que vivem com íntima relação com o substrato e exercem influência sobre os processos físicos e químicos nas águas do infralitoral e plataforma continental (THRUSH e DAYTON, 2002). Eles constituem uma ligação entre os produtores primários, como o fitoplâncton, macroalgas e vegetação costeira, e os produtores secundários e terciários, como peixes e crustáceos (AMARAL; MIGOTTO, 1980; ANDERSEN; KRISTENSEN, 1992; LENINHAN; MICHELI, 2001; ROSA; BEMVENUTI, 2006).

A comunidade bêntica desempenha papel vital no funcionamento dos ecossistemas marinhos e fornece bens e serviços ecossistêmicos essenciais. Esses organismos desempenham papel na decomposição de microalgas, mineralização da matéria orgânica, e no fluxo marinho de compostos químicos. O hábito tubícola de algumas espécies pode facilitar o recrutamento de outras, exercendo papel na sucessão da comunidade. Os animais bênticos são importantes elos da teia alimentar, servindo como alimento para outros organismos, especialmente peixes, incluindo aqueles de importância econômica, também são utilizados na alimentação humana (como, por exemplo, espécies de ostras e camarões) e fornecem substâncias utilizadas pela indústria farmacêutica (in SIGAM/SIMA/CETESB, 2019). Além disso apresentam relevante contribuição para a economia pesqueira, com espécies de elevado interesse comercial como caranguejos e camarões (MCCALL; TEVESZ, 1982; SOARES-GOMES et al., 2009).

Nas últimas décadas a fauna bêntica de fundos inconsolidados têm sido utilizada como indicadora de qualidade de água funcionando como importante mecanismo de monitoramento de áreas naturais, com relevante interesse ecológico e econômico (THOMAS, 1993).

Segundo Kennish (1986) populações de macroinvertebrados bênticos podem ser utilizados como indicadores biológicos de regiões impactadas em águas costeiras e estuarinas e algumas espécies recomendadas como “espécie-chave” para avaliação da qualidade das condições das águas em geral.

Com o desastre do rompimento da barragem de Fundão (MG) ocorrido em 2015, o ambiente marinho do Espírito Santo recebeu a lama e a presença da pluma de rejeitos que permanece até os tempos atuais. As consequências sofridas pelos organismos bênticos da zona costeira e marinha foram destruturação dos habitats em consequência da ressuspensão das partículas do fundo e deposição de partículas finas; e, a contaminação e alterações no estado de saúde dos animais por elementos potencialmente tóxicos e bioacumulativos oriundos do rejeito.

Como os animais bênticos não possuem hábitos de rápida migração, pois a maioria é sésil ou com limitada capacidade de locomoção, a fuga dos organismos frente a chegada dos resíduos ficou impossibilitada ocasionando assim, alterações na estrutura das comunidades.

Muitos efeitos sobre as comunidades bênticas permanecem atuando ao longo do tempo. A presença da pluma e a constante ressuspensão dos sedimentos dos fundos marinhos podem promover a disponibilidade de elementos potencialmente tóxicos (EPT) que são incorporados à biota, num

fenômeno de bioacumulação. Em resposta, muitos organismos podem incorporar essas substâncias, promovendo alterações fisiológicas, bioquímicas, genéticas e comportamentais, que por sua vez podem alterar o crescimento, a taxa de reprodução e a sobrevivência das espécies. Os elementos tóxicos podem então ser passados através das redes tróficas comprometendo a cadeia alimentar, já que os animais são presas importantes para peixes, crustáceos, aves e mamíferos que são organismos de topo de cadeia, promovendo um processo de biomagnificação biológica.

Em função das alterações a estrutura das comunidades bênticas certamente foi alterada. As espécies mais sensíveis desapareceram do ambiente e toda comunidade encontra-se em processo de reestruturação com a presença de grupos dominantes mais tolerantes.

O objetivo desse diagnóstico de danos foi avaliar as possíveis alterações na estrutura das comunidades bênticas do ambiente marinho em decorrência do desastre da barragem de Fundão (MG) em 2015. Para entender melhor os efeitos causados foram realizadas coletas de organismos bênticos para verificação da atual (2018/2019) estrutura das comunidades e traçar um paralelo com literatura específica que apresentem resultados pré- desastre.

2.1.2 METODOLOGIA

Para a avaliação da estrutura da macrofauna bêntica do compartimento marinho foram selecionadas 13 estações amostrais, já descritas na seção de sedimentos desse estudo (Subitem 2.4.1 do TOMO IV).

Um total de 7 estações foram localizadas nas proximidades da foz do rio Doce (C3, C4, C5, C6, C7, C8 e C16), no município de Regência (ES), 3 estações ao norte da foz (C9, C13 e C14) na região de Linhares (ES) e 3 (C11, C12 e C15) ao sul, em Aracruz (ES). As coletas foram realizadas em dois períodos do ano, seco (Campanha realizada de 4 a 11 de julho de 2018) e chuvoso (Campanha realizada de 10 a 19 de fevereiro de 2019).

As amostras da macrofauna bêntica foram coletadas e acondicionadas como já mencionado no item 2.4.1.6 do TOMO IV.

As métricas utilizadas para a descrição da estrutura das comunidades bênticas foram: composição, riqueza (número de *taxa*), abundâncias médias, densidades e os índices de diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou.

Para analisar as possíveis diferenças das abundâncias médias e dos números de *taxa* entre as 13 estações de coletas e entre os períodos amostrais foram utilizadas análises de variância unifatorial. Análises de variância bifatorial foram aplicadas para testar diferenças significativas entre os descritores, estações amostrais e períodos do ano. No caso dos valores significativos ($p < 0,05$) foi aplicado o Teste a posteriori de Tukey (HSD), ou seja, diferença mínima significante para a hierarquização das médias.

Com o objetivo de verificar o grau de associação entre as estações amostrais e os *taxa* da macrofauna bêntica foi realizada a análise de agrupamento MDS (Multidimensional scaling) com os dados transformados da abundância através de $\log(x+1)$. Como medida de similaridade foi adotado o índice de Bray-Curtis.

Para relacionar as abundâncias médias dos taxa numericamente dominantes com as características sedimentológicas e as concentrações dos EPTs (As, Pb, Cu, Cr, Al, Fe, e Mg), foi empregada a análise de correspondência canônica. No diagrama da análise as variáveis ambientais são representadas pelas setas ou vetores e apontam na direção dos valores máximos. O seu comprimento é proporcional à correlação com os eixos plotados.

2.1.3 RESULTADOS

Abaixo são apresentados os resultados detalhados das duas campanhas amostrais realizadas nesse diagnóstico no período seco (julho de 2018) e chuvoso (fevereiro de 2019).

A macrofauna bêntica do compartimento marinho nos períodos seco e chuvoso foi caracterizada por 65 taxa, distribuídos entre os Platyhelminthes, Nematomorpha, Nemertea, Priapula, Echiura, Sipuncula, Mollusca, Polychaeta, Crustacea, Echinodermata e Cephalocordata. No período seco foram amostrados 45 taxa e no chuvoso 42. Todos os taxa já haviam sido citados em literatura específica ou relatórios técnicos (Tabela 1 e Tabela 2).

Tabela 1 – Lista de taxa da macrofauna bêntica do ambiente marinho coletados na Zona Costeira do Espírito Santo. Estações C3, C4, C5, C6, C7, C8, C9, C11, C12, C13, C14, C15 E C16.

FILOS	FAMÍLIAS	TAXA
PLATYHELMINTHES		Turbellaria sp.
NEMERTEA		Nemertea sp.
NEMATOMORPHA		Nematomorpha sp.
PRIAPULA		Priapula sp.
SIPUNCULA		Sipuncula sp.
ECHIURA		Echiura sp.
MOLLUSCA		
Bivalvia	Donicidae	<i>Donax gemmula</i>
		<i>Donax</i> sp.
	Matridae	<i>Mulinia cleryana</i>
	Semelidae	<i>Semelle</i> sp.
	Solecurtidae	<i>Tagelus plebeus</i>
	Tellinidae	<i>Macoma constricta</i>
		<i>Tellina</i> sp.
	Veneridae	<i>Anomalocardia brasiliiana</i>
		<i>Pitar rostratus</i>
Gastropoda	Olividae	<i>Olivella minuta</i>
Scaphopoda	Dentaliidae	<i>Antalis disparile</i>
		<i>Dentalium</i> sp.
ANNELIDA		
Polychaeta	Ampharetidae	<i>Isolda pulchella</i>
	Chaetopteridae	<i>Chaetopterus</i> sp.
	Eulepethidae	<i>Grubeulepis tebblesi</i>
	Glyceridae	<i>Glycera americana</i>
		<i>Glycera dibranchiata</i>

FILOS	FAMÍLIAS	TAXA
	Goniadidae	<i>Goniada brunnea</i>
	Lumbrineridae	<i>Lumbrineris</i> sp.
	Magelonidae	<i>Magelona</i> sp.
	Maldanidae	<i>Axiothella</i> sp.
	Nephytidae	<i>Aglaophamus</i> sp.
	Nereididae	<i>Neanthes bruaca</i>
		<i>Neanthes succinea</i>
	Onuphidae	<i>Diopatra aciculata</i>
		<i>Kinbergonuphis</i> sp.
		<i>Onuphis eremita oculata</i>
		Onuphidae sp.
	Opheliidae	<i>Ophelia</i> sp.
	Orbiniidae	<i>Scoloplos</i> sp.
	Oweniidae	<i>Owenia fusiformis</i>
	Pilargidae	<i>Sigambra grubei</i>
		<i>Parandalia</i> sp.
	Pholoididae	<i>Pholoe</i> sp.
	Sigalionidae	Sigalionidae sp.
		<i>Sthenolepis oculata</i>
	Spionidae	<i>Laonice</i> sp.
		<i>Paraprionospio</i> sp.
		<i>Paraprionospio pinata</i>
		<i>Sphiophanes bombyx</i>
		<i>Polydora neocaeca</i>
		<i>Polydora cornuta</i>
		<i>Spio</i> sp.
	Syllidae	<i>Sphaerosyllis</i> sp.
		<i>Syllis</i> sp.
		<i>Syllidae</i> sp.
CRUSTACEA		
	Cumacea	Cumacea sp.
	Amphipoda	<i>Amphipoda</i> sp.
		Caprellidae sp.
	Isopoda	<i>Isopoda</i> sp.
Decapoda	Parthenopidae	<i>Heterocrypta granulata</i>
	Pinnotheridae	<i>Pinnixa sayana</i>
	Xanthidae	<i>Garthiope barbadensis</i>
	Ogyridae	<i>Ogyrides alphaerostris</i>
ECHINODERMATA		
	Echinoidea	<i>Mellita quinquiesperforata</i>
	Holothuroidea	<i>Holothuroidea</i> sp.
Ophiuroidea	Ophiactidae	<i>Hemipholis elongata</i>
		<i>Ophiactis lymani</i>
CEPHALOCHORDATA		<i>Branchiostoma caribaeum</i>

Tabela 2 – Valores das Frequências de Ocorrência (FOC %) e Abundâncias Relativas (%) dos Taxa registrados nas 13 estações localizadas no ambiente marinho da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.

Estações	FOC %	Abundância %	Seco	Chuvoso
Platyhelminthes	7,69	0,45	X	X
Nematomorpha	7,69	0,67	X	
<i>Nemertea</i>	50,00	8,50	X	X
Priapula	3,85	0,89		X
Echiura	3,85	0,89		X
Sipuncula	3,85	0,22	X	
<i>Anomalocardia brasiliana</i>	34,62	3,36	X	X
<i>Antalis disparile</i>	7,69	0,67	X	
<i>Dentalium</i> sp.	7,69	1,34	X	
<i>Donax gemmula</i>	26,92	4,25	X	X
<i>Donax</i> sp.	3,85	2,24		X
<i>Macoma constricta</i>	11,54	0,89	X	X
<i>Mulinia cleryana</i>	3,85	0,45	X	
<i>Olivella minuta</i>	26,92	2,46	X	X
<i>Pitar rostratus</i>	3,85	0,22	X	
<i>Semele</i> sp.	7,69	0,45		X
<i>Tellina</i> sp.	26,92	2,01		X
<i>Tagelus plebeus</i>	7,69	0,45	X	X
<i>Aglaophamus</i> sp.	3,85	0,45	X	
<i>Axiothella</i> sp.	3,85	0,22	X	
<i>Chaetopterus</i> sp.	3,85	0,22	X	
<i>Diopatra aciculata</i>	7,69	0,45	X	X
<i>Goniada brunnea</i>	7,69	0,45	X	X
<i>Grubeulepis tebbblei</i>	3,85	0,22	X	
<i>Glycera americana</i>	2,08	2,68	X	X
<i>Glycera dibranchiata</i>	7,69	0,67	X	X
<i>Isolda pulchella</i>	3,85	1,12	X	
<i>Kinbergonuphis</i> sp.	3,85	0,67		X
<i>Laonice</i> sp.	3,85	0,45	X	
<i>Lumbrineris</i> sp.	3,85	0,22	X	
<i>Magelona</i> sp.	53,85	9,62	X	X
<i>Neanthes bruaca</i>	23,08	1,79	X	X
<i>Neanthes succinea</i>	3,85	0,22		X
<i>Onuphidae</i> sp.	7,69	1,34	X	
<i>Onuphis eremita oculata</i>	3,85	0,22	X	X
<i>Ophelia</i> sp.	3,85	0,22		X
<i>Owenia fusiformis</i>	19,23	2,68		X
<i>Parandalia</i> sp.	30,77	4,47		X
<i>Paraprionospio</i> sp.	3,85	0,22	X	
<i>Paraprionospio pinata</i>	38,46	4,70	X	X

Estações	FOc %	Abundância %	Seco	Chuvoso
<i>Pholoe</i> sp.	3,85	0,22		X
<i>Polydora neocaeca</i>	7,69	0,45	X	X
<i>Polydora cornuta</i>	11,54	1,57	X	
<i>Scoloplos</i> sp.	11,54	0,67	X	
<i>Sigambra grubei</i>	15,38	1,57	X	X
<i>Sigalionidae</i> spA.	3,85	0,22		X
<i>Sphaerosyllis</i> sp1.	3,85	0,45	X	
<i>Sphiophanes bombyx</i>	11,54	0,89	X	X
<i>Spio</i> sp.	3,85	0,45		X
<i>Syllis</i> sp1.	7,69	0,89	X	X
<i>Syllidae</i> sp.	3,85	0,22	X	
<i>Sthenolepsis oculata</i>	3,85	0,45		X
Cumacea	11,54	0,89	X	X
Caprellidae sp.	3,85	0,22	X	
Amphipoda sp.	30,77	9,40	X	X
Isopoda sp.	23,08	2,91	X	X
<i>Heterocrypta granulata</i>	3,85	0,22	X	
<i>Garthiope barbadensis</i>	3,85	0,22	X	
<i>Pinnixa sayana</i>	3,85	0,67		X
<i>Ogyrides alphaerostris</i>	46,15	8,05	X	X
<i>Hemipholis elongata</i>	19,23	2,68	X	X
<i>Ophiactis lymani</i>	3,85	0,22	X	
Holothuroidea sp.	7,69	1,34	X	X
<i>Mellita quinquesperforata</i>	7,69	1,12		X
<i>Branchiostoma caribaeum</i>	3,85	0,22		X
Total de Taxa			47	42

A nível de grandes grupos zoológicos Polychaeta foi o grupo que apresentou maior número de taxa 34 (52,31% do número de taxa); Mollusca obteve 18,46% (12 taxa); Crustacea 12,31% (8 taxa); Echinodermata 6,15% (4 taxa) e Platyhelminthes, Nematomorpha, Nemertea, Priapulida, Echiura, Sipuncula e Cephalocordata foram contabilizados com um único taxa, com 1,54% do número total de taxa para cada um deles (Tabela 2).

Os taxa mais frequentes nas amostras foram: *Nemertea* (50%), dentre os Mollusca *Anomalocardia brasiliensis* (34,62%), *Donax gemula* (26%), *Olivella minuta* (26,92%), *Tellina* sp. (26,92%); entre os Polychaeta *Glycera americana* (23,08%), *Magelona* sp. (53,85%), *Owenia fusiformes* (19,23%), *Parandalia* sp. (30,77%), *Paraprionospio pinata* (38,46%); entre os Crustacea *Amphipoda* sp. (30,77%), *Isopoda* sp. (23,08%) e *Ogyrides alphaerostris* (46,15%) e de Echinodermata *Hemipholis elongata* (19,23%). Os demais taxa apresentaram frequência de ocorrência abaixo de 19% (Tabela 2).

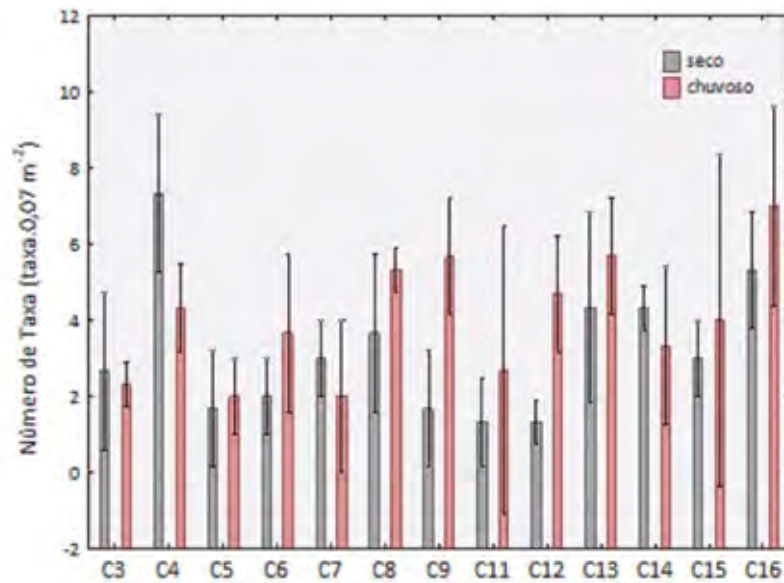
O número de *taxa* nas 13 estações amostrais variou de $1,33 \pm 0,58 \text{ taxa} \cdot 0,07 \text{ m}^{-2}$, na C12 no período seco a $7,33 \pm 2,08 \text{ taxa} \cdot 0,07 \text{ m}^{-2}$, na C4 no período seco. As C4 e C16 foram as estações com maior número de *taxa* (Figura 60 do TOMO IV e Tabela 3).

Tabela 3 – Valores médios e desvios padrão do Número de *Taxa* ($\text{taxa} \cdot 0,07 \text{ m}^{-2}$) registrados nas 13 estações de coletas da macrofauna bêntica da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.

Estações	Períodos	Médias	Desvios Padrão
C3	seco	2,67	2,08
C3	chuvoso	2,33	0,58
C4	seco	7,33	2,08
C4	chuvoso	4,33	1,15
C5	seco	1,67	1,53
C5	chuvoso	2,00	1,00
C6	seco	2,00	1,00
C6	chuvoso	3,67	2,08
C7	seco	3,00	1,00
C7	chuvoso	2,00	2,00
C8	seco	3,67	2,08
C8	chuvoso	5,33	0,58
C9	seco	1,67	1,53
C9	chuvoso	5,67	1,53
C11	seco	1,33	1,15
C11	chuvoso	2,67	3,79
C12	seco	1,33	0,58
C12	chuvoso	4,67	1,53
C13	seco	4,33	2,52
C13	chuvoso	5,67	1,53
C14	seco	4,33	0,58
C14	chuvoso	3,33	2,08
C15	seco	3,00	1,00
C15	chuvoso	4,00	4,36
C16	seco	5,33	1,53
C16	chuvoso	7,00	2,65

Apenas em duas estações foram verificadas diferenças significativas no número de *taxa* entre os períodos amostrais. Nas estações C9 ($F= 10,29$ e $p<0,03$) e C12 ($F=12,50$ e $p<0,02$) o período chuvoso apresentou significativamente maior número de *taxa* que o período seco (Figura 27).

Figura 27 – Gráfico dos valores médios e desvios padrão do Número de *Taxa* (*taxa* 0,07 m⁻²) da macrofauna nas 13 estações localizadas no ambiente marinho da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.



A nível de grandes grupos taxonômicos Polychaeta foi o grupo que apresentou o maior número de *taxa* na maioria das estações tanto no período seco como no chuvoso. Nas estações C6, C9, C11, C12 Mollusca também apresentou maior contribuição no número de *taxa* e na C14, Crustacea (Tabela 4).

Tabela 4 – Valores médios e desvios padrão do Número de taxa ($0,07 \text{ m}^{-2}$) dos grandes grupos taxonômicos da macrofauna bêntica (vide legenda) registradas nas 13 estações de coletas da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.

Estações		1		2		3		4		5		6		7		8		9		10		11		
		M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	
C3	seco	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,58	2,00	1,73	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
C3	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,58	1,00	1,00	0,67	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00
C4	seco	0,33	0,58	0,00	0,00	0,67	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	1,00	0,00	2,33	0,58	1,67	1,15	1,00	0,00	0,00	0,00	
C4	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,67	1,53	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
C5	seco	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,67	1,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
C5	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,67	0,58	0,33	0,58	0,00	0,00	
C6	seco	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
C6	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	2,67	1,15	0,00	0,00	0,33	0,58	0,00	0,00	
C7	seco	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,58	1,67	1,53	0,67	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	
C7	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	1,00	1,00	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	
C8	seco	0,00	0,00	0,33	0,58	0,67	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	2,33	1,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
C8	chuvoso	0,33	0,58	0,00	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,67	1,15	2,67	1,53	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	
C9	seco	0,00	0,00	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,58	0,33	0,58	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	
C9	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,67	0,58	3,00	2,00	0,67	0,58	0,33	0,58	0,00	0,00	
C11	seco	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	0,33	0,58	0,67	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	
C11	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,67	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	1,15	0,00	0,00	1,00	1,73	0,00	0,00	0,33	0,58	
C12	seco	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
C12	chuvoso	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,67	0,58	0,67	0,58	1,33	1,15	0,00	0,00	0,00	0,00	
C13	seco	0,00	0,00	0,00	0,67	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,33	0,58	1,67	0,58	0,67	1,15	0,00	0,00	0,00	0,00	
C13	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,67	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,67	1,15	3,00	1,73	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	
C14	seco	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,00	3,00	1,00	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	
C14	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	1,33	1,15	1,67	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	
C15	seco	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,58	1,33	0,58	0,67	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	
C15	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,33	2,31	1,00	1,73	0,33	0,58	0,00	0,00	
C16	seco	0,00	0,00	0,00	0,67	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,33	0,58	1,67	0,58	0,67	0,58	1,00	1,00	0,00	0,00	
C16	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	0,00	0,00	0,33	0,58	0,00	0,00	0,33	0,58	1,15	2,00	1,00	1,00	1,00	1,67	0,58	0,00	0,00	
LEGENDA:		3. Nemertea						6. Sipuncula						9. Crustacea										
1. Platyhelminthes		4. Priapula						7. Mollusca						10. Echinodermata										
2. Nematomorpha		5. Echiura						8. Polychaeta						11. Cephalocordata										

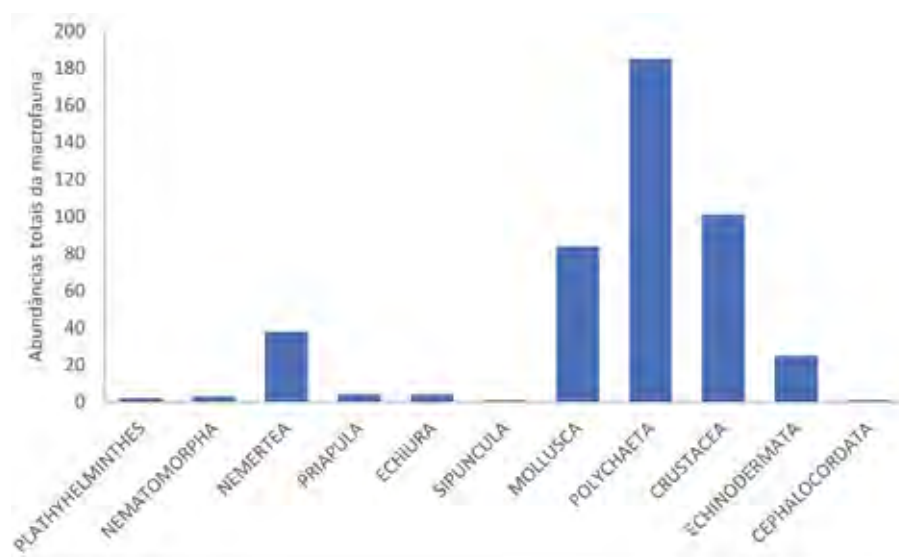
Nas 7 estações localizadas na foz do rio Doce (da C3 a C8 e na C16) foram registradas 55 taxa no dois períodos de coletas. Os taxa dominantes foram em ordem decrescente foram: *Magelona* sp., *Amphipoda* sp., *O. alphaerostris*, *P. pinata*, *Nemertea*, *A. brasiliana*, *H. elongata*, *Donax* sp. e *D. gemmula*, que juntos somam 55,94% da abundância total (Tabela 2).

Nas três estações localizadas ao sul da foz do rio Doce (C11, C12 e C15) foram amostrados 18 taxa, sendo que *Nemertea*, *Amphipoda* sp., *Isopoda* sp. e *Dentalium* sp. foram os dominantes representando 51,25% do total da amostra (Tabela 2).

As três estações ao norte (C9, C13 e C14) obtiveram um total de 25 taxa e *Magelona* sp., *O. alphaerostris*, *Parandalia* sp., *D. gemmula* e *G. americana* como dominantes com 51,89% da abundância total da amostra (Tabela 2).

Os valores das abundâncias totais de cada grupo são apresentados na Figura 28. Polychaeta também foi o grupo dominante na amostra, com 41,29% de abundância relativa, seguido por Crustacea (22,54%), Mollusca (18,75%), *Nemertea* (8,50%), Echinodermata (5,58%), Priapula e Echiura (0,89% cada um). Já Nematomorpha (0,67%), Platyhelminthes (0,45%), Sipuncula e Cephalocordata, foram representados com somente 0,22% da abundância total para cada filo.

Figura 28 – Gráfico dos valores das Abundâncias totais da macrofauna bêntica nas 13 estações do ambiente marinho da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.



Dos 65 taxa apenas 15 taxa obtiveram 70,01% da abundância relativa da amostra. As maiores abundâncias relativas foram alcançadas por *Nemertea* com 8,50%; entre os Mollusca por *A. brasiliana* (3,36%), *D. gemmula* (4,25%), *Donax* sp. (2,24%), *Olivella minuta* (2,46%), e *Tellina* sp. (2,01%); entre os Polychaeta os mais abundantes foram os *Glycera americana* (2,68%), *Magelona* sp. (9,62%), *Owenia fusiformes* (2,68%), *Parandalia* sp. (4,47%) e *P. pinata* (4,70%); dentre os Crustacea *Amphipoda* sp. (9,40%), *O. alphaerostris* (8,05%), *Isopoda* sp. (2,91%) e o Echinodermata *H. elongata* (2,68%). Os demais taxa apresentaram abundâncias relativa abaixo de 2% (Tabela 2).

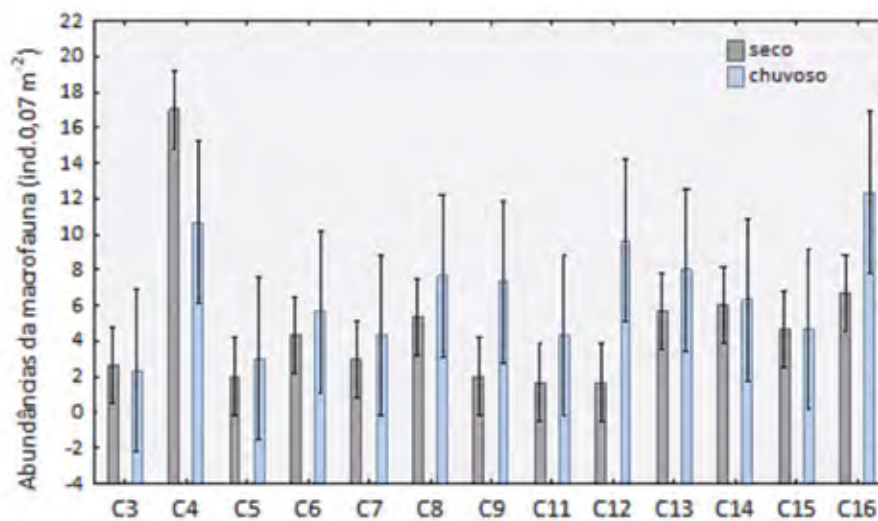
Os valores médios e desvios padrão das abundâncias nas 13 estações de coletas durante os períodos seco e chuvoso estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 –Valores médios e desvios padrão das Abundâncias ($0,07 \text{ m}^{-2}$) da macrofauna registradas nas 13 estações de coletas da macrofauna bêntica da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.

Estações	Períodos	Médias ($0,07 \text{ m}^{-2}$)	Desvios Padrão
C3	seco	2,67	2,08
C3	chuvoso	2,33	0,58
C4	seco	17,00	4,00
C4	chuvoso	10,67	1,53
C5	seco	2,00	1,73
C5	chuvoso	3,00	2,00
C6	seco	4,33	3,06
C6	chuvoso	5,67	3,06
C7	seco	3,00	1,00
C7	chuvoso	4,33	5,86
C8	seco	5,33	2,08
C8	chuvoso	7,67	1,53
C9	seco	2,00	2,00
C9	chuvoso	7,33	4,16
C11	seco	1,67	1,53
C11	chuvoso	4,33	5,86
C12	seco	1,67	0,58
C12	chuvoso	9,67	5,69
C13	seco	5,67	1,15
C13	chuvoso	8,00	2,00
C14	seco	6,00	1,00
C14	chuvoso	6,33	4,62
C15	seco	4,67	3,06
C15	chuvoso	4,67	5,51
C16	seco	6,67	2,08
C16	chuvoso	12,33	8,74

As abundâncias médias da macrofauna nas 13 estações variaram de $1,67 \pm 0,58 \text{ ind.}0,07\text{m}^{-2}$, na C12 no período seco a $17,00 \pm 4,00 \text{ ind.}0,07 \text{ m}^{-2}$ na C4 no período seco (Figura 29 e Tabela 5).

Figura 29 – Gráfico dos valores médios desvios padrão das Abundâncias (ind. 0,07 m⁻²) da macrofauna nas 13 estações localizadas no ambiente marinho da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.



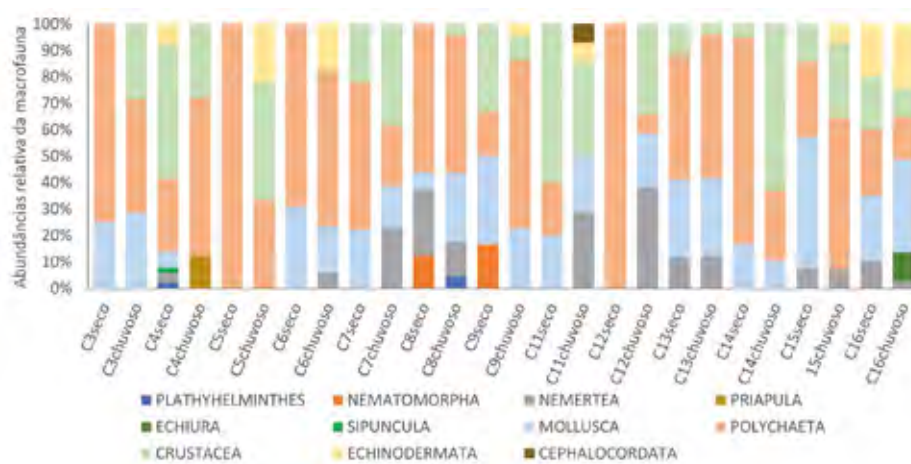
Dentre os grandes grupos taxonômicos Polychaeta foi o grupo dominante em quase todas estações e períodos estudados. Contudo, Crustacea e Mollusca também apresentaram contribuições expressivas nas estações C9 e C16 no período seco e C12 e C16 no chuvoso, além de *Nemertea* na C12 (Tabela 6).

Tabela 6 – Valores médios e desvios padrão das Abundâncias ($0,07 \text{ m}^{-2}$) dos grandes grupos taxonômicos da macrofauna benthica (vide legenda) registradas nas 13 estações de coletas do ambiente marinho da costa do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.

Estações		1		2		3		4		5		6		7		8		9		10		11		
		M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	
C3	seco	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,58	2,00	1,73	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
C3	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,58	1,00	1,00	0,67	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00
C4	seco	0,33	0,58	0,00	0,00	0,67	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	1,00	0,00	4,67	1,15	8,67	5,13	1,33	0,58	0,00	0,00	
C4	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,33	1,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,33	4,04	3,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
C5	seco	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	1,73	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
C5	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	1,33	1,15	0,67	1,15	0,00	0,00	
C6	seco	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,33	0,58	3,00	2,65	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
C6	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,73	3,33	1,53	0,00	0,00	1,00	1,73	0,00	0,00	
C7	seco	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,58	1,67	1,53	0,67	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	
C7	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,73	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	1,15	1,00	1,00	1,67	2,89	0,00	0,00	0,00	0,00	
C8	seco	0,00	0,00	0,67	1,15	1,33	1,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	3,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
C8	chuvoso	0,33	0,58	0,00	0,00	1,00	1,73	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	1,00	4,00	2,00	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	
C9	seco	0,00	0,00	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,58	0,33	0,58	0,67	1,15	0,00	0,00	0,00	0,00	
C9	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,67	0,58	4,67	4,73	0,67	0,58	0,33	0,58	0,00	0,00	
C11	seco	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	0,33	0,58	1,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
C11	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,00	1,33	1,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,73	0,00	0,00	1,67	2,89	0,33	0,58	0,33	0,58	
C12	seco	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,67	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
C12	chuvoso	0,00	0,00	0,00	3,67	2,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,67	0,58	3,33	4,16	0,00	0,00	0,00	0,00	
C13	seco	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,67	0,58	2,67	1,15	0,67	1,15	0,00	0,00	0,00	0,00	
C13	chuvoso	0,00	0,00	0,00	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,33	1,53	4,33	2,89	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	
C14	seco	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,00	4,67	1,53	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	
C14	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	1,15	1,67	1,53	4,00	2,65	0,00	0,00	0,00	0,00	
C15	seco	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,33	2,52	1,33	0,58	0,67	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	
C15	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,67	2,89	1,33	2,31	0,33	0,58	0,00	0,00	
C16	seco	0,00	0,00	0,00	0,67	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,67	0,58	1,67	0,58	1,33	1,15	1,33	1,15	0,00	0,00	
C16	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	1,33	2,31	0,00	0,00	4,33	4,16	2,00	1,00	1,33	1,53	3,00	1,73	0,00	0,00	
LEGENDA:																								
1. Platyhelminthes		3. Nemertea						6. Sipuncula						9. Crustacea						10. Echinodermata				
2. Nematomorpha		4. Priapula						7. Mollusca						8. Polychaeta						11. Cephalocordata				
		5. Echiura																						

Não houve diferenças significativas nas abundâncias entre os períodos seco e chuvoso em nenhuma estação de coletas. Contudo, dentre as estações e seus períodos a C4 durante o período seco apresentou significativamente maior abundância média ($F= 3,11$; $p<0,0003$) que as demais estações, com exceção de C14 e C16 no período seco e, C8, C9, C12, C13, C14, C16 no período chuvoso (Figura 29 e Tabela 3).

Figura 30 – Gráfico das Abundâncias Relativas (%) da macrofauna bêntica nas 13 estações do ambiente marinho, durante os períodos seco e chuvoso do litoral do Espírito Santo.



Os taxa mais abundantes e frequentes nas amostras foram *Magelona* sp. *O. alphaerostris* e *Amphipoda* sp. o que aparentemente pode conferir a eles a possibilidade de serem utilizados como bioindicadores na região da foz do rio Doce. O desaparecimento, diminuição ou aumento nas abundâncias desses taxa podem representar alterações significativas no ambiente. Contudo, mais investigações ao longo do tempo devem ser realizadas para verificar a potencialidade dos taxa como indicadores ambientais (Tabela 3). Segundo Thomas, (1993) os crustáceos peracáridos, no caso dos *Amphipoda*, são excelentes indicadores biológicos de diversos ecossistemas.

A diversidade (H') nas 13 estações, nos períodos seco e chuvoso variou de $0,44 \pm 0,38$ a $1,77 \pm 0,21$ e a equitabilidade (J') de $0,77 \pm 0,11$ a 1. Ambos os índices variaram significativamente entre as estações de coletas, H' ($F= 2,50$; $p<0,01$) e J' ($F=2,37$; $p<0,02$). A C4 apresentou significativamente menor diversidade do que a C7. Para a equitabilidade somente a estação C5 apresentou média significativamente menor que a C16. Entre as demais estações não houve diferenças nas médias da diversidade e equitabilidade. Não houve diferenças significativas entre os períodos seco e chuvoso em nenhuma estação de coleta (Tabela 7).

Tabela 7 – Valores do índice de diversidade de Shanon-Wiener (H') e de equitabilidade de Pielou (J') nas 13 estações amostrais do ambiente marinho, durante os períodos seco e chuvoso.

Estações	Pielou J' Médias	Pielou J' Desvios	H' (log e) Médias	H' (log e) Desvios
C3seco	1,00	0,00	0,77	0,81
C3chuvoso	1,00	0,00	0,83	0,23
C4seco	0,77	0,11	1,51	0,39
C4chuvoso	0,90	0,06	1,29	0,20

Estações	Pielou J' Médias	Pielou J' Desvios	H' (log e) Médias	H' (log e) Desvios
C5seco	0,96	0,06	0,58	0,55
C5chuvoso	0,94	0,03	0,56	0,53
C6seco	0,80	0,10	0,49	0,48
C6chuvoso	0,91	0,04	1,09	0,53
C7seco	1,00	0,00	1,06	0,35
C7chuvoso	0,95	0,07	0,64	0,62
C8seco	0,97	0,04	1,17	0,58
C8chuvoso	0,96	0,02	1,60	0,07
C9seco	0,97	0,04	0,58	0,53
C9chuvoso	0,96	0,07	1,63	0,21
C11seco	0,96	0,06	0,44	0,38
C11chuvoso	0,97	-	0,63	1,09
C12seco	1,00	-	0,23	0,40
C12chuvoso	0,91	0,07	1,35	0,31
C13seco	0,89	0,15	1,26	0,73
C13chuvoso	0,97	0,01	1,65	0,29
C14seco	0,96	0,04	1,41	0,18
C14chuvoso	0,93	0,02	0,93	0,82
C15seco	0,91	0,12	0,94	0,21
C15chuvoso	0,99	0,02	0,95	1,10
C16seco	0,97	0,01	1,59	0,28
C16chuvoso	0,94	0,06	1,77	0,21

Em todas as estações localizadas na foz do rio Doce, de C3 a C8 e C16, as percentagens das frações silte e argila representaram mais de 35% nas amostras, chegando a atingir mais de 86% na C3. As estações com os menores valores de finos foram duas estações ao sul da foz do rio Doce, C11 e C12 localizada na APA Costa das Algas (Figura 31; Tabela 8).

Figura 31 – Gráfico da distribuição das frações granulométricas, em percentagem, das amostras de sedimento das 13 estações localizadas no ambiente marinho da zona costeira do Espírito Santo, durante o período seco.

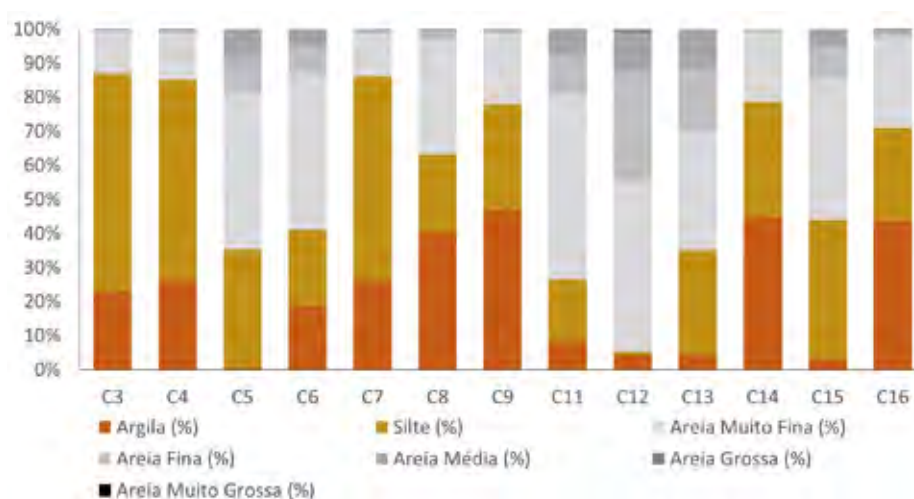


Tabela 8 – Valores percentuais da classificação dos grãos nas amostras das 13 estações localizadas no ambiente marinho da zona costeira do Espírito Santo. Coleta realizada em julho de 2018.

Estações	Argila (%)	Silte (%)	Areia Muito Fina (%)	Areia Fina (%)	Areia Média (%)	Areia Grossa (%)	Areia Muito Grossa (%)
C3	23,06	63,8	12,33	0,6	0,18	0,04	0
C4	26,24	58,75	13,61	1,04	0,32	0,03	0
C5	0,62	34,65	46,23	10,17	8,22	0,12	0
C6	18,6	22,4	46	7,78	5,13	0,09	0
C7	26,02	59,95	12,51	1,34	0,15	0,03	0
C8	40,2	22,9	33,66	2,65	0,55	0,04	0
C9	46,7	31,25	20,5	0,92	0,32	0,31	0
C11	8,17	18,28	54,31	11,25	7,79	0,21	0
C12	4,25	1,15	49,98	32	11,75	0,87	0
C13	4,08	30,97	35,2	18,29	11,45	0	0
C14	44,64	33,95	20,37	0,9	0,14	0	0
C15	2,85	41,05	41,77	9,36	4,97	0	0
C16	43,6	27,35	26,25	2,03	0,57	0,1	0,09

De maneira geral as concentrações dos EPTs arsênio, chumbo, cobre e cromo totais foram maiores nas estações da foz do rio Doce e na estação chuvosa (Figura 32). Segundo os resultados obtidos da seção de sedimentos, as concentrações de arsênio e cromo atingiram valores acima das normas técnicas em quase todas as estações, tanto no período seco como no chuvoso.

Figura 32 – Variação dos valores totais dos EPTs arsênio, chumbo, cobre e cromo nas 13 estações de coletas no ambiente marinho, nos períodos seco e chuvoso.

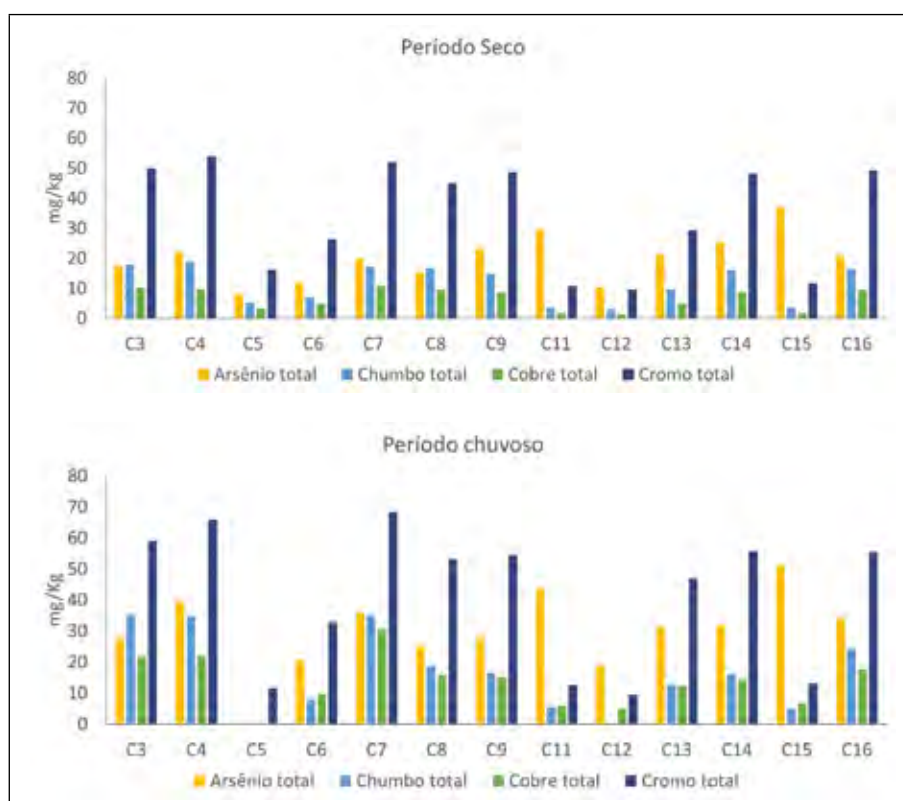
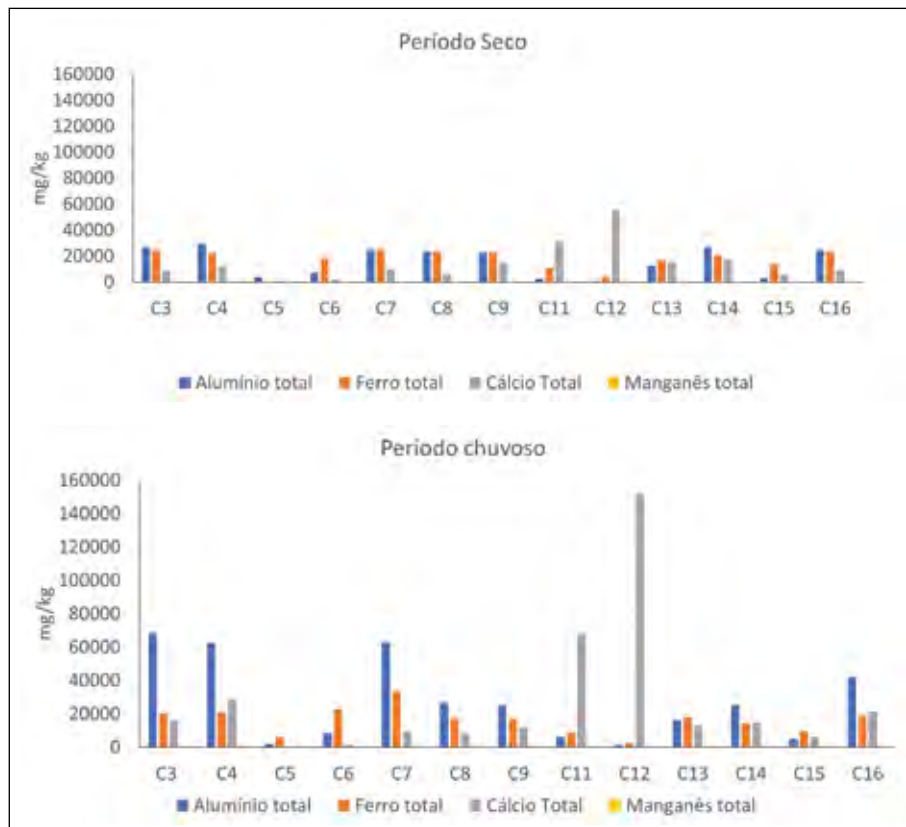


Tabela 9 – Valores das características granulométricas, dos EPTs arsênio, chumbo, cobre, cromo, alumínio, ferro, manganês, da composição orgânica e do cálcio nas 13 estações do compartimento marinho durante o período seco. CO: carbono orgânico.

	Argila	Silte	AreiaMF	AreiaF	AreiaM	AreiaMG	AreiaG	Arsênio	Chumbo	Cobre	Cromo	Alumínio	Ferro	Manganês	CO	Cálcio
C3	8,17	18,28	54,31	11,25	7,79	0	0,21	9,43	3,48	1,6	10,6	2173	11110	212	0,96	31240
C4	4,25	1,15	49,98	32	11,75	0	0,87	10,45	3,1	1,39	9,43	813	3953	130	0,94	55160
C5	4,08	30,97	35,2	18,29	11,45	0	0	21,1	9,58	4,95	29,2	12580	16770	335	2,87	14990
C6	44,64	33,95	20,37	0,9	0,14	0	0	25,62	15,97	8,88	48,1	26820	20270	460	5,67	17440
C7	2,85	41,05	41,77	9,36	4,97	0	0	36,77	3,57	1,65	11,7	2870	13650	220	6,57	5784
C8	43,6	27,35	26,25	2,03	0,57	0,09	0,1	20,94	16,33	9,37	49,2	24780	23850	389	4,7	9204
C9	23,06	63,8	12,33	0,6	0,18	0	0,04	17,58	17,85	10,19	49,9	27000	24330	516	3,84	9035
C11	26,24	58,75	13,61	1,04	0,32	0	0,03	22,13	18,72	9,79	53,9	29360	22090	519	7,62	12310
C12	0,62	34,65	46,23	10,17	8,22	0	0,12	7,99	5,22	3,23	16,1	3807	53,96	86,2	1,25	657
C13	18,6	22,4	46	7,78	5,13	0	0,09	11,99	6,95	4,81	26,3	7077	18150	181	1,4	1592
C14	26,02	59,95	12,51	1,34	0,15	0	0,03	20	17,08	10,59	51,9	24580	24810	473	6,23	9726
C15	40,2	22,9	33,66	2,65	0,55	0	0,04	15,42	16,67	9,61	45	23650	23820	429	3,83	6093
C16	46,7	31,25	20,5	0,92	0,32	0	0,31	23,06	14,8	8,46	48,6	22590	23570	566	30,83	14310

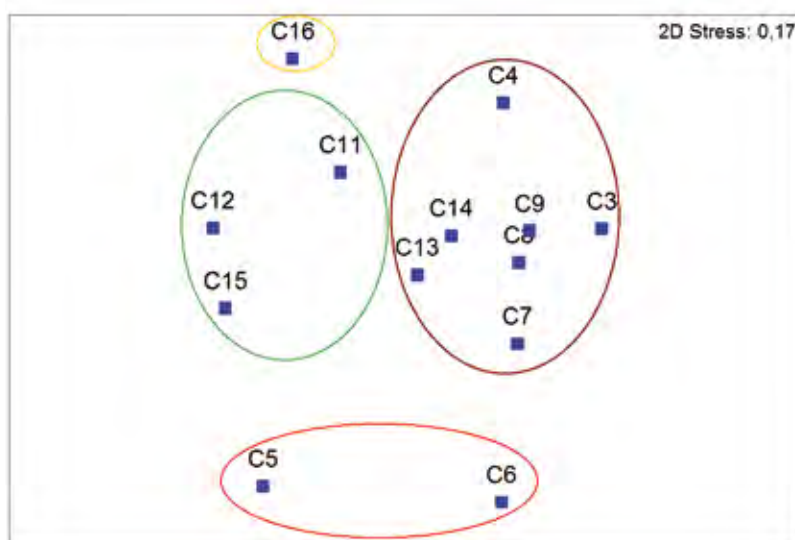
A concentração do alumínio foi alta praticamente em todas as estações durante o período chuvoso e de cálcio nas estações C11 e C12 localizadas próximo e na APA Costa das Algas. Os valores de cálcio estão diretamente associados à presença dos bancos de rodolitos presentes nessas áreas. As concentrações dos demais EPTs permaneceram semelhantes nos dois períodos do ano (Figura 33 e Tabela 9).

Figura 33 – Variação dos valores totais dos EPTs alumínio, ferro e manganês e de cálcio nas 13 estações de coletas no ambiente marinho, nos períodos seco e chuvoso.



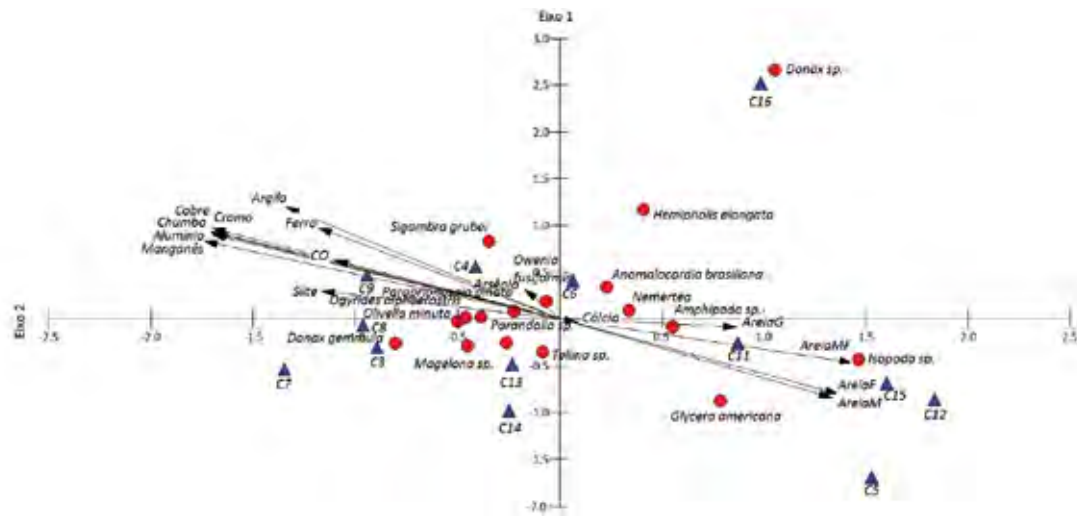
A análise de agrupamento com as abundâncias dos *taxa* numericamente dominantes revelou a existência de 4 grupos, o primeiro formado pelas estações da foz do rio Doce e pelas estações situadas ao norte do rio Doce com maiores teores de finos no sedimento. O segundo grupo formado pelas estações C5 e C6 localizadas na foz do rio Doce contudo, com o sedimento arenoso. O terceiro pelas estações C11, C12 e C15, localizadas ao sul da foz do rio Doce e o quarto, somente pela estação C16 localizada próxima a isóbata de 20 metros, portanto a mais profunda (Figura 34).

Figura 34 – Diagrama de MDS feito a partir da matriz biológica contendo as abundâncias dos taxa nas 13 estações de coletas do ambiente marinho (ES)



Através da análise de correspondência canônica foi possível verificar as correlações das abundâncias dos taxa numericamente dominantes, com as características granulométricas e químicas do sedimento. O eixo 1 explicou 25,54% da variabilidade dos dados e o eixo 2, 18,93%. *G. americana*, *Amphipoda* sp., *Nemertea* e *Isopoda* sp., mais abundantes nas estações C5, C11, C12 e C15, apresentaram maior correlação com as porcentagens de areiaMF, areiaF, areiaM e areiaG e as menores valores de EPTs e composição orgânica do sedimento. *Magelona* sp., *D. gemmula*, *O. minuta*, *O. alphaerostris*, *P. pinata* apresentaram forte correlação com as maiores concentrações dos EPTs cobre, chumbo, cromo, alumínio e manganês e com a maior porcentagem de composição orgânica e de silte. Essas características do sedimento foram verificadas nas estações C3, C7, C8, C9. Já a maior concentração de ferro e porcentagem de argila influenciaram as maiores abundâncias de *S. grubei* na C4 e a distribuição de *O. fusiformis*. Na C16 os taxa dominantes foram *Donax* sp., *H. elongata* e *A. brasiliana* influenciados pela maior porcentagem de areiaG. As estações C13 e C14 apresentaram maiores abundâncias de *Tellina* sp. e *Parandalia* sp. e foram correlatas com as porcentagens de silte, areia muito fina e as maiores concentrações dos EPTs. Embora o cálcio esteja presente em todas as estações, nas C11 e C12 apresentaram maiores concentrações (Figura 35).

Figura 35 – Resultados da Análise Canônica correlacionando as abundâncias dos *taxa* numericamente dominantes com as características granulométricas e químicas (EPTs e composição orgânica) do sedimento.



Por meio dos resultados do presente relatório foi possível traçar um panorama atual das características estruturais das comunidades bênticas da região costeira do Espírito Santo. Os resultados obtidos poderão ser utilizados para o acompanhamento ao longo do tempo e verificação das alterações nas características estruturais nas comunidades bênticas.

2.1.4 CONCLUSÃO

- A macrofauna bêntica do compartimento marinho nas 13 estações de coletas foi caracterizada por 65 *taxa*. Todos já citados em literatura específica ou relatórios técnicos.
- Os *taxa* registrados são integrantes dos grandes grupos taxonômicos: Platyhelminthes, Nematomorpha, *Nemertea*, Priapula, Echiura, Sipuncula, Mollusca, Polychaeta, Crustacea, Echinodermata e Cephalocordata.
- Polychaeta foi o grupo dominante e com o maior número de *taxa* nas amostras, seguido por Mollusca e Crustacea.
- Na maioria das estações de coletas não houve diferenças significativas entre o número de *taxa* e abundâncias médias nos dois períodos amostrais.
- As estações da foz, ao norte e ao sul da foz do rio Doce são dominados por mais de um grupo taxonômico.
- *Magelona sp.* e *Amphipoda sp.* podem vir a ser utilizadas como bioindicadoras na foz do rio Doce. Contudo, mais investigações devem ser realizadas nas abundâncias dos dois *taxa*.
- Quatro grupos foram formados levando em consideração as abundâncias dos *taxa*. O primeiro formado pelas estações da foz do rio Doce e estações situadas ao norte (C3, C4, C7, C8, C9, C13 e C14); o segundo por duas estações localizadas na foz contudo com maiores percentagens de areia (C5 e C6) ; o terceiro grupo com as estações ao sul da foz rio Doce (C11, C12, C15) e a quarta somente com a estação C16 que localiza-se na região mais profunda.
- A distribuição dos *taxa* sofreu influência das características granulométricas e químicas do sedimento.

2.2 ESTUÁRIOS

2.2.1 INTRODUÇÃO

Padrões de distribuição da macrofauna bêntica de estuários são determinados pelos gradientes ambientais, tais como exposição à ação das ondas, taxa de diluição da água do mar pela água dos rios, turbidez, saturação de gênio, tipo de sedimento e poluição (DUKE et al., 1998).

A fauna bêntica dos estuários é constituída por um conjunto de espécies tipicamente da zona de estuário e espécies que neles penetram vindas do mar, mais um pequeno número de espécies com a capacidade osmorreguladora que lhes permite entrar e sair do meio de água doce (VÉLEZ, 1971). As adaptações exibidas pelos organismos estuarinos são diversas: morfológicas; fisiológicas (osmoregulação); comportamentais (padrões e modalidades migratórias) fazendo com que sejam considerados importantes indicadores da qualidade do ambiente e extremamente valiosos em diagnósticos e monitoramentos ambientais (RÉ, 2000).

Como as comunidades bênticas são compostas de muitas espécies apresentam grande importância, seja nas teias alimentares dulcícolas, estuarinas e marinhas, como fonte de alimento para recursos pesqueiros pelágicos e demersais, ou como recursos vivos com importância econômica (LAVRADO e INÁCIO, 2006).

Com o desastre da barragem de Fundão os principais danos causados sob a macrofauna bêntica dos estuários foram: alterações das características estruturais das comunidades e contaminação por EPTs e estado de saúde dos animais.

O ambiente estuarino da foz do rio Doce recebeu grande quantidade de lama e a presença da pluma de rejeitos que continua presente no ambiente. Como os organismos bênticos apresentam baixa mobilidade e estreita relação com as características ambientais, tendem a morrer pela presença física do sedimento e a sofrer uma dinâmica de sucessão em função de mudanças no ambiente. As principais alterações verificadas nas comunidades bênticas em ambientes contaminados é a maior abundância de espécies oportunistas e diminuição da diversidade e número de taxa.

Com relação à contaminação dos organismos, os elementos potencialmente tóxicos (EPTs) presentes na lama e na pluma de rejeitos encontram-se associados à superfície das partículas sedimentares; são transportados associados ao material particulado em suspensão; estão dissolvidos na coluna d' água ou atingem a superfície da água por deposição atmosférica. Os EPTs quando presentes em excesso na coluna d' água, podem causar a morte dos animais pois prejudicam a respiração, obstruem as estruturas de alimentação e modificam a natureza de fundo ao se depositarem nos sedimentos (CLARK, 2001).

O objetivo desse estudo foi verificar os danos causados sob a comunidade bêntica de estuários em decorrência do rompimento da barragem de Fundão (MG) em 2015.

2.2.2 METODOLOGIA

A caracterização e o monitoramento das comunidades bênticas de fundos estuarinos foram realizados através de cinco estações de coletas. Duas estações, a C1 e a C2, foram plotadas no estuário

do rio Doce próximo da foz, em Regência (ES), a terceira (C10) na foz do rio Piraquê-açú, no balneário de Santa Cruz, em Aracruz (ES) e duas (L6 e L7) localizadas na Lagoa Monsarás, em Linhares (ES). As coordenadas encontram-se na seção de sedimentos desse relatório.

As coletas foram realizadas nos dias 5 e 4 de julho de 2018 (período seco) e 11 de fevereiro de 2019 (período chuvoso). As estações C1 e C2 foram amostradas na margem esquerda do rio Doce. Na C1 as margens apresentavam mata secundária e em algumas localidades apenas gramíneas.

A C2 está localizada na foz do rio Doce em frente ao trapiche de Regência. Ali, as margens são cobertas por mata de transição, com a presença de *Hibiscus tiliaceus* e *Montrichardia linifera*. A *M. linifera* pertence à família Araceae, popularmente como Aninga, é uma macrófita aquática anfíbia vastamente distribuída nas desembocaduras de rios. A Aninga é conhecida por funcionar como um filtro natural por absorver metais. A planta incorpora nas folhas grandes quantidades de manganês, magnésio e outros minerais presentes no solo e na água (AMARANTE et al., 2011) (Figura 36 A, B, C, D e E). Abaixo dos arbustos de *H. tiliaceus* foram observados vários exemplares do caranguejo *Cardisoma guanhumi*, o guanhumum.

A C10 está localizada no canal da Barra de Santa Cruz. Na margem esquerda do local é a praia de Santa Cruz e na direita a praia de Coqueiral seguida de uma faixa de mangue (Figura 36 F e G).

Posteriormente foram incluídas nessa seção as estações L6 e L7, localizadas na Lagoa Monsarás no Balneário de Povoação. A metodologia e as coletas foram realizadas pela equipe de macroinvertebrados de água doce nos dias 15 de julho de 2018 e 30 de janeiro de 2019.

Na primeira campanha na Lagoa Monsarás foi amostrada somente a estação L6 e na segunda campanha foi amostrada a L6 e inserida a L7.

Na Lagoa Monsarás, na L6 as margens são cobertas basicamente por gramíneas possuindo áreas impactadas pela presença de embarcadouros para pequenas canoas e acesso de estradas rurais (Figura 37 A e B). A L7 situa-se próxima a praia, e as margens apresentam mata secundária (Figura 37 C e D).

Figura 36 – Fotos das estações estuarinas utilizadas para o monitoramento das comunidades bênticas da Zona Costeira do Espírito Santo. A. e B. Estação C1; C., D. e E. Estação C2, em Regência (ES) e F. e G. Estação C10, em Aracruz (ES).



Fonte: Lactec.

Figura 37 – Fotos das estações na Lagoa Monsarás utilizadas para o monitoramento das comunidades bênticas da Zona Costeira do Espírito Santo. A. e B. Estação L6; C. e D. L7, em Povoação(ES).



Fonte: Lactec.

As amostras da macrofauna bêntica foram coletadas e acondicionadas como já mencionado no item 2.4.1.6 do TOMO IV.

2.2.3 RESULTADOS

Abaixo são apresentados os resultados comparativos das duas campanhas realizadas nesse diagnóstico para as estações C1, C2 e C10 e das duas campanhas na Lagoa Monsarás (L6 e L7).

Um total de 224 animais foram capturados nas três estações estuarinas nos períodos seco e chuvoso. A macrofauna bêntica foi caracterizada por 28 *taxa*. Polychaeta foi o grupo que apresentou maior número *taxa*, com 11 *taxa* (39,29%) distribuídos em oito famílias. Mollusca contribuiu com 10 *taxa* (35,71%) em oito famílias e Crustacea apenas 3 *taxa* (10,71%). Os demais grupos, Platyhelminthes, Nematoda, *Nemertea*, Insecta e Cephalocordata foram registrados com apenas 1 *taxa* (3,57%) (Tabela 10).

Tabela 10 – Lista de *taxa* do bentos de fundos consolidados de estuários da Zona Costeira do Espírito Santo (ES). Estações C1, C2 e C10.

FILOS	FAMÍLIAS	TAXA
PLATYHELMINTHES	Turbellaria	Platyhelminthes
NEMATODA		Nematoda
NEMERTEA		Nemertea
MOLLUSCA		
Bivalvia	Corbiculidae	<i>Corbicula fluminea</i>
	Donacidae	<i>Donax gemmula</i>
	Sphaeriidae	<i>Pisidium</i> sp.
	Semelidae	<i>Ervillia</i> sp.
		<i>Semele purpurascens</i>
	Veneridae	<i>Anomalocardia brasiliensis</i>
		<i>Chione cancellata</i>
	Tellinidae	<i>Macoma constricta</i>
		<i>Tellina</i> sp.
Scaphopoda	Dentaliidae	<i>Antalis disparile</i>
INSECTA	Diptera	Chironominae sp.
ANNELIDA		
Polychaeta	Acoetidae	<i>Polydora</i> sp.
	Glyceridae	<i>Glycinde multidentis</i>
		<i>Hemipodia simplex</i>
	Hesionidae	Hesionidae sp.
	Magelonidae	<i>Magelona</i> sp.
	Nereididae	<i>Nereis oligohalina</i>
		<i>Perinereis cultrifera</i>
	Oweniidae	<i>Owenia</i> sp.
	Spionidae	<i>Scolecopsis</i> sp.
	Syllidae	<i>Syllis</i> sp.
		Syllidae sp.
CRUSTACEA		
Amphipoda	Caprellidae	Caprellidae sp.
	Talitridae	<i>Atlantochelonia brasiliensis</i>
Tanaidacea		Tanaidacea sp.
CEPHALOCORDATA	Branchiostomidae	<i>Branchiostoma caribaeum</i>

A C10 apresentou o maior número de *taxa*, com 25 e nas estações C1 e C2 foram registrados 5 *taxa* em cada uma. Durante o período seco foram capturados 16 *taxa* e no chuvoso 20 *taxa*.

Os *taxa* com a maior frequência de ocorrência na amostra independente da estação foram *Branchiostoma caribaeum* (33,33%), Chironominae (27,78%), *Hemipodia simplex* (27,78%), *Macoma constricta* (22,22%), *Pisidium* sp. (22,22%), e *Owenia* sp. e *Nereis oligohalina* (16,67%) (Tabela 11).

Tabela 11 – Valores das Frequências de Ocorrência (FOC %) e Abundâncias Relativas (%) dos *Taxa* registrados em estuários da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.

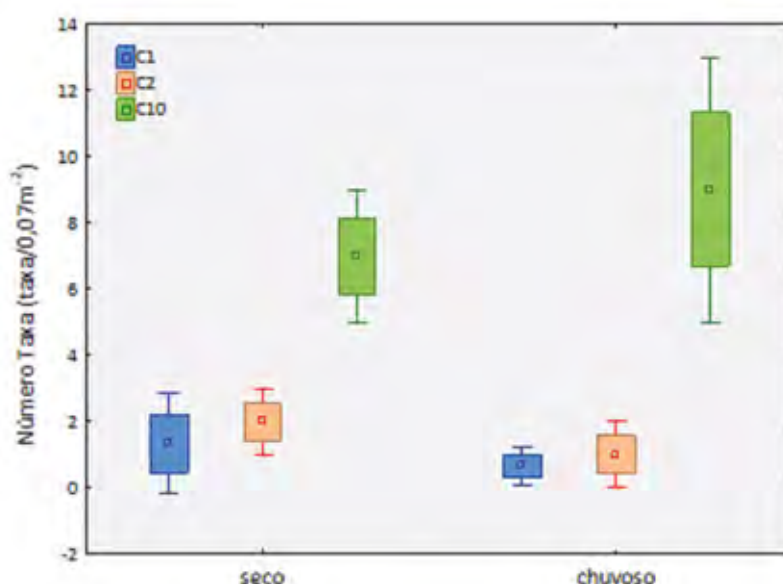
TAXA	FOC %	Abundâncias %	Seco	Chuvoso
Platyhelminthes	16,67	1,79	X	
Nematoda	5,56	0,45	X	
Nemertea	11,11	2,23		X
<i>Anomalocardia brasiliiana</i>	11,11	1,34	X	X
<i>Antalis disparile</i>	16,67	2,23	X	
<i>Chione cancellata</i>	11,11	0,89		X
<i>Corbicula fluminea</i>	5,56	0,89		X
<i>Donax gemmula</i>	11,11	1,34		X
<i>Ervilia</i> sp.	5,56	2,23		X
<i>Macoma constricta</i>	22,22	3,57	X	X
<i>Pisidium</i> sp.	22,22	6,70	X	
<i>Semele purpurascens</i>	11,11	0,89		X
<i>Tellina</i> sp.	5,56	1,34		X
<i>Glycinde multident</i>	5,56	0,45		X
<i>Hemipodia simplex</i>	27,78	4,02	X	X
Hesionidae	5,56	0,45	X	
<i>Magelona</i> sp1.	5,56	0,45	X	
<i>Nereis oligohalina</i>	16,67	6,70	X	
<i>Perinereis cultrifera</i>	5,56	0,45		X
<i>Polyodontes</i> sp.	5,56	0,45		X
<i>Owenia</i> sp1.	16,67	2,23	X	X
<i>Scolecopsis</i> sp.	5,56	0,45		X
<i>Syllis</i> sp.	5,56	0,45		X
Syllidae sp.	5,56	0,45		X
Chironominae	27,78	12,05	X	X
<i>Atlantochestoidea brasiliensis</i>	11,11	0,89	X	X
<i>Caprellidae</i> sp1.	5,56	0,45	X	
<i>Tanaidacea</i> sp1	5,56	0,45	X	
<i>Branchiostoma caribaeum</i>	33,33	43,75	X	X

O número de *taxa* por estação variou de $0,67 \pm 0,58$, na C1 a $9,00 \pm 4,00$ taxa.0,07m⁻², na C10 ambos durante o período chuvoso (Tabela 12; Figura 38).

Tabela 12 – Valores médios e desvios padrão das Abundâncias e do Número de *Taxa* ($\text{taxa} \cdot 0,07 \text{ m}^{-2}$) da macrofauna bêntica registrada nos estuários da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.

Estações	Períodos	Abundâncias ($0,07 \text{ m}^{-2}$)		Número de taxa ($0,07 \text{ m}^{-2}$)	
		Médias	DP	Médias	DP
C1	seco	4,00	6,08	1,33	1,53
C1	chuvoso	1,33	1,15	0,67	0,58
C2	seco	11,33	10,02	2,00	1,00
C2	chuvoso	1,00	1,00	1,00	1,00
C10	seco	35,33	10,12	7,00	2,00
C10	chuvoso	21,67	13,05	9,00	4,00

Figura 38 – Gráfico dos valores médios e desvios padrão do Número de *Taxa* ($\text{taxa} \cdot 0,07 \text{ m}^{-2}$) da macrofauna de estuários localizados na zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.



Foi verificada diferença significativa entre as médias do número de *taxa* e períodos de coletas ($F = 9,30$; $p < 0,001$). A C10 nos períodos seco e chuvoso apresentou significativamente maior número de *taxa* que as demais estações nos dois períodos (Tabela 12; Figura 38). Não foram verificadas diferenças significativas no número de *taxa* em nenhuma estação nos dois períodos amostrais.

Na C1 os grupos frequentes e com o maior número médio de *taxa* foram Platyhelminthes, Polychaeta, Insecta e Cephalocordata. Na C2, os grupos foram Mollusca, Polychaeta e Insecta. Já na C10, que foi a estação que apresentou o maior número de *taxa*, a maior contribuição foi de Mollusca (Tabela 13).

A nível de grandes grupos taxonômicos Cephalocordatada contribuiu com 43,75% da abundância total dos indivíduos capturados, Mollusca com 21,43%, Polychaeta, 16,52%, Insecta 12,05%. Os demais grupos somados representaram menos de 7% de animais na amostra (Figura 39).

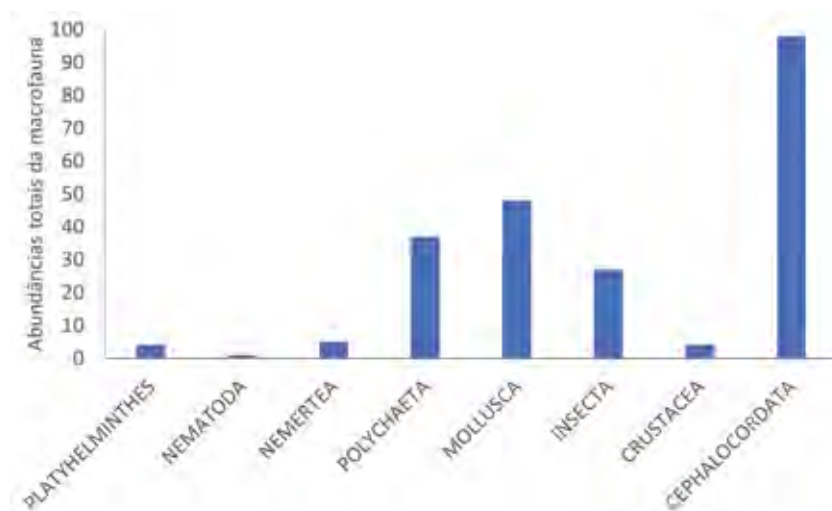
Tabela 13 – Valores médios e desvios padrão do Número de taxa ($0,07 \text{ m}^{-2}$) dos grandes grupos taxonômicos da macrofauna bêntica dos estuários da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso. M: média; DP: desvio padrão.

Estações	Períodos	Platyhelminthes		Nematoda		Nemertea		Mollusca		Polychaeta		Insecta		Crustacea		Cephalocordata	
		M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP
C1	seco	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	0,33	0,58	0,00	0,00	0,33	0,58
C1	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,58	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00
C2	seco	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,67	0,58	0,67	0,58	0,00	0,00	0,33	0,58
C2	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,58	0,33	0,58	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00
C10	seco	0,33	0,58	0,33	0,58	0,00	0,00	1,67	1,53	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,33	0,58
C10	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,58	3,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00

Tabela 14 – Valores médios e desvios padrão das Abundâncias ($0,07 \text{ m}^{-2}$) dos grandes grupos taxonômicos da macrofauna bêntica registradas nos estuários da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso. M: média; DP: desvio padrão.

Estações	Períodos	Platyhelminthes		Nematoda		Nemertea		Polychaeta		Mollusca		Insecta		Crustacea		Cephalocordata	
		M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP
C1	seco	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,33	2,31	2,33	4,04	0,00	0,00	0,00	0,00
C1	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	1,15	0,67	1,15	0,00	0,00	0,00	0,00
C2	seco	0,67	1,15	0,00	0,00	0,00	0,00	5,00	3,61	0,00	0,00	5,67	5,51	0,00	0,00	0,00	0,00
C2	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,58	0,00	0,00	0,33	0,58	0,00	0,00	0,00	0,00
C10	seco	0,33	0,58	0,33	0,58	0,00	0,00	2,33	2,52	7,00	1,00	0,00	0,00	1,00	1,00	24,33	13,32
C10	chuvoso	0,00	0,00	0,00	0,00	1,67	1,53	4,33	3,06	7,00	4,36	0,00	0,00	0,33	0,58	8,33	5,51

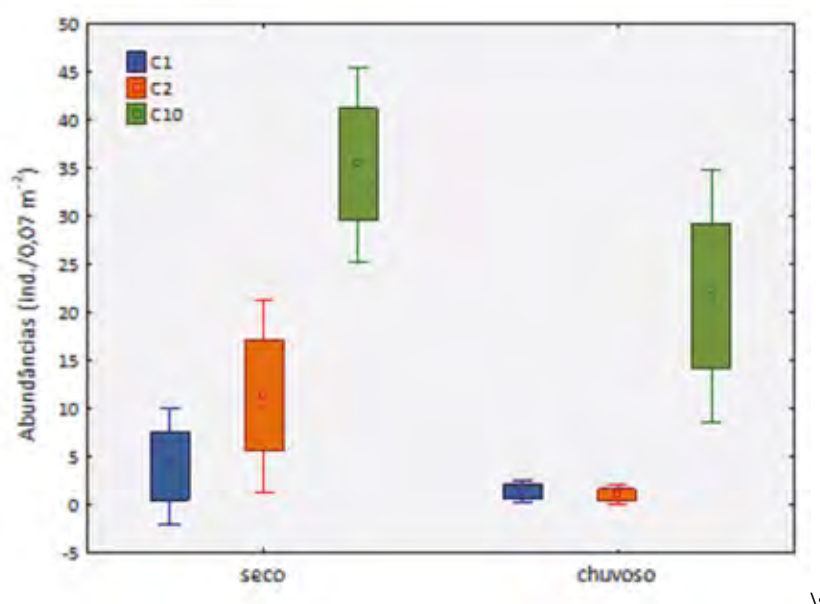
Figura 39 – Gráfico das Abundâncias totais da macrofauna bêntica dos estuários da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco (2018) e chuvoso (2019)



Os taxa dominantes no total da amostra foram o *B. caribaeum*, *Chironomidae*, *N. oligohalina* e *Pisidium* sp.

As maiores abundâncias médias foram da C10, com $35,33 \pm 10,12$ no período seco e $21,67 \pm 13,05$ ind.0,07 m⁻², no chuvoso. As abundâncias médias na C1 foram de $1,33 \pm 1,15$ ind.0,07 m⁻², no período chuvoso a $4,00 \pm 6,08$ ind.0,07 m⁻², no período seco. Na C2, os valores médios foram $1,00 \pm 1,00$ e $11,33 \pm 10,02$ ind.0,07 m⁻² nos períodos chuvoso e seco, respectivamente (Tabela 12; Figura 40).

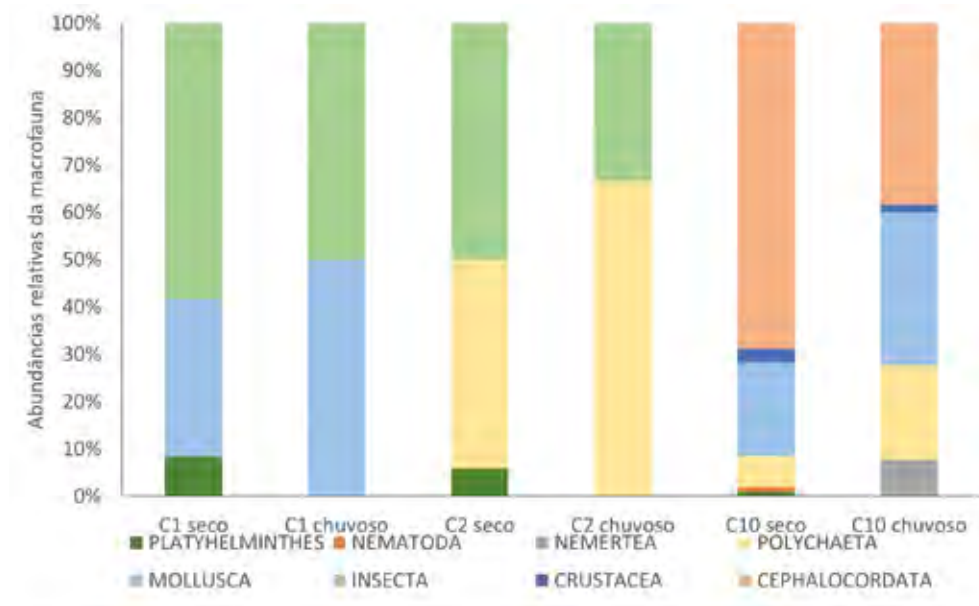
Figura 40 – Gráfico dos valores médios desvios padrão das Abundâncias (ind. 0,07 m⁻²) da macrofauna dos estuários localizados na zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.



Diferença significativa foi registrada entre as abundâncias médias das três estações estuarinas nos dois períodos ($F = 8,17$; $p < 0,01$). A maior abundância média foi na C10 durante o período seco. Entre as demais estações e seus períodos não foram verificadas diferenças significativas (Tabela 12).

Na C1 as maiores abundâncias médias e relativas foram de Insecta no período seco e Insecta e Mollusca no período chuvoso. Na C2 no período seco Polychaeta e Insecta foram os grupos dominantes e durante o período chuvoso Polychaeta atingiu mais de 60% da abundância relativa. Cephalocordata foi responsável por mais de 70% da abundância relativa na C10 durante o período seco e no chuvoso as maiores abundâncias foram registradas para Mollusca e Cephalocordata (Tabela 14; Figura 41).

Figura 41 – Gráfico das Abundâncias Relativas (%) da macrofauna bêntica nos estuários do litoral do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.



O táxon que contribuiu com a maior abundância na C1 foi *Chironomidae*, na C2 *N. oligohalina* e *Chironomidae* e na C10 foi *B. caribaeum* foi o táxon dominante.

A maior diversidade média foi verificada na C10 durante o período chuvoso ($1,79 \pm 0,28$). Os maiores valores equitabilidade foram registrados na C2 sendo que alguns valores de não puderam ser calculados pois teve período que não foi registrado nenhum animal ou apenas um exemplar (Tabela 15).

Tabela 15 – Valores das médias e desvios padrão dos índices de diversidade de Shanon-Wiener (H') e de equitabilidade de Pielou (J') da macrofauna bêntica dos estuários do litoral do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.

Estações	Pielou J' Médias	Pielou J' Desvios	H' (log e) Médias	H' (log e) Desvios
C1seco	0,83	-	0,30	0,52
C1chuvoso	-	-	0,00	0,00
C2seco	0,92	0,11	0,54	0,48
C2chuvoso	1,00	-	0,23	0,40
C10seco	0,58	0,19	1,16	0,54
C10chuvoso	0,86	0,09	1,79	0,28

Os maiores valores de número taxa e abundância na C10 podem estar relacionados com a maior heterogeneidade das frações granulométricas e maiores concentrações de cálcio e conteúdo orgânico no sedimento (Tabela 16, Tabela 17).

Tabela 16 – Valores percentuais da classificação dos grãos nas amostras das estações, localizadas nos estuários da zona costeira do Espírito Santo. Coleta realizada em julho de 2018.

Estações	Argila (%)	Silte (%)	Areia Muito Fina (%)	Areia Fina (%)	Areia Média (%)	Areia Grossa (%)	Areia Muito Grossa (%)	Cascalho(%)
C1	1,09	16,98	37,46	1,12	0,35	17,92	13,9	11,2
C2	3,79	13,4	54,14	18,12	10,2	0,35	0	0
C10	8,4	9,2	17,73	11	10,96	3,56	27,98	11,17

Tabela 17 – Valores das concentrações de EPTs (mg/kg), do cálcio e carbono orgânico nas estações estuarinas da costa do Espírito Santo, durante o período seco.

Estações	Alumínio total	Arsênio total	Cálcio Total	Chumbo total	Cobre total	Cromo total	Ferro total	Manganês total	Carbono Orgânico
C1	1314	0,1	250	1,28	< 0,1	4,58	2734	67,5	0,2
C2	2867	5,81	312	2,15	2,66	13,6	5613	57,8	0,26
C10	1835	7,52	20200	2,57	< 0,1	5,91	5077	58,8	0,76

As densidades nas C1, C2 e C10 foram respectivamente, 514,3, 1457,10 e 4542,90 ind.m⁻² no período seco e 171,4, 128,6 e 2785,7 ind.m⁻², no período chuvoso.

Corbicula fluminea, um Bivalvia exótico originário da Ásia, foi coletado nas duas estações da foz do rio Doce, C1 e C2. A presença dessa espécie invasora já havia sido registrada para o rio Doce por Vidigal et al., (2005).

Os maiores valores médios do número de taxa, abundâncias e diversidade na estação C10 estão relacionados com a maior heterogeneidade das frações granulométricas do sedimento, teores de cálcio e conteúdo orgânico disponível para os animais. Entretanto foi verificada a maior concentração de ferro nessa estação. Os demais EPTs não sofreram muitas alterações entre as estações amostrais (Tabela 16).

Nas duas campanhas realizadas na Lagoa Monsarás foram feitas amostragens na L6 e na segunda campanha foi adicionada à estação L7 que se localiza paralelamente à praia da Vila de Povoação. Após a triagem e identificação dos organismos a localidade foi incluída na seção de estuários desse diagnóstico. As coletas realizadas até o presente momento foram consideradas piloto para a adequação dos locais de coletas e da metodologia utilizada.

Os resultados apresentados aqui serão uma breve caracterização da macrofauna bêntica da lagoa através dos organismos coletados até o momento.

O rio Monsarás possui uma bacia hidrográfica de cerca de 860 km² e desagua na lagoa Monsarás. Esta lagoa possui a barra fechada na maior parte do ano, sendo aberta somente nas épocas de chuva mais intensas. Assim, apesar da proximidade, o rio Monsarás não é afluente do rio Doce, tendo a sua foz diretamente no mar (LINHARES ENERGIA, 2009).

A Lagoa Monsarás localiza-se no município de Regência e apresenta 212,55 hectares. Em 2011 foram realizadas coletas de água na Lagoa e os resultados mostraram que os parâmetros demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD) e sólidos totais dissolvidos e coliformes

permaneceram fora dos padrões estabelecidos pela resolução do CONAMA 357/05 para águas doces classe II (EIA UTE, 2011).

Após o desastre do rompimento da barragem de Fundão o Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do estado do Espírito Santo vem monitorando a qualidade das águas da Lagoa Monsarás. No final de 2016 foram coletadas amostras de água que continham o mesmo aspecto da pluma de sedimentos observada na foz do rio Doce (IEMA, 2016). Assim, mesmo não fazendo parte da bacia do rio Doce a área da Lagoa Monsarás também foi atingida pelo desastre justificando ser uma área a ser monitorada nesse programa.

Nas amostras de 2018 e 2019 foram coletados 121 exemplares de invertebrados aquáticos. Insecta foi o grupo mais frequente e dominante.

A grande maioria da macrofauna benthica da Lagoa Monsarás foi caracterizada por organismos típicos de ambientes dulcícolas. Foram coletados 14 taxa, desses 12 são dulcícolas: Oligochaeta, os Mollusca Planorbidae e *Melanoides tuberculatus*, os Insecta Dytiscidae, *Chironomidae*, *Martarega* sp., *Notonecta*, *Lestes* sp., *Dytomis* sp. e os Crustacea Amphipoda e Isopoda. Apenas os Polychaeta Lumbrineridae e *Laeonereis acuta* são registrados em ambientes estuarinos (Tabela 18).

Tabela 18 – Lista de taxa da macrofauna benthica coletados nas estações L6 e L7 localizadas na Lagoa Monsarás (ES), durante os períodos seco (2018) e chuvoso (2019).

FILOS	FAMÍLIAS	TAXA
ANNELIDA		
Oligochaeta		Oligochaeta
Polychaeta	Lumbrineridae	Lumbrineridae
	Nereididae	<i>Laeonereis acuta</i>
MOLLUSCA		
Gastropoda	Planorbidae	Planorbidae
	Thiaridae	<i>Melanoides tuberculatus</i>
INSECTA		
Coleoptera	Dytiscidae	Dytiscidae
Diptera	Chironominae	Chironominae
		Tanypodinae
Hemiptera	Notonectidae	<i>Martarega</i> sp.
		<i>Notonecta</i> sp.
Odonata	Lestidae	<i>Lestes</i> sp.
	Libellulidae	<i>Dytomis</i> sp.
CRUSTACEA		
Amphipoda		Amphipoda
Isopoda		Isopoda

O maior número taxa (7 taxa) foi registrado em uma amostra do talude na L6. Chironomidae apresentou a maior abundância nas amostras tanto na margem como no talude. Os demais taxa foram pouco frequentes e ocorreram em baixas abundâncias.

A dominância de *Chironomidae* nas amostras demonstra que o ambiente apresenta baixas taxas de oxigênio e boa quantidade de material particulado dissolvido que é utilizado como alimento para animais desse grupo.

Dentre os macroinvertebrados bênticos, a Família *Chironomidae* é a mais abundante e diversa nos corpos d'água, pois apresentam diversas adaptações biológicas e ecológicas como a elevada resistência e resiliência a ambientes impactados, tamanho do corpo pequeno e curto ciclo de vida. A principal adaptação do grupo está relacionada com sua respiração. Enquanto muitos insetos aquáticos são imperfeitamente adaptados à água, em termos de respiração, as larvas de *Chironomidae* são apnêusticas e capazes de respirar o oxigênio dissolvido na água através da superfície do corpo. Expansões na extremidade posterior das larvas também contribuem para a obtenção do oxigênio dissolvido (HAMADA ; NESSIMIAN e QUERINO, 2014).

Outro aspecto importante a se ressaltar é que foram coletadas a espécie exótica de Gastropoda *Melanoides tuberculatus* nas duas estações da Lagoa Monsarás e o Planorbidae *Biomphalaria* sp. na L6.

A espécie *M. tuberculatus* já tinha sido registrada para vários corpos de água no Espírito Santo, inclusive para o rio Doce (VIDIGAL et al., 2005). *M. tuberculatus* é um gastrópodo polimórfico invasor, de origem africana que expandiu sua distribuição geográfica a todas regiões tropicais. A grande habilidade de *M. tuberculatus* para se espalhar e colonizar novos ambientes naturais e artificiais, geralmente resulta em altas densidades populacionais, ameaça a fauna nativa de moluscos e deve ser monitorada e documentada (COSTA et al., 2017).

Espécies do gênero *Biomphalaria* sp. já haviam sido citada para o rio Doce e apresentam importância sanitária pois podem ser hospedeiras intermediárias do trematódeo *Schistosoma mansoni* causador da esquistossomose.

Além da importância sanitária das espécies exóticas sabe-se que a introdução de espécies em ambientes naturais pode causar diversos problemas ecológicos, uma vez que essas podem se tornar invasoras, principalmente na ausência de predador natural, e em decorrência disso, colocar em risco de extinção as espécies nativas (RENARD et al., 2000).

A presença das espécies exóticas e de importância sanitária nas amostras mostra que deve ser dada maior ênfase nas abundâncias dessas espécies visando acompanhar o crescimento excessivo ao longo dos anos após o desastre de Fundão.

2.2.4 CONCLUSÃO

- Um total de 28 taxa foi coletado nas estações estuarinas e 14 na Lagoa Monsarás. Durante o período chuvoso foi capturado maior número de taxa.
- Foi verificada diferença significativa nas médias do número de taxa e abundâncias nas estações estuarinas. Baixo número de taxa e menores abundâncias foram registradas nas estações C1 e C2 localizadas na foz do rio Doce quando comparadas com a C10 localizada ao sul da foz, na Barra de Santa Cruz.
- O Cephalocordata *B. caribaeum* foi o táxon dominante na C10 e *Chironomidae* na C1 e C2.

- Para cada estação, as médias do número de *taxa* e das abundâncias não apresentaram diferenças significativas entre os períodos do ano.
- Os maiores valores médios do número de *taxa*, abundâncias e diversidade na estação C10 estão relacionados com a maior heterogeneidade das frações granulométricas do sedimento, teores de cálcio e conteúdo orgânico disponível para os animais.
- A maioria dos *taxa* registrados na Lagoa Monsarás são típicos de ambientes límnicos.
- Espécies com interesse sanitário e invasoras foram registradas nas estações C1, C2 e Lagoa Monsarás. Foram coletadas *Corbicula fluminea* nas estações da foz do rio Doce e *Melanoides tuberculatus* e *Biomphalaria* sp. na Lagoa Monsarás. *C. fluminea* e *M. tuberculatus* são espécies exóticas e podem competir com as nativas em ambientes alterados. *Biomphalaria* sp. apresenta importância sanitária pois algumas espécies são hospedeiras intermediárias do trematódeo *Schistosoma mansoni*.

2.3 PRAIAS ARENOSAS

2.3.1 INTRODUÇÃO

A macrofauna da zona entremarés de praias pode ser caracterizada como uma comunidade com baixa diversidade, reduzida riqueza e elevada dominância numérica de poucas espécies, quando comparada com a de regiões submersas (AMARAL et al., 2003). Está representada pela maioria dos grupos taxonômicos como Cnidaria, Turbellaria, Nemertinea, Nematoda, Annelida, Mollusca, Echiura, Sipuncula, Crustacea, Pycnogonida, Brachiopoda, Echinodermata e Hemichordata. Entre estes, os numericamente mais importantes são Polychaeta, Mollusca e Crustacea (BROWN e MCLACHLAN, 1990).

A composição e abundância das comunidades macrofaunais de praias arenosas são determinadas principalmente pelos fatores que modificam o ambiente, como por exemplo as ondas, marés, ventos, chuvas, constituição sedimentar, influência de fontes de água doce, além das mudanças pela ação antrópica as quais podem causar profundas mudanças na biota (NYBAKKEN, 2000; MCLACHLAN e BROWN, 2006). Diferente de outros grupos biológicos, a macrofauna bêntica de praias possui baixa mobilidade e não é capaz de deixar rapidamente o local que habita quando as condições ambientais são alteradas.

No caso do desastre da barragem de Fundão os organismos das praias ficaram expostos à pluma, que gerou a deposição dos sedimentos finos do rejeito e disponibilização de EPTs tanto na água como no substrato.

O maior volume de informações sobre a macrofauna de praias concentra-se nas regiões sul e sudeste com destaque para os estados do Rio Grande do Sul, Paraná, São Paulo e Rio de Janeiro. A partir daí diminuem progressivamente em direção aos estados do nordeste e norte do País (AMARAL et al., 2003; AMARAL e JABLONSKI, 2005; AMARAL et al., 2016; AMARAL et al., 1994).

Um levantamento sobre o conhecimento, serviços ecossistêmicos, impactos e prioridades para as praias arenosas brasileiras foi realizado em 2016. No estudo somente cinco trabalhos foram citados para o estado do Espírito Santo (AMARAL et al., 2016). Após o período desse estudo, o conhecimento sobre a macrofauna das praias no estado continua reduzido (COUTINHO, 2013; COUTINHO, 2015; TEIXEIRA, 2016; SOARES e BERNARDINO, 2016; COUTINHO e BERNARDINHO, 2017). A linha base foi elaborada a partir dos poucos dados conhecidos para o Espírito Santo que serão utilizados para a comparação com os resultados obtidos nesse diagnóstico.

2.3.2 METODOLOGIA

Para a caracterização e o monitoramento da fauna bêntica das praias do litoral do Espírito Santo foram selecionadas duas estações amostrais, cujas coordenadas geográficas são apresentadas na seção de sedimentos desse diagnóstico. As localidades foram posicionadas a fim de monitorar as características das comunidades bênticas em praias ao sul e ao norte da foz do rio Doce, que podem ter recebido resíduos do rejeito proveniente do desastre da barragem de Fundão (MG).

As estações foram denominados de BS2, localizada ao sul da foz do rio Doce no Município de Aracruz próximo da Barra de Santa Cruz e, a segunda de BS3 ao norte na Zona Litorânea do Espírito Santo, no município de Linhares (Figura 42). As coletas foram realizadas em dois períodos do ano, no período seco entre 7 e 11 de julho de 2018 e no período chuvoso nos dias 15 e 16 de fevereiro de 2019.

Segundo informações de moradores locais a BS2 sofre maior influência antrópica pois o local é frequentado por turistas, já a BS3 é menos frequentada em função de não possuir estrada pavimentada até a trilha de acesso à praia. As duas localidades apresentavam faixa de restinga bem preservada com plantas características de restinga.

Figura 42 – Fotos das praias utilizadas para o monitoramento das comunidades bênticas da Zona Costeira do Espírito Santo. A. BS2, Município de Aracruz e B. BS3, Município de Linhares.



Fonte: Lactec.

Para a escolha de cada local de estudo foi levado em consideração: o acesso para realizar as amostragens, pouco impacto antrópico no local e que a praia fosse do tipo dissipativa ou tendendo a dissipativa segundo as classificações propostas por Whright e Short, (1983). Segundo Defeo et al., (2009) (in ROSA FILHO et al., 2015) as praias dissipativas abrigam maior biodiversidade.

A Figura 43 apresenta um desenho esquemático do método utilizado para a obtenção das amostras. A escolha da metodologia de amostragem foi adaptada dos “Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros” produzido por Bernardino et al. (2015).

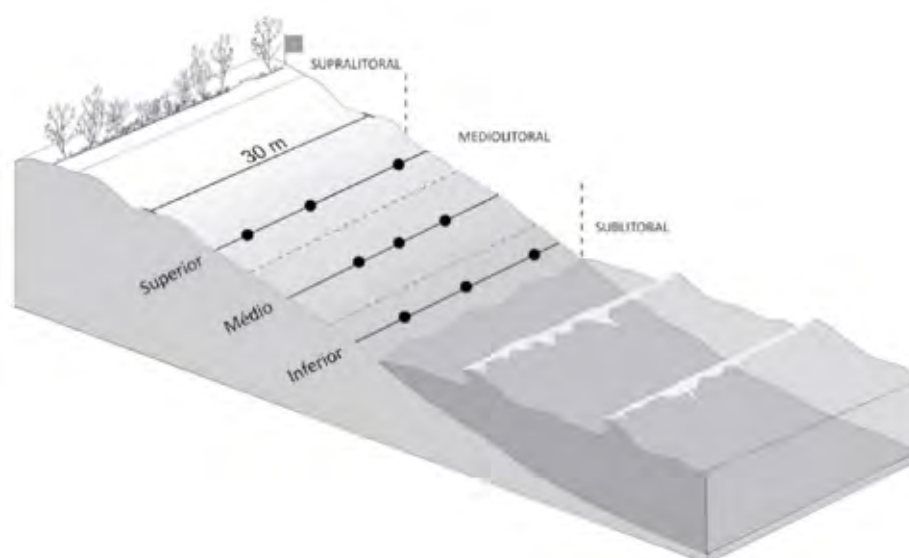
Em cada praia foi estabelecido um setor de 30 m de comprimento, paralelo a linha d’água e largura da região entremarés, entre a linha da maré mais alta e o limite inferior de recuo máximo das ondas no horário previsto para a maré mais baixa de sizígia (Figura 43).

Um Marco Fixo (MF) georreferenciado foi instalado em cada praia, na região das dunas, no início da vegetação arbustiva que servirá como referência para o monitoramento semestralmente da macrofauna bêntica ao longo do diagnóstico ambiental.

Após a determinação do setor de amostragem foi medida a distância entre o marco fixo e a linha da maré alta (linha mais evidente na areia) e a largura da praia desde o MF até o limite inferior de recuo máximo das ondas no horário previsto para a maré mais baixa de sizígia. A partir da diferença dessas duas medidas a largura da região entremarés foi aferida.

A região de entremarés foi dividida em três faixas: superior, média e inferior, com o intuito de abranger todas as faixas com 9 réplicas amostrais. Em cada faixa foi estendida uma trena com 30 m de comprimento sendo que, cada metro correspondia a uma possibilidade de sorteio para as réplicas. Para cada faixa foi sorteada aleatoriamente três réplicas amostrais, totalizando 9 réplicas em cada praia (Figura 43).

Figura 43 – Desenho amostral da coleta da macrofauna bêntica de praias nos níveis superior, médio e inferior, exemplificando a distribuição das réplicas nas três faixas da região de entremarés.



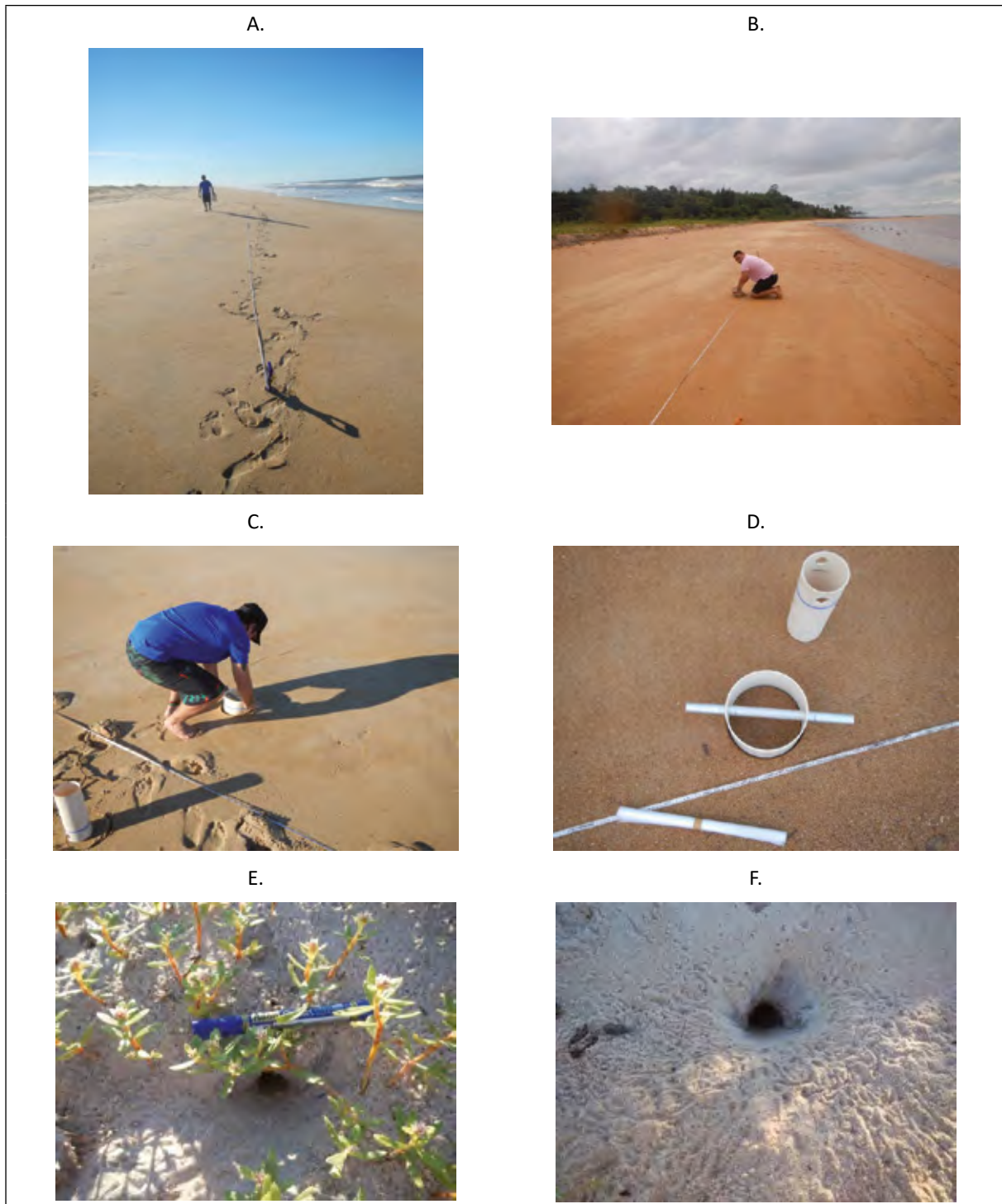
Fonte: Lactec.

As amostras da macroinfauna bêntica foram coletadas utilizando-se um amostrador cilíndrico com 20 cm de diâmetro ($0,031 \text{ m}^2$) enterrado até 20 cm de profundidade. O volume de sedimento no interior do amostrador constituiu uma amostra (Figura 44 A, B e C).

Além das amostras da macrofauna foi coletada uma amostra de sedimento ao lado da primeira réplica na faixa inferior da zona de entremarés para análises granulométricas. Para a coleta foi utilizado um amostrador cilíndrico com 10 cm de diâmetro enterrado até 20 cm de profundidade (Figura 44 D).

Também foi verificada e registrada a presença de tocas do caranguejo-fantasma *Ocypode quadrata* na região do supralitoral ao longo dos 30 metros da área amostral (Figura 44 E e F).

Figura 44 – Fotos das coletas e das réplicas utilizadas para a caracterização e monitoramento da macroinfauna bêntica de praias (A, B e C), para a análise dos sedimentos (D) e observação de exemplares do caranguejo-fantasma *Ocypode quadrata* (E e F).



Fonte: Lactec.

Após as coletas, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos. As amostras da fauna fixadas com uma solução de formalina à 4%. No laboratório as amostras foram lavadas sob peneira com malha de abertura 0,5 mm e posteriormente triadas em cubas plásticas. Os organismos foram coletados e transferidos para frascos com álcool etílico 70%. A amostra de sedimento foi enviada para o laboratório in natura no dia da coleta no campo (ANA, 2011).

Com auxílio de um microscópio estereoscópico os organismos foram identificados ao menor nível taxonômico possível, a partir de consultas às bibliografias especializadas. Os animais foram contados e conservados em álcool etílico 70% (ANA, 2011). Alguns exemplares de cada morfotipo foram separados para o tombamento de amostras junto à coleção de Invertebrados do Museu de História Natural Capão da Imbuia em Curitiba (PR).

Os dados foram registrados em planilhas contendo as informações sobre a ocasião das coletas e o número de indivíduos de cada espécie e/ou morfotipos presentes em cada amostra.

2.3.3 RESULTADOS

Abaixo são apresentados os resultados obtidos das duas campanhas realizadas durante os períodos seco e chuvoso nas estações BS2 e BS3. Os resultados obtidos nesse diagnóstico são pioneiros para as localidades selecionadas e poderão ser utilizados para o monitoramento das praias arenosas no litoral do Espírito Santo.

Um total de 179 animais foram capturados nas duas estações de praias arenosas estudadas. Na amostra foram registrados 18 taxa distribuídos a nível de grandes grupos em Mollusca, Annelida e Crustacea. Mollusca foi o grupo que apresentou o maior número de taxa com 55,56% (10) do número total de taxa. Annelida e Crustacea apresentaram 4 taxa cada um, com 22,22% do número de taxa para cada um deles (Tabela 19).

Tabela 19 – Lista de taxa da fauna bêntica registrados nas estações BS2 e BS3 localizadas em praias arenosas do Espírito Santo, nos períodos seco (2018) e chuvoso (2019).

FILOS	FAMÍLIAS	TAXA
MOLLUSCA		
Bivalvia	Donacidae	<i>Donax gemmula</i>
		<i>Donax hanleyanus</i>
	Mactridae	<i>Mulinia cleryana</i>
	Tellinidae	<i>Macoma constricta</i>
		<i>Tellina</i> sp.
	Veneridae	<i>Anomalocarida brasiliana</i>
Gastropoda	Achatinidae	<i>Achatina fulica</i>
	Littorinidae	<i>Echinolittorina lineolata</i>
	Olividae	<i>Olivella minuta</i>
	Trochidae	<i>Tegula viridula</i>
ANNELIDA		
Polychaeta	Glyceridae	<i>Hemipodia californiensis</i>
	Pisionidae	<i>Pisionidens</i> sp.
	Spionidae	<i>Scolelepis</i> (S.) <i>agilis</i>
		<i>Scolelepis squamata</i>
CRUSTACEA		
<i>Amphipoda</i>	Talitridae	<i>Atlantochestoidea brasiliensis</i>
<i>Isopoda</i>	Cirolanidae	<i>Excirolana armata</i>
Decapoda	Ocypodidae	<i>Ocypode quadrata</i>
	Sergestidae	<i>Acetes americanus</i>

Os taxa mais frequentes foram o Crustacea *Excirolana armata* registrado em 50,00% das amostras, o Polychaeta *Hemipodia californiensis* em 13,89% e o Mollusca *Tellina* sp. em 11,11% das amostras. Os demais taxa foram frequentes em menos de 10% das amostras (Tabela 20).

Tabela 20 – Valores das Frequências de Ocorrência (FOC %) e Abundâncias Relativas (%) dos Taxa registrados nas praias da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.

TAXA	FOC %	Abundâncias %	Seco	Chuvoso
<i>Donax gemmula</i>	5,56	1,12		X
<i>Donax hanleyanus</i>	2,78	0,56		X
<i>Mulinia cleryana</i>	2,78	1,12	X	
<i>Macoma constricta</i>	5,56	1,12	X	
<i>Tellina</i> sp.	11,11	3,93		X
<i>Anomalocarida brasiliiana</i>	2,78	0,56	X	
<i>Echinolittorina lineolata</i>	2,78	1,12	X	
<i>Olivella minuta</i>	2,78	0,56	X	
<i>Tegula viridula</i>	5,56	2,25	X	
<i>Hemipodia californiensis</i>	13,89	3,93	X	
<i>Pisionidens</i> sp.	8,33	6,74		X
<i>Scolecopsis</i> (S.) <i>agilis</i>	5,56	8,99		X
<i>Scolecopsis squamata</i>	5,56	2,25		X
<i>Atlantochestoidea brasiliensis</i>	8,33	1,69	X	
<i>Excirolana armata</i>	50,00	54,49	X	X
<i>Acetes americanus</i>	8,33	9,55		X

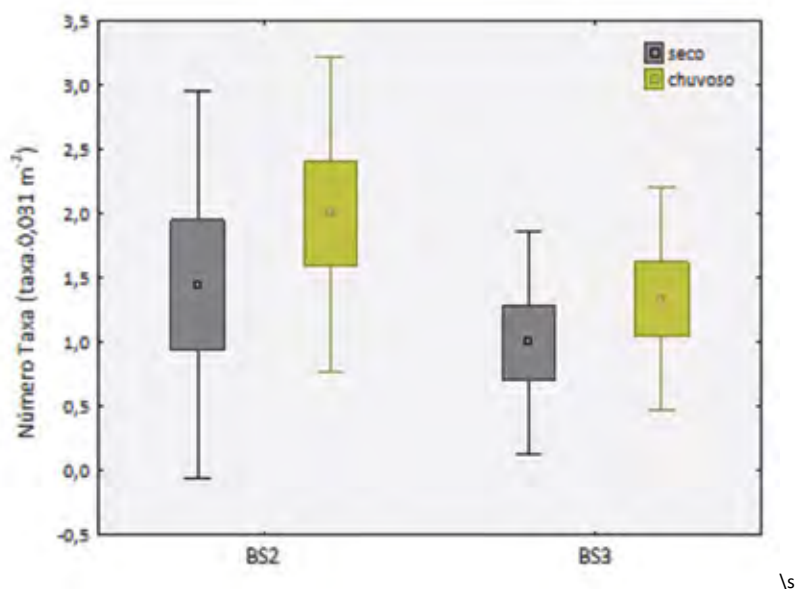
Na BS2 foram registrados 6 taxa tanto no período seco como no chuvoso. Na BS3 apenas 3 taxa foram registrados no período seco e 4 no chuvoso. No período seco foram capturados 9 taxa e no chuvoso 8 taxa. Somente *E. armata* foi coletado nos dois períodos (Tabela 20).

Na estação BS2, localizada ao sul da foz do rio Doce o número de taxa no período seco foi de $1,44 \pm 1,51$ taxa.0,031 m⁻² e no chuvoso $2,00 \pm 1,22$ taxa.0,031 m⁻² e na BS3, ao norte da foz, os valores foram $1,00 \pm 0,87$ taxa.0,031 m⁻² no seco e no chuvoso $1,33 \pm 0,87$ taxa.0,031 m⁻². Não houve diferença significativa entre as médias do número de taxa entre as estações e nem entre os períodos do ano (Tabela 21 e Figura 45).

Tabela 21 – Valores médios e desvios padrão das Abundâncias (ind.0,031 m⁻²) e do Número de Taxa (taxa.0,031 m⁻²) da macrofauna bêntica registrada nas praias da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.

Estações	Períodos	Abundâncias (0,031 m ⁻²)		Número de taxa (0,031 m ⁻²)	
		Médias	DP	Médias	DP
BS2	seco	2,00	2,45	1,44	1,51
BS2	chuvoso	6,44	5,05	2,00	1,22
BS3	seco	3,44	4,95	1,00	0,87
BS3	chuvoso	8,00	8,08	1,33	0,87

Figura 45 – Gráfico dos valores médios e desvios padrão do Número de Taxa da macrofauna de praias localizadas na zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.

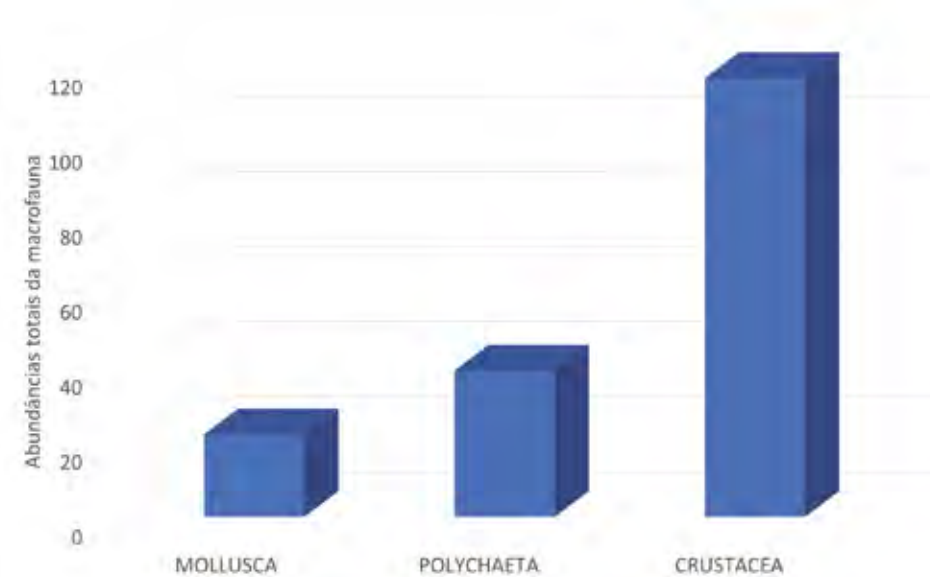


O Gastropoda exótico *Achatina fulica* foi registrado na praia de Coqueiros nos dois períodos amostrados. Exemplos do molusco foram avistados no supralitoral nas proximidades da vegetação de restinga propriamente dita.

Achatina fulica é um molusco (gastrópode pulmonado terrestre portador de concha), nativo do nordeste da África, e foi introduzido ilegalmente no Brasil na década de 80, como uma alternativa para a criação de “escargot”. Hoje a infestação por *Achatina fulica* ocorre em quase todos os estados brasileiros em decorrência das fugas acidentais e pelo abandono dos animais por insatisfação de muitos criadores. Do ponto de vista médico, *Achatina fulica* tem sua importância por tratar-se de uma espécie que hospeda e transmite o verme *Angiostrongylus cantonensis* – causador da Angiostrongilíase meningoencefálica (ou meningite eosinofílica) humana e o *Angiostrongylus costaricensis* – causador da angiostrongilíase abdominal. Além disso as conchas vazias do molusco representam verdadeiros criadouros para larvas de mosquitos que se utilizam da água represada na concha para completar seu ciclo de vida (DVRH, 2017). No site da Fundação Oswaldo Cruz é possível verificar que 26 estados brasileiros já foram infestados pelo molusco. Para o litoral do Espírito Santo a espécie invasora já havia sido registrada inclusive com casos de meningite atribuídos a esses moluscos.

A maior abundância total na amostra foi de Crustacea seguido por Polychaeta e Mollusca. Crustacea foi o grupo dominante e apresentou 64,48% da abundância relativa da amostra, Polychaeta 21,78% e Mollusca 12,29% (Figura 46).

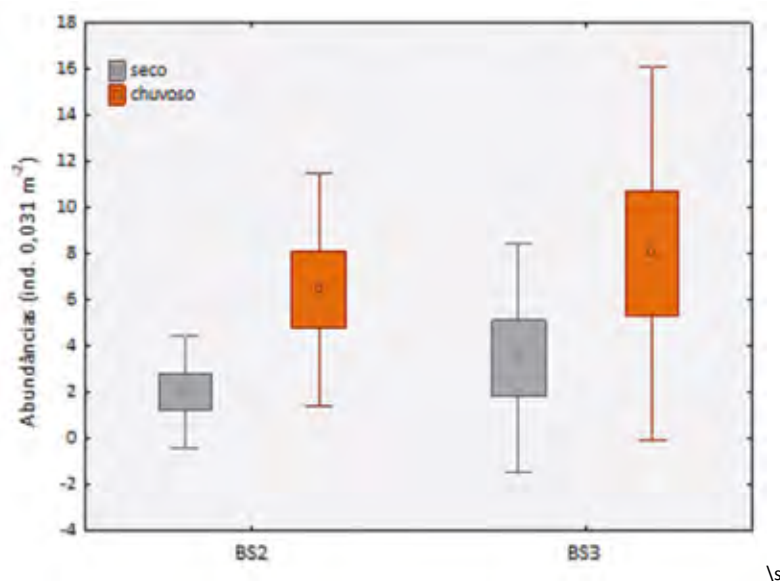
Figura 46 – Gráfico das Abundâncias totais da macrofauna bêntica das praias da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.



Dos 18 taxa amostrados *E. armata*, *Acetes americanus*, *Scolecopsis (S.) agilis* e *Psionidens sp.* somaram 79,77% da abundância relativa na amostra. Os demais taxa somaram juntos pouco mais de 20% da abundância da amostra (Tabela 20).

Os valores médios e desvios padrão das abundâncias estão apresentados na Tabela 20. A abundância média na BS2 durante o período seco foi de $2,00 \pm 2,45$ ind.0,031 m⁻² e no chuvoso foi de $6,44 \pm 5,05$ ind.0,031 m⁻²; na estação BS3 as abundâncias médias entre os períodos foram $3,44 \pm 4,95$ ind.0,031 m⁻² e $8,00 \pm 808$ ind.0,031 m⁻². As densidades na BS2 foram de 5159,20 ind.m⁻² no período seco e de 16624 ind.m⁻² no chuvoso e na BS3 de 8885,35 ind.m⁻² no seco e de 20636,94 ind.m⁻² no chuvoso (Tabela 21 e Figura 47).

Figura 47 – Gráfico dos valores médios e desvios padrão das Abundâncias da macrofauna das praias localizadas na zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.



Diferença significativa entre as abundâncias médias foi verificada na BS2 ($F= 5,64$ e $p<0,04$), onde o período chuvoso apresentou a maior abundância média. Na BS3 não houve diferença significativa entre as abundâncias nos dois períodos amostrados (Figura 47).

A nível dos grandes grupos taxonômicos na BS2 Mollusca apresentou o maior número de taxa ($0,67 \pm 0,71 \text{ taxa.}0,031 \text{ m}^{-2}$) no período seco e Crustacea no chuvoso ($0,89 \pm 0,33 \text{ taxa.}0,031 \text{ m}^{-2}$). Como Crustacea não foi capturado durante o período seco na BS2, apresentou diferença significativa do número de taxa com o período seco ($F= 5,33$ e $p<0,003$). Na BS3 nos dois períodos Crustacea apresentou maior número de taxa, $0,89 \pm 0,93 \text{ taxa.}0,031 \text{ m}^{-2}$ no período seco e $0,89 \pm 0,60 \text{ taxa.}0,031 \text{ m}^{-2}$ no chuvoso. Os demais grupos não apresentaram diferenças significativas entre os períodos do ano (Tabela 22).

Tabela 22 – Valores médios e desvios padrão do Número de taxa dos grandes grupos taxonômicos da macrofauna benthica das praias da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso. M, média e DP, desvio padrão.

Estações	Períodos	Mollusca		Polychaeta		Crustacea	
		M	DP	M	DP	M	DP
BS2	seco	0,78	0,97	0,56	0,53	0,00	0,00
BS2	chuvoso	0,67	0,71	0,44	0,53	0,89	0,33
BS3	seco	0,11	0,33	0,00	0,00	0,89	0,93
BS3	chuvoso	0,11	0,33	0,33	0,50	0,89	0,60

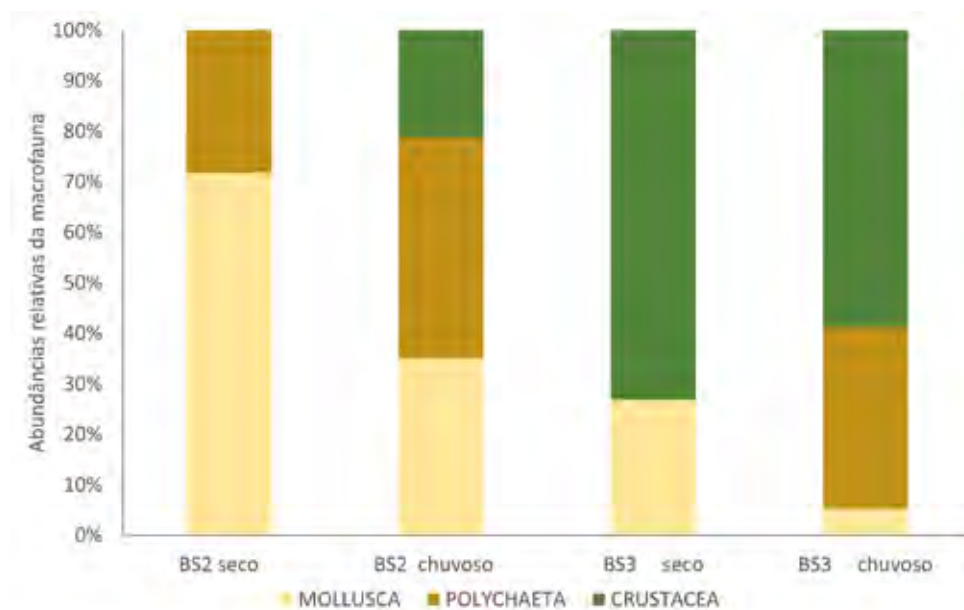
Não foram verificadas diferenças significativas entre as abundâncias dos grandes grupos taxonômicos nos dois períodos do ano independente a estação de coleta. Contudo, na BS2 ($F= 11,76$ e $p<0,004$) Crustacea apresentou maior abundância média durante o período chuvoso (Tabela 23).

Tabela 23 – Valores médios e desvios padrão das Abundâncias dos grandes grupos taxonômicos da macrofauna benthica registrada nas praias da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso. M, média e DP, desvio padrão.

Estações	Períodos	Mollusca		Polychaeta		Crustacea	
		M	DP	M	DP	M	DP
BS2	seco	1,11	1,90	0,78	0,83	0,00	0,00
BS2	chuvoso	1,00	1,22	2,22	4,24	3,22	2,82
BS3	seco	0,22	0,67	0,00	0,00	3,22	5,07
BS3	chuvoso	0,11	0,33	1,33	2,40	6,56	7,57

Na BS2 as maiores abundâncias relativas durante o período seco foram de Mollusca e Polychaeta e no chuvoso de Polychaeta. Os taxa dominantes na BS2 no período seco foram *Tellina* sp. e *H. californiensis* e no chuvoso *Scolecopsis* (S.) *agilis*. Na BS3 em ambos os períodos o Crustacea *Excirolana armata* foi dominante (Figura 48).

Figura 48 – Gráfico das Abundâncias Relativas (%) da macrofauna bêntica das praias do litoral do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.



Não houve diferença significativa entre a diversidade e equitabilidade nas duas estações. A diversidade na BS2 foi de $0,29 \pm 0,47$ no período seco e $0,52 \pm 0,42$ no chuvoso e equitabilidade $0,95 \pm 0,05$ e $0,85 \pm 0,17$, nos períodos seco e chuvoso respectivamente. Na BS3 os valores de diversidade foram de $0,18 \pm 0,30$ no seco e, de $0,23 \pm 0,35$ no chuvoso e equitabilidade de $0,80 \pm 0,35$ no seco e $0,85 \pm 0,09$ no chuvoso (Tabela 24).

Tabela 24 – Valores médios e desvios padrão dos índices de diversidade de Shanon-Wiener (H') e de equitabilidade de Pielou (J') nas praias do litoral do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.

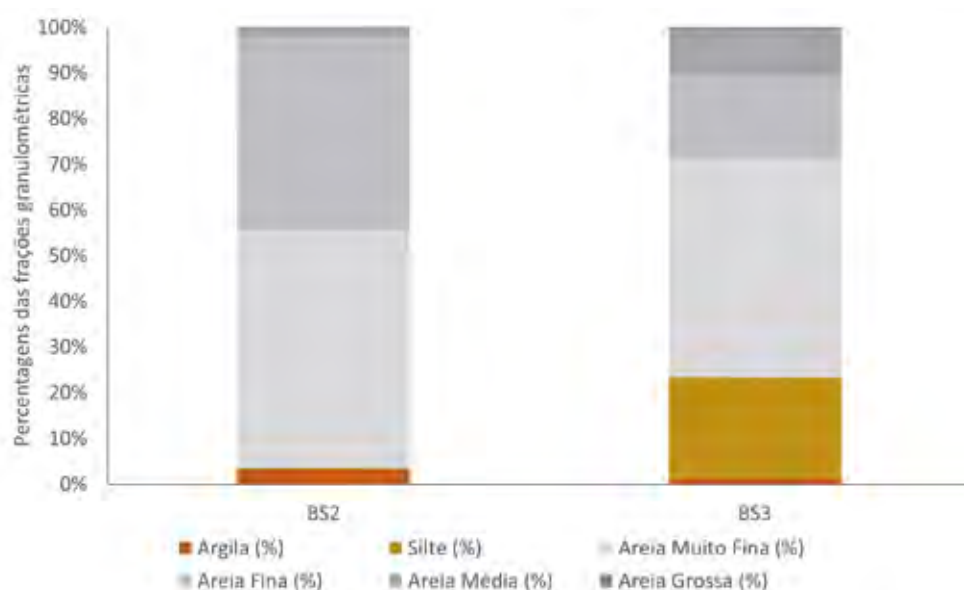
	Pielou J' Médias	Pielou J' Desvios	H' (log e) Médias	H' (log e) Desvios
BS2seco	0,95	0,05	0,29	0,47
BS2chuvoso	0,85	0,17	0,52	0,42
BS3seco	0,80	0,35	0,18	0,30
BS3chuvoso	0,85	0,09	0,23	0,35

O sedimento das duas praias estudadas apresentou um predomínio de areia fina. Na BS2 a contribuição da areia fina e muito fina foi maior 90% da composição da amostra. O valor percentual dos finos (silte e argila) foi de apenas 3,47 %. Na BS3 observou-se a presença de maior heterogeneidade nas frações de areia e maior percentagem de silte. A percentagem da fração areia média foi de 9,97%, de areia fina 18,22% e areia muito fina 48,01% e de silte 22,05% e de argila 1,29% (Tabela 25 e Figura 49).

Tabela 25 – Valores percentuais das frações granulométricas nas amostras das estações localizadas nas praias da zona costeira do Espírito Santo. Coleta realizada em julho de 2018, período seco.

Estações	Argila (%)	Silte (%)	Areia Muito Fina (%)	Areia Fina (%)	Areia Média (%)	Areia Grossa (%)	Areia Muito Grossa (%)	Cascalho (%)
BS2	3,17	0,30	52,21	42,08	2,20	0,03	0,00	0,00
BS3	1,29	22,05	48,01	18,22	9,97	0,46	0,00	0,00

Figura 49 – Gráfico das frações granulométricas, em percentagem, das amostras de sedimento nas estações localizadas nas praias da zona costeira do Espírito Santo, durante o período seco (2018).

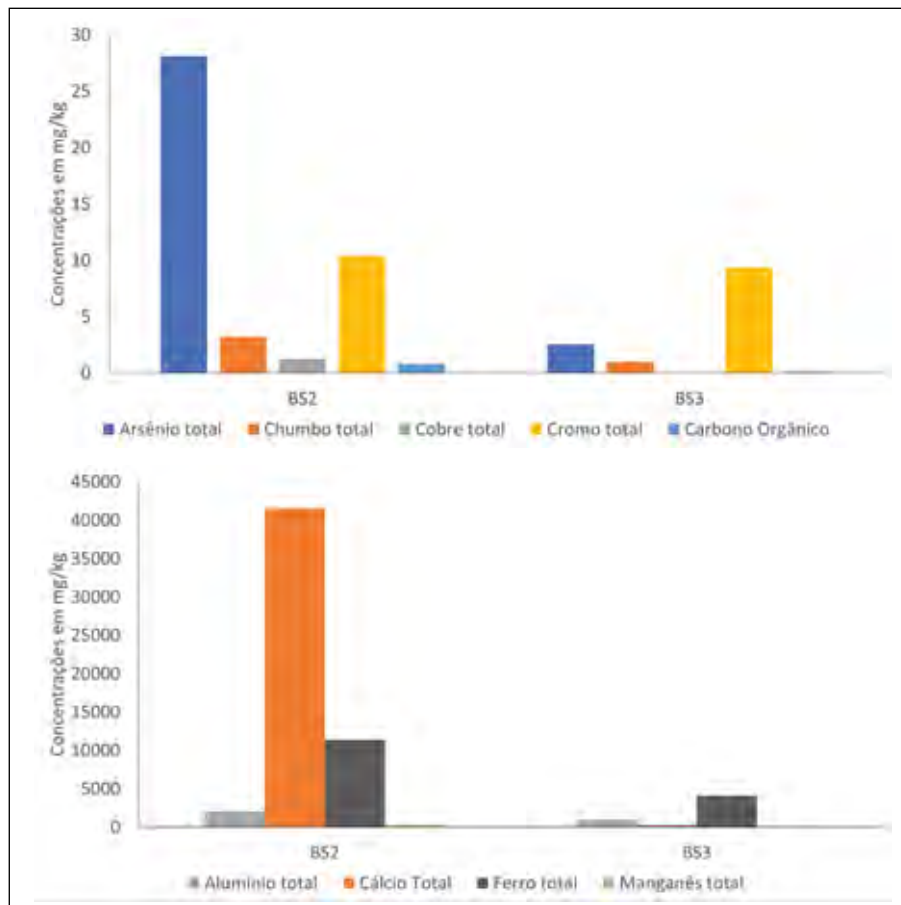


As concentrações de todos os EPTs, do cálcio e do carbono orgânico foram maiores na estação BS2 (Tabela 26 e Figura 50).

Tabela 26 – Valores das concentrações de EPTs (mg/kg), do cálcio e carbono orgânico nas estações das praias da costa do Espírito Santo, durante o período seco.

Estações	Alumínio total	Arsênio total	Cálcio Total	Chumbo total	Cobre total	Cromo total	Ferro total	Manganês total	Carbono Orgânico
BS2	2064,00	28,11	41580,00	3,24	1,25	10,40	11380,00	290,00	0,82
BS3	979,00	2,53	328,00	0,98	< 0,1	9,39	4095,00	25,50	0,11

Figura 50 – Gráficos das variações dos valores totais dos EPTs arsênio, alumínio, ferro, chumbo, cobre, cromo e manganês e de cálcio nas estações B2 e BS3, no período seco.



O maior número de taxa na BS2 pode estar relacionado com as maiores concentrações de cálcio e conteúdo orgânico, já que os Mollusca foram os mais abundantes e necessitam do cálcio para formação das conchas e do conteúdo orgânico para sua alimentação. A maior percentagem de areia fina nessa estação pode ter sido facilitadora para que as espécies que possuem o hábito de se enterrar.

2.3.4 CONCLUSÃO

- A macrofauna bentônica das praias de Coqueiros e de Pontal do Ipiranga apresentaram-se com 18 taxa, sendo constituída principalmente pela taxocenose Mollusca-Polychaeta-Crustacea no qual *Tellina sp.*, *Hemipodia californiensis* e *Excirolana armata* estiveram respectivamente representando cada um dos três grupos taxonômicos.
- Os taxa mais abundantes foram amostrados *Excirolana armata*, *Acetes americanus*, *Scolecopsis (S.) agilis* e *Psionidens sp.* somaram 79,77% da abundância relativa na amostra.
- Não houve diferenças significativas nas médias do número de taxa. Somente na BS2 foi verificada diferença significava entre as abundâncias nos períodos do ano. O período chuvoso apresentou a maior abundância média.
- Não foram verificadas diferenças significativas entre as abundâncias dos grandes grupos taxonômicos nos dois períodos do ano independente a estação de coleta. Contudo, na BS2 Crustacea apresentou maior abundância média durante o período chuvoso.

- Não houve diferença significativa entre a diversidade e equitabilidade nas duas estações.
- As concentrações de cálcio e carbono orgânico podem ter influenciado na distribuição da macrofauna bêntica, principalmente a abundância dos Mollusca.
- O Gastropoda exótico *Achatina fulica* foi registrado na praia de Coqueiros nos dois períodos amostrados.

2.4 MANGUEZAIS

2.4.1 INTRODUÇÃO

O desastre da barragem de Fundão ocorrido em 5 de dezembro em Mariana (MG) trouxe várias preocupações à sociedade sobre o comprometimento do ecossistema, das alterações nas comunidades, mortandade e contaminação dos organismos aquáticos. As inquietações continuam com a possibilidade de a saúde humana ter sido afetada por meio das cadeias alimentares.

Somente através dos levantamentos de dados sobre as comunidades biológicas e das características atuais dos meios físico e químico poderemos aferir o grau de comprometimento do meio ambiente pós desastre. As avaliações das alterações e a potencial contaminação dos ecossistemas costeiros também devem considerar os efeitos sinérgicos e antagônicos que ocorrem no meio natural, decorrentes das interações entre os fatores abióticos e biológicos.

Pelo fato dos manguezais se formarem em áreas costeiras abrigadas, proporcionam alimentação, proteção e local de reprodução para a muitas espécies de organismos (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995). Segundo a estimativa feita pelo Ministério do Meio Ambiente a área total de manguezais no estado do Espírito Santo é de 1.277.684ha representando cerca de 1% da área total brasileira (MMA, 2010a).

Devido a um aspecto vegetal bastante característico, os manguezais possuem uma grande variedade de nichos ecológicos, o que resulta numa fauna diversificada com representantes de muitos filos zoológicos como por exemplo, anelídeos, moluscos, crustáceos, insetos, peixes, anfíbios, répteis, aves e mamíferos. As florestas de mangue abrigam uma mistura de organismos terrestres e marinhos representando um ecótono entre a terra e o mar (NYBAKKEN, 2000).

A fauna do manguezal pode ser distribuída em um ambiente tridimensional formado pelos compartimentos, água, sedimento e a vegetação. No meio aquático podemos destacar os crustáceos e peixes que circulam pelo estuário, enquanto que no sedimento observam-se os poliquetas, moluscos, crustáceos, répteis e mamíferos. Por fim, na vegetação são avistados moluscos, crustáceos, insetos e aracnídeos. As aves habitam todos os meios alimentando-se na água, no sedimento e vegetação e abrigoando-se na vegetação (ALVES, 2001).

Com a chegada da pluma de rejeitos advindos do desastre, os manguezais foram atingidos pela deposição de partículas finas no substrato dos bosques e os organismos expostos aos EPTs que compõe o rejeito.

Em ambientes contaminados com EPTs as comunidades bênticas podem responder de duas formas. A primeira em que os contaminantes estão distribuídos ao longo do estuário, os impactos geram variabilidade espacial nas comunidades macrofaunais respondendo igualmente nos ambientes

com características similares. A segunda resposta ocorre quando a contaminação ocorre em manchas ou em pequena extensão. Nesse caso, a causa do impacto na estrutura das comunidades pode ser reduzida por migração e recrutamento larval de organismos oriundos de várias partes do estuários, reduzindo dessa maneira a possibilidade de se detectar modificações nas características estruturais das comunidades (INGLIS e KROSS, 2000).

A transferência de EPTs do ambiente para os organismos bênticos e entre níveis tróficos é alta, chegando de 50-100%. Considerando que não há perdas significativas pelos organismos, os resíduos são acumulados ao longo da vida dos consumidores. Os EPTs bioacumulam-se em plantas aquáticas, invertebrados, peixes e demais vertebrados. Via de regra, proporcionalmente, a concentração eleva-se quanto maior for o nível trófico do organismo (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

O presente estudo buscou avaliar a composição, densidade e diversidade biológica das comunidades bênticas em dois bosques de mangue após o desastre da barragem de Fundão (MG) e traçou um comparativo com estudos realizados na zona costeira do Espírito Santo antes e após do desastre.

2.4.2 METODOLOGIA

Para a caracterização e o monitoramento da fauna bêntica dos manguezais do litoral do Espírito Santo foram selecionadas duas estações amostrais.

A primeira estação foi posicionada no litoral norte do Espírito Santo, cerca de 90 km da foz do rio Doce e foi denominada de BS4. Essa estação localiza-se no estuário de Barra Nova no município de São Mateus (ES) (coordenadas (UTM 24K): 421.055,00 e 7.903.551,00).

A estação BS5, trata de um manguezal localizado ao sul cerca de 60 km da foz do rio Doce no balneário de Santa Cruz, em Aracruz (ES). O manguezal encontra-se no estuário do rio Piraquê-Açu (coordenadas (UTM 24K): 377.401,00 e 7.794.037,00) (Figura 51).

As amostragens foram realizadas no período seco nos dias 4 de julho de 2018 na BS5 e 6 de julho, na BS4 e no chuvoso nos dias 14 de fevereiro de 2019 na BS5 e 15 de fevereiro de 2019 na BS4. Ambos os bosques são formados pelas espécies arbóreas *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana*.

Figura 51 – Fotos das estações de coletas das comunidades bênticas de manguezais.

A. BS5, localizada no estuário do Piraquê-açú no município de Aracruz (ES) e

B. BS4, localizada em Barra Nova, município de São Mateus (ES).



Fonte: Lactec.

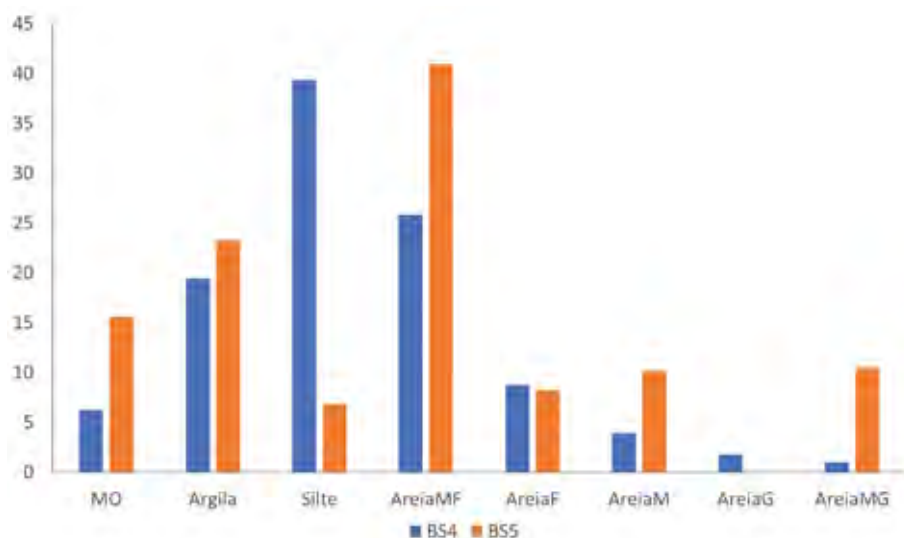
A metodologia de coleta, bem como o procedimento de fixação das amostras e triagem do material consta do item 5.1.1 do TOMO IV.

2.4.3 RESULTADOS

Abaixo são apresentados os resultados obtidos nas duas campanhas realizadas no período seco (2018) e no período chuvoso (2019) nesse diagnóstico ambiental e que representam dados pioneiros para o litoral do Espírito Santo.

Em relação à composição granulométrica, a amostra de sedimento da estação BS4 foi constituída predominantemente pelas partículas finas do sedimento, 19,44% de argila e 39,35% de silte. Já a estação BS5, localizada no estuário do Piraquê-açú, apresentou maior valor percentual de areia (69,85%). O maior teor de matéria orgânica no sedimento foi verificado na BS5, com 15,60%; a BS4 apresentou, 6,24 % de matéria orgânica na amostra (Tabela 25 e Figura 52). Os resultados das análises do sedimento foram obtidos junto à equipe de sedimento desse diagnóstico.

Figura 52 – Gráfico da distribuição das frações granulométricas, em percentagem, das amostras de sedimento nas estações BS4 e BS5 localizadas em manguezais da zona costeira do Espírito Santo. MO, matéria orgânica; AreiaMF, areia muito fina; AreiaF, areia fina; AreiaM, areia média; AreiaG, areia grossa e AreiaMG, areia muito grossa.



Os EPTs correlacionados com a fauna bêntica dos manguezais foram arsênio, chumbo, cromo, níquel, zinco, mercúrio, alumínio e ferro, por estarem mais associados às atividades de mineração e antropogênicas em geral, na região.

Os organismos ficam suscetíveis aos EPTs e podem ingeri-los através da difusão (difusão passiva através de membranas semipermeáveis), transporte especial (transporte ativo através de gradientes de concentração) e adsorção (ligação química a uma superfície por meio de forças covalentes, eletrostáticas ou moleculares) (RAND e PETROCELLI, 1985).

Com relação aos EPTs analisados nos sedimentos dos manguezais foi possível verificar que os oito elementos analisados apresentaram concentrações relativamente semelhantes nas duas estações de coletas e entre os períodos amostrados na Figura 53. As exceções foram para o aumento de arsênio no período chuvoso nas duas estações, o desaparecimento do níquel durante o período chuvoso e o aumento do zinco e alumínio no período seco na BS4. Os EPTs ferro e alumínio sempre estiveram em grandes concentrações nas duas estações e nos dois períodos amostrados. O mercúrio não foi plotado no gráfico em função dos valores em ambas as estações não ultrapassarem 0,002 mg/kg (Tabela 27 e Figura 54).

Figura 53 – Gráficos dos valores dos elementos químicos, em mg/kg, medidos nas amostras de sedimento das estações BS4 e BS5, coletadas nos manguezais do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso. As, arsênio; Pb, chumbo; Cr, cromo; Ni, níquel; Zi, zinco; Al, alumínio e Fe, ferro.

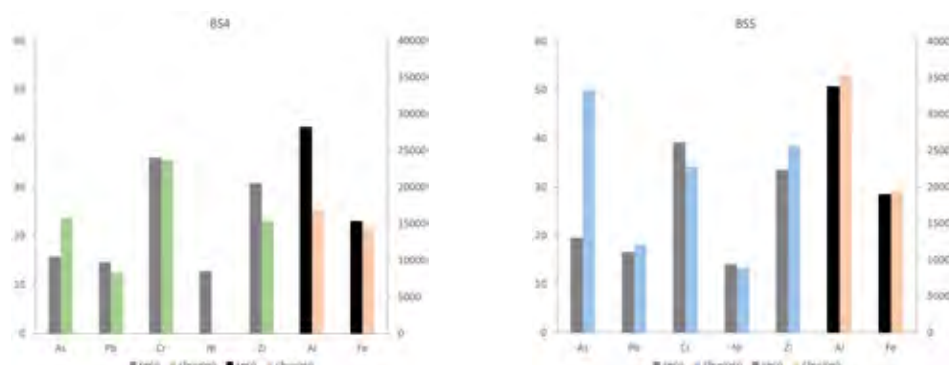
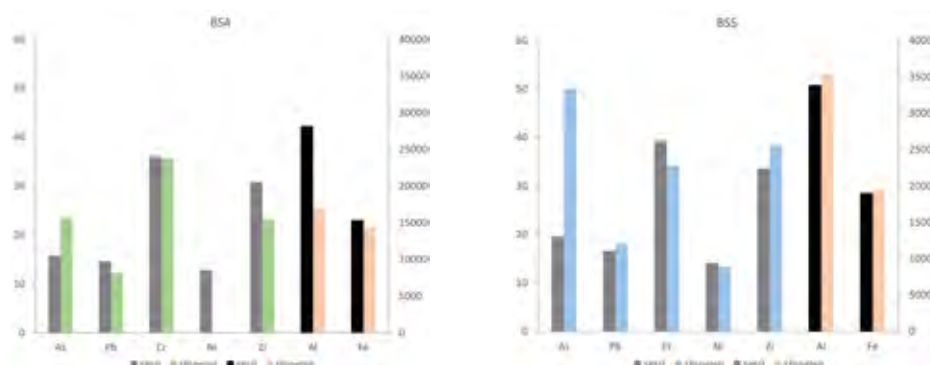


Tabela 27 – Valores dos elementos químicos, em mg/kg, medidos nas amostras de sedimento das estações BS4 e BS5, coletadas nos manguezais do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso. As, arsênio; Pb, chumbo; Cr, cromo; Ni, níquel; Zi, zinco; Al, alumínio e Fe, ferro.

Estações	BS4		BS5	
	seco	chuvoso	seco	chuvoso
As	15,70	23,55	19,52	50,05
Pb	14,59	12,32	16,58	18,12
Cr	36,00	35,60	39,20	34,20
Ni	12,77	0,10	14,05	13,36
Zi	30,80	23,10	33,50	38,40
Al	28160,00	16910,00	33800,00	35370,00
Fe	15330,00	14390,00	19010,00	19400,00

Figura 54 – Gráficos dos valores dos elementos químicos, em mg/kg, medidos nas amostras de sedimento das estações BS4 e BS5, coletadas nos manguezais do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso. As, arsênio; Pb, chumbo; Cr, cromo; Ni, níquel; Zi, zinco; Al, alumínio e Fe, ferro.



As concentrações dos EPTs nos sedimentos dos manguezais que ultrapassaram os valores das tabelas de referências. Os EPTs que oferecem perigo de contaminação foram o alumínio, ferro, cromo e arsênio, segundo os resultados da seção de sedimento desse diagnóstico.

2.4.3.1 Macroinfauna de manguezais

A macroinfauna de manguezais é composta por organismos que vivem enterrados no substrato, as através de tocas ou tubos, por exemplo, poliquetas e crustáceos.

A macroinfauna bêntica dos manguezais analisados, estações BS4 e BS5, foi composta por 26 taxa. Os Crustacea representaram 39% dos taxa coletados, Annelida 35%, Mollusca 18% e Insecta 8%. Os taxa registrados por Filo encontram-se listados na Tabela 28.

Tabela 28 – Lista de taxa da fauna bêntica registrados nas estações BS4 e BS5 localizadas em manguezais da zona costeira do Espírito Santo, durante julho de 2018 e fevereiro de 2019.

FILOS/CLASSE	FAMÍLIAS	TAXA
MOLLUSCA		
Bivalvia	Lucinidae	<i>Lucina pectinata</i>
	Ostreidae	<i>Crassostrea rhizophorae</i>
	Teredinidae	Teredinidae sp.
Gastropoda	Ellobiidae	<i>Melampus coffeus</i>
	Littorinidae	<i>Littoraria angulifera</i>
ANNELIDA		
Oligochaeta		Oligochaeta sp.
Polychaeta	Capitellidae	<i>Capitela cf. capitata</i>
		<i>Heteromastus</i> sp.
		<i>Notomastus</i> sp.
	Goniadidae	<i>Glycinde multidentis</i>
	Nereididae	<i>Laeonereis acuta</i>
		<i>Neanthes succinea</i>
	Spionidae	<i>Polydora neocaeca</i>
		<i>Sphiophanes bombyx</i>
INSECTA	Muscidae	Muscidae sp.
		Tipulidae
CRUSTACEA		
Cirripedia	Chthamalidae	<i>Chthamalus rhizophorae</i>
Decapoda	Alpheidae	<i>Alpheus heterochaelis</i>
	Gecarcinidae	<i>Cardisoma guanhumi</i>
	Grapsidae	<i>Aratus pisonii</i>
		<i>Goniopsis cruentata</i>
		<i>Armases angustipes</i>
	Ocypodidae	<i>Uca uruguayensis</i>
		<i>Uca thayeri</i>
		<i>Ucides cordatus</i>
	Xanthidae	<i>Eurytium limosum</i>

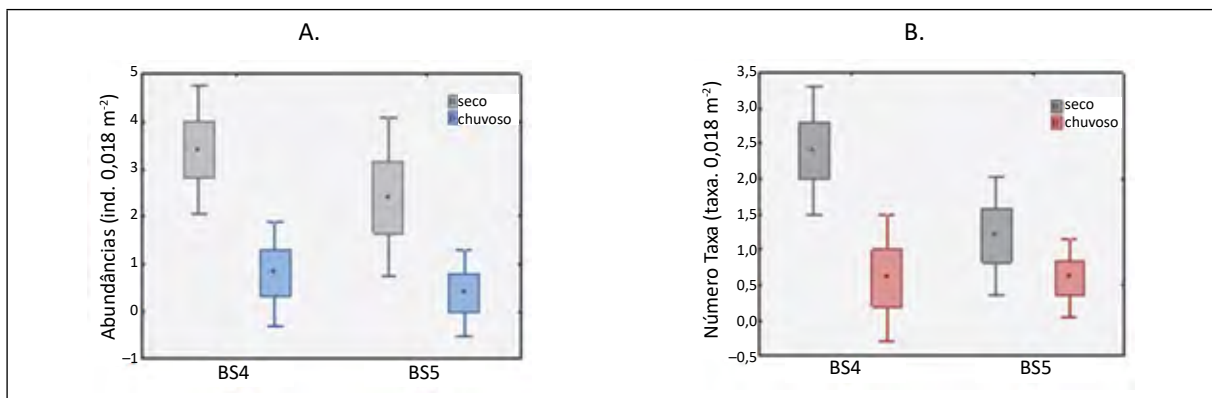
Na BS4 foram registrados 19 taxa no período seco e 13 no período chuvoso, enquanto que na BS5, 16 taxa no período seco e 13 no chuvoso (Tabela 29).

Tabela 29 – Frequência de ocorrência dos *Taxa* registrados nas estações BS4 e BS5 localizadas em manguezais da zona costeira do Espírito Santo, durante julho 2018 e fevereiro de 2019. Os *taxa* marcados com asterisco (*) foram inventariados através de busca ativa.

<i>Taxa</i>	BS4		BS5	
	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso
<i>Lucina pectinata</i>			X	
<i>Crassostrea rhizophorae</i> *	X	X	X	X
Teredinidae sp. *	X	X	X	X
<i>Melampus coffeus</i> *	X	X	X	X
<i>Littoraria angulifera</i> *	X	X	X	X
<i>Oligochaeta</i> sp.			X	
<i>Capitela</i> cf. <i>capitata</i>	X		X	
<i>Heteromastus</i> sp.	X			
<i>Notomastus</i> sp.	X			
<i>Glycinde multidentis</i>			X	X
<i>Laeonereis acuta</i>	X			
<i>Neanthes succinea</i>				X
<i>Polydora neocaeca</i>	X			
<i>Sphiophanes bombyx</i>	X			
Muscidae sp.	X			
Tipulidae				X
<i>Chthamalus rhizophorae</i> *	X	X	X	
<i>Alpheus heterochaelis</i>			X	
<i>Cardisoma guanhumi</i> *	X	X		
<i>Aratus pisonii</i> *	X	X	X	X
<i>Goniopsis cruentata</i> *	X	X	X	X
<i>Armases angustipes</i> *		X		
<i>Uca uruguayensis</i> *	X	X	X	X
<i>Uca thayeri</i>	X	X	X	X
<i>Ucides cordatus</i> *	X	X	X	X
<i>Eurytium limosum</i> *	X	X	X	X
Total de <i>Taxa</i>	19	13	16	13

Levando-se em conta os *taxa* registrados na macroinfauna, a BS4 apresentou diferença significativa entre os períodos do ano ($F=10,12$; $p<0,01$). Os valores do número de *taxa* na BS4 foram $2,40 \pm 0,89 \text{ taxa} \cdot 0,018 \text{ m}^{-2}$ no período seco e $0,60 \pm 0,89 \text{ taxa} \cdot 0,018 \text{ m}^{-2}$ no chuvoso. Na estação BS5 não houve diferença significativa entre os períodos, no período seco o valor foi $1,20 \pm 0,83 \text{ taxa} \cdot 0,018 \text{ m}^{-2}$ e $0,60 \pm 0,55 \text{ taxa} \cdot 0,018 \text{ m}^{-2}$ no chuvoso. A análise de variância entre os dois descritores, estações de coletas e períodos, apontou diferença significativa ($F=5,54$; $p<0,01$). O número médio de *taxa* da BS4 no período seco foi semelhante ao período seco da BS5 e maior que os valores do período chuvoso nas duas estações (Figura 55).

Figura 55 – Gráficos dos valores médios, erros e desvios padrão das: A. Abundâncias (ind. 0,018 m⁻²) e B. Riquezas (taxa. 0,018 m⁻²) da macroinfauna nas estações BS4 e BS5 localizadas em manguezais da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.

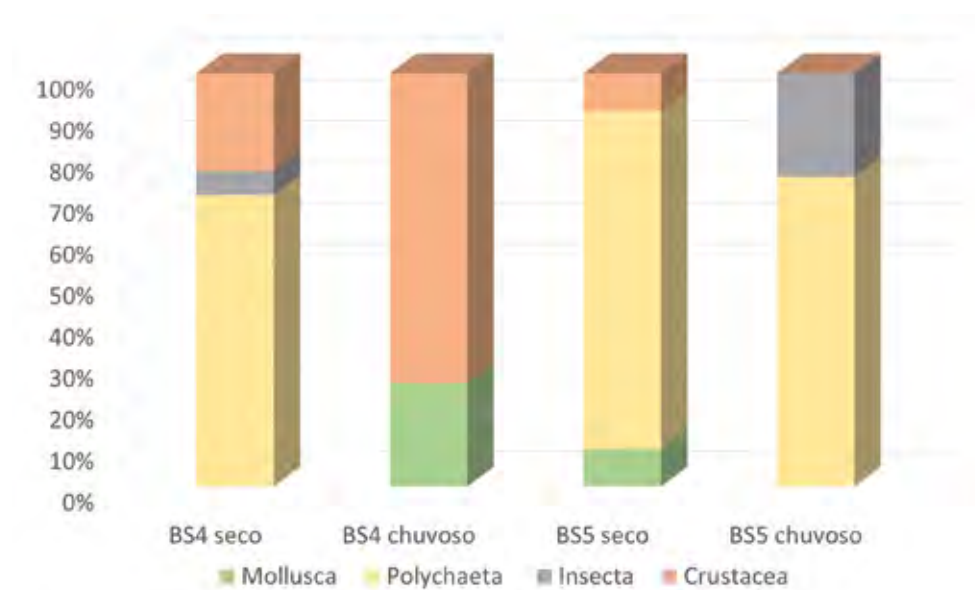


Apenas foi considerada constante nas amostras os demais taxa foram classificados como acessórios ou raros.

Diferenças significativas nas abundâncias somente foi verificada entre os períodos na BS4 ($F=11,27$; $p<0,01$). A abundância durante o período seco foi maior com $3,40 \pm 1,34$ ind.0,018 m⁻² e no chuvoso de $0,60 \pm 0,89$ ind.0,018 m⁻². As abundâncias na BS5 foram $1,20 \pm 0,83$ ind.0,018 m⁻² e $0,60 \pm 0,55$ ind.0,018 m⁻² nos períodos seco e chuvoso, respectivamente. A abundância média da BS4 durante o período seco foi significativamente maior que o chuvoso nas duas estações ($F= 5,93$ $p<0,01$) (Figura 56). A maior abundância na BS4 pode estar relacionada a maior percentagem de silte observada nessa estação (Figura 52). As menores abundâncias nas duas estações podem estar relacionadas ao aumento do teor de umidade nos sedimentos. Também foi verificado o aumento de arsênio nas duas estações durante o período chuvoso (Tabela 25 e Tabela 26).

Polychaeta foi dominante na BS4 no período seco (70,6%) e nos dois períodos da BS5, 81,8% (seco) e 75% (chuvoso). Na BS4, durante o período chuvoso, Crustacea apresentou a maior abundância relativa (75%) (Figura 56).

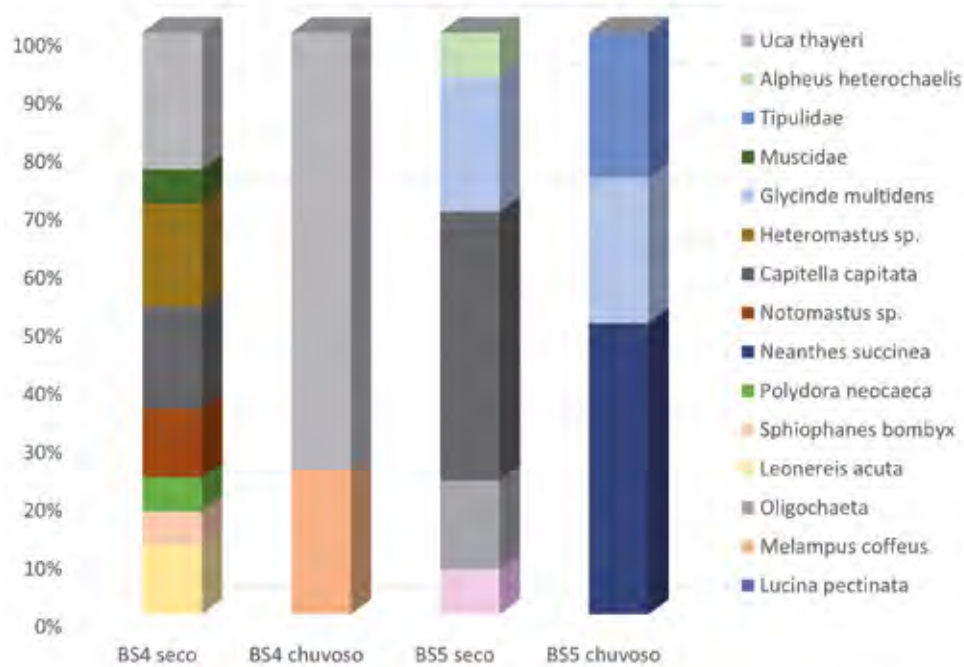
Figura 56 – Gráfico das abundâncias relativas (%) dos grandes grupos taxonômicos da macroinfauna registrados nas estações BS4 e BS5 durante os períodos seco (julho/2018) e chuvoso (fevereiro/2019).



Não houve diferenças significativas entre as estações para o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e de equitabilidade de Peilou (J'). Os valores médios e desvios padrão obtidos para a BS4 foram $H' = 1,26 \pm 0,99$ e $J = 0,88 \pm 0,09$ e para a BS5, $H' = 1,21 \pm 0,24$ e $J = 0,90 \pm 0,06$.

Os Polychaeta *Leonereis acuta*, *Notomastus* sp., *Capitella capitata*, *Heteromastus* sp. e o Crustacea *Uca thayeri* foram comuns na BS4 no período seco e *Sphiophanes bombyx*, *Polydora neocaeca*, e Muscidae foram considerados ocasionais nessa estação. No período chuvoso, na BS4, *U. thayeri* foi dominante e *Melampus coffeus* uma espécie comum (Figura 57).

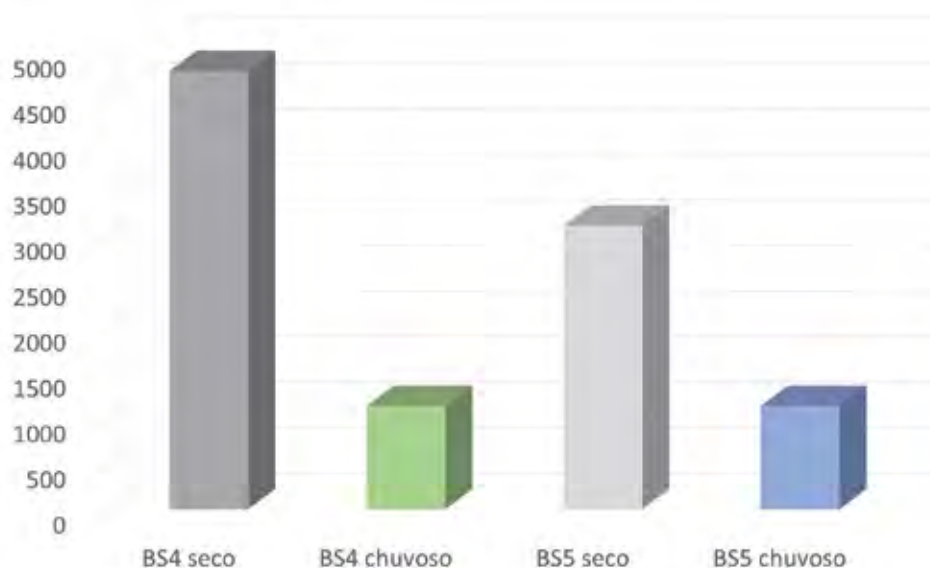
Figura 57 – Gráfico das abundâncias relativas da macroinfauna bêntica, em (%) nas duas estações BS4 e BS5 durante os períodos seco (julho/2018) e chuvoso (fevereiro/2019).



Na BS5 durante o período seco, *C. capitata* foi abundante, *Glycinde multidentis* e *Oligochaeta* foram comuns e *Lucina pectinata* e *Alpheus heterochaelis* ocasionais. *Neanthes succinea* foi dominante no período chuvoso e *G. multidentis* e o Insecta *Tipulidae* foram comuns (Figura 58). Apenas *C. capitata* foi comum entre as duas estações com maior abundância relativa.

As maiores densidades foram registradas durante o período seco, 4802,3 ind.m⁻² na BS4 e 3107,3 ind.m⁻² na BS5. As densidades no período chuvoso foram iguais para as duas estações, 1129,9 ind.m⁻² (Figura 58).

Figura 58 – Gráfico da variação dos valores das densidades da macroinfauna bêntica (ind.m⁻²) nas estações BS4 e BS5 localizadas em manguezais, durante os períodos seco (julho/2018) e chuvoso (fevereiro/2019).



2.4.3.2 Densidades de tocas de *Ucides cordatus* e epifauna bêntica

Os resultados obtidos nesse diagnóstico de danos para alguns animais epifaunais representam dados pioneiros para os manguezais do Espírito santo e poderão servir como linha base para o monitoramento desse ambiente.

O caranguejo *U. cordatus* é uma espécie de caranguejo exclusivo de áreas de manguezais. A espécie apresenta uma função ecológica relevante para os manguezais. Através da limpeza e escavação das tocas, promove o revolvimento do substrato, contribuindo no processo de aeração do sedimento e renovando os estoques de matéria orgânica para a superfície do sedimento. É a principal espécie que consome as folhas caídas das árvores do mangue, promovendo a fragmentação das mesmas disponibilizando o material foliar morto para as demais espécies da cadeia detritica (ODUM e HEALD, 1972; ZIEMAN; MACKO e MILLS, 1984).

Para conhecermos a verdadeira condição em que um recurso se encontra é necessária uma rede estruturada e permanente de coleta de dados no campo e nos locais de comercialização para obter informações que por muitas vezes são ignoradas.

A epifauna dos manguezais representa as espécies que vivem sobre o substrato e possuem hábitos sésseis (fixos), sedentários que são capazes de realizar pequenos deslocamentos, tanto em fundos consolidados como as árvores de mangue, como inconsolidados diretamente no sedimento.

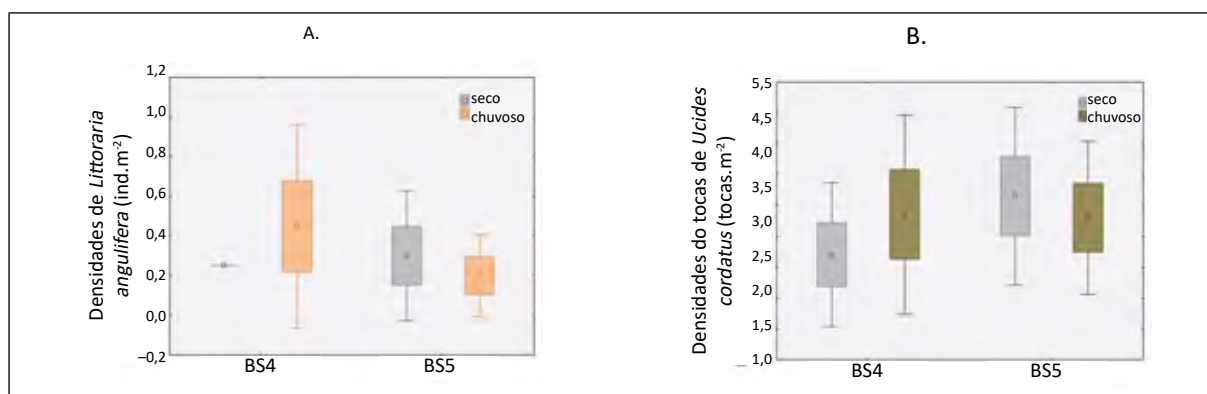
A epifauna móvel e sésil capturada através da busca ativa e inventariada nos dois manguezais apresentaram os mesmos taxa. A única exceção foi do caranguejo *Armases angustipes* que só foi registrado na BS4 no período chuvoso. Os taxa registrados nas duas estações encontram-se listados na Tabela 28 com um asterisco após o nome do táxon.

Os valores das densidades médias e desvios padrão do gastrópode *Littoraria angulifera* e de tocas do caranguejo *Ucides cordatus* são apresentadas na Tabela 30. Nenhuma diferença significativa foi verificada tanto nas densidades de como no número de tocas de *U. cordatus* entre BS4 e BS5 e entre os períodos seco e chuvoso. Esses resultados mostram que aparentemente as variações nas porcentagens de silte e argila, estrutura dos bosques e concentração dos EPTs no ambiente não interferiram nas densidades dessas espécies (Tabela 30 e Figura 59).

Tabela 30 – Valores médios e desvios padrão das Densidades de *Littoraria angulifera* (ind.m⁻²) e Densidades do tocas de *Ucides cordatus* (tocas.m⁻²) nas estações BS4 e BS5 localizadas em manguezais da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.

Estações	BS4		BS5	
	seco	chuvoso	seco	chuvoso
Densidades de <i>Littoraria angulifera</i> (ind.m ⁻²)	0,25 ± 0,00	0,45 ± 0,51	0,30 ± 0,32	0,20 ± 0,20
Densidades de tocas de <i>Ucides cordatus</i> (tocas.m ⁻²)	2,70 ± 1,16	3,35 ± 1,62	3,70 ± 1,44	3,30 ± 1,24

Figura 59 – Gráficos dos valores médios, erros e desvios padrão das: A. Densidades de *Littoraria angulifera* (ind.m⁻²) e B. Densidades do tocas de *Ucides cordatus* (tocas.m⁻²) nas estações BS4 e BS5 localizadas em manguezais da zona costeira do Espírito Santo, durante os períodos seco e chuvoso.



As densidades médias e desvios padrão de tocas de *U. cordatus* foram na BS4 de 2,70 ± 1,16 tocas.m⁻² no período seco e 3,35 ± 1,62 tocas.m⁻² no chuvoso, e na BS5 3,70 ± 1,44 tocas.m⁻² e 3,30 ± 1,24 tocas.m⁻², nos períodos seco e chuvoso respectivamente (Tabela 30 e Figura 59).

O menor e maior valor das densidades de *L. angulifera* foram verificadas na BS4 nos períodos seco e chuvoso respectivamente, 0,25 ± 0,00 e 0,45 ± 0,51 ind.m⁻² (Tabela 30 e Figura 59).

L. angulifera é um molusco comumente presente nas árvores do mangue que utiliza os trocos e raízes escoras para se refugiar e alimentar predominantemente de algas e de fungos que crescem nesses locais. Essa espécie foi sugerida como bioindicadora de possíveis efeitos produzidos por mudanças climáticas brasileiras em ecossistemas bênticos estuarinos e de degradação ambiental (BERNARDINO et al., 2015). *L. angulifera* pode funcionar como indicador biológico de degradação ambiental, porque responde plasticamente às alterações no ambiente, permitindo-se relacionar o formato ou tamanho da concha com as condições ambientais (MELO; MAIA e ROCHA-BARREIRA, 2012; DAVID e MAIA, 2015).

Santos, (2016) constatou em seu estudo em manguezais do estado de Pernambuco que *L. angulifera* pode ser aplicada para avaliação mais detalhada na detecção de acumulação de elementos químicos e mutagênicos no ambiente. Pelos motivos expostos sugere-se nas recomendações desse estudo que sejam feitos testes toxicológicos com essa espécie coletada nos manguezais avaliados nesse estudo.

Um fato importante que foi verificado durante as coletas nos dois períodos do ano foi o uso de armadilhas para a captura do caranguejo *U. cordatus*. Nas duas estações de coletas foram registradas armadilhas do tipo “redinha” na entrada das tocas dos caranguejos. Esse método de pesca indiscriminada é um problema em várias áreas de manguezais do Brasil e foi considerado uma arte de pesca predatória pelo IBAMA (IBAMA, 1994). Tocas do caranguejo *Cardissoma guanhumi*, o guanhumum, também foram registradas reviradas para a captura do animal. A proibição de captura dessa espécie está em vigor, já que o recurso na região foi considerado superexplorado. Contudo, pode-se constatar que os recursos vêm sendo utilizados, como fonte proteica pelas comunidades locais, ao longo dos anos após o desastre de da barragem de Fundão, em 2015.

2.4.4 CONCLUSÃO

- O presente estudo representa uma contribuição importante para o monitoramento da macroinfauna de manguezais.
- Diferença significativa nas abundâncias da macroinfauna foi registrada entre os períodos seco e chuvoso na BS4.
- O maior valor de abundância foi verificado na BS4 no período seco e os menores na estação chuvosa das duas estações.
- Os Polychaeta foram dominantes nas duas estações. Apenas no período chuvoso da BS4 *U. thayeri* foi dominante.
- *C. capitata* foi considerado abundante nos dois manguezais analisados podendo ser utilizada como bioindicadora durante o monitoramento.
- *L. angulifera* ocorre nas duas estações em densidades passíveis de ser utilizada como indicadora de contaminação por metais nos dois manguezais avaliados;
- A falta de estudos com a macroinfauna bêntica de manguezais na costa do Espírito Santo impede de se traçar comparações mais seguras com relação aos possíveis impactos da pluma de rejeitos na estrutura das comunidades bênticas de manguezais.
- Os resultados registrados no presente estudo para densidade de tocas do caranguejo *U. cordatus* encontra-se dentro do intervalo registrado para a costa do Espírito Santo.

MODELAGEM DO SERVIÇO ECOSISTÊMICO DE PROVISÃO DE PESCA

3.1 INTRODUÇÃO

A interação dos organismos biológicos entre si e com seu entorno, dentro dos ecossistemas, acaba por produzir diversos processos ecológicos que geram benefícios para os seres humanos, denominados como serviços ecossistêmicos (DAILY, 1997; CONSTANZA et al., 1997). Uma função ecossistêmica gera um determinado serviço ecossistêmico quando os processos naturais subjacentes desencadeiam uma série de benefícios direta ou indiretamente apropriáveis pelo ser humano (HUETING et al., 1997 apud MMA, 2019). Isso significa que a manutenção da biodiversidade e dos ecossistemas representam também a manutenção de processos ecológicos vitais à humanidade, como regulação hídrica, purificação da água, polinização, mitigação de enchentes e regulação climática, entre outros.

Serviços ecossistêmicos podem ser avaliados de forma qualitativa ou quantitativa, o que permite a identificação e o dimensionamento da disponibilidade de um serviço ecossistêmico em determinado momento em uma região, assim como as variações causadas por fatores naturais ou antrópicos que afetam o equilíbrio dinâmico desses ecossistemas (SHARP et al., 2018). Por exemplo, pode-se estimar a quantidade de carbono que é armazenada durante o processo de fotossíntese, ou que é perdida quando árvores são derrubadas. No contexto do desastre de Mariana, é de central importância entender como as mudanças ambientais causadas pelo rompimento da barragem, a passagem e a deposição de rejeitos geraram mudanças adversas em ecossistemas naturais e modificados, e em consequência, nas funções ecológicas e nos benefícios providos por eles aos seres humanos.

Devido a alterações massivas e repentinas das condições físicas e químicas dos ambientes aquáticos atingidos pela imensa quantidade de lama com rejeitos da Barragem de Fundão que chegou aos rios Gualaxo do Norte, Carmo, Rio Doce, e, por fim, ao Oceano Atlântico, houve um dano sobre as populações de espécies de peixes e crustáceos comumente utilizadas para a pesca, com fins de subsistência ou comércio.

Somadas às mortes de animais aquáticos de interesse comercial e de subsistência por ação mecânica ou por asfixia na ocasião do desastre, certamente ocorreram mortes adicionais devido à piora massiva e repentina das condições de qualidade das águas nos rios e no mar, com condições acima dos padrões máximos permitidos de sólidos em suspensão totais, turbidez, ferro dissolvido, alumínio dissolvido, manganês, chumbo, cromo, níquel, o que perdurou pelo menos por 1 ano a contar do desastre (IGAM, 2017). Provavelmente, todas as fases de desenvolvimento destes animais (ovos, larvas, alevinos, jovens, adultos, etc.) foram severamente afetadas, o que desestabilizou certamente os processos de reprodução e recrutamento de indivíduos, não afetando somente a população existente nos rios e mar afetados no momento do desastre (e nos dias que se seguiram a ele), mas também as gerações futuras destes organismos. Isso sem dúvida deve ter causado a curto prazo uma grave queda nas populações locais das áreas significativamente afetadas. Por outro lado, a paralisação das atividades de pesca na foz do rio Doce e na zona costeira adjacente, quando foram determinadas pela Justiça Federal (fev/2016) proibições de pesca para a foz do Rio Doce e adjacências marinhas, por questões de

possível contaminação destes ecossistemas aquáticos, possivelmente contribuiu de maneira compensatória para a recuperação de populações de espécies pesqueiras.

Sendo assim, os impactos sobre os serviços ecossistêmicos de pesca se deram na forma de: a) contato direto de organismos aquáticos de importância pesqueira com lama misturada a rejeitos de mineração, que se encontra nos leitos dos corpos d'água e na parte deste material que foi solubilizada e está suspensa na coluna d'água; b) degradação significativa de qualidade de água e aumento do potencial de toxicidade, que podem causar alterações fisiológicas e mesmo a morte destes animais; c) alterações na cadeia trófica, causando dificuldades de alimentação, sobrevivência e reprodução dos indivíduos (LACTEC, 2018a).

A avaliação quantitativa de serviços ecossistêmicos utiliza diferentes métodos de mensuração de indicadores biofísicos para estimar a disponibilidade destes serviços (e suas variações ao longo do tempo) e representar espacialmente a distribuição dos mesmos na paisagem. Este tipo de avaliação vem sendo realizado pela Aquaflora no âmbito do “Diagnóstico Socioambiental dos Danos Decorrentes do Rompimento da Barragem de Fundão na Bacia do Rio Doce”, por meio de modelagem numérica espacialmente distribuída, por meio da aplicação de modelos do pacote InVEST, versão 3.7.0 (SHARP et al., 2018). A ferramenta InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs), foi desenvolvida pela iniciativa denominada Natural Capital Project, formada pela cooperação entre a Universidade de Stanford, The Nature Conservancy - TNC e o Fundo Mundial para a Natureza - WWF (SHARP et al., 2018). Os modelos InVEST funcionam por meio de algoritmos computacionais de cálculo de processos ecológicos, representados na forma de variáveis biofísicas, tendo como produto final a espacialização, quantificação e valoração (opção para alguns dos modelos InVEST) dos serviços ecossistêmicos provenientes de um determinado cenário de uso e manejo do solo.

O presente relatório apresenta resultados finais do processo de construção e execução de modelos que simulam o serviço ecossistêmico de provisão de pesca, incluindo-se neste processo a seleção e pré-processamento de dados, a configuração e parametrização, e a calibração dos modelos. O modelo do pacote InVEST 3.7.0 utilizado foi o Fisheries.

3.2 METODOLOGIA

Com vistas a se tentar avaliar os danos, tanto do desastre e seus efeitos posteriores sobre as populações de espécies de interesse pesqueiro, de água doce e marinhas, quanto os efeitos da proibição de pesca sobre a possível recuperação destas populações, foi utilizado no presente estudo de modelagem de serviços ecossistêmicos, o modelo InVESTFisheries (v. 3.7.0).

Este modelo de serviços ecossistêmicos de pesca é um modelo determinista, estruturado por idade ou estágio, e visa simular a dinâmica das populações de cada espécie individualmente. O modelo utiliza parâmetros baseados em informações da auto-ecologia, de sobrevivência, e de vulnerabilidade à pesca, de cada espécie a ser modelada, fornecidos pelo usuário para que o modelo possa estimar o volume do estoque de pesca (em toneladas) de cada espécie avaliada. Os métodos utilizados pelo modelo InVESTFisheries estão respaldados em metodologias largamente utilizadas para estimativas científicas de estoques pesqueiros, como as funções de recrutamento de Beverton e Holt (1957, apud SHARP et al., 2018) e Ricker (1975, apud SHARP et al., 2018).

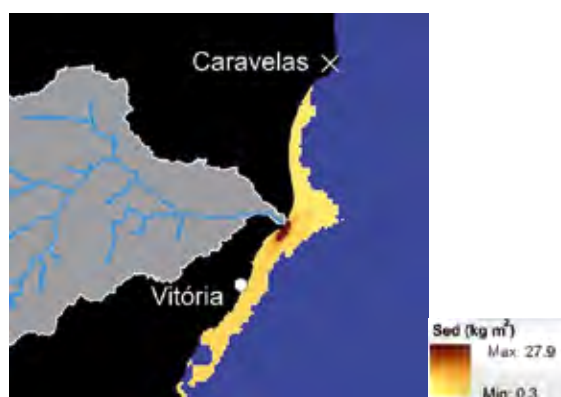
O modelo utiliza os seguintes parâmetros para identificar características da espécie que podem influenciar o tamanho de sua população, como:

- 1) Número estimado de indivíduos jovens (larvas ou alevinos);
- 2) Auto-ecologia da espécie: idade na maturidade, tipo de função de recrutamento, padrões de dispersão e migração, e taxas de fecundidade e mortalidade natural;
- 3) Comportamento da atividade de pesca (quantidades pescadas);
- 4) Dependências de habitat (por exemplo, importância e disponibilidade de “áreas-berçário”);
- 5) Representação espacial (polígonos) da área de interesse (dividida ou não em sub-regiões)

O modelo pode ser usado para avaliar como os estoques de pesca respondem a mudanças na quantidade de habitat (por exemplo, “gramas marinhas” (seagrass), mangues, recifes de coral), as condições ambientais (por exemplo, temperatura, salinidade, contaminantes), e à pressão de pesca. Este modelo não se destina a dar uma previsão precisa dos estoques de pesca, mas sim para ser usado como uma ferramenta para avaliar as consequências de mudanças ambientais que poderiam afetar a produção pesqueira. O modelo possui também uma ferramenta de auxílio à construção de cenários de mudanças nos habitats (Fisheries Habitat Scenario Tool), que permite calcular novas taxas de sobrevivência a partir de referências das taxas de mortalidade natural da população, em função das dependências de certas classes (idades ou estágios das espécies) por determinados habitats e a mudança na área dos habitats em certas sub-regiões. Uma das principais limitações do modelo é que ele responde a variações nas áreas de habitat, mas não a variações na sua qualidade.

A região de interesse para estimativa de estoques pesqueiros com uso do modelo InVESTFisheries foi delimitada por um raio de 20 quilômetros a partir da Foz do Rio Doce, visto que esta região marinho-costeira foi a primeira a ser atingida e também a que recebeu as maiores cargas de sedimentos provenientes do fluxo de lama que percorreu todo o Rio Doce até desaguar no Oceano Atlântico (MAGRIS et al., 2019) (Figura 60). Dados monitorados de qualidade de sedimento no estuário mostraram que dias após a chegada da pluma contaminada, as concentrações de alguns metais pesados foram 200 vezes maiores do que a média histórica (QUEIROZ et al., 2018, apud MAGRIS et al., 2019). Segundo Thomé et al. (2016), a região marinha frontal à foz do Rio Doce, conhecida vulgarmente como “Mar do Rio Doce”, é uma das principais áreas de pesca no estado do Espírito Santo.

Figura 60 – Cargas acumuladas de sedimentos no período Nov/2015- Dez/2016.



Fonte: Adaptado de Magris et al. (2019, p. 834).

Figura 61 – Delimitação da área de interesse para a modelagem de Pesca, com a separação de duas unidades de análise, a unidade 1 (até 5 km da foz do Rio Doce) e a unidade 2 (de 5 a 20 km da foz do rio Doce), e os pontos de amostragem de peixes.



Execução: Lactec.

Como qualquer modelo numérico para representação de fenômenos biofísicos, os resultados do modelo Fisheries devem ser calibrados e validados a partir de confrontação dos resultados do modelo com dados de estatísticas pesqueiras, de preferência associadas a informações geográficas. Infelizmente a disponibilidade deste tipo de dados estatísticos é muito restrita, sendo notória a escassez de informações estatísticas atuais e georreferenciadas de produção pesqueira para a região costeira do Espírito Santo. A informação oficial mais recente é o “Boletim estatístico da pesca do Espírito Santo”, referente ao ano-base 2011 (SILVA; SOARES, 2013), e foi utilizada como principal referência para o padrão de produção pesqueira da região de interesse. Um aspecto útil desta base de informação pesqueira é a disponibilização de mapas de distribuição da produção total de pescado desembarcado no Espírito Santo por área de pesca em 2011 (Figura 62).

Figura 62 – Distribuição espacial da produção total de pescado, ano 2011 e área de interesse do estudo.



Fonte: Adaptado de Silva e Soares (2013; p. 48).

Para o presente estudo, foi analisada uma espécie de reconhecida importância pesqueira na região próxima à foz do Rio Doce, o cangoá, conhecido também como Canganguá, Roncador ou Cabeçudo (*Stellifer rastrifer*, Jordan, 1889). Esta espécie é abundante em regiões marinho-costeiras de toda a costa brasileira, sendo encontrada sobre fundos de areia ou lama e em regiões estuarinas (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980, apud GIANNINI; PAIVA FILHO, 1990). O cangoá (*Stellifer rastrifer*) é de interesse pesqueiro na região costeira do Espírito Santo, por ser capturada como “fauna acompanhante” da pesca dirigida ao camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*, segunda espécie mais pescada em 2011 no Espírito Santo, segundo SILVA & SOARES, 2013), já que os crustáceos são um dos principais itens de sua dieta (GIANNINI; PAIVA FILHO, 1990; POMBO, 2010). Segundo Thomé et al. (2016), a região marinha em frente à Foz do Rio Doce pode ser considerada um dos principais bancos de pesca do camarão sete-barbas no Brasil. Segundo LACTEC (no prelo), foi verificada na região das coletas em ambiente marinho (abrangidas pela área de estudo, conforme figura 22) uma predominância numérica e em biomassa de espécies da Família Sciaenidae, conhecidas vulgarmente como “pescada”, principalmente *Stellifer* spp. (cangoá) e *Macrodon ancylodon* (pescada-foguete). Este padrão de dominância é documentado para regiões de plataforma rasa costeira da região Sudeste-Sul do Brasil (ALMEIDA 2004; VIANA; ALMEIDA, 2005; FREITAS et al., 2011, apud LACTEC, no prelo).

Além do fato de ter reconhecida importância pesqueira, conforme descrito anteriormente, outro critério decisivo para a escolha desta espécie foi a existência de estatísticas recentes sobre sua

abundância e estrutura de população, originadas das coletas necessárias para fins de calibração do modelo. O cangoá (*Stellifer rastrifer*) foi a espécie mais abundante durante os esforços amostrais das campanhas, com 24% do total de indivíduos capturados e 12,1% da biomassa total (LACTEC). Outros critérios importantes para a escolha desta espécie para a modelagem do serviço ecossistêmico de pesca são: a) o fato desta espécie habitar preferencialmente o ambiente de fundo da plataforma continental rasa, no qual a maior parte da lama com rejeitos de minérios se depositou, e onde são possíveis alterações ambientais que podem tornar este habitat menos adequado à espécie; b) a disponibilidade satisfatória de informações científicas sobre a auto-ecologia da espécie.

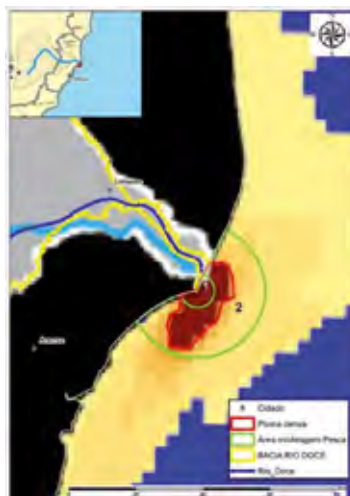
As informações necessárias para a parametrização do modelo InVESTFisheries foram obtidas a partir de estudos dedicados a *Stellifer rastrifer*, nos temas de biologia populacional (parâmetros de crescimento, recrutamento, e de mortalidade), ecologia da espécie (dieta, hábitos migratórios), e vulnerabilidade à pesca (GIANNINI; PAIVA FILHO, 1990; CAMARGO; ISAAC, 2005; RODRIGUES FILHO, 2008; POMBO, 2010). Além destas pesquisas, a parametrização se baseou fortemente nos dados de coletas de peixes marinhos realizadas pelo Lactec, que permitiram aplicar ao modelo parâmetros baseados em informações específico sobre a estrutura populacional desta espécie na região de interesse.

A obtenção de uma estimativa inicial de potencial pesqueiro de *Stellifer rastrifer* em período anterior ao desastre é necessária para a aferição da calibração do modelo, e também para mensuração da variação entre a estimativa de pesca a partir de dados populacionais coletados no período pós-desastre (junho/2018 a março/2019) e a estimativa de pesca em período pré-desastre, de modo a avaliar possíveis mudanças nos estoques pesqueiros desta espécie. Para tanto, foram utilizadas as informações de produção pesqueira distribuídas espacialmente por áreas de pesca produzidas por Silva e Soares (2013) (figura 24), para uma estimativa da produção total de pescado em 2011, na região de interesse. Como o mapa de produção total de pescado citado inclui também a pesca de crustáceos (principalmente o camarão sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri*), enquanto que as coletas realizadas por LACTEC não incluem dados para crustáceos, foi necessário também descontar a produção de *X. kroyeri* do total pescado em 2011, para se obter uma estimativa comparável com os dados obtidos por LACTEC. Para tal utilizou-se outro mapa de distribuição espacial da produção em 2011 na costa capixaba, específico para *X. kroyeri*, também elaborado por Silva e Soares (2013). A partir desta informação de produção pesqueira espacialmente distribuída, já descontando-se os valores para *X. kroyeri*, estimou-se uma faixa de valores de produção pesqueira total para a área de interesse do presente estudo, de 463 mil a 930 mil quilos de pescado (apenas peixes) por ano. Utilizando-se desta estimativa, obtida por meio de dados estatísticos espacialmente explícitos, como referência de volumes médios pescados na área que abrange um raio de 20 km a partir da foz do Rio Doce, utilizou-se informações de participação percentual de *S. rastrifer* na biomassa total de peixes coletados por LACTEC na área de interesse. Com base nas proporções de biomassa calculadas a partir de dados coletados em campanhas realizadas por LACTEC (no prelo), foi possível inferir que *S. rastrifer* foi responsável por cerca de 12,1 % da biomassa total de peixes coletada. Foi aplicada tal proporção à faixa de valores estimados para a produção total de pescado na área de interesse, estimando-se uma participação de biomassa pescada desta espécie no ano base de 2011 em uma faixa que varia de 56 mil quilos a 113 mil quilos (com um valor médio de 84,5 mil quilos). Com este artifício de cálculo, foi possível obter um referencial de volumes médios pescados de *S. rastrifer* dentro da região modelada.

A partir da técnica de segmentação de dados estatísticos por “quebras naturais” de Jenks (JENKS, 1967) aplicada aos dados de comprimento e peso da espécie de estudo, obtidos nas coletas realizadas entre junho/2018 e março/2019, foi possível separar a população de *Stellifer rastrifer* em 5 diferentes idades. As duas primeiras idades (1º e 2º anos) abrangiam os indivíduos sexualmente imaturos e as outras três idades se referem aos indivíduos em idade reprodutiva, sendo a separação dos espécimes coletados feita a partir de um tamanho avaliado como mínimo para os peixes desta espécie atingirem o estágio reprodutivo. Segundo Camargo e Isaac (2005), populações de *S. rastrifer* pesquisadas no litoral paraense, apresentavam comprimento de primeira maturação equivalente a 9,5 cm e o tamanho L50 (tamanho com o qual pelo menos 50% dos indivíduos são maduros) correspondente a 11,7 cm; COELHO et al. (1985, apud GIANNINI; PAIVA FILHO, 1990) também indicam como comprimento de primeira maturação o valor de 9,5 cm. As taxas de sobrevivência foram obtidas a partir da taxa de mortalidade natural (conforme orientado por SHARP et al., 2018), taxa esta calculada por Giannini e Paiva Filho (1990) a partir de coletas de dados no litoral de São Paulo ($M = 1,01$).

Para a avaliação dos possíveis danos da pluma originada do aporte repentino e concentrado de sedimentos (com elementos potencialmente tóxicos associados) à área marinha adjacente à foz do Rio Doce sobre as populações de *S. rastrifer*, e consequentemente sobre os volumes pescados desta espécie, buscou-se primeiramente identificar em que magnitude esta pluma pode ter diminuído a disponibilidade de habitat para este peixe. Avaliações indicam que a pluma de lama originada da barragem de Fundão se dispersou por uma área de 392 km², se considerada a superfície com maior concentração de rejeito, e 6.197 km², se considerada a pluma de rejeitos com menor concentração de sedimento (FAURG, 2016a; ICMBio 2016d, apud MPF/LACTEC, 2018d). Carmo et al. (2020) sugerem que um ano após o desastre a pluma se espalhou por mais de 770 km² da região marinha. Para o cálculo de novos valores de sobrevivência pelo modelo InVEST Fisheries a partir de alterações no habitat da espécie-alvo, é preciso estimar a porcentagem de alteração de habitat em cada uma das duas sub-regiões de análise (1: área até uma distância de 5 km da foz do Rio Doce e 2: área na faixa entre 5 km e 20 km da foz). Com base em modelagens produzidas por Magris et al. (2019) sobre a abrangência espacial das maiores concentrações de sedimentos da pluma no período pós-desastre (nov/2015 - dez/2017), avaliou-se que a área referente a porção da pluma com as maiores cargas de sedimentos (com cerca de 269 km²) se sobrepôs a 98,8% da sub-região 1 e a 29,4% da sub-região 2, como pode se observar na Figura 63.

Figura 63 – Sobreposição entre a pluma com maiores cargas de sedimentos e a área de interesse.



Execução: Lactec, com dados adaptados de Magris et al. (2019; p. 834).

Estas áreas de sobreposição foram consideradas, no contexto do uso do modelo InVESTFisheries para a presente análise, como áreas de contaminação de habitat (eventualmente causando danos fisiológicos e até mortalidade de peixes, e assim causando distúrbios na dinâmica populacional da espécie na região), ou como área de perda temporária de habitat, considerando-se que parte da população de *S. rastrifer* possivelmente conseguiu se afastar desta região de alta concentração e deposição de sedimentos no período pós-desastre, sobrevivendo em outras regiões, até o retorno dos níveis de turbidez a uma situação de normalidade (médias históricas pré-desastre). Esta informação foi utilizada para o cálculo de novos parâmetros de sobrevivência, ajustados à situação ambiental pós-desastre (altas concentração de sedimentos), com uso do modelo auxiliar InVESTFisheries Habitat Scenario Tool (SHARP et al., 2018), que define novos parâmetros de sobrevivência a partir de variações percentuais de habitat (relacionadas a degradação ambiental) nas áreas utilizadas como habitat por determinada espécie. A partir destes novos índices de sobrevivência para diferentes idades da espécie de peixe modelada, é possível rodar novamente o modelo InVESTFisheries (com o restante dos parâmetros de recrutamento, maturidade e vulnerabilidade à pesca inalterados, conforme a calibração previamente realizada), para se estimar a biomassa potencialmente capturável pela pesca em um novo cenário que considera a perda de habitat por poluição. Finalmente comparando-se a estimativa de pesca pelo modelo InVESTFisheries para o cenário pré-desastre (baseado em coletas feitas na região de interesse e estatísticas pesqueiras) e para o cenário pós-desastre (com perda temporária de habitat) é possível avaliar a possível redução do estoque pesqueiro de *S. rastrifer* na região analisada (raio de 20 km a partir da foz do Rio Doce).

3.3 RESULTADOS

O Modelo InVEST Fisheries 3.7.0 estimou um volume de pesca de 74.053 kg de *S. rastrifer* no período de um ano, para a área de interesse da modelagem (791 km²), considerando-se os parâmetros de estrutura populacional e de biomassa calculados partir dos dados de coleta realizadas por LACTEC entre 2018 e 2019, sendo os parâmetros de sobrevivência, maturidade sexual, e vulnerabilidade à pesca obtidos partir de valores indicados por Giannini e Paiva Filho (1990) (sobrevivência e vulnerabilidade à pesca) e Coelho et al. (1985, apud GIANNINI; PAIVA FILHO, 1990) (maturidade sexual). Comparando-se este valor de estimativa de pesca anual (74.053 kg) com a faixa de valores derivada das estimativas de Silva e Soares (2013), entre 56 mil quilos a 113 mil quilos (média de 84,5 mil quilos), pode-se inferir que o modelo InVEST Fisheries estimou adequadamente a potencial produção pesqueira de *S. rastrifer*, estando apenas 12,4% abaixo da média estimada a partir dos dados de geoestatísticas pesqueiras para a região de interesse (SILVA; SOARES, 2013). Os resultados da modelagem apontam que cerca de 72 mil kg deste peixe seriam capturados na sub-região 1 (até 5 km da foz do Rio Doce), o que corresponde a 97% do estoque potencialmente pescável na totalidade da região analisada, enquanto que a porção que se situa entre 5 km e 20 km da foz do rio Doce (sub-região 2) representaria apenas 3% do estoque pesqueiro. Tais resultados encontram amparo nos dados estatísticos calculados a partir de coletas feitas por LACTEC, visto que 95% dos espécimes de *S. rastrifer* coletados encontravam-se na sub-região 1, mais próxima à foz. A estimativa de distribuição espacial da pesca via modelagem e a distribuição espacial das coletas parecem corroborar informações apresentadas por Giannini e Paiva Filho (1990) sobre os hábitos da espécie, que informam que *S. rastrifer* é uma espécie comum em regiões de influência estuarina da costa Atlântica, como é a sub-região 1.

O modelo InVEST Fisheries, assim como todo modelo matemático, apresentou algumas limitações na elaboração de cenários futuros. A modelagem requer uma grande quantidade de dados, os quais não estão disponíveis na literatura e/ou nos levantamentos primários. Por esses motivos a avaliação do potencial de variação dos estoques pesqueiros de *Steliffer rastrifer* para cenários futuros não foi possível de ser mensurada, permanecendo apenas os valores estimados para o pré e pós desastre.

MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICO

4.1 INTRODUÇÃO

Os processos de modificação da paisagem, geralmente relacionados à perda, à fragmentação e à degradação de ambientes naturais, têm sido elencados como os principais agentes de perda de biodiversidade em todo o mundo (BUTCHART, 2010; DIRZO; RAVEN, 2004; FOLEY et al., 2005; SALA et al., 2000).

Alguns efeitos das modificações das paisagens sobre a biodiversidade são imediatos. Para algumas espécies mais sensíveis, por exemplo, alterações na quantidade e/ou qualidade do habitat e de recursos pode levar a alterações em seu comportamento, aumentar os níveis de estresse e/ou mortalidade. Contudo, o efeito final relativo ao declínio das populações, que leva às extinções locais, perda de biodiversidade em geral e aos processos ecológicos associados, só é passível de observação em estudos de longo prazo. Logo, estudos que busquem entender possíveis efeitos das modificações da paisagem sobre a biodiversidade devem ser realizados por longos períodos, baseando-se em diferentes cenários temporais. Porém, quando não há tempo hábil para isso, métodos de modelagem de biodiversidade são uma alternativa para estimar os efeitos potenciais das alterações nas paisagens sobre os organismos vivos.

Nesse relatório se discute como os danos associados ao rompimento da barragem de Fundão afetaram a biodiversidade e os ecossistemas, e como as modificações das paisagens decorrentes desse desastre afetaram a região costeira e marinha. Três perguntas nortearam o estudo: i) como a exposição ao desastre afetou o ambiente? ii) qual foi a magnitude do dano ao ambiente? e iii) qual é o potencial de recuperação do ambiente em cenários futuros de restauração?

4.2 OBJETIVO

Para responder a essas três perguntas, criou-se um framework metodológico baseado em métodos de ecologia de paisagem e técnicas de Modelagem de Nicho Ecológico (Ecological Niche Modeling - ENMs). Desta forma, os objetivos do presente estudo são compreender como o rompimento da barragem afetou a distribuição potencial da biodiversidade local no Ambiente Marinho.

4.3 METODOLOGIA

Foram utilizados Modelos de Nicho Ecológico (ENMs) para estimar a distribuição potencial de algumas espécies que ocorrem nos ecossistemas costeiros. Atualmente são conhecidos diferentes métodos capazes de modelar o nicho ecológico de uma espécie e, por consequência, sua distribuição potencial. No presente estudo, foram utilizados modelos correlativos que se baseiam em associações entre informações ambientais e pontos de ocorrência conhecidos da espécie (THUILLER; ARAÚJO; LAVOREL, 2003). Assim, os modelos correlativos assumem que a distribuição geográfica da espécie reflete diretamente as condições ambientais que delimitam o seu nicho ecológico (PETERSON et al., 2011). A construção dos ENMs correlativos é baseada em três pilares: i) informação sobre registros

de ocorrência da espécie; ii) variáveis ambientais da área de estudo e iii) algoritmos matemáticos que unem ocorrências e variáveis ambientais. Abaixo, estão descritas as etapas de construção dos modelos de nicho e delimitação da distribuição potencial das espécies estudadas.

4.3.1 AVALIAÇÃO E TRATAMENTO DE REGISTROS DE OCORRÊNCIA DAS ESPÉCIES E VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Foram estudadas 8 espécies representativas de três grupos taxonômicos: quelônios, cetáceos e peixes (Tabela 31). Ressalta-se que outras 66 espécies de peixes também foram modeladas em um cenário de larga-escala, contudo, em função da baixa adequabilidade ambiental encontrada, tais dados não foram inseridos no presente relatório. A definição das espécies de cada um dos grupos taxonômicos foi realizada baseando-se em três critérios: i) as espécies possuírem no mínimo 10 pontos de ocorrência conhecidas dentro do limite geográfico do estudo, ii) as espécies terem potencial bioindicador e iii) possuírem diferentes graus de sensibilidade aos danos causados pelo rejeito e seus componentes físico-químicos. Assim, as espécies selecionadas tinham diferentes tolerâncias aos rejeitos, podendo indicar diferentes danos associados ao rompimento da barragem e além disso tinham potencial para serem modeladas de acordo com as premissas dos modelos de nicho (QUEIROZ; SILVA; STRIXINO, 2008; PETERSON et al., 2011).

Outro critério utilizado na seleção das espécies esteve relacionado ao papel funcional exercido nos ecossistemas nas quais ocorrem. O papel funcional diz respeito à função que a espécie desempenha no funcionamento dos ecossistemas (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009). Foram selecionadas espécies pertencentes a diferentes grupos funcionais, isso é, que desempenhem funções ecológicas locais distintas. Dessa forma, com base nas espécies selecionadas foi possível não só estimar os danos do desastre na distribuição potencial destes bioindicadores, mas também o efeito do rompimento da barragem de Fundão nos processos ecológicos locais.

Como os critérios de seleção das espécies foram estabelecidos para analisar os possíveis danos do desastre sobre a distribuição de espécies, as coordenadas geográficas de ocorrência de cada uma delas foram acuradas apenas para o limite geográfico da área de estudo. Contudo, como os modelos construídos são baseados no conceito de nicho ecológico, e, portanto, remetem a uma ampla área geográfica regida por variações climáticas (PETERSON et al. 2011), fez-se necessário buscar informações referentes a distribuição geográfica das espécies em todo o Brasil. Isso porque, se fossem utilizados apenas os pontos de ocorrência das espécies na área de estudo, os modelos iriam subestimar o nicho ecológico das espécies e superestimar os valores de adequabilidade ambiental, resultando em inferências errôneas de distribuição (BARVE et al., 2011) e dos danos oriundos do desastre. Além dos pontos de ocorrência provenientes dos dados primários, outros pontos de ocorrência das espécies estudadas, além do limite da área de estudo, foram extraídos do:

- I. speciesLink (<<http://splink.cria.org.br/>>);
- II. Global Biodiversity Information Facility (<<https://www.gbif.org/>>);
- III. BISON (<<https://bison.usgs.gov/#home>>);
- IV. VertNet (<<http://vertnet.org/>>);
- V. iDigBio (<<https://www.idigbio.org/>>);

- VI. iNaturalist (<<https://www.inaturalist.org/>>);
- VII. Ecoengine (<<https://ecoengine.berkeley.edu/>>);
- VIII. oBis (<<https://obis.org/>>).

Tabela 31 – Espécies marinhas utilizadas para inferir os possíveis danos do desastre do rompimento da barragem de Fundão sobre a biodiversidade marinha.

Espécie	Nome comum	Reino	Filo	Classe	Ordem	Família
<i>Caretta caretta</i>	Tartaruga marinha	Animalia	Chordata	Reptilia	Testudines	Cheloniidae
<i>Chelonia mydas</i>	Tartaruga marinha	Animalia	Chordata	Reptilia	Testudines	Cheloniidae
<i>Eretmochelys imbricata</i>	Tartaruga marinha	Animalia	Chordata	Reptilia	Testudines	Cheloniidae
<i>Lepidochelys olivacea</i>	Tartaruga marinha	Animalia	Chordata	Reptilia	Testudines	Cheloniidae
<i>Dermochelys coriacea</i>	Tartaruga marinha	Animalia	Chordata	Reptilia	Testudines	Dermochelyidae
<i>Macrodon ancylodon</i>	Pescada-foguete	Animalia	Chordata	Teleostei	Perciformes	Scianidae
<i>Megaptera novaeangliae</i>	Baleia-jubarte	Animalia	Chordata	Mammalia	Cetacea	Balaenopteridae
<i>Sotalia guianensis</i>	Boto-cinza	Animalia	Chordata	Mammalia	Cetacea	Delphinidae

Após o processo de busca de registros de ocorrência nos diferentes bancos de dados, foram encontrados aproximadamente 290 mil registros de ocorrência relacionadas às oito espécies marinhas. Contudo, para maior confiabilidade dos dados de ocorrência, e melhor acurácia dos modelos, os registros de ocorrência foram filtrados usando os seguintes critérios: i) exclusão das ocorrências inferidas anteriormente à 1990, período em que as informações de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) ainda não eram confiáveis; ii) exclusão dos dados que não continham informações de latitude e/ou longitude e/ou data de coleta e por fim; iv) filtrou-se apenas uma ocorrência para cada célula (pixel) do gride (raster) que continha informações ambientais (que serão detalhadas na seção seguinte), excluindo-se assim coordenadas muito próximas ou duplicadas e as que se encontravam fora do limite geográfico do Brasil. Após esse processo, restaram aproximadamente 9 mil registros.

4.3.2 SELEÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS PARA INFERIR A DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DAS ESPÉCIES

Os ENMs são construídos baseados em processos que ocorrem em larga escala, sendo que processos oriundos de escala fina são considerados normalmente como ruídos na distribuição das espécies (Eltonian Shortfall - PEARSON; DAWSON, 2003). Os ENMs são geralmente construídos considerando-se que apenas variáveis climáticas atuam na delimitação geográfica das espécies em larga escala. Contudo, em locais altamente antropizados, os processos que ocorrem em escala fina também tendem a moldar a persistência local das espécies e o padrão de co-ocorrência dentro das comunidades, surgindo assim a necessidade do estabelecimento de novos métodos que integrem processos de diferentes escalas atuando no padrão de distribuição de espécies e na composição das comunidades (GUISAN; RAHBEK, 2011). Como aqui o objetivo principal foi inferir os possíveis danos do rompimento da barragem de Fundão sobre a distribuição de espécies dos ecossistemas costeiros, os processos oriundos de múltiplas escalas (larga escala - clima delimitando a distribuição de espécies; escala fina - efeito do rejeito sobre a persistência local das espécies) foram interligados. Foi proposta uma nova

metodologia para integrar os efeitos de múltiplas escalas na biodiversidade, conforme será detalhado a seguir.

Para inferir a distribuição geográfica das espécies marinhas em larga escala, foram utilizadas 17 biovariáveis oriundas do banco de dados Marspec (<<http://marspec.weebly.com/>>). Os dados do Marspec são grides (raster) no formato GeoTiff, com sistema de coordenadas geográficas (“lat/long”), Datum WGS-84 e resolução espacial de 10 arc-minutos (~20 x 20 km). Esses dados correspondem a variáveis físico-químicas marinhas relacionadas a batimetria, temperatura, salinidade e plano de curvatura (Tabela 32). Como cada variável marinha influencia diferentemente os processos biológicos das espécies estudadas, realizou-se a seleção das variáveis seguindo o mesmo protocolo metodológico descrito para espécies terrestres (vide acima). Assim, no final do processo de seleção foram geradas 04 novas variáveis que representam mais de 90% da variação ambiental da região marinha da costa brasileira.

Tabela 32 – Variáveis marinhas utilizadas no processo de modelagem da biodiversidade.

Variável	Descrição da variável (unidades)
batimetria	Profundidade do fundo do mar (m)
biogeo01	Aspecto Leste / Oeste (radianos)
biogeo02	Aspecto Norte / Sul (radianos)
biogeo03	Curvatura do Plano
biogeo04	Curvatura do perfil
biogeo05	Distância para Shore (km)
biogeo06	Inclinação batimétrica (graus)
biogeo07	Concavidade (graus)
biogeo08	SSS Anual Médio (psu)
biogeo09	SSS do mês mais fresco (psu)
biogeo10	SSS do mês mais salgado (psu)
biogeo11	Faixa anual em SSS (psu)
biogeo12	Variação anual em SSS (psu)
biogeo13	Média SST anual (° C)
biogeo14	SST do mês mais frio (° C)
biogeo15	SST do mês mais quente (° C)
biogeo16	Faixa anual em SST (° C)
biogeo17	Variação anual em SST (° C)

Para elucidar o efeito dos rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão na distribuição das espécies marinhas foram analisadas as variáveis (i) absorção total, (ii) clorofila A, (iii) profundidade do disco de Secchi, (iv) sólidos suspensos e (v) turbidez em três cenários temporais: i) pré-desastre (T0), que corresponde ao período anterior ao rompimento da barragem, tendo sido considerada as datas entre 02-11- 2013 e 10-11-2015; pós-desastre com alto dano (T1), que corresponde ao período logo após o rompimento da barragem, tendo sido definido como período de maior nível na escala de gravidade, estando entre as datas de 11-11-2015 e 31-03-2016; pós-desastre com menor dano (T2), período com retorno dos valores das variáveis ambientais aos níveis observados

em T0, estando entre as datas de 01-04-2016 e 31-12-2016. Essas variáveis foram obtidas do sensor MODIS, dos satélites Terra e Aqua, adquirido junto a empresa EOMAP (<www.eomap.com>). Os dados espaciais estão disponíveis em resolução de 500m para a região entre -23.75° e -17.27° de latitude, e -42.52° e -37.97° de longitude.

4.3.3 CONSTRUÇÃO DOS MODELOS DE NICHOS ECOLÓGICO (ENMS)

Os métodos de ENMs podem ser classificados em três grupos: 1) métodos de presença/ausência, 2) métodos de presença/background e 3) métodos de somente presença (PETERSON et al. 2011). Métodos de presença/ausência contrapõem variáveis ambientais para mostrar as condições adequadas para ocorrência da espécie, considerando também as localidades onde ela não ocorre, ou seja, ausências conhecidas (JIMÉNEZ- VALVERDE; LOBO; HORTAL, 2008). Os métodos de presença/background comparam as condições ambientais dos dados de presença com as condições ambientais disponíveis em toda área de estudo (background), para delimitar o nicho das espécies; dessa forma, esses modelos estimam que condições mais semelhantes aos dados de ocorrência são mais adequadas à ocorrência das espécies dentro da área de estudo. Por fim, os métodos de somente presença sobrepõem os pontos de presença das espécies com as variáveis ambientais para obter uma gama de condições ambientais requeridas pelas espécies para sua ocorrência, considerando envelopes climáticos (limites climáticos das ocorrências) ou distâncias multivariadas, como a distância Euclideana, de Gower ou de Mahalanobis (PETERSON et al., 2011).

Baseando-se na ideia de que existem diferentes algoritmos matemáticos capazes de inferir a distribuição potencial, como mencionado acima, e que o uso combinado desses algoritmos pode melhorar a predição dos resultados por considerarem diferentes tolerâncias na distribuição potencial das espécies (ARAÚJO; NEW, 2007; DINIZ-FILHO et al., 2009), os ENMs foram construídos baseados em algoritmos pertencentes às três classes de métodos: 1) método de somente presença - Bioclim – envelope climático (NIX, 1986) e Domain – Gower Distance (CARPENTER; GILLISON; WINTER, 1993); 2) método de presença/background - Maximum Entropy – MaxEnt (PHILLIPS; DUDÍK, 2008) e Support Vector Machines (SVM) (TAX; DUIN, 2004) e 3) método de presença e ausência - RandomForest (BREIMAN, 2001).

Como forma de avaliar os modelos construídos, os registros de ocorrência de cada espécie foram aleatorizados em dois grupos: 1) treino, contendo 70% dos registros, e 2) teste, com 30%. Como os dois grupos são subconjuntos de um mesmo conjunto de dados (registros de ocorrência), a partição dos registros foi aleatorizada cinco vezes por meio da técnica de bootstrap (partição aleatória), como forma de diminuir a correlação entre os dados (PETERSON et al., 2011). Sendo assim, foram gerados 25 modelos diferentes (5 réplicas x 5 algoritmos) para cada espécie estudada, totalizando 200 modelos no geral (25 modelos x 8 espécies). Após gerar os modelos, foram construídos mapas de presença e ausência, a partir de um valor de limiar de corte (threshold). O threshold é um limiar de adequabilidade que define a presença ou a ausência de uma espécie. Células com valores acima do threshold foram consideradas como presença, enquanto células com valores abaixo desse limiar foram consideradas como ausência. Aqui, foram adotados os valores de threshold de “máxima especificidade e sensibilidade”,

por ser o limiar mais adequado para ser utilizado quando se possui algoritmos de somente presença (LIU; NEWELL; WHITE, 2016).

Após usar os limites de corte específicos de cada modelo, foi utilizada a técnica de ensemble (ARAÚJO; NEW, 2007), para gerar um mapa consensual de distribuição da espécie. Primeiramente os cinco modelos de cada algoritmo (réplicas) foram concatenados e posteriormente sobrepostos os cinco mapas resultantes de cada algoritmo. Dessa forma, o valor de cada célula dos mapas finais variou de 0 a 25, demonstrando a frequência com que cada célula foi predita como presença dentre todos os modelos construídos para a espécie. Esses valores então foram divididos pelo número total de modelos construídos (25), como forma de obter o valor de frequência relativa de presença na célula, variando entre 0 e 1.

Como forma de avaliar cada um dos modelos construídos, foram estimados os valores de TSS (True Skill Statistic). Os valores de TSS variam de -1 a 1, de modo que valores negativos ou próximos a 0 indicam que os modelos não são estatisticamente diferentes de modelos gerados aleatoriamente, e valores próximos a 1 indicam modelos excelentes. No entanto, assume-se que modelos com valores acima de 0.5 são considerados adequados para inferir a distribuição das espécies (ALLOUCHE; TSOAR; KADMON, 2006).

Todas as etapas anteriores foram utilizadas para a construção dos modelos das espécies marinhas e para os modelos de distribuição das espécies em larga escala e escala fina. A única diferença dentre os modelos foi a resolução do pixel em cada uma das etapas, conforme descrito anteriormente (pixels maiores para larga escala e pixels menores para escala fina). Como nos modelos marinhos os três cenários temporais analisados (T0, T1 e T2) foram construídos com metodologia idêntica, os mesmos são comparáveis entre si para inferir o efeito do rompimento da barragem de Fundão sobre a distribuição das espécies marinhas.

4.3.4 INFERÊNCIA DOS DANOS DO DESASTRE SOBRE A DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES MARINHAS

Como citado anteriormente, o padrão de distribuição das espécies é inferido em escala ampla, mas, os danos causados pelo desastre do rompimento da barragem de Fundão ocorreram em escala local. Dessa forma, aqui foi proposto um método que combina os modelos de larga escala e de escala fina, que foram construídos separadamente. Os modelos em larga escala consideraram as variáveis físico-químicas da água e variáveis de batimetria e curvatura como o primeiro filtro para o estabelecimento regional das espécies usando resolução de 10 arc-minutos (20 x 20 km). Esses modelos inferiram a ocorrência das espécies marinhas em larga escala para toda a costa brasileira, incluindo a região costeira da foz do rio Doce.

Após a construção dos modelos marinhos baseados em processos de larga escala, para as oito espécies estudadas, apenas três espécies chaves foram elencadas para serem estudadas em escala fina. Essas três espécies foram escolhidas por terem ocorrências conhecidas na região de estudo (dados primários), por serem espécies sensíveis aos possíveis tipos de danos causados pelo rompimento da barragem de Fundão, por serem representantes de diferentes tipos de habitats, grupos taxonômicos e funcionais, e por possuírem mais de dez pontos de ocorrência nos ecossistemas costeiros (uma das premissas para construção dos modelos).

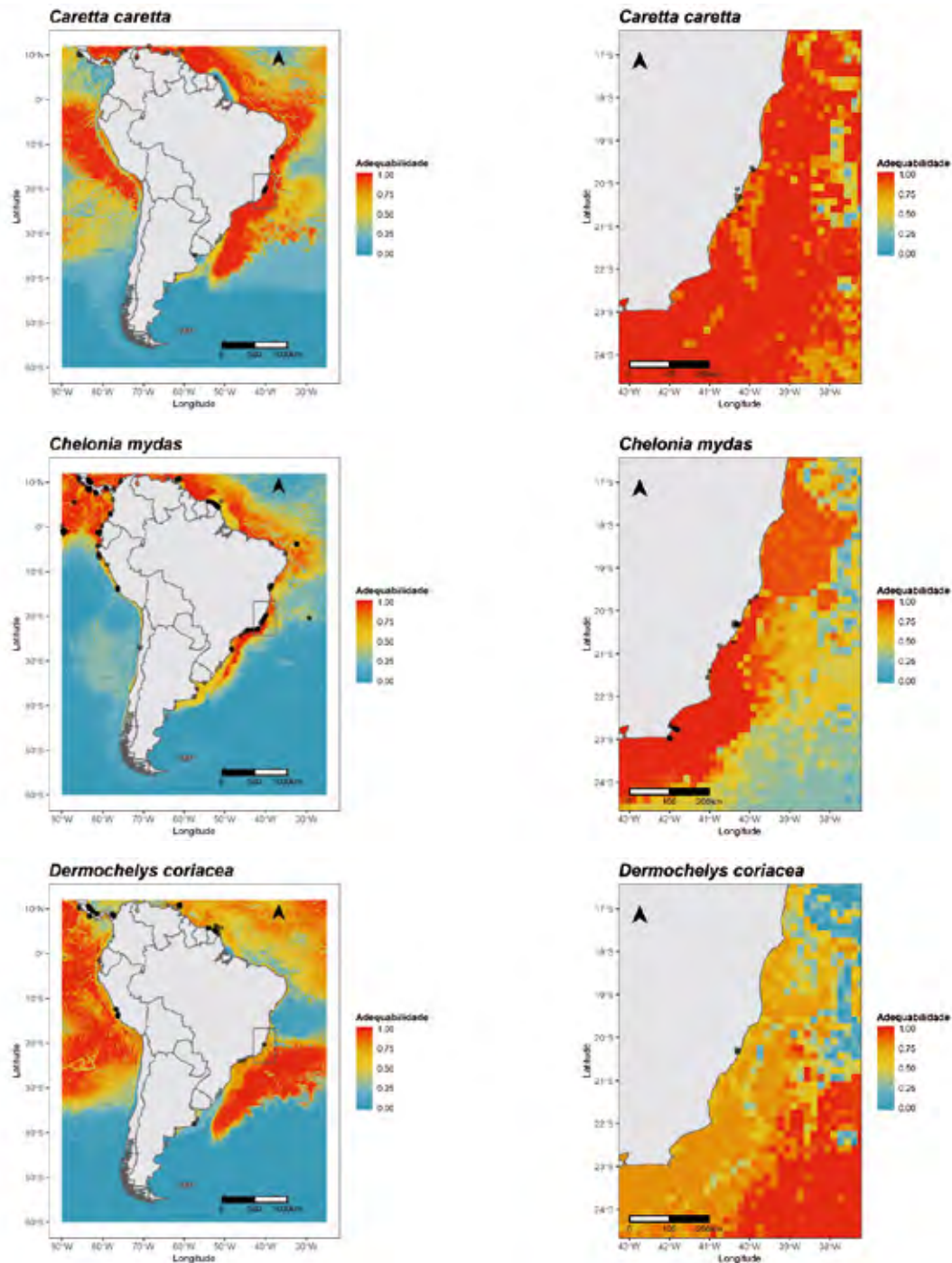
Os modelos de escala fina das três espécies marinhas foram calculados para os cenários temporais T0, T1, e T2 com 20 x 20 km de resolução. Para a integração dos modelos construídos nas escalas diferentes (climáticos - ~1km - e paisagem - 30 m) foram estudadas apenas as células que possuíam adequabilidade climática alta (acima do valor do valor de corte do lowest presence threshold - LPT) nos modelos de larga escala. Para isso, as células dos modelos de larga escala com valores de adequabilidade acima do threshold (LPT) foram consideradas como presença da espécie (1) e as células com valores inferiores ao limiar de corte como ausência da espécie (0). As células que possuíam presença da espécie foram subdivididas em pixels de 500 x 500m de resolução, para inferir a adequabilidade ambiental da espécie em cada um dos cenários temporais estudados.

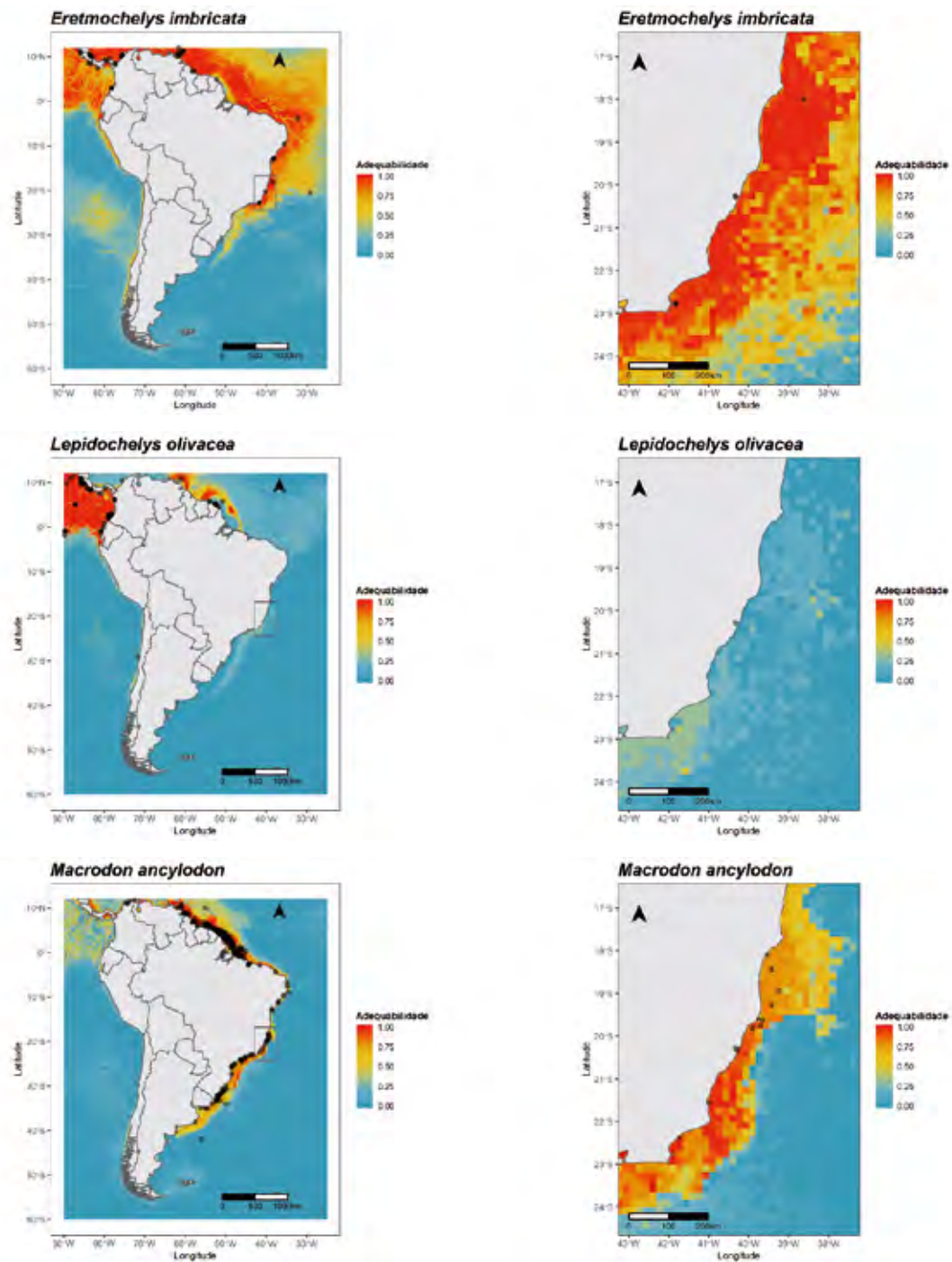
As comparações entre cenários temporais distintos, baseados nos modelos construídos em escala fina foram realizados apenas nas regiões onde as espécies ocorriam em larga escala: cenário pré-desastre (T0) e pós-desastre (T1) e, entre o pós-desastre (T1) e pós-desastre após as variáveis marinhas terem voltado a níveis históricos (T2), sem comparação com cenários futuros com estratégias de mitigação. Assim, o aumento ou a diminuição da adequabilidade ambiental local (resultante da comparação entre os cenários) foi capaz de inferir as regiões marinhas que sofreram maiores danos como resultado do rompimento da barragem de Fundão no ecossistema marinho. Com o desastre, a nova conformidade da paisagem no pós-desastre (T1), pode ter afetado a persistência e exclusão local das espécies, a partir do aumento e da diminuição da adequabilidade local. Assim, a comparação entre os modelos de escala fina baseados nos cenários temporais distintos (pré e pós-desastre - T0 e T1) estima o aumento ou a diminuição da adequabilidade ambiental nos locais de ocorrência das espécies como resultado dos danos causados pelo rompimento da barragem de Fundão. A mesma comparação entre cenários temporais foi realizada entre o período pós-desastre (T1) e o cenário temporal futuro.

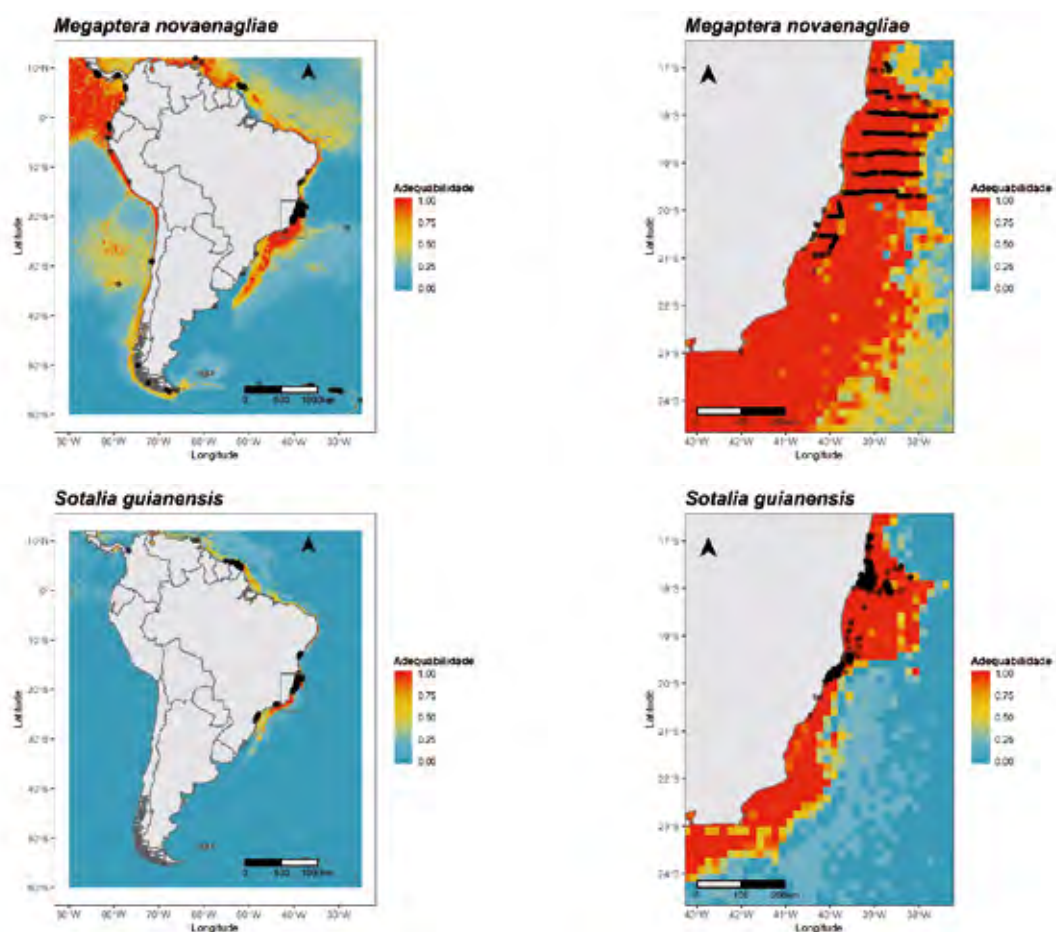
4.4 RESULTADOS

Os modelos marinhos em larga-escala ressaltaram que as espécies estudadas possuíam alta adequabilidade ambiental ao longo de uma ampla área da região costeira da América do Sul (Figura 64).

Figura 64 – Mapa de distribuição geográficas das 8 espécies aquáticas marinhas estudadas. À esquerda estão os mapas de distribuição para todo o Brasil e a direita a distribuição das espécies para a delimitação da Bacia do Rio Doce. Esses modelos foram baseados nos processos de modelagem de larga-escala.







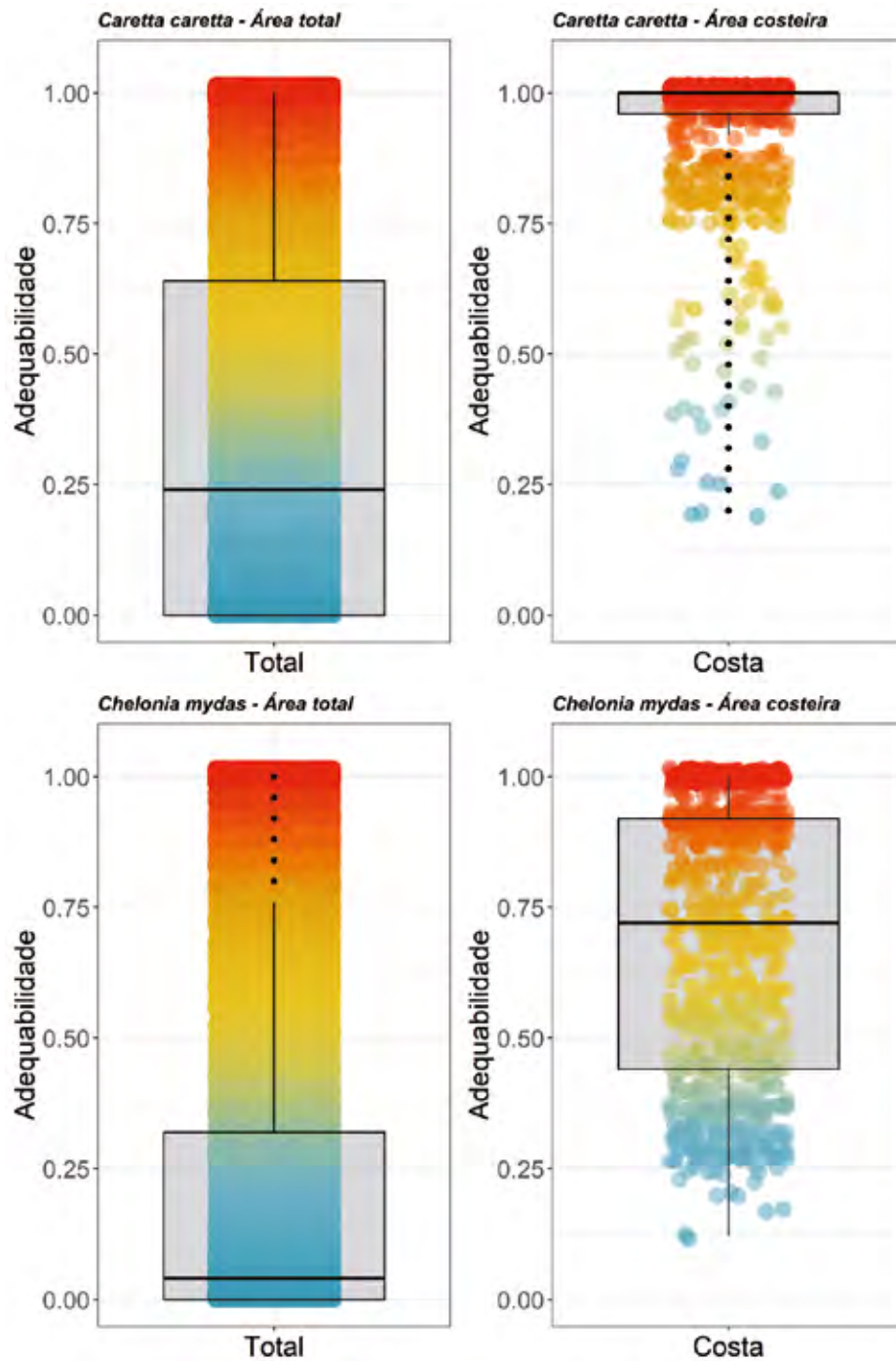
Execução: Lactec.

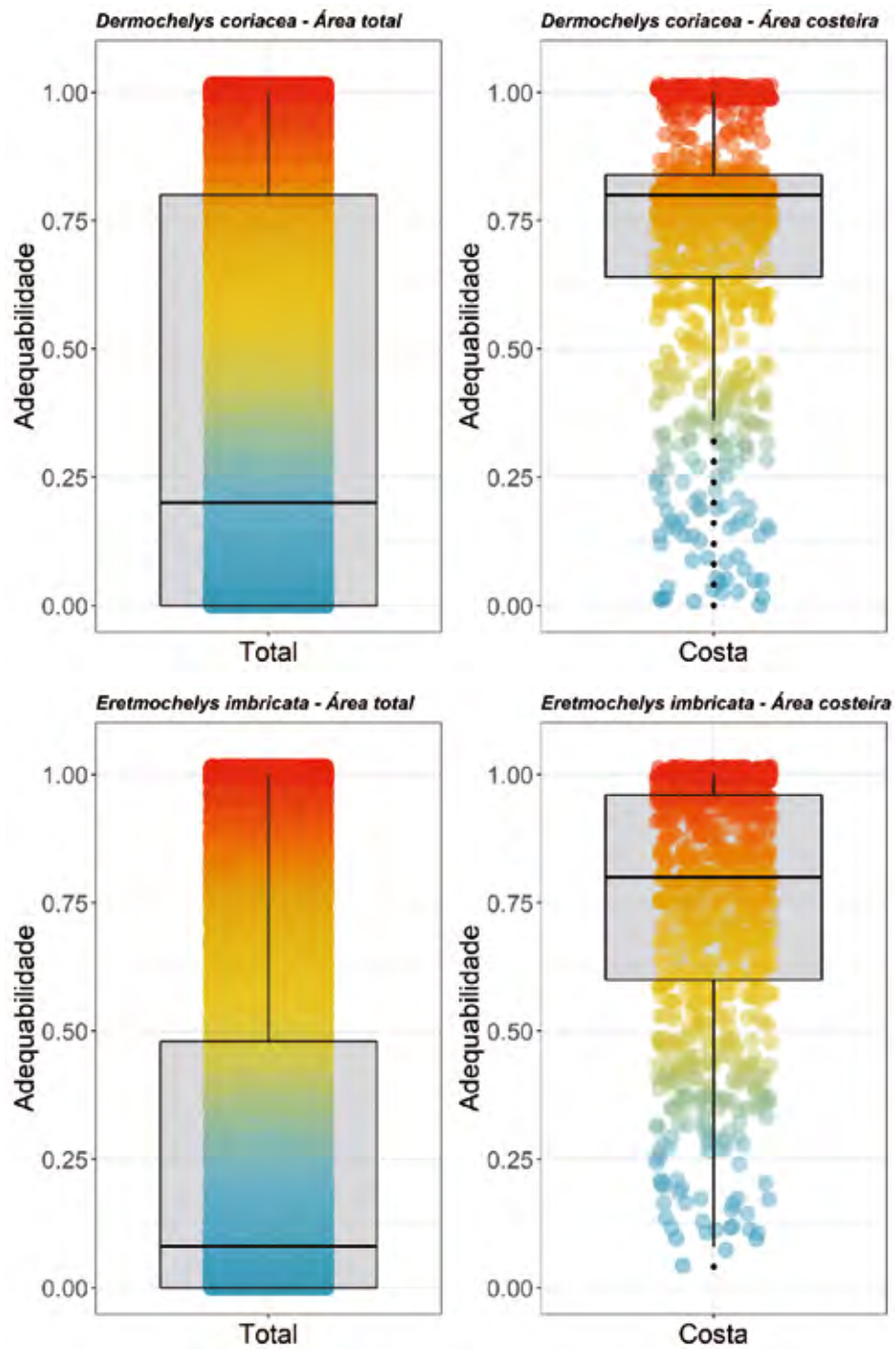
Como a distribuição das espécies marinhas estudadas é muito ampla e são similares entre si, todas elas poderiam ser candidatas para serem estudadas em escala fina, como forma de inferir os danos do rompimento da barragem de Fundão nos ecossistemas costeiros da foz do rio Doce. Nesse sentido, dentre as oito espécies marinhas estudadas em larga-escala (Tabela 33, Figura 64, Figura 65), foram selecionadas apenas três delas para serem modeladas em escala-fina.

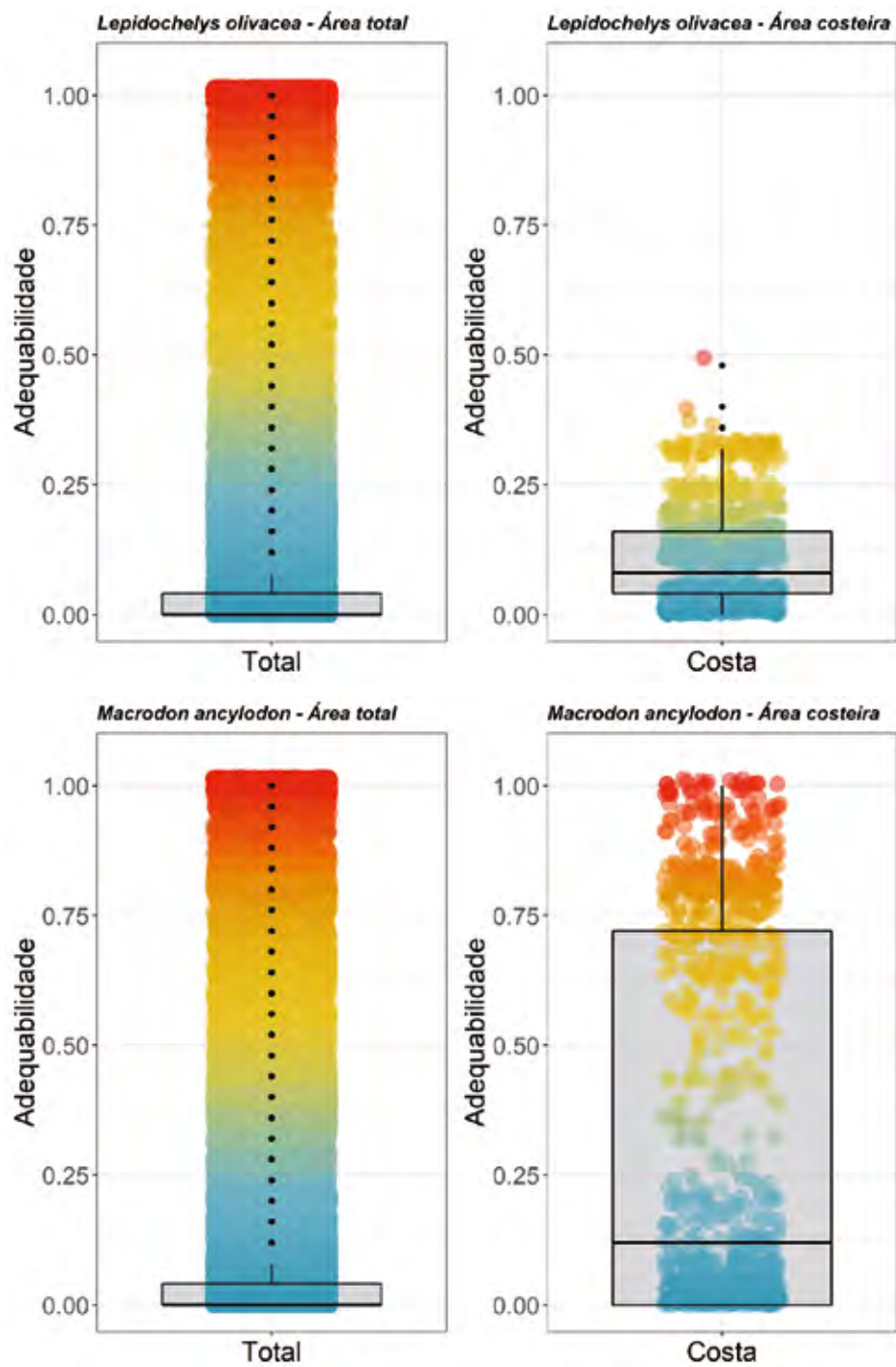
Tabela 33 – Espécies marinhas modeladas com as adequabilidades mínima (Min) e máxima (Max), mediana, média e desvio padrão para a região costeira da Bacia do Rio Doce.

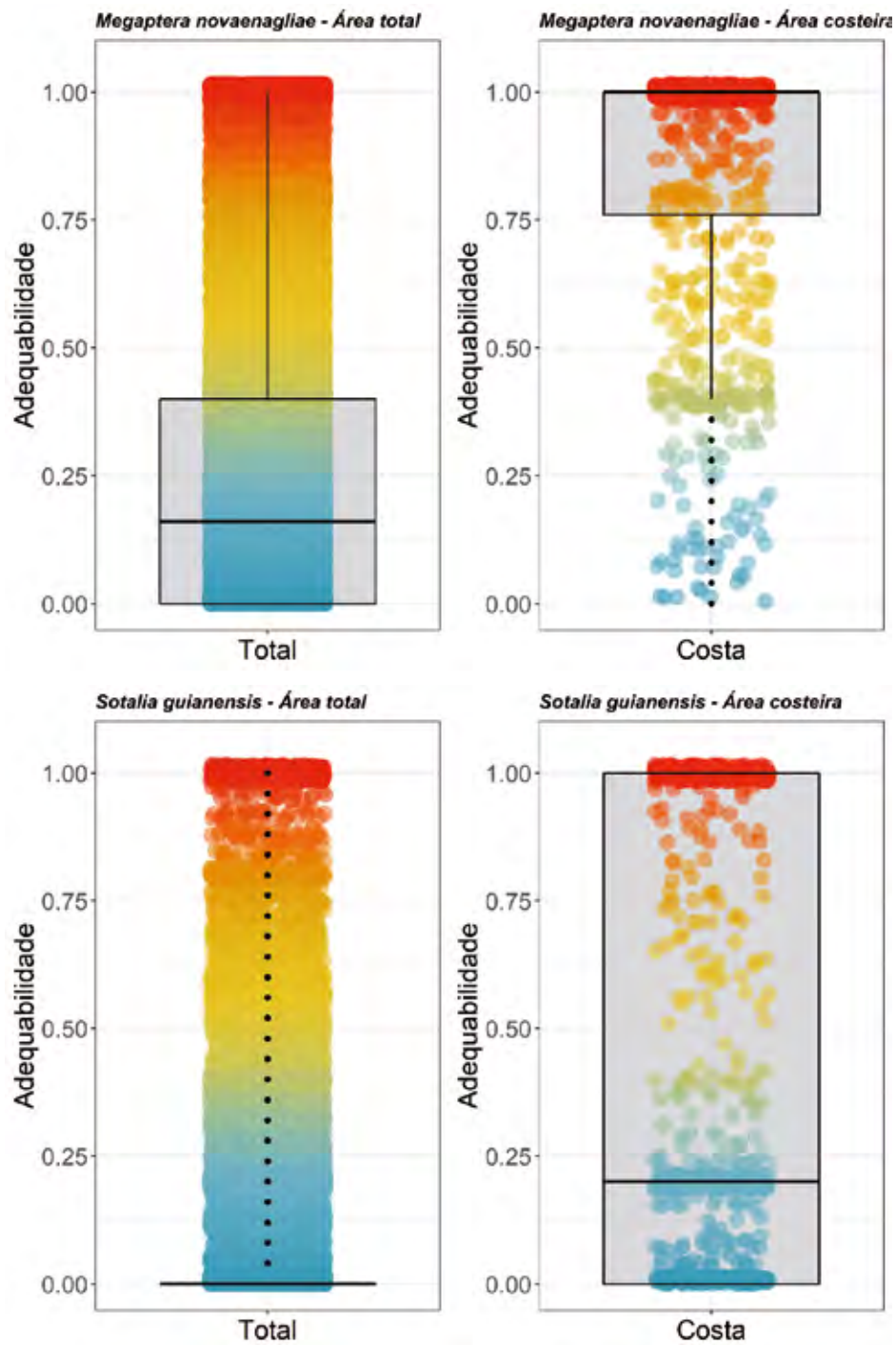
Espécie	Min	Max	Média	Desvio Padrão
<i>Caretta caretta</i>	0,29053186	0,628661357	0,48213918	0,169565
<i>Chelonia mydas</i>	0,400468883	0,854219949	0,67720143	0,228694
<i>Eretmochelys imbricata</i>	0,417069243	0,857859532	0,6432921	0,220421
<i>Lepidochelys olivacea</i>	0,70634428	0,916289031	0,85687799	0,108218
<i>Dermochelys coriacea</i>	0,319727891	0,563428188	0,45814632	0,122225
<i>Macrodon ancylodon</i>	0,558139535	0,953488372	0,84046512	0,203627
<i>Megaptera novaenaglie</i>	0,40060241	0,834337349	0,65815928	0,218136
<i>Sotalia guianensis</i>	0,775788007	0,99066388	0,93114333	0,110943

Figura 65 – Distribuição potencial e adequabilidade das 8 espécies marinhas, baseada nos modelos de larga escala (climáticos), nos ecossistemas costeiros da Bacia do Rio Doce.









Execução: Lactec.

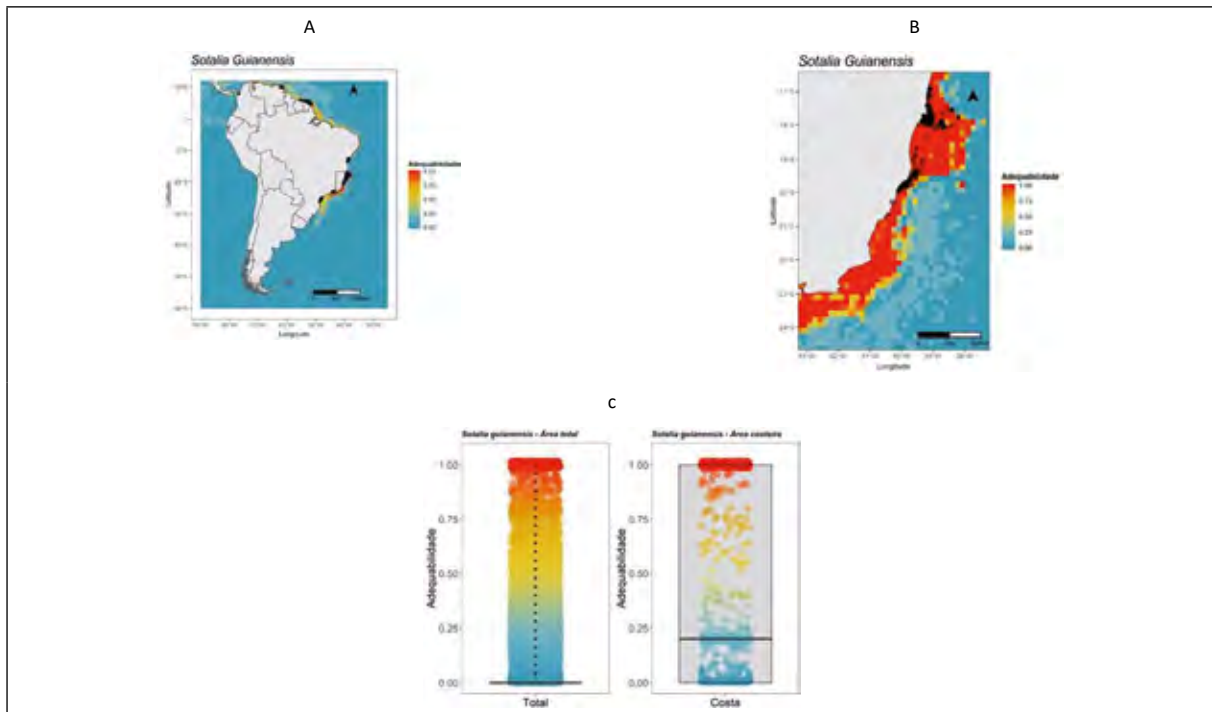
O primeiro critério de seleção foi relacionado ao número de pontos de ocorrência conhecidas para a espécie ao longo da área de estudo. Dessa forma, foram selecionadas: uma espécie com número elevado de pontos de ocorrência conhecidos na área modelada (*Sotalia guianensis*), uma espécie com poucos pontos conhecidos (*Chelonia mydas*), e uma espécie com conhecimento de ocorrência intermediário (*Macrodon ancylodon*). A Tabela 34 demonstra as espécies selecionadas e lista alguns dos critérios de seleção e o número de ocorrência das na região da costa. Os detalhes da biologia, da história natural, distribuição e da adequabilidade das espécies selecionadas serão melhores detalhados a seguir.

Tabela 34 – Espécies estudadas em escala fina e seus respectivos número de ocorrência conhecido para a Bacia do Rio Doce e/ou seus ecossistemas costeiros.

Espécie	Critério de seleção	Número de ocorrência
<i>Sotalia guianensis</i>	Espécie de mamífero marinho, distribuído amplamente em toda a costa brasileira, com elevada adequabilidade na região da foz do Rio Doce.	380
<i>Chelonia mydas</i>	Espécie de quelônio marinho, distribuído ao longo de toda a costa brasileira, com elevada adequabilidade na região da foz do Rio Doce.	9
<i>Macrodon ancylodon</i>	Espécie de peixe marinho, de grande importância econômica, distribuído com adequabilidade mediana na região da Foz do Rio Doce.	26

A primeira espécie marinha selecionada para ser estudada em escala fina foi *Sotalia guianensis*. Essa espécie de mamífero marinho está inserida na Família Delphinidae. O boto-cinza, como é chamada popularmente, atinge aproximadamente 2 metros, com sobrevida de até 30 anos. Sua distribuição é restrita, às regiões costeiras, baías, enseadas e estuários do oceano Atlântico (ARAÚJO FILHO, 2008). Nossos modelos construídos em larga-escala inferiram a distribuição potencial da espécie ao longo de toda a costa brasileira com alta adequabilidade ambiental na região costeira da foz do rio Doce (Figura 66).

Figura 66 – Área de distribuição geográfica potencial de *Sotalia guianensis*. A) Distribuição geográfica potencial da espécie para a costa do Oceano Atlântico e Pacífico Sul. B) Distribuição geográfica da espécie para a área costeira próxima a foz do rio Doce. C) Valores de adequabilidade da espécie para a área total modelada (A) e para a costa próxima a foz do rio Doce (B).



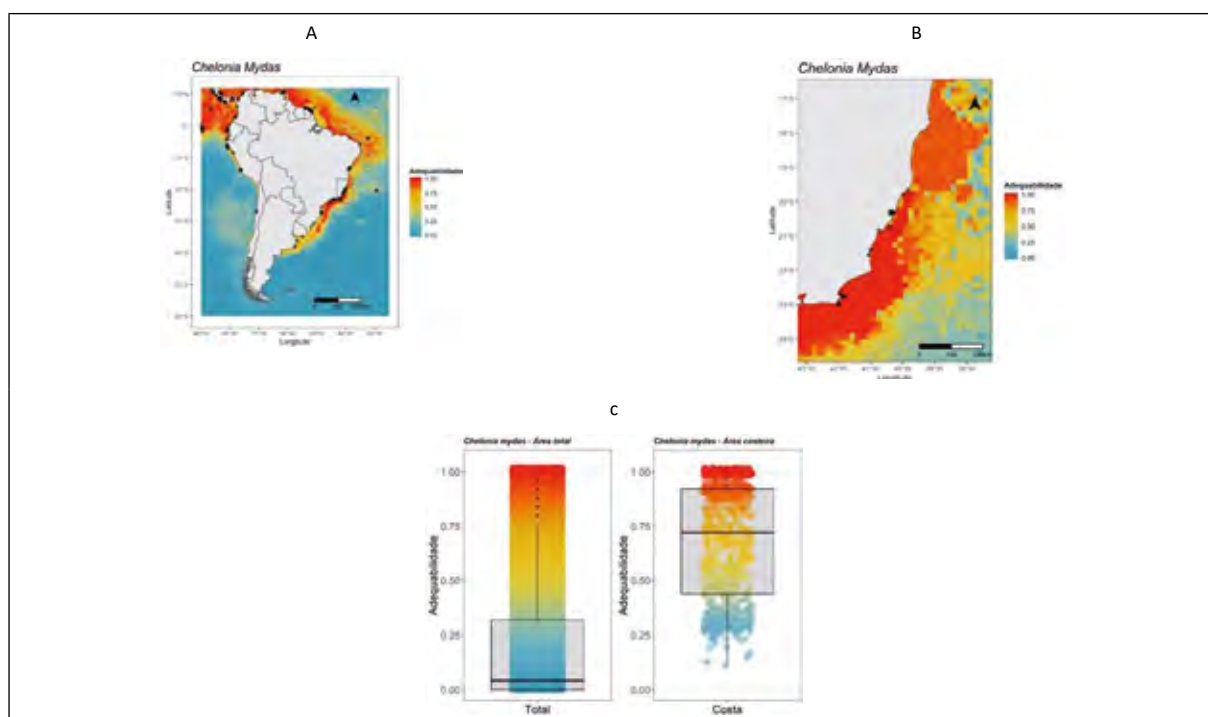
Fonte: Lactec.

Como a espécie é restrita de ambientes costeiros e estuarinos, com distribuição próxima a foz do rio Doce, acredita-se que *Sotalia guianensis* seja boa indicadora dos possíveis danos causados pelo rejeito do rompimento da barragem de Fundão nos ecossistemas costeiros. Com isso, esperava-se que a espécie possuísse alta adequabilidade ambiental e elevada área de ocorrência na costa da bacia no cenário pré-desastre (cenário T0). Da mesma forma, esperava-se que a espécie sofresse diminuição da adequabilidade ambiental no cenário pós-desastre (T1) com posterior aumento de adequabilidade no cenário futuro com a diminuição dos rejeitos na região costeira (T2). O ajuste do modelo construído para a espécie foi considerado bom, com valor de TSS acima de 0.5.

Outra espécie marinha selecionada para ser estudada em escala fina foi *Chelonia mydas*. Essa espécie de quelônio marinho, pertencente à Família Cheloniidae, é popularmente conhecida como tartaruga-verde ou tartaruga-aruanã. Atualmente essa espécie apresenta-se em status de perigo pela IUCN e em status de vulnerabilidade no Brasil, segundo o Ministério do Meio Ambiente. A espécie possui comprimento corporal de até 143 cm e pesa, em média, 160 kg. As áreas de desova no Brasil são as ilhas oceânicas de Trindade, Reserva Biológica do Atol das Rocas e Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha, algumas delas relativamente próximas ao local da chegada da pluma de rejeito provindo do rompimento da barragem do Fundão (TAMAR, 2019). Os modelos de distribuição da espécie em larga escala demonstram elevada adequabilidade da espécie ao longo de toda a costa brasileira, com especial atenção à elevada adequabilidade de distribuição na região da foz do rio Doce (Figura 67). Por ser uma espécie ameaçada de extinção, por ter alta adequabilidade ambiental em regiões costeiras próximas a foz do rio Doce e, por ocorrer também em outras regiões que são consideradas Unidades de Conservação, acreditava-se que essa espécie tivesse elevado potencial para indicar danos

oriundos da deposição e chegada de rejeitos do rompimento da barragem de Fundão nos ecossistemas costeiros. Por tais características, esperava-se que no cenário pré-desastre (T0) a espécie possuísse alta adequabilidade ao longo da costa. Contudo, com a chegada do rejeito, cenário pós-desastre (T1), esperava-se uma diminuição da adequabilidade da espécie. Quando os rejeitos foram dissolvidos na água e os valores das variáveis físico-químicas voltaram aos índices anteriores (cenário T2) esperava-se que a adequabilidade da espécie voltasse a aumentar na região. O ajuste do modelo construído para a espécie foi considerado bom, com valor de TSS acima de 0.5.

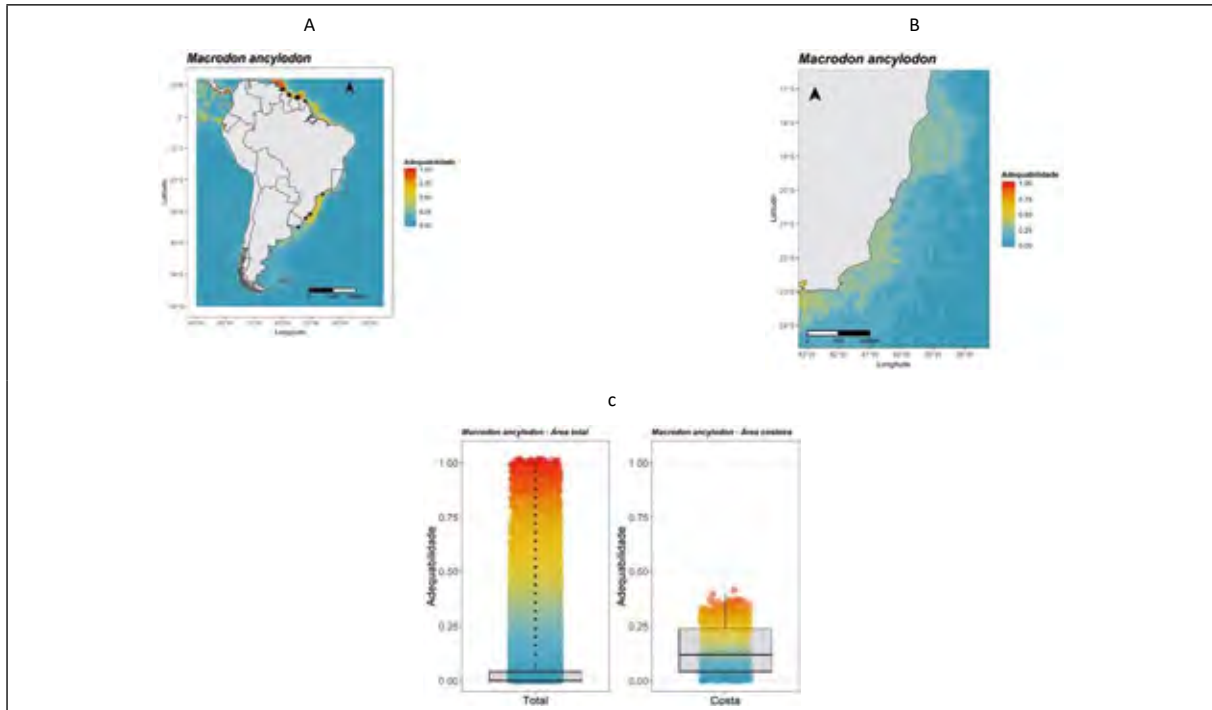
Figura 67 – Área de distribuição geográfica potencial de *Chelonia mydas*. A) Distribuição geográfica potencial da espécie para a costa do Oceano Atlântico e Pacífico Sul. B) Distribuição geográfica da espécie para a área costeira próxima a foz do rio Doce. C) Valores de adequabilidade da espécie para a área total modelada (A) e para a costa próxima a foz do rio Doce (B).



Fonte: Lactec.

A terceira espécie marinha selecionada para ser estudada em escala fina foi *Macrodon ancylodon*. Esta espécie de peixe, da Família Scianidae, é popularmente conhecida como pescada-foguete. A espécie apresenta até 45 cm de comprimento, possuindo uma coloração prateada com dorso azul-esverdeado e ventre esbranquiçado. O modelo de distribuição potencial em larga-escala demonstra a distribuição da espécie disjunta na costa sul e norte do oceano Atlântico, com adequabilidade mediana na região costeira da foz do rio Doce (Figura 68). Por tais características, acreditava-se que a espécie possuísse alta adequabilidade ambiental e elevada área de ocorrência na costa da área de estudo no cenário pré-desastre (cenário T0). Da mesma forma, esperava-se que a espécie sofresse diminuição da adequabilidade ambiental e da área distribuição no cenário pós-desastre (T1) com posterior aumento de área de ocorrência e adequabilidade no cenário futuro com a diminuição dos rejeitos na região costeira (T2). O ajuste do modelo construído para a espécie foi considerado bom, com valor de TSS acima de 0.5.

Figura 68 – Área de distribuição geográfica potencial de *Macrodon ancylodon*. A) Distribuição geográfica potencial da espécie para a costa do Oceano Atlântico e Pacífico Sul. B) Distribuição geográfica da espécie para a área costeira próxima a foz do rio Doce. C) Valores de adequabilidade da espécie para a área total modelada (A) e para a costa próxima a foz do rio Doce (B).



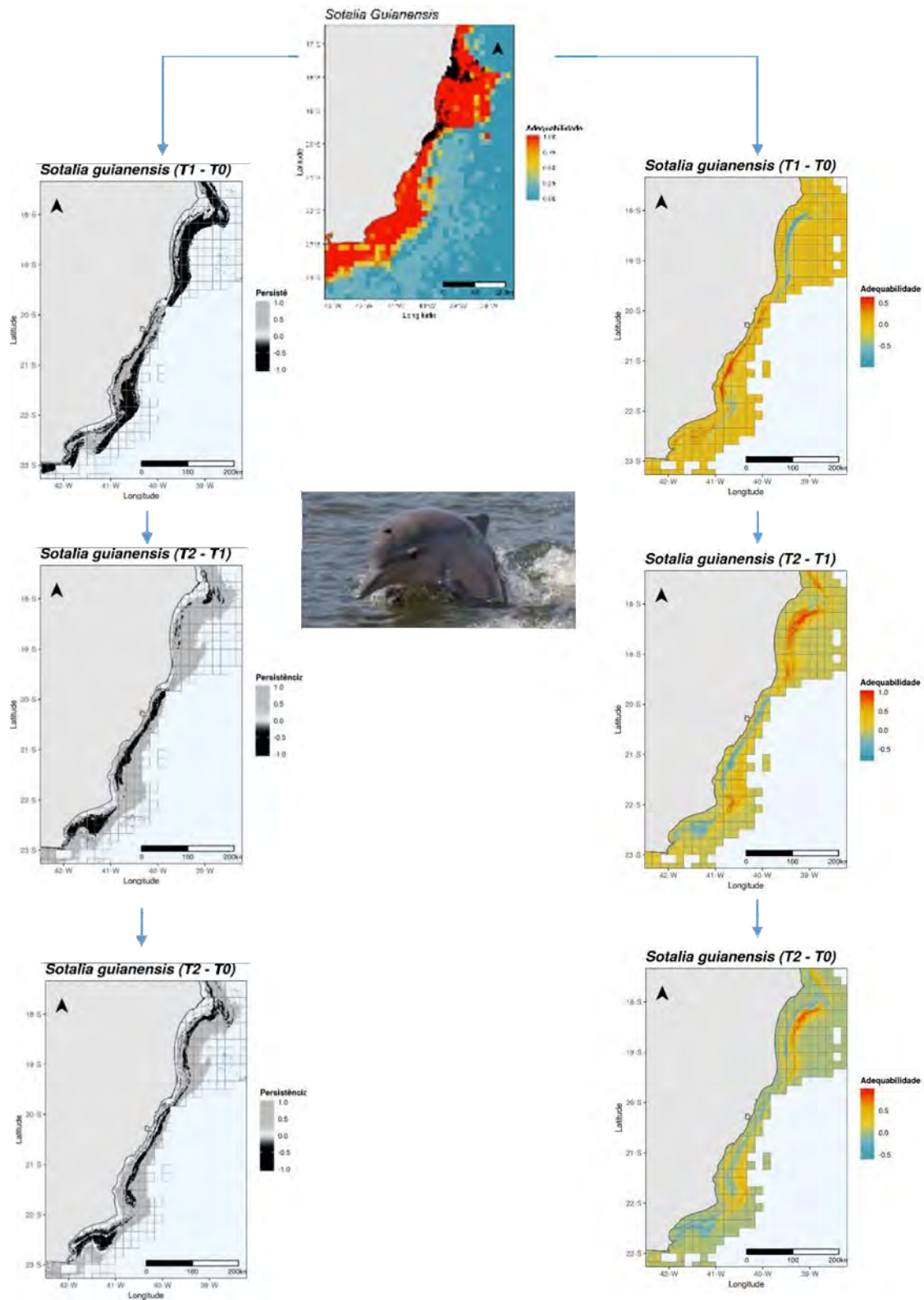
Fonte: Lactec.

Apesar desta espécie ter sido uma das escolhidas para a modelagem, visto que apresentou ampla ocorrência na coleta de dados primários, vale ressaltar que os locais de maior abundância dessa espécie encontram-se em duas regiões: norte do continente sul-americano e região sul do Brasil (YAMAGUTI, 1979). Além disso, no Boletim Estatístico da Pesca do Espírito Santo, do ano de 2011 (SILVA; SOARES, 2013), as pescadas representaram apenas 0,5% do montante da captura total por espécie desembarcada no litoral capixaba.

4.4.1 INFERÊNCIA DOS DANOS DO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE FUNDÃO SOBRE A DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES MARINHAS

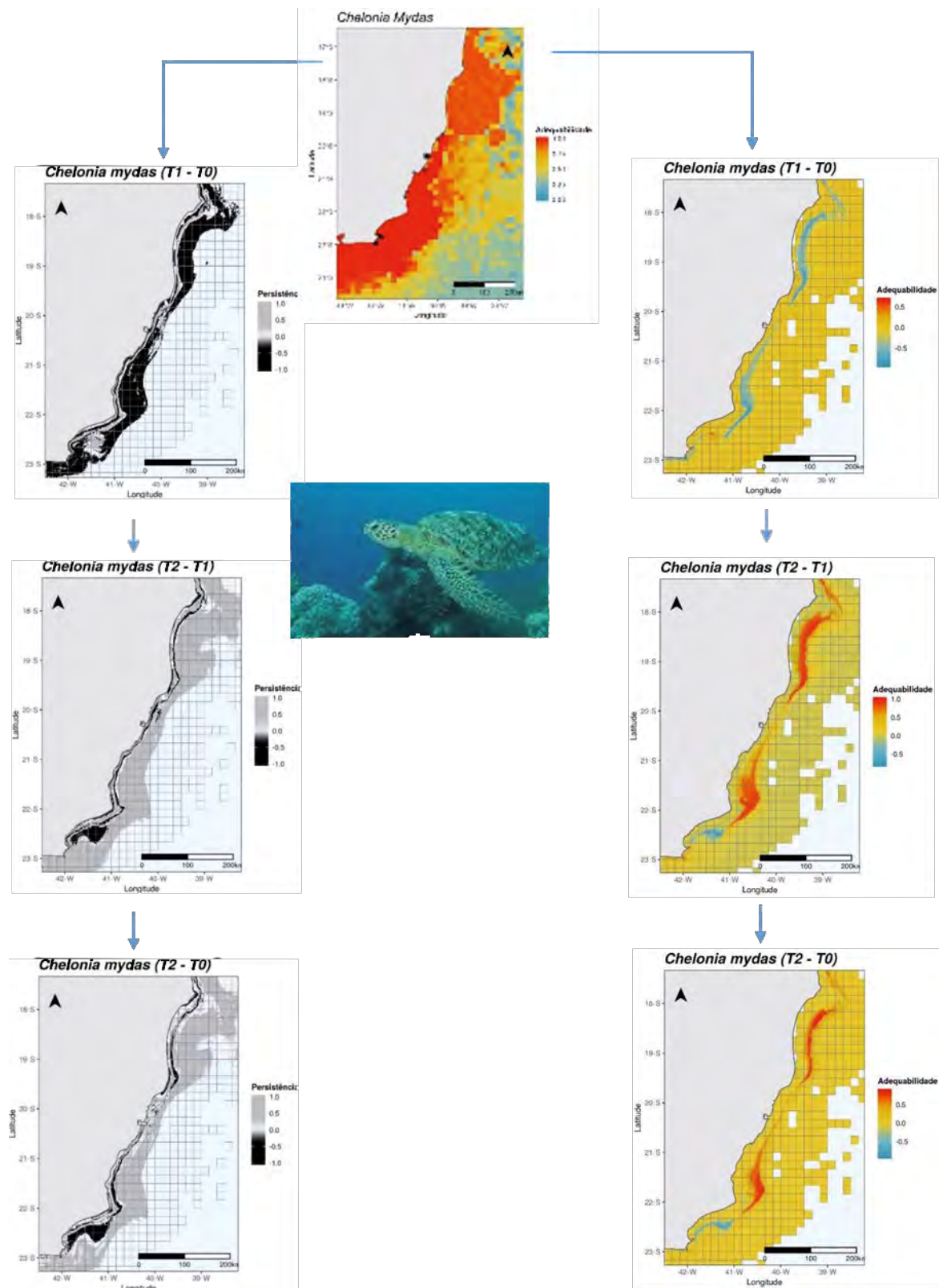
O padrão dos danos do rompimento da barragem de Fundão na região marinha foi igual para todas as espécies estudadas em escala fina. A adequabilidade ambiental e a área de ocorrência das espécies no cenário pré-desastre (T0 marinho - 02-11-2013 a 10-11-2015) foi maior que no cenário pós-desastre (T1 marinho - 11-11-2015 a 31-03-2016). **Esse padrão mostra que a chegada do rejeito, oriundo do rompimento da barragem de Fundão, na região costeira da foz do rio Doce, afetou negativamente as espécies, diminuindo as suas distribuições e áreas de ocorrências.** Os resultados gerais também indicaram que no cenário T2 (01-04-2016 a 31-12-2016), houve o retorno dos valores das variáveis ambientais aos níveis observados em T0, e a adequabilidade ambiental e a área de ocorrência das espécies aumentaram quando comparadas com o cenário pós-desastre (T1) (Figura 69 a Figura 71). Contudo, tanto a adequabilidade quanto a área de ocorrência das espécies no cenário T2 ainda foram menores do que no cenário T0, demonstrando um dano a longo prazo, porém menor do que o ocorrido no cenário pós-desastre (T1). Os padrões de modificações da adequabilidade e da área de ocorrência de cada uma das espécies marinhas estudadas ao longo do cenário do aumento e diminuição da concentração de rejeitos na região costeira serão melhor detalhados a seguir, sendo que os mapas de adequabilidade ambiental para estas espécies, nos diferentes cenários, analisadas em escala fina, estão na Figura 72.

Figura 69 – Análises em escala fina para a espécie *Sotalia guianensis* nos cenários T0, T1, T2.



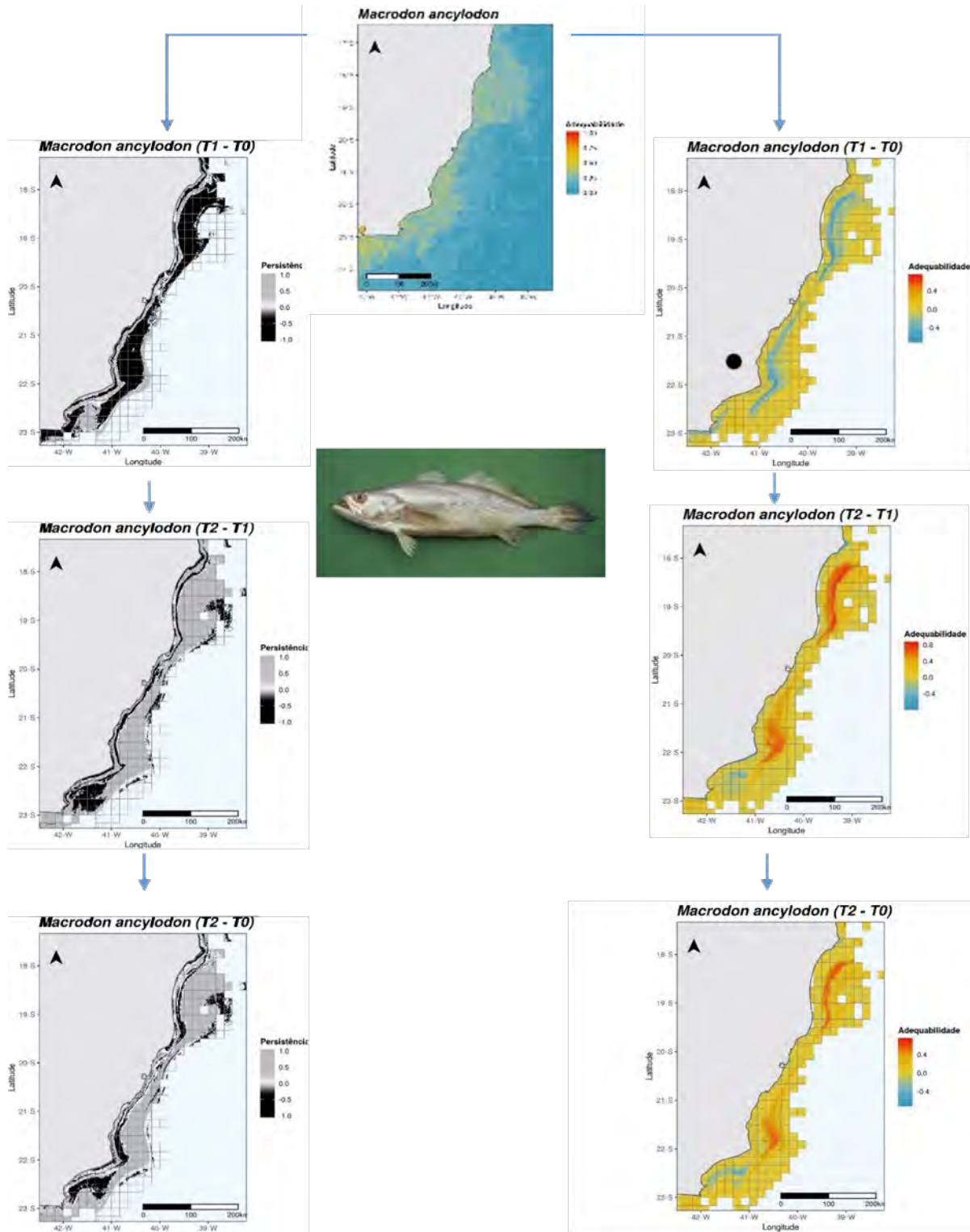
Fonte: Lactec.

Figura 70 – Análises em escala fina para a espécie *Chelonia mydas* nos cenários T0, T1, T2.



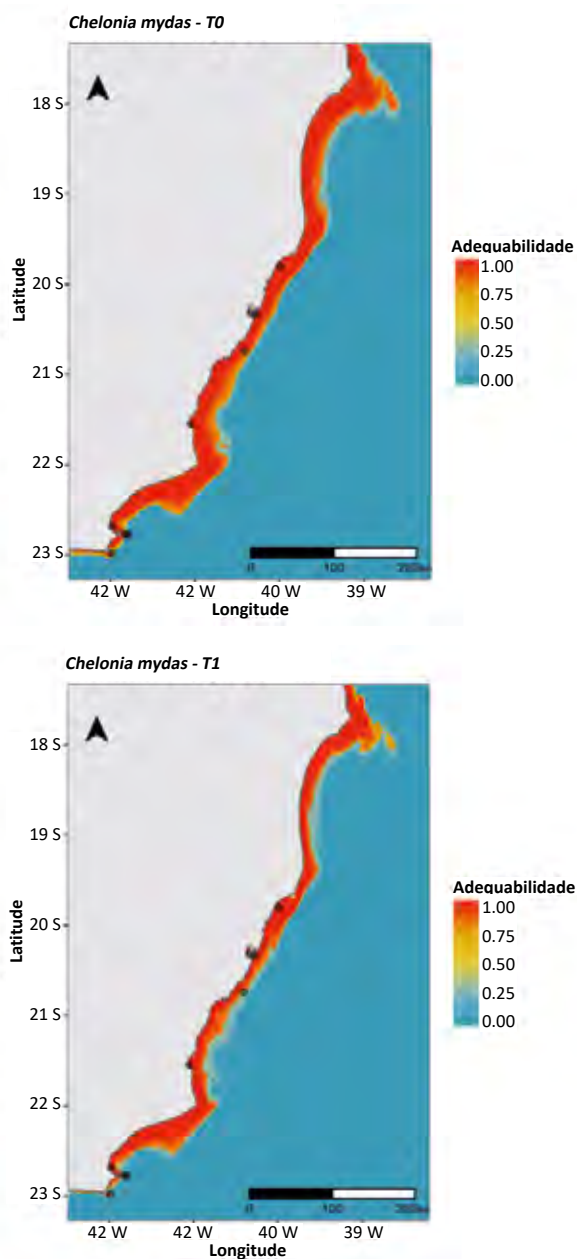
Fonte: Lactec.

Figura 71 – Análises em escala fina para a espécie *Macrodon ancylodon* nos cenários T0, T1, T2.

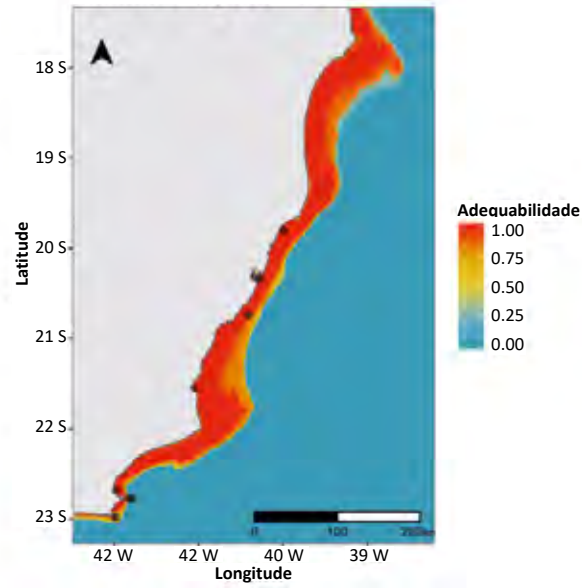


Fonte: Lactec.

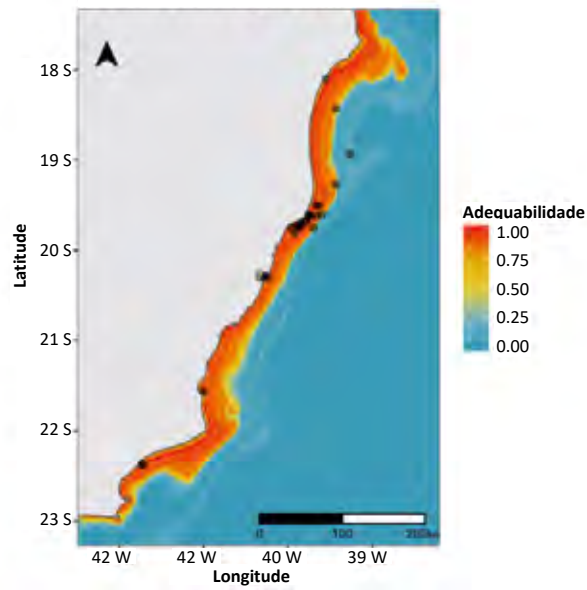
Figura 72 – Distribuição potencial das 3 espécies marinhas, baseada nos modelos de escala fina (paisagem), para a Bacia do Rio Doce, em 3 cenários temporais (T0, T1, T2).



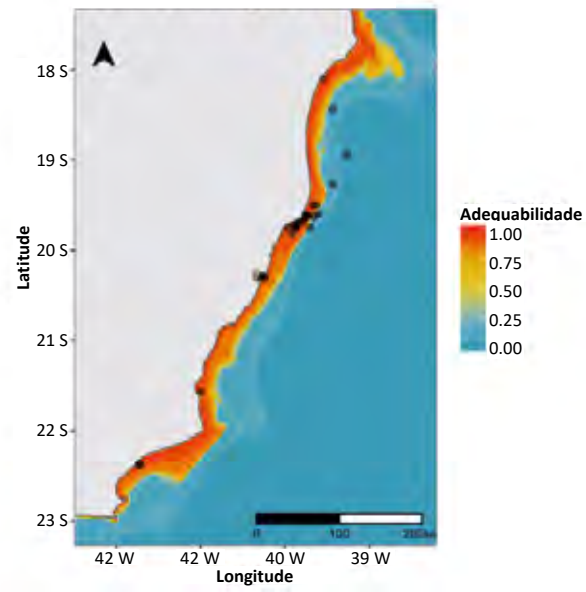
Chelonia mydas - T2



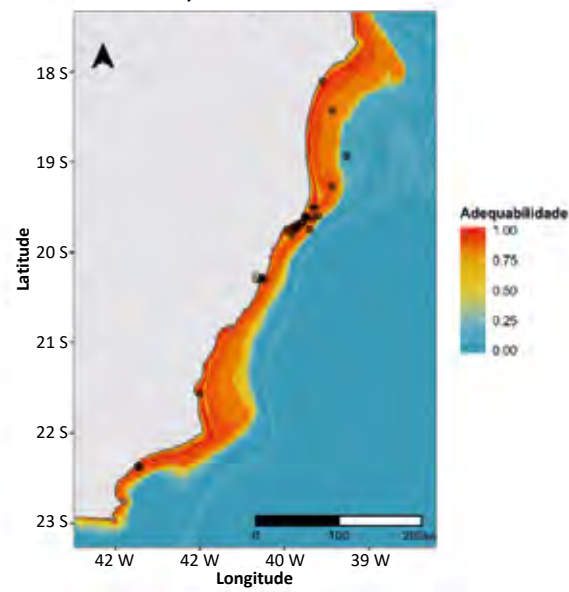
Macrodon ancylodon - T0

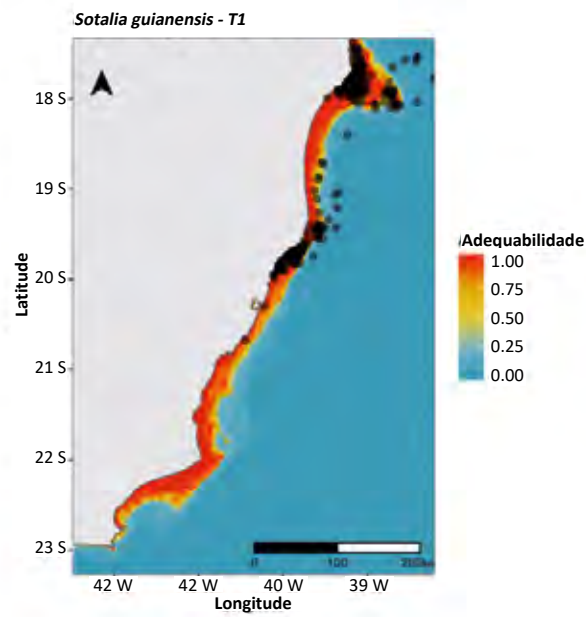
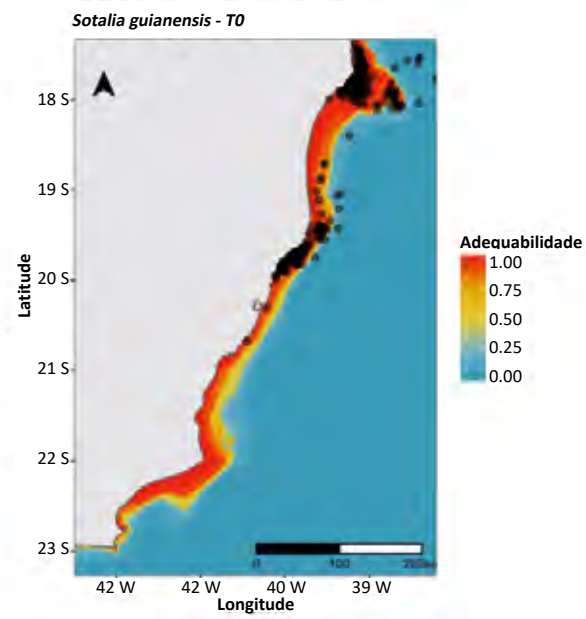


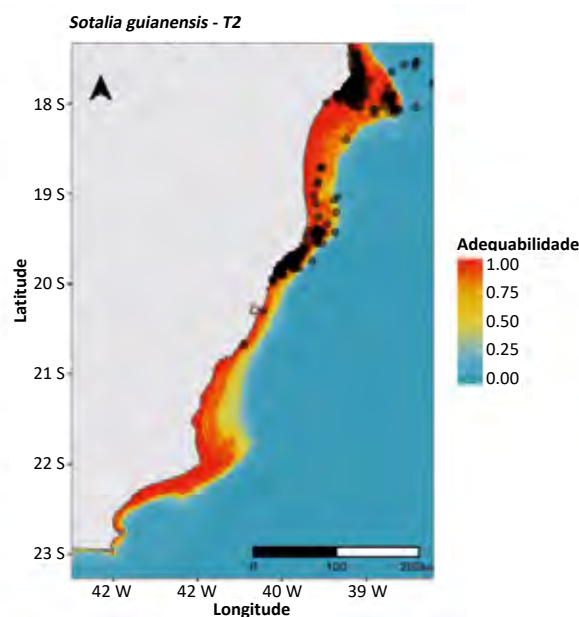
Macrodon ancylodon - T1



Macrodon ancylodon - T2







Os resultados dos modelos em escala fina para *Sotalia guianensis* demonstram um padrão similar ao esperado. Por ser uma espécie restrita à região costeira e estuarina eram esperadas diminuições da adequabilidade e da área de ocorrência da espécie no cenário pós-desastre (T1). A Figura 69 demonstra os danos sofridos na área de uso da espécie como resultado do rompimento da barragem na comparação entre os cenários temporais. Os resultados da comparação entre o cenário pré (T0) e pós-desastre (T1) ressaltam danos em uma ampla região ao longo da distribuição da espécie. No mapa à esquerda, as células pretas encontradas em quase toda a região, indicam geograficamente o dano. No mapa à direita observa-se que a adequabilidade no cenário pré-desastre (T0) era maior que no cenário pós-desastre (T1), sendo tal área representada pelas células em tons de azul e demonstram o valor de perda de adequabilidade nesta região. Por outro lado, uma pequena região foi beneficiada pelo desastre, tendo aumento da adequabilidade para a espécie no cenário pós-desastre, sendo que no mapa à esquerda, as células cinzas indicam os locais de possível distribuição e os tons em vermelho o valor do ganho de adequabilidade. Embora existam regiões de ganho e de perda de adequabilidade na comparação pré e pós-desastre, a área de ocorrência geral da espécie na área costeira diminuiu entre os períodos pré e pós-desastre, indicando um dano de diminuição tanto da adequabilidade quanto da área da ocorrência da espécie. Na comparação entre o cenário pós-desastre (T1) e cenário de recuperação do ecossistema (T2), o padrão é claro e resalta ganho de adequabilidade da espécie nas regiões que tinham sido mais afetadas pelo desastre. Resumindo, no cenário pré-desastre (T0) a espécie tinha adequabilidade elevada que sofreu diminuição com a chegada do rejeito (T1); quando houve o retorno das variáveis ambientais às condições anteriormente observadas em T0, a adequabilidade e a área de ocorrência da espécie voltaram a aumentar, mas não chegaram aos seus níveis do cenário pré-desastre.

Para *Chelonia mydas* o dano foi similar: diminuição da adequabilidade e da área de ocorrência da espécie no cenário pós-desastre (T1). Os resultados da comparação entre os cenários pré (T0) e pós-desastre (T1) demonstraram uma perda de adequabilidade drástica (células em preto na Figura 70 à esquerda; células em azul na Figura 70 à direita) como resultado da chegada do rejeito nos

ecossistemas costeiros. Os modelos indicaram também o aumento da adequabilidade das áreas que tinham sofrido danos no cenário com recuperação das variáveis ambientais (T2). Da mesma forma que a adequabilidade, a espécie sofreu uma diminuição da área de ocorrência (ha) no cenário pós-desastre (T1) e o aumento da área de ocorrência em T2. Contudo, a recuperação da adequabilidade e da área de ocorrência da espécie no cenário T2 não foi totalmente revertida; algumas áreas ficaram com adequabilidade maior no cenário pós desastre do que no cenário recuperado, mostrando um dano temporalmente largo nessas áreas (células pretas). Por se tratar de uma espécie listada como ameaçada de extinção, os danos representativos do rejeito na adequabilidade e na área de ocorrência da espécie podem aumentar ainda mais o grau de ameaça à espécie, principalmente nas regiões que o dano não foi recuperado (células pretas).

Para *Macrodon ancylodon* o padrão é o mesmo: diminuição da adequabilidade e da área de ocorrência da espécie no cenário pós-desastre (T1) com posterior aumento no cenário T2. Contudo, a recuperação da adequabilidade e da área de ocorrência da espécie no cenário T2 não foi completa, observando-se área e adequabilidade menores em T2 quando comparadas ao T0 (Figura 71). Apesar desta espécie de peixe ter sido coletada em todas as amostragens realizadas (dados primários), sua ocorrência não é tão abundante na região. Contudo, ainda assim, é um recurso pesqueiro com valor econômico para os pescadores da região, e dessa forma o dano causado pelo rejeito além de ter um efeito biológico, também deve ser considerado um dano socioambiental.

4.5 CONCLUSÃO

Com os resultados da modelagem para a espécies marinhas, pode-se afirmar que o dano causado pelo rejeito nos ecossistemas costeiro da foz do rio Doce foi elevado, sendo observados danos similares para todas as espécies estudadas, as quais possuem características biológicas e fisiológicas distintas. Mesmo sendo observada uma recuperação da adequabilidade das espécies marinhas no cenário futuro (T2), a reversão de dano não foi completa, uma vez que os índices foram menores do que os índices existentes na região antes da chegada dos rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão na região costeira. Dessa forma, esses resultados de mensuração de danos, expressos aqui, deverão ser analisados em conjunto aos resultados das demais análises físico-químicas e do meio biótico para definição da magnitude dos danos causados nos ecossistemas costeiros da foz do rio Doce em decorrência do desastre.



www.institutoslactec.org.br

CONTATO

Leonardo Pussieldi Bastos
Divisão de Meio Ambiente
T + 55 (41) 3361-6882
leonardo.bastos@lactec.org.br