institutos lactec
INOVADORES POR NATUREZA

Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce

2º Relatório Parcial de Resultados

Institutos Lactec
Curitiba – Paraná – Brasil
Julho/2019

Documento:	Diagnóstico Socioambiental – 2º Relatório Parcial de Resultados
Considerações Gerais:	Este documento refere-se ao segundo relatório parcial de resultados, parte integrante do Diagnóstico Socioambiental dos Danos Decorrentes do Rompimento da Barragem de Fundão na Bacia do Rio Doce e Região Costeira Adjacente, o qual apresenta resultados parciais de diagnóstico dos danos do desastre até janeiro 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:	Institutos 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 dos Institutos 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

Reproduções deste documento só têm validade se forem integrais e autorizadas pelos Institutos Lactec.

PRESIDÊNCIA		
Luiz Fernando Vianna	Diretor Presidente	
DIRETORIA		
Lauro Elias Neto	Diretor de Operações Tecnológicas	
Hélio Padilha	Diretor de Desenvolvimento Tecnológico	
Luiz Fernando Vianna	Diretor Administrativo-Financeiro	
GERÊNCIA DE SEGMENTO		
André Ricardo Capra	MSc., Engenheiro Mecânico	Ensaios e Análises Laboratoriais
Luiz Alkimin de Lacerda	DSc., Engenheiro Civil	Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação
Tania Lucia Graf de Miranda	DSc., Engenheira Agrônoma	Serviços Tecnológicos e Inovação
GERÊNCIA DE ÁREA		
Betina Lepretti Medeiros	MSc., Engenheira Civil	Estruturas Civis
Fabiano Scheer Hainosz	MSc. Engenheiro Cartógrafo	Geossoluções
Guilherme Cunha da Silva	DSc., 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	DSc., Engenheiro Civil	Coordenação Técnica
Tania Lucia Graf de Miranda	DSc., Engenheira Agrônoma	Coordenação Técnica
Gleiciane Fernanda de Carvalho Blanc	MSc., Engenheira Ambiental	Coordenação Executiva
GESTÃO E ACOMPANHAMENTO		
Franciele Dãobroski	Esp., Eng. Eletricista	Analista de Projeto
Guilherme de Poli	Administrador de Empresas	Analista de Projeto
EQUIPE EXECUTORA		
Ana Paula Zampieri da Silva	Téc. em Geoprocessamento	Geoprocessamento
Fabiano Scheer Hainosz	MSc., Engenheiro Cartógrafo	Geoprocessamento
Davi da Silva Nascimento	Esp., Engenheiro Cartógrafo	Geoprocessamento
Edson Haruo Yoshizumi	Téc. em Geoprocessamento	Geoprocessamento

Lázaro Filipe de Souza	Geógrafo	Geoprocessamento
Maricler Toigo	Esp., Analista de Sistemas	Geoprocessamento
Peterson da Silva Beherend	Téc. em Geoprocessamento	Geoprocessamento
Yuri Arnold Gruber	Engenheiro Civil	Geoprocessamento
Bruna Pereira de Souza	MSc., Engenheira Ambiental	Saneamento
Thiago Carvalho de Mello	MSc., Engenheiro Químico	Saneamento
Betina Lepretti Medeiros	MSc., Engenheira Civil	Geotecnia
Joubert Weigert Favaro	MSc., Engenheiro Ambiental	Geotecnia
Marcelo Buras	M.Sc., Engenheiro Civil	Geotecnia
Rodrigo Moraes da Silveira	Dr., Engenheiro Civil	Geotecnia
Esther Dyck	Engenheira Civil	Geotecnia
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
Fernando Mainardi Fan	Dr., Engenheiro Ambiental	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Hugo de Oliveira Fagundes	M.Sc., Engenheiro Ambiental	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Irani dos Santos	Dr., Geográfo	Hidrologia e Hidrossedimentologia
João Batista Dias de Paiva	Dr., Engenheiro Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
João Paulo Jankowski Saboia	M.Sc., Engenheiro Ambiental	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Julio Werner Yoshioka Bernardo	M.Sc., Engenheiro Ambiental	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Rodrigo Cauduro Dias de Paiva	Dr., Engenheiro Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Rosana de Fátima Colaço Gibertoni	M.Sc., Engenheira Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Rubem Luiz Daru	D.Sc., Engenheiro Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Tobias Bernward Bleninger	Dr., Engenheiro Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Gheysa do Rocio Morais Pires	M.Sc., Química Ambiental	Qualidade dos Sedimentos
Isabella Françoso Rebutini Figueira	Dra., Geóloga	Qualidade dos Sedimentos

Ernesto Goldfarb Figueira	MSc., Geólogo	Águas Subterrâneas e Qualidade dos Sedimentos
André Virmond Lima Bittencourt	Dr., Engenheiro Químico	Águas Subterrâneas
Paula Cristina Neuburger	Geóloga	Águas Subterrâneas
Ana Carolina Canossa Becker	Engenheira Civil	Qualidade da Água (Ambientes Continentais)
Ana Carolina Wosiack	MSc., Biológa	Qualidade da Água (Ambientes Continentais)
Marianne Schaefer França Sieciechowicz	MSc., Engenheira Ambiental	Qualidade da Água (Ambientes Continentais)
Nicole Machuca Brassac de Arruda	Dra., Bióloga	Qualidade da Água (Ambientes Continentais)
Alexandre Brandelli	MSc., Oceanólogo	Qualidade da Água (Ambientes Estuarinos e Costeiros)
Emilio Marcelo Dolichney	BSc., Oceanógrafo	Qualidade da Água (Ambientes Estuarinos e Costeiros)
Fernando Luiz Diehl	MSc., Oceanógrafo	Qualidade da Água (Ambientes Estuarinos e Costeiros)
Guilherme de Godoy Baratella	Oceanógrafo	Qualidade da Água (Ambientes Estuarinos e Costeiros)
Josiane Rovedder	MSc., Bióloga	Qualidade da Água (Ambientes Estuarinos e Costeiros)
Luciano Hermanns	Dr., Oceanólogo	Qualidade da Água (Ambientes Estuarinos e Costeiros)
Ludmilla Dias Vincula Veado	Msc., Oceanógrafa	Qualidade da Água (Ambientes Estuarinos e Costeiros)
Rafaela Michels da Silveira	MSc., Oceanógrafa	Qualidade da Água (Ambientes Estuarinos e Costeiros)
Susan da Silva	Tecnóloga em Gestão Ambiental	Qualidade da Água (Ambientes Estuarinos e Costeiros)
Tomaz Bohrer Brentano	Engenheiro Ambiental	Qualidade da Água (Ambientes Estuarinos e Costeiros)
Priscila Izabel Tremarin	Dra., Bióloga	Comunidade fitoplanctônica
Patrícia Dammski Borges de Andrade	MSc., Bióloga	Comunidade zooplanctônica (Ambientes Continentais) e Cetáceos
Claudia Costa Bonecker	Dra., Bióloga	Comunidade zooplanctônica (Ambientes Continentais)
Luiz Felipe Machado Velho	Dr., Biólogo	Comunidade zooplanctônica (Ambientes Continentais)
João Vitor Fonseca da Silva	M.Sc., Biólogo	Comunidade zooplanctônica (Ambientes Continentais)
Camila Ghilardi Cardoso Fontanella	M.Sc., Bióloga	Macroinvertebrados Aquáticos e Quelônios
Rosemary Aparecida Brogim	Dra., Bióloga	Bentos de Fundo Inconsolidados
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
Marcelo Augusto da Silva	Biólogo	Flora
Tamara Molin	Bióloga	Flora
Vanessa Ariati	M.Sc. Bióloga	Flora
Marcelo Alejandro Villegas Vallejos	MSc., Biólogo	Fauna Silvestre
Robson Odeli Espíndola Hack	Esp., Biólogo	Fauna Silvestre e Áreas de Conservação
Luiz Eduardo Macedo Reis	Dr., Biólogo	Entomofauna
Rafael Lucchesi Balestrin	Dr., Biólogo	Herpetofauna Terrestre
Fabrício Locatelli Trein	Esp., Biólogo	Quelônios
Letícia Kienen Languer Rolim	Medica Veterinária	Quelônios
Lucas Reinert Laufer Pereira Mendes	Biólogo	Quelônios
Matheus Ferreira de Souza	Médico Veterinário	Quelônios
Raphael Eduardo Fernandes Santos	Esp., Biólogo	Avifauna
Andressa Gatti	Dra., Bióloga	Mastofauna Terrestre
Daniel da Silva Ferraz	Dr., Biólogo	Mastofauna Terrestre
João Eduardo Cavalcanti Brito	MSc., Biólogo	Mastofauna Terrestre
Michel Barros Faria	Dr., Biólogo	Mastofauna Terrestre
Paulo Rogerio Mangini	Dr., Médico Veterinário	Mastofauna Terrestre
Matheus Oliveira Freitas	Dr., Biólogo	Ictiofauna e Pesca
Maurício Belézia de Oliveira	Esp., Biólogo	Ictiofauna e Pesca
Vinícius Abilhoa	Dr., Biólogo	Ictiofauna e Pesca
Leonardo Liberali Wedekin	PhD., Biólogo	Cetáceos
Samira Costa da Silva	MSc., Médica Veterinária	Cetáceos
Joseane Valente Gulmine	Dra., Química	Química Analítica Ambiental
Danielle Caroline Schnitzler	Dra., Química	Química Analítica Ambiental
EQUIPE DE CAMPO		
Ana Lúcia Cypriano Souza	PhD., Bióloga	Cetáceos

Clarêncio Gomes Baracho	MSc., Biólogo	Cetáceos
Denis Alessandro Hille	Biólogo	Cetáceos
Daniela Pitol	Bióloga	Cetáceos
Ariel Guilherme Santos do Nascimento	Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de campo mastofauna de pequeno porte
Max Antonioni da Silva	Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de campo mastofauna de pequeno porte
Paula Modenesi Ferreira	Bióloga	Fauna Silvestre, técnica de campo quiropterofauna
Cristina Jaques da Cunha	M.Sc., Bióloga	Fauna Silvestre, técnica de campo quiropterofauna
Danielle de Oliveira Moreira	Dra., Bióloga	Fauna Silvestre, técnica de campo quiropterofauna
Thali Leal Sampaio	M.Sc., Médica Veterinária	Fauna Silvestre, técnica de campo quiropterofauna
Ricardo Krul	Dr., Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de mastofauna de grande porte
Martin Schossler	M.Sc., Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de campo herpetofauna
Cyro de Sousa Bernardes	Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de campo herpetofauna
Bernardo Franco da Veiga Teixeira	M.Sc., Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de campo herpetofauna
Affonso Henrique Nascimento de Souza	M.Sc., Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de campo entomofauna
Cleandson Ferreira Santos	M.Sc., Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de campo entomofauna
Dalila de Fátima Ferreira	Bióloga	Fauna Silvestre, técnica de campo avifauna
Diego Afonso Silva	M.Sc., Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de mastofauna de grande porte
Fernanda Vieira da Costa	Dra., Bióloga	Fauna Silvestre, técnica de campo entomofauna
Flávio Siqueira de Castro	M.Sc., Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de campo entomofauna
João Antônio de Bittencourt Vitto	Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de campo avifauna
Mattheus Torrezani Silveira	Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de mastofauna de grande porte
Paula Beatriz Mangini	Bióloga	Fauna Silvestre, técnica de mastofauna de grande porte
Leonardo Weffort Patrial	Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de campo avifauna
Isteliene Lopes Leodoro	Biólogo	Fauna Silvestre, técnica de campo mastofauna de pequeno porte
Alex Chavier Silva	M.Sc., Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de campo entomofauna

Tandara de Souza Gomes	Bióloga	Fauna Silvestre, técnica de campo entomofauna
Vinicius Peron de Oliveira Gasparotto	M.Sc., Médica Veterinário	Fauna Silvestre, técnico de campo mastofauna de pequeno porte
Bruna da Silva Fonseca	Dra., Bióloga	Fauna Silvestre, técnica de campo quiropterofauna
João Paulo Gava Just	M.Sc., Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de campo avifauna
Willian Menq dos Santos	M.Sc., Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de campo avifauna
Arthur Schramm de Oliveira	Esp., Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de campo herpetofauna
Guilherme Bard Adams	Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de campo herpetofauna
Ruan Márcio Ruas Nunes	Graduando em Ciências Biológicas	Fauna Silvestre, técnico de campo mastofauna de pequeno porte
Lizandra Regina Bigai	Graduanda em Ciências Biológicas	Fauna Silvestre, técnico de campo mastofauna de pequeno porte
Lucas Neves Perillo	Dr., Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de campo entomofauna
Fabiano de Oliveira Silva	Esp., Biólogo	Fauna Silvestre, técnico de campo entomofauna
Alexandrina Pujals	Dra., Bióloga	Flora, técnica de campo, trepadeiras
Antônio Campos Rocha Neto	M.Sc. Biólogo	Flora, técnico de campo, campos rupestres
Darlan Junior Cherion	Esp., Biólogo	Flora, técnico de campo, banco de sementes, plântulas e serrapilheira
Eli Carlos de Nardin	Biólogo	Flora, técnico de campo, várzeas, vegetação secundária inicial e restinga
Emanuel Giovani Cafofo Silva	M.Sc., Biólogo	Flora, técnico de campo, macrófitas aquáticas
Felipe Eduardo Cordeiro Marinero	M.Sc., Biólogo	Flora, técnico de campo, várzeas, vegetação secundária inicial e herbário
Frederico Fregolente Faracco Mazziero	M.Sc., Biólogo	Flora, técnico de campo, herbáceas florestais
Guilherme Felitto da Costa	Esp., Biólogo	Flora, técnico de campo, reófitas
João Marques Lima da Fonseca	Biólogo	Flora, técnico de campo, inventário florestal
Jonas Eduardo Bianchin	Dr., Engenheiro Florestal	Flora, suporte técnico
José Marcelo Pelloso Molina	M.Sc., Biólogo	Flora, técnico de campo, epífitas
Lucas Junqueira Roncon	Biólogo	Flora, técnico de campo, banco de sementes, plântulas e serrapilheira
Marcel Comin	M.Sc., Biólogo	Flora, técnico de campo, campos rupestres
Paula de Freitas Larocca	Esp. Bióloga	Flora, técnica de campo, restinga

Públio Bonin Júnior	Biólogo	Flora, técnico de campo, herbáceas florestais
Thiago Junqueira Roncon	Dr., Biólogo	Flora, técnico de campo, banco de sementes, plântulas e serrapilheira
ESTAGIÁRIOS		
Nayara Caroline Majewski Ulbrich	Agronomia	Solos
Alcides Conte Neto	Estatística	Solos, Qualidade de Água e Qualidade de Sedimentos
Angel Aparecida Maia	Geologia	Qualidade dos Sedimentos
Jéssica Cristina Lozovei	Geografia	Qualidade dos Sedimentos
Mirian Kaori Nagano	Geografia	Qualidade dos Sedimentos
Andressa Muraro	Engenharia Cartográfica	Geoprocessamento
Eliana Vieira de Freitas	Engenharia Cartográfica	Geoprocessamento
Matheus de Andrade Machado	Engenharia Cartográfica	Geoprocessamento
Nilo Kruschelski	Engenharia Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
João Marcos Carvalho	Engenharia Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Luiz Guilherme Tatsch Henriqui	Engenharia Ambiental	Ecotoxicologia
Priscila Brum de Camargo	Engenharia Sanitária e Ambiental	Qualidade da Água (Ambientes Estuarinos e Costeiros)
Jaqueline Schmidt	Ciências Biológicas	Comunidade zooplanctônica
Isabela Martins Hoff Grando	Ciências Biológicas	Comunidade zooplanctônica
Rafaella Moreira	Engenharia Ambiental	Integração
Bruna Bergman Machado	Biologia	Cetáceos
Murilo Radloff Barghouthi	Engenharia Florestal	Flora

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Área de abrangência do estudo (baseada na APDL) e localização das seções amostradas em solo 55

Figura 2 – Representação esquemática dos pontos de amostragem dentro de cada seção transversal, evidenciando a coleta de amostras nas margens, em pontos de controle dentro de cada seção 57

Figura 3 – Nomenclatura e denominação das seções transversais de solo 57

Figura 4 – Cores das amostras de solo e rejeito nas dez seções transversais amostradas. As fotos foram retiradas de amostras secas, mas a determinação das cores com base na carta de Münsell foi tomada em amostras úmidas 64

Figura 5 – Variações na cor do rejeito em função da umidade da amostra 64

Figura 6 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (1: vermelho e 7: rosa) e rejeito (2: azul e 4: verde) do STS1 68

Figura 7 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (8: vermelho e 18: rosa) e rejeito (11: azul e 15: verde) do STS2 69

Figura 8 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (21: vermelho e 31: rosa) e rejeito (23: azul e 28: verde) do STS3 69

Figura 9 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (34: vermelho e 45: rosa) e rejeito (37: azul e 41: verde) do STS4 69

Figura 10 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (48: vermelho, 53: verde e 60: marrom) e rejeito (51: azul e 56: rosa) do STS5 70

Figura 11 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (63: vermelho, 75: rosa e 78: marrom) e rejeito (66: azul e 70: verde) do STS6 70

Figura 12 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (79: vermelho, 82: azul e 92: marrom) e rejeito (83: verde e 90: rosa) do STS7 70

Figura 13 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (96: vermelho e 107: rosa) e rejeito (101: azul e 103: verde) do STS8 71

Figura 14 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (110: vermelho e 122: rosa) e rejeito (114: azul e 118: verde) do STS9 71

Figura 15 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (125: vermelho e 135: rosa) e rejeito (131: azul e 133: verde) do STS10 71

Figura 16 – Fotos da fração areia total dos solos de controle (terras altas) e dos rejeitos em dez seções transversais na bacia do rio Doce 72

Figura 17 – Difratograma de raio-X da fração areia magnética do rejeito nas amostras de STS9.3 e STS9.4 das camadas 0-20 e 20-40 cm 73

Figura 18 – Teores pseudototais de Al_2O_3 de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e do terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015) 73

Figura 19 – Teores pseudototais de Fe_2O_3 de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções

transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e do terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015) 74

Figura 20 – Teores pseudototais de SiO_2 de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e do terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015) 74

Figura 21 – Teores de areia total de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)... 76

Figura 22 – Teores de areia grossa de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)... 76

Figura 23 – Teores de areia fina de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)... 77

Figura 24 – Teores de argila de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)..... 77

Figura 25 – Teores de silte de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)..... 78

Figura 26 – Valores de pH em água de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)... 79

Figura 27 – Valores de pH em $CaCl_2$ 0,01 mol L-1 de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. Pacheco (2015) não avaliou este parâmetro, o que justifica a ausência da área hachurada..... 80

Figura 28 – Relação entre pH em $CaCl_2$ 0,01 M e pH em água de amostras do rejeito e em pontos de controle coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce 81

Figura 29 – Valores de pH em KCl de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)... 82

Figura 30 – Valores de delta pH de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015) 82

Figura 31 – Teores de Al trocável de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)...83

Figura 32 – Saturação por Al (m%) de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)...84

Figura 33 – Relação entre pH em água com Al trocável (A) e com saturação por Al (B) de amostras do rejeito e em pontos de controle (solos de terras altas), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce 84

Figura 34 – Relação entre pH em $CaCl_2$ com Al trocável (A) e com saturação por Al (B) de amostras do rejeito e em pontos de controle (solos de terras altas), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce 85

Figura 35 – Teores de Ca^{2+} de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015).....85

Figura 36 – Teores de Mg^{2+} de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015).....86

Figura 37 – Relação Ca/Mg de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015).....86

Figura 38 – Teores de K^+ de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015).....87

Figura 39 – Teores de P disponível de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)...88

Figura 40 – Soma de bases de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015).....88

Figura 41 – Saturação por bases (V%) de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)...89

Figura 42 – CTC efetiva de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015).....90

Figura 43 – CTC potencial de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015).....90

Figura 44 – Teores de CO de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015).....91

Figura 45 – Teores de Fe disponível de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. Pacheco (2015) não avaliou este parâmetro, o que justifica a ausência da área hachurada.....92

Figura 46 – Teores de Mn disponível de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. Pacheco (2015) não avaliou este parâmetro, o que justifica a ausência da área hachurada.....92

Figura 47 – Teores de Zn disponível de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. Pacheco (2015) não avaliou este parâmetro, o que justifica a ausência da área hachurada.....93

Figura 48 – Teores de Cu disponível de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. Pacheco (2015) não avaliou este parâmetro, o que justifica a ausência da área hachurada.....94

Figura 49 – Representação esquemática das formas de EPTs extraíveis pela solução Mehlich-1.....95

Figura 50 – Representação esquemática das formas de EPTs extraíveis pela solução de HNO_3 1 mol L^{-1} 95

Figura 51 – Representação esquemática das formas de EPTs extraíveis pela solução de DCB.....96

Figura 52 – Representação esquemática das formas de EPTs extraíveis pelo método EPA 3051 (pseudototal).....96

Figura 53 – Painel superior: teores pseudototais de Ag de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. Pacheco (2015) não avaliou este parâmetro, o que justifica a ausência de área hachurada; as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais médios de Ag nos solos de controle e no rejeito 97

Figura 54 – Painel superior: teores pseudototais de As de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, HNO_3 e Mehlich-1 médios de As nos solos de controle e no rejeito.....98

Figura 55 – Painel superior: teores pseudototais de Ba de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base, e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, DCB e HNO_3 médios de Ba nos solos de controle e no rejeito 99

Figura 56 – Painel superior: teores pseudototais de Cd de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, DCB e HNO_3 médios de Cd nos solos de controle e no rejeito ..100

Figura 57 – Painel superior: teores pseudototais de Cr de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, DCB e HNO_3 médios de Cr nos solos de controle e no rejeito ...101

Figura 58 – Painel superior: teores pseudototais de Cu de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, HNO_3 e Mehlich-1 médios de Cu nos solos de controle e no rejeito.....102

Figura 59 – Painel superior: teores pseudototais de Fe de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015). Painel inferior: teores pseudototais, DCB, HNO_3 e Mehlich-1 médios de Fe nos solos de controle e no rejeito. Os teores extraídos por Mehlich-1 foram muito baixos (< 1%) e, por isso, não aparecem 103

Figura 60 – Painel superior: teores pseudototais de Mn de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); a linha vertical representa o valor de referência de qualidade para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, DCB, HNO_3 e Mehlich-1 médios de Mn nos solos de controle e no rejeito 105

Figura 61 – Painel superior: teores pseudototais de Mo de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais e DCB médios de Mo nos solos de controle e no rejeito.....106

Figura 62 – Painel superior: teores pseudototais de Ni de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, DCB, HNO_3 e Mehlich-1 médios de Ni nos solos de controle e no rejeito.....107

Figura 63 – Painel superior: teores pseudototais de Pb de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, DCB, HNO_3 e Mehlich-1 médios de Pb nos solos de controle e no rejeito 108

Figura 64 – Painel superior: teores pseudototais de Sb de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. Pacheco (2015) não avaliou este parâmetro, o que justifica a ausência de área hachurada; as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais e DCB médios de Sb nos solos de controle e no rejeito 109

Figura 65 – Painel superior: teores pseudototais de V de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, DCB e HNO_3 médios de V nos solos de controle e no rejeito 110

Figura 66 – Painel superior: teores pseudototais de Zn de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, DCB, HNO_3 e Mehlich-1 médios de Zn nos solos de controle e no rejeito 111

Figura 67 – FC de EPTs (teores pseudototais) no rejeito liberado pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana/MG, em relação à linha-base anterior ao desastre e aos pontos de controle (solos de terras altas). FC < 1: sem contaminação; 1 a 3: contaminação moderada; 3 a 6: contaminação considerável; > 6: alta contaminação 113

Figura 68 – Igeo de EPTs (teores pseudototais) no rejeito liberado pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana/MG, em relação à linha-base anterior ao desastre e aos pontos de controle (solos de terras altas). Igeo < 0: não poluído; 0 a 1: não poluído a poluído; 1 a 2: moderadamente poluído; 2 a 3: moderada a fortemente poluído; 3 a 4: fortemente poluído; 4 a 5: forte a extremamente poluído; > 5: extremamente poluído 114

Figura 69 – Vista geral da localização dos pontos de execução das sondagens a trado 120

Figura 70 – Vista geral da localização dos pontos de execução dos SPTs 124

Figura 71 – Boletim de ensaio SPT realizado pela empresa contratada para reconhecimento simples do solo 125

Figura 72 – Exemplo de *layout* da distribuição das seções e unidades amostrais ao longo do rio 127

Figura 73 – Plaqueta de identificação dos indivíduos contabilizados 127

Figura 74 – Unidade amostral de plantas macrófitas 129

Figura 75 – Instalação de unidade amostral em local de várzea 130

Figura 76 – Instalação de unidade amostral em área de vegetação secundária inicial 131

Figura 77 – Coleta do banco de sementes 133

Figura 78 – Banco de sementes armazenado e etiquetado para germinação 133

Figura 79 – Coleta de amostras vegetais para análises ecotoxicológicas..... 134

Figura 80 – Aferição da CAP 136

Figura 81 – Exemplos de espécies reófitas já encontradas no levantamento..... 137

Figura 82 – Exemplos de espécies encontradas em vegetação de campo rupestre 138

Figura 83 – Exemplos de espécies encontradas em áreas de várzea 139

Figura 84 – Exemplos de espécies encontradas nas áreas de vegetação secundária inicial 139

Figura 85 – Exemplos de espécies epífitas encontradas na mata nativa 140

Figura 86 – Exemplos de espécies de trepadeiras encontradas na mata nativa 141

Figura 87 – Banco de sementes em processo de germinação 142

Figura 88 – Localização das UAs do estudo da fauna ao longo dos três compartimentos alocados na bacia do rio Doce 152

Figura 89 – Aspecto paisagístico da vegetação encontrada nos sítios Tratamento 1 (T1), ao fundo, na UA1 153

Figura 90 – Aspecto paisagístico da vegetação encontrada nos sítios Controle, ao fundo, na UA1 ... 153

Figura 91 – Aspecto paisagístico da vegetação encontrada ao longo dos sítios T1, a partir da Ponte Queimada, na UA3 155

Figura 92 – Aspecto da vegetação encontrada nos sítios T2, vegetação florestal predominante a partir da Estrada Parque 155

Figura 93 – Aspecto da vegetação encontrada nos sítios Controle da UA3..... 156

Figura 94 – Aspecto da vegetação encontrada nos sítios na estrada de acesso aos sítios T1 e T2 na UA5..... 157

Figura 95 – Aspecto da vegetação no entorno da estrada de acesso ao sítio T1 na UA6, às margens do rio Doce..... 158

Figura 96 – Esquema do desenho amostral da entomofauna para a bacia do rio Doce. A distribuição das PAIAS (a), a disposição das armadilhas na parcela (b) e réplicas das PAIAs em cada UA (c). A diversidade α por parcela está representada pelos quadrados verdes, a diversidade dentro da PAIA representa o α1 e a diversidade entre parcelas é o β1 (linha pontilhada) e a diversidade entre PAIAs (T1, T2 e C) é o β2 (linha sólida) 161

Figura 97 – Curva de acúmulo de espécies de cada grupo estudado, em função do número de parcelas amostradas durante a primeira campanha – estação seca/2018 na bacia do rio Doce 164

Figura 98 – Riqueza de espécies da entomofauna em relação às UAs (gráficos da esquerda) e sítios amostrais (gráficos da direita) na bacia do rio Doce. Nymphalidae (borboletas) (a,b), Scarabaeinae (besouros) (c,d), Formicidae (formigas) (d,e) e Vespoidea (vespas) e Apoidea (abelhas) (g,h)..... 165

Figura 99 – Riqueza (eixo horizontal) e total de interseções que ocorrem na composição de espécies (eixo vertical) das seis UAs na bacia do rio Doce. Nymphalidae (a), Sacarabaeinae (b), Formicidae (c) e Vespoidae/Apoidae (d) 168

Figura 100 – Riqueza (eixo horizontal) e total de interseções que ocorrem na composição de espécies (eixo vertical) entre os três sítios amostrais na bacia do rio Doce. Nymphalidae (a), Sacarabaeinae (b), Formicidae (c) e Vespoidae/Apoidae (d) 169

Figura 101 – Resultados da dissimilaridade espacial na composição de espécies da entomofauna devido à substituição de espécies (turnover) e ao aninhamento (a, c, e, g); e resultados da contribuição de cada escala de amostragem para a heterogeneidade espacial na riqueza de espécies 171

Figura 102 – Curvas de rarefação e extrapolação baseada no tamanho da amostra, estimando-se os valores de riqueza dos sítios amostrais em cada UA: A, UA1; B, UA2; C, UA3; D, UA4; E, UA5; F, UA6 180

Figura 103 – Diagramas de Whittaker da abundância das espécies de anuros e répteis observadas nos sítios amostrais das unidades UA1 (A) e UA2 (B), localizadas no compartimento 1 184

Figura 104 – Diagramas de Whittaker das espécies de anuros e répteis observadas nos sítios amostrais das UAs UA3 (A) e UA4 (B), localizadas no compartimento 2 187

Figura 105 – Diagramas de Whittaker das espécies de anuros e répteis observadas nas UAs UA5 (A) e UA6 (B), localizadas no compartimento 3 190

Figura 106 – Dendrograma ilustrativo da similaridade (Bray-Curtis) obtida até a segunda campanha para todos os sítios amostrais inventariados 205

Figura 107 – Armadilha do tipo *Tomahawk* instalada no chão da vegetação. Em seu interior, um espécime de *Akodon cursor* capturado 210

Figura 108 – Armadilha do tipo *Sherman* instalada de forma suspensa na vegetação. Muitas espécies são arborícolas e dificilmente chegam até o chão da floresta 210

Figura 109 – Armadilha de interceptação e queda (AIQ; *Pitfall trap* com cerca-guia), armadilha de captura importante para amostragem de espécies que se locomovem debaixo do substrato florestal, sejam terrícolas ou mesmo semifossoriais 211

Figura 110 – Espécime (Akodon cursor) marcada com brinco numerado durante procedimentos pós-captura, sendo posteriormente solto no local da captura 212

Figura 111 – Curva de acumulação das espécies de mamíferos de médio e grande porte, considerando as seis UAs ao longo do rio Doce 228

Figura 112 – Número de espécies detectadas em cada UA, separadamente considerando os sítios Tratamento e Controle ao longo do rio Doce 235

Figura 113 – Curvas de acumulação das espécies observadas e curvas de rarefação dos mamíferos de médio e grande porte em cada sítio amostral ao longo do rio Doce 235

Figura 114 – Ordenamento dos sítios amostrais, com base no índice de Bray-Curtis, a partir dos dados registrados sobre mamíferos de médio e grande porte ao longo do rio Doce 236

Figura 115 – Ordenamento dos sítios amostrais, com base no índice de Jaccard, a partir dos dados registrados em armadilhas fotográficas e busca ativa das espécies-alvo ao longo do rio Doce 236

Figura 116 – Correlação de Pearson para riqueza de espécies observada e diversidade funcional, em cada uma das seis UAs, dos mamíferos de médio e grande porte amostrados.....237

Figura 117 – Dendrograma dos grupos funcionais dos mamíferos de médio e grande porte r egistrados nas UAs UA1-UA6 e espécies de mamíferos de médio e grande porte detectadas em cada uma das UAs, ao longo do rio Doce 238

Figura 118 – Delimitação da área de abrangência deste estudo no componente terrestre definido pela área de passagem da lama entre os trechos da barragem de Fundão, dos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce até a sua desembocadura no oceano Atlântico 240

Figura 119 – Áreas protegidas nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo afetadas pelo desastre ambiental.....242

Figura 120 – Exemplo de identificação e delimitação do cálculo da extensão linear do dano em uma área protegida atingida diretamente pelo desastre.....243

Figura 121 – Identificação e delimitação do comprimento da UC T6 – APE Ouro Preto/Mariana, utilizando como dado complementar a base de dados de corpos d'água da Base Hidrográfica Ottocodificada da Bacia do Rio Doce na escala 1:50.000/1:100.000.....244

Figura 122 – Sub-bacias da bacia do rio Doce consideradas na simulação (FAGUNDES, 2018) 250

Figura 123 – Discretização da bacia do rio Doce em minibacias; estações meteorológicas e pluviométricas utilizadas no estudo e localizadas dentro ou próximas da bacia do rio Doce ..250

Figura 124 – Estações sedimentométricas e fluviométricas utilizadas no estudo e localizadas na bacia do rio Doce.....252

Figura 125 – Valores de ENS para as vazões simuladas e observadas para o período de 1980-2000 255

Figura 126 – Valores de BIAS para as vazões simuladas e observadas para o período de 1980-2000 ... 255

Figura 127 – Hidrogramas (a e c) e curvas de permanência de vazões (b e d) observados e simulados para o período de 1980-2000 para as estações fluviométricas 56425000 (rio Dantas) e 56994500 (Colatina) 256

Figura 128 – Valores de ENS para as vazões simuladas e observadas para o período de 2001-2017..... 257

Figura 129 – Valores de BIAS para as vazões simuladas e observadas para o período de 2001-2017.... 258

Figura 130 – Hidrogramas simulados e observados para o posto fluviométrico 56992000 (Baixo Guandu) para o período de 2001-2017 258

Figura 131 – Hidrogramas (a e c) e curvas de permanência de vazões (b e d) observados e simulados para o período de 2001-2017 para as estações fluviométricas 56425000 (rio Dantas) e 56994500 (Colatina).....259

Figura 132 – Valores de ENS para as CSSs observadas e simuladas para o período de 1980-2015 261

Figura 133 – Valores de BIAS para as CSSs observadas e simuladas para o período de 1980-2015 ... 262

Figura 134 – Séries temporais das CSSs observadas e simuladas para a estação 56415000 (rio Casca).....263

Figura 135 – Séries temporais das CSSs observadas e simuladas para a estação 56992000 (Baixo Guandu).....263

Figura 136 – CSSs observadas e simuladas para a estação 56425000 (Rio Dantas): a) série temporal; b) comparação do pré e pós-desastre. Marcas de escalas dos eixos de CSS no formato logaritmo de base 2 265

Figura 137 – CSSs observadas e simuladas para a estação 56539000 (Cachoeira dos Óculos): a) série temporal; b) comparação do pré e pós-desastre. Marcas de escalas dos eixos de CSS no formato logaritmo de base 2 266

Figura 138 – CSSs observadas e simuladas para a estação 56850000 (Governador Valadares): a) série temporal; b) comparação do pré e pós-desastre. Marcas de escalas dos eixos de CSS no formato logaritmo de base 2 267

Figura 139 – CSSs observadas e simuladas para a estação 56920000 (Tumiritinga): a) série temporal; b) comparação do pré e pós-desastre. Marcas de escalas dos eixos de CSS no formato logaritmo de base 2 268

Figura 140 – CSSs observadas e simuladas para a estação 56994500 (Colatina): a) série temporal; b) comparação do pré e pós-desastre. Marcas de escalas dos eixos de CSS no formato logaritmo de base 2 269

Figura 141 – Comparação das CSSmed simuladas antes e após o desastre para as estações utilizadas 271

Figura 142 – Bacia do rio doce a montante da UHE Risoleta Neves 272

Figura 143 – Número de afluentes e incremento de área de drenagem entre Fundão e UHE Risoleta Neves 272

Figura 144 – Número de afluentes e incremento de área de entre Fundão e UHE Risoleta Neves 273

Figura 145 – Relação entre vazões e área drenagem na bacia do rio Doce 273

Figura 146 – Variação da área de drenagem e da largura do canal fluvial entre Fundão e UHE Risoleta Neves 274

Figura 147 – Dispersão entre largura do canal fluvial e vazão média entre Fundão e UHE Risoleta Neves 274

Figura 148 – Dispersão entre os elementos geométricos e a vazão líquida nas estações fluviométricas: a) largura do canal no período de 01/01/2010 a 05/11/2015; b) largura do canal no período de 06/11/2015 a 30/11/2018; c) profundidade média no período de 01/01/2010 a 05/11/2015; d) profundidade média no período de 06/11/2015 a 30/11/2018; e) velocidade média no período de 01/01/2010 a 05/11/2015; f) velocidade média no período de 06/11/2015 a 30/11/2018 276

Figura 149 – Diagrama da relação de largura, profundidade média e velocidade média em diferentes condições de vazão nas estações 56337000 e 56425000 nos períodos de 01/01/2010 a 05/11/2015 (pré-desastre) e de 06/11/2015 a 30/11/2018 (pós-desastre): a e b) variação da largura entre vazões baixas e altas nas estações avaliadas nos períodos pré e pós-desastre, respectivamente; c e d) variação da profundidade média entre vazões baixas e altas nas estações avaliadas nos períodos pré e pós-desastre, respectivamente; e e f) variação da velocidade média entre vazões baixas e altas nas estações avaliadas nos períodos pré e pós-desastre, respectivamente 278

Figura 150 – Diagrama triaxial das combinações dos expoentes das componentes da geometria hidráulica do trecho de drenagem analisado: a) condição local na estação 56337000; b) condição regional entre as estações 56337000 e 56425000. Valores típicos (+) publicados por Leopold (1994**) 280**

Figura 151 – Localização das estações de monitoramento de qualidade de água do IGAM e do IEMA na região de estudo 284

Figura 152 – Localização das estações de monitoramento Lactec de qualidade de água na região de estudo 285

Figura 153 – Localização das estações de monitoramento LACTEC de qualidade de água na região das lagoas 286

Figura 154 – Diagrama esquemático da localização das estações de monitoramento do Lactec 295

Figura 155 – Representação do gráfico *boxplot* *296*

Figura 156 – Exemplo de gráfico utilizado para a avaliação dos dados gerados na primeira campanha do Lactec em relação aos dados de linha-base 297

Figura 157 – Exemplo de gráfico de barras visando a comparação dos valores totais das variáveis e suas frações 299

Figura 158 – Sistema de classificação hidrogeoquímica para águas naturais utilizando o diagrama de Piper 300

Figura 159 – Resultados Lactec para condutividade elétrica em comparação com dados de linha-base 304

Figura 160 – Resultados Lactec para oxigênio dissolvido em comparação com dados de linha-base.. 305

Figura 161 – Resultados Lactec para pH em comparação com dados de linha-base 306

Figura 162 – Resultados Lactec para turbidez em comparação com dados de linha-base 306

Figura 163 – Resultados Lactec para alcalinidade em comparação com dados de linha-base 309

Figura 164 – Resultados de alumínio total e dissolvido 310

Figura 165 – Resultados Lactec para alumínio total em comparação com dados de linha-base 310

Figura 166 – Resultados Lactec para alumínio dissolvido em comparação com dados de linha-base... 311

Figura 167 – Resultados de bário total e dissolvido 311

Figura 168 – Resultados Lactec para bário total em comparação com dados de linha-base 312

Figura 169 – Resultados de boro total e dissolvido..... 312

Figura 170 – Resultados Lactec para boro total em comparação com dados de linha-base 313

Figura 171 – Resultados Lactec para boro dissolvido em comparação com dados de linha-base..... 313

Figura 172 – Resultados Lactec para coliformes termotolerantes em comparação com dados de linha-base 314

Figura 173 – Resultados Lactec para cor verdadeira em comparação com dados de linha-base 314

Figura 174 – Resultados de DBO e DQO 315

Figura 175 – Resultados Lactec para DBO em comparação com dados de linha-base 316

Figura 176 – Resultados Lactec para DQO em comparação com dados de linha-base..... 316

Figura 177 – Resultados Lactec para dureza em comparação com dados de linha-base 317

Figura 178 – Resultados de enxofre total e dissolvido 317

Figura 179 – Resultados Lactec para estrôncio total e dissolvido em comparação com dados de linha-base 318

Figura 180 – Resultados Lactec para fenóis totais em comparação com dados de linha-base 319

Figura 181 – Resultados de ferro total e dissolvido 319

Figura 182 – Resultados Lactec para ferro dissolvido em comparação com dados de linha-base 320

Figura 183 – Resultados Lactec para fósforo total em comparação com dados de linha-base 320

Figura 184 – Resultados de manganês total e dissolvido 321

Figura 185 – Resultados Lactec para manganês total em comparação com dados de linha-base 321

Figura 186 – Resultados Lactec para nitrato em comparação com dados de linha-base 322

Figura 187 – Resultados Lactec para nitrito em comparação com dados de linha-base 322

Figura 188 – Resultados Lactec para nitrogênio amoniacal em comparação com dados de linha-base 323

Figura 189 – Resultados Lactec para nitrogênio orgânico em comparação com dados de linha-base 323

Figura 190 – Resultados de prata total e dissolvida 324

Figura 191 – Resultados de silício total e dissolvido 325

Figura 192 – Resultados de titânio total e dissolvido 325

Figura 193 – Resultados de sólidos sedimentáveis 326

Figura 194 – Resultados de sólidos totais e sólidos dissolvidos totais 326

Figura 195 – Resultados Lactec para sólidos totais em comparação com dados de linha-base 327

Figura 196 – Resultados Lactec para sólidos dissolvidos totais em comparação com dados de linha-base 327

Figura 197 – Resultados de zinco total e dissolvido 328

Figura 198 – Resultados Lactec para zinco total em comparação com dados de linha-base 328

Figura 199 – Diagrama de Piper para as estações do rio Doce e tributários 329

Figura 200 – Diagrama de Piper para as estações do rio Doce 329

Figura 201 – Resultados de clorofila-a para a primeira campanha do Lactec em comparação com a linha-base 330

Figura 202 – Resultados de densidade de cianobactérias para a primeira campanha do Lactec em comparação com a linha-base 331

Figura 203 – Ilustração das espécies do fitoplâncton encontradas no rio Doce e tributários 338

Figura 204 – Contribuição das classes de microalgas para a riqueza de espécies no rio Doce e tributários 341

Figura 205 – Riqueza e diversidade de espécies do fitoplâncton no rio Doce e tributários 342

Figura 206 – Resultados de densidade do fitoplâncton para a primeira campanha do Lactec em comparação com a linha-base 342

Figura 207 – Contribuição relativa das classes de algas para a composição da comunidade no rio Doce e tributários 343

Figura 208 – Resultado da NMDS mostrando a distribuição dos diferentes pontos de amostragem, de acordo com abundância e ocorrência das espécies zooplanctônica.....345

Figura 209 – Diagrama de ordenação para os dois primeiros eixos da Análise de Redundância, com os escores dos ambientes amostrados, de acordo com as variáveis abióticas (variáveis físicas e químicas) e dados de abundância da comunidade zooplanctônica.....346

Figura 210 – Diagrama de ordenação para os dois primeiros eixos da Análise de Redundância, com os escores dos ambientes amostrados de acordo com as variáveis abióticas (contaminantes) e dados de abundância da comunidade zooplanctônica 347

Figura 211 – Composição da comunidade zooplanctônica, descrita pelos diferentes grupos (rotíferos, cladóceros e copépodes) e pelas famílias dos diferentes grupos e Bdelloidea (rotífero) (Tabela 11) nos pontos de amostragem dos tributários 349

Figura 212 – Abundância numérica média (MEAN) da comunidade zooplanctônica (ind./m-^{3}) (SE=erro padrão, e SD=desvio padrão), descrita pelos rotíferos, cladóceros, copépodes Cyclopoida e Calanoida adultos e jovens (naúplio de copepodito) (Tabela 11), nos pontos de amostragem dos tributários.....351

Figura 213 – Composição da comunidade zooplanctônica, descrita pelos diferentes grupos (rotíferos, cladóceros e copépodes) e pelas famílias e Bdelloidea (rotífero) (Tabela 14), nos pontos de amostragem no rio Doce 356

Figura 214 – Abundância numérica média (MEAN) da comunidade zooplanctônica (ind./m^{-3}) (SE=erro padrão, e SD=desvio padrão), descrita pelos rotíferos, cladóceros, copépodes Cyclopoida e Calanoida adultos e jovens (naúplio de copepodito) (Tabela 4), nos pontos de amostragem do rio Doce.....358

Figura 215 – Valores de turbidez para as lagoas do baixo rio Doce obtidos na primeira campanha do Lactec 361

Figura 216 – Valores de condutividade para as lagoas do baixo rio Doce obtidos na primeira campanha do Lactec.....362

Figura 217 – Valores de oxigênio dissolvido para as lagoas do baixo rio Doce obtidos na primeira campanha do Lactec.....362

Figura 218 – Valores de pH para as lagoas do baixo rio Doce obtidos na primeira campanha do Lactec 363

Figura 219 – Perfis de temperatura, condutividade, pH, oxigênio dissolvido e turbidez, para as cinco lagoas dulcícolas avaliadas na primeira campanha de monitoramento.....363

Figura 220 – Resultados de alumínio total e dissolvido nas lagoas do baixo rio Doce.....365

Figura 221 – Resultados de bário total e dissolvido nas lagoas do baixo rio Doce 365

Figura 222 – Resultados de boro total e dissolvido nas lagoas do baixo rio Doce 366

Figura 223 – Resultados de coliformes termotolerantes nas lagoas do baixo rio Doce.....366

Figura 224 – Resultados de cor verdadeira nas lagoas do baixo rio Doce.....367

Figura 225 – Resultados de DBO e DQO nas lagoas do baixo rio Doce 368

Figura 226 – Resultados de dureza nas lagoas do baixo rio Doce 368

Figura 227 – Resultados de enxofre total e dissolvido nas lagoas do baixo rio Doce 369

Figura 228 – Resultados de estrôncio total e dissolvido nas lagoas do baixo rio Doce.....370

Figura 229 – Resultados de ferro total e dissolvido nas lagoas do baixo rio Doce.....371

Figura 230 – Resultados de manganês total e dissolvido nas lagoas do baixo rio Doce 372

Figura 231 – Resultados de nitrogênio orgânico nas lagoas do baixo rio Doce 372

Figura 232 – Resultados de silício total e dissolvido nas lagoas do baixo rio Doce.....373

Figura 233 – Resultados de sólidos totais e sólidos dissolvidos totais nas lagoas do baixo rio Doce .374

Figura 234 – Diagrama de Piper para as estações de Lagoas.....374

Figura 235 – Ilustração das espécies do fitoplâncton encontrado nos ambientes lacustres 377

Figura 236 – Densidade de organismos fitoplanctônicos e clorofila-a nos ambientes lacustres.....379

Figura 237 – Densidade celular de cianobactérias nos ambientes lacustres 379

Figura 238 – Contribuição relativa das classes de algas para a composição da comunidade nos ambientes lacustres.....380

Figura 239 – Composição da comunidade zooplanctônica, descrita pelos diferentes grupos (rotíferos, cladóceros e copépodes) e pelas famílias dos diferentes grupos e Bdelloidea (rotífero) (Tabela 18) nos pontos de amostragem das lagoas 382

Figura 240 – Abundância numérica média (MEAN) da comunidade zooplanctônica (ind./m^{-3}) (SE=erro padrão, e SD=desvio padrão), descrita pelos rotíferos, cladóceros, copépodes Cyclopoida e Calanoida adultos e jovens (naúplio de copepodito) (Tabela 18), nos pontos de amostragem das lagoas.....384

Figura 241 – Representação de análises de água em diagrama triangular 393

Figura 242 – Representação de íons majoritários em diagrama de Piper e de Durov 395

Figura 243 – Diagrama de Durov expandido.....396

Figura 244 – Diagrama de Stiff.....396

Figura 245 – Disposição dos pontos de água subterrânea na bacia hidrográfica do rio Doce e proximidades, amostrados para este diagnóstico.....399

Figura 246 – Disposição dos pontos de água subterrânea e água superficial na bacia hidrográfica do rio Doce e proximidades, amostrados para este diagnóstico. Os pontos de água superficial correspondentes a tributários do rio Doce estão apresentados com a letra “T” 399

Figura 247 – Perfil das unidades geológicas ao longo do curso do rio Doce e tributários atingidos pelos rejeitos da barragem de Fundão, bem como da distribuição dos poços amostrados 400

Figura 248 – Valores de temperatura anotados em campo na campanha de junho de 2018. No mapa menor, são apresentados os valores equivalentes obtidos nas campanhas de verão 2017-2018 402

Figura 249 – Valores de condutividade anotados em campo na campanha de junho de 2018.....403

Figura 250 – Valores de condutividade iônica anotados em amostras de água superficial nas campanhas realizadas em 2018 pelo Lactec. As denominações apresentadas correspondem a pontos em tributários do rio Doce (Tn), rio Doce (Rn) e oceano (Cn).....403

Figura 251 – Relação da condutividade iônica com a concentração de Na em solução nas amostras de água subterrânea na bacia hidrográfica do rio Doce, coletadas entre janeiro de 2017 e dezembro de 2019 404

Figura 252 – Relação do Na com o cloreto em amostras de água das campanhas de 2017-2018 em poços da bacia hidrográfica do rio Doce 404

Figura 253 – Relação do K com o nitrato em amostras de água das campanhas de 2017-2018 em poços da bacia hidrográfica do rio Doce 405

Figura 254 – Análise de agrupamento aplicada em amostras de água subterrânea da bacia hidrográfica do rio Doce 405

Figura 255 – Diagramas de Stiff elaborados para amostras coletadas em alguns dos pontos de água subterrânea monitorados na bacia hidrográfica do rio Doce e dados obtidos pelo IGAM no rio Doce 406

Figura 256 – Tipos de água subterrânea da bacia hidrográfica do rio Doce identificados por meio de diagramas radiais de cátions dominantes em mg/L, nas amostras coletadas na campanha de junho de 2018 407

Figura 257 – Tipos de água subterrânea da bacia hidrográfica do rio Doce identificados por meio de diagramas radiais de cátions dominante, em mg/L, nas amostras coletadas na campanha de janeiro de 2018 407

Figura 258 – Íons majoritários representados em diagrama de Durov expandido, correspondentes a amostras de água subterrânea coletadas em novembro de 2017 e janeiro de 2018, na bacia hidrográfica do rio Doce 408

Figura 259 – Diagrama de diferenças iônicas ou diagrama de Chedah de amostras de água e m poços perfurados na bacia hidrográfica do rio Doce 410

Figura 260 – Diagrama de Piper representando a composição química de amostras de água subterrânea e água superficial na bacia hidrográfica do rio Doce 412

Figura 261 – Distribuição de amostras de água superficial coletadas em rios da porção mineira da bacia hidrográfica do rio Doce, em três poços tubulares e uma água mineral (COSTA, 2001; CPRM, 2017) 413

Figura 262 – Distribuição do Fe em solução ($mg.L^{-1}$) em pontos de água subterrânea na bacia hidrográfica do rio Doce 414

Figura 263 – Distribuição da concentração de Mn ($mg.L^{-1}$) em solução em pontos de água subterrânea da bacia hidrográfica do rio Doce, distribuídos de montante a jusante 414

Figura 264 – Municípios abrangidos no diagnóstico ambiental dos danos ao abastecimento público de água causados pelo rompimento da barragem de Fundão e considerados na Cláusula 171 do TTAC 420

Figura 265 – Municípios e seus respectivos SAAs visitados no primeiro campo em Minas Gerais, no período de 25 a 29 de janeiro de 2018 420

Figura 266 – Ponto de captação de água bruta no rio Doce da ETA de Alpercata 422

Figura 267 – Instalações da ETA de Alpercata: (1) visão externa da ETA; (2) floculadores; (3) decantador; (4) filtro ascendente 423

Figura 268 – Detalhe da balsa de captação localizada no rio Doce 424

Figura 269 – ETA de Perpétuo Socorro: (1) vista superior da ETA antiga; (2) tanque de floculação; (3) decantador; (4) detalhe da base do desarenador instalado na entrada de água bruta.....425

Figura 270 – Localização dos pontos de coleta de sedimento para *background*, áreas afetadas pela passagem e deposição da lama, pontos de controle e lagoas.....430

Figura 271 – Localização das sub-bacias e sub-bacias incrementais, com as unidades geológicas da bacia do rio Doce.....432

Figura 272 – Simbologia e nome das unidades geológicas da bacia do rio Doce.....432

Figura 273 – Draga tipo Petersen, utilizada para coleta de sedimentos de fundo.....434

Figura 274 – Tubo de acrílico com ponteira de aço, utilizado para coleta de sedimentos de fundo ..434

Figura 275 – Desenho esquemático do testemunhador da marca Uwitec (UWITEC, 2019) 435

Figura 276 – Exemplos das seis classes de rolamento definidas por Powers (1953): a) muito angular; b) angular; c) subangular; d) sub-rolado; e) rolado; f) bem rolado (POWERS, 1953; SHEPARD, 1973).....439

Figura 277 – Amostrador tipo Surber, utilizado para a amostragem de macroinvertebrados bentônicos.....442

Figura 278 – Draga tipo Petersen, utilizada para amostragem de macroinvertebrados bentônicos..442

Figura 279 – Amostragem realizada com o amostrador tipo Surber 443

Figura 280 – Amostragem realizada com draga Petersen.....443

Figura 281 – Amostragem realizada com testemunhador 443

Figura 282 – Lavagem de amostras para análise de macroinvertebrados bentônicos 444

Figura 283 – Flutuação de amostras em solução supersaturada de NaCl para análise de macroinvertebrados bentônicos.....445

Figura 284 – Análise de macroinvertebrados bentônicos sob microscópio estereoscópico 445

Figura 285 – Triagem de amostra a olho nu para análise de macroinvertebrados bentônicos 446

Figura 286 – Visão geral do rio Piracicaba – BKG1 448

Figura 287 – Visão geral do rio Jacuba, nascente do rio Gualaxo do Norte – BKG3. A seta amarela indica o local do ponto amostrado..... 448

Figura 288 – Resultado da análise granulométrica para os sedimentos de *background* *449*

Figura 289 – Visão geral dos pontos de controle: A) PC1 – rio Gualaxo do Norte, B) PC3 – rio Piranga, C) PC6 – Ribeirão Sacramento, D e E) PC8 – rio Piracicaba, F) PC10 – rio Suaçuí Grande 449

Figura 290 – Resultado da análise granulométrica para os sedimentos de pontos de controle.....452

Figura 291 – Visão geral do ponto AF1, situado no reservatório do dique S4: A) visão geral da drenagem, em que é possível visualizar atividades antrópicas; B) amostragem de sedimentos com a utilização do tubo de acrílico com ponteira de aço.....457

Figura 292 – Visão geral de alguns pontos em áreas afetadas: A) AF2 – rio Gualaxo do Norte, B) AF3 – rio do Carmo, C) AF4 – rio Doce, em Santa Cruz do Escalvado/MG, D) AF6 – rio Doce, em São Domingos do Prata/MG, E) AF9 – rio Doce, em Belo Oriente/MG, F) AF13 – rio Doce, em Governador Valadares.....457

Figura 293 – Resultado da análise granulométrica para os sedimentos de pontos da área afetada....460

Figura 294 – Visão geral de alguns pontos de coleta em lagoas: A e B) L1 – lagoa do Limão, C) L2 – lagoa Juparanã Mirim, D) L3 – lagoa Juparanã, E) L6 – lagoa Pandolfi, F) L5 – Lagoa Seca.....467

Figura 295 – Resultado da análise granulométrica para os sedimentos das lagoas.....468

Figura 296 – Concentrações acima do nível 1 e/ou nível 2 no trecho entre o ponto amostral BKG1 e ponto amostral PC8.....471

Figura 297 – Concentrações acima do nível 1 e/ou nível 2 no trecho entre o ponto amostral AF8 e o ponto amostral L5 472

Figura 298 – Resultados obtidos para o elemento Al total 473

Figura 299 – Resultados obtidos para o elemento As total 474

Figura 300 – Resultados obtidos para o elemento Ba total 475

Figura 301 – Resultados obtidos para o elemento Cd total 476

Figura 302 – Resultados obtidos para o elemento Pb total 477

Figura 303 – Resultados obtidos para o elemento Co total 478

Figura 304 – Resultados obtidos para o elemento Cu total 479

Figura 305 – Resultados obtidos para o elemento Cr total.....480

Figura 306 – Resultados obtidos para o elemento Sr total 481

Figura 307 – Resultados obtidos para o elemento Fe total.....482

Figura 308 – Resultados obtidos para o elemento Mn total.....483

Figura 309 – Resultados obtidos para o elemento Ni total..... 484

Figura 310 – Resultados obtidos para o elemento V total 485

Figura 311 – Resultados obtidos para o elemento Zn total.....486

Figura 312 – Abundância relativa dos grupos de macroinvertebrados encontrados nas amostras analisadas até o momento no rio Doce.....489

Figura 313 – Média de densidade de macroinvertebrados (indivíduos/m^2) nas estações de amostragem analisadas até o momento.....490

Figura 314 – Riqueza de táxons nas estações de amostragem analisadas até o momento.....490

Figura 315 – Índice de diversidade de Shannon nas estações de amostragem analisadas até o momento 491

Figura 316 – Pontos amostrais de ictiofauna na bacia do rio Doce e região marinha adjacente.....493

Figura 317 – Redes de emalhe de espera.....494

Figura 318 – Tarrafa utilizada na coleta 494

Figura 319 – Rede de arrasto manual 494

Figura 320 – Número de espécies catalogadas para água doce nos dados secundários pesquisados... 504

Figura 321 – Riqueza (log), diversidade (H´), equitabilidade (J) e biomassa total (log) da primeira campanha de campo 504

Figura 322 – Riqueza (log), diversidade (H´), equitabilidade (J) e biomassa total (log) da segunda campanha de campo 505

Figura 323 – Riqueza (log), diversidade (H´), equitabilidade (J) e biomassa total (log) da ictiofauna capturada nos trechos de amostragem no rio Doce entre 18 de junho e 10 de julho de 2018.....506

Figura 324 – Riqueza (log), diversidade (H´), equitabilidade (J) e biomassa total (log) da ictiofauna capturada nos trechos de amostragem no rio Doce entre 7 e 19 de setembro de 2018.....507

Figura 325 – Riqueza relativa (%) dos grupos tróficos da ictiofauna registrada nos trechos alto, médio e baixo da bacia do rio Doce 507

Figura 326 – Riqueza relativa (%) dos grupos tróficos da ictiofauna registrada nos trechos alto, médio e baixo da bacia do rio Doce 508

Figura 327 – Pontos amostrais de quelônios amostrados na primeira campanha.....513

Figura 328 – Pontos amostrais de quelônios amostrados na segunda campanha.....513

Figura 329 – Instalação de redes de espera na área amostral RD8, no rio Doce, município de Conselheiro Pena/MG 514

Figura 330 – Rede de espera e covo instalados na margem do rio Doce, na área amostral RD2, município de Colatina/ES 515

Figura 331 – Rede de espera instalada próximo à confluência do rio Gualaxo do Norte com o rio do Carmo, na área amostral TA2, Barra Longa/MG 515

Figura 332 – Armadilha do tipo covo instalada na área amostral RD4, no rio Doce, a jusante da UHE Aimorés, localizada no município homônimo, em Minas Gerais 515

Figura 333 – Armadilha do tipo covo instalada na confluência do rio Urucum com o rio Doce (ponto RD8), Conselheiro Pena/MG 515

Figura 334 – Busca ativa por exemplares de quelônios dulcícolas no rio Doce por meio de observação durante deslocamento de barco, na área amostral RD13, Rio Casca/MG 516

Figura 335 – Observação do rio Doce durante o caminhamento, na área amostral de ambiente fluvial RD5 516

Figura 336 – Espécime juvenil de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) registrado em lagoa na RPPN Fazenda Bulcão (Instituto Terra), em Aimorés/MG 518

Figura 337 – Filhote de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) registrado em lagoa na RPPN Fazenda Bulcão (Instituto Terra), em Aimorés/MG 518

Figura 338 – Indivíduo de jabuti-vermelho (*Chelonoidis carbonarius*) registrado na RPPN Fazenda Bulcão, em Aimorés/MG 518

Figura 339 – Vista dorsal evidenciando o casco de carcaça de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) encontrada na área amostral RD7, na margem esquerda do rio Doce, próximo à confluência do rio Palmital, em Conselheiro Pena/MG 519

Figura 340 – Vista ventral evidenciando o plastrão de carcaça de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) encontrada na área amostral RD7, na margem esquerda do rio Doce, próximo à confluência do rio Palmital, em Conselheiro Pena/MG 519

Figura 341 – Exemplar jovem de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) capturado no rio Doce em rede de espera, na região de Ipatinga/MG 520

Figura 342 – Processo de marcação de indivíduo de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) – placas marginais posteriores do casco – para reconhecimento em eventuais recapturas e comparação de dados biométricos 520

Figura 343 – Indivíduo jovem de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) capturado em área amostral de controle no rio Manhuaçu, Aimorés/MG 521

Figura 344 – Vista ventral do mesmo indivíduo de *P. geoffroanus* *521*

Figura 345 – Detalhe da cabeça de cágado-da-serra (*Hydromedusa maximiliani*) registrada pela equipe de estudos de herpetofauna a cerca de 9 km do rio Gualaxo do Norte, evidenciando a presença da espécie na bacia hidrográfica 523

Figura 346 – Indivíduo adulto de cágado-da-serra (*Hydromedusa maximiliani*) registrado em ponto de estudo da herpetofauna, a cerca de 700 m do rio Gualaxo do Norte, na região de Mariana ... 523

Figura 347 – Exemplar de jabuti-amarelo (*Chelonoidis denticulatus*) registrado na Floresta Nacional de Goytacazes, Linhares/ES. Trata-se de uma espécie ameaçada de extinção 524

Figura 348 – Vista de parte da área amostral em ambiente lacustre LG1, em Linhares/ES 524

Figura 349 – Rede de espera instalada na área amostral LG2, em Revés de Belém/MG 524

Figura 350 – Rede de espera instalada na área amostral LG3, em Pingo-d'*Água* *525*

Figura 351 – Localização das estações amostrais na região costeira 527

Figura 352 – Exemplo dos gráficos utilizados para representação dos perfis verticais medidos em campo 533

Figura 353 – Exemplo dos gráficos utilizados na avaliação de resultados 537

Figura 354 – Resultados de alumínio total e dissolvido para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 545

Figura 355 – Resultados de carbono orgânico total e carbono orgânico dissolvido para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 546

Figura 356 – Resultados de fenol para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 546

Figura 357 – Resultados de ferro total e dissolvido para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 547

Figura 358 – Resultados de fósforo total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 547

Figura 359 – Resultados de manganês total e dissolvido para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 548

Figura 360 – Resultados de sólidos totais e dissolvidos para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 549

Figura 361 – Resultados de zinco total e dissolvido para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 549

Figura 362 – Ilustração das espécies do fitoplâncton encontradas nos ambientes de transição 552

Figura 363 – Riqueza e diversidade específica do fitoplâncton nos ambientes de transição 553

Figura 364 – Densidade de organismos fitoplanctônicos e clorofila-a nos ambientes de transição ..554

Figura 365 – Contribuição relativa das classes de algas para a composição da comunidade nos ambientes de transição 554

Figura 366 – Variação da densidade (org.m^{-3}) e de riqueza taxonômica para os organismos zooplanctônicos por ponto amostral nos ambientes de transição na foz do rio Doce (julho/2018).....557

Figura 367 – Abundância relativa (%) dos grupos do zooplâncton ocorrentes nas amostras coletadas nos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018).....558

Figura 368 – Abundância relativa (%) dos grupos do zooplâncton por ponto amostral nos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018) 558

Figura 369 – Abundância relativa (%) do meroplâncton e do holoplâncton ocorrentes nas amostras coletadas nos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018).....559

Figura 370 – Abundância relativa (%) do meroplâncton e do holoplâncton por ponto amostral nos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018).....559

Figura 371 – Abundância relativa (%) dos grupos do meroplâncton ocorrentes nas amostras coletadas nos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018) 560

Figura 372 – Abundância relativa (%) dos grupos do meroplâncton por ponto amostral nos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018) 560

Figura 373 – Índices de riqueza de Margalef, de diversidade de Shannon-Wiener, de equitabilidade de Pielou para as espécies do zooplâncton por ponto amostral nos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018) 561

Figura 374 – Valores de densidade (org.m^{-3}) das espécies Moina minuta (M.m.); Oithona hebes (O.h.); Paracyclops sp. (Paracyc.); Parvocalanus crassirostris (P.c.) por ponto amostral nos mbientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018).....562

Figura 375 – Perfis verticais de temperatura, salinidade, OD e turbidez nas estações de monitoramento localizadas a menos de 4,5 km da foz do rio Doce (C3, C4, C5, C6, C7e C8) ...566

Figura 376 – Perfis verticais de temperatura, salinidade, OD e turbidez nas estações de monitoramento localizadas entre 4,5 e 22 km da foz do rio Doce (C9, C14, C15 e C16).....567

Figura 377 – Perfis verticais de temperatura, salinidade, OD e turbidez nas estações de monitoramento localizadas a mais de 22 km da foz do rio Doce (C9, C14, C15 e C16) 569

Figura 378 – Resultados de alumínio total e dissolvido para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho 570

Figura 379 – Resultados de carbono orgânico total e carbono orgânico dissolvido para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho.....571

Figura 380 – Resultados de ferro total e dissolvido para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho.....572

Figura 381 – Resultados de fósforo total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho.....573

Figura 382 – Resultados de manganês total e dissolvido para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho.....573

Figura 383 – Resultados de sólidos totais e dissolvidos para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho 574

Figura 384 – Resultados de zinco total e dissolvido para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho 575

Figura 385 – Ilustração das espécies do fitoplâncton encontrado na região costeira 578

Figura 386 – Contribuição relativa das classes para a composição específica do fitoplâncton na região costeira 580

Figura 387 – Riqueza e diversidade específica do fitoplâncton na região costeira 580

Figura 388 – Densidade de organismos fitoplanctônicos e clorofila-a na região costeira 581

Figura 389 – Contribuição relativa das classes de microalgas para composição da comunidade da região costeira 581

Figura 390 – Variação da densidade (org.m^{-3}) e de riqueza taxonômica para os organismos zooplanctônicos por ponto amostral no ambiente marinho na foz do rio Doce (julho/2018) e zona costeira adjacente 584

Figura 391 – Abundância relativa (%) dos grupos do zooplâncton ocorrentes nas amostras coletadas no ambiente marinho na foz do rio Doce (julho/2018) e zona costeira adjacente 585

Figura 392 – Abundância relativa (%) dos grupos do zooplâncton por ponto amostral no ambiente marinho na foz do rio Doce (julho/2018) e zona costeira adjacente 586

Figura 393 – 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 ... 587

Figura 394 – Abundância relativa (%) do meroplâncton e do holoplâncton por ponto amostral no ambiente marinho na foz do rio Doce (julho/2018) e zona costeira adjacente 587

Figura 395 – Abundância relativa (%) dos grupos do meroplâncton ocorrentes nas amostras coletadas no ambiente marinho na foz do rio Doce (julho/2018) e zona costeira adjacente 588

Figura 396 – Abundância relativa (%) dos grupos do meroplâncton por ponto amostral no ambiente marinho na foz do rio Doce (julho/2018) e zona costeira adjacente 588

Figura 397 – 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 zona costeira adjacente 589

Figura 398 – 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 zona costeira adjacente 590

Figura 399 – Localização das estações amostrais de qualidade do sedimento na região costeira 598

Figura 400 – Draga tipo Petersen utilizada para coleta de sedimentos superficiais (LIMNOTEC, 2019) 599

Figura 401 – Amostrador de sedimentos – Uwitec Corer Sampler (UWITEC, 2019) 600

Figura 402 – Testemunho com a identificação das amostras fatiadas para envio ao laboratório 600

Figura 403 – Exemplo dos gráficos utilizados na avaliação de resultados 605

Figura 404 – Granulometria dos ambientes de transição 608

Figura 405 – Resultados de Al total (%) para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 609

Figura 406 – Resultados de As total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 609

Figura 407 – Resultados de Ba total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 610

Figura 408 – Resultados de CO total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 610

Figura 409 – Resultados de Pb total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 611

Figura 410 – Resultados de Cu total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 611

Figura 411 – Resultados de Fe total (%) para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 612

Figura 412 – Resultados de Cr total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 612

Figura 413 – Resultados de P total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 613

Figura 414 – Resultados de Mn total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 613

Figura 415 – Resultados de Ni total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 614

Figura 416 – Resultados de NKT para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 614

Figura 417 – Resultados de V total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 615

Figura 418 – Resultados de Zn total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 615

Figura 419 – Granulometria nos ambientes marinhos 617

Figura 420 – Resultados de Al total (%) para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho.....618

Figura 421 – Resultados de As total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho..... 618

Figura 422 – Resultados de Ba total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho 619

Figura 423 – Resultados de Cd total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho 619

Figura 424 – Resultados de CO total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho..... 620

Figura 425 – Resultados de Pb total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho 620

Figura 426 – Resultados de Cu total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho 621

Figura 427 – Resultados de Fe total (%) para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho.....621

Figura 428 – Resultados de Cr total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho..... 622

Figura 429 – Resultados de P total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho 622

Figura 430 – Resultados de Mn total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho.... 623

Figura 431 – Resultados de Ni total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho..... 624

Figura 432 – Resultados de NKT para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho 624

Figura 433 – Resultados de V total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho 625

Figura 434 – Resultados de Zn total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho 625

Figura 435 – Pontos estuarinos utilizados para a caracterização e monitoramento das comunidades bênticas da zona costeira do Espírito Santo: A e B) pontos C1, C e D) ponto C2, em Regência/ES; E e F) ponto C10, em Aracruz/ES.....629

Figura 436 – Equipamento utilizado para as coletas das amostras do bentos de fundos inconsolidados do ambiente estuarino da zona costeira do Espírito Santo (A e B) e amostra considerada válida no ponto C2, localizado na foz do rio Doce.....630

Figura 437 – Equipamentos de laboratório e procedimentos de lavagem (A), triagem das amostras (B), identificação dos organismos bênticos (C) e amostras para o tombamento (D).....631

Figura 438 – Valores médios, erros e desvios padrões das abundâncias (A) e número de táxons (B) dos organismos bênticos estuarinos nos três pontos de coleta (C1, C2 e C10) no litoral do Espírito Santo 634

Figura 439 – Amostra do ponto C10 localizado na foz do estuário do rio Piraquê-Açu em Aracruz/ES. Na foto, são apresentados três exemplares do *Cephalocordata Branchiostoma caribaeum* capturados em julho de 2018.....635

Figura 440 – Praias utilizadas para o monitoramento das comunidades bênticas da zona costeira do Espírito Santo: A) BS2, no município de Aracruz; B) BS3, no município de Linhares.....637

Figura 441 – 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..... 638

Figura 442 – Coletas e 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 (E e F).....639

Figura 443 – Valores médios, erros e desvios padrões das abundâncias (A) e número de táxons (B) da macrofauna de praias nos dois pontos de coletas (BS2 e BS3) no litoral do Espírito Santo.....642

Figura 444 – Áreas de manguezais utilizadas para o monitoramento das comunidades bênticas da zona costeira do Espírito Santo: A) BS4, município de Aracruz; B) BS5, município de São Mateus 645

Figura 445 – 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, em julho de 2018.....647

Figura 446 – Coletas da macroinfauna bêntica dos manguezais do Espírito Santo (A e B), medida para contagem da epifauna nas árvores (C), contagem das tocas de *Ucides cordatus* (D) e amostra para a análise dos sedimentos (E) 647

Figura 447 – Valores médios, erros e desvios padrões das abundâncias (A) e número de *táxons* (B) dos organismos bênticos estuarinos nos dois pontos de coleta (BS4 e BS5) em manguezais do Espírito Santo 652

Figura 448 – Valores médios, erros e desvios padrões das abundâncias de *Littorina angulifera* (A) e tocas de *Ucides cordatus* (B) nos dois pontos de coleta (BS4 e BS5) no litoral do Espírito Santo 653

Figura 449 – Exemplares de *Chthamalus rhizophorae* (A) e *Littorina angulifera* (B e C) nos dois pontos de coleta (BS4 e BS5) no litoral do Espírito Santo.....654

Figura 450 – Exemplares dos *Mollusca Melampus coffeus* (A e B) e *Crassostrea rhizophorae* (C e D) coletados nos dois pontos de manguezais (BS4 e BS5) no litoral do Espírito Santo, em julho de 2018 655

Figura 451 – Tocas dos *Crustacea Cardissoma guanhumi* (A) e *Ucides cordatus* (B) e exemplares de *Aratus pisonii* (C) e *Goniopsis cruentata* (D) coletados nos dois pontos de manguezais (BS4 e BS5) no litoral do Espírito Santo, em julho de 2018 656

Figura 452 – Armadilha do tipo “redinha” instalada na entrada das tocas de *Ucides cordatus* nos pontos de manguezais (A) BS5, na foz do Piraquê-Açu, em Aracruz, e (B e C) BS4, em Barra Nova, São Mateus, no litoral do Espírito Santo, em julho de 2018 657

Figura 453 – Equipamentos utilizados para as coletas e estocagem das amostras da macroinfauna bêntica do ambiente marinho raso da zona costeira do Espírito Santo (A e B) e de uma amostra considerada válida (C) 660

Figura 454 – Amostra (A) e estocagem (B e C) das amostras da macroinfauna bêntica do ambiente marinho raso da zona costeira do Espírito Santo.....661

Figura 455 – Valores médios, erros e desvios padrões das abundâncias (A) e número de *táxons* (B) dos organismos bênticos estuarinos nos 13 pontos de coleta (C3, C4, C5, C6, C7, C8, C9, C11, C12, C13, C14, C15 e C16) situados na zona costeira do Espírito Santo 665

Figura 456 – Resultados da análise canônica correlacionando as abundâncias dos *táxons* com as características do sedimento, salinidade e profundidade dos 13 pontos de coleta (C3, C4, C5, C6, C7, C8, C9, C11, C12, C13, C14, C15 e C16) situados na zona costeira do Espírito Santo, em julho de 2018 667

Figura 457 – Embarcação alugada para a realização do arrasto 668

Figura 458 – Rede de arrasto cônica com porta. 669

Figura 459 – Número de espécies catalogadas para ambiente marinho nos dados secundários pesquisados 684

Figura 460 – Riqueza (log), diversidade (H´), equitabilidade (J) e biomassa total (log) da ictiofauna capturada nos seis pontos de amostragem no ambiente marinho adjacente entre 18 de junho e 10 de julho de 2018.....685

Figura 461 – Riqueza (log), diversidade (H´), equitabilidade (J) e biomassa total (log) da ictiofauna capturada nas áreas de deposição das camadas espessa e fina de rejeitos sobre o sedimento no ambiente marinho adjacente entre 18 de junho e 10 de julho de 2018.....685

Figura 462 – Riqueza (log), diversidade (H´), equitabilidade (J) e biomassa total (log) da ictiofauna capturada nos seis pontos de amostragem no ambiente marinho adjacente entre 7 e 19 de setembro de 2018 686

Figura 463 – Riqueza (log), diversidade (H´), equitabilidade (J) e biomassa total (log) da ictiofauna capturada nas áreas de deposição das camadas espessa e fina de rejeitos sobre o sedimento no ambiente marinho adjacente entre 7 e 19 de setembro de 2018.....687

Figura 464 – Riqueza relativa (%) dos grupos tróficos da ictiofauna registrada nos pontos amostrais no ambiente marinho adjacente nas duas coletas realizadas 688

Figura 465 – Área amostral em ambiente marinho (AM3), inserida na Área de Proteção Ambiental Costa das Algas, Aracruz/ES 690

Figura 466 – Coleta de algas marinhas durante a primeira campanha nos afloramentos de rochas vulcânicas na praia do Coqueiral, próximo à foz do rio Piraquê-Açu e do Refúgio da Vida Silvestre de Santa Cruz, Aracruz/ES 690

Figura 467 – Segunda área amostral em ambiente marinho (AM2), localizada no molhe do Portocel e do terminal de dutos da Petrobras, junto à praia dos Hóspedes, Aracruz/ES 691

Figura 468 – Coleta de amostras de algas marinhas durante a primeira campanha, por meio de mergulhos autônomos na área amostral AM2, ambiente marinho inserido na Área de Proteção Ambiental Costa das Algas, Aracruz/ES 691

Figura 469 – Rede utilizada durante pesca de arrasto, em que foram coletadas as algas marinhas da área amostral AM3, na primeira campanha 691

Figura 470 – Alga macrófita marinha do gênero *Ulva*, coletada na AM1.....694

Figura 471 – Alga macrófita marinha pertencente ao gênero *Zonaria*, coletada na AM1 694

Figura 472 – Alga macrófita marinha do gênero *Sargassum* sp.1, coletada na AM1 694

Figura 473 – Alga macrófita marinha do gênero *Dictyopteris*, coletada na AM1.....694

Figura 474 – Alga macrófita do gênero *Bryotamnion*, coletada na AM1.....694

Figura 475 – Alga macrófita marinha do gênero *Acantophora*, coletada na AM1 694

Figura 476 – Macroalga marinha do gênero *Halimeda*, coletada na AM2 695

Figura 477 – Macroalga marinha *Sargassum* sp. 2, coletada na AM2.....695

Figura 478 – Alga macrófita marinha do gênero *Halymenia*, coletada na AM3.....695

Figura 479 – Exemplar de tartaruga-gigante ou tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*) em processo de desova na praia na região de Regência/ES 696

Figura 480 – Indivíduo de tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) desovando em praia na região de Regência/ES.....696

Figura 481 – Área de estudo das saídas de amostragem embarcada pós-desastre de cetáceos na região da foz do rio Doce 699

Figura 482 – 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 fotoidentificação de um grupo de botos-cinza.....701

Figura 483 – Exemplos de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) identificados individualmente entre 2017 e 2018 na região costeira da foz do rio Doce.....701

Figura 484 – Região de abrangência do PMP-BC/ES, com 14 divisões geográficas estabelecidas (SCITECH, 2017) 703

Figura 485 – Tendência anual do número de encalhes do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) por região monitorada durante o PMP-BC/ES, realizado pela Petrobras 704

Figura 486 – Tendência anual do número de encalhes da toninha (*Pontoporia blainvillei*) por região monitorada durante o PMP-BC/ES, realizado pela Petrobras 705

Figura 487 – 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.....707

Figura 488 – Boto-cinza (*Sotalia guianensis*) com lodo aderido ao corpo, observado durante as amostragens embarcadas realizadas entre 2017 e 2018 pela equipe do Lactec 710

Figura 489 – Detecções de grupos do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) durante monitoramento embarcado do TABR da Petrobras, entre janeiro de 2011 e dezembro de 2012 (pré-desastre).....711

Figura 490 – 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 713

Figura 491 – Número de registros de grupos de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) em função de: A) profundidade (m); 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 713

Figura 492 – *Habitats* potenciais (regiões em laranja) e críticos (regiões em vermelho) do boto-cinza na região adjacente à foz do rio Doce.....714

Figura 493 – Distribuição dos grupos de boto-cinza detectados na região adjacente à foz do rio Doce entre 2017 e 2018.....714

Figura 494 – Distribuição dos grupos de boto-cinza com e sem filhotes na região adjacente à foz do rio Doce entre 2017 e 2018 715

Figura 495 – Fotos aéreas realizadas com um *drone* na região da foz do rio Doce: A) 14/12/2017 – vista da região marinha em direção à foz; B) 01/03/2018 – vista da praia em Regência em direção à foz e às regiões de mar aberto.....716

Figura 496 – Turbidez (em NTU) da superfície da água mensurada na presença e ausência de botos-cinza na região costeira da foz do rio Doce, entre novembro de 2017 e outubro de 2018 716

Figura 497 – Representação esquemática simplificada para comparação dos sistemas ICP-OES e ICP-MS 722

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Parâmetros avaliados para o diagnóstico de danos nos solos da bacia do rio Doce e seus tributários causados pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana/MG, e indicadores de comparação da condição pré-desastre (linha-base), solo de controle (terras altas) e conformidade com as normas de qualidade ambiental e agrícola de solos (legislação/manual) .. 56

Tabela 2 – LD e LQ calculados para os EPTs determinados em solo e rejeito (mg L-1) 62

Tabela 3 – Matiz, valor e croma que compõem as cores do solo e do rejeito e característica morfológica (consistência molhada: pegajosidade) do solo e do rejeito nas dez seções transversais amostradas 65

Tabela 4 – Teores (mg kg-1) de EPTs extraídos da fração areia magnética do rejeito na STS9.4 da camada 20-40 cm pelo método EPA 3051* 104

Tabela 5 – Percentagem das amostras de rejeito e solo de controle em desconformidade com a legislação para os teores pseudototais de EPTs 116

Tabela 6 – Relação de sondagens a trado realizadas 120

Tabela 7 – Resumo da quantidade de indivíduos encontrados nas unidades amostrais 135

Tabela 8 – Espécies coletadas para análise ecotoxicológica 142

Tabela 9 – Cronograma de atividades da equipe de Fauna Silvestre 146

Tabela 10 – Danos, indicadores e grupos de avaliação para o diagnóstico faunístico 149

Tabela 11 – Coordenadas geográficas e municípios das unidades, sítios e parcelas amostrais durante a campanha seca de 2018 na bacia do rio Doce 161

Tabela 12 – Resultados das análises por GLM avaliando o efeito dos fatores (UAs e/ou Sítios) sobre a riqueza das espécies de insetos amostrados na bacia do rio Doce 166

Tabela 13 – Resultados da PERMANOVA, testando os efeitos dos fatores (unidades e sítios amostrais) sobre a composição das espécies de insetos amostrados na bacia do rio Doce 167

Tabela 14 – Efeito dos indicadores dos danos nas escalas de diversidade das espécies de insetos amostrados na bacia do rio Doce 172

Tabela 15 – Espécies registradas nos sítios amostrais das unidades UA1 e UA2 localizadas na porção do compartimento 1 181

Tabela 16 – Espécies registradas nos sítios amostrais das unidades UA3 e UA4 localizadas compartimento 2 do rio Doce 185

Tabela 17 – Espécies registradas nos sítios amostrais das unidades UA5 e UA6 localizadas no compartimento 3 do rio Doce 188

Tabela 18 – Similaridade de Bray-Curtis entre os sítios amostrais das unidades UA1 e UA2 = A, UA3 e UA4 = B e UA5 e UA6 = C 191

Tabela 19 – Localização dos sítios e pontos de amostragem utilizados na coleta de dados da avifauna nas seis UAs 197

Tabela 20 – Número de capturas de aves silvestres obtidas em cada sítio das seis UAs, em cada campanha realizada até o momento 203

Tabela 21 – Riqueza de espécies obtida em cada sítio amostral de cada UA inventariada durante o estudo da avifauna ao longo do rio Doce 204

Tabela 22 – Índice de diversidade (Shannon) obtido em cada sítio, a cada campanha, nas seis UAs inventariadas durante o monitoramento da avifauna.....205

Tabela 23 – Aves noturnas registradas em cada sítio amostral das seis UAs estudadas ao longo do rio Doce.....206

Tabela 24 – Unidades amostrais e respectivos sítios amostrais estudados para pequenos mamíferos não voadores, com a data de amostragem, esforço amostral (mensurada em unidades de armadilhas.noite) e coordenadas centrais das transecções 208

Tabela 25 – Sítios amostrados nas primeira e segunda campanhas. Os valores são referentes à somatória de todas as armadilhas utilizadas no estudo (*Sherman*, *Tomahawk* e *Pitfall*).....211

Tabela 26 – Riqueza e abundância relativa das espécies de pequenos mamíferos não voadores capturados no diagnóstico dos danos à fauna na bacia do rio Doce 213

Tabela 27 – Diversidade de mamíferos de pequeno porte não voadores nas seis UAs ao longo das campanhas.....214

Tabela 28 – Coordenadas geográficas das armadilhas fotográficas e distância de cada equipamento ao rio Doce, considerando os sítios Tratamento e Controle, em cada UA, nas duas primeiras campanhas realizadas em 2018.....221

Tabela 29 – Esforço amostral despendido para cada metodologia amostral deste estudo, em cada UA e em cada campanha 227

Tabela 30 – Mamíferos de médio e grande porte registrados nas UAs, ao longo do rio Doce, registrados por três diferentes métodos: monitoramento por armadilha fotográfica (AF); censo em transecto (C); busca ativa (BA).....228

Tabela 31 – Mamíferos de médio e grande porte registrados pelas armadilhas fotográficas, nas seis UAs, distribuídas ao longo do rio Doce.....231

Tabela 32 – Sinais visuais indicadores de alterações de saúde obtidos das imagens das armadilhas fotográficas.....232

Tabela 33 – Número de espécies observadas e estimadas em cada sítio amostral das seis UAs ao longo do rio Doce.....234

Tabela 34 – Valores de DF (Diversidade funcional) e R (Riqueza de espécies) obtidos para cada UA, ao longo do rio doce, para a comunidade de mamíferos de médio e grande porte.....237

Tabela 35 – Relação de áreas protegidas afetadas pelo desastre e extensão linear d o dano físico na sua respectiva UC.....245

Tabela 36 – Relação de áreas protegidas dos grupos de uso sustentável e proteção integral afetadas pelo desastre.....246

Tabela 37 – *Performance* para estatísticas recomendadas para avaliação das vazões simuladas por modelos com passo de tempo mensal (MORIASI et al., 2007).....251

Tabela 38 – Dados de textura do solo para cálculo do fato K e valor do parâmetro C para cada URH (FAGUNDES, 2018).....253

Tabela 39 – Resultados da modelagem hidrológica separados por período: 1980-2000 e 2001-2017 (validação). Os valores são referentes às métricas BIAS e ENS para as estações fluviométricas. Os valores em verde e vermelho mostram para quais estações os valores das métricas, no período de validação, foram melhores e piores, respectivamente. No caso do BIAS, considerou-se pior quando o valor absoluto (sem considerar o sinal) foi maior 259

Tabela 40 – Resultados da calibração automática do MGB-SED para os postos sedimentométricos da bacia do rio Doce: CSS média de longo período (CSSmed) simulada, ENS e BIAS, calculados entre as CSSs observadas e simuladas 264

Tabela 41 – CSSmed simulada para o pós-desastre 270

Tabela 42 – Estações fluviométricas utilizadas na análise regional da geometria hidráulica.....275

Tabela 43 – Expoentes para elementos geométricos na bacia do rio Doce 277

Tabela 44 – Expoentes dos elementos geométricos para a estação 56337000.....277

Tabela 45 – Expoentes dos elementos geométricos para diferentes condições de vazão entre as estações 56337000 e 56425000 279

Tabela 46 – Estações de monitoramento do Lactec no rio Doce 282

Tabela 47 – Estações de monitoramento do Lactec em tributários.....283

Tabela 48 – Estações de monitoramento nas lagoas do baixo rio Doce 285

Tabela 49 – Variáveis monitoradas pela sonda multiparamétrica 288

Tabela 50 – Limites de quantificação e métodos de análise da água doce.....288

Tabela 51 – Valores máximos permitidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005.....291

Tabela 52 – Descrição dos intervalos do *boxplot* *296*

Tabela 53 – Período e número de observações pré-desastre.....297

Tabela 54 – Limites de quantificação utilizados pelo Lactec e pelo IGAM.....307

Tabela 55 – Listagem, ocorrência e riqueza de espécies do fitoplâncton no rio Doce e tributários...332

Tabela 56 – Composição de espécies, riqueza de espécies e abundância numérica média (ind./m^{-3}) das espécies zooplanctônicas, nos pontos de amostragem dos tributários 347

Tabela 57 – Frequência de ocorrência (Fo) das espécies zooplanctônicas nos tributários, de acordo com o critério de classificação de Omori e Ikeda (1984) 350

Tabela 58 – Índices de Shannon-Wiener (H') (diversidade de espécies), Pielou (J') (equitabilidade) e Margalef (R) (riqueza) nos pontos dos tributários.....352

Tabela 59 – Composição de espécies, riqueza de espécies e abundância numérica média (ind./m^{-3}) das espécies zooplanctônicas, nos pontos de amostragem do rio Doce 353

Tabela 60 – Frequência de ocorrência (Fo) das espécies zooplanctônicas no rio Doce, de acordo com o critério de classificação de Omori e Ikeda (1984) 357

Tabela 61 – Índices de Shannon-Wiener (H') (diversidade de espécies), Pielou (J') (equitabilidade) e Margalef (R) (riqueza) nos pontos do rio Doce.....359

Tabela 62 – Riqueza, diversidade e ocorrência das espécies do fitoplâncton nos ambientes lacustres 375

Tabela 63 – Composição de espécies, riqueza de espécies e abundância numérica média (ind./m^{-3}) das espécies zooplanctônicas, nos pontos de amostragem das lagoas 380

Tabela 64 – Frequência de ocorrência (Fo) das espécies zooplanctônicas nas lagoas, de acordo com o critério de classificação de Omori e Ikeda (1984) 383

Tabela 65 - Shannon-Wiener (H') (diversidade de espécies), Pielou (J') (equitabilidade) e Margalef (R) (riqueza) nos pontos das lagoas. 385

Tabela 66 – Local e data de amostragem dos pontos de água analisados para este diagnóstico..... 398

Tabela 67 – Componentes iônicos majoritários, pH e condutividade iônica das amostras de água subterrânea coletadas no âmbito deste trabalho em novembro de 2017 e janeiro de 2008 ... 409

Tabela 68 – Municípios e distritos contemplados pelo PMSAA e suas respectivas vazões nominais e vazões-meta (IBAMA, 2016)[1] 418

Tabela 69 – Localidades da área de estudo e respectivas operadoras dos SAAs..... 421

Tabela 70 – Nomenclatura atual, antiga e nome da drenagem dos pontos de *background*..... *428*

Tabela 71 – Nomenclatura atual, antiga e nome da drenagem dos pontos das lagoas. Nesses locais, não houve alteração 428

Tabela 72 – Nomenclatura atual, antiga e nome da drenagem dos pontos afetados pela passagem da lama 429

Tabela 73 – Nomenclatura atual, antiga e nome da drenagem dos pontos de controle 430

Tabela 74 – Nomenclatura das sub-bacias e bacias incrementais mapeadas neste trabalho para a bacia do rio Doce..... 431

Tabela 75 – Análises realizadas em cada matriz e suas respectivas metodologias 435

Tabela 76 – Classificação granulométrica de sedimento de acordo com o tamanho da partícula (CAMARGO et al., 2009) 437

Tabela 77 – Classificação dos elementos químicos com base nos efeitos à biota (FERGUSSON, 1982; POLETO, 2008 apud SANTOLIN, 2015) 438

Tabela 78 – Níveis de referência para concentração de EPTs, de acordo com a Tabela III da Resolução CONAMA nº 454/2012 438

Tabela 79 – Sigla, localização geográfica e nome da drenagem das estações de amostragem que tiveram amostragem de macroinvertebrados bentônicos na primeira campanha, realizada entre 28 de junho e 3 de julho de 2018 441

Tabela 80 – Resultados das análises químicas dos pontos de *background*. Parte 1. Em vermelho, valores acima do nível 2 e, em amarelo, acima do nível 1 do CONAMA..... 448

Tabela 81 – Resultados das análises químicas dos pontos de *background*. Parte 2..... 448

Tabela 82 – Resultados das análises químicas dos pontos de *background*. Parte 3..... 449

Tabela 83 – Resultados das análises químicas dos pontos de controle. Parte 1. Em vermelho, valores acima do nível 2 e, em amarelo, acima do nível 1 do CONAMA. O traço indica que não foi realizado o respectivo ensaio para a amostra 450

Tabela 84 – Resultados das análises químicas dos pontos de controle. Parte 2. Em vermelho, valores acima do nível 2 e, em amarelo, acima do nível 1 do CONAMA. O traço indica que não foi realizado o respectivo ensaio para a amostra 451

Tabela 85 – Resultados das análises químicas dos pontos de controle. Parte 3. O traço indica que não foi realizado o respectivo ensaio para a amostra 451

Tabela 86 – Classificação do grau de arredondamento e DRX dos pontos de controle..... 452

Tabela 87 – Resultados das análises químicas dos pontos da área afetada. Parte 1. Em vermelho, valores acima do nível 2 e, em amarelo, acima do nível 1 do CONAMA.....458

Tabela 88 – Resultados das análises químicas dos pontos da área afetada. Parte 2. Em vermelho, valores acima do nível 2 e, em amarelo, acima do nível 1 do CONAMA. O traço indica que não foi realizado o respectivo ensaio para a amostra 459

Tabela 89 – Resultados das análises químicas dos pontos da área afetada. Parte 3. Em vermelho, valores acima do nível 2 e, em amarelo, acima do nível 1 do CONAMA.....459

Tabela 90 – Resultados das análises químicas dos pontos da área afetada. Parte 4 460

Tabela 91 – Classificação do grau de arredondamento e mineralogia dos sedimentos da área afetada 461

Tabela 92 – Resultados das análises químicas dos pontos das lagoas. Parte 1. Em vermelho, valores acima do nível 2 e, em amarelo, acima do nível 1 do CONAMA.....467

Tabela 93 – Resultados das análises químicas dos pontos das lagoas. Parte 2. Em vermelho, os valores acima do nível 2 e, em amarelo, acima do nível 1 do CONAMA 468

Tabela 94 – Resultados das análises químicas dos pontos das lagoas. Parte 3.....468

Tabela 95 – Resultados das análises químicas dos pontos das lagoas. Parte 4.....468

Tabela 96 – Classificação do grau de arredondamento e mineralogia dos sedimentos das lagoas....469

Tabela 97 – Táxons de macroinvertebrados encontrados até o momento no diagnóstico ambiental do rio Doce.....488

Tabela 98 – Lista da composição geral da ictiofauna da bacia hidrográfica do rio Doce registrada por meio de levantamento de dados secundários.....499

Tabela 99 – Pontos amostrais do monitoramento de quelônios durante a primeira e a segunda campanha de campo nos diferentes ambientes abordados e suas respectivas coordenadas em Universal Transversa de Mercator (UTM).....511

Tabela 100 – Estações de monitoramento em ambientes de água salobra/salina 526

Tabela 101 – Dados que representam as condições de contorno no momento das coletas e respectivas fontes 528

Tabela 102 – Variáveis monitoradas pela sonda multiparamétrica 529

Tabela 103 – Limites de quantificação e métodos de análise das águas salobras e salinas.....529

Tabela 104 – Tipos e características de temperatura e salinidade das massas de água.....533

Tabela 105 – Padrões de qualidade das águas utilizados para avaliação dos resultados.....534

Tabela 106 – Limites complementares para proteção da vida aquática.....536

Tabela 107 – Indicadores relacionados à pluma de material em suspensão 537

Tabela 108 – Condições meteoceanográficas e hidrológicas ou condições de contorno no momento das coletas realizadas nos ambientes costeiros.....542

Tabela 109 – Resultados das variáveis medidas *in situ* nas estações amostrais localizadas nos ambientes de transição 543

Tabela 110 – Riqueza e ocorrência das espécies do fitoplâncton nos ambientes de transição 550

Tabela 111 – Valores de densidade (org/m³), de riqueza taxonômica e de frequência de ocorrência (%) do zooplâncton e dados físico-químicos por ponto amostral dos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018).....555

Tabela 112 – Índices ecológicos das espécies zooplanctônicas por ponto amostral nos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018) – R (riqueza de Margalef em Nits); H' (diversidade de Shannon-Wiener em Nits) e E (equitabilidade de Pielou em Nits).....561

Tabela 113 – Resultados das variáveis medidas *in situ* nas estações amostrais localizadas no ambiente marinho. As células em tons de vermelho indicam os valores mais elevados de uma variável e as células em tom de verde indicam os valores mais baixos para uma determinada variável 564

Tabela 114 – Riqueza e ocorrência das espécies do fitoplâncton na região costeira 575

Tabela 115 – Valores de densidade (org.m^{-3}), de riqueza taxonômica e de frequência de ocorrência (%) do zooplâncton e dados físico-químicos por ponto amostral no Ambiente Marinho na foz do rio Doce (julho/2018) e zona costeira adjacente 582

Tabela 116 – Índices ecológicos das espécies zooplanctônicas por ponto amostral no ambiente marinho na foz do rio Doce (julho/2018) e zona costeira adjacente – R (riqueza de Margalef em Nits); H' (diversidade de Shannon-Wiener em Nits) e E (equitabilidade de Pielou em Nits).....590

Tabela 117 – Estações de monitoramento – rio Doce.....596

Tabela 118 – Variáveis físicas (granulométricas) analisadas nos sedimentos superficiais no ambiente costeiro 601

Tabela 119 – Variáveis químicas, limites de quantificação e métodos de análise dos sedimentos no ambiente costeiro 601

Tabela 120 – Classificação granulométrica de sedimento, de acordo com o tamanho da partícula (CAMARGO et al. 2009).....602

Tabela 121 – Padrões de qualidade dos sedimentos, definidos na Resolução CONAMA nº 454/2012 e utilizados para avaliação dos resultados de qualidade dos sedimentos 603

Tabela 122 – Valores de referência utilizados para comparação das concentrações dos elementos avaliados no sedimento marinho (BUCHMAN, 2008).....604

Tabela 123 – Condições meteoceanográficas e hidrológicas ou condições de contorno no momento das coletas realizadas nos ambientes costeiros 606

Tabela 124 – Resultados da análise granulométrica para as amostras localizadas nos ambientes de transição 607

Tabela 125 – Resultados da análise granulométrica para as amostras localizadas no ambiente marinho.....616

Tabela 126 – Lista de *táxons* dos bentos de fundos inconsolidados de estuários da zona costeira do Espírito Santo 633

Tabela 127 – Número de *táxons*, abundâncias totais e abundâncias por *táxons* nos pontos estuarinos da zona costeira do Espírito Santo 633

Tabela 128 – Lista de *táxons* da fauna bêntica registrados nos dois pontos de praias no estado do Espírito Santo 641

Tabela 129 – Lista de *táxons* e abundância por *táxons* da fauna bêntica registrados nos dois pontos de praias no estado do Espírito Santo 641

Tabela 130 – Lista de *táxons* da fauna bêntica registrados nos dois pontos de manguezais no estado do Espírito Santo 650

Tabela 131 – Lista de *táxons* e abundâncias totais e por táxons da infauna bêntica registrados nos dois pontos de manguezais no estado do Espírito Santo 651

Tabela 132 – Lista de *táxons* dos bentos de fundos inconsolidados rasos da zona costeira do Espírito Santo 663

Tabela 133 – Abundâncias dos bentos de fundos inconsolidados rasos da zona costeira do Espírito Santo 664

Tabela 134 – Abundâncias, números de *táxons* médios e desvios padrões dos 13 pontos de amostragem de bentos de fundos inconsolidados da zona costeira do Espírito Santo 666

Tabela 135 – Lista da composição geral da ictiofauna do ambiente marinho adjacente à foz do rio Doce registrada por meio de levantamento de dados secundários.....670

Tabela 136 – Relação das macroalgas marinhas coletadas ao longo da primeira campanha de campo do monitoramento de quelônios e suas respectivas áreas amostrais 693

Tabela 137 – GLMs 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.....706

Tabela 138 – GLMs considerados para explicar a variação do número de encalhes da toninha na costa do Espírito Santo e Rio de Janeiro entre 2010 e 2016 706

Tabela 139 – 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.....708

Tabela 140 – Esforço amostral e número de grupos de cetáceos observados durante as campanhas 1 a 4 de avistamento região marinho-costeira da foz do rio Doce.....712

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 50

2 AMBIENTES TERRESTRES 51

2.1 SOLOS 51

2.1.1 Objetivos 54

2.1.2 Área de abrangência 55

2.1.3 Metodologia 55

2.1.3.1 Pontos de amostragem 57

2.1.3.2 Análises laboratoriais 58

2.1.3.3 Estatística 62

2.1.3.4 Qualidade analítica das análises laboratoriais 62

2.1.4 Resultados 63

2.1.4.1 Morfologia 63

2.1.4.2 Mineralogia 68

2.1.4.3 Granulometria 75

2.1.4.4 Fertilidade 79

2.1.4.5 EPTs 94

2.1.5 Considerações finais 117

2.1.6 Próximas atividades 117

2.2 GEOTECNIA 118

2.2.1 Metodologia 119

2.2.1.1 Sondagens a trado 119

2.2.1.2 Ensaios SPT 123

2.2.2 Resultados 124

2.2.2.1 Resultados de sondagens a trado 124

2.2.2.2 Resultados dos ensaios SPT 124

2.2.3 Considerações finais 125

2.3 FLORA 126

2.3.1 Metodologia 126

2.3.1.1 Inventário florestal 126

2.3.1.2 Reófitas (afloramento rochoso) 128

2.3.1.3 Macrófitas (afloramentos rochosos, lagoas e rios) 128

2.3.1.4 Campos rupestres 129

2.3.1.5 Várzeas 129

2.3.1.6 Vegetação secundária inicial 130

2.3.1.7 Epífitas, lianas e herbáceas florestais (mata nativa)..... 131
2.3.1.8 Banco de sementes, plântulas e serrapilheira 132
2.3.1.9 Restinga..... 134
2.3.1.10 Coleta de amostras vegetais para análises ecotoxicológicas 134
2.3.2 Resultados..... 135
2.3.2.1 Inventário florestal..... 135
2.3.2.2 Reófitas 136
2.3.2.3 Macrófitas..... 137
2.3.2.4 Campos rupestres 137
2.3.2.5 Várzeas..... 138
2.3.2.6 Vegetação secundária inicial..... 139
2.3.2.7 Epífitas 140
2.3.2.8 Lianas (trepadeiras)..... 140
2.3.2.9 Herbáceas florestais..... 141
2.3.2.10 Banco de sementes, plântulas e serrapilheira..... 141
2.3.2.11 Restinga..... 142
2.3.2.12 Coleta de amostras vegetais para análises ecotoxicológicas 142
2.3.3 Considerações finais 143
2.4 FAUNA TERRESTRE 143
2.4.1 Objetivos 144
2.4.2 Métodos gerais 145
2.4.2.1 Cronograma de atividades 145
2.4.2.2 Área de estudo..... 146
2.4.2.3 Elaboração da matriz de danos..... 148
2.4.2.4 Identificação e seleção das unidades amostrais 150
2.4.2.5 Análises ecotoxicológicas..... 159
2.4.3 Análises dos grupos zoológicos..... 159
2.4.3.1 Entomofauna..... 159
2.4.3.2 Herpetofauna terrestre..... 173
2.4.3.3 Avifauna 192
2.4.3.4 Pequenos mamíferos não voadores..... 207
2.4.3.5 Quiropterofauna 215
2.4.3.6 Mamíferos de grande porte..... 219
2.5 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO..... 238
2.5.1 Objetivos 239

2.5.2 Metodologia 240
2.5.2.1 Área de estudo 240
2.5.2.2 Análise qualiquantitativa 240
2.5.3 Resultados preliminares 244
2.5.3.1 Avaliação qualiquantitativa das UCs 245
2.5.4 Considerações finais 246
3 AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS 248
3.1 HIDROLOGIA 248
3.1.1 Modelagem hidrológica e sólidos suspensos 248
3.1.1.1 Metodologia 249
3.1.1.2 Resultados 254
3.1.2 Geomorfologia fluvial 271
3.1.3 Considerações finais 280
3.2 QUALIDADE DAS ÁGUAS FLUVIAIS E LACUSTRES 282
3.2.1 Área de abrangência 282
3.2.1.1 Ambientes fluviais 282
3.2.1.2 Ambientes lacustres 285
3.2.2 Metodologia 286
3.2.2.1 Coleta de amostras de água visando à avaliação das variáveis físicas, químicas e biológicas 286
3.2.2.2 Variáveis de qualidade de água e comunidades biológicas 288
3.2.2.3 Avaliação dos resultados 294
3.2.3 Resultados dos ambientes fluviais 304
3.2.3.1 Variáveis de qualidade de água monitoradas *in situ* *304*
3.2.3.2 Variações de qualidade de água com resultados inferiores ao limite de quantificação laboratorial 307
3.2.3.3 Variáveis de qualidade de água com resultados quantificáveis 309
3.2.3.4 Diagrama de Piper 328
3.2.3.5 Ensaios de Ecotoxicidade 330
3.2.3.6 Comunidade fitoplanctônica 330
3.2.3.7 Comunidade zooplanctônica 343
3.2.4 Resultados dos ambientes lacustres 360
3.2.4.1 Variáveis de qualidade de água monitoradas *in situ* *360*
3.2.4.2 Variáveis de qualidade de água com resultados inferiores ao limite de quantificação laboratorial 364
3.2.4.3 Variáveis de qualidade de água com resultados quantificáveis 364

3.2.4.4 Diagrama de Piper 374
3.2.4.5 Comunidade fitoplanctônica 375
3.2.4.6 Comunidade zooplanctônica 380
3.2.5 Considerações finais 385
3.3 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS 388
3.3.1 Introdução 388
3.3.2 Objetivo 390
3.3.3 Metodologia 390
3.3.3.1 Etapas do trabalho 391
3.3.3.2 Ferramentas gráficas empregadas 392
3.3.4 Resultados 397
3.3.4.1 Aspectos gerais 397
3.3.4.2 Distribuição dos pontos de amostragem 398
3.3.4.3 Caracterização química da água subterrânea na bacia hidrográfica do rio Doce 400
3.3.5 Considerações finais 415
3.3.6 Atividades de continuidade 415
3.4 SANEAMENTO 417
3.4.1 Introdução 417
3.4.2 Metodologia 419
3.4.2.1 Área de estudo 419
3.4.2.2 Levantamento de danos 421
3.4.3 Resultados 422
3.4.3.1 Alpercata – sede 422
3.4.3.2 Belo Oriente – distrito de Perpétuo Socorro (Cachoeira Escura) 424
3.4.4 Considerações finais 425
3.5 QUALIDADE DOS SEDIMENTOS 426
3.5.1 Introdução 426
3.5.2 Objetivo 427
3.5.3 Metodologia 428
3.5.3.1 Distribuição dos pontos de coleta – malha amostral 428
3.5.3.2 Divisão por sub-bacias, geologia e processos minerários 431
3.5.3.3 Amostragem dos sedimentos 433
3.5.3.4 Variáveis físico-químicas para avaliação da qualidade de sedimentos 435
3.5.3.5 Análise do grau de arredondamento do grão – análise morfoscópica 439

3.5.3.6 DRX 440
3.5.3.7 Macroinvertebrados bentônicos 440
3.5.4 Resultados 446
3.5.4.1 Divisão por sub-bacias, geologia e processos minerários 446
3.5.4.2 Apresentação dos dados físico-químicos das análises dos sedimentos 447
3.5.4.3 Sedimentos de *background* *447*
3.5.4.4 Sedimentos de pontos de controle 449
3.5.4.5 Sedimentos da área afetada pela passagem e deposição da lama de rejeito 457
3.5.4.6 Sedimentos coletados em lagoas 467
3.5.4.7 Análise comparativa dos resultados das análises químicas 470
3.5.4.8 Macroinvertebrados bentônicos 487
3.5.5 Considerações finais 491
3.5.6 Atividades de continuidade 492
3.6 ICTIOFAUNA 492
3.6.1 Introdução 492
3.6.2 Metodologia 493
3.6.2.1 Área de estudo 493
3.6.2.2 Materiais e métodos 493
3.6.3 Resultados 499
3.6.3.1 Composição da ictiofauna 499
3.6.3.2 Levantamento de dados primários 504
3.6.4 Considerações finais 509
3.7 QUELÔNIOS 510
3.7.1 Introdução 510
3.7.2 Metodologia 511
3.7.2.1 Área de estudo 511
3.7.2.2 Procedimentos amostrais 514
3.7.2.3 Procedimentos gerais 516
3.7.3 Resultados 517
3.7.3.1 Primeira campanha 517
3.7.3.2 Segunda campanha 521
3.7.3.3 Ambiente lacustre 524
3.7.4 Considerações finais 525

4 AMBIENTES COSTEIROS 526
4.1 QUALIDADE DAS ÁGUAS COSTEIRAS 526
4.1.1 Área de abrangência 526
4.1.2 Metodologia 527
4.1.2.1 Coleta de amostras de água visando à avaliação das variáveis físicas, químicas e biológicas 527
4.1.2.2 Variáveis de qualidade de água e comunidades biológicas 529
4.1.2.3 Avaliação dos resultados 532
4.1.3 Resultados 541
4.1.3.1 Condições de contorno durante a campanha de monitoramento 541
4.1.3.2 Resultados dos ambientes de transição 543
4.1.3.3 Resultados do ambiente marinho 562
4.1.4 Considerações finais 592
4.2 Qualidade dos Sedimentos Costeiros 596
4.2.1 Área de abrangência 596
4.2.2 Análise físico-química dos sedimentos 598
4.2.2.1 Materiais e métodos – análise físico-química dos sedimentos 598
4.2.2.2 Resultados – análise físico-química dos sedimentos 605
4.2.2.3 Considerações finais – análise físico-química do sedimento 625
4.2.3 Bentos de fundos inconsolidados 627
4.2.3.1 Bentos de estuário 628
4.2.3.2 Materiais e métodos 629
4.2.3.3 Resultados e discussão 631
4.2.3.4 Considerações finais – bentos de fundos inconsolidados 635
4.2.4 Praias – macrofauna bêntica de praias arenosas 635
4.2.4.1 Materiais e métodos – macrofauna bêntica de praias arenosas 636
4.2.4.2 Resultados e discussão – macrofauna bêntica de praias arenosas 640
4.2.4.3 Considerações finais – macrofauna bêntica de praias arenosas 642
4.2.5 Manguezais – macrofauna bêntica de manguezais 642
4.2.5.1 Materiais e métodos – macrofauna bêntica de manguezais 644
4.2.5.2 Resultados e discussão – macrofauna bêntica de manguezais 649
4.2.5.3 Considerações finais – macrofauna bêntica de manguezais 658
4.2.6 Ambiente marinho – bentos de fundos inconsolidados rasos 658
4.2.6.1 Materiais e métodos – bentos de fundos inconsolidados rasos 659
4.2.6.2 Resultados e discussão – bentos de fundos inconsolidados rasos 662
4.2.6.3 Considerações finais – bentos de fundos inconsolidados rasos 667

4.3 Ictiofauna 668
4.3.1 Metodologia 668
4.3.1.1 Área de estudo 668
4.3.1.2 Materiais e métodos 668
4.3.2 Resultados 670
4.3.2.1 Composição da ictiofauna 670
4.3.2.2 Levantamentos de dados primários 684
4.3.3 Considerações finais 689
4.4 Quelônios 689
4.4.1 Metodologia 689
4.4.2 Resultados 692
4.4.2.1 Ambiente bentônico 692
4.4.2.2 Ambiente de praia 695
4.4.2.3 Ambiente estuarino 696
4.4.3 Considerações finais 697
4.5 Cetáceos 698
4.5.1 Introdução 698
4.5.2 Materiais e métodos 698
4.5.2.1 Área de estudo 698
4.5.2.2 Obtenção de dados secundários 699
4.5.2.3 Coleta de dados primários 700
4.5.3 Resultados e discussão 701
4.5.3.1 Concentração de matais pesados nos tecidos de cetáceos da região de foz do rio Doce 702
4.5.3.2 Mortalidade de cetáceos após o desastre 702
4.5.3.3 Saúde e condição corporal de cetáceos após o desastre 708
4.5.3.4 Oferta e qualidade das presas de cetáceos após o desastre 709
4.5.3.5 Qualidade/degradação dos *habitats* de cetáceos após o desastre 710
4.5.4 Considerações finais 717
5 ANÁLISES QUÍMICAS 719
5.1 Preparo de amostras e análise elementar 719
5.2 Espectroscopia atômica 721
6 REFERÊNCIAS 724
GLOSSÁRIO 761

1 INTRODUÇÃO

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 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, geofísica, química aplicada, geomática, espeleologia, hidráulica, hidrologia, oceanografia, agronomia, botânica, biologia, arqueologia, história, entre outras.

As atividades iniciaram-se pelo levantamento de dados dos ambientes afetados antes do desastre, o que culminou no Relatório de Linha-Base. Na sequência, realizou-se um levantamento de dados e estudos secundários realizados após o desastre, gerando o Relatório Pós-Desastre. 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.

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.

Na continuidade das atividades, foi emitido o 1º Relatório Parcial de Resultados, com os primeiros resultados parciais do diagnóstico até maio de 2018. Também foi emitido o Relatório de Atualização da Linha-Base, readequado dentro da abordagem ecossistêmica e complementado com informações até outubro de 2018.

O presente documento apresenta novos resultados parciais do diagnóstico de danos socioambientais decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente até janeiro de 2019. Ressalta-se o caráter preliminar desse documento cujo objetivo é apresentar os resultados obtidos até o momento da emissão deste. O levantamento e análise de dados são contínuos até a finalização do diagnóstico.

Este documento está organizado conforme a divisão por ambientes adotada na Revisão da Linha-Base, e em capítulos temáticos. Outras áreas temáticas que integram o diagnóstico socioambiental e que não foram abrangidas neste relatório ainda encontram-se em processo de levantamento e consistência de dados. No último capítulo são apresentadas as questões mais relevantes para a realização das análises químicas e interpretação dos resultados.

Ao final deste documento consta um glossário com alguns termos utilizados no trabalho. Em volumes separados, porém integrados a este relatório, são apresentados os apêndices e anexos aqui referenciados.

2 AMBIENTES TERRESTRES

Dentro dos ambientes terrestres, são apresentados resultados parciais referentes à qualidade dos solos, geotecnia, flora e fauna terrestres e Unidades de Conservação (UCs).

2.1 SOLOS

Com o rompimento da barragem de Fundão, um grande volume de rejeitos que estava armazenado vazou e afetou o rio Doce e seus afluentes, até chegar à sua foz, na região litorânea do Espírito Santo. A energia dessa onda de lama promoveu a remoção de vegetações e de solos às margens dos corpos hídricos, ocorrendo mistura do rejeito com o solo e material vegetal nativos. Esse processo foi mais intenso entre a barragem de Fundão e a Usina Hidrelétrica (UHE) Risoleta Neves (conhecida popularmente como Candonga), a qual reteve grande parte do rejeito em seu reservatório. A partir de Candonga, a lama se concentrou na calha do rio Doce, sendo transportada até a foz no Espírito Santo.

Na região entre as barragens de Fundão e Candonga, ocorreram grandes depósitos de rejeitos em planícies de inundação nas margens do rio Doce e seus tributários, devido à diminuição da energia da onda de rejeitos nesses locais. O desastre resultou em mudanças nas características morfológicas, físicas, químicas, biológicas e mineralógicas dos solos aluviais que ocorriam naturalmente na área de estudo. O rejeito depositado, que é tratado como sedimento recente, cobriu parte dos solos naturais que haviam sido submetidos a processos pedogenéticos durante os últimos milhares de anos. Portanto, a cobertura do terreno foi substituída por sedimentos inconsolidados, havendo a necessidade, para se transformar em novo solo, da atuação dos fatores e processos pedogenéticos, entre eles, um novo período de milhares de anos. A mudança do novo material é um fato, mas não se sabe a extensão das alterações nas características em relação aos solos originais. Há fortes expectativas de alterações deletérias, mas isso só será comprovado com trabalhos abrangentes de pesquisa. Para fundamentar as avaliações feitas e melhor compreender os resultados deste estudo, faz-se necessário um breve descritivo das características gerais dos solos e de sua importância para o ecossistema.

Apesar de possuir uma série de definições, o termo “solo” pode ser descrito como a “*coleção de corpos naturais, constituídos por partes sólidas, líquidas e gasosas, tridimensionais, dinâmicos, formados por materiais minerais e orgânicos que ocupam a maior parte do manto superficial das extensões continentais do nosso planeta, contém matéria viva e podem ser vegetados na natureza onde ocorrem e, eventualmente, terem sido modificados por interferências antrópicas*” (EMBRAPA, 2018a, pág. 33).

O solo é o produto resultante da ação de fatores ambientais ativos, como o clima e os organismos, sobre um material de origem (geralmente rocha), em determinada paisagem ou relevo, durante certo período. Portanto, fatores como clima, relevo, material de origem, tempo e organismos (chamados fatores de formação do solo) originam seu corpo físico, que posteriormente se desenvolve em maior ou menor intensidade devido à ação dos processos de adição, perda, transformação e transporte, ou seja, os chamados processos pedogenéticos (OLIVEIRA, 2005; LIMA; LIMA, 2007). De forma geral, os solos podem ser descritos e caracterizados a partir de seus horizontes, que são seções horizontais distribuídas no perfil e que representam os processos pedogenéticos, podendo ser diferenciados a partir de características intrínsecas, como cor, textura, estrutura ou consistência.

Os horizontes do solo se subdividem, de forma generalizada, em superficiais (O, H e A) e subsuperficiais (E, B, C, F e R) (EMBRAPA, 2018b).

O solo é um sistema trifásico em que coexistem as fases sólida, líquida e gasosa, sendo constituído de espaços porosos preenchidos por água, ar, minerais e matéria orgânica. Em uma composição considerada ideal, normalmente distante das condições de campo, sua composição (em volume) seria: aproximadamente 50% de poros preenchidos com ar e água, dependendo de sua umidade, 45% de minerais e 5% de matéria orgânica (LIMA; LIMA; MELO, 2007). A fase líquida, ou solução do solo, contém os íons e substâncias orgânicas e sua composição é resultante das reações que ocorrem com as outras fases do solo. Somente pela solução do solo, as plantas podem absorver os nutrientes, que são tamponados pela fase sólida. Na fase gasosa, o gás oxigênio (O_2) é o principal gás requerido pelas raízes das plantas para a respiração das células (MELO; ALLEONI, 2009).

Dependendo do diâmetro granulométrico, as partículas da fração mineral podem ser divididas em areia (2 a 0,05 mm), silte (0,05 a 0,002 mm) e argila (< 0,002 mm), com composições química e mineralógica específicas. As características químicas do solo são fortemente influenciadas pela fração argila, que, em solos tropicais úmidos, geralmente é representada pelos filossilicatos (como a caulinita) e pelos óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio (como a hematita e a gibbsita) (OLIVEIRA, 2005; KÄMPF; CURI; MARQUES, 2009). As argilas podem variar amplamente em suas atividades no solo quanto aos aspectos físicos (superfície específica, plasticidade, pegajosidade, expansividade/contração e capacidade de retenção de água) e químicos (Capacidade de Troca Catiônica – CTC; Capacidade de Troca Aniônica – CTA; fixação – adsorção específica de cátions, ânions e moléculas orgânicas). Logo, a quantidade e o tipo de argila (mineralogia) são fatores essenciais na caracterização do solo (MELO; ALLEONI, 2009).

A Matéria Orgânica do Solo (MOS), apesar de constituir menos de 5% dos horizontes superficiais em condições tropicais úmidas, também é determinante na definição dos atributos físicos, químicos e biológicos dos solos, indispensáveis para o desenvolvimento das plantas e a regulação dos processos ambientais do solo. Mais de 95% dessa matéria orgânica é encontrada no solo como polímeros de alto peso molecular, denominados matéria orgânica humificada ou simplesmente húmus, resultado de um lento processo de acúmulo de decomposição de vegetais e animais (BRADY, 1983). A matéria orgânica na forma de húmus é muito estável e está ligada às superfícies das argilas, formando complexos organominerais.

A MOS é o único reservatório de N e S do solo, contribuindo com mais de 97% do seu N total e mais de 95% do S total. Também é importante para a reserva total de P, contribuindo com mais de 50% de P dos solos tropicais. Também auxilia com cerca de 50% a 80% das cargas negativas do solo, especialmente em solos arenosos ou com argila de baixa atividade (BRADY, 1983).

As frações areia, silte, argila e matéria orgânica, em geral, se juntam para formar grânulos, os quais se organizam no solo, formando estruturas (LEPSCH, 2011). Estas podem variar conforme o tipo (granular, blocos, prismática, colunar e laminar), o tamanho (pequena, média e grande) e o grau de desenvolvimento (fraco, moderado e forte). O tipo de argila tem papel importante, como visto anteriormente, dadas as grandes diferenças quanto às características de superfície específica, cargas, pegajosidade e expansão (OLIVEIRA, 2005). Os cátions presentes no solo também têm função importante no processo de formação e estabilização dos agregados. Em particular, o Na^+ tem ação dispersiva, ou seja, faz com que as argilas do solo fiquem livres, não formem agregados ou diminuam a estabilidade

destes. Por outro lado, Al^{3+} e Ca^{2+} atuam como floculantes, permitindo a formação e aumentando a estabilidade do agregado (MELO; ALLEONI, 2009). O Al^{+3} é o elemento mais importante como floculante em solos muito ácidos; já o Ca^{2+}, em solos levemente ácidos, neutros e alcalinos.

A justaposição das unidades estruturais do solo deixa espaços vazios de maior diâmetro, denominados macroporos (LIMA; LIMA; MELO, 2007), que determinam a drenagem do solo, a recarga do nível freático e o crescimento das raízes das plantas. Dentro dos agregados, há os poros de menor diâmetro (microporos), cuja principal função ecológica é armazenar água para os organismos e as plantas (LEPSCH, 2011). A combinação de textura (proporção de areia, silte e argila), teor de matéria orgânica e forma e tamanho das estruturas define as propriedades físicas dos solos, como densidade, porosidade e condutividade hidráulica saturada. Mesmo solos muito argilosos poderão ter alta porcentagem de macroporos e elevada drenagem, se as suas estruturas forem granulares pequenas (OLIVEIRA, 2005).

Como mencionado anteriormente, a formação dos horizontes e estruturas dos solos demanda milhares de anos nas condições de solos aluviais. Esse talvez seja o principal efeito negativo da deposição da lama, pois nesses sedimentos as partículas minerais e orgânicas estão dispersas e, somente com a atuação dos processos pedológicos em longo prazo, haveria a restauração das estruturas e porosidade desse novo material.

A composição da fase sólida também define as propriedades químicas dos solos. Solos mais argilosos e com maiores teores de matéria orgânica apresentam mais cargas elétricas, principalmente negativas (representadas pela CTC). Essas frações coloidais apresentam grupos hidroxilados de superfície que, quando desprotonados, formam essas cargas negativas. No sentido inverso, algumas hidroxilas podem protonar ao ponto de propiciar a formação de cargas positivas, aumentando a CTA. A CTC e a CTA são responsáveis pelo tamponamento de nutrientes essenciais às plantas no solo e pela retenção de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs) e poluentes orgânicos (MELO; LIMA, 2007).

A fase sólida do solo é mantida em equilíbrio com a fase líquida, ou seja, com a solução do solo. Nesta, além da água, estão dissolvidos os nutrientes disponíveis para absorção pelas plantas (NO_3^-, NH_4^+, $H_2PO_4^-$, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, SO_4^- e micronutrientes), que, por sua vez, são tamponados pelos nutrientes adsorvidos à CTC e CTA. Adicionalmente, elementos tóxicos às plantas, como o Al^{3+}, e íons que determinam o Potencial Hidrogeniônico (pH) do solo, como o H^+ e OH^-, estão presentes na solução do solo, em equilíbrio dinâmico com a fase sólida. O nível dessas relações determina a fertilidade do solo e seu potencial em fornecer nutrientes e sustentar a vida vegetal.

As avaliações da fertilidade do rejeito foram confrontadas, neste estudo, com solos de controle e linha-base para verificar e mensurar os impactos ao ambiente após o rompimento da barragem de Fundão.

Os contaminantes, como EPTs (As, Pb, Cd etc.), podem ser encontrados de forma natural nos solos (intemperismo do material de origem) ou adicionados por atividade antrópica (mineração, agricultura, indústrias etc.). Esses elementos podem apresentar toxicidade aos seres vivos, dependendo de sua concentração e biodisponibilidade. Além disso, podem se acumular ao longo da cadeia trófica, em um processo conhecido como biomagnificação.

As formas de EPTs no solo apresentam diferentes graus de risco aos seres vivos, de acordo com sua disponibilidade para serem absorvidas. As frações de EPTs lançadas ao solo por atividades antrópicas são, de forma geral, mais móveis e deletérias ao meio ambiente. A energia de retenção desses elementos no solo pode ser variável. Em alguns casos, ocorrem reações que não envolvem cargas e o resultado é a formação de complexos de maior estabilidade (ditos complexos de esfera interna) entre os EPTs e os argilominerais do solo e a MOS, o que reduz a disponibilidade ambiental de As, Cu, Zn e Pb, por exemplo. Nesse sentido, o solo atua como um purificador de contaminantes, pois possui a capacidade de reter fortemente esses contaminantes, mantendo-os indisponíveis aos seres vivos.

O rejeito liberado pela ruptura da barragem de Fundão e posteriormente depositado sobre os solos das áreas ciliares, principalmente ao longo dos tributários do rio Doce, é composto por rejeitos de minério de Fe, partículas de solo e fragmentos de rocha (SILVA et al., 2006). Além do itabirito (rocha contendo o minério de Fe), fragmentos de filito, gnaisse e quartzito também podem estar presentes no material.

O material geológico da região é conhecido por apresentar uma rica composição química de elementos, principalmente em Fe e Mn, e eventualmente em EPTs, como o As. Ademais, a região de Mariana é frequentemente associada ao uso indiscriminado de Hg durante a histórica exploração e beneficiamento do ouro. Portanto, além dessa possível fonte de contaminação do ambiente, a própria mineração do Fe pela Samarco ocasiona a separação e exportação do Fe e, consequentemente, a concentração dos demais elementos no rejeito destinado às barragens. Nesse sentido, houve uma grande preocupação em relação à contaminação por EPTs do ambiente, incluindo o solo, após o rompimento da barragem de Fundão e a deposição do material nas planícies aluvionares.

2.1.1 OBJETIVOS

O objetivo geral deste relatório é avaliar preliminarmente os possíveis danos ocasionados ao solo natural das regiões em que ocorreu a deposição de rejeitos após o rompimento da barragem de Fundão, a partir de informações obtidas em campo pela equipe técnica e de valores de linha-base previamente estabelecidos.

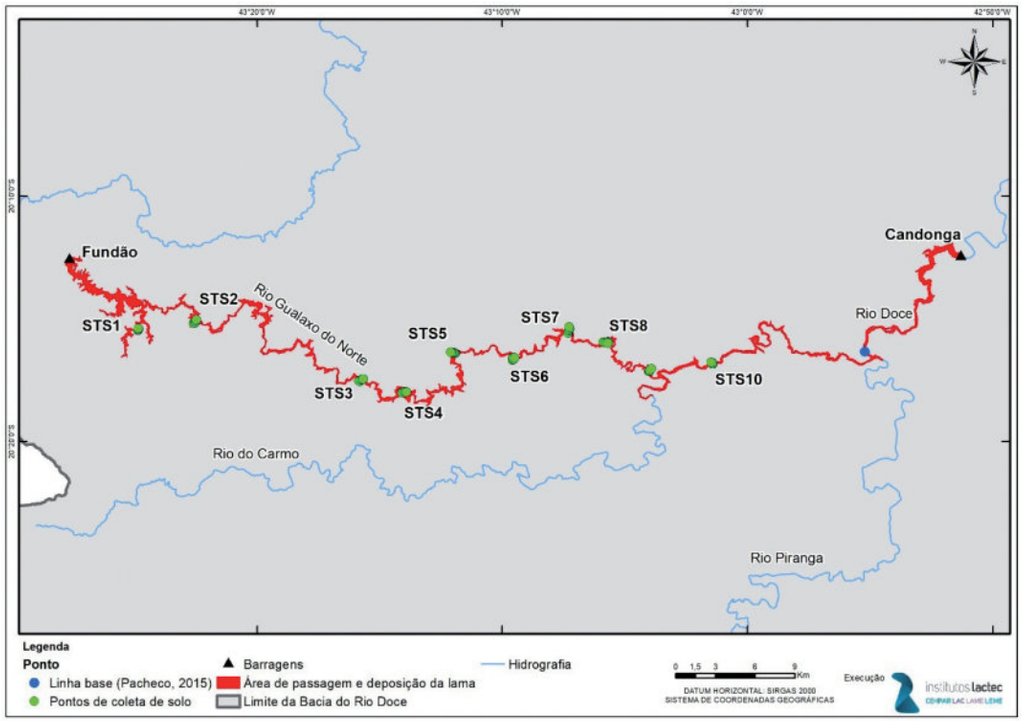
Os objetivos específicos são:

1) Avaliar se é possível diferenciar o rejeito depositado do solo natural a partir de avaliações visuais, táteis e de laboratório.
2) Avaliar a mineralogia predominante do rejeito, para verificar se difere do solo natural.
3) Determinar a granulometria do rejeito, a fim de avaliar se houve alteração na textura em decorrência da sobreposição do material ao solo natural da região.
4) Avaliar a fertilidade do rejeito, para inferir se sua capacidade de suporte nutricional às plantas foi alterada em relação ao solo natural.
5) Analisar se o rejeito apresenta EPTs em sua composição, assim como determinar a biodisponibilidade desses elementos e se os teores estão em conformidade com a legislação ambiental.
6) Calcular o fator de contaminação e o índice de geoacumulação de EPTs no rejeito em relação ao solo natural da região.

2.1.2 ÁREA DE ABRANGÊNCIA

A área de abrangência para avaliação preliminar de danos do estudo de solos está baseada na Área de Passagem e Deposição da Lama (APDL), que compreende a barragem de Fundão e a barragem da UHE Risoleta Neves, onde houve extravasamento do rejeito da calha do rio Doce e seus tributários (rio Gualaxo do Norte e rio do Carmo) em uma área de aproximadamente 2.386 ha, soterrando os solos de várzea naturais da região (Figura 1, área destacada em vermelho).

Figura 1 – Área de abrangência do estudo (baseada na APDL) e localização das seções amostradas em solo



2.1.3 METODOLOGIA

Para melhor entendimento dos possíveis danos causados aos solos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, os parâmetros foram discutidos de acordo com a morfologia, granulometria, fertilidade, EPTs e mineralogia dos solos e do rejeito. Todos os parâmetros foram comparados com a linha-base previamente estabelecida, que será detalhada a seguir. No caso de não haver dados de linha-base para determinado parâmetro, as devidas discussões e comparações foram feitas com os pontos de controle coletados pelo Lactec, ou seja, solos de terras altas próximos às áreas afetadas e que não sofreram deposição e não tiveram contato com os rejeitos. O objetivo dessas comparações é representar as características dos solos naturais da região anteriormente ao desastre.

A partir de uma extensa análise apresentada no Relatório de Linha-Base, os parâmetros químicos, físicos e mineralógicos que melhor representam os solos de várzea anteriormente ao desastre foram considerados os apresentados por Pacheco (2015). O autor caracteriza perfis de solo e sedimentos da bacia do rio Doce anteriormente ao rompimento da barragem, contemplando um perfil completo de

neossolo flúvico Ta distrófico típico dentro da área de abrangência deste estudo, estando esse ponto localizado no rio Doce, logo após a foz do rio do Carmo com o rio Piranga (Figura 1).

Apesar de incluir somente um ponto dentro da área de abrangência (quatro amostras até profundidade de 40 cm), os resultados apresentados por Pacheco (2015) são os mais próximos às condições naturais dos solos de várzea, tendo sido, portanto, escolhidos por melhor representarem tecnicamente a linha-base de comparação com os dados pós-desastre. Salienta-se que, mesmo que existam pontos de controle obtidos próximos à APDL (mas em terras altas), não são considerados solos de várzea, pois foram soterrados durante o evento ocorrido no dia 5 de novembro de 2015, não havendo outros pontos tão representativos quanto o trabalho executado por Pacheco (2015), meses antes do desastre.

Devido às metodologias escolhidas pelo autor, não foram obtidos alguns parâmetros de linha-base, para os quais as comparações serão inevitavelmente realizadas a partir dos pontos de controle coletados pelo Lactec. Os pontos de controle das terras altas são as fontes de sedimentos para formação dos futuros solos de várzea; dessa forma, esses solos também são importantes do ponto de vista de comparação, uma vez que contribuirão para análise de cenários futuros. Em uma escala de preferência de representação de solo natural, tem-se o perfil de solo de várzea estudado por Pacheco (2015) e, depois, os dados dos solos de terras altas determinados pelo Lactec.

Os parâmetros avaliados no pós-desastre ainda foram comparados a partir da conformidade ou inconformidade com a legislação ambiental (valores de referência de qualidade para solos do estado de Minas Gerais e para a bacia do rio Doce em relação aos teores pseudototais de EPTs, em que foram selecionados os dados do percentil 75, conforme recomendação da Resolução CONAMA nº 420/2009) e de acordo com manuais de interpretação dos níveis de fertilidade (RIBEIRO et al., 1999) e de escala granulométrica (SBCS, 2016) para o solo e rejeito.

Portanto, o diagnóstico parcial foi realizado a partir das comparações descritas na Tabela 1 e os parâmetros de linha-base selecionados estão apresentados de forma resumida no Apêndice A.

Tabela 1 – Parâmetros avaliados para o diagnóstico de danos nos solos da bacia do rio Doce e seus tributários causados pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana/MG, e indicadores de comparação da condição pré-desastre (linha-base), solo de controle (terras altas) e conformidade com as normas de qualidade ambiental e agrícola de solos (legislação/manual)

Análise	Parâmetro	Comparação		
		Linha-base	Solos de controle	Legislação/manual
EPTs	Pseudototal (Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mo, Mn, Ni, Pb, Se, V e Zn)	Pacheco (2015)	Lactec	Guevara et al. (2018) Minas Gerais (2011)
	Pseudototal (Ag, Sb e Sr)	ND[1]	Lactec	
	Mehlich-1 (As, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn)	ND	Lactec	ND
	HNO_3 (Al, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb, V e Zn)	ND	Lactec	ND
	DCB (Al, Ba, Cd, Cr, Fe, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, V e Zn)	ND	Lactec	ND
Fertilidade	pH, H+Al, Al, Ca, Mg, K, P, carbono, SB, CTC, CTC_{pot}, m%, V%.	Pacheco (2015)	Lactec	Ribeiro, Guimarães e Alvarez (1999)

Análise	Parâmetro	Comparação		
		Linha-base	Solos de controle	Legislação/manual
Mineralogia	Difratometria de raio-X	Pacheco (2015)	Lactec	ND
Granulometria	Argila, silte, areia fina e areia grossa	Pacheco (2015)	Lactec	SBCS (2016)

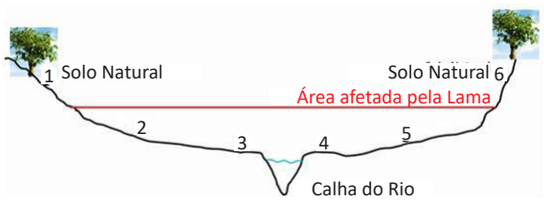
Nota: [1]ND = não disponível.

2.1.3.1 Pontos de amostragem

A coleta do rejeito depositado e dos pontos de controle foi idealizada em dez seções transversais à calha do rio, dentro da área de abrangência supracitada. A partir de uma análise da geologia (litologia) e da classe e manejo do solo dentro da APDL (ambas elaboradas pelo Lactec), além da acessibilidade aos pontos das regiões com maior deposição de sedimentos (em termos de área) e de trabalhos realizados anteriormente (CH2M, 2017; GOLDER ASSOCIATES, 2016), foram selecionadas e amostradas dez seções entre a barragem de Fundão e a barragem da UHE Risoleta Neves (Figura 1). Essa avaliação ocorreu durante os dias 17 e 24 de fevereiro de 2018.

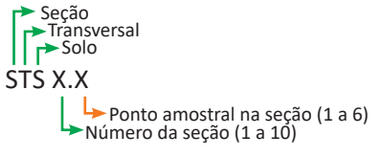
Em cada seção, foram amostrados seis pontos, de forma a obter informações na parte não afetada pelo rejeito (pontos de controle, representados por solos de terras altas – pontos 1 e 6 da Figura 2) e nas áreas afetadas pela deposição de rejeitos da barragem de Fundão, tanto na margem esquerda quanto na margem direita do rio (pontos 2, 3, 4 e 5 da Figura 2).

Figura 2 – Representação esquemática dos pontos de amostragem dentro de cada seção transversal, evidenciando a coleta de amostras nas margens, em pontos de controle dentro de cada seção



As seções foram denominadas STSX.X, em que STS significa Seção Transversal de solo, o primeiro X representa o número da seção analisada e o último identifica o ponto selecionado dentro de cada seção, variando de 1 a 6 (os pontos 1 e 6 representando os pontos de controle e os demais, a região de depósito dos rejeitos afetada pela lama) (Figura 3). O número seguiu a ordem crescente, indo de montante a jusante, ou seja, de Fundão à Candonga, em Barra Longa.

Figura 3 – Nomenclatura e denominação das seções transversais de solo



A única seção em que não foram amostrados os seis pontos foi a de número 10, devido à limitação de área com rejeitos. Nessas condições adversas, foram coletados apenas três pontos nas áreas contendo rejeito, dois na margem direita e um na margem esquerda do rio.

Foram amostradas as camadas 0-20 e 20-40 cm de solo ou rejeito, quando possível. Para cada profundidade, foram tomadas de três a cinco amostras simples ao redor da coordenada central do ponto (raio de 2 m), no formato de uma cruz (FEAM, 2013). As amostras simples foram colocadas em sacos plásticos e misturadas para compor a amostra composta (SANTOS et al., 2015). A combinação de seções, pontos e profundidades resultou na coleta de 137 amostras compostas de solo e rejeito.

2.1.3.2 Análises laboratoriais

Todas as análises foram realizadas nos Laboratórios de Química e Fertilidade do Solo, Física do Solo, Mineralogia do Solo e Nutrição de Plantas do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná (UFPR). A seguir, serão detalhadas as análises, conforme sua especificidade.

2.1.3.2.1 Morfologia

Foi realizada análise morfológica para avaliar as características do solo natural e das amostras de rejeito, conduzida de acordo com Santos et al. (2015). A consistência das amostras de solo foi determinada no estágio molhado, avaliando seu grau de pegajosidade. A cor foi determinada no estado úmido, usando o padrão internacional de cores de Münsell (MUNSELL SOIL COLOR COMPANY, 1975). Tal análise ocorreu em laboratório.

A cor das amostras apresenta três componentes: (i) matiz – proporção entre vermelho (expresso pela hematita) e amarelo (expresso pela goethita) na amostra, com a seguinte sequência de matizes da cor mais vermelha para a cor mais amarela: 5R, 7,5R, 10R, 2,5YR, 5YR, 7,5YR, 10YR, 2,5Y, 5Y, 7,5Y; (ii) valor – diz respeito à proporção do claro e escuro na cor (quanto menor é o valor, mais escura é a cor e vice-versa); (iii) croma – trata da intensidade da cor ou maior expressão da matiz ou valor na cor. Em valores de croma mais elevados, identificam-se mais nitidamente as cores vermelha e amarela e, em valores mais baixos, definem-se cores mais escuras. O sistema Münsell de cores adota a seguinte notação: matiz valor/croma; por exemplo, 10R 3/2: cor vermelha, típica de horizonte A mais escuro pela elevada ocorrência de matéria orgânica. Quanto menores são os teores de matéria orgânica, maiores são os valores para os parâmetros de valor e croma.

2.1.3.2.2 Mineralogia

Foram selecionadas amostras de solo de controle e de rejeito de cada seção para análise mineralógica, sendo esta realizada por Difratometria de Raio-X (DRX). Para cada seção, foram selecionados dois pontos de solo de controle e dois pontos de rejeito, com exceção das seções STS5, STS6 e STS7, em que foram analisados uma camada adicional de solo de cobertura, amostra de rocha e solo de cobertura, respectivamente. Foram moídas 0,3 g de amostras de solo e rejeito e passadas em peneira de malha de 0,2 mm. Os padrões de pico (amostras em pó) foram obtidos no aparelho Panalytical X´Pert3, com velocidade de 0,42 °2θ s^{-1}, e analisados na faixa de 3 a 70 °2θ. O difratômetro foi equipado com filtro de Ni, monocromador de grafite e radiação CuKα, sendo operado a 40 kV e 40 mA. Adicionalmente, analisou-se

a fração magnética de quatro amostras selecionadas (STS9.3 e 9.4, nas camadas 0-20 e 20-40 cm), que foram separadas da fração areia do rejeito por um ímã de bolso, de forma a obter os difratogramas nas mesmas condições já descritas. Destaca-se que, na fração magnética de areia, também foram determinados os teores pseudototais de EPTs (detalhes dos métodos apresentados posteriormente).

Para expressar os teores dos elementos formadores de minerais dos solos e rejeito, tomaram-se os teores pseudototais de Si, Fe e Al extraídos pelo método EPA 3051 (detalhes dos métodos apresentados posteriormente). Na sequência, os teores de Fe_2O_3, SiO_2 e Al_2O_3 foram calculados a partir das relações molares entre esses elementos.

2.1.3.2.3 Granulometria

A análise granulométrica foi realizada pelo método do densímetro (EMBRAPA, 1997). Após agitação com dispersante NaOH 0,2 mol L^{-1} por 4h, a suspensão foi passada em peneira de malha de 0,053 mm para retenção da fração areia. As frações silte e argila foram separadas com base na sedimentação diferencial, em função do diâmetro das partículas. A fração areia foi subdividida em areia grossa e fina usando jogo de peneiras. A escala de tamanho adotada para divisão das frações seguiu os limites estabelecidos pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS), a saber: areia grossa – 0,2 a 2 mm; areia fina – 0,05 a 0,2 mm; silte – 0,002 a 0,05 mm; e argila < 0,002 mm.

2.1.3.2.4 Fertilidade

As análises de fertilidade foram realizadas de acordo com o método da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1997). O pH foi determinado com potenciômetro em uma suspensão de solo preparada na relação 1:2,5 (m/v) em água, KCl 1 mol L^{-1} ou $CaCl_2$ 0,01 mol L^{-1}, após 1 min de agitação e 1h de repouso.

Na mesma amostra utilizada para determinação do pH em $CaCl_2$, foram adicionados 5 mL de solução SMP, seguidos de agitação por 15 min e repouso por uma noite. No dia seguinte, a suspensão foi novamente agitada e deixada em repouso por 40 min para posterior leitura.

A determinação dos cátions trocáveis em solução extratora de KCl 1 mol L^{-1} (relação solo:solução de 1:10) foi feita por titulação alcalimétrica no caso do Al^{3+} e por leitura em espectroscopia de absorção atômica para Ca^{2+} e Mg^{2+}.

Foram determinados os teores trocáveis de K^+, Mn^{2+}, Cu^{2+}, Zn^{2+} e Fe e teores disponíveis de P a partir de uma extração com solução de Mehlich-1 (H_2SO_4 0,0125 mol L^{-1} e HCl 0,050 mol L^{-1}) (relação solo:solução de 1:10). A quantificação de K^+ foi feita por espectroscopia de emissão de chama e de P, Mn^{2+}, Cu^{2+}, Zn^{2+} e Fe, por espectroscopia de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES, Varian 720-ES®).

A determinação do teor de Carbono Orgânico (CO) ocorreu via colorimetria do íon Cr^{+3} formado na reação de oxidação da matéria orgânica e redução do dicromato.

A partir da determinação dos parâmetros supracitados, foram realizados os seguintes cálculos:

- Soma de Bases (SB) = Ca^{2+} +Mg^{2+} + K^+.
- CTC pH do solo ou CTC efetiva (t) = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+ + Al^{3+}.

- CTC pH 7,0 (T) = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+} + (H + Al).
- Saturação por Al^{3+} (m) = (Al^{3+} / CTC efetiva) x 100.
- Saturação por bases (V) = (SB / CTC pH 7,0) x 100.
- Delta pH = pH KCl - pH H_2O.

2.1.3.2.5 EPTs

Foram determinados os teores pseudototais, redutíveis (extraídos por Ditionito-Citrato-Bicarbonato – DCB), não trocáveis (extraídos por HNO_3) e trocáveis (extraídos por solução Mehlich-1) nas amostras de rejeito e solo de controle, conforme as metodologias a seguir.

Procedimentos padrões nas análises

Para todas as extrações sequenciais, os passos comuns foram: (i) todas as soluções de extração e frascos volumétricos foram preenchidos com água ultrapura (18,2 MΩ cm^{-1} a 25 °C - Millipore Direct-Q System) e ácidos de alta pureza foram utilizados nas análises (Merck PA); (ii) antes da extração, as amostras foram secas por 24h em estufa a 40 °C, moídas e peneiradas a 0,2 mm para melhorar a eficiência das extrações; (iii) os extratos foram obtidos por centrifugação (3.000 rpm por 10 min) e todos os extratos foram filtrados em papel de filtro lento (MachereyNagel®); (iv) os teores de EPTs foram determinados por espectroscopia de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES).

Teor pseudototal

Alíquotas de 0,5 g de amostras foram transferidas para tubos de teflon na presença de 9 mL de HNO_3 concentrado e 3 mL de HCl concentrado. Os tubos foram selados e mantidos em um forno de micro-ondas (MarsXpress 6, CEM) por 8 min e 40 s para aumentar a temperatura para 175 °C; essa temperatura foi mantida por um período adicional de 4 min e 30 s (USEPA, 2007).

Teor redutível

Amostras de rejeito e de solo de controle foram tratadas com DCB (MEHRA; JACKSON, 1960) para remoção dos óxidos de Fe pedogenéticos (cristalinos + amorfo). Em tubos de centrífuga, foram adicionados 2,5 g de amostra pré-secada em estufa (peso inicial), 40 mL de citrato de sódio 0,3 mol L^{-1}, 5 mL de bicarbonato de sódio 1,0 mol L^{-1} e 1 g de ditionito de sódio em pó. A mistura foi mantida em banho-maria por 30 min a 70 °C e, após os 15 min iniciais, adicionou-se outra porção de 1 g de ditionito de sódio. Durante todo o tempo de extração, agitações periódicas foram feitas, utilizando um bastão de vidro para cada amostra. Foram realizadas seis extrações sucessivas em todas as amostras. Após as extrações, a suspensão foi centrifugada e os extratos, acondicionados num mesmo frasco para cada amostra.

Teor não trocável

Este é um método de extração mais suave que o EPA 3051, em que 0,5 g de cada amostra foi transferido para tubos de teflon na presença de 5 mL de HNO_3 1 mol L^{-1} (MELO et al., 2016). Os tubos foram selados e mantidos em um forno de micro-ondas (MarsXpress 6, CEM) por 5 min e 30 s, quando a temperatura atingiu 100 °C. Essa temperatura foi então mantida por um período adicional de 4 min e 30 s.

Teor trocável

Agitaram-se 10 g de amostra por 10 min com 100 mL de solução de Mehlich-1 (H_2SO_4 0,0125 mol L^{-1} e HCl 0,050 mol L^{-1}). Os EPTs foram posteriormente quantificados no extrato após a filtragem da suspensão.

Cálculo dos indicadores de contaminação

A avaliação da contaminação de EPTs no rejeito foi realizada empregando o Fator de Contaminação (FC) e o Índice de Geoacumulação (Igeo). O FC permite avaliar o grau de influência antrópica no ambiente em relação aos processos naturais (HAKANSON, 1980), assim como o Igeo, que possibilita avaliar a contaminação ambiental por EPTs, conforme determinado por Müller (1969). Os indicadores foram calculados para os EPTs pseudototais do rejeito (camadas 0-20 e 20-40 cm) e comparados em relação aos pontos de controle (mediana das camadas 0-20 e 20-40 cm) e à linha-base deste trabalho (mediana da camada 0-40 cm), conforme descrição anterior (seção 2.1.3.1).

O FC foi calculado conforme Hakanson (1980), de acordo com a Equação 1.

$$FC = \left(\frac{EPTs_{am}}{EPTs_{bg}} \right) \qquad (1)$$

Em que:

$EPTs_{am}$ = teores pseudototais do rejeito.

$EPTs_{bg}$ = teores pseudototais do solo natural.

Os FCs foram interpretados de acordo com o sugerido por Hakanson (1980), em que valor menor que 1: sem contaminação; 1 a 3: contaminação moderada; 3 a 6: contaminação considerável; e maior que 6: alta contaminação.

O Igeo foi calculado conforme Müller (1969), de acordo com a Equação 2.

$$IGEO = \log_2 \left(\frac{EPTs_{am}}{1{,}5\ EPTs_{bg}} \right) \qquad (2)$$

Em que:

$EPTs_{am}$ = teores pseudototais do rejeito.

$EPTs_{bg}$ = teores pseudototais do solo natural.

Os Igeos foram interpretados conforme as classes propostas por Müller (1969), em que valor menor que 0: não poluído; 0 a 1: não poluído a poluído; 1 a 2: moderadamente poluído; 2 a 3: moderada a fortemente poluído; 3 a 4: fortemente poluído; 4 a 5: forte a extremamente poluído; e maior que 5: extremamente poluído.

2.1.3.3 Estatística

A estatística descritiva dos dados foi realizada pelo *software* Sigmaplot 12.0®, em que os valores medianos e os quartis (25% e 75%) foram representados na forma de *boxplots*. É importante ressaltar que, devido ao fato de o Sigmaplot utilizar o método Cleveland para calcular os percentis, não é possível determinar a presença de *outliers* (por definição), mas, sim, de pontos discrepantes ou fora da distribuição.

2.1.3.4 Qualidade analítica das análises laboratoriais

Os laboratórios do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da UFPR fazem parte da Comissão Estadual de Laboratórios de Análises Agronômicas (CELA-PR), entidade científica sem fins lucrativos que mantém um cadastro dos laboratórios do estado e atesta sua qualidade, distribuindo quatro remessas de solos por ano, contendo seis amostras por remessa. Dessa forma, os laboratórios analisam 24 amostras de solo e, no fim de cada ano, a CELA-PR emite um certificado de participação contendo a nota e o conceito do laboratório (maior que 95%: excelente; de 85% a 95%: muito bom; de 75% a 85%: bom; e menor que 75%: regular). Os laboratórios com nota superior a 85% recebem um selo de qualidade em análises químicas de solos. O Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da UFPR recebe esse selo de qualidade da CELA-PR anualmente, atestando a qualidade de suas análises de solo/rejeito.

Os Limites de Detecção (LD) e de Quantificação (LQ) (Tabela 2) do ICP-OES foram determinados com base na média de três curvas analíticas feitas com o padrão multielementar SPECSOL – padrão ICP para cada EPT nas seguintes concentrações em mg L^{-1}: 0,02; 0,04; 0,06; 0,08; 0,1; 0,5; 1,0; e 2,0. Os valores de LD e LQ foram calculados usando as seguintes equações: LD = (3 x DP) / IC e LQ = (10 x DP) / IC, sendo DP o desvio padrão do intercepto (coeficiente linear) em razão das três curvas analíticas e IC a média da inclinação (coeficiente angular) das três curvas analíticas.

Respeitando esses limites, houve sinal analítico para todos os EPTs avaliados apenas para a extração pseudototal (EPA 3051), ao passo que, para as demais extrações (trocável, não trocável e redutível), as leituras de alguns elementos nos extratos ficaram abaixo do LD.

Tabela 2 – LD e LQ calculados para os EPTs determinados em solo e rejeito (mg L-1)

	Al	**As**	**Ba**	**Cd**	**Cr**	**Cu**	**Fe**
LD	0,001	0,01	0,001	0,002	0,004	0,01	0,002
LQ	0,01	0,04	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01
	Mn	**Mo**	**Ni**	**Pb**	**Sb**	**V**	**Zn**
LD	0,002	0,004	0,01	0,001	0,002	0,003	0,003
LQ	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01

A precisão e acurácia das determinações dos teores pseudototais dos EPTs foram verificadas, ainda, a partir de amostras de referência padrão SRM 2709a *San Joaquin Soil* (*Baseline Trace Element Concentrations*) do National Institute of Standards and Technology (NIST, 2010). Comparando os valores médios de recuperação obtidos neste trabalho com os valores médios de recuperação de outros trabalhos compilados pelo NIST (2010), há as seguintes variações: Zn (89% neste estudo *vs.* 77% NIST); As (99% *vs.* 74%); Pb (93% *vs.* 53%); Cr (96% *vs.* 41%); V (84% *vs.* 44%); Cu (85% *vs.* 81%); Ni (75% *vs.* 77%); Cd (95% *vs.* 110%); Mn (125% *vs.* 130%) e Sb (70% *vs.* 75%), consideradas recuperações satisfatórias.

2.1.4 RESULTADOS

2.1.4.1 Morfologia

As cores das amostras tornam a separação entre solos de controle e rejeito muito evidente (Figura 4). A matiz das amostras de rejeito (posições 2 a 5 das seções) foi mais avermelhada, variando de 10R (*red*: vermelho) a 7,5R. Já a matiz dos solos de controle (pontos 1 e 6 das seções) foi mais amarelada e variou de 2,5YR (*yellow-red*: amarelo-avermelhado) a 10YR. A cor vermelha mais intensa das amostras de rejeito deveu-se à maior abundância de hematita. O itabirito usado na mineração de Fe apresenta altos teores de hematita, sendo parte transferida para o rejeito. Já os solos de controle apresentaram maiores teores de goethita. Esse outro óxido de Fe pedogenético reflete a luz visível na faixa do amarelo. Quando se teve a mistura de solo e rejeito, as cores variaram de 10R a 7,5YR, ou seja, quando a mistura tinha mais o componente rejeito, a cor foi mais avermelhada (10R) e, quando a mistura foi mais influenciada pelo solo, a matiz ficou mais amarelada (5YR e 7,5YR). Essa mistura mais favorável à ocorrência de solo foi evidente nas amostras STS7.4 e STS7.45 (Figura 4).

Dessa forma, a cor é uma característica morfológica de fácil determinação no campo e pode ser usada para separar deposições de rejeito. Essa determinação é ainda mais favorecida, pois admite-se como padrão que a cor deve ser determinada no estágio de solo úmido, situação mais comum em condições de campo. A padronização do estágio de umidade para determinar a cor é muito importante, pois essa característica morfológica é muito variável com o teor de água da amostra (Figura 5). Quanto maior é a umidade da amostra, mais escura é a cor e menores são os valores dos parâmetros de valor e croma. Com relação aos componentes valor e croma da cor, os solos de controle apresentaram os menores valores em superfície. Os valores e cromas diminuem em profundidade, pois as cores ficam mais claras, devido aos menores teores de matéria orgânica nessas posições.

Figura 4 – Cores das amostras de solo e rejeito nas dez seções transversais amostradas. As fotos foram retiradas de amostras secas, mas a determinação das cores com base na carta de Münsell foi tomada em amostras úmidas

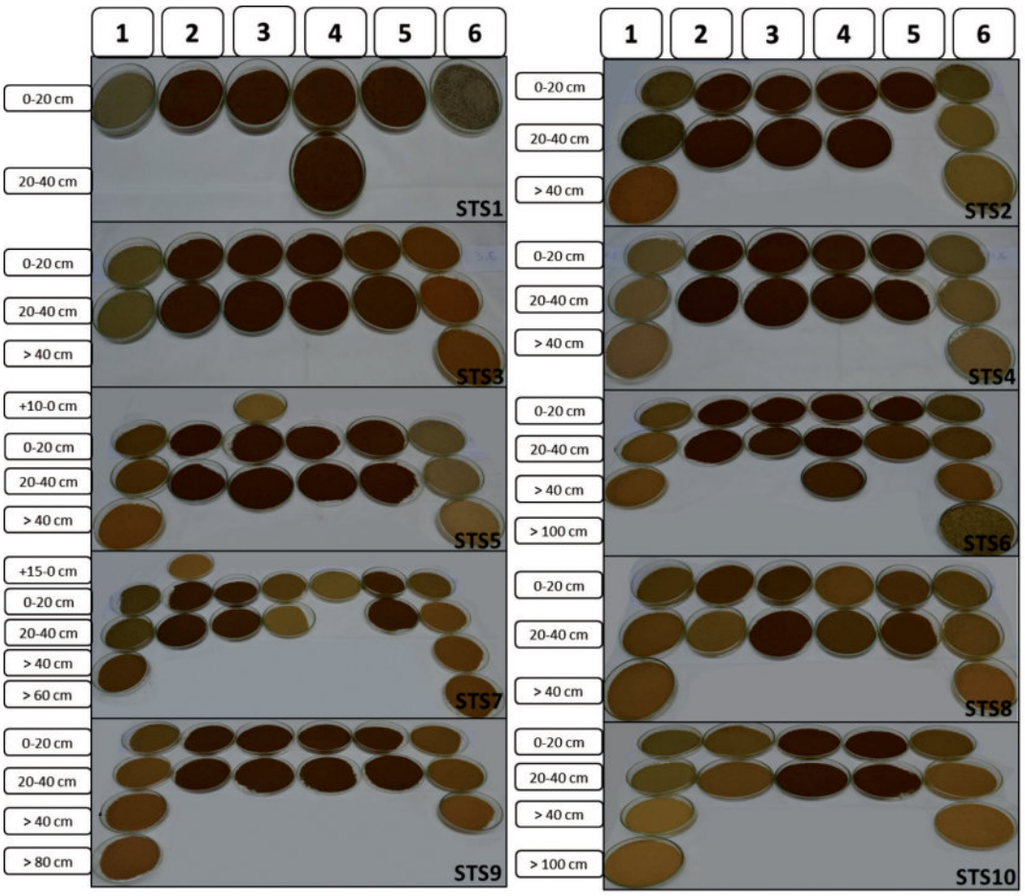


Figura 5 – Variações na cor do rejeito em função da umidade da amostra



Outro aspecto fácil para separar as amostras de rejeito das demais é sua baixa pegajosidade quando manuseadas no estágio de umidade molhado. Todas as amostras de rejeito foram classificadas como “ligeiramente pegajoso” (Tabela 3), enquanto as de mistura solo/rejeito e as de solo de controle apresentaram grau mais elevado de pegajosidade, com classificação de “pegajoso” a “muito pegajoso”. O que reduziu a pegajosidade dos rejeitos foram os menores teores de argila e a menor atividade dos minerais dessa fração (menor CTC).

Tabela 3 – Matiz, valor e croma que compõem as cores do solo e do rejeito e característica morfológica (consistência molhada: pegajosidade) do solo e do rejeito nas dez seções transversais amostradas

	1.1	**1.2**	**1.3**	**1.4**	**1.5**	**1.6**
0-20 cm	2,5YR 6/6 Pegajoso	10R 5/4 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/2 Ligeiramente pegajoso	7,5R 6/4 Ligeiramente pegajoso	7,5R 5/4 Ligeiramente pegajoso	2,5YR 8/2 Pegajoso
20-40 cm				7,5R 5/4 Ligeiramente pegajoso		
	2.1	**2.2**	**2.3**	**2.4**	**2.5**	**2.6**
0-20 cm	10YR 6/4 Pegajoso	7,5R 4/4 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/3 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/4 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/4 Ligeiramente pegajoso	7,5YR 5/4 Pegajoso
20-40 cm	10YR 6/4 Pegajoso	7,5R 5/3 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/3 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/3 Ligeiramente pegajoso		10YR 6/6 Pegajoso
> 40 cm	2,5YR 6/8 Muito pegajoso					10YR 5/6 Pegajoso
	3.1	**3.2**	**3.3**	**3.4**	**3.5**	**3.6**
0-20 cm	10YR 7/8 Pegajoso	10R 4/4 Ligeiramente pegajoso	10R 4/3 Ligeiramente pegajoso	10R 4/4 Ligeiramente pegajoso	10R 5/6 Ligeiramente pegajoso	2,5YR 5/6 Pegajoso
20-40 cm	10YR 5/6 Pegajoso	10R 4/3 Ligeiramente pegajoso	10R 4/4 Ligeiramente pegajoso	10R 4/3 Ligeiramente pegajoso	10R 6/6 Ligeiramente pegajoso	5YR 5/6 Pegajoso
> 40 cm						2,5YR 5/8 Muito pegajoso
	4.1	**4.2**	**4.3**	**4.4**	**4.5**	**4.6**
0-20 cm	10YR 6/6 Muito pegajoso	7,5R 4/4 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/4 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/4 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/4 Ligeiramente pegajoso	10YR 6/6 Pegajoso
20-40 cm	7,5YR 6/6 Muito pegajoso	7,5R 4/4 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/4 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/4 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/4 Ligeiramente pegajoso	7,5YR 6/6 Pegajoso
> 40 cm	7,5YR 6/8 Pegajoso					2,5YR 6/8 Muito pegajoso

	5.1	5.2	5.3	5.4	5.5	5.6
+10-0 cm			10YR 6/6 Pegajoso			
0-20 cm	10YR 6/6 Pegajoso	7,5R 4/3 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/3 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/4 Ligeiramente pegajoso	7,5R 5/4 Ligeiramente pegajoso	10YR 6/6 Pegajoso
20-40 cm	10YR 6/6 Pegajoso	7,5R 4/3 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/3 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/3 Ligeiramente pegajoso	10R 4/4 Ligeiramente pegajoso	10YR 7/8 Pegajoso
> 40 cm	2,5YR 6/8 Muito pegajoso					7,5YR 6/6 Muito pegajoso
	6.1	**6.2**	**6.3**	**6.4**	**6.5**	**6.6**
0-20 cm	10YR 6/6 Pegajoso	7,5R 4/3 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/3 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/3 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/3 Ligeiramente pegajoso	10YR 3/4 Pegajoso
20-40 cm	7,5YR 5/8 Pegajoso	7,5R 4/3 Ligeiramente pegajoso	7,5R 4/3 Ligeiramente pegajoso	10R 4/3 Ligeiramente pegajoso	*5YR 5/6 Ligeiramente pegajoso	7,5YR 6/6 Pegajoso
> 40 cm	5YR 5/8 Pegajoso			*2,5YR 4/4 Ligeiramente pegajoso		5YR 4/6 Pegajoso
> 100 cm						**10YR 5/4 Não pegajoso
	7.1	**7.2**	**7.3**	**7.4**	**7.45**	**7.5**	**7.6**
+15-0 cm		5YR 3/4 Muito pegajoso					
0-20 cm	10YR 4/4 Pegajoso	7,5R 3/4 Ligeiramente pegajoso	7,5R 5/6 Ligeiramente pegajoso	5YR 7/8 Pegajoso	7,5YR 6/6 Muito pegajoso	10R 4/6 Ligeiramente pegajoso	7,5R 5/6 Pegajoso
20-40 cm	10YR 5/4 Pegajoso	7,5R 3/4 Ligeiramente pegajoso	7,5R 3/3 Ligeiramente pegajoso	5YR 7/8 Pegajoso		7,5R 3/3 Ligeiramente pegajoso	5YR 5/6 Muito pegajoso
> 40 cm	5YR 4/6 Pegajoso						2,5YR 4/6 Muito pegajoso
> 60 cm							2,5YR 5/9 Muito pegajoso

	8.1	8.2	8.3	8.4	8.5	8.6
0-20 cm	5YR 5/6 Pegajoso	10R 4/4 Pegajoso	7,5R 4/4 Ligeiramente pegajoso	5YR 5/8 Pegajoso	2,5YR 4/3 Ligeiramente pegajoso	7,5YR 5/4 Pegajoso
20-40 cm	5YR 5/6 Pegajoso	7,5YR 7/8 Muito pegajoso	7,5R 3/3 Ligeiramente pegajoso	5YR 3/4 Não pegajoso	10R 4/3 Ligeiramente pegajoso	7,5YR 5/6 Pegajoso
> 40 cm	2,5YR 5/8 Pegajoso					5YR 5/8 Pegajoso
	9.1	**9.2**	**9.3**	**9.4**	**9.5**	**9.6**
0-20 cm	2,5YR 4/4 Pegajoso	7,5R 3/3 Ligeiramente pegajoso	7,5R 3/4 Ligeiramente pegajoso	7,5R 3/4 Ligeiramente pegajoso	10R 3/4 Ligeiramente pegajoso	2,5YR 4/6 Muito pegajoso
20-40 cm	2,5YR 4/6 Muito pegajoso	7,5R 3/4 Ligeiramente pegajoso	7,5R 3/4 Ligeiramente pegajoso	10R 3/4 Ligeiramente pegajoso	10R 3/4 Ligeiramente pegajoso	2,5YR 5/6 Pegajoso
40-80 cm	2,5YR 4/6 Pegajoso					2,5YR 5/8 Pegajoso
> 80 cm	2,5YR 4/6 Pegajoso					

	10.1	10.2	10.3	10.4	10.5
0-20 cm	7,5YR 3/3 Pegajoso	7,5YR 4/3 Pegajoso	10R 4/4 Ligeiramente pegajoso	10R 4/4 Ligeiramente pegajoso	10YR 5/6 Pegajoso
20-40 cm	10YR 6/6 Pegajoso	7,5YR 5/6 Pegajoso	10R 4/4 Ligeiramente pegajoso	10R 4/4 Ligeiramente pegajoso	7,5YR 5/6 Muito pegajoso
40-100 cm	7,5YR 5/6 Pegajoso				7,5YR 5/6 Pegajoso
> 100 cm	7,5YR 6/6 Pegajoso				

Nota: *Mistura com sedimento. **Rocha intemperizada.

A partir das características morfológicas mensuradas, foi possível fazer uma distinção visual clara entre o solo natural da região e o rejeito depositado, pela análise da cor e da pegajosidade dos materiais. O rejeito possui matizes mais avermelhadas, devido à abundância de hematita no itabirito, e ligeira pegajosidade em comparação aos solos de controle, com matizes mais amareladas e grau mais elevado de pegajosidade.

2.1.4.2 Mineralogia

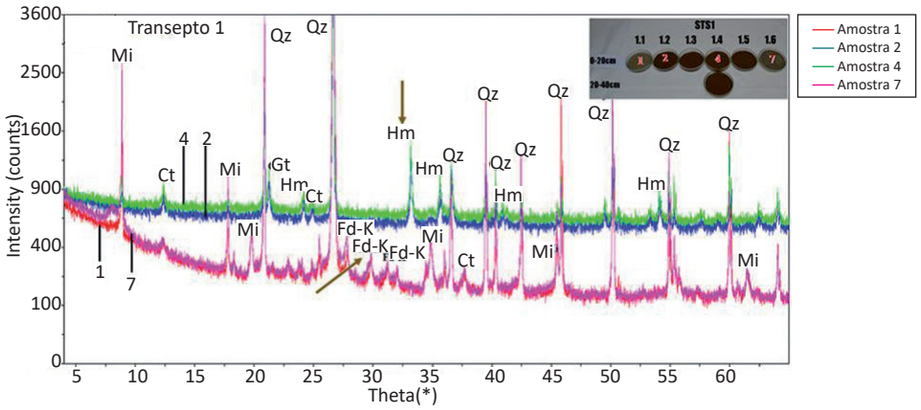
Os difratogramas de raio-X demonstraram claramente um padrão mineralógico entre as amostras de rejeito e solo de controle, sendo facilmente possível identificar os picos característicos de hematita e caulinita, respectivamente, para cada um dos materiais. Por outro lado, foram identificados picos intensos e agudos de quartzo tanto nas amostras de solo de controle quanto de rejeito, devido à alta cristalinidade desse mineral, e resíduos de caulinita e mica nos padrões de raio-X do rejeito depositado (Figuras 6 a 15).

O itabirito utilizado na mineração de Fe é constituído principalmente por hematita, magnetita e quartzo, o que explica os picos dos minerais obtidos no rejeito. Para acompanhar a escolha da amostra de rejeito para apresentação do padrão de DRX, foram inseridas fotos com as cores das amostras coletadas no canto direito superior de cada difratograma em cada seção transversal (transepto), em que se verificou a total coincidência da cor vermelha intensa da amostra de rejeito com os picos característicos de hematita, corroborando os resultados obtidos no item anterior.

Já as amostras de coloração amarelada coletadas em solos de controle apresentaram um padrão de DRX muito distinto do rejeito, conforme mencionado. Para algumas amostras de solo de controle, foi identificada a ocorrência de feldspato potássico, mica e clorita. Destaca-se que a clorita foi identificada em uma única amostra, a mais de 100 cm de profundidade, na STS6.6 (Figura 11). Esse mineral não é frequentemente encontrado em solos, sendo de origem geogênica, devido à sua pequena estabilidade em pedoambientes (AZEVEDO; VIDAL-TORRADO, 2009). Dessa forma, é proveniente do saprolito (micaxisto) de origem do perfil de solo.

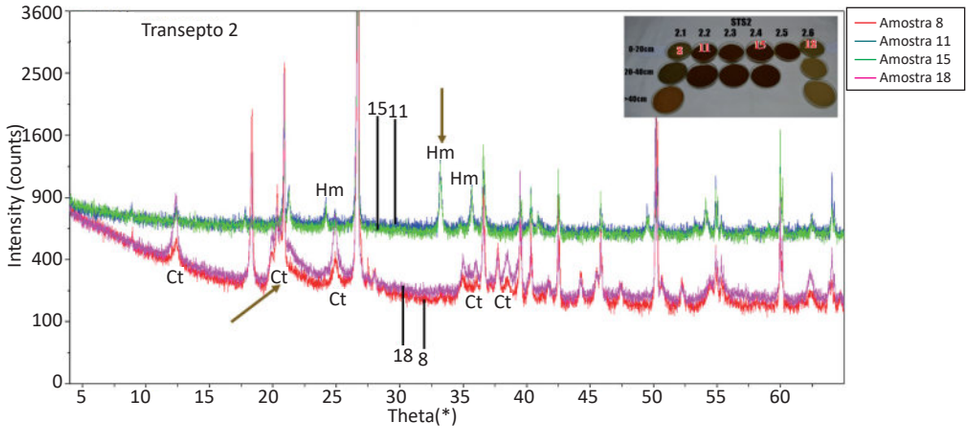
Conforme verificado na caracterização morfológica, quando havia mistura de rejeito com solo ou sedimentos, era possível fazer uma distinção a partir da cor e pegajosidade, que era intermediária entre os materiais puros. Da mesma forma, essa distinção se confirmou a partir dos picos de minerais das amostras de mistura (STS5.3, 6.6, 7.2 e 8.4), em que foi possível identificar tanto hematita quanto caulinita (Figuras 10 a 13).

Figura 6 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (1: vermelho e 7: rosa) e rejeito (2: azul e 4: verde) do STS1



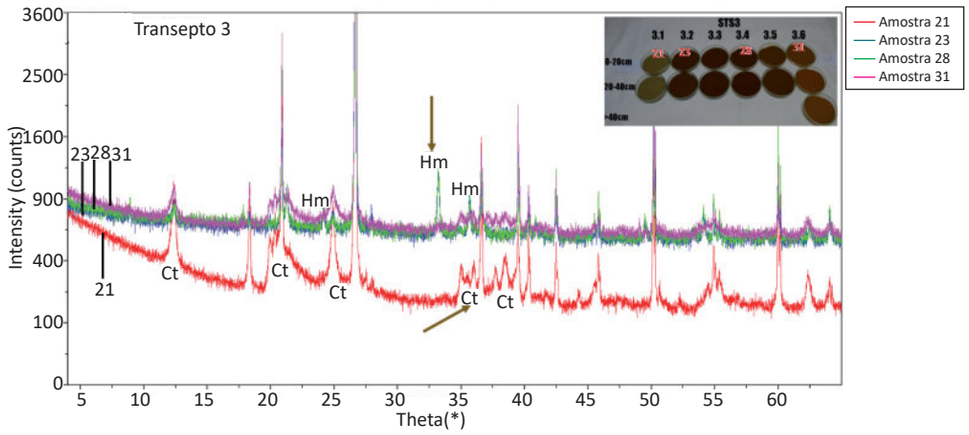
Nota: Ct - caulinita, Mi - mica, Gt - goethita, Hm - hematita, Mg - magnetita, Qz - quartzo, Cl - clorita, Fd-K - feldspato potássico.

Figura 7 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (8: vermelho e 18: rosa) e rejeito (11: azul e 15: verde) do STS2



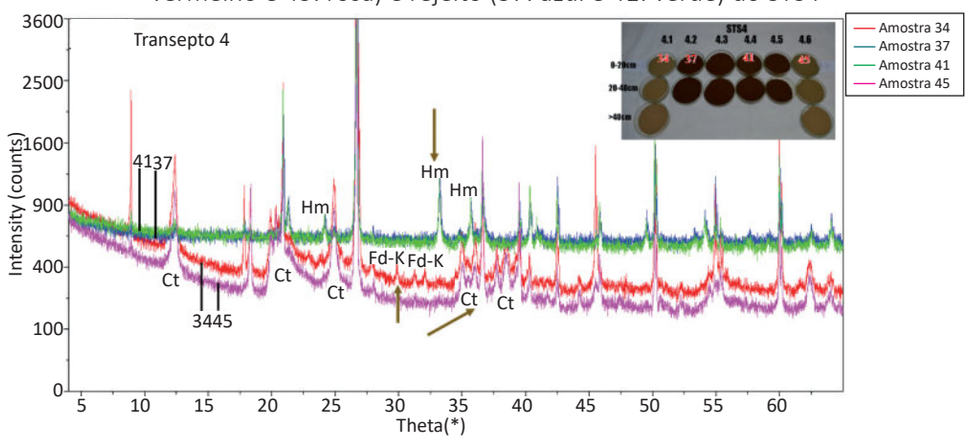
Nota: Ct - caulinita, Mi - mica, Gt - goethita, Hm - hematita, Mg - magnetita, Qz - quartzo, Cl - clorita, Fd-K - feldspato potássico.

Figura 8 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (21: vermelho e 31: rosa) e rejeito (23: azul e 28: verde) do STS3



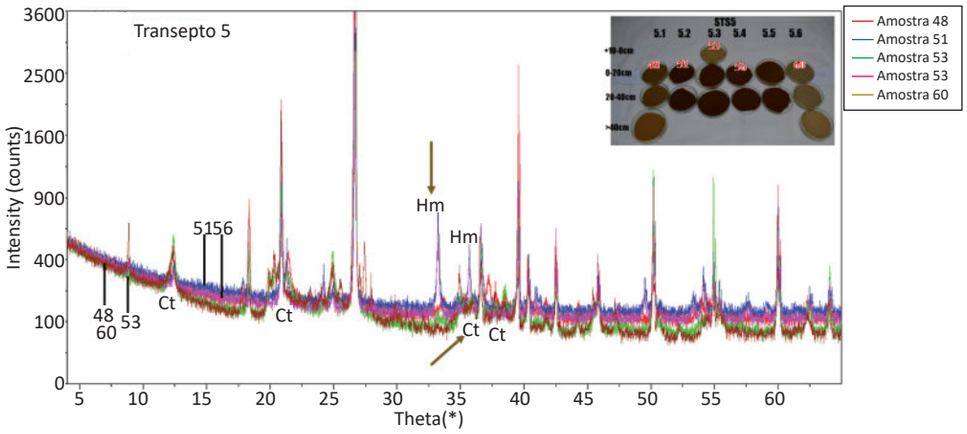
Nota: Ct - caulinita, Mi - mica, Gt - goethita, Hm - hematita, Mg - magnetita, Qz - quartzo, Cl - clorita, Fd-K - feldspato potássico.

Figura 9 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (34: vermelho e 45: rosa) e rejeito (37: azul e 41: verde) do STS4



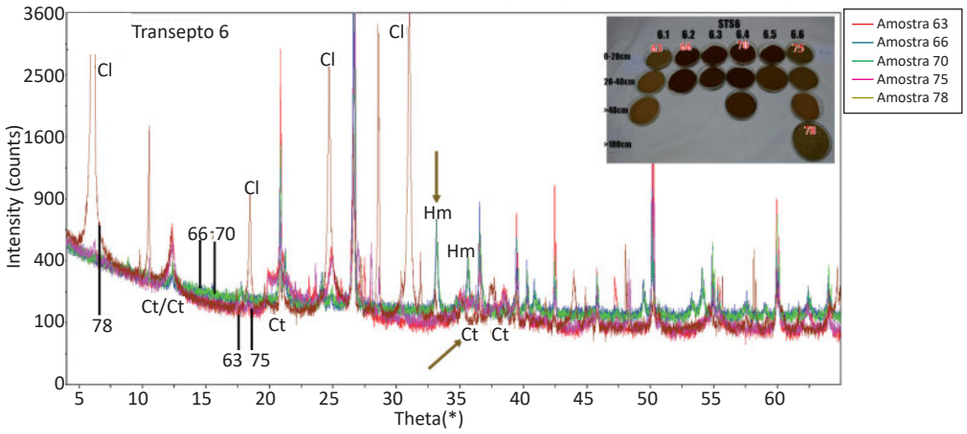
Nota: Ct - caulinita, Mi - mica, Gt - goethita, Hm - hematita, Mg - magnetita, Qz - quartzo, Cl - clorita, Fd-K - feldspato potássico.

Figura 10 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (48: vermelho, 53: verde e 60: marrom) e rejeito (51: azul e 56: rosa) do STS5



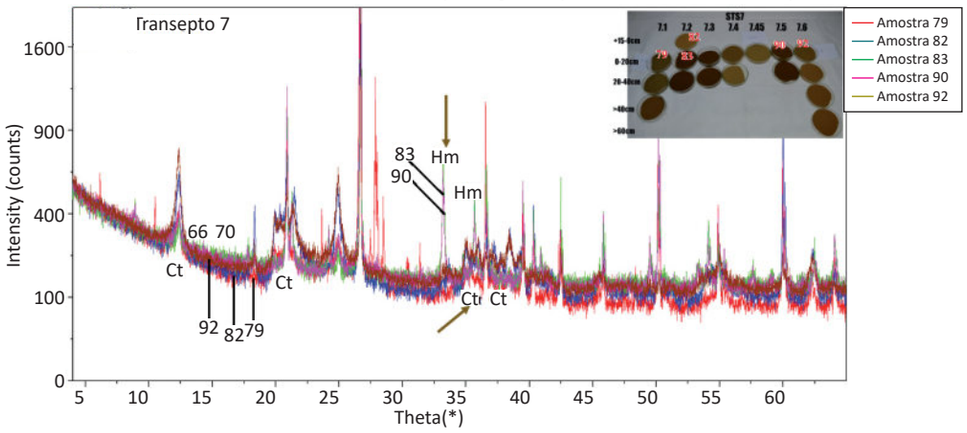
Nota: Ct - caulinita, Mi - mica, Gt - goethita, Hm - hematita, Mg - magnetita, Qz - quartzo, Cl - clorita, Fd-K - feldspato potássico.

Figura 11 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (63: vermelho, 75: rosa e 78: marrom) e rejeito (66: azul e 70: verde) do STS6



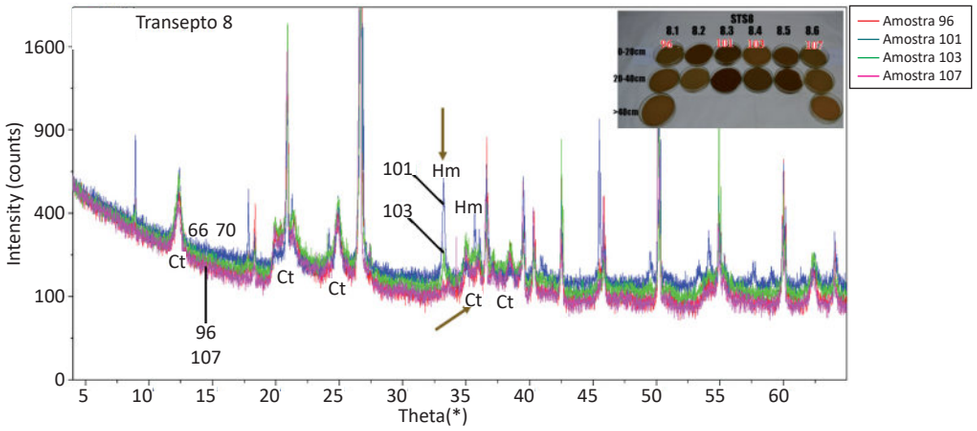
Nota: Ct - caulinita, Mi - mica, Gt - goethita, Hm - hematita, Mg - magnetita, Qz - quartzo, Cl - clorita, Fd-K - feldspato potássico.

Figura 12 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (79: vermelho, 82: azul e 92: marrom) e rejeito (83: verde e 90: rosa) do STS7



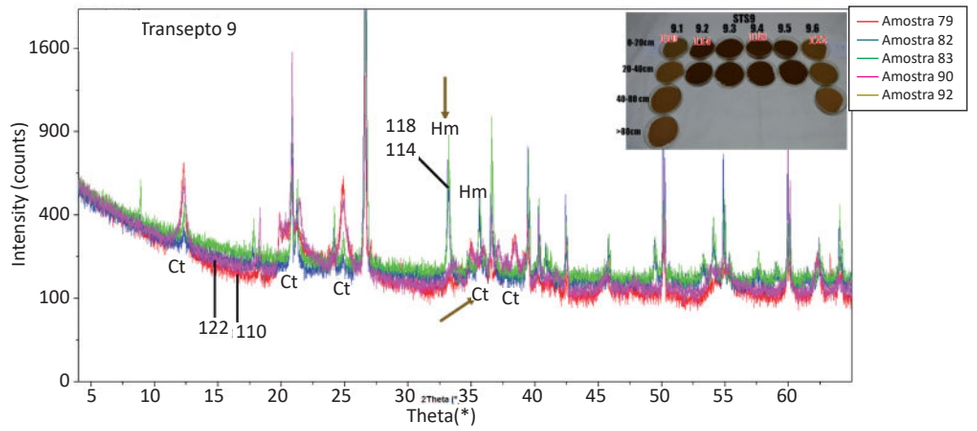
Nota: Ct - caulinita, Mi - mica, Gt - goethita, Hm - hematita, Mg - magnetita, Qz - quartzo, Cl - clorita, Fd-K - feldspato potássico.

Figura 13 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (96: vermelho e 107: rosa) e rejeito (101: azul e 103: verde) do STS8



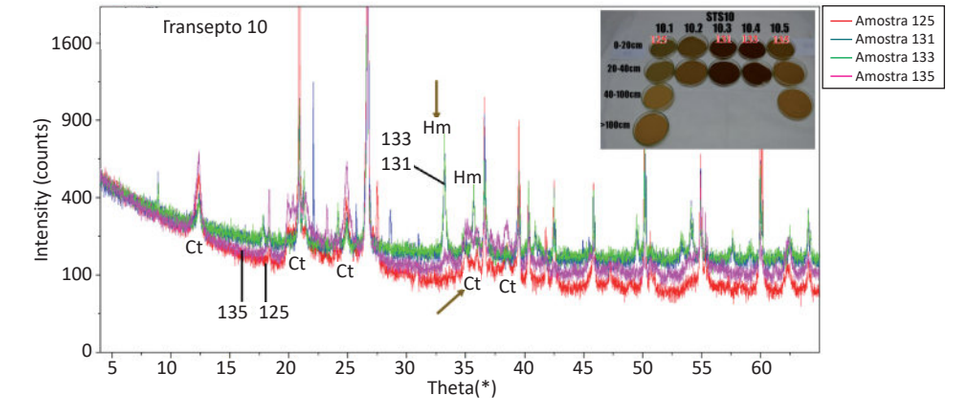
Nota: Ct - caulinita, Mi - mica, Gt - goethita, Hm - hematita, Mg - magnetita, Qz - quartzo, Cl - clorita, Fd-K - feldspato potássico.

Figura 14 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (110: vermelho e 122: rosa) e rejeito (114: azul e 118: verde) do STS9



Nota: Ct - caulinita, Mi - mica, Gt - goethita, Hm - hematita, Mg - magnetita, Qz - quartzo, Cl - clorita, Fd-K - feldspato potássico.

Figura 15 – Difratograma de raio-X das amostras de solo de controle (125: vermelho e 135: rosa) e rejeito (131: azul e 133: verde) do STS10



Nota: Ct - caulinita, Mi - mica, Gt - goethita, Hm - hematita, Mg - magnetita, Qz - quartzo, Cl - clorita, Fd-K - feldspato potássico.

A coloração da fração areia das amostras coletadas em diferentes posições das seções transversais também permitiu separar amostras de rejeito das amostras de solo de controle (Figura 16). A presença de hematita e magnetita tornou a fração areia do rejeito mais escura. Por outro lado, a ocorrência quase exclusiva de quartzo na areia dos solos de controle imprimiu uma coloração clara à fração. Observa-se que a amostra de rejeito coletada na profundidade 20-40 cm do STS9.4 apresentou feições mais evidentes da ocorrência de hematita e magnetita na areia (pontos escuros na Figura 16). Devido a isso, a fração areia dessa amostra foi separada por ímã de bolso, de modo a obter um difratograma que demonstrasse a presença de magnetita (Figura 17), uma vez que o efeito de diluição e sobreposição dos picos entre os minerais na fração Terra Fina Seca ao Ar (TFSA) não possibilitou identificar a magnetita de forma clara nas amostras de rejeito. A ocorrência de resíduos de minerais não magnéticos nessa amostra deveu-se a inclusões de caulinita e quartzo na hematita e magnetita, arrastados durante a separação com ímã. A magnetita (Fe_3O_4) é um mineral com propriedades ferrimagnéticas e foi encontrada na amostra de rejeito (Figura 17) por ter sido herdada do material de origem. A hematita também foi identificada na fração areia do rejeito, sendo considerada um mineral moderadamente magnético, ainda que a interação com ímãs comuns (atração ou repulsão) ocorra de forma notável apenas nos minerais magnetita, pirrotita e ilmenita (ZANARDO; MARQUES JÚNIOR, 2009).

Figura 16 – Fotos da fração areia total dos solos de controle (terras altas) e dos rejeitos em dez seções transversais na bacia do rio Doce

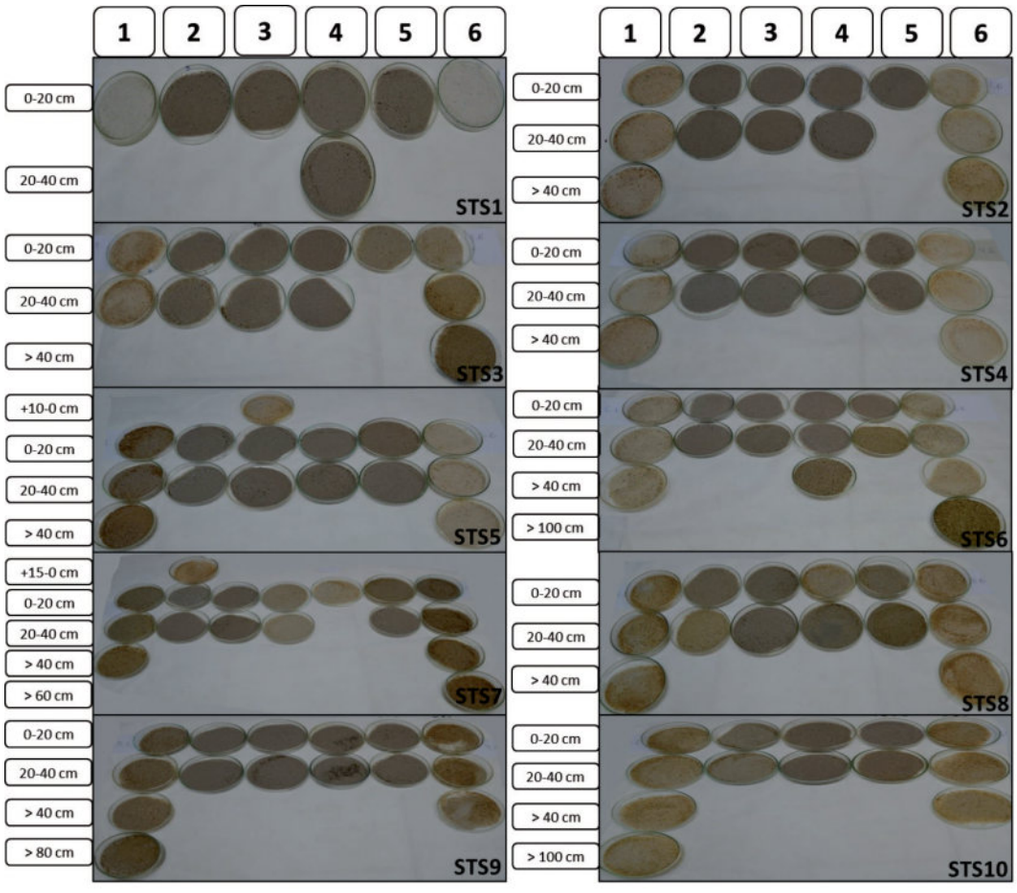
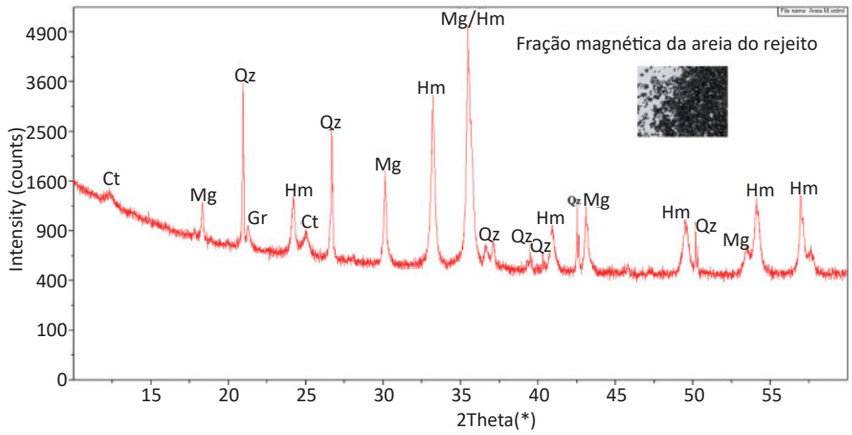


Figura 17 – Difratograma de raio-X da fração areia magnética do rejeito nas amostras de STS9.3 e STS9.4 das camadas 0-20 e 20-40 cm



Nota: Ct - caulinita, Hm - hematita, Mg - magnetita, Qz - quartzo.

Conforme as características morfológicas e mineralógicas apresentadas, pôde-se distinguir as amostras de materiais puros (solo de controle e rejeito) de misturas. Para as análises a seguir, optou-se por selecionar somente os pontos com amostras puras de solo de controle e rejeito, de forma a compreender e avaliar o dano ambiental preliminarmente. Portanto, a partir de 137 amostras iniciais coletadas, foram avaliadas 101 amostras puras.

Os padrões mineralógicos a partir dos difratogramas anteriormente apresentados foram confirmados pelos teores de óxidos pedogenéticos (Al_2O_3, Fe_2O_3 e SiO_2) (Figuras 18 a 20). Os teores medianos pseudototais de Al_2O_3 e SiO_2 foram menores no rejeito na camada 0-20 cm (1,18 e 0,03 g kg^{-1}, respectivamente), em comparação ao solo de controle (8,84 e 0,04 g kg^{-1}, respectivamente), e os teores de Fe_2O_3 foram maiores (11,50 g kg^{-1} no rejeito e 8,78 g kg^{-1} no solo de controle). Destaca-se que os teores de Al_2O_3, Fe_2O_3 e SiO_2 obtidos no rejeito e no solo de controle ficaram abaixo da linha-base.

Figura 18 – Teores pseudototais de Al_2O_3 de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e do terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)

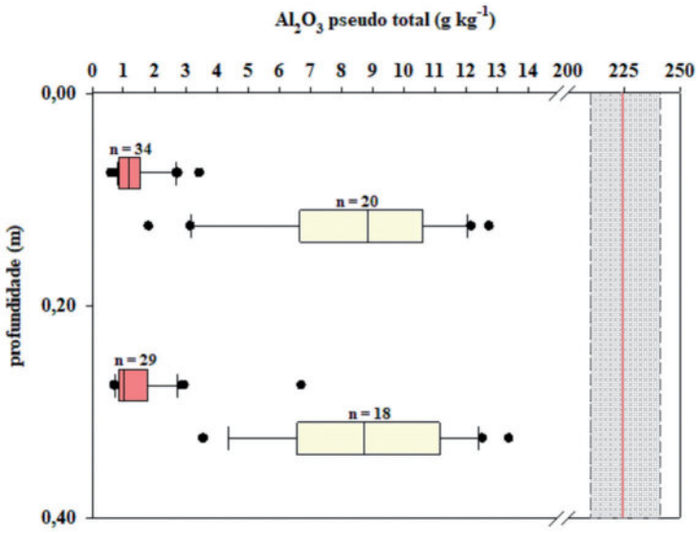


Figura 19 – Teores pseudototais de Fe_2O_3 de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e do terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)

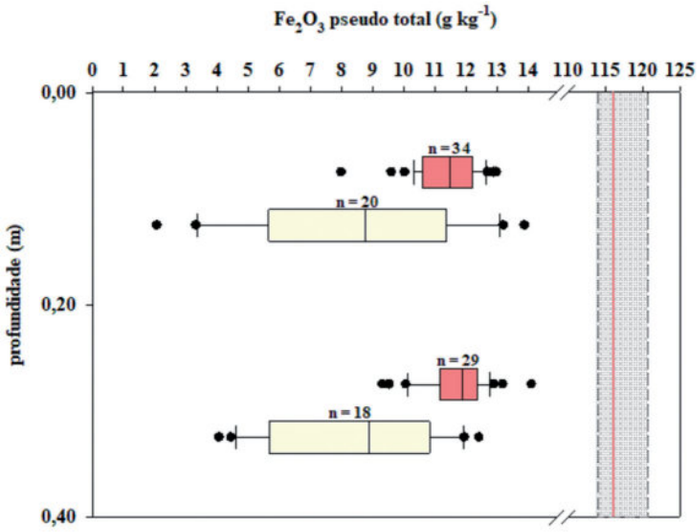
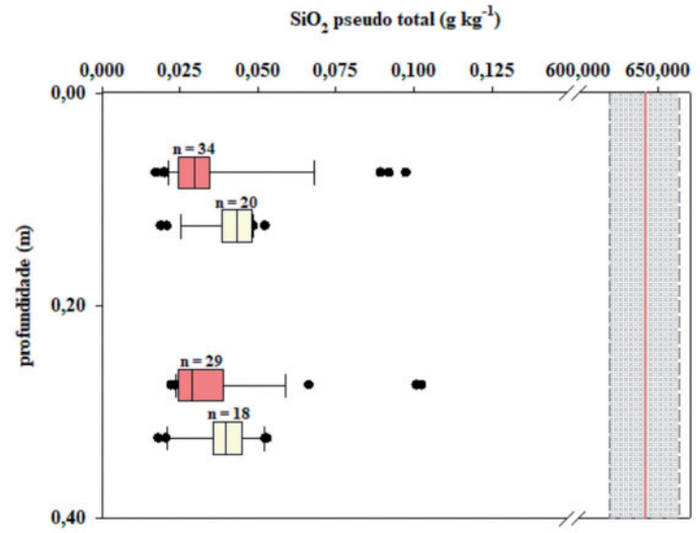


Figura 20 – Teores pseudototais de SiO_2 de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e do terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)



A caulinita é um dos principais minerais secundários silicatados encontrados nos solos intemperizados, sendo constituída por uma camada de tetraedros de Si e uma camada de octaedros de Al; por isso, é conhecida como mineral 1:1. Devido à maior solubilidade do Si em relação ao Fe e Al, com o avanço do intemperismo do solo, ocorre a lixiviação do Si, com consequente acúmulo dos óxidos de Fe e Al (nesse caso, os minerais são ditos 0:1) (MELO; ALLEONI, 2009).

Os principais óxidos de Fe encontrados na fração argila do solo são a hematita (α-Fe_2O_3) e a goethita (α-FeOOH) (COSTA; BIGHAN, 2009), enquanto o principal óxido de Al é representado pela gibbsita

($Al(OH_3)$) (KÄMPF; CURI; MARQUES, 2009). Esses minerais são ditos secundários, pois são resultantes do intemperismo dos minerais primários provenientes das rochas ígneas e metamórficas. Já a hematita geogênica, como é o caso da encontrada no itabirito e no rejeito, é normalmente encontrada nas frações silte e areia dos solos. Nesse caso, no material de origem há pouca abundância dos minerais aluminossilicatos, o que justifica os menores teores de Al e Si no rejeito.

Essa diferença nas características mineralógicas entre o solo natural e o rejeito pode resultar em prejuízos para as características químicas do material depositado, pois a hematita possui baixa CTC em relação à caulinita (MELO; ALLEONI, 2009); com isso, seu potencial de adsorção de nutrientes e poluentes catiônicos é prejudicado. A caulinita apresenta pH do ponto de carga zero (pH_{PCZ}) em torno de 3,5 (ALLEONI; MELLO; ROCHA, 2009), enquanto a hematita e goethita revelam pH_{PCZ} entre 7 e 9 (SCHWERTMANN; TAYLOR, 1989). Na prática, quando o pH é igual ao pH_{PCZ}, tem-se a igualdade de cargas positivas e negativas, ou seja, a CTC é igual à CTA. Como o pH dos solos naturais (linha-base e pontos de controle) é invariavelmente superior ao pH_{PCZ} da caulinita, ocorre maior capacidade de adsorver cátions essenciais às plantas, como Ca^{2+}, Mg^{2+} e K^{+}, além de EPTs catiônicos (como Ag^{+}, Ba^{2+}, Cd^{2+}, Cr^{3+}, Cu^{2+}, Hg^{2+}, Mn^{2+}, Ni^{2+}, Pb^{2+}, Sb^{3+}, Zn^{2+}, entre outros). No caso do rejeito, o pH da solução pode ser inferior ao pH_{PCZ} dos óxidos de Fe, com valores positivos de delta pH, conforme será posteriormente apresentado. Assim, comparando as características mineralógicas do material anteriormente ao desastre com o rejeito depositado, haveria a identificação parcial de dano ao potencial de retenção de cátions devido à predominância da hematita no rejeito. A única vantagem da presença dessa mineralogia hematítica seria o desenvolvimento de cargas positivas que podem resultar em maior potencial de adsorção de As. Ao contrário do Pb^{2+}, a espécie predominante de As nos solos está na forma aniônica ($HAsO_4^{2-}$) (SAADA et al., 2003), que pode ser atraída eletrostaticamente pela CTA da hematita, reduzindo a lixiviação e contaminação das águas subsuperficiais.

2.1.4.3 Granulometria

A distribuição granulométrica do rejeito e do solo de controle se mostrou similar em profundidade, ou seja, praticamente não houve diferenças entre as camadas 0-20 e 20-40 cm (Figuras 21 a 26). Considerando a camada 0-20 cm, os teores medianos de areia total (444 g kg^{-1}) e areia fina (368 g kg^{-1}) do rejeito foram inferiores aos da linha-base (695 e 600 g kg^{-1}, respectivamente), enquanto os de areia grossa (67 g kg^{-1}) se mantiveram próximos aos da linha-base (75 g kg^{-1}). Os teores de areia fina do rejeito foram aproximadamente duas vezes superiores quando comparados aos encontrados nas amostras de solo de controle (Figura 23), enquanto os teores de areia grossa foram aproximadamente quatro vezes inferiores (Figura 22) para ambas as camadas (0-20 e 20-40 cm).

Figura 21 – Teores de areia total de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)

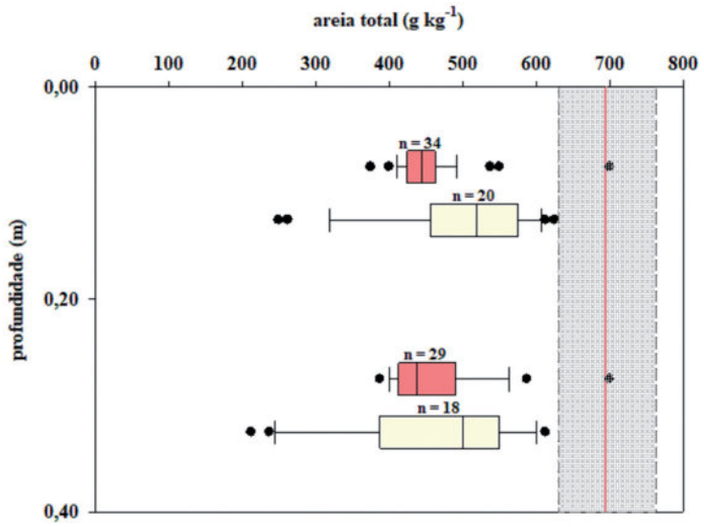


Figura 22 – Teores de areia grossa de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)

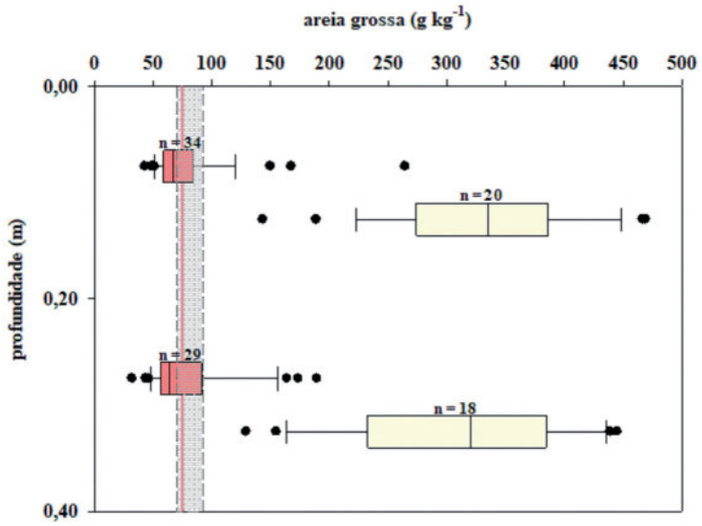
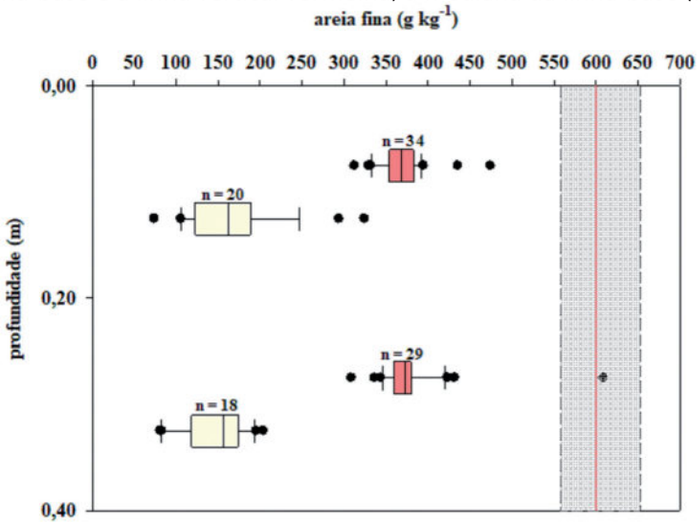


Figura 23 – Teores de areia fina de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)



Analisando a camada 0-20 cm no rejeito para os teores medianos de argila (150 g kg^{-1}), estes foram similares quando comparados à linha-base (Figura 24). Já o teor de silte (413 g kg^{-1}) foi 2,6 vezes superior ao encontrado antes do desastre (Figura 25). Comparando os resultados obtidos no rejeito em relação aos pontos de controle, ocorreram um decréscimo no teor de argila e um aumento no teor de silte.

Os solos de várzea, anteriormente ao desastre, eram aluviais e naturalmente ricos em areia devido à concentração de partículas grosseiras, uma vez que há arraste preferencial de partículas mais finas nos eventos de enchentes. Já os pontos de controle representam os solos em porções mais altas da paisagem, que, portanto, não sofrem esse processo. Assim, destaca-se que, apesar de os teores de argila do rejeito serem similares à linha-base, o material depositado apresentou baixa representatividade da fração argila em relação ao predomínio das frações areia fina e silte em sua composição.

Figura 24 – Teores de argila de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)

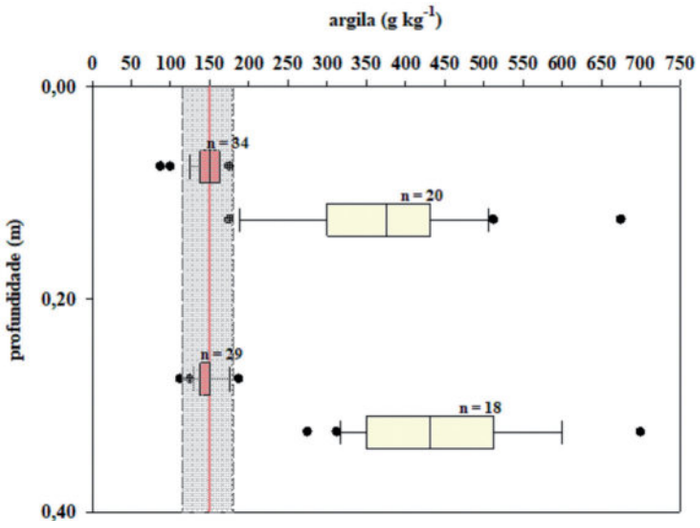
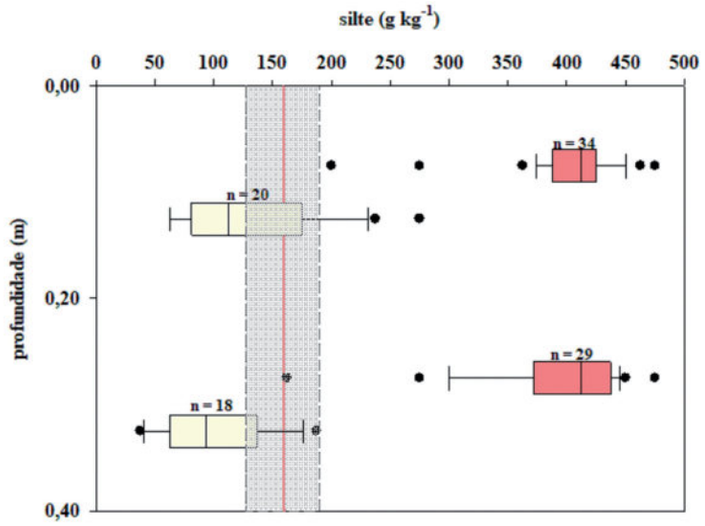


Figura 25 – Teores de silte de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)



Essas alterações granulométricas deveram-se à própria natureza dos rejeitos que foram depositados na superfície do terreno nas margens do rio Doce e de alguns de seus tributários após o desastre. A textura do material depositado reflete o processo de beneficiamento do minério de Fe, que segue as etapas de peneiramento, britagem, moagem, deslamagem e flotação (ARAÚJO, 2006). A etapa de moagem diminui o tamanho da partícula até o material ficar na fração areia fina ou silte (SOUZA, 2005; GOMES, 2009; VASCONCELOS; BRANDÃO; LEMOS, 2012). De forma consolidada, o efeito mais importante com a deposição da lama foi o aumento da fração silte em relação à linha-base. É importante ressaltar que a comparação mais correta e definitiva é com a linha-base extraída dos dados de Pacheco (2015), conforme discutido na seção 2.1.3.1. A granulometria do rejeito depositado foi homogênea ao longo de todas as seções amostradas, o que indica que não houve mistura de solo natural durante a passagem da lama e ainda devido à própria característica do processo de beneficiamento, que resulta em um material homogêneo.

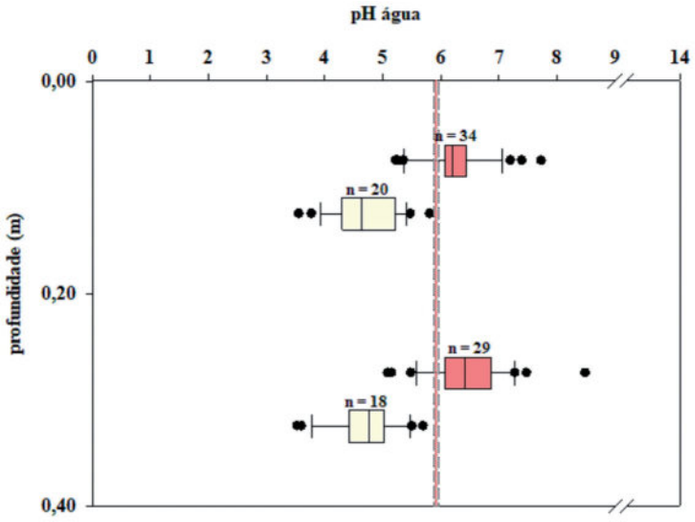
Na prática, a deposição do rejeito influenciou negativamente a distribuição granulométrica em relação aos solos anteriores ao desastre, causando o aumento da fração silte. O aumento nos teores de silte com o desastre pode dificultar a aeração dos rejeitos, pois essa fração de menor diâmetro é acomodada entre os espaços deixados pelas partículas de areia, o que causa redução do volume de macroporos.

Por fim, ainda para a avaliação do dano ambiental nos parâmetros físicos, será realizado levantamento em campo, com determinação da densidade aparente, densidade de partícula, condutividade hidráulica saturada, porosidade (macro e microporos), umidade na capacidade de campo e ponto de murcha permanente. Essas informações subsidiarão uma avaliação integrada com os parâmetros químicos, mineralógicos e granulométricos do rejeito já mensurados, uma vez que os atributos físicos são determinantes e influenciam a qualidade do material de forma geral.

2.1.4.4 Fertilidade

A acidez ativa do solo de controle e rejeito foi medida pelas duas metodologias mais utilizadas no Brasil (EMBRAPA, 1997): pH em água (Figura 26) e pH em $CaCl_2$ 0,01 mol L^{-1} (Figura 27). Os valores medianos de pH de ambos os meios (água e $CaCl_2$), tanto do rejeito quanto do solo de controle, não apresentaram variação em profundidade (0-20 e 20-40 cm). Na camada superior do rejeito, foi encontrado valor mediano de pH em água (6,2) superior ao obtido no solo de controle (4,6) e na linha-base (5,9).

Figura 26 – Valores de pH em água de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)



Os solos aluviais, segundo dados de Pacheco (2015), naturalmente apresentam valores mais elevados de pH em relação aos solos de controle (terras altas), pois ocorre o processo de adição e acúmulo de bases, que são lixiviadas das terras altas, além do processo de redução, comum em ambientes anóxicos, em que há consumo de prótons. Como exemplo, segue a reação de redução do $Fe(OH)_3$:

$$Fe(OH)_3 + 3H^+ + e^- \leftrightarrow Fe^{2+} + 3H_2O$$

O elevado valor de pH dos rejeitos – mais de 75% das amostras foram classificadas como “alto” e “muito alto”, conforme classificação de Ribeiro, Guimarães e Alvarez (1999) (Apêndice B) – é coerente com o processo de obtenção de minério de Fe. Como já mencionado, a rocha (itabirito) passa pelos processos de moagem, deslamagem e flotação. Para sua realização, são utilizados amido de milho, óxido de Ca, hidróxido de Na e etermonoamina (pH 10,5). O aumento do pH tem por propósito aumentar a repulsão entre as partículas para dispersar o sistema. Tal tratamento explica a existência de algumas amostras de rejeito com valores de pH superior a 7, chegando a 8,5.

O pH máximo do rejeito ficou abaixo de 10,5, apesar de esse ser o valor de correção em que o rejeito é submetido. Tal fato está relacionado com o processo de carbonatação. A ação do CO_2 atmosférico em solução resulta na formação de ácido carbônico, o que reduz o pH do rejeito para próximo de 8:

- $2NaOH + CO_2 \rightarrow Na_2CO_3 + H_2O$ (neutralização de dois mols de OH^-)

Ou essa reação ocorre na presença de umidade pelo seguinte sistema de reações:

- $H_2O + CO_2 \rightarrow H_2CO_3$
- $2NaOH + H_2CO_3 \rightarrow Na_2CO_3 + 2\ H_2O$ (neutralização de dois mols de OH^-)

Adicionalmente, outros processos de diminuição do pH estão relacionados com a adição de H^+ e o aumento da lixiviação de bases. Algumas formas de adubo nitrogenado, por exemplo, podem ajudar na acidificação do rejeito para valores inferiores a 8,0 (MOTTA; MELO, 2009). É importante considerar que o baixo poder tamponante do rejeito, dado pelo baixo teor de matéria orgânica e argila e predomínio de argilas de baixa atividade (CTC das argilas < 27 $cmol_c\ kg^{-1}$), faz com que mudanças rápidas de pH ocorram via adição de agentes acidificantes.

O pH em $CaCl_2$ na concentração 0,01 mol L^{-1} busca representar o pH da solução do solo e geralmente se correlaciona melhor com a produtividade das plantas (MOTTA; MELO, 2009). Essa medida de pH apresentou a mesma tendência que o pH em água, ou seja, o valor mediano de pH em $CaCl_2$ do rejeito (5,9) também foi superior em relação ao solo de controle (3,9). Em geral, o pH em $CaCl_2$ é menor em torno de 0,6 a 0,7 unidades em relação ao pH em água (MOTTA; MELO, 2009), sendo essa variação confirmada na Figura 28. A solução de $CaCl_2$ diminuiu, ainda, a ocorrência de pontos discrepantes, dado o efeito salino da solução.

Figura 27 – Valores de pH em $CaCl_2$ 0,01 mol L-1 de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. Pacheco (2015) não avaliou este parâmetro, o que justifica a ausência da área hachurada

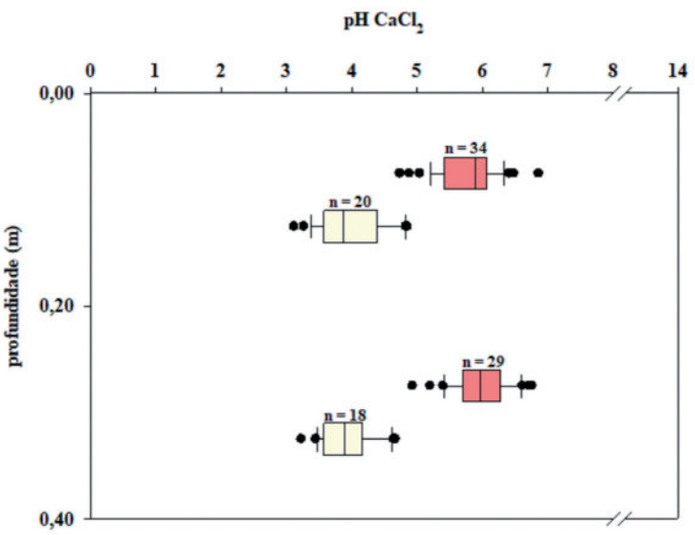
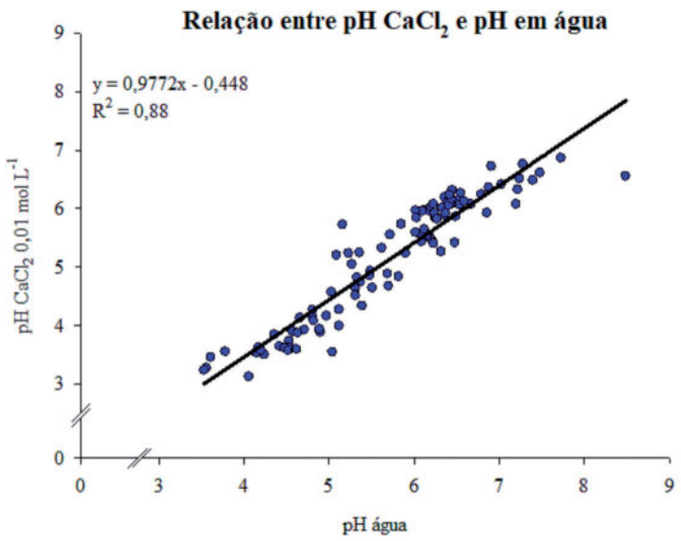


Figura 28 – Relação entre pH em $CaCl_2$ 0,01 M e pH em água de amostras do rejeito e em pontos de controle coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce



Outra característica distinta do rejeito é o predomínio de cargas positivas (CTA) em relação às cargas negativas (CTC) na maioria dos locais avaliados, uma vez que o pH em KCl (Figura 29) foi maior que o pH em água (Figura 26). Assim, valores positivos de delta pH (delta pH = pH KCl - pH H_2O) foram obtidos para as camadas 0-20 e 20-40 cm das amostras de rejeito (Figura 30), sendo superiores à linha-base. Já os solos de controle apresentaram predomínio de CTC em relação à CTA (delta pH negativo).

O predomínio de carga positiva, tal como ocorreu com as amostras de rejeito, não é comum em solos, ocorrendo apenas no horizonte B de solos muito intemperizados (latossolos ácricos) (ALLEONI; MELLO; ROCHA, 2009). Nessa situação, tem-se a combinação de baixo teor de matéria orgânica e predomínio de óxidos de Fe e Al na fração argila. Assim, maior valor de CTA em relação à CTC no rejeito indica o predomínio de óxidos de Fe e esse comportamento é coerente com sua natureza hematítica (discussão na seção anterior). Maior valor de CTA favorece a adsorção não específica de oxiânions importantes no solo, como NO_3^-, SO_4^{-2}, $H_4BO_4^-$, além do Cl^-. A maior adsorção de nitrato pode ser vantajosa sob o aspecto ambiental, visto que o nitrato e o P são os principais agentes da eutrofização. Contudo, sob o aspecto agronômico, a adsorção de $H_2PO_4^-$ nos óxidos de Fe apresenta maior energia de ligação (caráter covalente - adsorção específica), o que reduz a disponibilidade desse importante nutriente para as plantas cultivadas no rejeito.

Figura 29 – Valores de pH em KCl de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)

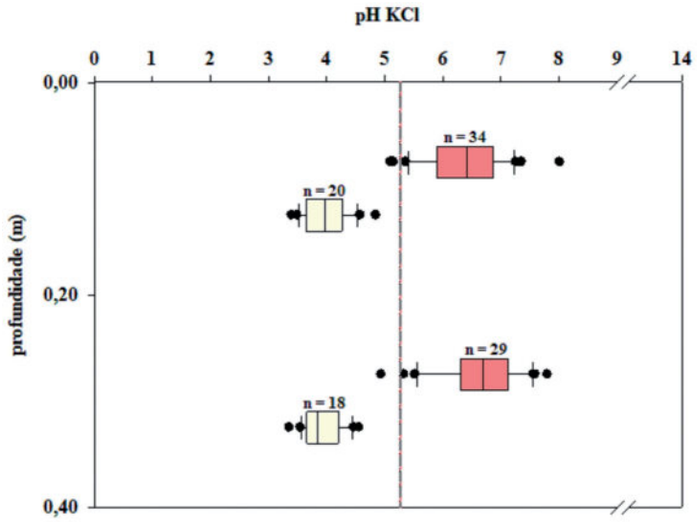
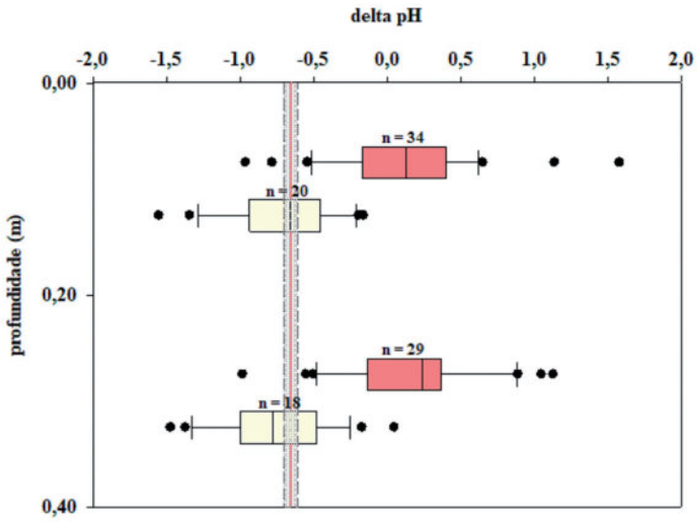


Figura 30 – Valores de delta pH de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)



Valores de pH em água menores que 5,4 podem resultar no surgimento de formas tóxicas de Al, o que pode diminuir a produtividade e o crescimento de plantas sensíveis à acidez (MOTTA; LIMA, 2006; MOTTA; MELO, 2009). Por outro lado, valores de pH em água acima de 6,5 podem induzir a deficiência de micronutrientes (como Fe, Mn, Zn, Cu, Ni e B), ou seja, valores de pH muito elevados, conforme observado para o rejeito depositado.

Como era esperado, o rejeito não apresentou Al trocável ou tóxico – 100% das amostras apresentaram acidez trocável com classificação "muito baixo", conforme Ribeiro, Guimarães e Alvarez (1999) (Apêndice B) –, visto os valores de pH em água e em $CaCl_2$ estarem acima de 5,4 e 4,8, respectivamente, condição próxima à linha-base (Figura 31). Nessa situação, todo o Al encontra-se hidrolisado e forma compostos não tóxicos às plantas, conforme se observa pela relação inversamente proporcional entre os valores de pH (em água e $CaCl_2$) com Al e com m % (Figuras 33 e 34). Já os solos de controle apresentaram teores tóxicos de Al, por terem valores de pH menores que os limites indicados anteriormente (Figura 31). Outro parâmetro associado ao Al, a saturação de Al (m %), que representa a percentagem de cargas da CTC efetiva que estão sendo ocupadas por Al^{3+}, confirma a possibilidade de toxidez de Al no solo de controle, onde os valores de m são frequentemente superiores a 20% (Figura 32).

Figura 31 – Teores de Al trocável de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)

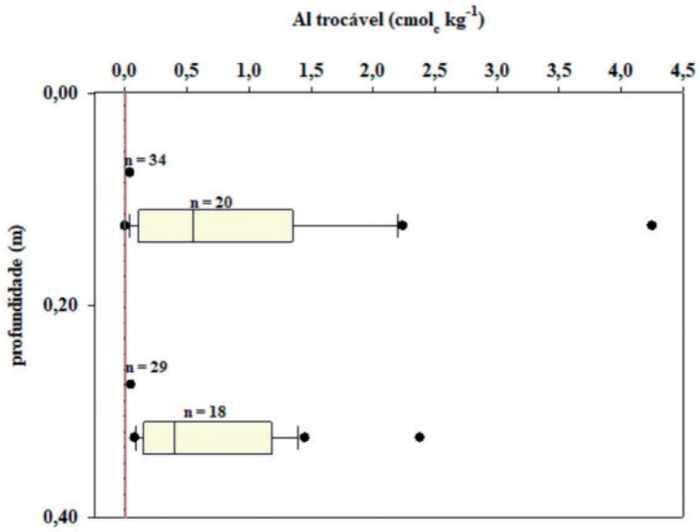


Figura 32 – Saturação por Al (m%) de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)

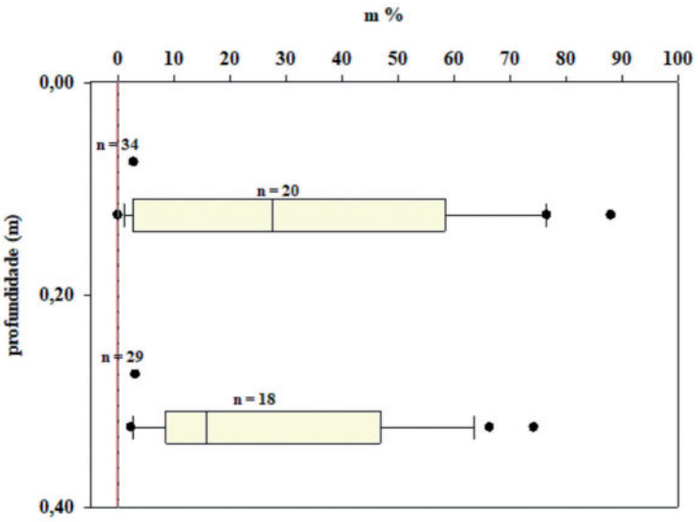


Figura 33 – Relação entre pH em água com Al trocável (A) e com saturação por Al (B) de amostras do rejeito e em pontos de controle (solos de terras altas), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce

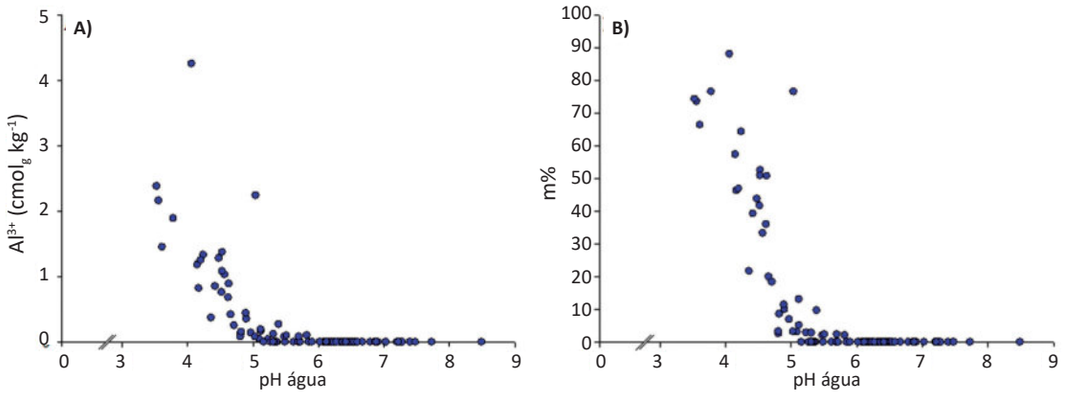
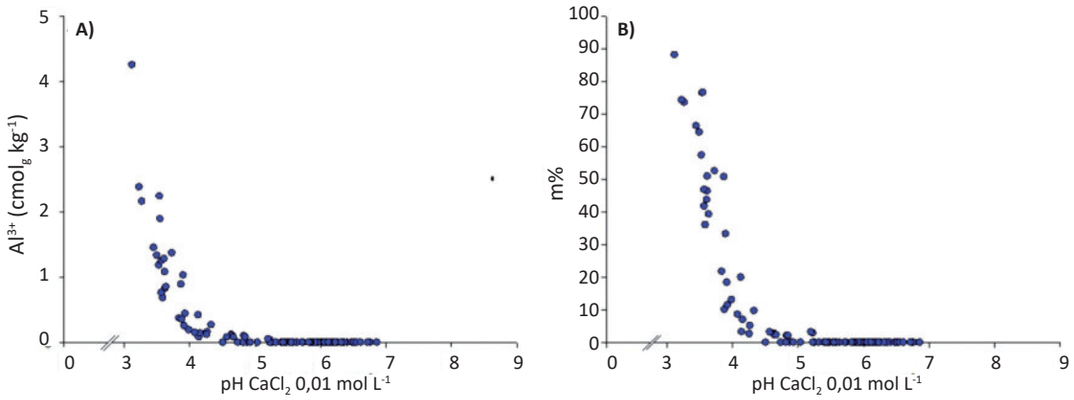
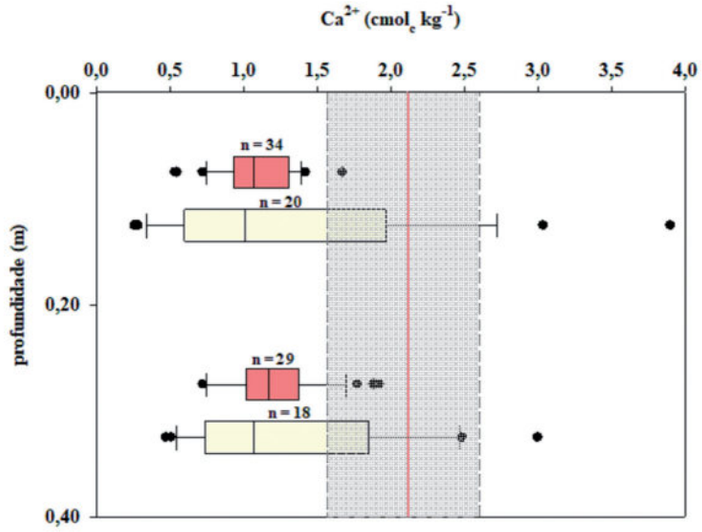


Figura 34 – Relação entre pH em $CaCl_2$ com Al trocável (A) e com saturação por Al (B) de amostras do rejeito e em pontos de controle (solos de terras altas), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce



As amostras de rejeito apresentaram pequena variação nos teores de Ca trocável, sugerindo maior homogeneidade dos dados, sem haver, ainda, diferença em profundidade (Figura 35). O Ca trocável do rejeito na camada 0-20 cm (1,07 $cmol_c\ kg^{-1}$) diminuiu em relação à linha-base (2,12 $cmol_c\ kg^{-1}$). Valores menores que 0,5 $cmol_c\ dm^{-3}$ têm se mostrado limitantes ao crescimento de raízes em solos de Cerrado (MOTTA; LIMA, 2006). Desse modo, o rejeito não apresenta limitação ao desenvolvimento de plantas quanto aos teores de Ca, mas pode ter ocorrido um ligeiro empobrecimento de Ca após o desastre em comparação com a linha-base, uma vez que os teores obtidos no rejeito foram considerados "baixos" em mais de 65% das amostras na camada 0-20 cm, conforme a interpretação de Ribeiro, Guimarães e Alvarez (1999) (Figura 35).

Figura 35 – Teores de Ca^{2+} de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)



Já o teor de Mg trocável ou disponível apresentou-se em nível “muito baixo” nas duas profundidades do rejeito (Figura 36), conforme a interpretação de Ribeiro, Guimarães e Alvarez (1999), sendo os teores medianos menores que os de solos de controle e inferiores à linha-base (Figura 36). A relação Ca/Mg, que indica o equilíbrio entre os dois nutrientes mais abundantes nos pontos de troca da CTC, apresentou valores mais elevados no rejeito que no solo de controle, ficando, ainda, acima da linha-base (Figura 37). A relação considerada ideal para as plantas oscila entre 3/1 e 6/1 (MOTTA; LIMA, 2006) e é particularmente importante quando os dois nutrientes se encontram em nível baixo, como é o caso do rejeito. Logo, se faz necessária a reposição do Mg no rejeito para evitar provável deficiência às plantas.

Figura 36 – Teores de Mg^{2+} de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)

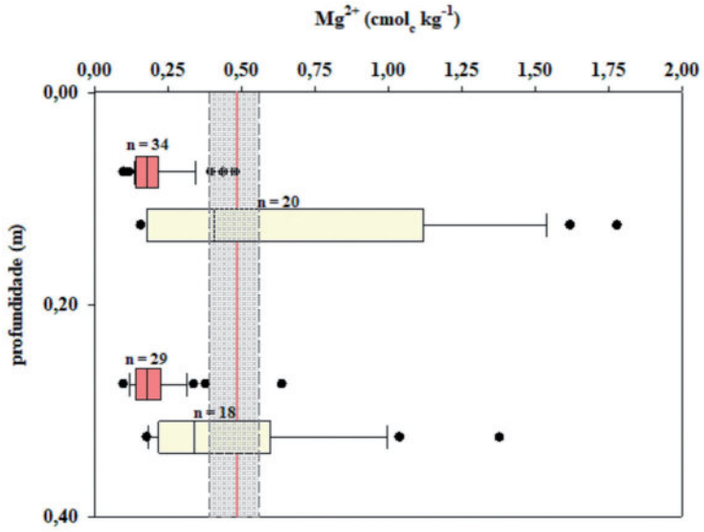
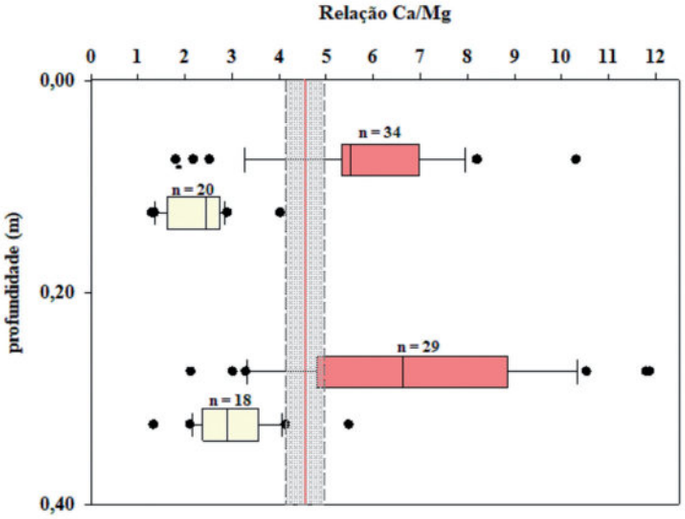
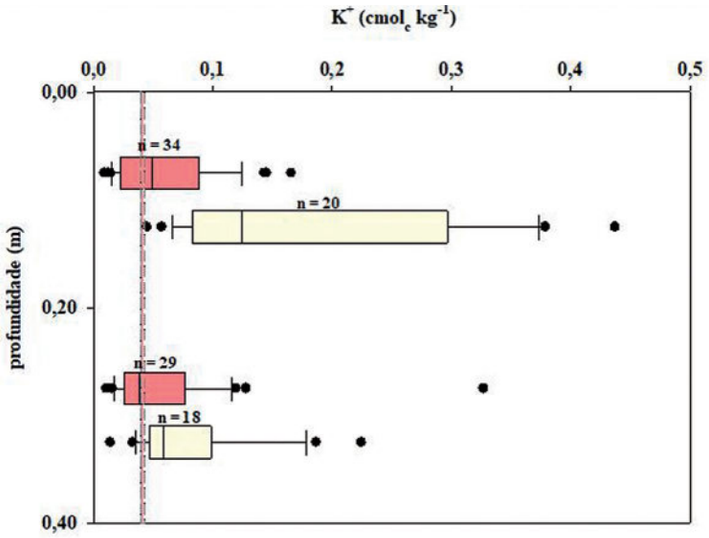


Figura 37 – Relação Ca/Mg de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)



Os teores de K trocável nas duas profundidades do rejeito foram considerados “muito baixos” a “baixos” em mais de 80% das amostras (Figura 38). Os teores medianos de K da linha-base na camada 0-20 cm (0,04 $cmol_c\ kg^{-1}$) foram similares aos encontrados no rejeito (0,05 $cmol_c\ kg^{-1}$). Nesse sentido, não houve diminuição do potencial de suprimento de K devido ao desastre.

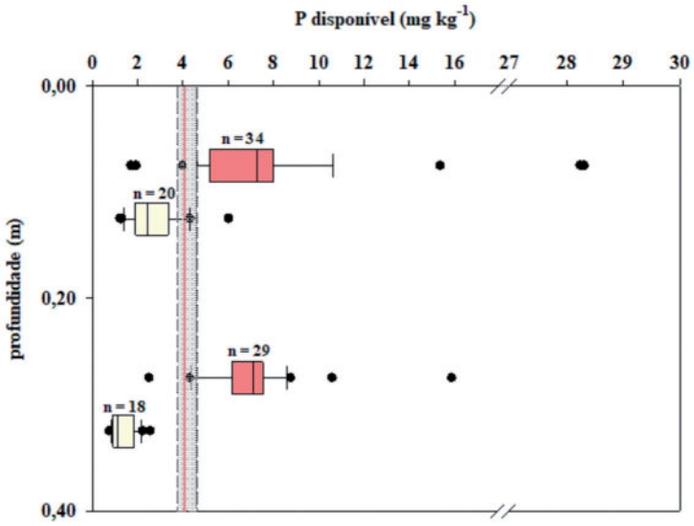
Figura 38 – Teores de K^+ de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)



Diferentemente do Ca, Mg e K, o teor mediano de P disponível foi maior no rejeito (7,3 mg kg^{-1}) em relação à linha-base (4,0 mg kg^{-1}) (Figura 39). Os teores medianos e médios também foram superiores no rejeito em comparação com os pontos de controle (2,4 mg kg^{-1}). Entretanto, os teores de P disponível foram considerados de “muito baixos” a “baixos” (RIBEIRO; GUIMARÃES; ALVAREZ, 1999) em mais de 90% das amostras de rejeito (Figura 39), o que pode ser explicado pelos baixos teores de argila desse material (Figura 24). É preciso ainda considerar que os óxidos de Fe, abundantes no rejeito, apresentam elevada capacidade de adsorver especificamente o P e podem reduzir sua disponibilidade para as plantas (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007).

O P tem muito baixa mobilidade no solo, sendo que teores similares nas camadas 0-20 e 20-40 cm indicam que uma possível adubação fosfatada ocorrida na área não tenha alterado os teores na camada inferior. Não há indicação de adição de P durante o processo de mineração, porém produtos contendo P podem ser utilizados durante o processo de beneficiamento na dispersão da argila.

Figura 39 – Teores de P disponível de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)



De maneira generalizada, tanto a soma de bases (SB) quanto a saturação por bases (V%) do rejeito ficaram abaixo dos teores da linha-base (Figuras 40 e 41). A saturação por bases foi maior no rejeito em relação aos solos de controle, o que pode ser explicado em função dos maiores valores de pH do rejeito. Contudo, como será visto posteriormente, a CTC do rejeito é baixa e, portanto, os dados de saturação por bases do rejeito devem ser vistos com cautela, pois há limitado número de pontos de troca disponíveis e pode haver uma superestimativa quanto ao potencial de suprimentos de bases nele. Como já visto, os teores de Ca, Mg e K foram baixos no rejeito, indicando sua pobreza em bases.

Figura 40 – Soma de bases de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)

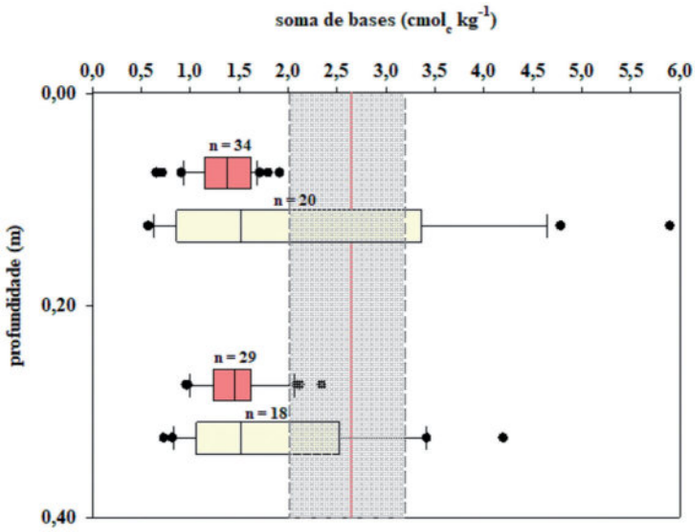
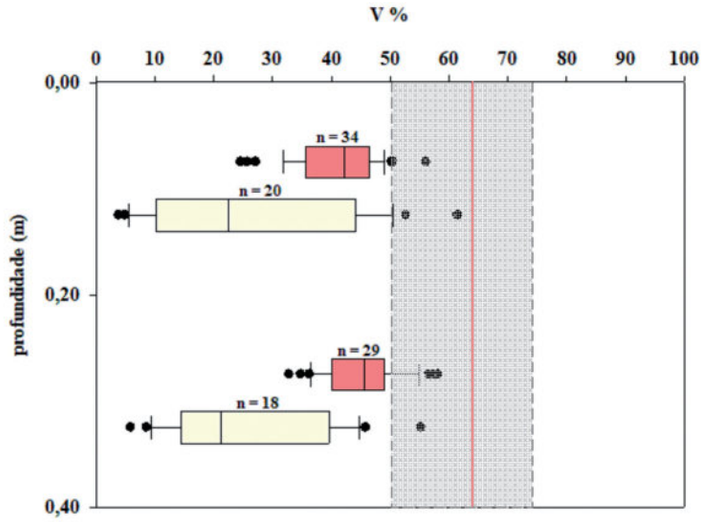
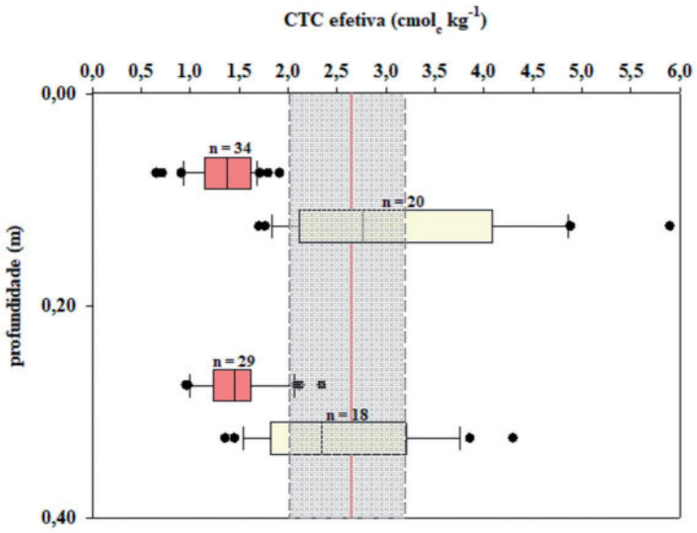


Figura 41 – Saturação por bases (V%) de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)



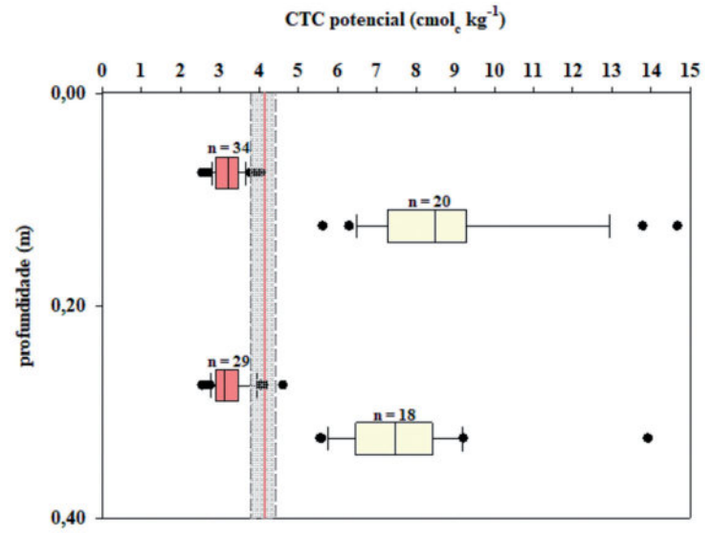
Em relação às CTCs efetiva e potencial do rejeito (1,37 e 3,22 $cmol_c\ kg^{-1}$, respectivamente), ambas se apresentaram inferiores à linha-base (2,64 e 4,14 $cmol_c\ kg^{-1}$, respectivamente) e aos solos de controle (2,77 e 8,49 $cmol_c\ kg^{-1}$, respectivamente) (Figuras 42 e 43). Interpretando os valores das CTCs efetiva e potencial do rejeito conforme Ribeiro, Guimarães e Alvarez (1999), praticamente todas as amostras apresentaram valores baixos em ambas as camadas avaliadas (Apêndice B). Essa menor CTC reflete em menor capacidade de retenção de bases do rejeito (apesar dos maiores valores de saturação por bases mencionados anteriormente), o que pode ser explicado pelos baixos teores de matéria orgânica, baixa percentagem de argila e baixa atividade da argila (predomínio de argilas oxídicas), conforme citado. A baixa CTC efetiva indica ainda que alguns elementos, como o K^+, podem ser mais facilmente lixiviados (VILELA et al., 1986). A CTC potencial dos solos de controle, embora não seja alta, já é mais próxima aos valores encontrados em diferentes biomas do Brasil (LOPES; COX, 1977).

Figura 42 – CTC efetiva de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)



É importante considerar que não é recomendado elevar o pH do rejeito para disponibilizar cargas negativas, pois ele já está um pouco acima do recomendado; portanto, o aumento de sua CTC poderia ser obtido via incremento de matéria orgânica no sistema. A CTC é um dos parâmetros mais importantes do solo, pois é responsável por um bom crescimento das plantas. Em solos férteis, essas cargas negativas são responsáveis por manter os elementos catiônicos essenciais disponíveis às plantas, uma vez que a interação eletrostática entre cargas opostas previne a lixiviação e perda desses nutrientes, aumentando sua disponibilidade para os cultivos.

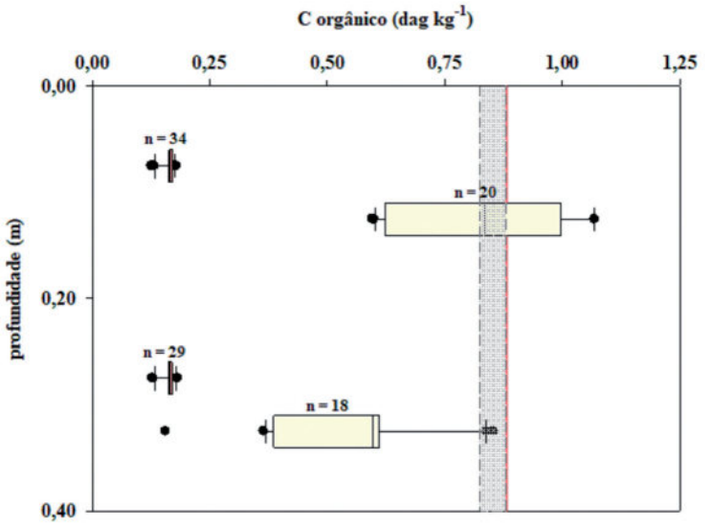
Figura 43 – CTC potencial de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)



Os teores de CO do rejeito na camada 0-20 cm (0,17 dag kg^{-1}) estavam abaixo da linha-base (0,88 dag kg^{-1}), bem como dos teores encontrados nos solos de controle (0,83 dag kg^{-1}) (Figura 44). Não foram verificadas diferenças dos teores de CO em profundidade para o rejeito. Teores similares dele entre a primeira (0-20 cm) e a segunda (20-40 cm) camadas do rejeito indicam que ainda não houve acúmulo de CO via deposição de resíduos orgânicos na superfície, mesmo após dois anos do desastre.

A matéria orgânica, medida a partir do teor de CO, é importante, pois é o principal reservatório de N e S no solo, representando mais de 95% de seus valores totais (SILVA; MENDONÇA, 2007). Além disso, atua na agregação, estabilidade de agregados, capacidade de retenção de água, percentagem de macroporos, entre outros parâmetros (SILVA; MENDONÇA, 2007). Portanto, influi positivamente nas propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos.

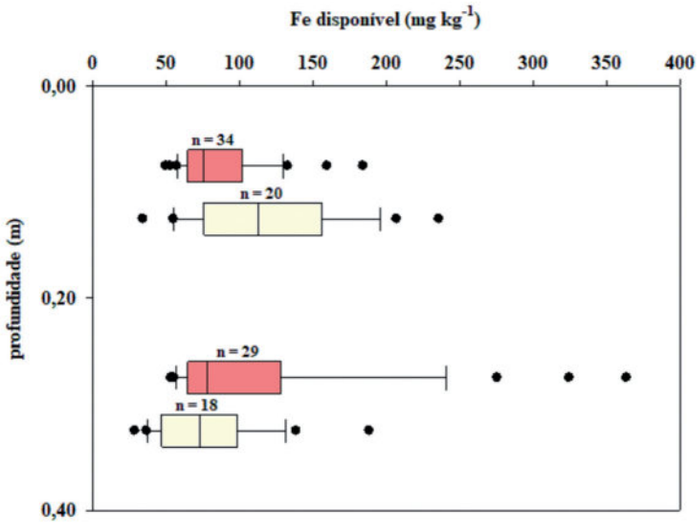
Figura 44 – Teores de CO de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015)



Os micronutrientes Fe, Mn, Zn e Cu, extraídos por solução de Mehlich-1, não foram quantificados por Pacheco (2015); dessa forma, os dados relativos a esses elementos no rejeito serão discutidos apenas em relação aos pontos de controle. É importante ressaltar, no entanto, que os dados de micronutrientes devem ser vistos com cautela, uma vez que, de forma geral, existem poucas calibrações na literatura para interpretação de seus níveis no solo.

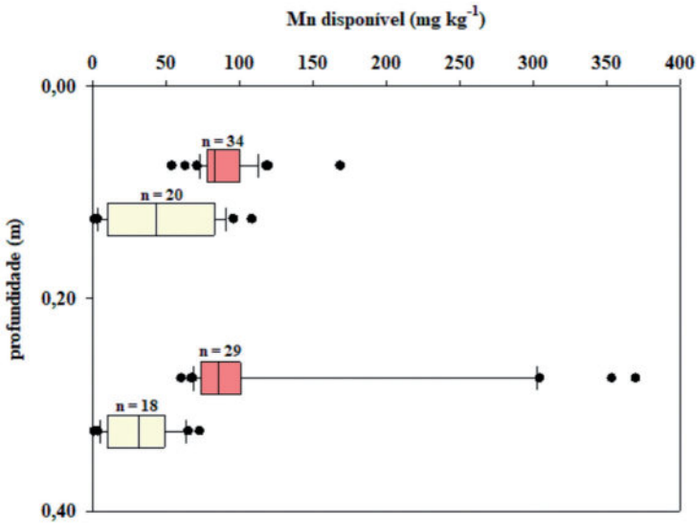
O Fe disponível no rejeito (75,4 mg kg^{-1}, camada 0-20 cm) apresentou-se similar ao obtido no solo de controle (113,1 mg kg^{-1}, camada 0-20 cm) (Figura 45). Isso ocorreu mesmo o rejeito sendo rico em óxidos de Fe, o que indica uma baixa solubilidade do Fe no material, dados sua elevada cristalinidade e tamanho de partícula. No entanto, 100% das amostras de rejeito foram consideradas com níveis altos do elemento em análise (RIBEIRO; GUIMARÃES; ALVAREZ, 1999) (Figura 45).

Figura 45 – Teores de Fe disponível de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. Pacheco (2015) não avaliou este parâmetro, o que justifica a ausência da área hachurada



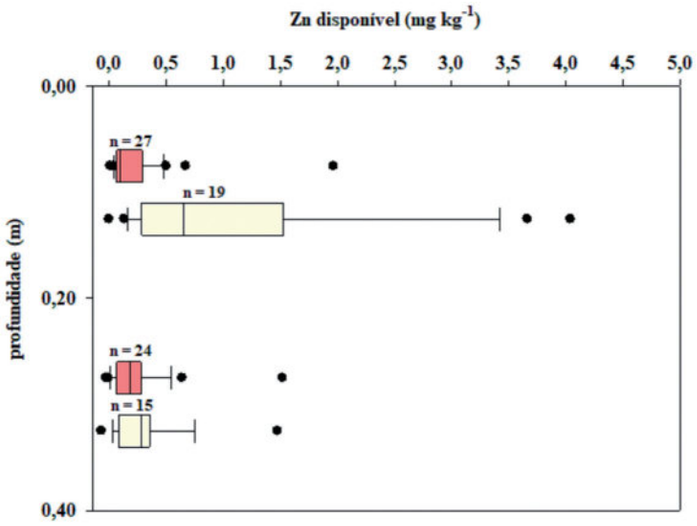
O micronutriente Mn foi mais elevado no rejeito comparativamente aos solos de controle (Figura 46), embora o rejeito apresente pH mais elevado. Elevados teores de Mn disponível podem, em algumas situações, indicar a possibilidade de toxidez, especialmente em condição de pH baixo. As atividades de mineração de Mn na região (RODRIGUES, 2012) podem explicar os resultados obtidos. Apesar da elevada disponibilidade de Mn no rejeito, sendo este considerado "alto" em 100% das amostras (RIBEIRO; GUIMARÃES; ALVAREZ, 1999) (Figura 46), as condições de aeração do material, que são comprometidas devido à característica do rejeito (elevado teor de óxido de Fe e granulometria com abundância de silte), podem alterar a dinâmica desse micronutriente.

Figura 46 – Teores de Mn disponível de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. Pacheco (2015) não avaliou este parâmetro, o que justifica a ausência da área hachurada



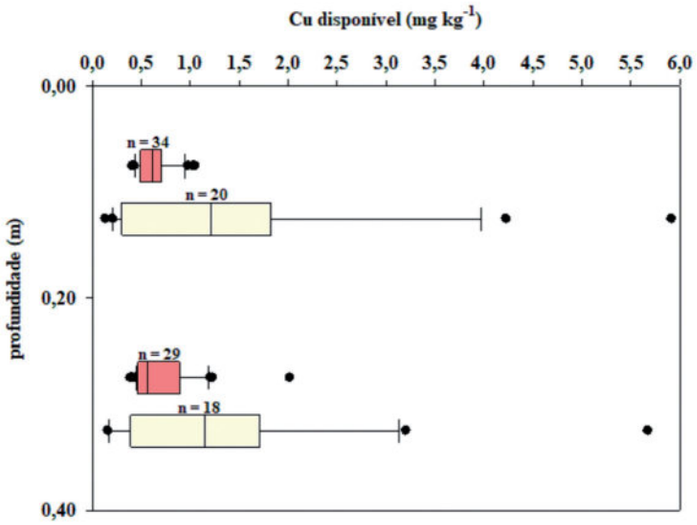
A camada 0-20 cm dos solos de controle apresentou os maiores teores de Zn disponível. Os baixos teores de Zn no rejeito (0,10 mg kg^{-1}) sugerem maior possibilidade de sua carência em relação aos solos de controle (0,65 mg kg^{-1}) (Figura 47). Tanto os solos de controle quanto o rejeito estão, em sua maioria, abaixo do valor considerado crítico de 1,0 mg kg^{-1} (GALRÃO, 1986), ou seja, existe elevada possibilidade de carência do micronutriente para as plantas nas duas situações, o que é corroborado pelos níveis "muito baixo" a "baixo" (RIBEIRO; GUIMARÃES; ALVAREZ, 1999) encontrados em mais de 60% das amostras (rejeito e solo de controle) (Apêndice B).

Figura 47 – Teores de Zn disponível de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. Pacheco (2015) não avaliou este parâmetro, o que justifica a ausência da área hachurada



As amostras de rejeito (0,62 mg kg^{-1}) apresentaram teores de Cu inferiores aos solos de controle (1,21 mg kg^{-1}) (Figura 48) na camada superficial. Esses teores alcançaram níveis de "baixo" a "médio" no rejeito em 90% das amostras, enquanto, para os solos de controle, foi possível classificar as amostras em níveis entre "bom" e "alto" para cerca de 50% das ocasiões (RIBEIRO; GUIMARÃES; ALVAREZ, 1999) (Apêndice B). Solos arenosos e com baixo teor de matéria orgânica, características verificadas para o rejeito, podem tornar-se deficientes em Cu em decorrência de perdas por lixiviação, além de a presença excessiva de íons metálicos (como Fe, Mn e Al) reduzir a disponibilidade desse nutriente às plantas (ABREU; LOPES; SANTOS, 2007).

Figura 48 – Teores de Cu disponível de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. Pacheco (2015) não avaliou este parâmetro, o que justifica a ausência da área hachurada



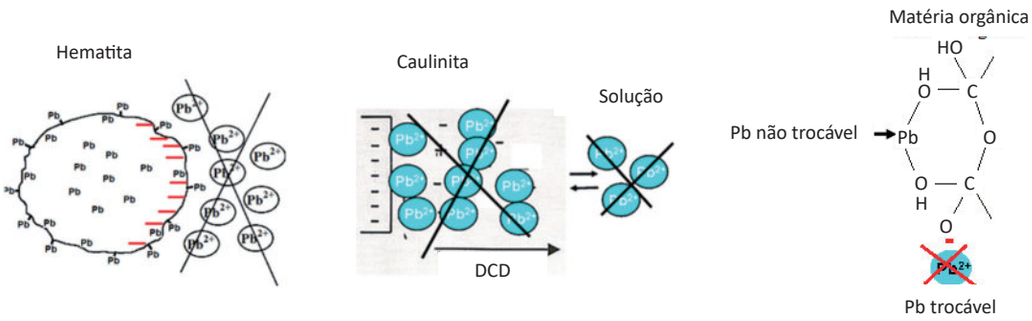
Conforme os resultados apresentados, verificou-se que o rejeito possui pH e teores de P superiores ao solo natural da região (tanto linha-base quanto solo de controle), predomínio de cargas positivas, maiores teores de Mn trocável, ausência de Al tóxico, menores teores de Mg e Zn trocáveis, baixos teores de soma de bases, menores teores de CO e baixos valores de CTC (tanto efetiva quanto potencial). Dessa forma, com a passagem e deposição da lama, houve identificação parcial de dano à fertilidade natural do solo, porém esse dano poderá ser reversível a partir de novas práticas de manejo que priorizem o aporte de matéria orgânica e a introdução de fertilizantes de forma parcelada, visto que o poder de tamponamento do rejeito é baixo, aumentando os riscos de lixiviação de nutrientes.

2.1.4.5 EPTs

Para melhor compreensão das formas de EPTs catiônicos extraídos pelos diferentes métodos químicos, fez-se uma representação esquemática da fase coloidal sólida do solo e da atuação dos reagentes, tomando o Pb^{2+} como exemplo (o X nas Figuras 49 a 52 no Pb^{2+} representa sua extração pelo respectivo método):

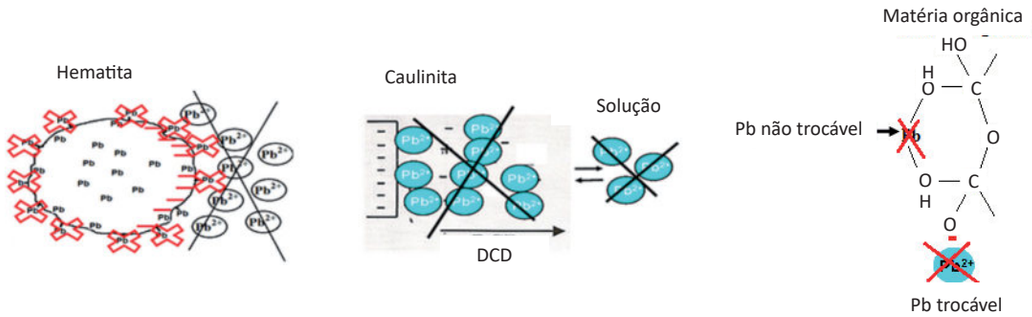
1) EPTs trocáveis (Mehlich-1): extrai apenas as formas trocáveis, pela troca do H^{+} do extrator pelo Pb^{2+} adsorvido de forma não específica à CTC dos minerais da fração argila (como exemplo, citaram-se a hematita e a caulinita) e matéria orgânica humificada (Figura 49). A única forma mais prontamente disponível ao meio ambiente que o adsorvido é o Pb^{2+} solúvel ou na solução do solo. O Mehlich-1 extrai o somatório das formas trocáveis ou adsorvidas não especificamente e a forma solúvel dos EPTs catiônicos. Portanto, o Pb^{2+} extraído pelo Mehlich-1 é o mais deletério ambientalmente.

Figura 49 – Representação esquemática das formas de EPTs extraíveis pela solução Mehlich-1



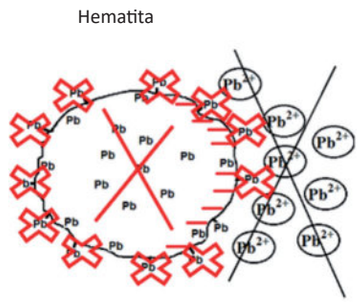
2) EPTs não trocáveis (HNO_3 1 mol L^{-1}): é um método mais agressivo que o anterior, extraindo uma parcela adicional do Pb^{2+} em relação ao Mehlich-1 (Mehlich-1 + formas não trocáveis ou adsorvidas especificamente) (Figura 50). A ligação dos EPTs adsorvidos especificamente aos minerais da fração argila e à matéria orgânica apresenta forte caráter covalente e, portanto, só ficariam disponíveis às plantas e organismos em médio e longo prazo (MELO et al., 2016).

Figura 50 – Representação esquemática das formas de EPTs extraíveis pela solução de HNO_3 1 mol L^{-1}



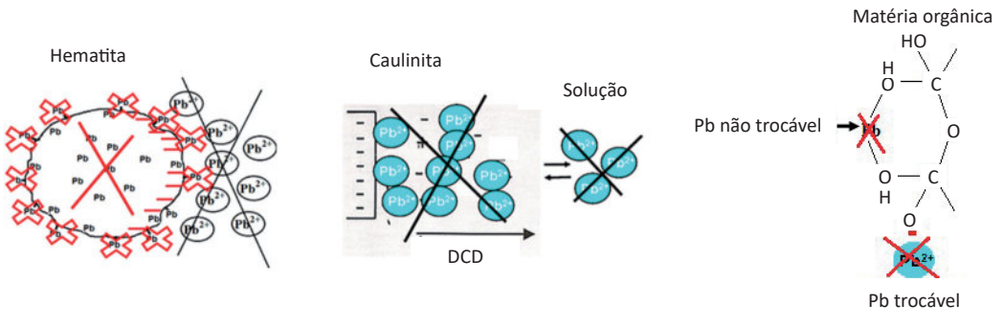
3) EPTs associados aos óxidos de Fe pedogenéticos (DCB): o método DCB apresenta forte poder redutor e simula uma condição de campo, em que, por exemplo, um solo de várzea é submetido à condição de alagamento (anoxia) por vários meses do ano e longo período (décadas). Nessa situação de baixa pressão de O_2, ocorre a redução dos compostos nitrogenados, minerais de Mn e, por fim, minerais de Fe. Caso ocorram EPTs catiônicos na estrutura dos óxidos de Fe (mesmo comportamento para goethita e magnetita), a dissolução dos minerais libera formas estruturais de EPTs (Figura 51). Contudo, em condições normais de aeração dos solos, essas formas de EPTs são estáveis e não são liberadas ao ambiente.

Figura 51 – Representação esquemática das formas de EPTs extraíveis pela solução de DCB



4) Teores pseudototais de EPTs (EPA 3051): o uso de HNO_3 e HCl concentrados sob condições de temperatura e pressão elevadas garante a quase total dissolução dos minerais e MOS (Figura 52). Portanto, este método pode superestimar a toxidez de EPTs no ambiente. Contudo, é o método de diagnóstico ambiental para EPTs mais usado em todo o mundo (para comparação com os Valores de Referência de Qualidade – VRQ). No Brasil, os órgãos ambientais dos estados e da federação (Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA) adotam-no para determinar os teores naturais e os níveis de contaminação dos solos por EPTs (MELO et al., 2017). O método extrai quantidades equivalentes de EPTs ao método de digestão que utiliza HNO_3, HCl e HF concentrado (EPA 3052) (método não utilizado neste estudo), que verdadeiramente solubiliza toda a amostra de solo (teores totais). A única diferença é que a presença de HF no método garante a solubilização de silicatos (como quartzo e feldspato) e aluminossilicatos (como caulinita e esmectita) (MELO et al., 2016). No entanto, a presença de EPTs na estrutura desses minerais é muito limitada, o que garante a similaridade de extração dos métodos 3051 e 3052. Uma exceção é para o Ba^{2+}, que substitui isomorficamente o K^+ no feldspato (BATISTA et al., 2018). Portanto, em solo com a presença de feldspato potássico nas frações areia e silte, os teores de Ba^{2+} pelo método EPA 3052 devem ser significativamente superiores em comparação ao método EPA 3051.

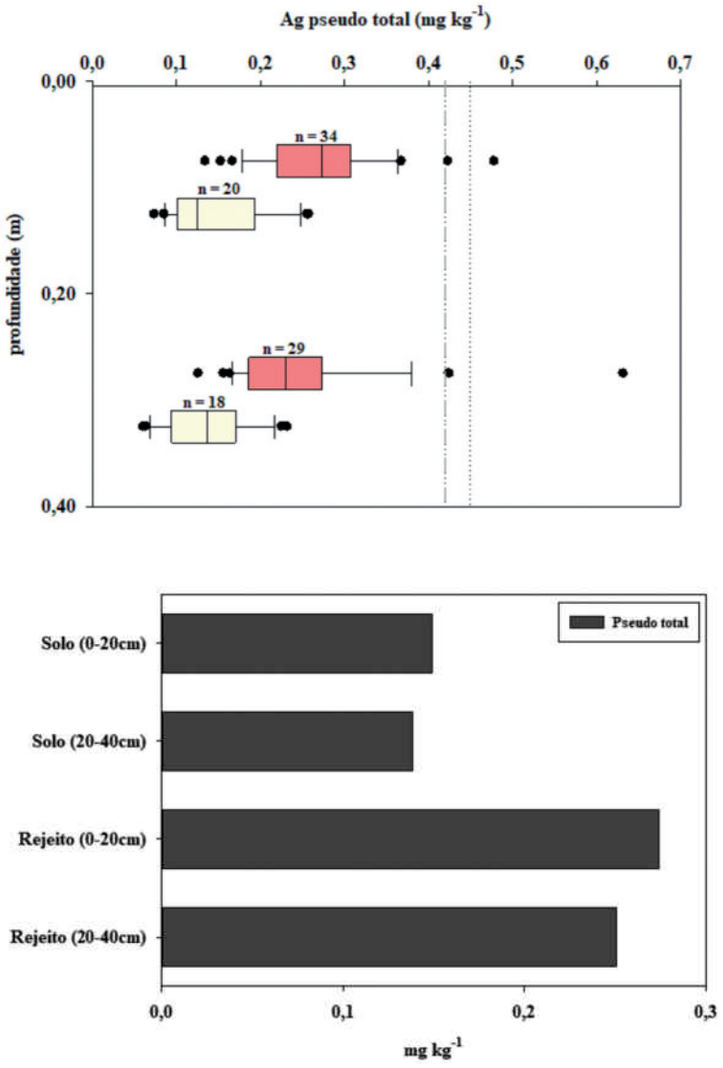
Figura 52 – Representação esquemática das formas de EPTs extraíveis pelo método EPA 3051 (pseudototal)



Os teores dos EPTs nas amostras de rejeito, solos de controle, linha-base e VRQs determinados por órgãos ambientais de Minas Gerais e nacionais são apresentados nas Figuras 53 a 66. Aqui, será usada a mesma sistemática de comparações, priorizando a linha-base extraída de Pacheco (2015). No caso da ausência de dados de linha-base, a comparação será feita entre os teores do rejeito e dos solos de controle (terras altas). Por fim, na próxima seção, serão comparados os teores de EPTs do rejeito com os VRQs definidos pelos órgãos ambientais.

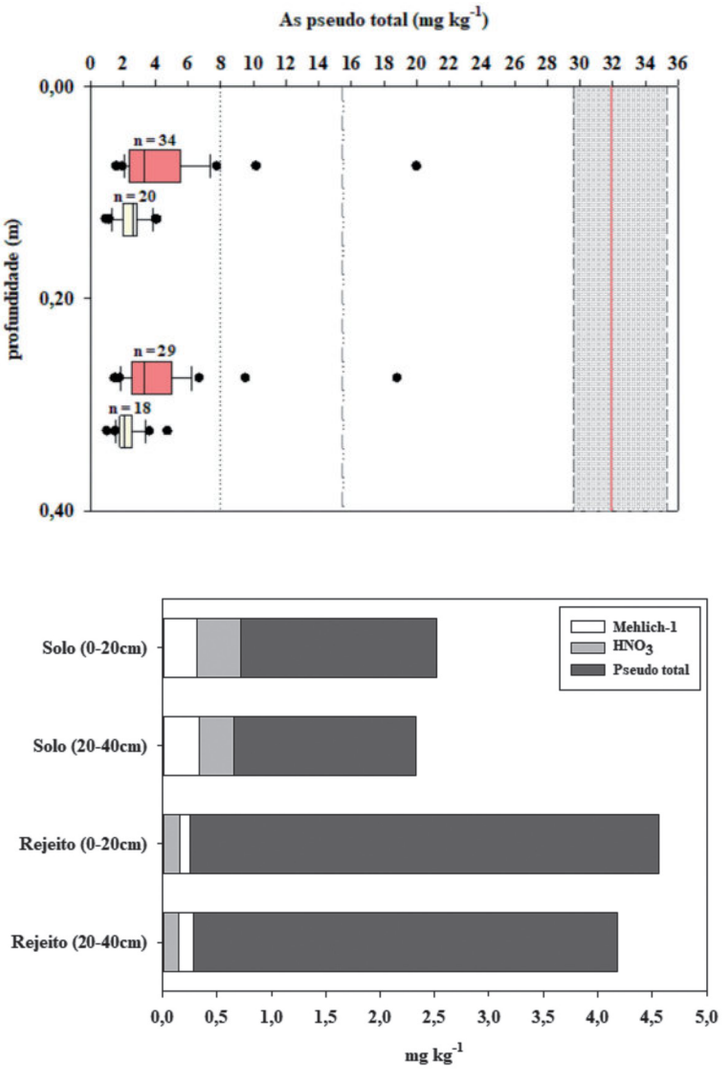
Os teores medianos pseudototais de Ag obtidos nas amostras de rejeito na camada 0-20 cm (0,27 mg kg^{-1}) foram superiores aos solos de controle (0,13 mg kg^{-1}) (Figura 53). Nota-se que não houve recuperação de Ag nas frações não trocável, redutível e trocável, estando esse EPT 100% em formas estruturais (Figura 53 – painel inferior). Para esse EPT, não há parâmetro de comparação de linha-base.

Figura 53 – Painel superior: teores pseudototais de Ag de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. Pacheco (2015) não avaliou este parâmetro, o que justifica a ausência de área hachurada; as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais médios de Ag nos solos de controle e no rejeito



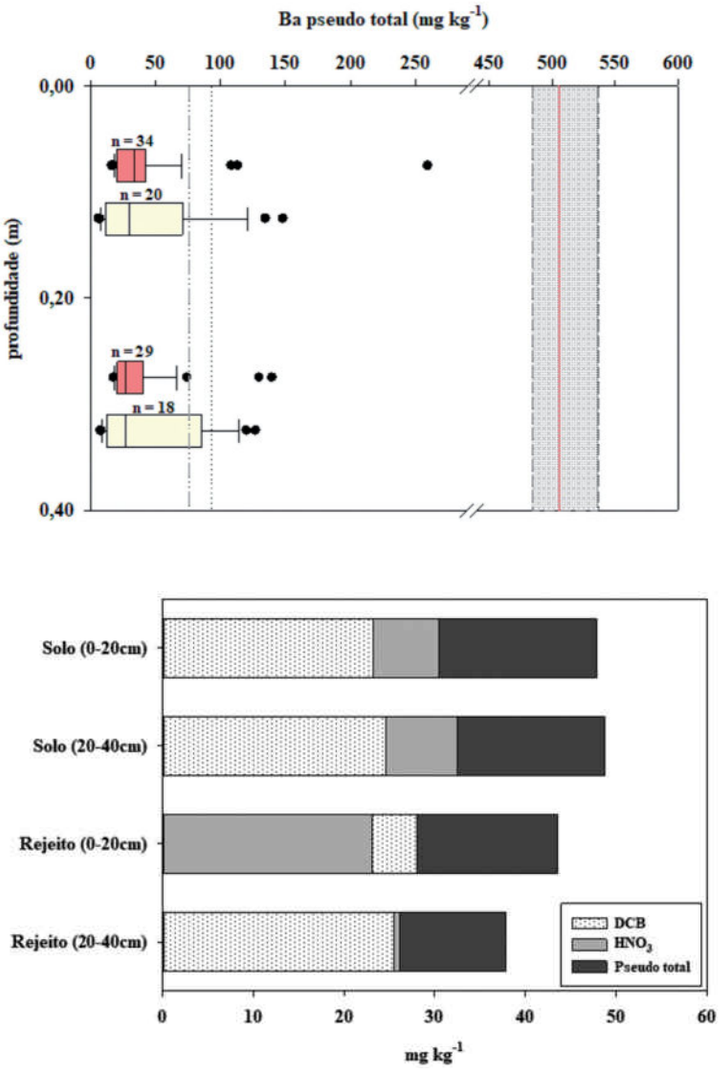
Os teores medianos pseudototais de As quantificados no rejeito na camada superior (3,3 mg kg^{-1}) ficaram bem abaixo da linha-base (31,9 mg kg^{-1}) (Figura 54). Além disso, a disponibilidade atual e instantânea de As foi reduzida. A fração prontamente biodisponível desse elemento no rejeito (Mehlich-1) representa apenas 6% do teor pseudototal (Figura 54 – painel inferior).

Figura 54 – Painel superior: teores pseudototais de As de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, HNO_3 e Mehlich-1 médios de As nos solos de controle e no rejeito



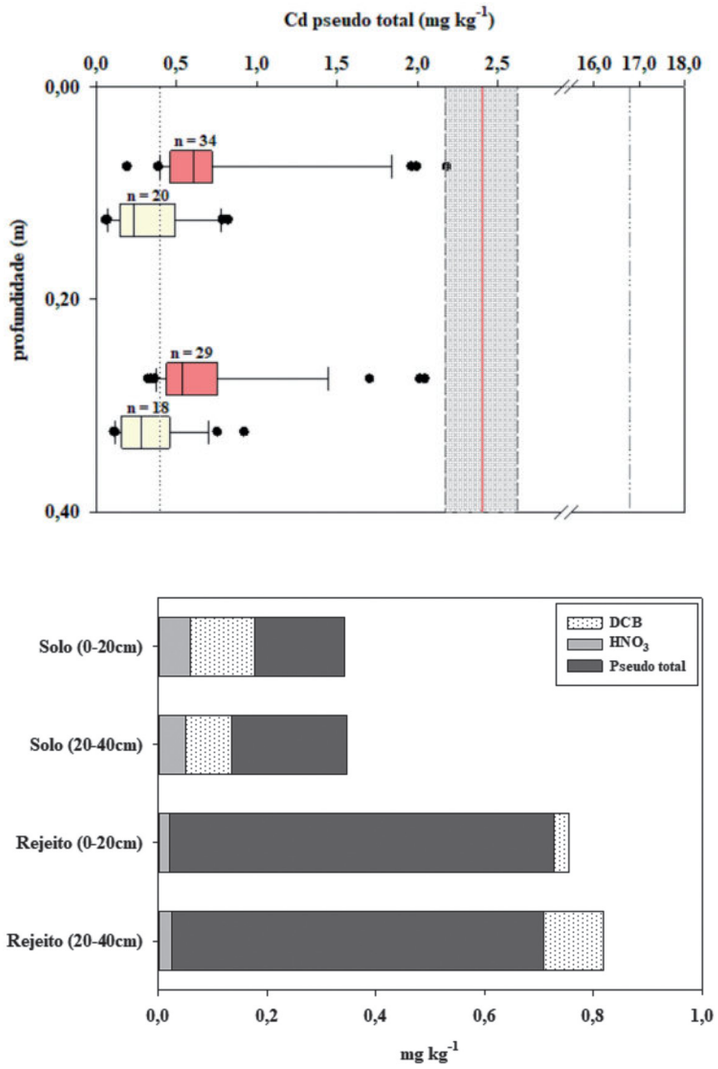
Os teores medianos de Ba das amostras de rejeito, em ambas as profundidades, foram inferiores cerca de dez vezes em relação aos teores medianos da linha-base (Figura 55), o que certifica, de acordo com as premissas de comparação deste estudo, que não houve contaminação desse elemento com a deposição dos rejeitos. As frações não trocável (HNO_3) e redutível (DCB) representam mais de 50% do teor médio pseudototal de Ba no rejeito. Com isso, a fração redutível indica que pode haver um potencial de liberação de Ba, tanto no solo de controle quanto no rejeito, em condição de alagamento prolongado do meio ou ainda se o material for erodido e transportado para os corpos hídricos. Esses processos de liberação de formas redutíveis são mais lentos. Não foram detectadas formas trocáveis de Ba (Mehlich-1), que são prontamente disponíveis. Assim, devido aos baixos teores pseudototais, o Ba do rejeito não representa risco ambiental.

Figura 55 – Painel superior: teores pseudototais de Ba de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base, e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, DCB e HNO_3 médios de Ba nos solos de controle e no rejeito



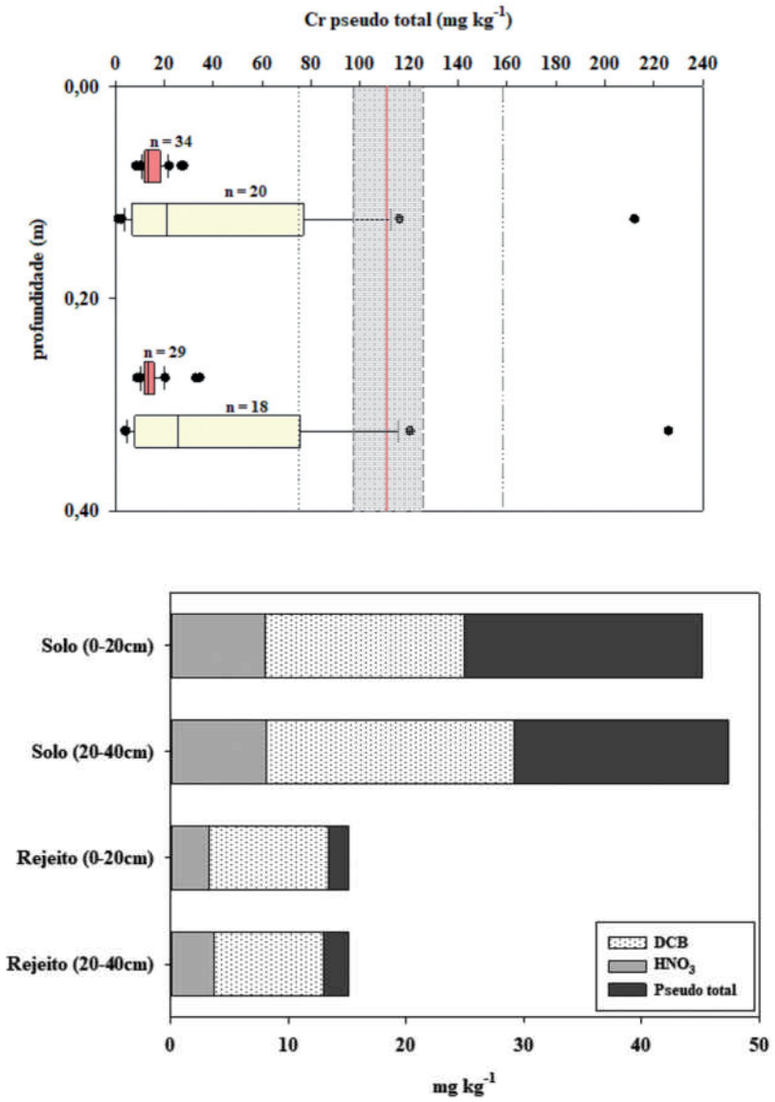
Os teores medianos pseudototais de Cd (0,61 mg kg^{-1}) foram inferiores e representam um quarto do teor da linha-base (2,40 mg kg^{-1}) (Figura 56). Como os teores de Cd DCB foram similares aos de Cd pseudototal, infere-se que todo o Cd pseudototal seria liberado em caso de alagamentos prolongados do rejeito, assim como para o Ba. Contudo, mesmo que ocorra esse processo de aceleração da liberação do Cd pelo processo de redução, o Cd solubilizado não representaria problemas ambientais pelos teores inexpressivos do EPT em relação à linha-base.

Figura 56 – Painel superior: teores pseudototais de Cd de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, DCB e HNO_3 médios de Cd nos solos de controle e no rejeito



Comportamento similar ao Cd foi observado para o Cr, ou seja, o Cr DCB representa grande parte do Cr pseudototal no rejeito (Figura 57 – painel inferior). Ainda, não houve extração de Cr pelo método Mehlich-1. Os teores de Cr do rejeito foram inferiores aos da linha-base (Figura 57 – painel superior), o que representa qualidade ambiental do rejeito em relação a esse EPT.

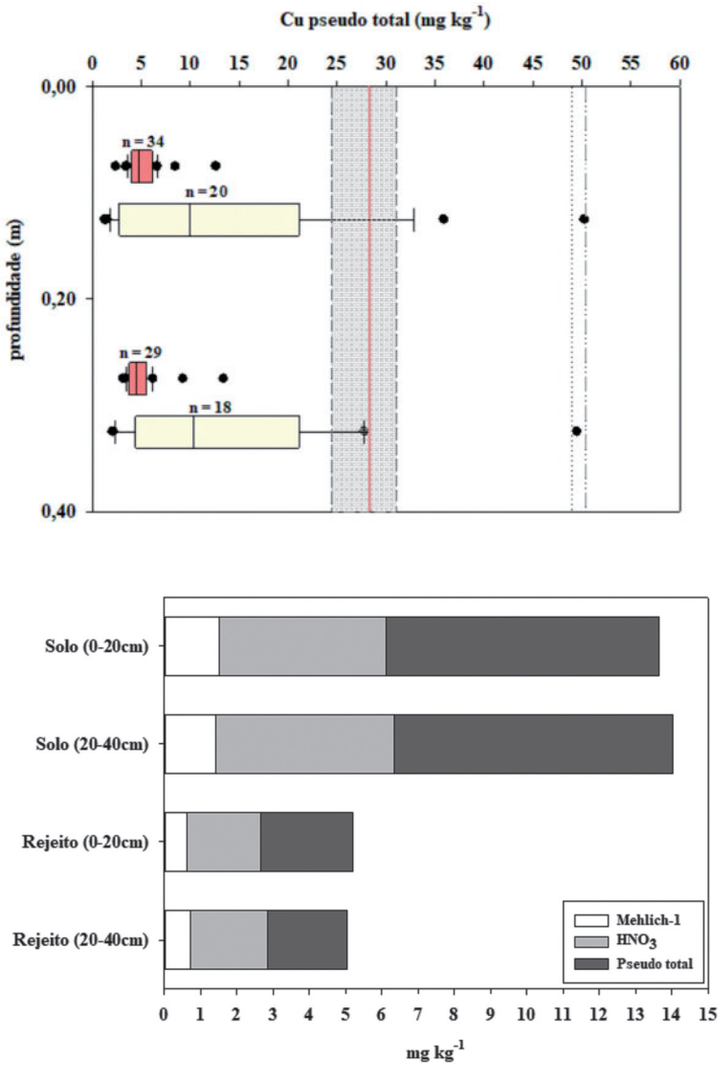
Figura 57 – Painel superior: teores pseudototais de Cr de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, DCB e HNO_3 médios de Cr nos solos de controle e no rejeito



Os teores medianos pseudototais de Cu (Figura 58) nas amostras de rejeito (4,79 mg kg^{-1}) foram inferiores à linha-base (28,35 mg kg^{-1}) e solos de controle (10,0 mg kg^{-1}) na camada superficial. A distribuição entre as frações de Cu seguiu a ordem: pseudototal > HNO_3 > Mehlich-1 (Figura 58 – painel inferior). Dessa forma, mais de 45% do Cu está na fração não trocável, tanto no solo de controle quanto no rejeito. Apesar de ambas as matrizes possuírem baixo teor de CO (Apêndice A), observa-se que

grande parte do Cu pseudototal pode estar covalentemente retido na matéria orgânica, devido à sua afinidade em formar complexos entre si.

Figura 58 – Painel superior: teores pseudototais de Cu de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, HNO_3 e Mehlich-1 médios de Cu nos solos de controle e no rejeito



As frações estruturais (pseudototal e DCB) de Fe foram maiores no rejeito em relação ao solo de controle. Por outro lado, embora o rejeito tenha como principal constituinte os óxidos de Fe, a disponibilidade de Fe extraído em formas lábeis (Mehlich-1 e HNO_3) foi maior no solo de controle. O Fe foi um dos únicos casos em que os teores medianos do elemento extraídos pelo DCB (86 g kg^{-1}) no rejeito foram superiores aos teores pseudototais (16 g kg^{-1}) (Figura 59 – painel inferior). Esse comportamento difere por causa da agressividade dos métodos discutidos anteriormente. Para checar essa aparente inversão de valores, separou-se a fração magnética da areia dos rejeitos, sendo ela constituída quase na sua totalidade por magnetita e hematita (dados apresentados na seção Mineralogia). Procedeu-se à

digestão da fração areia magnética pelo método EPA 3051 e a capacidade de extração de Fe por esse método foi de aproximadamente 5% do total de Fe supostamente existente na amostra (Tabela 4). Com isso, pode-se dizer que a dinâmica de extrações discutida para esse método no início da seção não vale para magnetita e hematita da fração areia. Por outro lado, o DCB foi mais eficiente na extração de Fe desses minerais da fração areia. Apesar de todas essas relações discutidas, os teores pseudototais de Fe obtidos no rejeito ficaram abaixo da linha-base, o que indica não ter havido dano decorrente do desastre em relação a esse elemento (Figura 59 – painel superior).

Figura 59 – Painel superior: teores pseudototais de Fe de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015). Painel inferior: teores pseudototais, DCB, HNO_3 e Mehlich-1 médios de Fe nos solos de controle e no rejeito. Os teores extraídos por Mehlich-1 foram muito baixos (< 1%) e, por isso, não aparecem

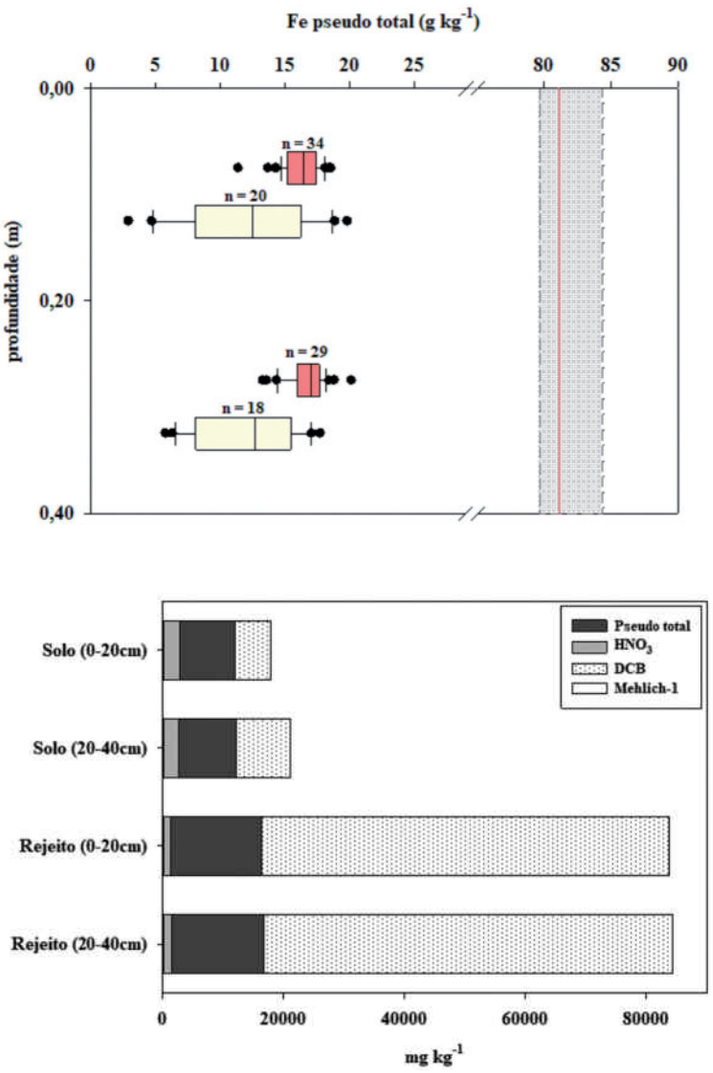


Tabela 4 – Teores (mg kg-1) de EPTs extraídos da fração areia magnética do rejeito na STS9.4 da camada 20-40 cm pelo método EPA 3051*

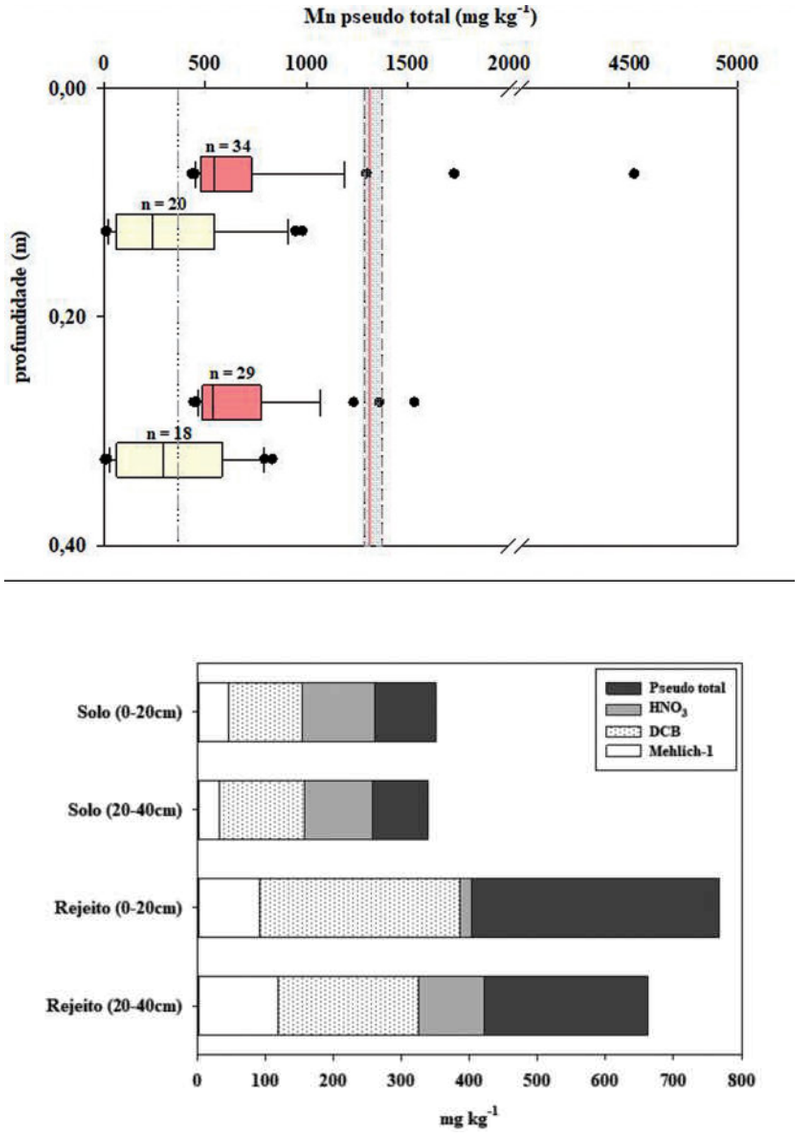
Ag	**As**	**Ba**	**Cd**	**Cr**	**Cu**	**Fe**
0,90	41,3	180,5	3,70	29,4	4,24	26036,7
Mn	**Mo**	**Ni**	**Pb**	**Sb**	**V**	**Zn**
2138,2	0,25	13,5	14,8	18,3	26,9	37,6

Nota: *Considerando que a amostra magnética apresenta 90% de pureza (houve picos de quartzo – seção Mineralogia) e tomando apenas a fórmula mínima da Hm (Fe_2O_3 - 69% Fe) = 900 x 0,69 = 629 g kg^{-1} de Fe. A extração foi apenas de 26 g kg^{-1}, ou seja, 4% do Fe magnético.

O que chama atenção nos dados da Tabela 4 são os elevados teores pseudototais de As da fração areia magnética. É importante considerar que os dados apresentados foram obtidos nos pontos com maior concentração visual de areia magnética (STS9.3 e STS9.4, nas camadas 0-20 e 20-40 cm). Seguindo as mesmas premissas, caso o método EPA 3051 tivesse extraído 100% da fração magnética, certamente os teores de As seriam ainda maiores na fração TFSA. Então, podem-se associar os relativos altos teores de As do material de origem, além da arsenopirita, à presença de magnetita e hematita da fração areia. Devido à grande proximidade de raios iônicos (Fe^{3+} = 0,067 nm e As^{3+} = 0,069 nm), pode-se ter intensa substituição isomórfica do Fe^{3+} pelo As^{3+} na estrutura dos óxidos de Fe (POGGERE et al., 2017). Contudo, esse efeito de enriquecimento de As pela magnetita e hematita, na prática, é muito limitado, pois: (i) a fração magnética da areia é apenas residual no rejeito; (ii) esses minerais magnéticos são muito resistentes ao intemperismo, pois resistiram à extração com ácidos concentrados sob alta temperatura e pressão (EPA 3051), ou seja, a possibilidade de transferência de As da estrutura da magnetita e da hematita para o meio ambiente pode ser considerada desprezível.

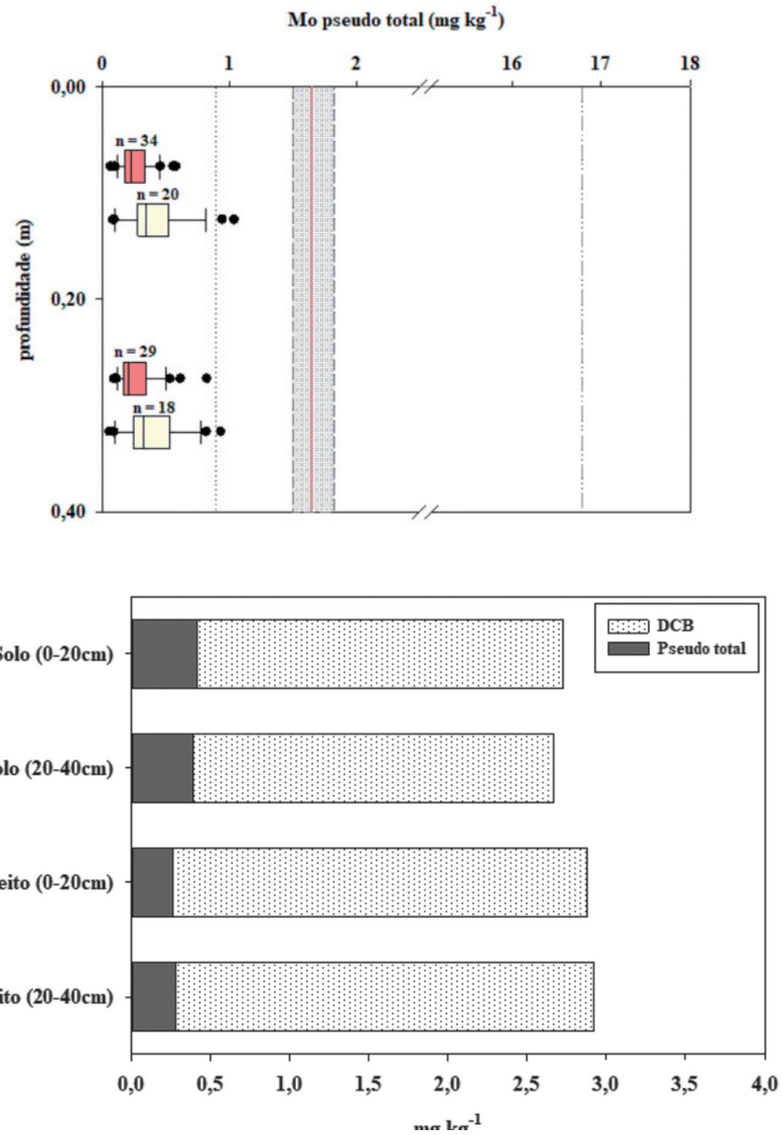
O Mn é o elemento com maior potencial de risco ambiental no contexto do desastre, uma vez que existem amostras de rejeito com teores pseudototais acima da linha-base, embora a mediana (545 mg kg^{-1}) não tenha ultrapassado essa referência (1.311 mg kg^{-1}) (Figura 60 – painel superior). Adicionalmente, todas as frações de Mn foram superiores no rejeito em relação ao solo de controle (Figura 60 – painel inferior). Salienta-se que de 12% a 18% da fração pseudototal de Mn está prontamente disponível ao meio ambiente quando analisadas as camadas 0-20 e 20-40 cm de rejeito. Isso significa que os teores de Mn disponível no rejeito estão cerca de dez vezes maiores que o limite superior da classe de interpretação para teores “altos” no solo (RIBEIRO; GUIMARÃES; ALVAREZ, 1999), mesmo em valores elevados de pH encontrados no rejeito. Apesar de ser um micronutriente essencial para as plantas, o excesso de Mn pode ser tóxico; assim, se houver um rebaixamento do pH do rejeito ao longo dos anos, os níveis tóxicos de Mn poderão ser ainda mais graves.

Figura 60 – Painel superior: teores pseudototais de Mn de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); a linha vertical representa o valor de referência de qualidade para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, DCB, HNO_3 e Mehlich-1 médios de Mn nos solos de controle e no rejeito



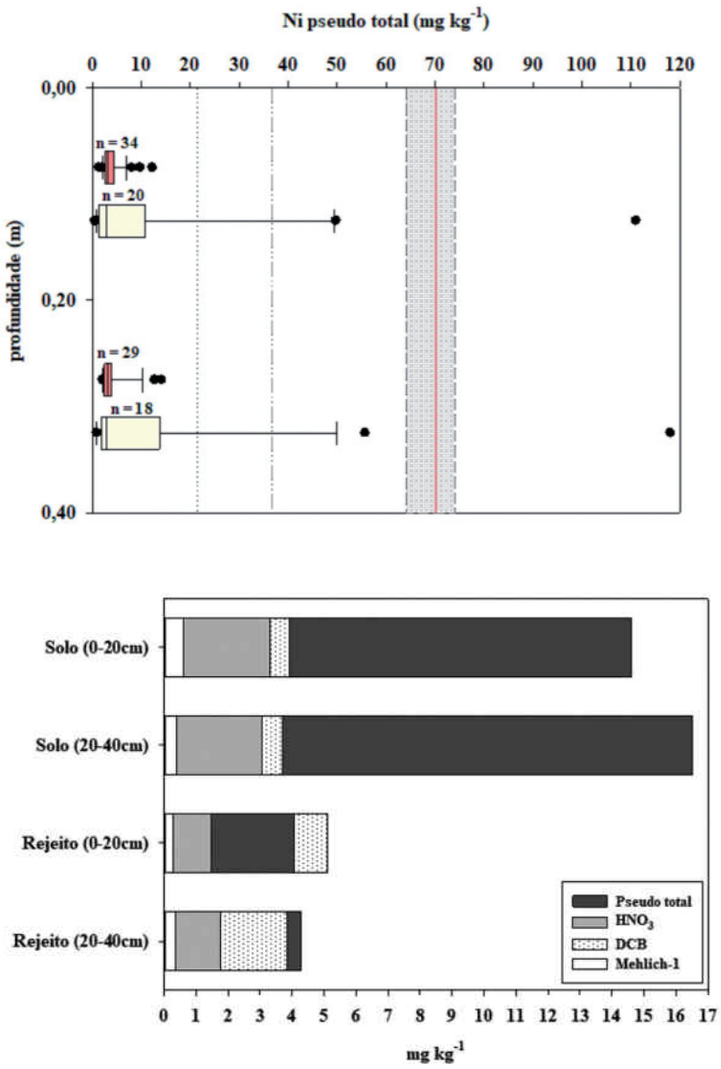
Como observado para Fe, os teores de Mo DCB foram superiores aos pseudototais de Mo, tanto no rejeito quanto no solo de controle (Figura 61 – painel inferior). Como discutido para As, o Mo (Mo^{4+} = 0,068 nm e Mo^{5+} = 0,065 nm) apresenta muita similaridade de raio iônico em relação ao Fe^{3+}, o que facilita a sua ocorrência na estrutura dos óxidos de Fe; no caso da área de estudo, isso resulta em a extração desses minerais ser mais facilitada pelo DCB em relação ao método EPA 3051. Mesmo assim, os teores medianos pseudototais do rejeito ficaram aquém da linha-base e solo de controle (Figura 61 – painel superior) e ainda não foram quantificados teores lábeis (Mehlich-1 e HNO_3) de Mo no rejeito. Dessa forma, não há problema ambiental decorrente do desastre em relação aos teores de Mo no rejeito.

Figura 61 – Painel superior: teores pseudototais de Mo de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais e DCB médios de Mo nos solos de controle e no rejeito



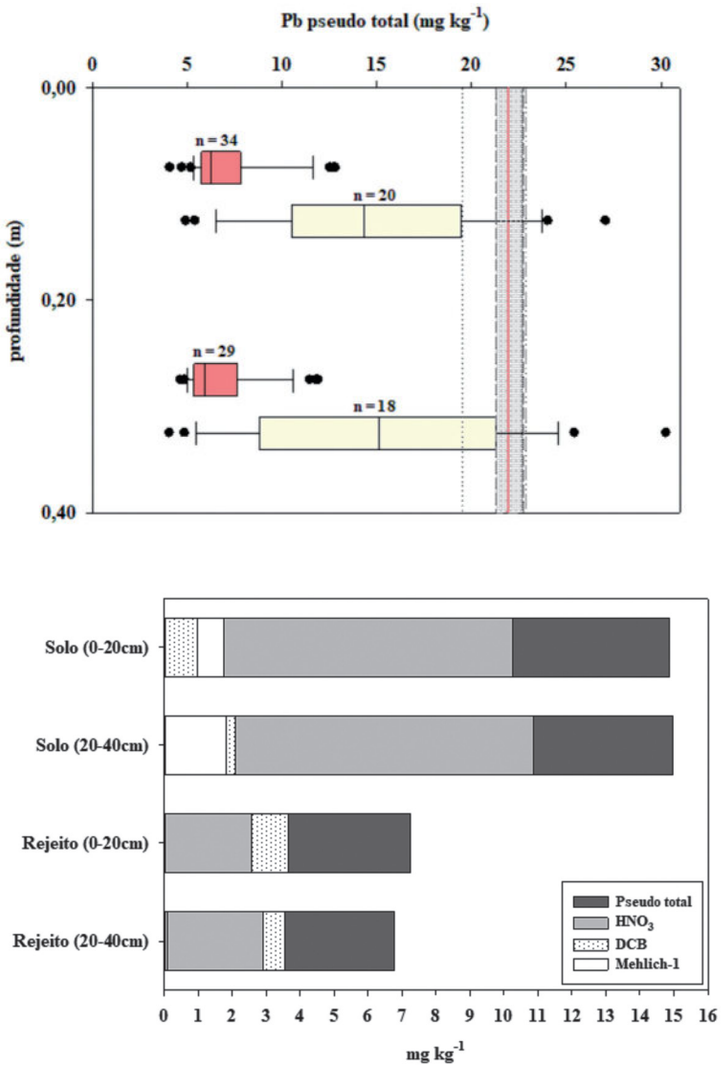
Os teores pseudototais de Ni obtidos no rejeito ficaram abaixo da linha-base e não apresentaram diferenças em relação aos solos de controle (Figura 62). A distribuição entre as frações seguiu a ordem: pseudototal > DCB > HNO_3 > Mehlich-1 no solo de controle e DCB > pseudototal > HNO_3 > Mehlich-1 na camada 0-20 cm do rejeito, invertendo-se a ordem entre DCB e pseudototal na camada 20-40 cm. Não há preocupação ambiental com os teores de Ni no rejeito, uma vez que a percentagem máxima extraída pela fração trocável não ultrapassou 8% do teor pseudototal.

Figura 62 – Painel superior: teores pseudototais de Ni de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, DCB, HNO_3 e Mehlich-1 médios de Ni nos solos de controle e no rejeito



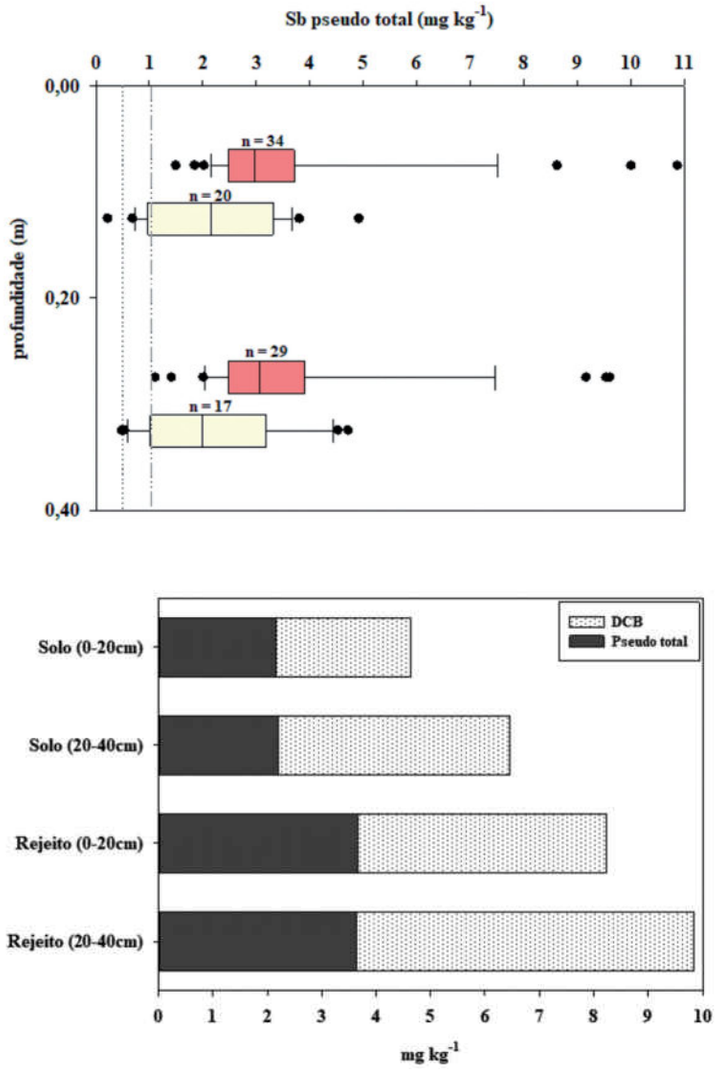
Os teores de Pb dos rejeitos foram inferiores aos obtidos nos solos de controle pelos métodos de extração trocável, não trocável e pseudototal, com exceção do teor redutível, que foi maior na camada superficial do rejeito em relação ao solo de controle (Figura 63). Observa-se, na Figura 63, que os teores medianos pseudototais de Pb do rejeito foram inferiores à linha-base. Dessa forma, o potencial poluidor momentâneo (Mehlich-1), em curto e médios prazo (HNO_3) e em longo prazo (DCB e EPA 3051), de Pb pelo rejeito na área estudada é nulo.

Figura 63 – Painel superior: teores pseudototais de Pb de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, DCB, HNO_3 e Mehlich-1 médios de Pb nos solos de controle e no rejeito



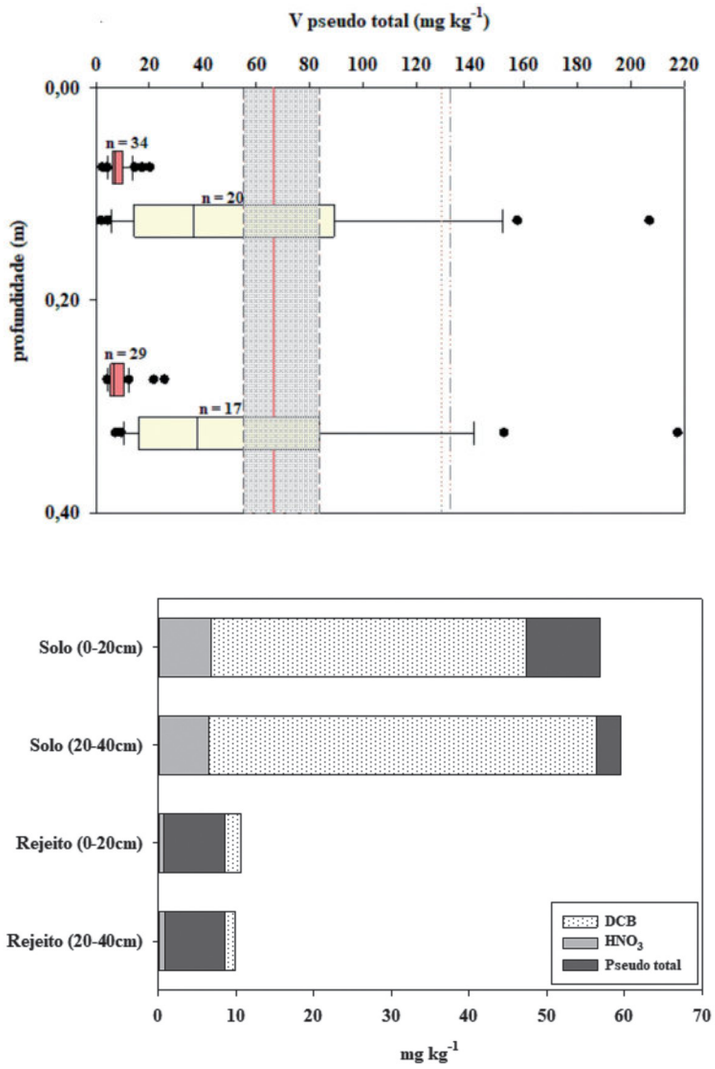
O Sb é um poluente emergente e potencialmente tóxico (FUGIWARA et al., 2011). Visto que não há valores de linha-base como referência, com o desastre, os teores medianos pseudototais no rejeito apontam para um incremento desse EPT em relação aos solos de controle (Figura 64). Nota-se que há maior dispersão dos dados no rejeito, uma vez que o material tem se mostrado bastante homogêneo na composição dos outros EPTs. Assim como Fe e Mo, foram extraídos teores superiores de Sb por DCB em relação ao método 3051, o que pode indicar uma possível preocupação em relação à sua contaminação em ambientes de várzea durante eventos de cheia.

Figura 64 – Painel superior: teores pseudototais de Sb de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. Pacheco (2015) não avaliou este parâmetro, o que justifica a ausência de área hachurada; as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais e DCB médios de Sb nos solos de controle e no rejeito



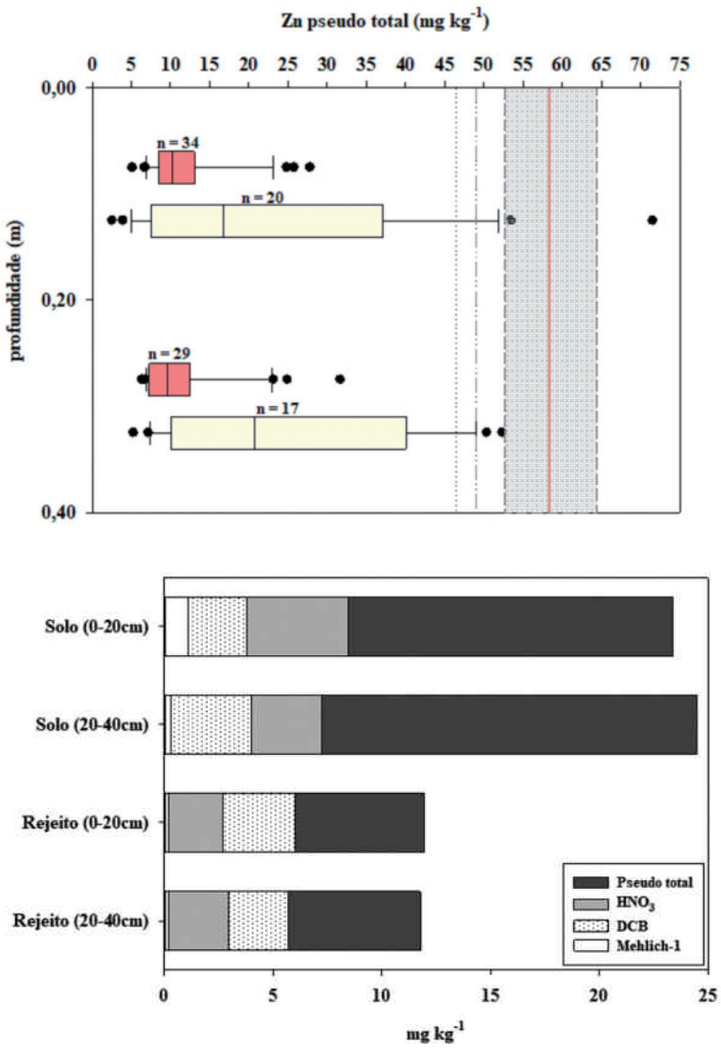
Para o V, os teores medianos pseudototais no rejeito foram inferiores tanto em relação à linha-base quanto aos solos de controle (Figura 65). De maneira geral, o V parece estar associado à fração redutível, uma vez que os teores de V DCB foram superiores no rejeito e somaram a quase totalidade dos teores pseudototais nos solos de controle (Figura 65 – painel inferior).

Figura 65 – Painel superior: teores pseudototais de V de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, DCB e HNO_3 médios de V nos solos de controle e no rejeito



Concordando com os teores extraídos pela solução de Mehlich-1 no item Fertilidade, o Zn disponível no rejeito é "muito baixo" (RIBEIRO; GUIMARÃES; ALVAREZ, 1999). Entretanto, pode ser liberado em longo prazo em condições anaeróbicas, visto que 50% do Zn nessa matriz está na forma redutível (Figura 66 – painel inferior). Os teores pseudototais de Zn no rejeito foram inferiores à linha-base (Figura 66 – painel superior) e ao solo de controle em todas as frações, com exceção dos teores médios de Zn DCB.

Figura 66 – Painel superior: teores pseudototais de Zn de amostras do rejeito (em vermelho) e em pontos de controle (solos de terras altas, em amarelo), coletadas em dez seções transversais na bacia do rio Doce. As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha-base e a linha vertical vermelha, a mediana da linha-base (PACHECO, 2015); as linhas verticais representam os valores de referência de qualidade para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e para o rio Doce (GUEVARA et al., 2018). Painel inferior: teores pseudototais, DCB, HNO_3 e Mehlich-1 médios de Zn nos solos de controle e no rejeito



A partir dos teores de EPTs pseudototais, foram utilizados indicadores para auxiliar na interpretação dos resultados, de maneira a resumir os elementos presentes no rejeito que podem representar algum grau de contaminação ou poluição em relação à linha-base ou comparativamente aos solos de controle. Tais comparações foram realizadas pontualmente em cada amostra em relação à mediana dos valores de referência, tendo sido considerada a camada 0-40 cm para linha-base (PACHECO, 2015) e as camadas 0-20 cm e 20-40 cm para solos de controle.

Tanto o FC quanto o Igeo comparativamente à linha-base indicaram que o único elemento anômalo em relação ao desastre foi o Mn, com interpretação de "contaminação considerável" e "moderadamente poluído", respectivamente, para somente um ponto (STS8.3, na camada 0-20 cm) da área avaliada (Figuras 67 e 68 – painel superior). Esse ponto apresentou o maior teor de Mn determinado no rejeito, de 4.523 mg kg^{-1}.

Como não houve parâmetro de comparação para Ag e Sb em relação à linha-base, foram calculados também o FC e Igeo em relação aos solos de controle, em que se verificaram pontos com grau de contaminação "considerável" a "alta" e grau de poluição de "moderadamente" a "fortemente poluído" para Ag, As, Ba, Cd, Mn, Ni e Sb. Destaca-se que, para As, Ba, Cd e Mn, foram obtidos pontos de FC como "altamente contaminado" em relação aos solos de controle; da mesma forma, foram obtidos IGEOS de "moderada a fortemente poluído". O ponto STS8.3 (camada 0-20 cm) novamente foi mais contaminado e mais poluído em relação aos solos de controle. Contudo, é importante salientar que os pontos que apresentaram contaminação e poluição não ultrapassaram 21% das amostras coletadas no rejeito (n = 63).

Figura 67 – FC de EPTs (teores pseudototais) no rejeito liberado pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana/MG, em relação à linha-base anterior ao desastre e aos pontos de controle (solos de terras altas). FC < 1: sem contaminação; 1 a 3: contaminação moderada; 3 a 6: contaminação considerável; > 6: alta contaminação

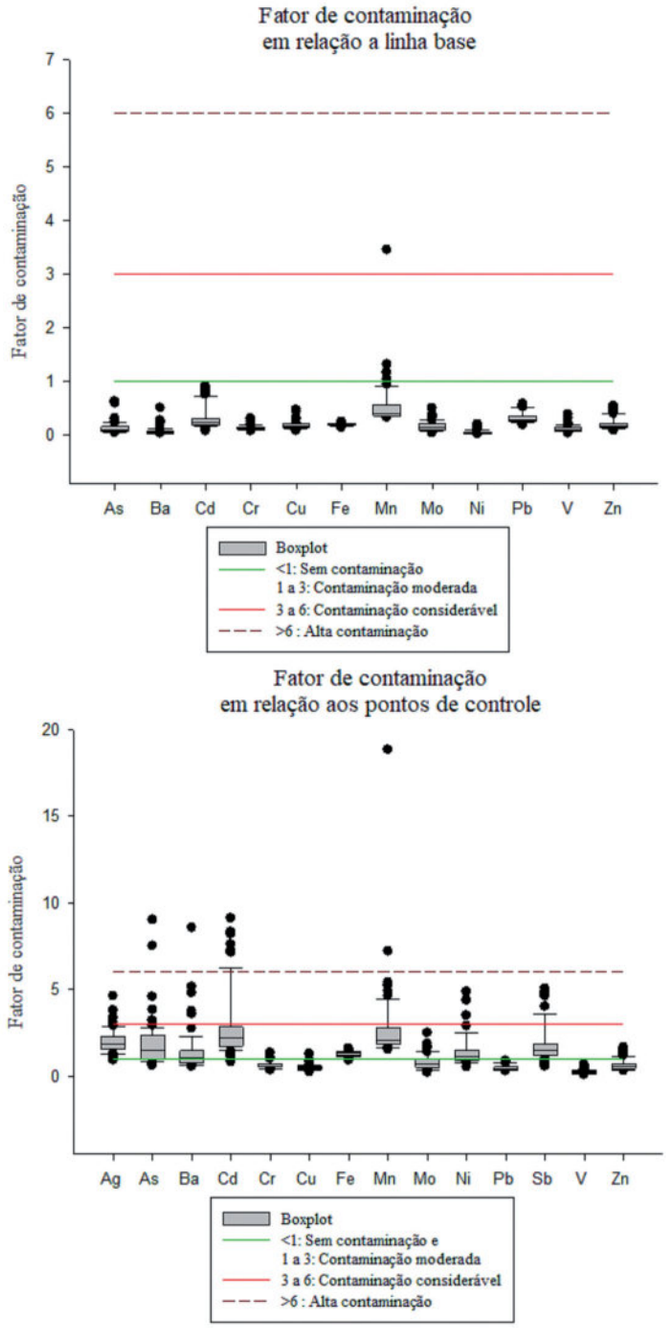
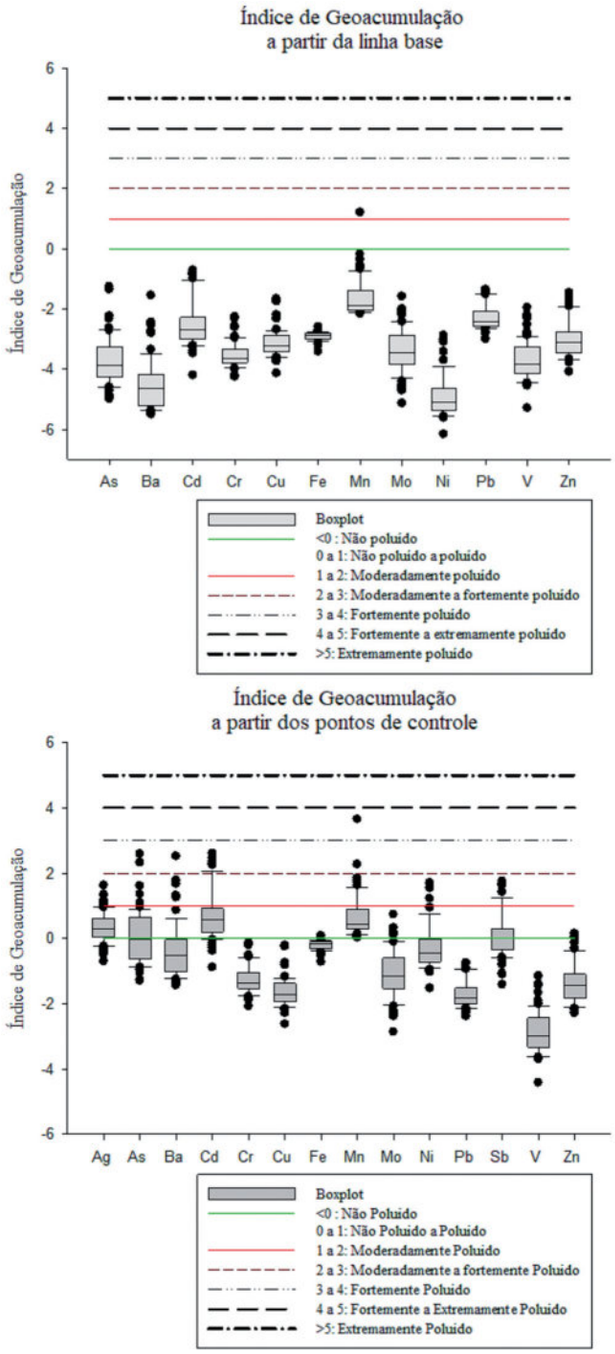


Figura 68 – Igeo de EPTs (teores pseudototais) no rejeito liberado pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana/MG, em relação à linha-base anterior ao desastre e aos pontos de controle (solos de terras altas). Igeo < 0: não poluído; 0 a 1: não poluído a poluído; 1 a 2: moderadamente poluído; 2 a 3: moderada a fortemente poluído; 3 a 4: fortemente poluído; 4 a 5: forte a extremamente poluído; > 5: extremamente poluído



Portanto, os indicadores de contaminação utilizados para este diagnóstico apontam para contaminação e geoacumulação de Ag, Mn e Sb quando se compara o rejeito com os solos de várzea anteriores ao desastre (linha-base) e de Ag, As, Ba, Cd, Mn, Ni e Sb quando se compara os teores do rejeito aos solos de controle (terras altas). É importante salientar que esses indicadores foram calculados a partir dos teores pseudototais; assim, devem-se levar em consideração as diferenças de biodisponibilidade entre os elementos, discutidas na seção anterior, para uma correta compreensão dos danos causados pelo desastre em relação aos EPTs.

2.1.4.5.1 Comparação dos teores de EPTs do rejeito com as legislações ambientais

Todas as amostras de rejeito (0-20 e 20-40 cm) foram comparadas com a legislação, sendo utilizados os VRQs de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) e do rio Doce (GUEVARA et al., 2018) e a Resolução CONAMA nº 420/2009 para avaliar os teores de EPTs. Entre os três valores, deve-se preferir a comparação com o VRQ da bacia do rio Doce. Os VRQs para todo o estado de Minas Gerais são muito amplos e foram calculados a partir da amostragem de classes de solos e materiais de origem que não existem no polígono de interesse deste estudo. Os mais próximos das áreas de estudo e desenvolvidos a partir de classes de solos e materiais de origem similares fornecem comparações mais precisas. Os VRQs determinados por Guevara et al. (2018) correspondem a solos aluviais e de terras altas da bacia do rio Doce. Os processos de formação das diferentes rochas ígneas, metamórficas e sedimentares, em tese, conduzem a variações na distribuição de elementos-traço em solos e sedimentos. Portanto, podem-se esperar variações significativas nos teores naturais desses elementos, mesmo dentro de classes de solo relativamente homogêneas pelos padrões pedogenéticos. Espera-se que o material de origem influencie os teores desses elementos em solos, de forma que não se pode generalizar um valor único de referência em relação a determinado elemento e considerá-lo representativo para a entidade solo para um estado ou um país. Por isso, sempre se deve preferir o estabelecimento de VRQs locais.

Com exceção de Ag e Ba, os VRQs da bacia do rio Doce (GUEVARA et al., 2018) são superiores aos estabelecidos para o estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2011) (Figuras 53 a 66). Essa é mais uma evidência da melhor precisão das escolhas de VRQs locais. As rochas do Quadrilátero Ferrífero, ricas em Fe, também apresentam, de forma geral, maiores teores de EPTs devido à associação geoquímica entre esses elementos.

Para Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, V e Zn, todos os teores pseudototais do rejeito ficaram abaixo de todos os VRQs. Já para Ag, As, Ba, Cd, Mn e Sb, pelo menos uma amostra de rejeito ficou em desconformidade com os VRQs utilizados (Tabela 5), em que 100% das amostras de rejeito ultrapassaram o VRQ de Mn do rio Doce e 100% das amostras ultrapassaram o VRQ de Sb para Minas Gerais e rio Doce. O Sb ainda apresentou desconformidade com a resolução do CONAMA em 94% das amostras para Valor de Prevenção (VP), em 11% para Valor de Investigação (VI) agrícola e em 3% para VI residencial.

Na Resolução CONAMA nº 420/2009, não há a definição de níveis de prevenção e intervenções agrícola, urbana e industrial para o Mn, ou seja, em termos toxicológicos, não há níveis máximos permitidos de Mn nos solos. Entretanto, os teores pseudototais de Mn no rejeito ficaram acima do VRQ para a bacia do rio Doce (Tabela 5), o que, segundo esse critério e considerando que até 18% do teor pseudototal de Mn no rejeito está prontamente disponível para os organismos (Figura 60 – painel inferior), pode indicar contaminação com Mn decorrente da deposição do rejeito.

Tabela 5 – Percentagem das amostras de rejeito e solo de controle em desconformidade com a legislação para os teores pseudototais de EPTs

	EPT	VRQ de Minas Gerais[1]	VRQ do rio Doce[2]	VRQ CONAMA[3]
Rejeito	Ag	3%	8%	-
	As	6%	3%	3% VP
	Ba	8%	8%	2% VP
	Cd	87%	-	11% VP
	Mn	-	100%	-
	Sb	100%	100%	94% VP; 11% VI agrícola e 3% VI residencial
Solo de controle	Ba	21%	26%	-
	Cd	37%	-	-
	Cr	26%	5%	26% VP e 5% VI agrícola
	Cu	5%	-	-
	Mn	-	45%	-
	Mo	8%	-	-
	Ni	21%	13%	21% VP; 5% VI agrícola e 5% VI residencial
	Pb	26%	13%	-
	Sb	95%	76%	49% VP
	V	13%	13%	-
	Zn	13%	13%	-

Notas: [1] Minas Gerais (2011). [2] Guevara et al. (2018). [3] Brasil (2009). Valores ausentes quando não ultrapassaram o limite do VRQ.

Comparando apenas os teores pseudototais de Cd com o VRQ para Minas Gerais, pode-se inferir que houve contaminação do EPT em 87% das amostras devido à deposição do rejeito. Contudo, essa comparação deve ser olhada com cuidado, como discutido anteriormente. Como o VRQ para Minas Gerais foi determinado a partir da coleta de mais de 600 amostras em todo o estado, a amostragem de solos originados de diferentes materiais de origem, principalmente de rochas sedimentares arenosas e de rochas félsicas, faz com que o VRQ seja reduzido, o que torna mais restritivas as comparações. A mesma reflexão vale para os VRQs da resolução do CONAMA: quando se relaciona com um VRQ mais localizado (bacia do rio Doce), verifica-se que os teores de Cd não ultrapassaram o valor de referência. Ainda assim, é preciso levar em consideração que, mesmo que a resolução do CONAMA apresente limitações para representar os valores de qualidade do solo para a região de estudo, 94% das amostras de Sb no rejeito ultrapassaram o VP, concordando com a totalidade das amostras acima do VRQ local (GUEVARA et al., 2018) e indicando elevado risco de contaminação das áreas por esse elemento. Deve-se levar em conta, ainda, que o Sb está em sua totalidade na fração redutível (Figura 64 – painel inferior); assim, o ambiente de várzea em que se encontra o rejeito depositado pode ter o teor pseudototal desse elemento disponibilizado em longo prazo.

De acordo com o VRQ mais restritivo (GUEVARA et al., 2018), até 26% das amostras de solo de controle se encontravam com teores de Ba acima do VRQ, enquanto 45% e 76% das amostras apresentaram desconformidade em relação aos teores de Mn e Sb, respectivamente. O Sb, novamente, é o elemento com maior ocorrência de divergências em relação à legislação ambiental.

2.1.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir do levantamento realizado de parâmetros morfológicos, granulométricos, mineralógicos e de fertilidade dos solos naturais e do rejeito, identificou-se preliminarmente dano decorrente do desastre pela substituição de uma matriz mais caulinítica por óxidos de Fe (hematita). Essa mudança na qualidade da fração argila do solo natural ocasionou diminuição das cargas negativas, em detrimento do aumento das cargas positivas, aumentando a fragilidade ambiental e reduzindo o potencial produtivo do rejeito depositado na região entre as barragens de Fundão e Candonga. Esse efeito negativo é irreversível, pois não há nenhuma prática de manejo para que se possa ter a volta da matriz argilosa caulinítica.

Outro aspecto negativo importante da deposição dos rejeitos foi a redução dos teores de matéria orgânica das várzeas. Esse outro componente coloidal também é muito importante para o aumento das cargas negativas, para promover a floculação das partículas e para a formação dos agregados dos solos. Com a volta dos agregados ou estruturas nas áreas cobertas pelo rejeito, caminha-se em direção à resiliência das características físicas, como porosidade, aeração, drenagem, condutividade hidráulica e redução da densidade aparente. Diferentemente da matriz argilosa, é possível aumentar os teores de matéria orgânica dos rejeitos com práticas agrícolas, como o pousio das áreas de várzea pelas construções de cercas para evitar o trânsito e pastoreio dos animais e permitir a revegetação de toda a área. Apesar de ser um processo reversível, o aumento dos teores de matéria orgânica e a volta das estruturas são um processo de médio prazo.

As variações nos teores de nutrientes não foram expressivas, pois a linha-base já apresentava baixa fertilidade dos solos. Destaca-se apenas a redução dos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} disponíveis para as plantas com a deposição dos rejeitos.

Por fim, analisando de forma geral o panorama decorrente do desastre em relação aos EPTs, foram consideradas as comparações entre os teores medianos com a linha-base e com os solos de controle, a distribuição entre as frações (biodisponibilidade), os indicadores de contaminação e as conformidades e desconformidades em relação à legislação. De forma bastante consistente, o Mn apresentou teores preocupantes no rejeito, uma vez que todas as comparações convergiram para indicar uma relação direta do aumento desse EPT em decorrência da deposição do rejeito. Da mesma forma, considerou-se que houve incremento de Sb, com agravante de esse elemento poder ser totalmente liberado nas condições de várzea (alagamento). Seus teores ficaram acima dos VRQs de solo para praticamente a totalidade das amostras de rejeito. Por outro lado, parece ser um problema também nas áreas não afetadas pelo desastre, muito embora não se espere que os solos de controle (terras altas) sofram influência direta do nível da água, o que poderia manter o elemento em sua forma estrutural, não biodisponível em curto e médio prazo.

2.1.6 PRÓXIMAS ATIVIDADES

Os resultados obtidos neste relatório serão complementados pelas seguintes atividades:

- Os atributos físicos do solo de controle e rejeito (densidade aparente, densidade de partícula, porosidade, condutividade hidráulica saturada e capacidade de água disponível) serão avaliados a partir de coletas em campo e análise em laboratório.

- Será realizada a quantificação do teor de Hg pseudototal das amostras de solo de controle e rejeito.
- A biodisponibilidade dos EPTs será confirmada a partir dos teores absorvidos pelas plantas (gramíneas e leguminosas) coletadas nas seções transversais (mesmos locais de coleta de solo de controle e rejeito) em três amostragens de campo. A avaliação dessa biodisponibilidade será complementada a partir da análise do acúmulo de EPTs em tecido de arroz (*Oryza sativa* L.) cultivado em ambiente controlado (tanto as coletas de gramíneas e leguminosas quanto o experimento de casa de vegetação estão em andamento).
- As análises dos teores pseudototais de EPTs serão, ainda, validadas por outro laboratório acreditado.
- A linha-base proposta será revista, de maneira a melhorar sua representatividade.
- Será incluída a discussão de resultados com o estado da arte disponível.
- Por fim, será realizada uma avaliação citogenotóxica das amostras de rejeito, utilizando plantas de cebola (*Allium cepa* L.) como bioindicadores.

2.2 GEOTECNIA

A realização dos estudos geotécnicos tem por objetivo avaliar a estabilidade de taludes com depósito de rejeitos e a dissipação de possível pluma de contaminação. Para subsidiar as análises de estabilidade de taludes e de fluxo, os ensaios foram realizados para algumas áreas de interesse selecionadas, principalmente às margens do rio Doce (a jusante da barragem de Fundão). Também foram avaliadas as alternativas de projeto idealizadas pela equipe do Lactec para a recuperação das áreas afetadas pelo desastre ao longo do rio Doce. Para tanto, além dos dados apresentados no Relatório de Linha-Base, foram feitos ensaios geotécnicos em campo.

Os ensaios ocorreram, primeiramente, para a seleção dos locais de interesse e, posteriormente, para: (i) análises de potencial de erodibilidade decorrente da deposição do rejeito sobre a camada natural de solo; (ii) análises de deformação e recalques de solos decorrentes da deposição do rejeito extravasado em locais a ser posteriormente selecionados; (iii) avaliação da capacidade de suporte do solo/rejeito de áreas também posteriormente selecionadas.

Os ensaios geotécnicos em campo realizados até então compreenderam as sondagens a trado para a definição do volume de rejeito depositado na calha do rio após o rompimento da barragem de Fundão e da disposição do rejeito oriundo da barragem. Além delas, ocorreram ensaios *Standard Penetration Test* (SPT), com a mesma intenção das sondagens a trado e para a determinação do índice de resistência à penetração (N_{SPT}) e a identificação da profundidade do nível de água, de modo a subsidiar as análises de estabilidade e de fluxo. Todos os ensaios citados foram feitos em locais distintos, com base em uma metodologia preestabelecida, a seguir descrita.

É importante salientar que os resultados de ensaios apresentados na linha-base referem-se a ensaios realizados em regiões diferentes daqueles onde foram feitos os ensaios em campo aqui apresentados. Nesse contexto, não se podem abordar incertezas e comparações precisas entre eles. Por fim, cabe destacar que os resultados dos ensaios aqui demonstrados também darão suporte às outras áreas de atuação do projeto.

2.2.1 METODOLOGIA

Esta seção apresenta a metodologia adotada para a realização dos ensaios em campo entre o distrito de Bento Rodrigues e a UHE Risoleta Neves, próximo a Barra Longa/MG, com a finalidade de subsidiar as análises de estabilidade e de fluxo, deformabilidade e permeabilidade.

2.2.1.1 Sondagens a trado

O ensaio de sondagem a trado consiste na escavação do solo, com trado mecânico ou manual, e coleta de amostras a cada 0,3 m ou quando houver mudança no tipo de solo. O critério de parada das sondagens consistiu na alteração da condição solo/rejeito para solo na condição natural, ou seja, quando era identificada a presença de solo na condição natural, o procedimento era finalizado.

Para a escolha dos locais, devem ser evitados pontos de baixa representatividade, com alteração visível das propriedades, em relação ao todo. Para a definição do perfil geológico, devem ser feitas, de maneira representativa, amostragens com o uso do trado mecânico ou manual a cada, no máximo, 0,3 m de profundidade. Para a coleta de amostras deformadas, deve ser coletada, no mínimo, uma amostra representativa de cerca de 2 kg, obtida de cada um dos processos de beneficiamento do rejeito de mineração, em localização a ser definida no ato da amostragem.

O objetivo da realização das sondagens a trado consistiu, a partir de seções a ser elaboradas, na determinação da espessura e do volume de rejeito de mineração depositado na calha do rio Doce após o rompimento da barragem de Fundão, em novembro de 2015.

Assim sendo, foram realizadas sondagens em locais que apresentaram camadas espessas de rejeito, áreas com ocupação antrópica e presença de plantações agrícolas, áreas onde eram visíveis sinais de intervenção antrópica em função da passagem da lama (obras de engenharia, locais com presença de alteração do terreno), locais com indicação de interdição pela Defesa Civil e, por último, áreas com declividade acentuada.

As sondagens a trado ocorreram entre os meses de abril e julho de 2018, ao longo do trecho compreendido entre o distrito de Bento Rodrigues e a UHE Risoleta Neves. No total, foram feitas 112 seções, apresentadas na Tabela 6. As sondagens a trado foram realizadas de acordo com o Procedimento de Amostragem PEA – 412 e PEA – 415 do Lactec (Apêndices C e D), os quais apresentam os métodos de ensaio de forma detalhada.

A localização dos pontos de execução das sondagens a trado ao longo do trecho citado pode ser observada na Figura 69, assim como a distribuição dos pontos em cada seção é demonstrada na Tabela 6.

Figura 69 – Vista geral da localização dos pontos de execução das sondagens a trado

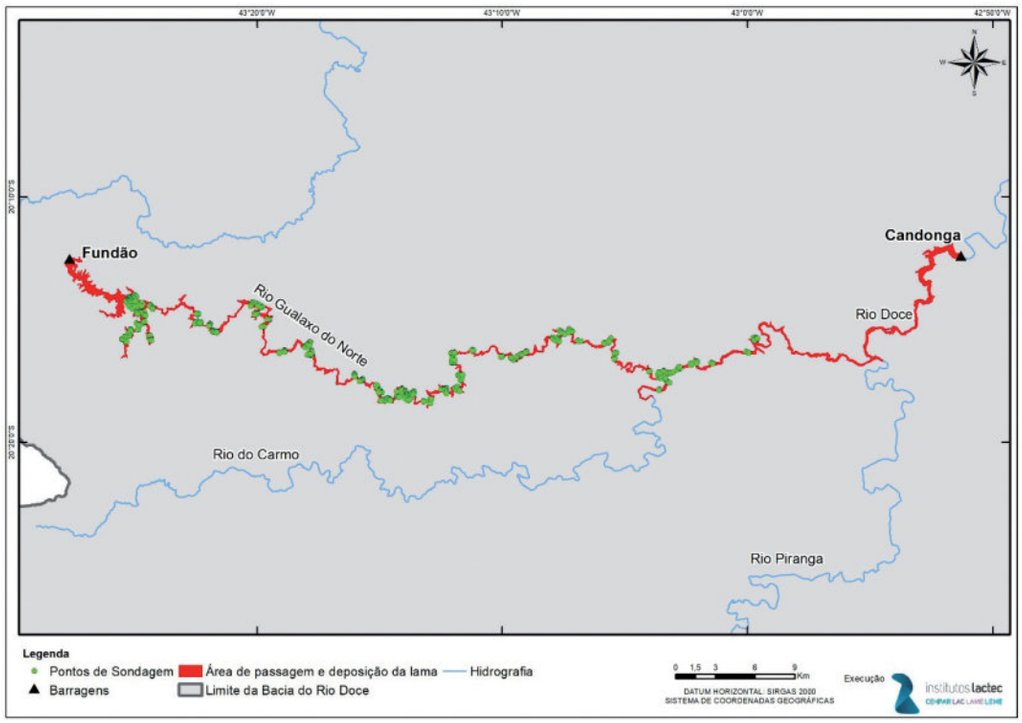


Tabela 6 – Relação de sondagens a trado realizadas

Seção	Pontos realizados
ST 10	ST 10.01/ST 10.02/ST 10.03/ST 10.04
ST 11	ST 11.01/ST 11.02/ST 11.03/ST 11.04/ST 11.05/ST 11.06
ST 12	ST 12.01/ST 12.02/ST 12.03/ST 12.04/ST 12.05/ST 12.06
ST 13	ST 13.01/ST 13.02/ST 13.03/ST 13.04/ST 13.05/ST 13.06
ST 14	ST 14.01/ST 14.02/ST 14.03/ST 14.04/ST 14.05/ST 14.06/ST 14/07
ST 15	ST 15.01/ST 15.02/ST 15.03/ST 15.04/ST 15.05/ST 15.06
ST 16	ST 16.02/ST 16.03
ST 17	ST 17.02
ST 18	ST 18.02
ST 19	ST 19.01/ST 19.02
ST 20	ST 20.01/ST 20.02/ST 20.03
ST 21	ST 21.01/ST 21.02/ST 21.03
ST 22	ST 22.05/ST 22.06/ST 22.07/ST 22.08
ST 23	ST 23.01/ST 23.02/ST 23.03
ST 24	ST 24.01/ST 24.04/ST 24.05
ST 25	ST 25.01/ST 25.02/ST 25.03/ST 25.04/ST 25.05
ST 26	ST 26.01/ST 26.02/ST 26.03/ST 26.04/ST 26.05/ST 26.06
ST 27	ST 27.01/ST 27.02
ST 28	ST 28.01/ST 28.02/ST 28.03
ST 29	ST 29.01/ST 29.02/ST 29.03
ST 30	ST 30.01/ST 30.02/ST 30.03/ST 30.04/ST 30.05
ST 31	ST 31.01/ST 31.02

Seção	Pontos realizados
ST 32	ST 32.01/ST 32.02/ST 32.03/ST 32.04
ST 33	ST 33.01/ST 33.02/ST 33.03/ST 33.04
ST 34	ST 34.01/ST 34.02/ST 34.03
ST 35	ST 35.01/ST 35.02
ST 36	ST 36.01/ST 36.02
ST 37	ST 37.01/ST 37.02/ST 37.03/ST 37.04
ST 38	ST 38.01/ST 38.02/ST 38.03/ST 38.04
ST 39	ST 39.01/ST 39.02/ST 39.03
ST 40	ST 40.02/ST 40.03/ST 40.04/ST 40.05
ST 41	ST 41.01/ST 41.02/ST 41.03/ST 41.04/ST 41.05
ST 42	ST 42.01/ST 42.02/ST 42.03/ST 42.04/ST 42.05/ST 42.06
ST 43	ST 43.01/ST 43.02/ST 43.03/ST 43.04
ST 44	ST 44.01/ST 44.02/ST 44.03
ST 45	ST 45.01/ST 45.02/ST 45.03/ST 45.04
ST 46	ST 46.01/ST 46.02/ST 46.03/ST 46.04
ST 47	ST 47.01/ST 47.02/ST 47.03/ST 47.04/ST 47.05/ST 47.06
ST 48	ST 48.01/ST 48.02/ST 48.03/ST 48.04
ST 49	ST 49.03
ST 50	ST 50.01/ST 50.02/ST 50.03/ST 50.04
ST 51	ST 51.01/ST 51.02/ST 51.03/ST 51.04
ST 52	ST 52.01/ST 52.02/ST 52.03/ST 52.04/ST 52.05/ST 52.06
ST 53	ST 53.01/ST 53.02/ST 53.03/ST 53.04/ST 53.05
ST 54	ST 54.01/ST 54.02/ST 54.03/ST 54.04/ST 54.05/ST 54.06/ST 54.07
ST 55	ST 55.01/ST 55.02/ST 55.03/ST 55.04/ST 55.05
ST 56	ST 56.02/ST 56.03
ST 57	ST 57.03/ST 57.04/ST 57.05
ST 58	ST 58.02/ST 58.03
ST 59	ST 59.01/ST 59.02/ST 59.03
ST 60	ST 60.01/ST 60.02/ST 60.03/ST 60.04
ST 61	ST 61.01/ST 61.02/ST 61.03
ST 62	ST 62.01/ST 62.02/ST 62.03/ST 62.04
ST 63	ST 63.01/ST 63.02/ST 63.03/ST 63.04
ST 64	ST 64.01/ST 64.02
ST 65	ST 65.01/ST 65.02/ST 65.03/ST 65.04
ST 66	ST 66.01/ST 66.02/ST 66.03/ST 66.04
ST 67	ST 67.01/ST 67.02/ST 67.03/ST 67.04/ST 67.05
ST 68	ST 68.01/ST 68.02/ST 68.03
ST 69	ST 69.01/ST 69.02/ST 69.03/ST 69.04/ST 69.05/ST 69.06/ST 69.07
ST 70	ST 70.01/ST 70.02/ST 70.03
ST 71	ST 71.01/ST 71.02/ST 71.03
ST 72	ST 72.01/ST 72.02/ST 72.03
ST 73	ST 73.01/ST 73.02
ST 74	ST 74.01/ST 74.02/ST 74.03
ST 75	ST 75.01/ST 75.02/ST 75.03
ST 76	ST 76.01/ST 76.02/ST 76.03

Seção	Pontos realizados
ST 77	ST 77.01/ST 77.02/ST 77.03
ST 78	ST 78.01/ST 78.02/ST 78.03/ST 78.04
ST 79	ST 79.01/ST 79.02/ST 79.03/ST 79.04/ST 79.05
ST 80	ST 80.01/ST 80.02/ST 80.03/ST 80.04
ST 81	ST 81.01/ST 81.02
ST 82	ST 82.01/ST 82.02/ST 82.03
ST 83	ST 83.01/ST 83.02
ST 84	ST 84.01/ST 84.02/ST 84.03/ST 84.04
ST 85	ST 85.01/ST 85.02/ST 85.03
ST 86	ST 86.01/ST 86.02
ST 87	ST 87.01/ST 87.02
ST 88	ST 88.01/ST 88.02/ST 88.03
ST 89	ST 89.01/ST 89.02/ST 89.03
ST 90	ST 90.01/ST 90.02
ST 91	ST 91.01/ST 91.02
ST 92	ST 92.01
ST 93	ST 93.01
ST 94	ST 94.01
ST 95	ST 95.01
ST 96	ST 96.01
ST 97	ST 97.01/ST 97.02/ST 97.03/ST 97.04
ST 98	ST 98.01/ST 98.02/ST 98.03
ST 99	ST 99.01/ST 99.02/ST 99.03/ST 99.04
ST 100	ST 100.01/ST 100.02/ST 100.03
ST 101	ST 101.01/ST 101.02/ST 101.03
ST 102	ST 102.01/ST 102.02/ST 102.03/ ST 102.04/ST 102.05/ST 102.06/ST 102.07
STA 01	STA 01.01/STA 01.02/STA 01.03
STA 02	STA 02.01/STA 02.02/STA 02.03
STA 03	STA 03.01/STA 03.02/STA 03.03
STA 04	STA 04.01/STA 04.02/STA 04.03
STA 05	STA 05.01/STA 05.02/STA 05.03
STA 06	STA 06.01/STA 06.02/STA 06.03/STA 06.04
STA 07	STA 07.01/STA 07.02
STA 08	STA 08.01/STA 08.02/STA 08.03/STA 08.04
STA 09	STA 09.01/STA 09.02/STA 09.03
STA 10	STA 10.01/STA 10.02/STA 10.03
STA 13	STA 13.01/STA 13.02/STA 13.03
STA 16	STA 16.01/STA 16.02/STA 16.03
STA 17	STA 17.01/STA 17.02/STA 17.03/STA 17.04
STA 18	STA 18.01/STA 18.02/STA 18.03/STA 18.04
STA 19	STA 19.01/STA 19.02/STA 19.03
STA 20	STA 20.01/STA 20.02/STA 20.03
STA 21	STA 21.01/STA 21.02
STA 22	STA 22.01/STA 22.02/STA 22.03
STA 23	STA 23.01/STA 23.02/STA 23.03

2.2.1.2 Ensaios SPT

Com a mesma intenção das sondagens a trado, foram realizados ensaios SPT. Este ensaio, em especial, fornece informações adicionais em relação às sondagens a trado, ou seja, N_{SPT} e profundidade do nível de água. Procurou-se proceder às sondagens SPT em locais próximos àqueles em que ocorreram as sondagens a trado.

Os ensaios SPT foram feitos pela empresa SMK Sondagens e Perfurações Eireli, contratada pelo Lactec e acompanhada por um técnico do Laboratório de Geotecnia. Foram realizadas 92 sondagens, ao longo do trecho compreendido entre o distrito de Bento Rodrigues e a UHE Risoleta Neves (Figura 1 do Anexo A), a exemplo das sondagens a trado, entre os meses de novembro e dezembro de 2018. Ressalta-se que os resultados obtidos serão de fundamental importância para subsidiar as análises de estabilidade de taludes e fluxo.

As sondagens foram realizadas de acordo com as recomendações da Associação Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental (ABGE, 2013) e das normas técnicas: ABNT NBR 6484:2001, ABNT NBR 6502:1995 e ABNT NBR 13441:1995.

Schnaid (2000) cita que o ensaio SPT constitui a investigação mais utilizada na prática corrente de geotecnia e a tendência observada deve ser mantida no futuro devido à simplicidade, economia e experiência acumulada. A vantagem desse ensaio sobre tantos outros se refere a englobar em uma só operação a coleta de amostras de solo, a identificação da profundidade do nível de água e a medição do N_{SPT} de um amostrador. Aliado a essas vantagens, esse método de sondagem é de baixo custo e não demanda mão de obra especializada.

O ensaio SPT é normatizado pela norma ABNT NBR 6484:2001. A investigação é realizada a cada metro de profundidade e consiste na cravação de um amostrador padrão de dimensões normatizadas (45 cm), chamado originalmente de Raymond-Terzaghi, por meio da queda livre de um peso de 65 kgf de uma altura de 75 cm. Como já comentado, no ensaio, é obtido o N_{SPT}, definido como o número de golpes necessários para fazer com que esse amostrador penetre 30 cm no solo, após uma cravação inicial de 15 cm. O número de golpes necessários à penetração dos primeiros 15 cm não é considerado para o cálculo do N_{SPT}. O número de golpes para a cravação dos demais trechos de 15 cm, totalizando os 30 cm citados, é registrado. O avanço com trado é feito até atingir o nível de água ou caso ocorra um aumento da resistência à penetração do solo. A partir dessa etapa, a perfuração continua com o uso de trépano e circulação de água, processo denominado lavagem.

O trépano é uma ferramenta da largura do furo de sondagem e com terminação em bisel cortante, utilizado para desagregar o solo que se encontra no fundo do furo de sondagem, e dotada de duas saídas laterais de água para a sua circulação e auxílio no avanço do furo de sondagem. Caso o lençol freático seja encontrado, deverão ser anotadas a profundidade do nível de água e sua posição final após decorrer, no mínimo, 12h do fim da sondagem devido ao processo de utilização de água no ensaio.

Após o término de cada ensaio SPT (a cada metro), o amostrador é retirado do furo e a amostra deformada é coletada para posterior identificação tátil-visual, de acordo com as recomendações da norma ABNT NBR 6484:2001. A paralização do ensaio também é definida pela norma citada.

Figura 70 – Vista geral da localização dos pontos de execução dos SPTs



2.2.2 RESULTADOS

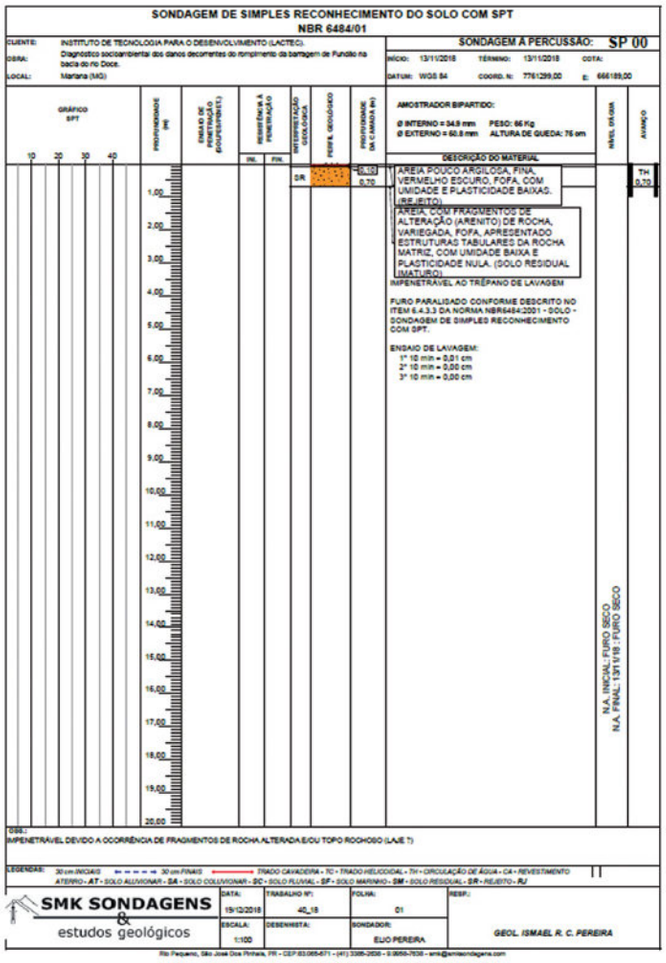
2.2.2.1 Resultados de sondagens a trado

A partir das sondagens a trado realizadas ao longo do trecho compreendido entre o distrito de Bento Rodrigues e a UHE Risoleta Neves (Figura 69), locais selecionados para os ensaios com base no que foi apresentado, foram elaborados em campo boletins de sondagem para cada furo de sondagem executado, a partir dos quais foi possível a elaboração das figuras apresentadas no Apêndice E, visando a quantificar o volume de rejeito, solo/rejeito sobre o solo natural. Nas figuras citadas, é possível observar a camada de solo natural, camadas de solo/rejeito e camadas de rejeito identificadas em cada furo de sondagem a trado executado. A identificação do tipo de solo se deu a partir de ensaios de pH realizados em laboratório, em que foram considerados solos os materiais que apresentaram pH menor que 6,5, solo/rejeito o material que apresentou pH entre 6,6 e 7,9 e rejeito o material que apresentou pH entre 8 e 14. É importante salientar que os resultados estão sendo consolidados em conjunto com a equipe de Geossoluções do Lactec para a apresentação de valores aproximados de volume de rejeito que se encontra depositado após o desastre.

2.2.2.2 Resultados dos ensaios SPT

Os resultados dos ensaios SPT foram apresentados em forma de relatório elaborado pela empresa contratada e se encontra no Anexo A. Esse relatório foi disponibilizado ao Lactec em janeiro de 2019. Nesse sentido, esses resultados estão sendo analisados para posteriormente ser utilizados na continuidade dos trabalhos. A Figura 71 apresenta um exemplo do boletim de sondagem gerado pela empresa responsável.

Figura 71 – Boletim de ensaio SPT realizado pela empresa contratada para reconhecimento simples do solo



2.2.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados de ensaios geotécnicos em campo apresentados nesta seção se referem a resultados preliminares que serão posteriormente analisados para subsidiar as atividades previstas de continuidade do diagnóstico do dano. Trata-se de análises de estabilidade e de fluxo de algumas áreas de interesse que serão selecionadas, principalmente às margens do rio Doce (a jusante da barragem de Fundão). Essas análises poderão subsidiar a elaboração de estudos de alternativas de projeto visando à recuperação das áreas afetadas pelo desastre (também ao longo do rio Doce). Elas não serão realizadas pelo Lactec.

Os ensaios geotécnicos em campo serão complementados com mais quatro ensaios *Cone Penetration Test* (CPTu) e de permeabilidade, os quais subsidiarão as análises de fluxo. Ainda, serão realizados ensaios geotécnicos em laboratório para complementação dos resultados de ensaios em campo, a fim de também subsidiar as análises que serão feitas. Evidentemente, para isso, serão realizadas amostragens de solo em locais pré-selecionados.

Os ensaios em laboratório futuros dizem respeito à caracterização física (geotécnica) dos materiais que serão amostrados, ensaios para análise de potencial de erodibilidade, ensaios de adensamento para análise de deformação e recalques e ensaios *California Bearing Ratio* (CBR) para avaliação da

capacidade de suporte do solo/rejeito, ensaios de cisalhamento direto para obtenção de parâmetros de resistência ao cisalhamento para as análises de estabilidade a ser empreendidas.

2.3 FLORA

As atividades de coleta de dados de flora iniciaram-se no mês de outubro de 2018, com previsão de término em maio de 2019. Diferentes grupos vegetais foram selecionados para serem estudados, a fim de elucidar os danos causados à flora em seus diferentes *habitats*. A saber, foram avaliados a vegetação arbórea, regeneração natural, herbáceas, epífitas, lianas, macrófitas, reófitas e banco de sementes, plântulas e serrapilheira. Esses grupos ocupam diferentes ambientes, sendo eles: mata nativa, vegetação secundária inicial, campos rupestres, ambientes aquáticos, várzeas e restinga. Além disso, o entendimento da situação de cada um desses grupos pode ser utilizado para gerar informações a respeito dos estágios sucessionais das tipologias, qualidade dos *habitats* e capacidade de resiliência da floresta e demais formações. Paralelamente, uma análise ecotoxicológica foi feita em espécies previamente selecionadas, com o propósito de verificar se os metais contidos no rejeito ainda podem estar presentes nos organismos vegetais mais atingidos.

2.3.1 METODOLOGIA

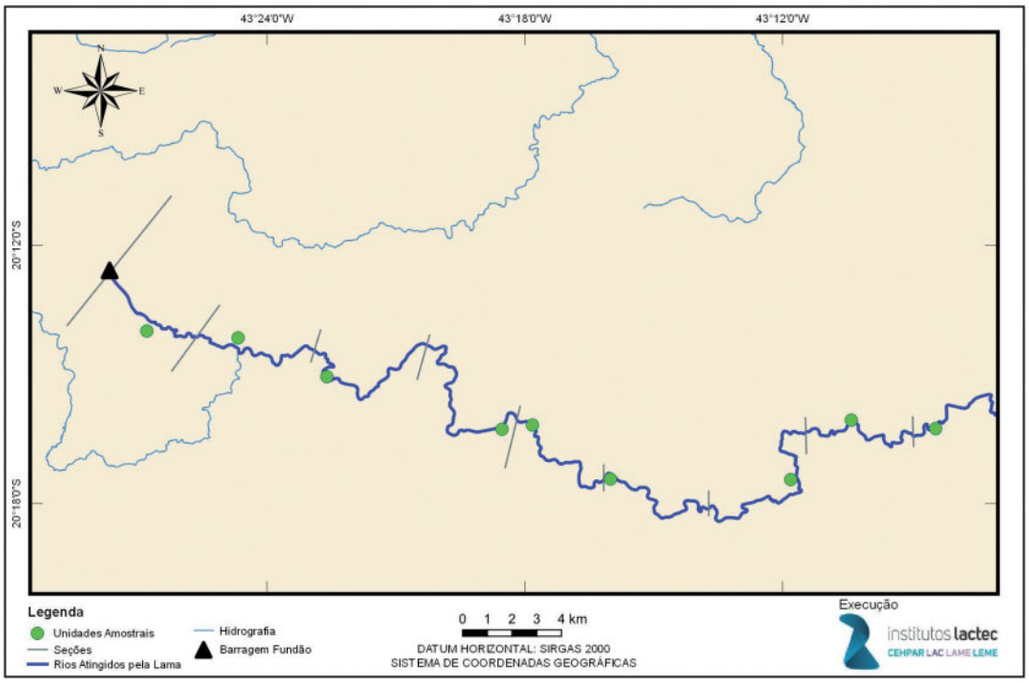
As metodologias aplicadas variaram de acordo com o grupo ou formação de vegetação estudado; dessa forma, foi possível adequar a amostragem e a coleta de dados para alcançar informações mais precisas a respeito de cada grupo. Para todos os grupos estudados, buscou-se a instalação de unidades amostrais em locais onde não houve interferência da lama de rejeitos, para que posteriormente as informações geradas possam servir de referência na forma de uma linha-base mais robusta. A comparação foi feita pela análise de imagens de satélite, quantificando e qualificando a vegetação afetada por meio das informações obtidas no levantamento da vegetação sadia.

As espécies de todos os indivíduos foram identificadas. Quando possível, essa determinação ocorreu ainda em campo. Para aquelas de difícil identificação, foi coletada uma amostra, transformada em exsicata, sendo posteriormente enviada ao herbário para identificação. As espécies arbóreas (inventário florestal) foram recebidas pelo Herbário da Universidade de Montes Claros (Unimontes), enquanto todas as demais espécies não arbóreas foram recebidas pelo Herbário do Museu Botânico Municipal de Curitiba (HMBM). Todas as espécies encontradas em campo tiveram ao menos uma amostra coletada, a fim de compor um banco de dados florístico da região.

2.3.1.1 Inventário florestal

Para a amostragem da vegetação arbórea, optou-se por realizar um inventário florestal, utilizando como método de área fixa retangular o processo sistemático (SANQUETTA et al., 2009), que permite uma varredura homogênea em toda a área de interesse e é ideal para mapear a população e conhecer a distribuição espacial das espécies (SCOLFORO, 1993). O curso do rio Doce foi dividido desde o complexo de mineração até sua foz, em 121 seções de 4,65 km cada (Figura 72); dentro de cada seção, foi sorteado um ponto na mata nativa para a instalação da unidade amostral (parcela), com dimensões de 100 m x 25 m, totalizando 2.500 m² de área.

Figura 72 – Exemplo de *layout* da distribuição das seções e unidades amostrais ao longo do rio



Para cada indivíduo dentro das unidades amostrais, foi coletada a Circunferência à Altura do Peito (CAP) com o auxílio de fita métrica, como também a altura. A medida da CAP foi posteriormente transformada em Diâmetro à Altura do Peito (DAP) para fins de cálculo de área transversal, basal e estatísticas. Todos os indivíduos com CAP acima de 15,7 cm ou DAP acima de 5 cm foram contabilizados e plaqueteados (Figura 73). Em caso de múltiplos fustes com divisão abaixo de 1,3 m de altura, foram medidos todos que possuíam a CAP mínima; entretanto, apenas um deles foi plaqueteado, pois contabilizou-se apenas um indivíduo.

Figura 73 – Plaqueta de identificação dos indivíduos contabilizados



Dentro de cada unidade amostral, foi instalada também uma subunidade de 10 m x 25 m, onde foram contados e identificados os indivíduos que possuíam CAP menor do que 15,7 cm e altura maior do que 2 m, com o objetivo de abordar e entender a regeneração natural no local.

2.3.1.2 Reófitas (afloramento rochoso)

Foram classificados 30 pontos como afloramentos rochosos (ambientes com corredeiras), em que foram avaliadas as plantas reófitas. Em cada polígono investigado em campo, foram contabilizadas todas as espécies verificadas na área por meio de caminhamento (a pé ou embarcado).

Em cada ponto de amostragem, foram alocados três conglomerados de parcelas. Cada conglomerado agrupava quatro parcelas medindo 5 m x 1 m, totalizando 20 m² por conglomerado e 60 m² totais de área amostral por ponto de amostragem. As parcelas foram instaladas com a utilização de trena e dispostas predominantemente seguindo o formato de "cruz" nas áreas de afloramento rochoso e adjacências.

Posteriormente à análise quantitativa, foi realizada a florística geral dos ambientes, metodologia que consiste em percorrer as áreas amostrais de maneira a realizar coletas e um censo florístico nos caminhamentos, coletando e/ou quantificando todas as espécies visíveis em determinado período.

2.3.1.3 Macrófitas (afloramentos rochosos, lagoas e rios)

As plantas macrófitas foram avaliadas em todos os afloramentos rochosos e em outros 38 pontos selecionados ao longo do rio, contemplando ambientes lênticos e lóticos. Dessa forma, 68 pontos foram distribuídos ao longo de todo o rio Doce, incluindo áreas do Parque Estadual do Rio Doce (PERD) e algumas lagoas costeiras próximas à foz do rio. Assim como as reófitas, em cada polígono investigado em campo foram contabilizadas todas as espécies verificadas na área por meio de caminhamento (a pé ou embarcado).

Em cada ponto de amostragem exclusivo de macrófitas aquáticas, foram dispostos três conjuntos de áreas amostrais, chamados "bancos", alocados nas margens dos corpos d'água amostrados. Cada banco foi separado do outro por no mínimo 3 m (pequenas lagoas) e no máximo 400 m (grandes lagoas e trechos de córregos/rios). Dentro de cada banco, foram feitas quatro amostragens dentro de 1 m², distantes entre si no mínimo 1 m e no máximo 15 m. Para as plantas submersas, foram efetuadas 15 "garfadas" em profundidade de 10 cm-4 m nas proximidades dos bancos citados anteriormente.

Frisa-se que os dois métodos mencionados foram realizados em pontos de amostragem exclusivos de macrófitas aquáticas. Nos pontos de amostragem compartilhados entre macrófitas e reófitas, foi feita apenas a amostragem florística das macrófitas (Figura 74).

Espécimes considerados fora dos protocolos amostrais citados foram registrados majoritariamente dentro do perímetro de 2 m a partir da margem. Esse tipo de esforço amostral foi aplicado no deslocamento entre os bancos incluídos dentro de cada ponto amostral e se constituiu na amostragem florística realizada, incluindo todas as espécies encontradas em estágio fértil. Essa amostragem florística fora das parcelas visou a complementar a lista florística dos locais amostrados.

Figura 74 – Unidade amostral de plantas macrófitas



2.3.1.4 Campos rupestres

Para a amostragem e avaliação da vegetação de campo rupestre, foram distribuídas 500 parcelas, alocadas da seguinte forma: 250 parcelas nas áreas de domínio da Samarco; 150 parcelas na área do Parque Estadual de Sete Salões; 50 parcelas nos arredores de Governador Valadares/MG; e 50 parcelas nos arredores de Aimorés/MG.

Em cada ponto de amostragem, foi implantado um transecto de 100 m de comprimento acompanhando a curva de nível do terreno, no sentido do norte magnético. Nos transectos, a cada 10 m, foram instaladas e amostradas parcelas de 1 m x 1 m (1 m^2), implantadas alternadamente entre os lados direito e esquerdo da fita métrica, com o propósito de obter uma amostragem mais heterogênea da vegetação. Os pontos de amostragem foram caracterizados em relação a diferentes aspectos de sua vegetação, como estágio sucessional e presença de trepadeiras, assim como acesso ao local, declividade e outros fatores.

Dentro de cada parcela, todas as espécies ocorrentes foram identificadas, sendo feita a quantificação de seus indivíduos. Além de contabilizado o número de indivíduos, para cada espécie foi definida a medida em percentagem da cobertura da parcela. A cobertura foi estimada visualmente, com o auxílio de marcações adesivas coloridas no gabarito de PVC utilizado para instalação da parcela, variando de 1 a 100%. A definição do que seria um indivíduo foi igualmente feita de forma visual e sistemática, apenas a partir da existência perceptível de continuidade física entre plantas próximas. Com o uso de paquímetro manual, foi mensurado o Diâmetro na Altura da Base (DAB) de todos os indivíduos de espécies lenhosas com mais de 1 cm de DAB. Adicionalmente à coleta de dados amostrais nas parcelas, foi feita a florística dos pontos amostrais, que consistiu na coleta, realizada por caminhadas aleatórias e extensivas nas proximidades desses pontos, de todas as espécies encontradas em estágio fértil. Essa amostragem teve por principal propósito complementar a lista florística dos locais amostrados por meio das parcelas.

2.3.1.5 Várzeas

A amostragem foi feita em áreas de várzea próximas ao rio Doce e alguns de seus tributários que não foram afetados diretamente pela lama, para que a diversidade de espécies fosse avaliada sem a interferência do desastre. Nesses ambientes, estimou-se a coleta de dados em 500 parcelas amostrais em 50 pontos de amostragem. A flora que ocorre sobre sistemas edáficos de primeira ocupação

tende a ser dominada por poucas espécies, porém essa foi uma das fitofisionomias mais afetadas pelo desastre. Os pontos de amostragem foram distribuídos da seguinte forma: 80 parcelas nas várzeas próximas à foz do Rio Doce; 80 parcelas nas áreas de várzea do PERD; 90 parcelas entre Fundão e UHE Risoleta Neves; 40 parcelas nas várzeas entre UHE Risoleta Neves e PERD; 40 parcelas entre PERD e Governador Valadares; e 170 parcelas entre Governador Valadares e a foz do rio Doce em Linhares/ES – 40 entre Governador Valadares e Resplendor, 90 entre Resplendor e Baixo Guandu e 40 nos arredores de Colatina.

Em cada ponto amostral, foi instalado um transecto de 100 m de comprimento, sendo orientado pela curva de nível do terreno. Nos transectos, foram amostradas parcelas de 1 m x 1 m a cada 10 m, alternando entre os lados esquerdo e direito, visando a uma amostragem abrangente e não tendenciosa da vegetação no ponto amostral (Figura 75).

Figura 75 – Instalação de unidade amostral em local de várzea



Em cada parcela, foram identificadas todas as espécies e quantificados todos os indivíduos. De cada espécie, foi tomada a medida de cobertura em percentagem, além de feita a contagem do número de indivíduos. A cobertura (variando de 1 a 100%) foi estimada de forma visual, com o auxílio de marcações coloridas no gabarito de PVC utilizado para instalação da parcela. Para a separação do que era ou não considerado indivíduo, utilizou-se um critério de separação visual e mecânica. Havendo continuidade física visualmente perceptível, o espécime foi considerado indivíduo único. A separação entre o que era considerado dois ou mais indivíduos seguiu a lógica inversa, ou seja, não havendo continuidade física entre as plantas, consideraram-se indivíduos independentes. As espécies lenhosas com altura acima de 1,30 m tiveram sua CAP mensurada em centímetros, com o auxílio de fita métrica.

2.3.1.6 Vegetação secundária inicial

Foram selecionados 44 pontos para serem utilizados como unidades amostrais, espacialmente distribuídas da seguinte forma: dez unidades amostrais nas áreas de domínio da Samarco; dez pontos do distrito de São Luiz até a UHE Risoleta Neves; e 24 pontos da UHE Risoleta Neves até Regência.

Em cada ponto de amostragem, foi implantado um transecto de 100 m de comprimento, sendo orientado pela curva de nível do terreno. Nos transectos, foram amostradas, a cada 10 m, parcelas de 1 m x 1 m, alternando entre os lados esquerdo e direito, visando a uma amostragem abrangente e não tendenciosa da vegetação.

Para a separação do que era ou não considerado indivíduo, utilizou-se um critério de separação visual e mecânica. Havendo continuidade física visualmente perceptível, o espécime foi considerado indivíduo único. A separação entre o que era considerado dois ou mais indivíduos seguiu a lógica inversa, ou seja, não havendo continuidade física entre as plantas, consideraram-se indivíduos independentes. As espécies lenhosas com altura acima de 1,30 m tiveram sua CAP mensurada em centímetros, com o auxílio de fita métrica (Figura 76).

Figura 76 – Instalação de unidade amostral em área de vegetação secundária inicial



2.3.1.7 Epífitas, lianas e herbáceas florestais (mata nativa)

Para a amostragem de epífitas, lianas e herbáceas florestais, foram selecionados 130 pontos amostrais, distribuídos da seguinte forma: 15 pontos em vegetação de tabuleiro em estágio médio; 15 pontos em vegetação de tabuleiro em estágio avançado; 15 pontos em floresta estacional semidecidual submontana em estágio médio; 15 pontos em floresta estacional semidecidual submontana em estágio avançado; dez pontos em floresta estacional semidecidual montana em estágio médio; dez pontos em floresta estacional semidecidual montana em estágio avançado; dez pontos no PERD; 20 pontos em floresta estacional semidecidual montana em estágio médio entre Fundão e UHE Risoleta Neves; e 20 pontos em floresta estacional semidecidual montana em estágio avançado entre Fundão e UHE Risoleta Neves. O levantamento foi feito em parcelas de 10 m x 10 m.

2.3.1.7.1 *Epífitas*

Em cada ponto de amostragem, foi feito o levantamento florístico dos forófitos; para a seleção destes, foram analisadas todas as árvores do entorno imediato do ponto de amostragem. Na ocorrência de forófitos com grande diversidade de epífitas e levando em consideração critérios de segurança, foram utilizados equipamentos e técnicas de acesso por corda. A coleta das espécies foi feita manualmente, no caso das espécies ao alcance da mão, e com a utilização de tesoura de poda alta. Também se utilizou câmera fotográfica com *zoom* de longo alcance para a observação das espécies.

Como complemento ao levantamento florístico, em cada local de amostragem, foi realizada a amostragem de um forófito, no qual ocorreu a contagem de indivíduos das espécies. Foram atribuídas notas de cobertura para as espécies de epífitas, a fim de determinar seus parâmetros fitossociológicos, a saber: 1 – poucos indivíduos isolados e de pequeno porte; 3 – agrupamentos de indivíduos de

pequeno porte ou poucos indivíduos de médio porte; 5 – agrupamentos de indivíduos de médio porte ou poucos indivíduos de grande porte; 10 – agrupamentos de indivíduos de grande porte.

2.3.1.7.2 *Lianas (trepadeiras)*

Em cada ponto de amostragem, foi implantada uma parcela retangular de 5 m x 10 m (50 m^2), demarcada com a ajuda de duas fitas métricas dispostas perpendicularmente, para obter dados de abundância das espécies trepadeiras herbáceas e lenhosas presentes. Adicionalmente à coleta de dados nas parcelas, foi realizada a florística dos pontos amostrais pelo método do caminhamento, que consiste na coleta de todas as espécies encontradas em estágio fértil ou que não foram contempladas no levantamento da parcela, com o intuito de abranger ao máximo a riqueza específica local.

2.3.1.7.3 *Herbáceas florestais*

Os critérios para seleção dos pontos basearam-se essencialmente na característica da floresta, tendo sido excluídas aquelas com dossel muito aberto, que permite a entrada de muita luz e, assim, descaracteriza o estrato herbáceo de sub-bosque.

Em cada ponto amostral, foi instalado um transecto de 100 m de comprimento seguindo a curva de nível do terreno, desviando apenas eventuais obstáculos, como afloramentos rochosos intransponíveis ou pontos com declividade muito acentuada, no qual foram amostradas parcelas de 2 m x 2 m a cada 10 m.

Em cada parcela, foram mensuradas todas as plantas herbáceas e/ou subarbustivas, contando o número de indivíduos de cada espécie e estimando a cobertura ocupada nos quadrantes da parcela.

2.3.1.8 Banco de sementes, plântulas e serrapilheira

Foram distribuídas 300 parcelas ao longo da área de estudo, agrupadas em pontos amostrais, em que foram instaladas de duas a três parcelas.

a) Serrapilheira: em parcelas de 50 cm^2, foi coletada toda a serrapilheira, pesada ainda em campo e na sequência descartada. O peso seco foi estimado com a utilização de fórmulas apropriadas baseadas no peso úmido.

b) Banco de plântulas: em parcelas de 50 cm^2, foram contados os indivíduos de plântulas por morfoespécies. Essas plântulas foram retiradas da parcela após esse trabalho para que, na segunda campanha, sejam amostrados apenas os novos indivíduos regenerantes. Foi considerada toda e qualquer plântula com uma altura mínima definida, incluindo espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas.

c) Banco de sementes: nas mesmas parcelas do banco de plântulas, foi feita a coleta do banco de sementes. Esse material foi transportado para a casa de vegetação, em que aconteceram a contagem e germinação das sementes. Esta etapa foi importante para que as plantas que necessitam de sol para germinação também fossem amostradas.

A coleta manteve o seguinte padrão: (i) coleta da temperatura do ar e do solo na borda das áreas florestais; (ii) coleta da temperatura do ar e do solo no interior das áreas florestais, no local da coleta das amostras; (iii) registro fotográfico do ambiente da coleta; (iv) lançamento dos quadros de coleta,

de forma aleatória, em cada ponto amostral, sendo que, em cada quadro, foi coletada a camada total de serrapilheira depositada, para compor a amostra, e em seguida foi coletado o solo abaixo dela, para compor a amostra do banco de sementes (Figura 77).

Figura 77 – Coleta do banco de sementes



A casa de vegetação está localizada no município de Rancharia (SP) e foi o ponto de recebimento do material mencionado.

No local, foram instaladas duas bancadas para realizar os ensaios de germinação das amostras do banco de sementes. Cada bancada compreendeu uma área de 31,68 m^2, sendo 1,32 m de largura e 24 m de comprimento, equipada com microaspersores de nebulização, distribuídos a cada 1 m linear, para realização das irrigações programadas. Possuíam sombrite (50% de luminosidade) e lona plástica instalados. A lona plástica permitiu o controle da umidade das amostras, por evitar o excesso de água sobre as amostras devido às chuvas. As amostras foram acomodadas em bandejas de alumínio sobre a bancada de germinação.

Para a secagem das amostras de serrapilheira e aferição de sua biomassa, foi utilizada uma estufa de 1,3 m^3, sendo 1,9 m de altura x 0,93 m de largura x 0,64 m de profundidade, com aquecimento de 50 °C (+/- 5 °C). A biomassa seca foi pesada em uma balança analítica com três casas decimais (Figura 78).

Figura 78 – Banco de sementes armazenado e etiquetado para germinação



2.3.1.9 Restinga

Para a amostragem da vegetação de restinga herbácea e arbustiva na foz do rio Doce, no município de Linhares, foram distribuídas cerca de 150 parcelas (300 m²), para o norte e para o sul da foz do rio.

Em cada ponto de amostragem, para determinar os parâmetros quantitativos de número de indivíduos e de espécies, foram demarcadas parcelas semipermanentes de 2 m x 1 m (2 m²). A partir disso, foram identificadas e contadas todas as plantas dentro do perímetro.

2.3.1.10 Coleta de amostras vegetais para análises ecotoxicológicas

Para as análises ecotoxicológicas, optou-se por selecionar um grupo biológico em contato direto com o rejeito depositado no leito do rio Doce ou seus afluentes, sendo possivelmente os organismos sob maior influência da possível contaminação. As plantas de áreas de várzeas mostraram-se ideais para esse procedimento, podendo ser encontradas facilmente em locais atingidos pela lama e em locais saudáveis. Dessa forma, foram selecionados seis locais atingidos e seis locais não atingidos. Posteriormente, foram escolhidas três espécies já encontradas nos levantamentos anteriores nas áreas de várzea.

De cada espécie selecionada, num total de três, foram coletados aproximadamente dez exemplares em área afetada e dez exemplares em áreas não afetadas, distribuídos entre o maior número de pontos possíveis, se possível cobrindo todos os pontos de amostragem. Portanto, no fim, havia 60 exemplares de cada espécie.

No momento da coleta, as amostras foram identificadas com fita-crepe e prensadas primeiramente entre folhas de papel-manteiga, depois entre jornais e papelões. Logo após, as plantas foram secas em estufa planejada para uso no local de hospedagem da equipe; portanto, não foi necessário o uso de álcool para preservação das plantas coletadas. O tamanho de cada exemplar foi o regularmente utilizado para identificação botânica. Sempre que possível, foi coletada amostra da planta completa, composta por raízes, caule e folhas (Figura 79).

Figura 79 – Coleta de amostras vegetais para análises ecotoxicológicas



Após a secagem, o material coletado foi mantido em prensas secas até o retorno de campo, quando foi, então, armazenado e analisado em laboratório para verificação da quantidade de metais e outros elementos de interesse presentes nas amostras.

2.3.2 RESULTADOS

Os resultados apresentados a seguir são preliminares, tendo em vista que, para a obtenção de resultados finais, serão necessários cálculos estatísticos. Os parâmetros fitossociológicos e de volumetria, por exemplo, só poderão ser calculados quando o levantamento estiver finalizado. Dessa forma, as informações aqui dispostas são para entendimento do progresso das atividades de todos os grupos até o momento.

2.3.2.1 Inventário florestal

Entre os meses de outubro e dezembro de 2018, foram instaladas e medidas 38 unidades amostrais (parcelas) permanentes ao longo do rio Doce e tributários, em um total de 19 municípios. Como cada parcela possuía área de 2.500 m², foi amostrado um total de 95.000 m² de Mata Atlântica às margens dos rios Carmo, Gualaxo do Norte e Doce. A Tabela 7 apresenta um resumo da quantidade de árvores e fustes encontrados nas unidades amostrais já finalizadas.

Tabela 7 – Resumo da quantidade de indivíduos encontrados nas unidades amostrais

INVENTÁRIO DE ÁRVORES (CAP ≥ 15,7 cm)				
PARCELA	**Nº ÁRVORES PLAQUETEADAS**	**Nº ÁRVORES/HA**	**Nº FUSTES MEDIDOS**	**Nº FUSTES/HA**
S0102_e1	396	1.584	438	1.752
S0001_d5	307	1.228	354	1.416
S0203_d2	528	2.112	687	2.748
S1011_e1	310	1.240	344	1.376
S0809_e2	423	1.692	471	1.884
S1213_d5	329	1.316	376	1.504
S1112_d2	212	848	259	1.036
S1415_d2	210	840	256	1.024
S1516_e6	307	1.228	384	1.536
S2122_d2	333	1.332	367	1.468
S2223_e1	227	908	253	1.012
S3839_d2	110	440	145	580
S3637_d4	250	1.000	325	1.300
S4142_d3	189	756	222	888
S4243_d2	127	508	135	540
S4344_d3	145	580	222	888
S4445_d3	85	340	111	444
S4041_e1	189	756	373	1.492
S2425_e1	210	840	220	880
S2526_e2	198	792	215	860
S2728_e2	87	348	136	544
S3738_e1	162	648	179	716
S3233_e2	261	1.044	284	1.136
S3132_e1	452	1.808	479	1.916
S3435_d1	194	776	239	956

INVENTÁRIO DE ÁRVORES (CAP ≥ 15,7 cm)				
PARCELA	**Nº ÁRVORES PLAQUETEADAS**	**Nº ÁRVORES/HA**	**Nº FUSTES MEDIDOS**	**Nº FUSTES/HA**
S3334_d3	278	1.112	323	1.292
S3031_d1	223	892	244	976
S2930_d2	216	864	263	1.052
S2829_d1	108	432	173	692
S4647_e1	135	540	160	640
S4950_e1	306	1.224	369	1.476
S5253_e1	189	756	252	1.008
S5354_e4	245	980	381	1.524
S5556_e1	223	892	280	1.120
S5051_d1	247	988	297	1.188
S0506_d10	651	2.604	739	2.956
S1718_e1	184	736	211	844
S1617_d1	266	1.064	301	1.204
MÉDIA	**250**	**1.001**	**302**	**1.207**
TOTAL	**9.512**		**11.467**	

Nas parcelas avaliadas, foram encontradas aproximadamente 240 espécies diferentes de árvores, porém mais de cem amostras ainda encontram-se em análise no herbário, o que pode fazer subir significativamente esse número. Além disso, as formações amostradas até então foram todas de floresta estacional, não tendo sido amostradas ainda as unidades em floresta ombrófila, fato que também fará aumentar o número de espécies quando estas forem contempladas.

Figura 80 – Aferição da CAP



2.3.2.2 Reófitas

Foram amostrados até o momento 15 locais para coleta de dados do grupo de reófitas, representando 178 espécies. As famílias botânicas mais representativas nas ilhas reofíticas e seus arredores são: *Asteraceae*, *Poaceae*, *Cyperaceae*, *Fabaceae*, *Euphorbiaceae*, *Commelinaceae* e *Onagraceae*, enquanto os gêneros mais notórios e com maiores frequências nas parcelas e nos caminhamentos florísticos são: *Acanthospermum*, *Ageratum*, *Aspilia, Bidens, Conyza, Emilia, Andropogon, Urochloa, Digitaria, Echinochloa, Panicum, Paspalum, Pennisetum, Cyperus, Eleocharis, Kyllinga, Rhynchospora,*

Chamaecrista, Crotalaria, Indigofera, Mimosa, Croton, Ricinus, Commelina e *Ludwigia*. Entre as espécies confirmadas ou em processo de confirmação ao menor nível taxonômico, constam: *Thelypteris* cf. *dentata*, *Achanthospermum* cf. *australe*, *Aegeratum* cf. *conyzoides*, *Aspilia pascalioides, Conyza bonariensis, Emilia fosbergii, Gnaphalium purpureum, Heliotropium indicum, Cleome hassleriana, Commelina erecta, Ipomoea quamoclit, Cyperus* cf. *distans*, *Rhynchospora corymbosa, Chamaesyce prostrata, Croton glandulosus, Ricinus communis, Crotalaria* cf. *incana, Andropogon bicornis, Urochloa* cf. *brizantha, Chloris* cf. *barbata* e *Eragrostis airoides*.

Figura 81 – Exemplos de espécies reófitas já encontradas no levantamento



2.3.2.3 Macrófitas

A amostragem do grupo de macrófitas já foi concluída em 34 pontos amostrais, resultando em 82 espécies identificadas. Alguns dos gêneros já identificados ou em processo de confirmação são: *Aeschynomene, Andropogon, Baccharis, Chara*, *Commelina*, *Eleocharis*, Ipomoea, *Lindernia*, *Ludwigia*, *Mimosa*, *Oxycarium* e *Panicum*. Entre as espécies confirmadas ou em processo de confirmação do epíteto específico, constam: *Cleome hassleriana, Eichhornia azurea, Eichhornia crassipes, Hydrocleys nymphoides, Leersia hexandra, Lemna aequinoctialis, Lippia alba, Petodon* pentandros, *Pistia stratiotes, Typha domingensis, Salvinia auriculata, Salvinia herzogii, Oxypetalum alpinum, Pluchea sagittalis, Polygonum ferrugineum, Urochloa arrecta* e *Utricularia gibba.*

O número de espécies por metro quadrado oscilou entre zero e zero, com um valor intermediário de cinco espécies. Até o momento, há predominância de plantas com tipos ecológicos emergentes ou capazes de se desenvolver também na margem emersa úmida. Em ambientes lênticos ou semilênticos, como lagoas, e reservatórios, além das plantas emergentes, foi observada também ocorrência considerável de macrófitas flutuantes.

2.3.2.4 Campos rupestres

A amostragem de 24 dos 50 pontos em áreas de vegetação de campo rupestre resultou em mais de 120 espécies e aproximadamente 1.250 indivíduos. O levantamento florístico complementar colaborou com cerca de 50 espécies. As espécies amostradas nas áreas de campo rupestre são majoritariamente herbáceas, ocasionalmente subarbustivas, sendo raras as espécies arbustivas. Assim sendo, foram mensurados apenas 31 indivíduos com DAB superior a 1 cm.

As famílias mais diversas são *Poaceae* e *Asteraceae*. Também se destacam *Cyperaceae*, *Fabaceae*, *Rubiaceae* e *Melastomataceae*. Algumas das espécies mais frequentes e abundantes são: *Andropogon leucostachyus* (*Poaceae*), *Aristolochia smilacina* (*Aristolochiaceae*), *Bulbostylis capillaris* (*Cyperaceae*), *Chloris barbata* (*Poaceae*), *Chromolaena laevigata* (*Asteraceae*), *Cyrtocymura scorpioides* (*Asteraceae*), *Echinolaena inflexa* (*Poaceae*), *Eremanthus erythropappus* (*Asteraceae*), *Miconia albicans* (*Melastomataceae*), *Polygala paniculata* (*Polygalaceae*), *Stachytarpheta cayennensis* (*Fabaceae*), *Stylosanthes gracilis* (*Fabaceae*) e *Trembleya phlogiformis* (*Melastomataceae*).

Entre as espécies de ocorrência pontual ou rara nas áreas amostradas, ressaltam-se: *Acianthera teres* (*Orchidaceae*), *Allamanda tenuifolia* (*Apocynaceae*), *Koellensteinia tricolor* (*Orchidaceae*), *Nematanthus fissus* (*Gesneriaceae*), *Phyllanthus klotzchianus* (*Euphorbiaceae*), *Remijia ferruginea* (*Rubiaceae*), *Stachytarpheta glabra* (*Fabaceae*) e *Vellozia graminea* (*Velloziaceae*). Por parcela, em média ocorreram pouco mais de cinco espécies. A cobertura em percentagem das espécies foi bastante variável, com a maior parte das ocorrências (soma da participação de todas as espécies ao longo de todas as parcelas) ocupando entre 5% e 20% da área de cada parcela.

Figura 82 – Exemplos de espécies encontradas em vegetação de campo rupestre



2.3.2.5 Várzeas

Na amostragem das áreas de várzea, foram amostrados 26 dos 50 pontos até o momento. Em cada ponto de amostragem, foram instaladas dez parcelas, totalizando 260 parcelas até então.

A amostragem em áreas de várzea resultou, por enquanto, em aproximadamente 3.500 indivíduos, distribuídos em pouco mais de 250 espécies. Em geral, as espécies amostradas na área são predominantemente herbáceas, subarbustivas ou arbustivas, tendo sido mensurados apenas seis indivíduos lenhosos com altura superior a 1,3 m. As famílias mais diversas são *Asteraceae*, *Poaceae*, *Cyperaceae*, *Lamiaceae* e *Fabaceae*. Algumas das espécies mais frequentes e mais abundantes são *Hedychium coronarium* (*Zingiberaceae*), *Melinis minutiflora*, *Ichnanthus* spp. (*Poaceae*), *Ludwigia* sp. (*Onagraceae*), *Commelina obliqua* (*Commelinaceae*) e *Cyclosorus interruptus* (*Thelypteridaceae*).

Por ponto amostral, em média ocorreram 130 indivíduos e 45 espécies, sendo que, por parcela, em média ocorreram 13 indivíduos e cinco espécies.

A cobertura em percentagem das espécies foi bastante variável, com a maior parte das ocorrências (soma da presença de todas as espécies em todas as parcelas) ocupando entre 6% e 15% da área de cada parcela. Outra informação relevante é a cobertura do solo nas parcelas. Como resultado, obteve-se que, em 36% das parcelas, a cobertura das espécies não atingiu 100%, ou seja, há solo exposto em aproximadamente um terço da área amostrada.

Figura 83 – Exemplos de espécies encontradas em áreas de várzea



2.3.2.6 Vegetação secundária inicial

Até o momento, 35 pontos de amostragem deste tipo de vegetação foram contemplados. Em cada um, foram instaladas dez parcelas, totalizando 350 parcelas amostradas até então. Foram coletados aproximadamente 7.500 indivíduos, distribuídos em pouco mais de 500 espécies.

Entre as famílias mais diversas, estão *Asteraceae*, *Poaceae*, *Melastomataceae*, *Lamiaceae*, *Malvaceae* e *Fabaceae*. Algumas das espécies mais frequentes e abundantes são *Desmodium incanum* (*Fabaceae*), *Miconia albicans* (*Melastomataceae*), *Elephantopus mollis* (*Asteraceae*), C*entella asiatica* (*Apiaceae*), *Urochloa* spp*., Andropogom bicornis, Melinis minutiflora* (*Poaceae*) e *Scleria secans* (*Cyperaceae*).

A cobertura em percentagem das espécies foi bastante variável, com a maior parte das ocorrências (soma da presença de todas as espécies em todas as parcelas) ocupando entre 6% e 15% da área de cada parcela. Outra informação relevante que a cobertura em percentagem de cada espécie resulta é a cobertura do solo. Como resultado, obteve-se que, em 41% das parcelas, a cobertura das espécies não somou 100%, ou seja, há solo exposto em aproximadamente um terço da área amostrada.

Figura 84 – Exemplos de espécies encontradas nas áreas de vegetação secundária inicial



2.3.2.7 Epífitas

A amostragem de 40 pontos amostrais resultou em 24 espécies de plantas epífitas e duas espécies de hemiparasitas. Em 11 dos 40 pontos amostrais, foi registrada a presença de epífitas vasculares, quase sempre em áreas próximas a algum curso de água.

Entre as espécies de epífitas encontradas, cinco são *Molinophytas*, divisão a que pertencem as samambaias, e o restante são angiospermas distribuídas entre as famílias: *Orchidaceae* (oito spp.), *Bromeliaceae* (sete spp.), *Cactaceae* (três spp.), *Araceae* (um spp.) e *Piperaceae* (um spp.). As espécies mais frequentes e mais abundantes são *Pleopeltis astroleps* (*Polypodiaceae*), *Vriesea* sp.1 (*Bromeliaceae*), *Gomesa* sp.1 (*Orchidaceae*), *Rhipsalis pacheco-leonis* (*Cactaceae*) e *Polistachya concreta* (*Orchidaceae*). Em relação à cobertura sobre o forófito, 68% das plantas amostradas apresentam poucos indivíduos isolados e de pequeno porte, 21% estão agrupados em indivíduos de pequeno porte ou poucos indivíduos de médio porte e 11% estão agrupados em indivíduos de médio porte ou poucos indivíduos de grande porte.

Figura 85 – Exemplos de espécies epífitas encontradas na mata nativa



2.3.2.8 Lianas (trepadeiras)

Foram levantados 40 pontos de amostragem predeterminados em áreas de vegetação nativa para este grupo, resultando em 422 indivíduos coletados, agrupados em 75 espécies, a maioria apresentando apenas material vegetativo, como folhas e caule, devido à baixa floração no interior de mata. Pelo levantamento florístico complementar, foram coletados ramos férteis de indivíduos nas bordas dos remanescentes.

Na sequência de pontos entre a barragem de Fundão e a localidade de Barreto, foi verificado um baixo número de indivíduos e, dessa forma, poucas espécies de trepadeiras, provavelmente devido ao fato de os ambientes florestais desses pontos serem mais preservados. Com o avanço dos pontos em direção à jusante do rio, a abundância de trepadeiras, principalmente lianas, aumentou, mas a riqueza diminuiu, constituindo um gradiente de espécies no sentido montante-jusante. A partir de então, houve um aumento considerável na biomassa de trepadeiras, principalmente lenhosas, mostrando diferentes graus de conservação das áreas. Em alguns pontos, foi encontrada elevada biomassa de trepadeiras lenhosas mortas, indicando que houve uma mudança recente (cerca de cinco a dez anos) na estrutura da comunidade florestal nesses locais.

As famílias com maior abundância relativa são *Apocynaceae*, *Sapindaceae*, *Fabaceae* e *Malpighiaceae*. Uma espécie com baixa biomassa, mas de ocorrência frequente (contribuindo com um ou mais indivíduos em praticamente todas as parcelas), é *Davilla rugosa* (cipó-d'água, cipó-fogo). Outra espécie de distribuição constante é uma pteridófita de hábito trepador, que ainda está sob processo de identificação.

Por ponto amostral (parcela), ocorreram em média dez indivíduos, sendo variáveis o número de espécies e a abundância de biomassa destas. Como o material encontra-se em análise para identificação, estes dados são parciais, podendo haver modificações conforme se confirmarem as espécies.

Figura 86 – Exemplos de espécies de trepadeiras encontradas na mata nativa



2.3.2.9 Herbáceas florestais

Para o grupo de herbáceas florestais, foram amostrados, até o momento, 17 pontos dos 70 previstos dentro das formações de mata nativa. Foram coletados quase 2.000 indivíduos de pouco mais de 140 espécies, as quais ainda estão em processo de identificação final pelo herbário.

2.3.2.10 Banco de sementes, plântulas e serrapilheira

A primeira etapa em campo foi finalizada, com a amostragem dos cem pontos, conforme previsto.

As amostras de serrapilheira foram triadas nos seguintes compartimentos: 1. folhas, 2. galhos, 3. raiz, 4. flores, sementes e frutos, totalizando (no fim da triagem) 1.200 subamostras. As raízes foram incluídas na triagem, devido à sua grande presença nas amostras, se mostrando um importante componente a ser estudado neste compartimento.

Atualmente, a secagem e triagem das amostras de serapilheira estão em fase final, de forma que, em breve, será possível realizar a compilação dos resultados parciais deste estudo. As amostras do banco de sementes estão germinando e logo será iniciada a coleta de dados. No banco de sementes, está ocorrendo a germinação de espécimes de diferentes grupos vegetais, sendo a identificação dessas plântulas difícil devido às poucas folhas (ou até ausência delas). Assim, com o intuito de resguardar o levantamento de todos os dados, serão feitas exsicatas dos espécimes que não forem identificados.

Figura 87 – Banco de sementes em processo de germinação



2.3.2.11 Restinga

A vegetação de restinga não foi amostrada até o fechamento deste relatório. A coleta de dados ocorrerá em apenas uma campanha, que está prevista para as primeiras semanas do mês de março de 2019.

2.3.2.12 Coleta de amostras vegetais para análises ecotoxicológicas

As espécies e os locais de coleta de cada uma delas são apresentados na Tabela 8. Três espécies foram encontradas em todas as áreas (*Eleocharis acutangula*, *Typha* sp1. e *Hedychium coronarium*). Duas foram encontradas em apenas duas áreas, mas foram ainda inclusas no estudo por contemplarem áreas afetadas e não afetadas.

Tabela 8 – Espécies coletadas para análise ecotoxicológica

		Área afetada			Área não afetada		
Família	**Espécie**	**VAR-A**	**VAR-B**	**VAR-E**	**VAR-1**	**VAR-2**	**VAR-3**
Asteraceae	*Grazielia serrata*	x			x		
Cyperaceae	*Eleocharis acutangula*	x	x	x	x	x	x
Thelypteridaceae	*Cyclosorus interruptus*	x			x		
Typhaceae	*Typha sp1.*	x			x		
Zingiberaceae	*Hedychium coronarium*	x	x	x	x	x	x

As amostras encontram-se em análise nos laboratórios do Lactec para posterior avaliação e apresentação dos resultados.

2.3.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados completos, incluindo avaliações estatísticas como frequência, densidade, abundância e volumetria, somente poderão ser apresentados após a finalização das coletas de variáveis e identificação das espécies, prevista para maio de 2019. Entretanto, uma análise visual nos dados brutos já revela a diversidade de espécies encontradas dentro dos diferentes grupos amostrados nas primeiras campanhas em campo. Após extensas e detalhadas fases de processamento, esses dados servirão de base para análise dos indicadores de danos previamente listados.

Para completar o levantamento, ainda estão previstas as seguintes atividades de amostragem:

- 82 unidades amostrais do inventário florestal (campo contínuo);
- uma campanha em campo para amostragem de reófitas;
- uma campanha em campo para amostragem de macrófitas;
- uma campanha em campo para amostragem de campos rupestres;
- uma campanha em campo para amostragem de várzeas;
- uma campanha em campo para amostragem e vegetação secundária inicial;
- duas campanhas em campo para amostragem de epífitas;
- duas campanhas em campo para amostragem de lianas;
- uma campanha em campo para amostragem de herbáceas florestais;
- uma campanha em campo para amostragem de restinga.

As atividades de identificação nos herbários e germinação do banco de sementes seguem concomitantemente às atividades em campo.

2.4 FAUNA TERRESTRE

O presente estudo surgiu da demanda acerca da identificação e quantificação dos danos do desastre à fauna silvestre – entre outros aspectos ambientais – na região da bacia do rio Doce. Essa necessidade foi reforçada pelo fato de que inexistiam, em toda a bacia, programas de monitoramento ambiental da fauna silvestre em andamento, e quaisquer avaliações de danos gerados pelo desastre do rompimento da barragem de Fundão eram especulativos ou, quando muito, carregados de interpretações essencialmente subjetivas. Dada a magnitude e repercussão do desastre nas esferas nacional e internacional, decisões tomadas para a necessária recuperação ambiental precisam ser baseadas em informações recentes, objetivas e robustas da fauna após o evento, de modo a fundamentar-se melhores evidências disponíveis.

Biomonitoramentos, ou monitoramentos da biodiversidade, são fundamentais na identificação de diferentes aspectos da biodiversidade ao longo do tempo (BUCKLAND et al., 2005), visando a fornecer subsídios técnicos para responder questões ambientais específicas. Em termos simplistas, monitoramentos consistem em repetidas amostragens sistematizadas, constituindo processos dinâmicos de avaliação ambiental, em oposição a avaliações estáticas que caracterizam “inventários” ou “levantamentos”, como é o caso de Estudos de Impactos Ambientais (NOBLE; STOREY, 2005). O aspecto temporal dos monitoramentos permite analisar flutuações das métricas escolhidas, ou seja,

como determinados indicadores variam no tempo, além de sua variação no espaço. É essa característica que permite compreender a dinâmica temporal dos elementos biológicos, essencial para realizar projeções mais realistas de mudanças na biodiversidade (DE PALMA et al., 2018). No caso particular de monitoramentos de fauna, tem-se que o acompanhamento desses indicadores – índices ecológicos ou biológicos diversos – representa fidedignamente a condição dos componentes estudados e, como consequência, a qualidade ambiental (MAGURRAN, 2004; POCOCK et al., 2015).

No que tange ao presente estudo, o monitoramento da fauna silvestre do rio Doce ganha maior relevância especialmente em virtude da proeminente biodiversidade regional, e da importância conservacionista dos elementos faunísticos que ali ocorrem (HIRSCH, 2003; BARBOSA et al., 2013). Um aspecto de notável relevância desse esforço é que, além de utilizar técnicas amostrais e analíticas consagradas em estudos da fauna (MORENO et al., 2017), métodos menos usuais, fundamentados em avanços mais recentes da teoria e prática ecológica, também serão levados a efeito, a exemplo do enfoque funcional (CADOTTE et al., 2011) e ecotoxicológico (MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008). Novas abordagens são constantemente consideradas no intuito de analisar as mais distintas feições da biodiversidade para diagnosticar o atual estado das assembleias da fauna, e potencialmente abrem espaço para previsões dos efeitos dos diferentes estressores abióticos que acometem os ambientes naturais da região. Em última instância, os dados podem subsidiar medidas administrativas e de manejo mais adequadas que visem à recuperação e conservação dos recursos naturais do rio Doce, danificados pelo rompimento da barragem de Fundão.

Este é o primeiro documento de uma série de relatórios técnicos para o diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce, entre os quais, destaca-se o monitoramento da fauna aquática e terrestre da região, além da avaliação ecotoxicológica da fauna afetada. Essa série de documentos comporta os resultados desses serviços, que compreendem análises ecológicas da fauna silvestre terrestre, quais sejam cinco grupos de invertebrados (borboletas, besouros, formigas, abelhas e mosquitos) e vertebrados terrestres (anfíbios, répteis, aves e mamíferos); além de estudos específicos acerca dos aspectos ecotoxicológicos sobre vários desses grupos faunísticos. Este relatório apresenta uma síntese dos resultados gerais até então obtidos nos estudos de campo, contemplando o período que compreende a instalação das unidades e sítios amostrais, o detalhamento metodológico e os diagnósticos preliminares da fauna da região em uma visão comparativa. A estrutura e resultados do diagnóstico final serão apresentados de forma distinta com o presente, de modo a tornar mais robusta a apresentação individual dos danos para cada grupos faunístico contemplado.

2.4.1 OBJETIVOS

No escopo do *Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce*, o componente “Fauna Silvestre” tem o objetivo específico de identificar e quantificar o dano dos rejeitos à fauna, especialmente ao longo do curso do rio Doce e nas áreas litorâneas e marinhas adjacentes à sua foz. Por meio do monitoramento dos diferentes componentes faunísticos pretende-se avaliar a ocorrência de danos sobre a vida selvagem, que sejam atribuíveis ao evento do desastre. Uma vez que os danos podem ter afetado distintos atributos da fauna – seja

o funcionamento fisiológico dos indivíduos, o comportamento alimentar ou reprodutivo de algumas espécies, índices demográficos de populações, ou mesmo a composição de espécies de assembleias inteiras – o estudo tem um foco generalista, ao tempo em que pretende investigar com maior minúcia alguns fenômenos que são de ocorrência mais provável.

Nesse cenário, a presente pesquisa foi concebida, planejada e confeccionada seguindo as orientações desse objetivo mais abrangente – identificação e quantificação de danos à fauna em decorrência do desastre – e orientou-se conforme as seguintes questões:

- Com base no desastre ocorrido após o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, e fundamentando-se nos potenciais efeitos dos contaminantes sobre o ambiente, quais danos podem ter acometido a fauna silvestre ao longo do rio Doce?
- A partir dos danos identificados por especialistas nos diferentes grupos da fauna, quais indicadores ou métricas biológicas se relacionam aos danos?
- O acompanhamento desses indicadores permite elaborar interpretações ecológicas acerca da relação efeito-dano sobre a fauna?
- Por fim, tendo-se selecionado danos justificáveis e indicadores passíveis de interpretação, qual o desenho amostral adequado para levantar essas métricas?
- Quais métodos de amostragem e análise podem fornecer maior acurácia e precisão aos dados, que permitam avaliar robustamente a ocorrência e magnitude dos danos?

2.4.2 MÉTODOS GERAIS

2.4.2.1 Cronograma de atividades

Inicialmente, elaborou-se um relatório de linha-base com o objetivo de compilar estudos e informações técnicas de todos os grupos taxonômicos avaliados para estabelecer o estado da arte do conhecimento disponível na bacia do rio Doce, desde suas nascentes até sua foz, assim como em áreas relevantes no Oceano Atlântico, nos arredores de sua desembocadura. Além da compilação de um grande arcabouço de estudos, esta linha-base foi elaborada para estabelecer parâmetros comparativos com os dados a serem coletados ao longo das amostragens de campo previstas neste estudo. Este relatório foi revisado e finalizado em outubro de 2018 (Tabela 9).

Em agosto de 2017 teve início a solicitação de autorização para captura, coleta e transporte de material biológico, por meio de protocolo do requerimento no SISBIO/ICMBio (Tabela 9), incluindo o plano de trabalho detalhando os métodos propostos para a pesquisa de cada grupo taxonômico, assim como listando todos os integrantes da equipe técnica.

Em dezembro do mesmo ano foram levadas a efeito vistorias em campo juntamente com os técnicos especialistas de fauna, objetivando diagnosticar as condições locais da área afetada pelo desastre e levantar informações ecológicas dos ambientes a serem amostrados (Tabela 9). Este levantamento foi parte fundamental para o estabelecimento dos locais de amostragem definidos em seguida, ao longo do rio Doce e nas áreas costeiras e marinhas.

Entre dezembro de 2017 e maio de 2018, elaborou-se o Relatório Pós-Desastre (Tabela 9), contendo informações alusivas ao período entre a data do desastre (5 de novembro de 2015) e dezembro de 2017. Este documento teve o objetivo de compilar as informações técnicas produzidas por diferentes instituições, bem como os estudos científicos produzidos por universidades ou grupos de pesquisa. Este relatório também incluiu produções técnicas emitidas pela Câmara Técnica de Biodiversidade (CTBio) do Comitê Interfederativo (CIF) do IBAMA.

No dia 5 de maio de 2018 a autorização de captura e coleta de material biológico foi emitido após avaliação dos requerimentos por parte do ICMBio (Tabela 9), e deu-se início às atividades de planejamento das amostragens em campo. A estratégia do estudo, portanto, segue essa data como primeiro passo para continuidade das demais etapas, prestando-se para elaborar um cronograma da continuidade do projeto.

A primeira incursão em campo para estabelecimento das Unidades Amostrais (UAs) e amostragens da fauna terrestre ocorreu entre junho e agosto de 2018, tendo-se realizado amostragens de todos os grupos faunísticos; a segunda campanha de amostragens teve início em setembro de 2018 e estendeu-se até novembro do mesmo ano, compreendendo os grupos de vertebrados, uma vez que no planejamento deste diagnóstico a Entomofauna conta com amostragens semestrais (Tabela 9). Por fim, a terceira e quarta campanhas terão seus resultados apresentados no diagnóstico final.

Tabela 9 – Cronograma de atividades da equipe de Fauna Silvestre

Atividade	Ago/2017	Dez/2018	Maio/2018	Mai/2018	Out/2018	Jun-Ago/2018	Set-Nov/2018
Solicitação de captura junto ao ICMBio	X						
Vistoria em campo		X					
Entre RLB revisado			X				
Emissão da autorização de captura				X			
Entrega relatório Pós-desastre					X		
Campanha 1 (todos)						X	
Campanha 2 (exceto Entomofauna)							X

2.4.2.2 Área de estudo

O presente monitoramento é realizado ao longo do rio Doce e áreas costeiras adjacentes à foz, abrangendo os estados de Minas Gerais e Espírito Santo. As amostragens terrestres concentram-se ao longo do curso do rio Doce, incluindo alguns importantes tributários e ambientes terrestres diversos entre o ponto do desastre e a foz do rio. Descrições detalhadas da bacia do rio Doce, contextualizando aspectos físicos e biológicos de forma abrangente, encontram-se descritas nos relatórios de Linha-Base (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017, 2019b). Não obstante, mais especificamente aos aspectos bióticos e com vistas a contextualizar as informações a serem aqui discutidas, apresenta-se a seguir uma breve descrição biogeográfica da região de estudo, importantes no contexto da fauna silvestre. No decorrer

do diagnóstico, no entanto, utilizamos a nomenclatura de “compartimentos” 1, 2 ou 3 da bacia em conformidade com as definições apresentadas em outras partes deste documento.

Sob a perspectiva biogeográfica, a bacia do rio Doce situa-se na Região Neotropical (MÜLLER, 1973), transpassando as Províncias Guarani – no alto e médio rio Doce – e Tupi de Mello-Leitão (1980). Segundo Morrone (2014), a área se insere no domínio Paraná, que no Brasil abrange – no sentido Sul-Norte – desde o estado do Rio Grande do Sul, aproximadamente na latitude 32 sul, até as porções planálticas a oeste da Serra do Mar, nos arredores da latitude 7 sul. Nesse domínio, e em parte coincidente com as delimitações de Mello-Leitão (1980), percorre as Províncias das Florestas Paranaenses e Atlântica, está uma estreita faixa a leste da Serra do Mar, ao longo da costa brasileira; e aquela compreendendo áreas interioranas de altitude mais elevada. Essas províncias apresentam diversas espécies características, entre angiospermas, artrópodes e vertebrados, cuja distribuição geográfica restringe-se ou predomina nessas regiões (MORRONE, 2014). Nesse sentido, os cursos alto e médio, similares aos compartimentos 1 e 2, do rio Doce se alocam nas porções associadas à Floresta Paranaense, ao passo que o terço baixo do rio, mais coincidente ao compartimento 3, percorre a província Atlântica até sua foz.

As porções altas da bacia tangenciam, ainda, setores ligados a outros centros de endemismos, notadamente a Província do Cerrado (MORRONE, 2014) – parcialmente coincidente com a Província Cariri-Bororó de Mello-Leitão (1980) – onde elementos faunísticos e florísticos típicos desses centros são encontradiços, mas pouco adentram nos domínios da Floresta Paranaense. Dessa forma, tais táxons compõem parcela de menor importância numérica na composição biótica da região em apreço.

O alto e médio rio Doce, na Floresta Paranaense, não parecem se diferenciar profundamente em sub-regiões que abrigam táxons ou assembleias endêmicas. Ali, as comunidades faunísticas são mais homogêneas na bacia, assemelhando-se em composição com outros setores geográficos da mesma Província. Essa situação contrasta com o cenário encontrado no baixo rio Doce, pertencente à Província Atlântica, cuja composição faunística é peculiar em toda a sua extensão – sendo por isso facilmente diferenciada das demais Províncias. De fato, a chamada *Serra do Mar Center* (CRACRAFT, 1985) foi considerada como “talvez a área de endemismos melhor definida entre as aves da América do Sul”, estendendo-se por todo o litoral brasileiro, e limitada, a oeste e leste respectivamente, pela Serra do Mar e pelo Oceano Atlântico. Já nesse momento, no entanto, Cracraft (1985) sugeriu que a região provavelmente seria subdividida em outros centros de endemismo para avifauna, considerando a complexa situação orográfica, vegetacional e de distribuição das aves desse centro.

Em anos mais recentes, diversos autores passaram a corroborar a noção de que a Mata Atlântica é dividida em vários centros de endemismo, e um dos principais divisores é aproximadamente o curso baixo do rio Doce (MARTINS, 2011; SOBRAL-SOUZA; LIMA-RIBEIRO; SOLFERINI, 2015). Esse padrão foi encontrado em estudos biogeográficos com aranhas (OLIVEIRA; BRESCOVIT; SANTOS, 2015), opiliões (DA SILVA et al., 2017), dípteros (AMORIN; SANTOS, 2017), anfíbios (XAVIER; GUEDES; NAPOLI, 2015), répteis (RODRIGUES et al., 2014), aves (CABANNE et al., 2008; D´HORTA et al., 2011) e mamíferos (COSTA et al., 2000), e essas evidências sugerem que o rio Doce é importante na evolução de muitos grupos biológicos (SILVA et al., 2012), seja devido à barreira geográfica imposta pelo rio, seja por padrões climáticos e ecológicos históricos dessa região. Cabe notar que alguns resultados contrários a essa acepção questionam o efeito de barreira para alguns grupos, a exemplo de alguns artrópodes (HOFFMEISTER; FERRARI, 2016), sapos (THOMÉ et al., 2014) e aves (MALDONADO-COELHO, 2012).

A título de exemplo, o baixo rio Doce age como divisor geográfico na distribuição de alguns pares de espécies congenéricas, como anuros *Rhinella* (THOMÉ et al., 2010) e *Phyllomedusa* (BRUNES et al., 2010), lagartos *Gymnodactylus* (PELLEGRINO et al., 2005) e *Enyalius* (RODRIGUES et al., 2014); separa distintas populações da ave *Xiphorhynchus fuscus* (CABANNE et al., 2008), e atua como limite norte da população sulina da preguiça *Bradypus torquatus*, disjuntando-se das populações setentrionais, no sul da Bahia (LARA-RUIZ; CHIARELLO; SANTOS, 2008). Sendo assim, ao menos para determinados conjuntos de espécies, a composição da fauna entre as margens esquerda e direita no baixo rio Doce abrigam elementos distintos, e tais variações devem ser levadas em consideração em análises faunísticas regionais.

2.4.2.3 Elaboração da matriz de danos

O primeiro passo na avaliação dos danos ocasionados pelo desastre à fauna silvestre foi elencar todos os seus efeitos possivelmente atribuíveis. Esse exercício foi realizado individualmente pelos analistas especialistas em cada grupo da fauna e, em um segundo momento, por meio de reuniões de parte ou toda a equipe. Elaborou-se uma matriz dos possíveis danos que afetaram a fauna em decorrência do desastre – sejam eles imediatamente após o ocorrido, ou devido a efeitos secundários e tardios, mas presumivelmente associados ao desastre. De posse da lista de danos aos diferentes grupos, passou-se a elencar potenciais indicadores, ou métricas, com os quais deve ser possível identificar e quantificar os referidos danos. Esses indicadores foram reavaliados meticulosamente por todos os envolvidos, resultando em uma matriz de danos e indicadores consolidada que orientou as seguintes etapas de desenvolvimento do estudo.

A descrição detalhada justificando a seleção dos danos e seus efeitos presumidos sobre a fauna é apresentada em relatório próprio (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018b). Tal como referenciado naquela fonte, a identificação e mensuração dos danos por meio desses indicadores é um processo dinâmico, passível de adequações ou modificação de acordo com as análises dos dados obtidos ao longo do monitoramento. A seguir, apresentam-se os danos a serem avaliados especificamente para a fauna silvestre.

Tabela 10 – Danos, indicadores e grupos de avaliação para o diagnóstico faunístico

Dano	Grupo avaliado	Indicador	Métrica
Aumento do estresse	Anfíbios Aves MPP Morcegos MMG	- Alterações da homeostasia - Alterações na condição corporal e de características físico-clínicas de morcegos e mamíferos de médio e grande porte; - Assimetria flutuante em indivíduos da avifauna;	- Indicadores ecotoxicológicos - Prevalência de indivíduos lesados em relação ao total de espécimes - Assimetria flutuante de tarsos de aves
Alterações comportamentais	Anfíbios MPP Morcegos MMG	- Alteração do padrão alimentar de espécies de interesse específico (lontra, cachorro-do-mato e mão-pelada); - Alterações enzimáticas	- Composição da dieta em sítios Tratamento e Controle - Indicadores ecotoxicológicos
Alterações fisiológicas e bioquímicas	Anfíbios Aves MPP Morcegos	- Alterações fisiológicas gerais; - Alterações bioquímicas; - Alterações metabólicas; - Alterações na imunidade; - Alterações em funções orgânicas; - Avaliação de danos moleculares; - Avaliação de danos genotóxicos	- Indicadores ecotoxicológicos
Bioacumulação de Elementos e Substâncias Potencialmente Tóxicas (ESPTs)	Anfíbios Aves MPP Morcegos MMG	- Dosagem de contaminantes em amostras de tecidos	- Indicadores ecotoxicológicos
Alterações nas assembleias faunísticas	Insetos Anfíbios Répteis Aves MPP Morcegos MMG	- Diversidade alfa e beta; - Frequência ou abundância relativa; - Proporção de morcegos insetívoros e piscívoros; - Proporção de registros mmG de interesse (lontra, cachorro-do-mato, mão-pelada); - Proporção de insetos dispersores, polinizadores e vetores; - Diversidade funcional.	- Riqueza, índices, similaridade em sítios Tratamento e Controle; - Índices de frequência ou abundância em sítios Tratamento e Controle; - Percentual de riqueza de morcegos insetívoros e piscívoros; - Percentual de registros de mmG de interesse; - Percentual de riqueza/registros de insetos dispersores, polinizadores e vetores; - Índices de diversidade funcional em sítios Tratamento e Controle.
Alterações nas populações faunísticas	Insetos Anfíbios Répteis Aves MPP Morcegos MMG	- Índices de abundância de espécies ou grupos-alvo.	- Abundância de espécies ou grupos-alvo em sítios Tratamento e Controle.
Perda de espécies	Insetos Anfíbios Répteis Aves MPP Morcegos MMG	- Proporção de espécies raras nas amostragens.	- Proporção de espécies raras em sítios Tratamento e Controle.

Dano	Grupo avaliado	Indicador	Métrica
Alteração no estado de conservação de espécies	Todos	- Avaliação de espécies alocados em alguma categoria de ameaça.	- Critérios populacionais.

Nota: MPP, mamíferos de pequeno porte; mmG, mamíferos de médio e grande porte.

2.4.2.4 Identificação e seleção das unidades amostrais

O desenho definido para a amostragem da fauna terrestre difere sensivelmente em sua concepção daquela que alude à fauna aquática. Devido às idiossincrasias ecológicas e de amostragem da fauna aquática, a unificação dos protocolos de estudo em um desenho amostral compartilhado entre esses grupos é ineficiente. Nesse sentido, neste tópico apresenta-se o detalhamento do desenho consolidado para a fauna terrestre (incluindo a entomofauna, herpetofauna, avifauna e mastofauna), ao passo que a distribuição das UAs da fauna aquática é tratada em tópicos próprios dentro de cada grupo faunístico que a compõe (quelônios, cetáceos, ictiofauna).

O desenho amostral ora aplicado é categorizado como "Após-Controle-Impacto" (*sensu* DE PALMA et al., 2018), ou seja, serão monitorados sítios Controle e Tratamento (= Impacto) ao mesmo tempo e ao longo de várias campanhas, mas apenas após a ocorrência do impacto de interesse, nesse caso após o rompimento da barragem de Fundão. Nesse desenho, é possível isolar parte dos efeitos de interesse – os efeitos do dano – de variações estocásticas em toda a região, uma vez que se amostram concomitantemente sítios Controle e sítios Tratamento. Por outro lado, visto que o protocolo de amostragem se inicia somente no pós-desastre, o monitoramento não capta os efeitos imediatos do dano (p. ex. mortalidade direta, respostas de fuga). Ressalta-se que, no intervalo de tempo entre a ocorrência do desastre (novembro de 2015) e o início das amostragens em campo (junho de 2018), nenhum estudo similar foi desenvolvido na região e, portanto, inexistem dados de terceiros que poderiam ser utilizados para consultas adicionais a dados locais. Essas lacunas temporais de informação são também discutidas no Relatório Pós-Desastre, no qual se buscou compilar os dados disponíveis naquela janela temporal (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018a).

O pressuposto que requer maior atenção neste estudo refere-se, então, às condições iniciais da área impactada: assume-se que os sítios Controle de cada UA representam as condições pré-desastre das áreas Tratamento, tratando-as como linha-base do estudo. Isto implica que diferenças entre os sítios são reflexo do distúrbio de interesse. No entanto, em virtude da conformação natural dos ambientes estudados, sabe-se que outros fatores também diferenciam os sítios, quais sejam variações na declividade, elevação e fisionomias vegetacionais; fatores que variam naturalmente no gradiente de afastamento do rio Doce. Por esse motivo, é necessário elevar a comparabilidade dos sítios maximizando a similaridade ambiental entre os Tratamento e Controle em uma mesma UA. Essa condição é atendida ao alocar sítios Controle próximos o suficiente dos sítios Tratamento para garantir ambientes semelhantes entre si, ao tempo em que se mantém suficientemente distantes para excluir efeitos do dano nas áreas Controle. Dado que essas definições geográficas são invariavelmente subjetivas, é importante considerar a influência da perturbação sobre sítios Controle em desenhos amostrais sem o

componente de “controle temporal” (pré-desastre) e, nesse sentido, De Palma et al. (2018) recomendam amostrar um sítio geograficamente intermediário entre os sítios Tratamento e Controle, o que no presente caso constitui-se de um sítio Tratamento 2, alocado em cada UA.

Seis UAs foram alocadas ao longo de todo o curso do rio Doce, desde seu terço Alto – próximo ao local do desastre, no município de Mariana, Minas Gerais – até sua foz, distrito de Regência no município de Linhares, Espírito Santo. Uma vez que os remanescentes florestais encontrados atualmente na paisagem daquela região consistem em fragmentos florestais de tamanhos e formas distintas, muitos deles são de tamanho insuficiente para alocar três sítios amostrais atendendo os critérios seguidos. Definiram-se, assim, duas UA no terço Alto do rio Doce (UA1 e UA2), uma UA no terço Médio (UA3), todas em Minas Gerais; e três UA no terço Baixo do rio (UA4, UA5 e UA6), estas no Espírito Santo. Essa distribuição abarca o aspecto de *intensidade* do dano do rompimento da barragem, partindo-se do pressuposto que o dano é mais intenso próximo ao local do desastre (Alto rio Doce), e diminui de intensidade à medida que o rio se aproxima de sua foz em virtude do efeito de diluição.

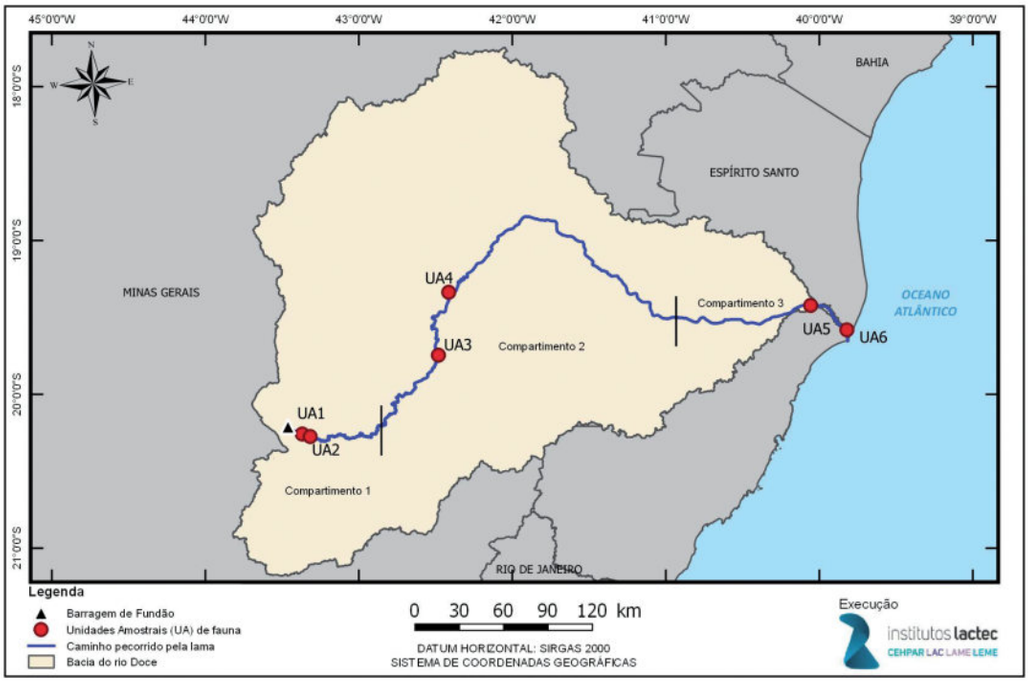
Ao mesmo tempo, em cada UA alocaram-se três sítios amostrais, réplicas espaciais que representam – em sua totalidade – as condições da biota em cada UA. Os sítios foram definidos seguindo um gradiente de *situação* em relação ao dano: um sítio amostral próximo ao leito do rio Doce ou afluente afetado pela lama, nominado Tratamento 1 (T1); um sítio distante pelo menos 300 m da margem do rio, mas presumivelmente ainda sob efeito dos danos, nominado Tratamento 2 (T2); e um sítio alocado pelo menos 1.000 m da margem do rio, considerado livre dos efeitos do dano, nominado Controle (C). A seguir, apresentam-se detalhadamente cada uma das UAs com respectivos sítios amostrais, conforme alocados em campo.

2.4.2.4.1 *Descrição das unidades amostrais*

Visto que cada grupo faunístico estabeleceu seus locais de amostragem de forma independente, e na maior parte dos casos não coincidente entre si, este tópico restringe-se a apresentar um contexto mais abrangente de alocação dos sítios, seguindo o desenho amostral proposto pelo estudo. Nesse sentido, a seguir descrevem-se em termos gerais a localização aproximada dos sítios amostrais em cada UA.

Conforme definido na conceituação do desenho amostral, as seis UAs foram distribuídas aos pares em cada um dos três compartimentos da área de estudo (Figura 88). No sentido montante-jusante, as unidades localizadas no compartimento 1 (UA1 e UA2) foram alocadas no município de Mariana, preferencialmente em propriedades sob responsabilidade da Samarco, mas também incluindo algumas áreas particulares. As unidades do compartimento 2 (UA3 e UA4) inserem-se em Unidades de Conservação da região: UA3 foi instalada no interior e arredores do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), ao passo que UA4 contempla partes da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fazenda Macedônia, assim como pontos de amostragem na fazenda homônima, mas externas à RPPN. Por fim, no compartimento 3 as UAs (UA5 e UA6) incluem também duas Unidades de Conservação onde se instalaram os sítios Controle, mas abarcam ainda áreas particulares ao longo do rio Doce para amostragens dos sítios Tratamento.

Figura 88 – Localização das UAs do estudo da fauna ao longo dos três compartimentos alocados na bacia do rio Doce



2.4.2.4.1.1 UNIDADE AMOSTRAL 1

A UA1 está situada no município de Mariana a jusante do distrito de Bento Rodrigues. A vegetação regional do trecho insere-se no domínio da Mata Atlântica, sendo a principal fitofisionomia da região a floresta estacional semidecidual, entremeados por encraves de vegetações campestres especialmente sobre afloramentos rochosos. As amostragens nessa UA localizam-se no interior da fazenda das Bicas, fazenda Tesoureiro ou fazenda Passagem das Bicas, todas de propriedade da Samarco.

Tratamento 1 (T1): foram estabelecidos às margens do rio Gualaxo do Norte, cujo acesso se dá pela MG-129, seguindo ao entroncamento que dá acesso ao distrito de Camargos e, após, pela estrada Real em direção a esse distrito. O acesso mais específico a esse sítio se dá através das placas que sinalizam a Pequena Central Hidrelétrica (PCH) Bicas (Figura 89). Nesse sítio, buscou-se avaliar a fauna sob ação direta do desastre, e ali ocorrem pontos com vegetação florestal e de várzea afetadas pelo transbordamento da lama, sendo este o ponto mais próximo ao desastre. O sítio é constituído por floresta estacional semidecidual, cujas margens apresentam vegetação pioneira que se desenvolveu após o extravasamento da lama e alguns pontos sujeitos a ações ativas de restauração da vegetação por parte da Fundação Renova. As áreas florestais são constituídas por formações secundárias em variados graus de sucessão. No entorno desse sítio são encontrados fornos de carvoaria desativados em vários pontos, atividade que foi marcante em toda a região e imprimiu os aspectos dominantes da paisagem atual.

Figura 89 – Aspecto paisagístico da vegetação encontrada nos sítios Tratamento 1 (T1), ao fundo, na UA1



Tratamento 2 (T2): alocados usualmente no mesmo remanescente vegetacional de floresta estacional semidecidual que se conecta ao sítio T1, porém em maior afastamento da calha do rio Gualaxo do Norte. O sítio é caracterizado principalmente por formações pioneiras (várzeas) e florestais secundárias.

Controle (C): as áreas assumidas como Controle nesse sítio caracterizam-se por vegetação de floresta estacional semidecidual densa e dossel mais fechado em relação a T1 e T2, mas ainda sob ação antrópica causada pela pecuária extensiva (Figura 90). Duas localidades foram selecionadas como controle por diferentes grupos da fauna, ambas apresentando situações vegetacionais similares, mas distantes das áreas danificadas pelo desastre.

Figura 90 – Aspecto paisagístico da vegetação encontrada nos sítios Controle, ao fundo, na UA1



2.4.2.4.1.2 UNIDADE AMOSTRAL 2

Todos os sítios amostrais seguem o mesmo traçado de acesso, seguindo no sentido do distrito de Monsenhor Horta – município de Mariana – pela MG 262 até o trevo de acesso para o distrito. A vegetação da região é similar àquela encontrada em UA1, composta por floresta estacional semidecidual, sendo o sítio controle acessado a partir da estrada principal. Os sítios T1 e T2 possuem acesso através da entrada da propriedade até a beira do rio Gualaxo do Norte. A propriedade, de responsabilidade da empresa Esperança, encontra-se sob os cuidados do gerente João de Assis.

Tratamento 1 (T1): o sítio se localiza às margens do rio Gualaxo do Norte, em área que teve parte da vegetação suprimida pelo soterramento de lama. Os locais correspondem a uma área usada amplamente para agropecuária e, dessa forma, em uma paisagem profundamente modificada por ações antrópicas. Em diversos setores ao longo desse sítio ocorrem áreas degradadas pela passagem de gado. Nesse ambiente, além da vegetação pioneira, há áreas de recuperação ativa, ocupadas pelo plantio de mudas vegetais pela Fundação Renova.

Tratamento 2 (T2): o sítio se localiza dentro da mesma propriedade, em terreno mais alto em relação ao rio Gualaxo do Norte. A vegetação do local é de floresta estacional semidecidual em diferentes estágios de regeneração. Buscou-se alocar os pontos de amostragem em vegetação pouco perturbada, com dossel fechado e denso.

Controle (C): as áreas alocadas para constituírem sítios Controle apresentam condições ambientais melhor preservadas em comparação aos sítios T1 ou T2, também de floresta estacional semidecidual. A área é pouco frequentada por pessoas e não apresenta edificações. A vegetação é densa com dossel fechado e sub-bosque, destacando a característica de vegetação secundária da região, reforçada pela presença de antigos fornos de carvão desativados em diversos locais.

2.4.2.4.1.3 UNIDADE AMOSTRAL 3

Localizada no município de Marliéria, as amostragens nesta UA localizam-se no interior do PERD, na margem esquerda do rio Doce. Os sítios foram alocados em diferentes pontos pelas equipes de fauna, tanto em localidades adjacentes ao rio Doce, quanto em áreas mais afastadas do corpo d'água, inclusive próximas à sede da unidade. Essa Unidade de Conservação insere-se na região do Vale do Aço, entre os municípios de Timóteo, Marliéria e Dionísio, sendo uma das principais áreas de proteção da biodiversidade de Minas Gerais, com a maior área contínua de Mata Atlântica preservada no estado. O PERD é indicado como área de extrema importância biológica e prioritária para a conservação da biodiversidade e investigação científica, englobando uma área de quase 36.000 ha em vários estágios de sucessão, cuja cobertura vegetal do PERD é classificada como floresta estacional semidecidual. Ademais, o PERD constitui o maior complexo lacustre da América Latina, com mais de 56 lagoas naturais. Os sítios amostrais estão localizados no mesmo fragmento contínuo de floresta e seu acesso é por meio da Estrada Parque do PERD.

Tratamento 1 (T1): estabelecido às margens do rio Doce com acesso pela Estrada Parque e próximo à Ponte Queimada (Figura 91). Nesse sítio, buscou-se avaliar a fauna sob ação direta do desastre, contemplando a região de várzeas do rio sob influência da passagem da lama, assim como a área florestada.

Figura 91 – Aspecto paisagístico da vegetação encontrada ao longo dos sítios T1, a partir da Ponte Queimada, na UA3



Tratamento 2 (T2): alocado no mesmo remanescente vegetacional de T1, porém mais distante das margens do rio Doce, nas proximidades de um corpo d'água. O acesso se dá pela Estrada Parque (Figura 92).

Figura 92 – Aspecto da vegetação encontrada nos sítios T2, vegetação florestal predominante a partir da Estrada Parque



Controle (C): localizado nos limites do PERD, em contato com à zona de amortecimento da UC (Figura 93). Esses sítios localizam-se próximos à portaria da entrada da Estrada Parque. Nesta região ocorrem ambientes de formações florestais secundárias, cujo entorno é influenciado por ações antrópicas diversas.

Figura 93 – Aspecto da vegetação encontrada nos sítios Controle da UA3



2.4.2.4.1.4 UNIDADE AMOSTRAL 4

Localizada no município de Ipaba, as amostragens nesta UA localizam-se no interior da fazenda Macedônia, incluindo áreas florestadas inseridas na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Macedônia, de propriedade da Celulose Nipo-Brasileira S.A. – CENIBRA, na margem direita do rio Doce. A vegetação dessa unidade é de floresta estacional semidecidual. O acesso se dá a partir do município de Ipaba, uma estrada em direção ao distrito de Boachá. O caminho até a sede da RPPN Macedônia está sinalizado com placas indicativas.

Tratamento 1 (T1): estes sítios são localizados às margens do rio Doce. A vegetação de grande parte da fazenda é pouco fragmentada, porém caracteriza-se por árvores de porte médio a baixo e dossel aberto, portanto indicativos de vegetação secundária. Em diversos pontos da reserva há trilhas estabelecidas para monitoramento por funcionários de fiscalização, mas é também notória a presença de pegadas de cachorros domésticos, sugerindo a ocorrência de caça. O sítio pode ser acessado pelas porções sul ou norte da fazenda Macedônia, e ao longo do rio ocorrem ainda encostas com rochas e áreas alagáveis na várzea do rio.

Tratamento 2 (T2): a região, pouco mais afastada das margens do rio, apresenta maior grau de antropização e entremeado por monoculturas de eucalipto. A cobertura arbórea é mais esparsa, onde predominam espécies não típicas de Mata Atlântica a exemplo de *Uncaria tomentosa*, além de ervas daninhas e plantas oportunistas. Em outros setores desse sítio, no entanto, encontra-se vegetação florestal em avançado estágio de regeneração, igualmente transpassadas por trilhas que foram aproveitadas para estabelecimento das metodologias propostas para amostragem.

Controle (C): os sítios controle são alocados também em vegetação florestal próxima a monoculturas de eucaliptos, estando presentes diversas trilhas para instalação dos protocolos de amostragem. Vários locais caracterizam-se por mata em bom estado de conservação, com árvores de tamanho médio a alto e dossel fechado.

2.4.2.4.1.5 UNIDADE AMOSTRAL 5

Localizada no município de Linhares, no litoral norte do estado do Espírito Santo, as amostragens nesta UA localizam-se no interior da fazenda Beira Rio, de propriedade do Sr. Ademar Strut, atualmente arrendada para o Sr. Anincieto Roncetti; e em áreas florestadas inseridas na Floresta Nacional (FLONA) de Goytacazes. O acesso a todos os sítios amostrais dessa UA se dá pela BR-101.

Tratamento 1 (T1): o acesso à região onde se alocam os sítios T1, às margens do rio Doce, se dá a partir da cidade de Linhares pela BR-101 até o ponto de conversão para a ES-245, e dali até a Fazenda Beira Rio (Figura 94). Sítio localizado em área antropizada, próximo a grandes áreas de pastagem e currais para de animais de criação. Além disso, alguns setores são usados como abatedouros, provavelmente irregulares, por moradores ou trabalhadores locais. A vegetação local é esparsa, predominantemente constituída de "cabrucas", ou seja, áreas florestais cujo sub-bosque é dominado por plantios de cacau.

Figura 94 – Aspecto da vegetação encontrada nos sítios na estrada de acesso aos sítios T1 e T2 na UA5



Tratamento 2 (T2): a mesma condição ambiental encontrada ao longo de T1 ocorre ainda em T2, ou seja, vegetação de cabruca onde predominam cacaueiros e espécies nativas ruderais. Devido à sua localização mais afastada da calha do rio Doce, aparenta menor incidência de manejo da vegetação, e em alguns setores o sub-bosque florestal encontra-se em regeneração.

Controle (C): o acesso ao sítio se dá a partir da cidade de Linhares pela BR-101, no sentido Vitória, até a sede da FLONA de Goytacazes. A FLONA apresenta aproximadamente 1.423,9 ha de floresta ombrófila mista de aluvião, ecossistema raro dentro do domínio da Mata Atlântica. A floresta encontra-se em diferentes estágios de regeneração, mas grandes extensões de mata em estágio avançado. Embora a vegetação local esteja contida em uma Unidade de Conservação, há indícios da ocorrência de caça e outras práticas antrópicas no interior da mata.

2.4.2.4.1.6 UNIDADE AMOSTRAL 6

Localizada no município de Linhares, no distrito de Regência, as amostragens nesta UA localizam-se às margens do rio Doce e em áreas florestadas inseridas na Reserva Biológica (ReBio) de Comboios. Nesta UA os sítios contemplam amostragens em ambientes de várzea do rio Doce na floresta ombrófila densa de aluvião, assim como em florestas de restinga.

Tratamento 1 (T1): estes sítios se encontram às margens do rio Doce, com acesso pela ES-245 até a rodovia ES-010, atingindo-se por ali as margens do rio Doce (Figura 95). O sítio se insere em uma paisagem fragmentada e dominada por floresta ombrófila de aluvião alterada (cabruca), com cultivos de cacau associados a outras árvores frutíferas, como jacas e figueiras.

Figura 95 – Aspecto da vegetação no entorno da estrada de acesso ao sítio T1 na UA6, às margens do rio Doce



Tratamento 2 (T2): região com as mesmas condições ambientais que T1, porém distante 600 m das margens do rio Doce. A localidade é menos alterada e encontram-se alguns locais com vegetação de sub-bosque mais densa e dossel fechado. Não obstante, ao longo de diversas trilhas selecionadas para desenvolvimento das amostragens há o predomínio de cacaueiros. Espécies vegetais pioneiras ocorrem por todo o ambiente, indicativo de algum grau de regeneração da vegetação local. Apesar de distante do rio Doce o terreno irregular está sujeito a alagamentos durante a estação chuvosa, originando áreas alagadas temporárias.

Controle (C): este sítio está situado no interior da ReBio de Comboios, inserida na planície costeira do delta do rio Doce e cuja vegetação é tipicamente de restinga arbustiva e arbórea, em boas condições de preservação. O acesso se dá pela BR-101 até a localidade de Bebedouro e a partir desse ponto em sentido ao povoado de Regência, até atingir a entrada da reserva. A Unidade de Conservação faz limites, ao sul, com a Terra Indígena Comboios, ao norte com o povoado de Regência, a leste com o Oceano Atlântico, e a oeste com propriedades rurais dedicadas à pecuária. Os ambientes nesse sítio diferem daqueles observados nos sítios T1 e T2, pois há dominância de formações pioneiras de influência marinha, as restingas. Nas localidades selecionadas para a realização das amostragens, há predomínio de espécies vegetais arbustivas e herbáceas, formando uma vegetação adensada de baixa estatura. Embora trate-se de Unidade de Conservação, há indícios da atuação de caçadores na região.

2.4.2.5 Análises ecotoxicológicas

O detalhamento metodológico, com relação à localização das UAs contempladas por amostras ecotoxicológicas, assim como todos os procedimentos adotados para coleta e análises pertinentes serão apresentados no diagnóstico final. Os resultados obtidos até então são incipientes e, nesse sentido, não são apresentados neste documento.

2.4.3 ANÁLISES DOS GRUPOS ZOOLÓGICOS

Neste tópico apresentam-se separadamente, por grupo zoológico, todas as informações referentes a: contextualização do grupo enquanto indicadores ambientais; os danos que foram selecionados para diagnose no presente esforço; as abordagens metodológicas para amostragem e análise desses danos; e os resultados obtidos até então em relação direta com os danos ora abordados.

Especificamente, os grupos da fauna terrestre aqui apresentados são: (i) Entomofauna, incluindo a avaliação de borboletas frugívoras, besouros rola-bosta, formigas, abelhas e vespas, e mosquitos culicídeos; (ii) Herpetofauna, que abrange os anfíbios e répteis, estes excetuando-se esforços direcionados aos crocodilianos e quelônios; (iii) Avifauna; (iv) Pequenos mamíferos não voadores, que abrangem os roedores e marsupiais de pequeno porte; (v) Quiropterofauna, os morcegos; e (vi) Mamíferos de médio e grande porte, ou seja, aqueles cujo tamanho corporal exceda 1 kg, em média, na vida adulta. Optou-se por segregar a mastofauna nesses três subgrupos analíticos para facilitar a interpretação dos danos e interpretações. Esta resolução se baseia no fato de que tanto os métodos de amostragem, quanto as ferramentas analíticas para trabalhar esses dados, diferem significativamente entre esses três grupos, e torna-se mais coerente avalia-los de forma isolada.

2.4.3.1 Entomofauna

2.4.3.1.1 *Introdução*

Insetos são grupos dominantes de invertebrados em termos de diversidade taxonômica e funcional na maioria dos ecossistemas terrestres (ROCHA et al., 2010). Várias espécies são importantes atores nos processos ecológicos naturais, tais como a incorporação de matéria orgânica no solo, controle biológico, dispersão de sementes e polinização (SACAI; INQUE, 1999; ANDERSEN, 2000; REITER, 2001; FREITAS; FRANCINI; BROWN Jr., 2003; NOVAIS et al., 2016). Alguns grupos de insetos são ideais indicadores ecológicos devido à sua especificidade no uso de recursos e íntima associação a microhabitats (FREITAS; FRANCINI; BROWN Jr., 2003). Portanto, os efeitos da transformação do uso da terra na biodiversidade diferem entre os vários grupos (HEVIA et al., 2016). Dessa forma, abordagens que envolvem o uso de múltiplos táxons com funcionalidade ecológica e especialização de *habitat* contrastantes permite obter informações relevantes para biomonitoramentos (FILGUEIRAS et al., 2019).

Diversos estudos indicam que a perda e a homogeneização dos *habitats* afetam negativamente a diversidade de insetos (THIES; STEFFAN-DEWENTER; TSCHARNTKE, 2003; SOLAR et al., 2015). Esses impactos geralmente são refletidos na diminuição da riqueza de espécies (número de espécies) e da abundância (número de indivíduos), e aumento da frequência de espécies resistentes ao impacto,

assim como mudanças na composição de espécies e guildas alimentares dos insetos (THIES; STEFFAN-DEWENTER; TSCHARNTKE, 2003; SOLAR et al., 2015).

Este estudo possui dados sobre as borboletas frugívoras, besouros rola-bosta, formigas, abelhas, vespas e culicídeos. As borboletas frugívoras representam o grupo de lepidópteros mais utilizado no monitoramento ambiental, devido à especialização no uso de recursos e fidelidade de microhabitats (OOSTERMEIJER; VAN SWAAY, 1998; FREITAS; FRANCINI; BROWN Jr., 2003). Os Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabeidae), popularmente conhecidos como besouros rola-bosta, são juntamente com as formigas (Hymenoptera: Formicidae) importantes em diversas funções ecossistêmicas, tais como a incorporação de matéria no solo e dispersão de sementes, além de participarem de diversas interações ecológicas envolvendo a vegetação e outros animais (MILLER, 1961; SACAI; INQUE, 1999; BANG et al., 2005). As abelhas e as vespas são os principais polinizadores de plantas floríferas do mundo e necessitam de ambientes que forneçam diversificados tipos de recursos para o seu forrageamento. A família Culicidae compreende os mosquitos mais abundantes da Mata Atlântica (REIS; MÜLLER; MARCONDES, 2010) e inclui espécies transmissoras de doenças humanas e a outros vertebrados (e.g. febre amarela), uma vez que as fêmeas exercem intensa hematofagia. A possibilidade de contato humano com esses insetos é maior próximo a regiões de matas fragmentadas e que sofreram impacto humano recente (SERVICE, 1991; REITER, 2001).

2.4.3.1.2 *Danos a serem avaliados*

O estudo da entomofauna tem por objetivo identificar e quantificar três presumíveis danos causados pela passagem da lama da barragem de Fundão ao longo do rio Doce, utilizando como métricas indicadoras uma gama de índices ecológicos (p.ex. riqueza, abundância, e mudanças na estrutura da comunidade de insetos), e na funcionalidade das espécies. Especificamente, os dados ora obtidos serão trabalhos na avaliação dos seguintes danos: (i) alterações nas assembleias faunísticas; (ii) alterações nas populações faunísticas; e (iii) perda de espécies.

A riqueza local, ou diversidade alfa, possui implicações diretas relacionadas à perda de diversidade, assim como a diversidade beta permite investigar mudanças na composição de espécies, ambos importantes fatores para entender a estrutura e distribuição espacial das espécies nas diferentes situações estudadas. A abundância relativa, ou a proporção de indivíduos de cada espécie, é outro importante atributo para compreender a equitabilidade das espécies na comunidade, ou seja, a proporção dos indivíduos de cada uma das espécies em relação ao total de indivíduos dessa comunidade. Por fim, a diversidade funcional é outra face a ser avaliada, e acrescenta informações sobre a relação entre o presumido dano ambiental e como este afeta as guildas de insetos na região, especificamente permitindo verificar se há diferenças de seu efeito sobre táxons especialistas e generalistas.

2.4.3.1.3 *Detalhamento Metodológico*

Em cada sítio amostral um agrupamento de Parcelas de Amostragem Integrada de Artrópodes (PAIAs) foi estabelecido (Figura 96; Tabela 11). As PAIAs consistem no agrupamento de três pequenas demarcações (parcelas A-B-C) de 10 x 10 m a cada 100 m ao longo de 200 m adaptadas de acordo ao protocolo de amostragem sugerido pela rede ComCerrado (v. FILGUEIRAS et al., 2019 para mais detalhes).

Figura 96 – Esquema do desenho amostral da entomofauna para a bacia do rio Doce. A distribuição das PAIAS (a), a disposição das armadilhas na parcela (b) e réplicas das PAIAs em cada UA (c). A diversidade α por parcela está representada pelos quadrados verdes, a diversidade dentro da PAIA representa o α1 e a diversidade entre parcelas é o β1 (linha pontilhada) e a diversidade entre PAIAs (T1, T2 e C) é o β2 (linha sólida)

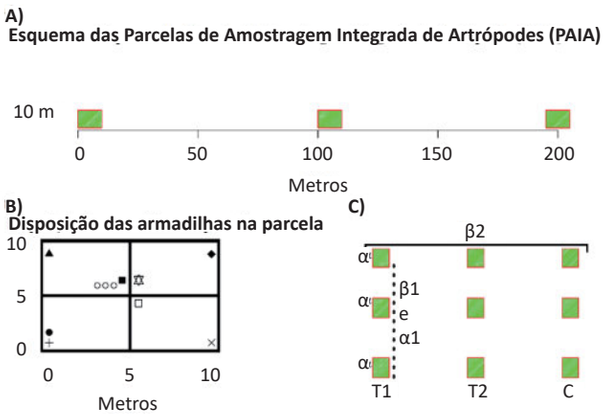


Tabela 11 – Coordenadas geográficas e municípios das unidades, sítios e parcelas amostrais durante a campanha seca de 2018 na bacia do rio Doce

UA	Tratamento	Parcela	Latitude (GMS)	Longitude (GMS)	Elevação
UA1	T1	A	20°15’23.85”S	43°24’59.19”O	722
UA1	T1	B	20°15’23.59”S	43°24’57.62”O	721
UA1	T1	C	20°15’25.10”S	43°25’01.56”O	723
UA1	T2	A	20°15’52.64”S	43°24’25.97”O	730
UA1	T2	B	20°15’50.67”S	43°24’25.00”O	712
UA1	T2	C	20°15’48.22”S	43°24’27.33”O	732
UA1	C	A	20°19’37.44”S	43°24’18.68”O	789
UA1	C	B	20°19’37.14”S	43°24’19.25”O	799
UA1	C	C	20°19’34.66”S	43°24’22.89”O	800
UA2	T1	A	20°16’17.51”S	43°19’52.15”O	593
UA2	T1	B	20°16’21.37”S	43°19’50.00”O	571
UA2	T1	C	20°16’24.51”S	43°19’47.61”O	587
UA2	T2	A	20°16’30.56”S	43°18’43.10”O	680
UA2	T2	B	20°16’29.48”S	43°18’42.64”O	675
UA2	T2	C	20°16’28.71”S	43°18’44.54”O	666
UA2	C	A	20°17’10.87”S	43°19’12.65”O	710
UA2	C	B	20°17’10.72”S	43°19’08.37”O	725
UA2	C	C	20°17’13.62”S	43°19’07.83”O	721
UA3	T1	A	19°44’53.44”S	42°28’43.90”O	255
UA3	T1	B	19°45’00.05”S	42°28’48.35”O	250
UA3	T1	C	19°45’04.45”S	42°28’48.94”O	255
UA3	T2	A	19°41’56.55”S	42°30’57.71”O	255
UA3	T2	B	19°41’57.05”S	42°31’00.67”O	258
UA3	T2	C	19°41’57.80”S	42°31’03.95”O	261
UA3	C	A	19°45’46.09”S	42°37’14.18”O	292
UA3	C	B	19°45’43.32”S	42°37’17.38”O	300
UA3	C	C	19°45’48.87”S	42°37’16.52”O	290

UA	Tratamento	Parcela	Latitude (GMS)	Longitude (GMS)	Elevação
UA4	T1	A	19°20’11.14”S	42°25’04.85”O	198
UA4	T1	B	19°20’13.65”S	42°25’04.40”O	214
UA4	T1	C	19°20’16.66”S	42°25’02.84”O	213
UA4	T2	A	19°20’07.05”S	42°24’33.44”O	237
UA4	T2	B	19°20’13.90”S	42°24’28.76”O	231
UA4	T2	C	19°20’15.32”S	42°24’29.73”O	236
UA4	C	A	19°22’13.21”S	42°25’00.27”O	240
UA4	C	B	19°22’34.40”S	42°25’00.66”O	206
UA4	C	C	19°22’35.08”S	42°24’55.58”O	224
UA5	T1	A	19°25’12.49”S	40°03’00.43”O	27
UA5	T1	B	19°25’08.19”S	40°03’03.53”O	23
UA5	T1	C	19°25’08.32”S	40°03’07.06”O	25
UA5	T2	A	19°25’41.52”S	40°03’02.12”O	28
UA5	T2	B	19°25’39.02”S	40°03’05.81”O	30
UA5	T2	C	19°25’37.66”S	40°03’08.01”O	31
UA5	C	A	19°26’11.15”S	40°04’30.94”O	28
UA5	C	B	19°26’07.62”S	40°04’35.25”O	27
UA5	C	C	19°26’06.20”S	40°04’30.00”O	30
UA6	T1	A	19°34’23.81”S	39°49’07.71”O	14
UA6	T1	B	19°34’25.49”S	39°49’03.00”O	13
UA6	T1	C	19°34’27.44”S	39°48’59.61”O	15
UA6	T2	A	19°34’42.24”S	39°49’19.32”O	11
UA6	T2	B	19°34’47.24”S	39°49’17.62”O	8
UA6	T2	C	19°34’49.75”S	39°49’14.44”O	11
UA6	C	A	19°40’39.07”S	39°54’10.72”O	8
UA6	C	B	19°40’42.82”S	39°54’15.26”O	7
UA6	C	C	19°40’45.70”S	39°54’20.80”O	7

2.4.3.1.4 *Amostragem dos Insetos*

Os insetos são amostrados com o auxílio de armadilhas dispostas da seguinte forma em cada PAIA: nove armadilhas tipo *Pitfall*, sendo três iscadas com fezes humanas (um por parcela) e seis sem iscas (duas por parcela); três armadilhas tipo *van Someren-Rydon* e *Moericke* (uma por parcela); uma armadilha tipo *Malaise*; e uma armadilha do tipo *Shannon*. Adicionalmente, realiza-se a busca ativa para os culicídeos (larvas e adultos), borboletas e abelhas para complementar apenas a lista de espécies. Todos os insetos pertencentes às famílias Formicidae (formigas), Culicidae (mosquitos), Nymphalidae (borboletas), às superfamílias Vespoidea (vespas), Apoidea (abelhas) e à subfamília Scarabaeinae (besouros rola-bosta) foram amostrados e levados a laboratório para identificação até o menor nível taxonômico possível. As *Pitfalls* e as armadilhas *van Someren-Rydon* e *Moericke* permanecem em campo durante 48h, e as armadilhas *Malaise* permanecem ativas durante 72h. A *Shannon* foi armada entre as 18:00 e 20:30 durante uma noite (2h de esforço) em cada PAIA.

Todos os grupos taxonômicos foram agrupados em guildas funcionais de acordo com o comportamento alimentar. Todas as borboletas foram consideradas frugívoras (OOSTERMEIJER; VAN SWAAY, 1998), os besouros rola-bosta foram classificados em telecoprídeos, paracoprídeos ou endocoprídeos

(BRAGA et al., 2013), as formigas foram agrupadas em onívoras, trofobiontes, detritívoras, fungívoras ou predadoras (BACCARO et al., 2015), as vespas e as abelhas foram consideradas polinizadoras visitantes florais (FRANKIE et al., 2009) e os culicídeos classificados como hematófagos vetores ou não vetores de doenças humanas (FORATTINI, 2002).

2.4.3.1.5 *Análise dos Dados*

Neste tópico os danos serão apreciados individualmente, indicando-se quais métricas, analises e interpretações serão dadas no diagnóstico final. No entanto, em virtude de o diagnóstico se encontrar em estágio preliminar de análise dos dados, esta formatação não será seguida neste produto e aqui as análises são apresentadas de forma difusa entre os danos. As métricas a serem utilizadas são, mesmo assim, descritas e justificadas, de modo a permitir a compreensão desta apreciação inicial dos dados.

2.4.3.1.5.1 Diversidade taxonômica

Esta métrica foi avaliada por meio de modelos lineares generalizados (*Generalized Linear Models*, GLMs), nos quais a riqueza de cada subgrupo taxonômico é a variável resposta (métricas) e as UAs e sítios amostrais são os fatores indicadores do dano (CRAWLEY, 2013). Nessa abordagem, a riqueza de espécies é comparada ao longo do gradiente de distância da barragem de Fundão (variação entre UAs) e entre os tratamentos de cada UA (variação entre os sítios T1, T2 e C).

2.4.3.1.5.2 Composição taxonômica

Utilizou-se de análise de variância multivariada permutacional (ANDERSON, 2005) para verificar a variação na estrutura e composição da comunidade de insetos entre as UAs e entre os sítios (T1, T2, C). Esse procedimento foi realizado utilizando a função '*adonis'* do pacote '*vegan'* no programa R. Com essa abordagem é possível verificar se há distinção nos conjuntos de espécies e quais fatores (UA ou sítios) mais contribuem nessa variação.

2.4.3.1.5.3 Diversidade beta

Para identificar a ocorrência de variações na diversidade beta dos insetos, verificar-se-á se houve homogeneização das assembleias (menor substituição e maior aninhamento) por meio do particionamento do índice de dissimilaridade de Sørensen ($\beta_{SØR}$) em componentes de substituição de espécies (*turnover* β_{SIM}) e de dissimilaridade devido ao aninhamento das espécies (*nestedness* β_{SNE}; BASELGA, 2010). Esse procedimento é realizado usando a função '*beta.multi*' no pacote '*betapart'* do software R (BASELGA et al., 2013). β_{SOR} representa a diversidade beta total e constitui-se do somatório das duas partes desse índice ($\beta_{SIM} + \beta_{SNE}$); β_{SIM} não considera diferenças na riqueza de espécies e por isso representa explicitamente a substituição das espécies. Assim, a perda total de espécies devido ao aninhamento (β_{SNE}) é dada pela diferença entre esses dois índices ($\beta_{SNE} = \beta_{SOR} - \beta_{SIM}$).

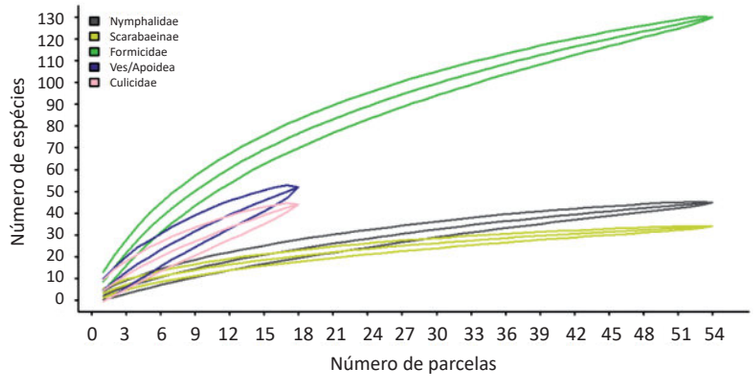
Para verificar a contribuição de cada parcela, PAIA e UA na diversidade total amostrada ao longo do rio Doce, a diversidade encontrada nas UAs é particionada em 'α' (alfa, riqueza da parcela), 'β1' (beta um, diversidade beta entre parcelas), 'β2' (beta dois, diversidade beta entre as PAIAs) e 'β3' (beta três, diversidade entre as UAs no rio Doce). Estas análises são realizadas com a função '*adipart'* no pacote '*betapart'* do software R (https://www.r-project.org).

2.4.3.1.6 *Resultados*

2.4.3.1.6.1 Resultados gerais

Foram identificadas 305 espécies de insetos, das quais 45 espécies de borboletas, 34 espécies de besouros rola-bosta, 130 espécies de formigas, 52 espécies dos grupos abelhas ou vespas e 44 espécies de mosquitos. Através da curva de acumulação de espécies tem-se que a maioria das espécies foram amostradas para todos os grupos, ou seja, há indicativos de que a riqueza total de táxons se aproxima da estabilidade amostral (Figura 97).

Figura 97 – Curva de acúmulo de espécies de cada grupo estudado, em função do número de parcelas amostradas durante a primeira campanha – estação seca/2018 na bacia do rio Doce



2.4.3.1.6.2 Variações de riqueza

A riqueza de espécies de borboletas foi menor em UA1, UA2 e UA6, seguidas pela UA5; UA3 e UA4 apresentaram os maiores valores de riqueza (Figura 98a, Tabela 12). A riqueza de besouros foi maior na UA3, especificamente devido ao sítio controle, sendo as demais UAs similares em termos de riqueza de espécies, e portanto, com menor número de espécies (Figura 98c, Tabela 12). A riqueza de formigas não diferiu entre as UAs (Figura 98e, Tabela 12), ao passo que a riqueza de Vespoidea/Apoidea foi maior nas UA1 e UA2, seguida pela UA3; e UA4, UA5 e UA6 que resultaram em riqueza similar entre si e apresentando menor número de espécies (Figura 98g, Tabela 12).

Com relação à variação da riqueza de espécies entre os sítios amostrais, não se observaram diferenças de riqueza de espécies de borboletas (Figura 98b), besouros (Figura 98d), formigas (Figura 98f) e aculeata (Figura 98f) quando se comparam os sítios T1 (próximo ao dano), T2 (mais distante do dano) e C (controle) de todas as UAs estudadas (Tabela 12).

Figura 98 – Riqueza de espécies da entomofauna em relação às UAs (gráficos da esquerda) e sítios amostrais (gráficos da direita) na bacia do rio Doce. Nymphalidae (borboletas) (a,b), Scarabaeinae (besouros) (c,d), Formicidae (formigas) (d,e) e Vespoidea (vespas) e Apoidea (abelhas) (g,h)

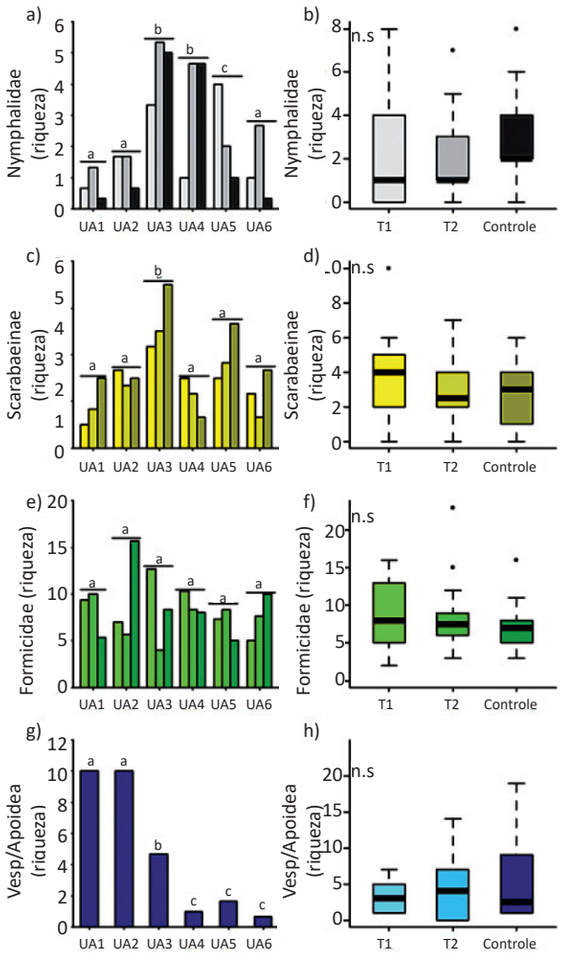


Tabela 12 – Resultados das análises por GLM avaliando o efeito dos fatores (UAs e/ou Sítios) sobre a riqueza das espécies de insetos amostrados na bacia do rio Doce

Táxon	Métrica	Indicador	Fator	Desvio	P
Nymphalidae	Riqueza	Menor riqueza na UA mais próxima a Fundão	UAs	40,735	**0,001**
		Menor riqueza em T1	Sítios	4,765	0,09
		Menor riqueza em T1 em todas unidades	UAs*Sítios	22,695	**0,011**
Scarabaeinae	Riqueza	Menor riqueza na UA mais próxima a Fundão	UAs	24,442	**0,001**
		Menor riqueza em T1	Sítios	3,911	0,141
		Menor riqueza em T1 em todas unidades	UAs*Sítios	8,404	0,589
Formicidae	Riqueza	Menor riqueza na UA mais próxima a Fundão	UAs	4,608	0,465
		Menor riqueza em T1	Sítios	2,658	0,264
		Menor riqueza em T1 em todas unidades	UAs*Sítios	42,976	**0,001**
Ves/Apoidea	Riqueza	Menor riqueza na UA mais próxima a Fundão	UAs	64,134	**0,001**
		Menor riqueza em T1	Sítios	4,196	0,122

2.4.3.1.6.3 Variações na composição de espécies

As análises da composição de espécies indicam que há diferenças nas comunidades de insetos entre as UAs e entre os sítios, sendo que apenas para as espécies pertencentes ao grupo Vespoidae e Apoidea as assembleias são similares em todos os locais amostrados (Tabela 13). A dissimilaridade de espécies dos demais grupos de insetos foi determinada pela interação das UAs com os sítios (Tabela 13), ou seja, há sítios amostrais em algumas UAs que têm comunidades que as distinguem das demais.

A composição de espécies de Nymphalidae nas UAs localizadas nos compartimentos 1 (UA1 e UA2) e 2 (UA3 e UA4) diferem das UAs localizadas no compartimento 3 (UA5 e UA6), ao tempo em que são similares entre si (Tabela 13). A composição de espécies Scarabaeinae também foi similar entre as UAs do compartimento 1, mas mista nos demais compartimentos: há maior similaridade na composição da UA4 com a UA5, mas a composição de UA3 difere de UA5 e das demais. Para Formicidae, houve similaridade entre UAs localizadas no mesmo compartimento, os quais diferem entre si (Tabela 13). A composição de Vespoidea e Apoidea foi similar entre todas as UAs, sugerindo que essas comunidades são mais homogêneas ao longo do rio Doce (Tabela 13). A composição de Nymphaldae e Formicidae diferiu entre os sítios amostrais e não se observaram diferenças na composição de Scarabaeinae, Vespoidae e Apoidae entre os sítios. Para Nymphalidae, a comunidade difere entre os sítios C de T1 e T2, estes similares entre si; para Formicidae o sítio T1 diferiu de T2 e C, por sua vez estes similares quanto à composição de espécies (Tabela 13).

Tabela 13 – Resultados da PERMANOVA, testando os efeitos dos fatores (unidades e sítios amostrais) sobre a composição das espécies de insetos amostrados na bacia do rio Doce

Taxa	Indicador	Fator	R^2	P	Resultado
Nymphalidae	Homogeneização entre UAs	Unidade Amostral	0,23	**0,001**	UA1=UA2=UA3=UA4≠UA5=UA6
	Homogeneização entre Tratamentos	Sítios	0,07	**0,001**	T1=T2≠C
	Homogeneização entre Parcelas	UAs*Sítios	0,27	**0,001**	
		Resíduos	0,43		
Scarabaeinae	Homogeneização entre UAs	Unidade Amostral	0,38	**0,001**	UA1=UA2≠UA3≠UA5≠UA4=UA6
	Homogeneização entre Tratamentos	Sítios	0,04	0,073	T1=T2=C
	Homogeneização entre Parcelas	UAs*Sítios	0,19	**0,004**	
		Resíduos	0,39		
Formicidae	Homogeneização entre UAs	Unidade Amostral	0,22	**0,001**	UA1=UA2≠UA3=UA4≠UA5=UA6
	Homogeneização entre Tratamentos	Sítios	0,05	**0,001**	T1≠T2=C
	Homogeneização entre Parcelas	UAs*Sítios	0,2	**0,001**	
		Resíduos	0,53		
Ves/Apoidea	Homogeneização entre UAs	Unidade Amostral	0,36	0,151	UA1=UA2=UA3=UA5=UA4=UA6
	Homogeneização entre Tratamentos	Sítios	0,12	0,665	T1=T2=C
		Resíduos	0,52		

Com relação à distribuição espacial das espécies ao longo das UAs, a maior parte delas – e para todos os grupos avaliados – foram encontradas em apenas uma UA, ao passo que menor número de espécies foi registrado em mais de uma UA. Entre as Nymphalidae, foram encontradas 30 espécies exclusivas e 15 espécies compartilhadas entre duas ou mais UAs (Figura 99). Entre os Scarabaeinae, detectaram-se 22 espécies exclusivas e 11 compartilhadas entre UAs, enquanto na assembleia de Formicidae são 72 espécies exclusivas e 58 compartilhadas; por fim, o grupo Vespoidea e Apoidae resultou em 39 espécies exclusivas e 13 compartilhadas. O total de espécies compartilhadas entre tratamentos supera o total de espécies exclusivas para Scarabaeinae e Formicidae, e não se observa esse padrão para Nymphalidae, Vespoidae e Apoidae (Figura 100).

Figura 99 – Riqueza (eixo horizontal) e total de interseções que ocorrem na composição de espécies (eixo vertical) das seis UAs na bacia do rio Doce. Nymphalidae (a), Sacarabaeinae (b), Formicidae (c) e Vespoidae/Apoidae (d)

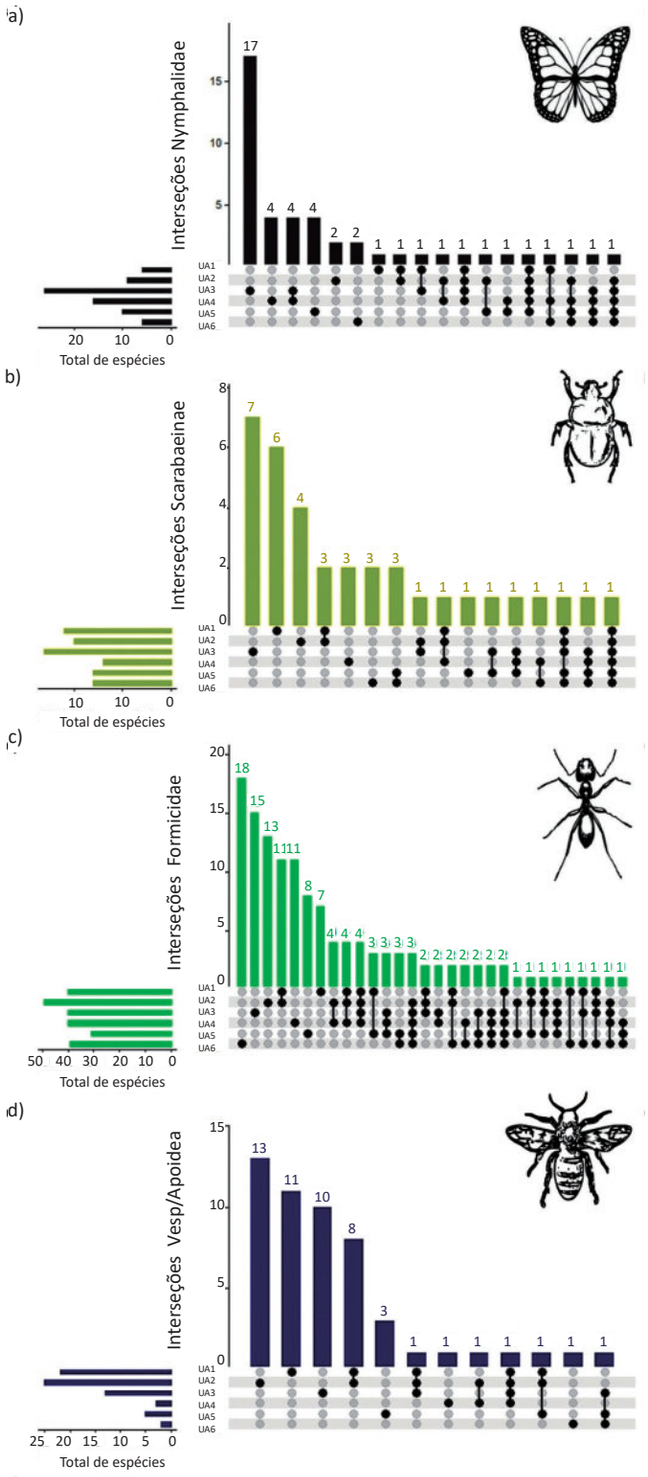
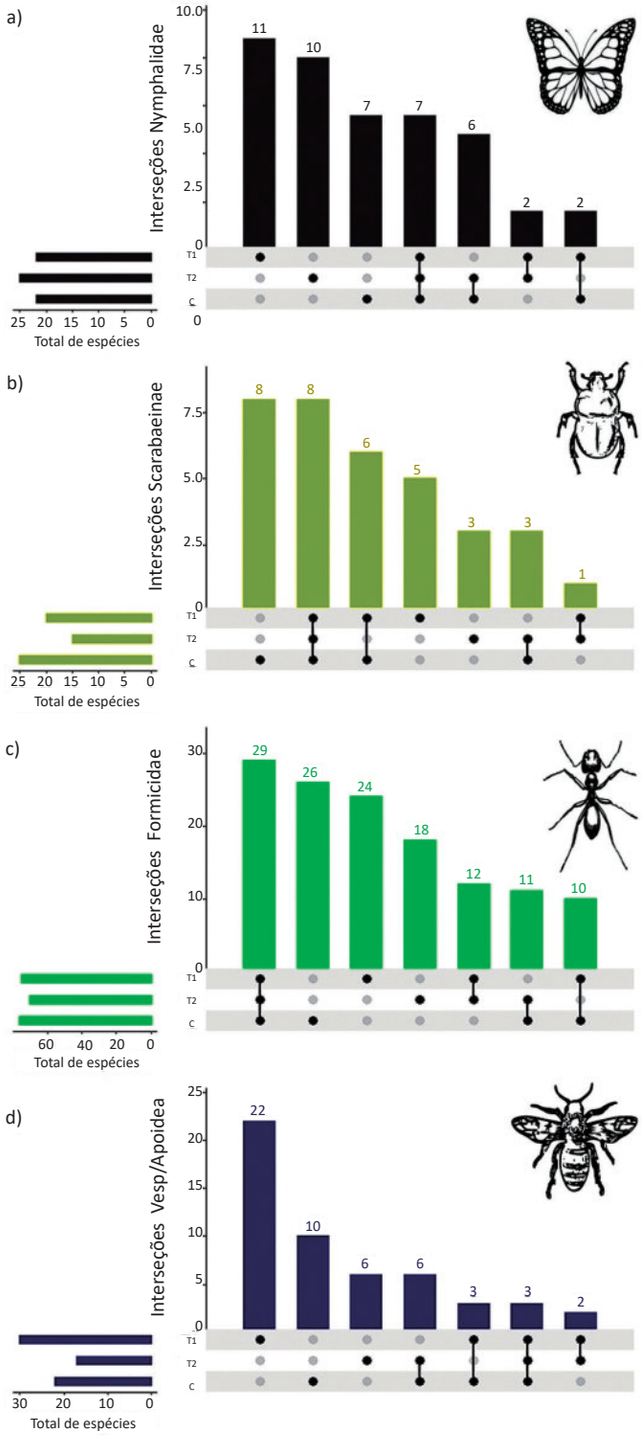


Figura 100 – Riqueza (eixo horizontal) e total de interseções que ocorrem na composição de espécies (eixo vertical) entre os três sítios amostrais na bacia do rio Doce. Nymphalidae (a), Sacarabaeinae (b), Formicidae (c) e Vespoidae/Apoidae (d)



2.4.3.1.6.4 Variações na diversidade beta

A supracitada dissimilaridade observada na composição de espécies dos grupos estudados advém principalmente devido ao componente de substituição de espécies (*turnover*), com pequena contribuição do componente de aninhamento (Figura 101a,c,e,g). Esses resultados indicam alta heterogeneidade espacial ao longo da bacia do rio Doce e sugere a importância de microhabitats locais para a manutenção das espécies da entomofauna.

Além disso, à medida que se aumenta a escala espacial da análise, ou seja, partindo da diversidade nas parcelas às diferenças entre UAs, ocorre o aumento da dissimilaridade de espécies de borboletas (Figura 101b), besouros (Figura 101c) e formigas (Figura 101f). Assim, as maiores diferenças ocorrem entre as UAs (Tabela 14), a maior escala espacial investigada neste estudo. Em contrapartida, a heterogeneidade local (na escala das parcelas) de espécies Vespoidea/Apoidea é tão alta quanto a dissimilaridade entre os sítios amostrais (Figura 101h).

Figura 101 – Resultados da dissimilaridade espacial na composição de espécies da entomofauna devido à substituição de espécies (turnover) e ao aninhamento (a, c, e, g); e resultados da contribuição de cada escala de amostragem para a heterogeneidade espacial na riqueza de espécies

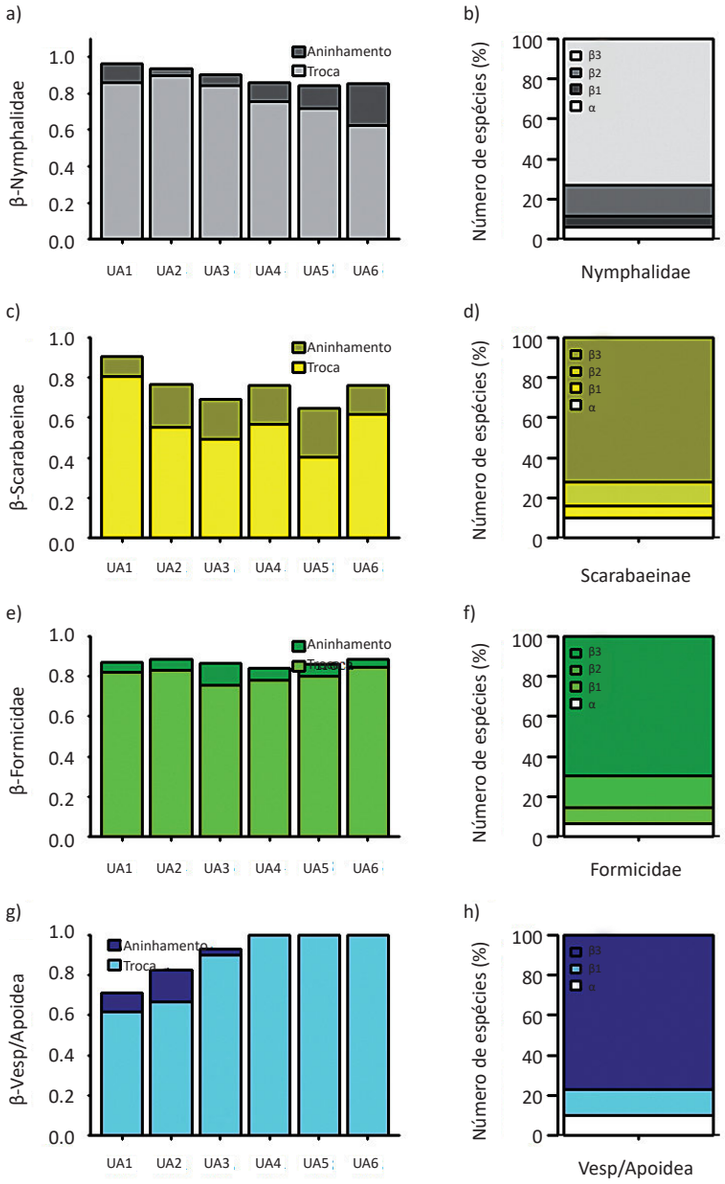


Tabela 14 – Efeito dos indicadores dos danos nas escalas de diversidade das espécies de insetos amostrados na bacia do rio Doce

Taxa	Indicador	Fator	% Contribuição
Nymphalidae	Homogeinização nas parcelas	Diversidade α	**6,26**
	Homogeinização entre parcelas	Diversidade β1	**5,22**
	Homogeinização entre Sítios	Diversidade β2	**15,56**
	Homogeinização entre UAs	Diversidade β3	**72,96**
Scarabaeinae	Homogeinização nas parcelas	Diversidade α	**9,80**
	Homogeinização entre parcelas	Diversidade β1	**6,20**
	Homogeinização entre Sítios	Diversidade β2	**11,92**
	Homogeinização entre UAs	Diversidade β3	**72,05**
Formicidae	Homogeinização nas parcelas	Diversidade α	**6,32**
	Homogeinização entre parcelas	Diversidade β1	**8,03**
	Homogeinização entre Sítios	Diversidade β2	**16,29**
	Homogeinização entre UAs	Diversidade β3	**69,36**
Ves/Apoidea	Homogeinização nas parcelas	Diversidade α	**10,09**
	Homogeinização entre Sítios	Diversidade β2	**12,98**
	Homogeinização entre UAs	Diversidade β3	**76,92**

2.4.3.1.7 *Considerações Finais*

Os presentes resultados demonstram que a paisagem no rio Doce possui elevada complexidade principalmente devido aos filtros ambientais ao longo de seu curso, os quais se manifestam em diferentes escalas espaciais. Ao mesmo tempo, há poucas evidências de diferenças claras entre os sítios amostrais na comunidade de insetos. Como resultados gerais, a diversidade amostrada durante a estação seca é elevada e comparável com os resultados obtidos em estudos feitos nas duas estações. As métricas avaliadas demonstram maior riqueza nas unidades localizadas no médio rio Doce (compartimento 2) e acumulam mais espécies compartilhadas com as demais. As análises relacionadas à diversidade funcional e de especialização de *habitat* serão as próximas etapas para avaliar os possíveis danos da passagem da lama. Além disso, devem ser apresentados conjuntamente os dados obtidos durante a segunda campanha de amostragem, referente ao período chuvoso da região.

2.4.3.2 Herpetofauna terrestre

2.4.3.2.1 *Introdução*

Uma das maiores dificuldades encontradas na tentativa de estimar alterações na herpetofauna devido ao desastre do rompimento da barragem de Fundão é a ausência de dados coletados previamente ao fato. A base de dados levantados como linha de base permite avaliar a composição de espécies encontradas na região, contudo ainda há limitações para avaliar a herpetofauna localmente afetada ao longo do rio Doce. Devido às características do desastre, atreladas à sua subtaneidade e intensidade, tem-se como pressuposto que a porção referente ao compartimento 1, entre as barragens de Fundão e da UHE Risoleta Neves, sofreu ação mais intensa devido ao extravasamento da lama e inundação de terras, atingindo áreas além do leito original dos rios. Nesta situação, admite-se que as populações de répteis e anfíbios que viviam nestas áreas sofreram com a ação direta do soterramento, com provável maior dano a populações de espécies aquáticas, terrestres e fossoriais; espécies com hábitos arbustivos e/ou arborícolas podem ter maior resiliência devido aos indivíduos que habitavam locais fora do alcance da lama extravasada. Nas áreas correspondentes aos compartimentos 2 e 3, respectivamente nos trechos mineiro e capixaba transpassados pelo rio Doce, a lama permaneceu retida dentro do leito do rio Doce, afetando as populações que ali viviam, mas também populações de áreas adjacentes. Alguns relatórios e laudos técnicos apontam para esse pressuposto, como Juncá et al. (2017), que avaliaram a contaminação de girinos, constatando que todas as poças investigadas e que não tiveram contato com a lama apresentavam girinos de *Elachistocleis cesarii*, anfíbio com hábitos fossoriais. No entanto, nenhuma das poças que tiveram contato com a lama apresentaram girinos dessa espécie, sugerindo que os espécimes nesses locais tiveram o ciclo reprodutivo prejudicado pelo assoalhamento promovido pela deposição da lama. Outro exemplo que aponta na direção de maior dano nas áreas soterradas pela lama está no laudo técnico do IBAMA (2015), que descreve a descaracterização dos ambientes e a possível aniquilação dos animais com baixa mobilidade, destacando-se os anfíbios e répteis. Além disso, o mesmo laudo destaca a dificuldade que animais domésticos tinham para alcançar o rio para dessedentação, fenômeno que pode ser extrapolado para a herpetofauna daquela área. Vale destacar que a alteração de *habitat* está entre as principais causas de declínios nas populações de anfíbios no mundo (ROSSA-FERES et al., 2008).

Com base nessas questões, buscou-se avaliar os possíveis danos causados à herpetofauna, admitindo-se como pressupostos as possíveis modificações promovidas pelo desastre na composição de espécies e populações, a perda de *habitats* (incluindo sítios reprodutivos) que, de forma associada, podem ter promovido modificação na estrutura das assembleias das áreas afetadas pelo desastre. Neste documento, apresenta-se o detalhamento metodológico, as áreas de estudo e análises realizadas, bem como os resultados preliminares obtidos nas duas primeiras campanhas de amostragem.

2.4.3.2.2 *Danos a serem avaliados*

O estudo da herpetofauna tem por objetivo identificar e quantificar sete presumíveis danos causados pela passagem da lama da barragem de Fundão ao longo do rio Doce, utilizando como métricas indicadoras uma gama de índices ecológicos (p.ex. riqueza, abundância, e mudanças na estrutura da comunidade de anfíbios e répteis), e a partir de análises ecotoxicológicas. Quatro desses danos serão

abordadas exclusivamente por dados obtidos por métodos ecotoxicológicos: (i) aumento do estresse, (ii) alterações comportamentais, (iii) alterações fisiológicas e bioquímicas e (iv) bioacumulação de ESPTs. Os outros três danos são contemplados por métricas ecológicas e contemplados pelo presente diagnóstico, a saber: (v) alterações nas assembleias faunísticas, (vi) alterações nas populações faunísticas e (vii) perda de espécies. No presente documento, esses danos não serão abordados diretamente, visto a natureza preliminar de nossos dados e análises, mas de forma genérica entre as diversas avaliações aqui realizadas.

2.4.3.2.3 *Detalhamento metodológico*

Os métodos disponíveis para avaliar a herpetofauna, via de regra, necessitam de grande esforço de tempo para que consigam levantar efetivamente a composição e estrutura de espécies de um determinado lugar. Por exemplo, para o grupo dos anfíbios, a baixa mobilidade, fácil detecção, captura e manuseio, e taxonomia relativamente bem conhecida, permite conhecer mais rapidamente boa parte das espécies que compõem esse grupo, tornando-os bons indicadores ambientais (WEYGOLDT, 1989; ROSSA-FERES et al., 2008). Em contrapartida, para o grupo dos répteis os métodos de amostragem disponíveis exigem maior esforço de amostragem em campo para realizar avaliações robustas da composição de espécies, principalmente dependente de métodos que utilizem como principal critério a procura ativa. Associada à dificuldade de detecção dessas espécies, é de notório saber que alguns anfíbios e répteis apresentam padrões de distribuição geográfica disjunta ou em mosaico (DI-BERNARDO et al., 2007; GARCIA et al., 2007). Dessa forma, considerando que a baixa robustez dos dados prévios ao desastre, o escopo metodológico passa a ser composto por métodos que permitem comparações entre os sítios e UAs ao longo do tempo, assim como métodos de caráter exploratório que venham a complementar o inventariamento da herpetofauna local e que possam apontar, caso existam, possíveis locais, espécies e/ou populações relevantes no âmbito do estudo, mas que não sejam plenamente contempladas pelos métodos sistematizados.

Dessa forma, os métodos empregados separam-se em duas categorias: (i) **Métodos sistematizados**, que estabelecerão parâmetros quantitativos e produzirão resultados passíveis de comparações entre os diferentes sítios e UAs ao longo de gradientes de tempo e espaço; (ii) **Métodos não sistematizados**, que buscarão complementar, conhecer e apontar áreas dentro das UAs relevantes do ponto de vista herpetofaunístico, bem como apontar possíveis adaptações e ou alterações no escopo metodológico.

2.4.3.2.3.1 Métodos sistematizados

Foram empregados estes métodos de amostragem em todos os sítios amostrais, buscando padronizar o esforço amostral entre eles com o objetivo de compará-los ao longo das campanhas. As métricas assim obtidas têm a finalidade de avaliar diferenças na composição e estrutura de espécies entre os sítios amostrais em localidades mais próximas aos efeitos do desastre (T1 e T2) quando comparados com sítios Controle (C).

2.4.3.2.3.1.1 *Armadilhas de Interceptação e Queda (AIQ, Pitfall Traps with Drift Fences)*

Adaptado a partir da abordagem de Cechin e Martins (2000), em cada sítio amostral foi realizada a instalação de um conjunto de AIQ, constituindo, assim, três conjuntos de armadilhas por UA. Cada

conjunto é composto por quatro baldes de 30 L conectados por cercas-guia em disposição radial (em forma de "Y"), formando um ângulo de 120˚ entre as cercas-guia. Cada cerca-guia possui três metros de comprimento e 50 cm de altura acima do nível do solo, o que conferiu a cada conjunto de armadilhas uma área de, aproximadamente, 9,5 m². Para evitar acúmulo de água nos recipientes de captura, estes tiveram o interior perfurado. Cada balde recebeu ainda um pedaço de isopor (10 x 10 cm) suportado ao fundo por quatro palitos. Esta estrutura serve de abrigo para os animais contidos em dias de muito sol, assim como presta-se como flutuador em situações de acúmulo de água. Durante as campanhas, as armadilhas permaneceram abertas por quatro noites consecutivas, totalizando um esforço de 96 horas.balde por campanha em cada UA, ou 1.152 horas.balde por campanha, considerando os três sítios amostrais das seis UAs. As armadilhas são revisadas uma vez por dia, durante a manhã (09:00), uma vez que se verificou ausência de capturas durante o período diurno. As AIQ foram instaladas em ambientes que correspondem principalmente à formação vegetal predominante de cada UA, sempre em ambiente florestal.

2.4.3.2.3.1.2 *Procura Sistematizada Limitada por Tempo (PSLT)*

Adaptado a partir da abordagem de Martins e Oliveira (1999), este método consiste em percorrer transecções de 250 m alocadas em cada sítio amostral, na qual se vasculha uma área de 50 m de cada lado da linha central mediante o revolvimento do folhiço e de troncos caídos, com o objetivo de registrar répteis e anfíbios visual ou auditivamente. Cada percurso é realizado por dois pesquisadores ao mesmo tempo durante 1 hora, sendo realizado uma vez ao dia e uma vez à noite durante três dias, consecutivos ou não. Considerando-se a conformação de três sítios por UA, obtém-se um esforço de 12 horas.homem.campanha por sítio amostral e 36 horas.homem.campanha por UA.

Para anfíbios, foram contabilizados todos os anuros em atividade de vocalização e todos os indivíduos visualizados. Quando não é possível realizar uma contagem precisa do número de anuros vocalizando, porque muitos machos vocalizam ao mesmo tempo em coro ou porque vocalizam muito próximos uns dos outros, foram empregadas as seguintes categorias de abundância, modificadas de LIPS et al. (2001 apud RUEDA; CASTRO; CORTEZ, 2006) (essas categorias só são empregadas nos casos excepcionais citados anteriormente):

0 – Nenhum indivíduo da espécie vocalizando;

1 – Número estimado de indivíduos vocalizando entre 1-5;

2 – Número estimado de indivíduos vocalizando entre 6-10;

3 – Número estimado de indivíduos vocalizando entre 10-20;

4 – Formação de coro em que as vocalizações individuais são indistinguíveis e não se pode estimar o número de indivíduos (>20).

A abundância relativa de anfíbios em cada sítio amostral foi assumida como a categoria de máximo valor obtido nas amostragens.

2.4.3.2.3.1.3 *Amostragem em Sítio de Reprodução (ASR, "Survey at Breeding site)*

Este método, adaptado a partir de Scott Jr. e Woodward (1994), consistiu na realização de transecções visuais e auditivas ao longo do perímetro de corpos d'água (e.g. poças temporárias, lagoas, brejos, córregos, rios e igapós) onde geralmente as populações de anfíbios se agregam para a reprodução.

Os anfíbios foram contabilizados seguindo os mesmos critérios descritos no método PSLT. Embora direcionados à amostragem de anfíbios, alguns grupos de répteis (serpentes, quelônios e crocodilianos) também são comumente registrados por esse método, já que muitas espécies utilizam esses locais como sítios de forrageamento e/ou reprodução. Neste estudo, amostra-se um sítio de reprodução em cada sítio amostral, totalizando três por UA. As amostragens ocorrem à noite, quando dois pesquisadores realizam as transecções durante 0,5h. Dessa forma, obtém-se um esforço amostral de 1 hora.homem.campanha de amostragem por sítio amostral, e um total de 3 hora.homem.campanha de amostragem por UA.

2.4.3.2.3.2 Métodos não sistematizados

Os métodos não sistematizados foram utilizados para registrar animais encontrados de forma oportuna nas UAs e mesmo em áreas distantes, com o objetivo de complementar a lista de espécies da macrorregião, além de buscar por ambientes e/ou espécies interessantes sob o ponto de vista faunístico ou conservationista. Esses métodos são aplicados desde o instante em que as equipes chegam às unidades, incluindo, assim, a visita técnica anterior ao início das campanhas.

2.4.3.2.3.2.1 *Procura Aleatória Livre (PL)*

O método de procura livre tem por objetivo contemplar a lacuna deixada pela falta de informação prévia acerca da composição da herpetofauna existente antes do desastre, bem como a falta de conhecimento espacial da área em função da distribuição das espécies de répteis e anfíbios que lá ocorram. A maior liberdade espacial promovida por esse método vai de encontro com o objetivo de conhecer a riqueza de espécies nas unidades e sítios amostrais, muitas vezes limitada em métodos sistematizados que contemplam o mesmo ambiente. Apesar da maior liberdade espacial, o esforço despendido em cada transecção (1h e dois coletores), bem como o tamanho da transecção avaliada (250 m) seguiu os mesmos critérios descritos para o método sistematizado de PSLT. Dessa forma, o esforço de amostragem no tempo e espaço é mantido de acordo com o protocolo da PSLT, buscando contemplar a riqueza de espécies da região em diferentes locais das UAs, ampliando o conhecimento qualitativo da área amostral. A partir dos resultados obtidos por esse método, poderão ser ajustados os locais de amostragem sistematizada em função da descoberta de ambientes e/ou de espécies e populações relevantes ao monitoramento. A procura ativa e livre com coleta manual é um método bastante versátil e generalista na detecção e coleta de vertebrados em campo (HEYER et al., 1994), bem como na detecção de ambientes de interesse para o estudo.

O método consiste em dois pesquisadores executarem caminhadas durante uma hora, uma vez de dia e uma à noite, ao longo de transecções de 250 m estabelecidas em todas as áreas passíveis de se encontrar répteis e anfíbios (e.g. interior da floresta, estradas de acesso às parcelas, áreas antropizadas, margens do rio, poças temporárias, açudes, entre outros), durante um dia e uma noite em cada sítio amostral. Os locais são vistoriados detalhadamente, havendo inspeção de tocas, serapilheira, poças temporárias, locais abrigados sob pedras, troncos caídos, entulhos, interior de bromélias, galhos de árvores e outros possíveis sítios utilizados como abrigos por répteis e anfíbios (VANZOLINI; RAMOS-COSTA; VITT, 1980). Assim como para o método de PSLT, foram empregadas as mesmas categorias de vocalização para o censo de anfíbios anuros, modificadas de Lips et al. (2001 apud RUEDA; CASTRO; CORTEZ, 2006).

2.4.3.2.3.2.2 *Procura com Veículo (PV)*

A procura com carro corresponde ao encontro de anfíbios e répteis avistados ou atropelados em estradas da região (SAWAYA; MARQUES; MARTINS, 2008). O método contempla o deslocamento da equipe em todas as UAs e entre estas.

2.4.3.2.3.2.3 *Encontros Ocasionais (EO)*

Como a observação de répteis é de caráter fortuito e demanda muito tempo em campo, necessita-se tanto da interação com membros de outras equipes do monitoramento como de moradores ou trabalhadores locais para que se tenha obtenção de mais evidências da presença desses animais. Esse método contemplou todos aqueles espécimes encontrados por terceiros ou quando a equipe não estava realizando as atividades supracitadas, desde que seja possível realizar a determinação taxonômica dos indivíduos.

2.4.3.2.3.3 Coleta, marcação de espécimes, biometria e coleta de dados abióticos

Alguns indivíduos pertencentes a espécies consideradas de especial interesse científico ou que não puderam ser identificados em campo são submetidos à eutanásia por meio de superdosagem do anestésico Ketamina®, de acordo com os critérios de bem-estar animal recomendados pelos Conselhos de Biologia e Medicina Veterinária. Os indivíduos são fixados em solução aquosa de formol a 10% para então serem depositados em via líquida de álcool a 70% e tombamento em acervos técnico. Esse procedimento se justifica por algumas espécies serem de difícil identificação e/ou se tratarem de espécies desconhecidas na região, ou mesmo sem descrição formal. O encaminhamento desse material a instituições científicas facilita sua identificação, por meio da comparação com espécimes já tombados do acervo e da literatura especializada. Também é extremamente relevante obter espécimes testemunho das regiões de estudo, principalmente considerando uma área que sofreu severa intervenção humana e que foi alvo de poucos estudos técnicos especializados com sua fauna. Os espécimes coletados serão encaminhados para o Museu de Zoologia da Universidade do Estado de Minas Gerais.

Para minimizar o risco de pseudorreplicações ao longo dos dias de amostragem, todos os animais capturados e soltos são marcados ou, quando possível, identificados por marcas naturais. Os anuros são marcados com implantes visíveis de elastômero (VIFE), método que permite o reconhecimento dos indivíduos por combinações de cores alocadas em diferentes locais do corpo (CARVALHO-SOUZA et al., 2010). A marcação dos espécimes é realizada através de adaptações do Sistema Manual de Injeção de Elastômero (NMT Inc., 2008), no qual o conteúdo para aplicação do elastômero é despejado na seringa para implante do tag juntamente ao ligante. Aqui utiliza-se a mistura utilizando uma agulha na proporção 10:1, conforme recomendações do fabricante. Dessa forma, aproveita-se maior quantidade do elastômero, evitando perdas desnecessárias e maximizando seu custo-benefício. Em animais que não seja possível a utilização do elastômero (ex. lagartos), serão verificadas marcas naturais e/ou outros métodos de marcação como, por exemplo, o corte de escamas e de artelhos.

Todos os animais capturados têm suas medidas biométricas aferidas, quais sejam: o CRC (comprimento rostro-cloacal, em mm), CC (comprimento da cauda, em mm), e massa (em g). As medidas de comprimento são realizadas com paquímetro analógico Mitutoyo© e a massa é obtida por meio de balanças de precisão Pesola©. Também são aferidas variáveis ambientais em todas as transecções,

como temperatura e umidade, através de termo-higrômetro. Animais que apresentem tamanho corporal compatível foram submetidos a coleta de sangue para análises ecotoxicológicas.

A nomenclatura das unidades taxonômicas tem por base a Sociedade Brasileira de Herpetologia (SBH, 2018).

2.4.3.2.4 *Análises*

No presente documento o conjunto de análises realizadas são apresentadas de maneira geral, sem associação direta com cada um dos danos a serem avaliados. Prevê-se, no entanto, que no diagnóstico final cada dano seja abordado de forma específica, detalhando os dados, técnica de análise e interpretação dos resultados individuais para avaliação do respectivo dano. Nesta seção são apresentadas as diferentes formas de análise de dados que vêm sendo realizadas com os dados preliminares até então obtidos.

2.4.3.2.4.1 Variações na diversidade de espécies

A riqueza de espécies (i.e. número de espécies) é a mais simples e intuitiva medida para caracterizar uma assembleia. Para permitir comparar variações de riqueza entre os sítios e UAs, utilizar-se-á a técnica de rarefação. Esta análise é realizada com base na riqueza registrada em cada sítio amostral, utilizando dados de abundância, em função do número de amostras, ou seja, do número de sítios amostrais contemplados pelo estudo (adaptado de MADALOZZO et al., 2017). As curvas produzidas são utilizadas para comparar a diversidade de espécies entre os sítios amostrais, realizada pela inspeção da sobreposição dos intervalos de confiança das estimativas obtidas pela rarefação, de modo que: curvas que se sobrepõem indicam valores de riqueza semelhantes, enquanto curvas não sobrepostas representam diferenças significativas; curvas que se encontram mais abaixo no gráfico possuem menor riqueza, e as que se colocam mais acima possuem maior riqueza. Esta análise foi realizada com o programa iNEX *on-line* (CHAO; MA; HSIEH, 2016). Outra forma de medir a diversidade, que leva em consideração a abundância relativa das espécies nas assembleias amostradas, é por meio de índices de diversidade. Optou-se por computar o índice de Shannon (KREBS, 1989), que é uma medida sensível à ocorrência de espécies raras, e é obtido pela equação 3:

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \ln p_i \qquad (3)$$

Onde S é o número de espécies, p_i é a proporção da espécie i estimada como n_i/N, e n_i por sua vez é o número de indivíduos da espécie i e N é o número total de indivíduos da amostra. Na prática o valor máximo de H' é $ln\ S$, e o mínimo é $ln\ [N/(N - S)]$.

Espera-se que nos sítios amostrais sob maior influência do desastre (sítios localizados juntos às margens do rio Doce – T1) a diversidade seja menor, assim como a equitatividade, ambas diretamente relacionadas ao índice de Shannon.

Uma terceira forma de avaliar a diversidade nos sítios amostrais é por meio de curvas que descrevem a dominância/equitatividade, ou seja, a proporção que os indivíduos se distribuem entre as espécies das amostras, no caso, em cada sítio amostral. Para esta avaliação confeccionam-se

diagramas de Whittaker em função da grande quantidade de informação sintetizada pela análise. Esses diagramas são construídos ordenando as espécies de forma decrescente, sendo o eixo horizontal o ranking relativo à abundância de cada táxon; e o valor de importância de cada espécie (ou seja, a abundância relativa) no eixo vertical. Nesses diagramas, produzem-se curvas de *ranking* das espécies de cada assembleia, nas quais o comprimento da curva indica a riqueza e sua inclinação é associada à dominância/equitatividade: curvas mais inclinadas indicam assembleias com alta dominância (i.e. poucas espécies dominam numericamente a assembleia), e curvas mais horizontais representam assembleias mais equitáveis (i.e. os indivíduos são melhor distribuídos entre as espécies). As interpretações se baseiam nos modelos propostos por Martins e Santos (2014). A comparação das curvas produzidas em cada sítio dentro das UAs permite avaliar os diferentes padrões de distribuição de abundância, para os quais se espera que sítios sob maior efeito do desastre apresentem características assembleias mais simples (menor riqueza e maior dominância) em função da homogeneização do ambiente.

2.4.3.2.4.2 Variações na composição de espécies

Para avaliar se houve alteração da estrutura das assembleias herpetofaunísticas da região realizam-se análises de similaridade/dissimilaridade, contemplando os sítios amostrais de unidades inseridas no mesmo compartimento do rio Doce (UA1 x UA2; UA3 x UA4; UA5 x UA6). Esta análise será realizada por meio do índice de Bray-Curtis, buscando avaliar se ocorre o agrupamento dos sítios com base na similaridade faunística ali encontrada. Esta métrica de distância considera, além da presença/ausência das espécies, também seus valores de abundância relativa nas assembleias comparadas (MAGURRAN, 2004). Caso o dano do desastre seja refletido nas assembleias, espera-se que ocorra o agrupamento dos sítios T1/T2 distintos ao agrupamento dos sítios C, assumindo-se maior homogeneização das assembleias das áreas afetadas. Para construção das matrizes de abundância, os dados das espécies foram transformados pela raiz quadrada. Para testar a estrutura multivariada das assembleias nas UAs distribuídas ao longo da bacia do rio Doce, quando os dados permitirem tais métodos, utiliza-se a estatística de *one-way* ANOSIM, segundo a qual a significância estatística dos agrupamentos é testada pelo teste de SIMPROF (SACCOL et al., 2017).

2.4.3.2.5 *Resultados*

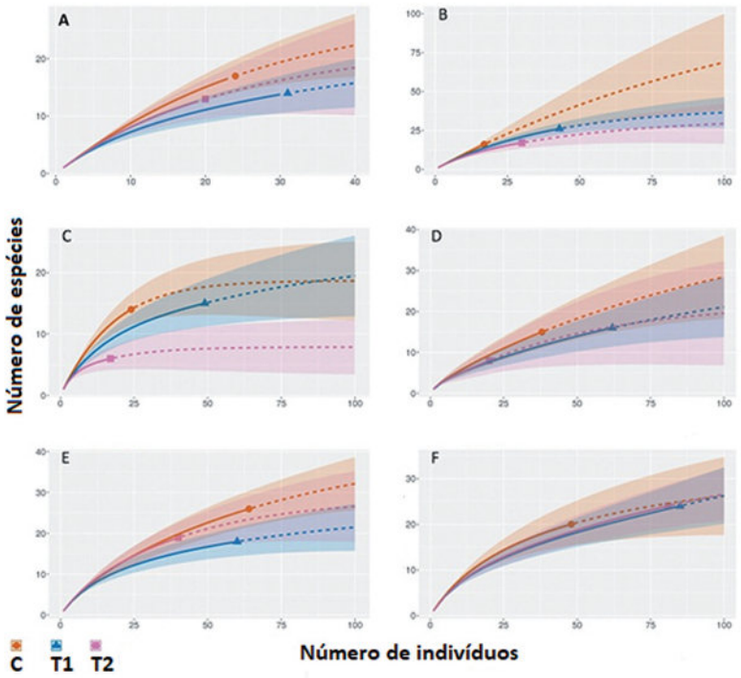
Até o momento foram registradas 76 espécies de anfíbios, das quais 75 Anura e uma espécie de Gymnophiona; e 41 espécies de répteis, todos Squamata, além de três espécies de quelônios, grupo taxonômico abordado em volume à parte. Em comparação com o número de espécies levantadas na literatura consultada, nas duas primeiras campanhas foram registradas cerca de 47,5% das espécies de anfíbios e 34,5% das espécies de répteis com ocorrência conhecida na região. Considerando-se alguns registros em processo de determinação taxonômica, esse número deve aumentar independentemente de novas campanhas.

2.4.3.2.5.1 Variações na diversidade de espécies

Não foram observadas diferenças de riqueza entre os sítios amostrais da maior parte das unidades, à exceção de UA3, na qual T2 aparenta o menor valor entre os sítios (Figura 102). A seguir, apresentam-se resultados descritivos das assembleias herpetofaunísticas encontradas em cada uma

das UAs, comparando-as de acordo com o compartimento em que se inserem. Foram ainda confeccionados diagramas de Whittaker para cada um dos sítios das seis unidades, discutidas a seguir.

Figura 102 – Curvas de rarefação e extrapolação baseada no tamanho da amostra, estimando-se os valores de riqueza dos sítios amostrais em cada UA: A, UA1; B, UA2; C, UA3; D, UA4; E, UA5; F, UA6



2.4.3.2.5.1.1 *Compartimento 1*

Em UA1 foram registradas 27 espécies de anfíbios anuros (n = 217) e oito espécies de répteis (n = 14). Encontrou-se baixa representatividade de espécies terrestres e fossoriais em T1, sem a ocorrência das famílias Brachycephalidae, Bufonidae e Craugastoridae, estas registradas nos sítios T2 e C (Tabela 15). Em comparação às outras UAs, o número de representantes de Leptodactylidae e Bufonidade foi discreto, sugerindo tratar-se de uma característica comum dessa região. Quanto às espécies dependentes de condições ambientais restritas, destacam-se *Hylodes* cf. *sazimai* e *Vitreorana uranoscopa*, espécies associadas a riachos de águas límpidas em ambientes florestados; e *Dendropsophus decipiens* pela imensa quantidade de desovas, todas registradas no sítio C de UA1. Os resultados para répteis são de difícil interpretação, situação já esperada considerando o esforço aplicado até o momento. Os maiores valores de diversidade (*H'*) são encontrados no sítio C, o que pode estar relacionado à geomorfologia local, que é plana, quando comparada à alta declividade dos ambientes observados nos sítios T1 e T2. Ambientes em declive influenciam as comunidades vegetais que podem ali se estabelecer, refletindo-se na herpetofauna local devido às condições térmicas e de recursos disponíveis, usualmente deficitárias quando comparadas a regiões planas e que permite a formação de corpos d'água temporários.

Em UA2 foram registradas 31 espécies de anuros (n = 543) e sete espécies de répteis (n = 19); no caso dos anuros, houve maior riqueza no sítio T1 (S = 23) em comparação ao sítio T1 da UA1 (S = 12). Nesta unidade foram registradas espécies de anuros terrestres em T1, ausentes no sítio T1 da UA1

como Haddadus binotatus. Contudo, o número de espécies de leptodactilídeos e bufonídeos seguiu o mesmo padrão observado em UA1. Os resultados obtidos para o grupo dos répteis na UA2 também são incipientes, não descrevendo um padrão claro até este momento (Tabela 15). Destaque para as espécies ecologicamente exigentes de serpentes Elapomorphus quinquelineatus e Chironius foveatus, registradas no sítio amostral C da UA2.

Tabela 15 – Espécies registradas nos sítios amostrais das unidades UA1 e UA2 localizadas na porção do compartimento 1

Táxons	UA1				UA2			
	*	C	T1	T2	*	C	T1	T2
Amphibia								
Anura								
Brachycephalidae								
Ischnocnema cf. *izecksohni*		5		5		1		29
Ischnocnema sp.				5				
Bufonidae								
Rhinella crucifer				6			2	
Rhinella ornata							1	
Rhinella pombali							8	5
Centronelidae								
Vitreorana uranoscopa		7						
Craugastoridae								
Haddadus binotatus						10	1	
Cycloramphidae								
Thoropa cf. *miliaris*							2	
Thoropa miliaris			7	1				
Hylidae								
Aplastodiscus cavicola		7		3		11	6	26
Aplastodiscus leucopygius		2						
Bokermanohyla circundata						1		
Dendropsophus decipiens		10				10		
Dendropsophus elegans			11				10	13
Dendropsophus minutus		10	2			5	35	
Dendropsophus seniculus							31	10
Dendropsophus sp. *2*				2				
Hypsiboas albopunctatus		1	1				5	7
Hypsiboas circumdata				2				
Hypsiboas crepitans			5				6	10
Hypsiboas faber				1			7	10
Hypsiboas pardalis		5	12				42	22
Hypsiboas polytaenius			28	1		5	10	22
Ololygon luizotavioi		10				5	1	5

Táxons	UA1				UA2			
	*	C	T1	T2	*	C	T1	T2
Scinax alter							42	1
Scinax cf. *x-signatus*		18		3				
Scinax fuscovarius		1					21	
Sphaenorhynchus cf. *caramaschi*								1
Hylodidae								
Hylodes cf. *sazimai*		2						
Leptodactylidae								
Leptodactylus fuscus		5	3				1	
Leptodactylus labyrinthicus							1	
Leptodactylus latrans							1	2
Physalaemus crombiei						10		
Physalaemus cuvieri		5	11			1		20
Microhylidae								
Elachistocleis cesarii		5	1	1		2		
Odontophrynidae								
Odontophrynus cultripes		1						
Odontophrynus sp.							1	
Proceratophrys cf. *melanopogon*						1	1	
Proceratophrys boie				12		1		6
Phyllomedusidae								
Phyllomedusa burmeisteri			1			2	21	
Reptilia								
Squamata								
Colubridae							1	
Chironius foveatus							1	
Dipsadidae								
Elapomorphus quinquelineatus						1		
Oxyrhopus guibei			1					
Thamnodynastes sp.		1						
Leiosauridae								
Enyalius perditus			1			1		
Teiidae			1				2	
Ameiva ameiva							1	
Salvator merianae			1				1	
Tropiduridae								
Tropidurus torquatus				6				
Viperidae								
Bothrops jararaca								1
Bothrops leucurus	1							
Crotalus durissus		1			1			

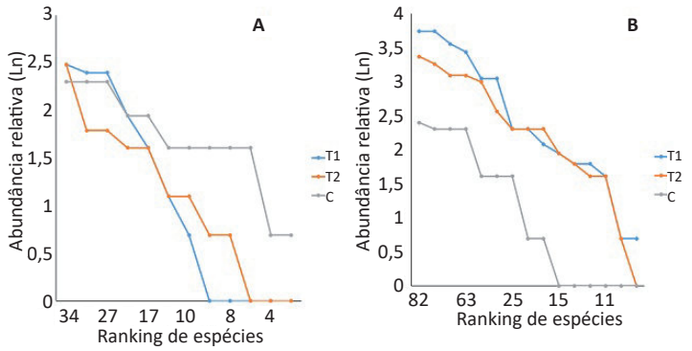
Nota: *Área indeterminada dentro das UAs.

Com relação aos diagramas de Whittaker, na UA1 foram observados três padrões distintos: em T1 a assembleia assemelha-se ao modelo geométrico (Figura 103), no qual a abundância é grande em uma espécie e baixa nas demais, portanto com menor equitatividade. Esse tipo de curva é esperado em assembleias simples com poucas espécies e de acordo com o esperado em função da perda de *habitat* associada à perda de espécies terrestres e fossoriais devido à deposição da lama. Das espécies mais abundantes nesse sítio, três têm hábitos arborícolas/arbustivos e uma é terrícola, todas com ampla plasticidade ambiental. A curva encontrada em T2 se aproxima do modelo lognormal (Figura 103), que descreve assembleias com poucas espécies muito abundantes ou muito raras. Esse modelo é associado a assembleias constituídas por espécies funcionalmente heterogêneas, cuja abundância é influenciada por muitos fatores independentes. No sítio C, a curva é similar ao modelo de vara quebrada (Figura 103), que descreve a distribuição de abundâncias quando os recursos são particionados aleatoriamente entre os nichos.

Em UA2, as curvas dos três sítios amostrais são mais similares ao modelo lognormal (Figura 103). Associado aos dados de composição taxonômica e diversidade, esses resultados indicam que UA2 é mais diversa que UA1, aspecto que pode estar relacionado à maior estabilidade dos ambientes ali encontrados (menor declividade, implicando maior probabilidade de formação de sítios reprodutivos pelo acúmulo de água). Essa característica é observada, inclusive, na comparação dos sítios T1 de ambas as unidades, tendo-se detectado maior número de em UA2. Considerando que ambas as UAs estiveram submetidas ao extravasamento de lama, a diferença de declividade tenha favorecido o reestabelecimento de algumas populações de anfíbios em UA2. Uma característica comum aos sítios T1 de UA1 e UA2 foi a baixa riqueza de espécies com hábitos terrestres e/ou fossoriais, sugerindo a ocorrência de danos a esse conjunto da fauna devido ao extravasamento da lama. Essa assertiva é reforçada pelo encontro dessas espécies nos sítios T1 de outras UAs (ver a seguir), onde a onda de lama não extrapolou a calha do rio. Ao contrário do observado por Juncá et al. (2017) a espécie *Elachistocleis cesarii* foi registrada às margens do rio Doce no sítio T1 da UA1, embora por apenas um indivíduo.

A perda de *habitat* é notória ao longo das margens do rio Doce e, apesar de alguns indicadores descreverem uma herpetofauna mais simples no sítio T1 da UA1, quando comparado aos sítios T2 e C dessa mesma unidade, é difícil atrelá-las exclusivamente ao desastre. Isso é importante, no âmbito da assembleia como um todo, principalmente quando observados os resultados obtidos no sítio T1 da UA2, pois embora tenha-se mantida a baixa representatividade de espécies terrestres e fossoriais, apresentou um padrão de distribuição de abundâncias que se aproximou da curva dos demais sítios. Por fim, destaca-se que a restauração da vegetação em UA2 encontra-se em estágio mais avançado em relação à UA1. Nessas áreas de plantio, inclusive, foram registradas espécies em intensa atividade reprodutiva, o que sugere que são ambientes interessantes na atração da fauna local.

Figura 103 – Diagramas de Whittaker da abundância das espécies de anuros e répteis observadas nos sítios amostrais das unidades UA1 (A) e UA2 (B), localizadas no compartimento 1



2.4.3.2.5.1.2 *Compartimento 2*

Na UA3, foram registradas 17 espécies de anfíbios anuros (n = 137) e 14 espécies de répteis (n = 38). No sítio T1 dessa UA, foi registrado maior de espécies de hábitos terrestres ao observado nos sítios T1 das unidades UA1 e UA2. A riqueza observada nos sítios T2 e C foi inferior a T1, contudo com interessantes registros de espécies ecologicamente exigentes, como a perereca *Trachycephalus nigromaculatus* e as serpentes *Corallus hortulanus, Chironius foveatus* e *Spilotes sulphureus* (Tabela 16). Considerando que os sítios amostrais da UA3 estão distribuídos em um gradiente de distanciamento do rio Doce ao mesmo tempo em que acompanha um gradiente desde uma área mais central do parque (T1) em direção das áreas de amortecimento (C), é compreensível observar valores mais altos de diversidade no sítio T1.

Em UA4, foram registradas dez espécies de anuros (n = 107) e 11 espécies de répteis (n = 20; Tabela 16). O sítio T1 apresentou maior número de espécies, provavelmente em função da melhor constituição de seu sítio reprodutivo. Apesar da amostragem não ter contemplado momentos de chuva, algumas espécies estavam nitidamente em atividade reprodutiva, como *Phyllomedusa burmeisteri*, com diversas desovas nas árvores. Também estavam em atividade reprodutiva *Adenomera thomei, Leptodactylus fuscus, Leptodactylus spixi e Physalaemus crombiei*. Nos sítios T2 e C, a riqueza de anuros foi mais baixa**.**

Tabela 16 – Espécies registradas nos sítios amostrais das unidades UA3 e UA4 localizadas compartimento 2 do rio Doce

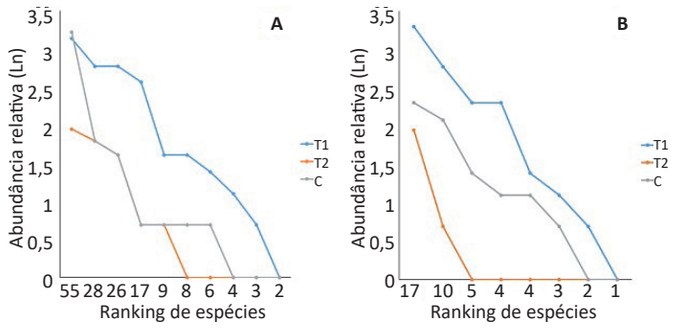
Taxas/Unidade e sítios	UA3				UA4		
	C	T1	T2	*	C	T1	T2
Amphibia							
Anura							
Bufonidae							
Rhinella crucifer					1		
Rhinella granulosa		16					
Rhinella pombali	2	4	6	1			
Craugastoridae							
Haddadus binotatus					1		
Cycloramphidae							
Thoropa miliaris		5					
Hylidae							
Dendropsophus anceps	2		5	1			
Dendropsophus branneri	1	16					
Dendropsophus elegans		23					
Hypsiboas faber		1					
Hypsiboas pardalis					4	4	1
Hypsiboas semilineatus	6						
Scinax fuscovarius	5			1			
Scinax sp.		1					
Trachycephalus mesophaeus				2	3	3	7
Trachycephalus nigromaculatus	25	1	7				
Leptodactylidae							
Adenomera thomei	2	1				27	2
Leptodactylus fuscus	1			12		10	
Leptodactylus labyrinthicus						1	1
Leptodactylus latrans		1					
Leptodactylus spixi			2	2		2	1
Physalaemus crombiei					10	10	
Physalaemus cuvieri	2	13					
Phyllomedusidae							
Phyllomedusa burmeisteri					3	16	
Reptilia							
Squamata							
Amphisbaenidae							
Amphisbaena sp.					1		
Boidae							
Corallus hortulanus	1						
Colubridae							
Chironius foveatus				1			
Chironius fuscus					1		

Taxas/Unidade e sítios	UA3				UA4		
	C	T1	T2	*	C	T1	T2
Drymarchon corais				1			
Spilotes pullatus				1			
Spilotes sulphureus				1			
Dipsadidae							
Oxyrhopus petolarius				1			
Pseudoboa nigra					1		
Sibynomorphus mikanii				1			
Xenodon merremii					1		
Xenodon neuwiedii	1						
Elapidae							
Micrurus corallinus						1	
Gekkonidae							
Hemidactylus mabouia		1					
Gymnophtalmidae							
Ecpleopus gaudichaudi	1						
Leiosauridae							
Enyalius perditus					1		
Mabuydae							
Aspronema sp.						1	1
Phyllodactylidae							
Gymnodactylus darwinii	1	3	2				
Teiidae							
Ameiva ameiva					1		
Salvator merianae	1	5		4	8		
Tropiduridae							
Tropidurus torquatus		2		8	2		
Typhlopidae							
Amerotyphlops sp.							1
Viperidae							
Bothrops jararaca			1				

Nota: *Área indeterminada dentro da UA.

Sobre os diagramas de Whittaker nesse compartimento, na UA3 as curvas assemelham-se aos modelos de distribuição logserie, no sítio T1, e lognormal em T2 e C (Figura 104). Esses padrões refletem assembleias mais heterogêneas e o desenho amostral, associada à conformação vegetacional da região, favoreceu a alocação de T1 em uma área florestada melhor preservada em relação ao sítio C. Nos sítios amostrais de UA4, cujos dados são ainda preliminares pela realização de apenas uma amostragem, obteve-se um padrão geométrico de distribuição em T2 e de logserie em T1 e C. Considerando a limitação dos dados, o padrão em T2 deve se alterar na continuidade do estudo, à medida que se acumulem novas informações da fauna local.

Figura 104 – Diagramas de Whittaker das espécies de anuros e répteis observadas nos sítios amostrais das UAs UA3 (A) e UA4 (B), localizadas no compartimento 2



2.4.3.2.5.1.3 *Compartimento 3*

Nos sítios amostrais das unidades UA5 e UA6, foi registrada a maior riqueza e abundância de espécimes entre todos os sítios amostrais investigados, o que pode estar associado a dois fatores não excludentes: áreas naturalmente mais ricas e diversas em função de aspectos biogeográficos e vegetacionais e a concomitância das amostragens com períodos de chuvas, que permaneceram frequentes e intensas durante a amostragem dessas UAs na segunda campanha.

Na UA5, foram registradas 29 espécies de anuros (n = 441) e 14 espécies de répteis (n = 46; Tabela 17). No sítio T1, 9 das 17 espécies de anuros registradas têm hábito terrestre, além de 3 lagartos terrestres. Por outro lado, não foram registradas espécies com hábitos fossoriais, registradas no sítio T2. Nesse sítio foram registradas 11 espécies de anuros e 8 espécies de répteis. O sítio amostral C foi o que atingiu maior riqueza de espécies (S = 26), das quais 20 anuros e seis répteis. Esses resultados podem estar relacionados com aspectos da vegetação desse sítio, inserido na FLONA de Goytacazes, ambiente nitidamente mais preservado em relação aos ambientes contemplados por T1 e T2.

Na UA6, foram registradas 31 espécies de anfíbios (n = 648) e 12 espécies de répteis (n = 135; Tabela 17). No sítio T1 foi registrada a maior riqueza de espécies: 16 anfíbios e 7 répteis. Também se registrou ali a maior riqueza de espécies terrestres e/ou fossoriais, das quais, sete espécies de anuros e uma cecília (Gymnophionidae), e cinco espécies de répteis, sendo três lagartos e duas serpentes fossoriais.

As espécies encontradas em T2 são muito similares às de T1, provavelmente por estarem geograficamente próximos no mesmo contínuo vegetal. Nesse sítio foram, ainda, registrados anfíbios fossoriais não localizados até então em T1.

O sítio C da UA6, situado em uma área de restinga dentro da Rebio de Comboios, apresenta fitofisionomia diferente daquela encontrada em T1 e T2 e ali algumas espécies interessantes foram registradas como os anuros *Dasypops schirchi* e *Chiasmocleis* cf. *capixaba*, ambos da família Microhylidae.

Tabela 17 – Espécies registradas nos sítios amostrais das unidades UA5 e UA6 localizadas no compartimento 3 do rio Doce

Áreas/Taxas	UA5				UA6			
	*	C	T1	T2	*	C	T1	T2
Amphibia								
Anura								
Bufonidae								
Rhinella crucifer			2				26	2
Rhinella granulosa	6	2	17	8			50	1
Rhinella schneideri	21	1	24	6	3		16	
Craugastoridae								
Haddadus binotatus		1						
Hylidae								
Aparasphenodon brunoi		30	3	6		12	5	17
Dendropsophus anceps		20						
Dendropsophus berthalutzae								28
Dendropsophus branneri								3
Dendropsophus cf. *berthalutzae*		20						
Dendropsophus decipiens		11				4		
Dendropsophus elegans		4						
Dendropsophus nanus		11				42	5	10
Dendropsophus sp.1		22						
Hypsiboas pardalis		1						
Hypsiboas semilineatus			12	2		22		10
Hypsiboas sp.						5	1	
Itapotihyla longsdorffii						1	3	10
Phyllodytes luteolus						68	16	
Phyllodytes sp.						1		
Scinax alter		27	1			45	2	6
Scinax argyreornatus							5	25
Scinax fuscovarius					1			
Scinax sp.								1
Scinax x-signatus						1		
Trachycephalus mesophaeus		1					4	26
Trachycephalus nigromaculatus		15		1				2
Leptodactylidae								
Adenomera sp.						1		10
Adenomera thomei			1					
Aparasphenodon brunoi								3
Leptodactylus fuscus		1	20	1		20	18	5
Leptodactylus latrans		19	3				3	2
Leptodactylus mystacinus			9	4				
Leptodactylus spixi			8	2			53	

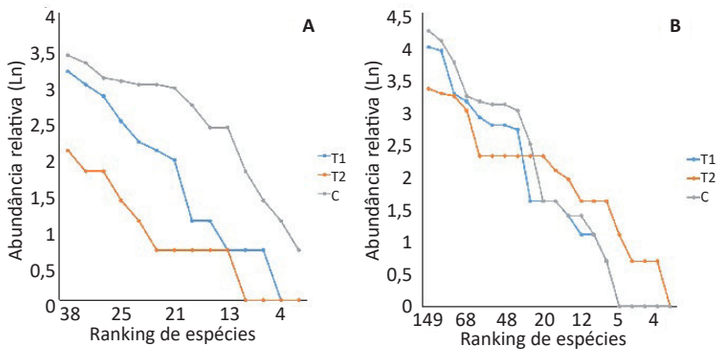
Áreas/Taxas	UA5				UA6			
	*	C	T1	T2	*	C	T1	T2
Leptodacylus podicipinus						5		
Physalaemus cf. *signifer*		2						
Physalaemus crombiei			2					
Physalaemus sp.		1						
Pseudopaludicola cf. falcipes		21						5
Microhylidae				4		7	15	20
Arcovomer passarellii								10
Chiasmocleis carvalhoi				1				
Chiasmocleis cf. *capixaba*						4		
Dasypops schirchi				1		3		
Stereocyclops incrassatus				2			15	10
Phyllomedusidae								
Phyllomedusa burmeisteri		1						
Gymnophiona								
Siphonopidae								
Siphonops anulatta							1	1
Reptilia								
Squamata								
Anguidae								
Ophiodes cf. *fragilis*				1				
Colubridae								
Oxybelis aeneus			2					
Dipsadidae								
Dipsas sp.			1					
Dipsas variegata			1					
Erythrolamprus poecilogyrus	1							
Philodryas patagoniensis					1			
Gekkonidae								
Hemidactylus mabouia	1	1						
Gymnophtalmidae		3	1	2			1	8
Ecpleopus gaudichaudi		3	1	2			1	8
Mabuydae							1	
Psychosaura macrorhyncha							1	
Phyllodactylidae								
Gymnodactylus darwinii		1	7	1		2	23	7
Polychrotidae								
Polychrus marmoratus					1			
Teiidae								
Ameiva ameiva		6	1	1		1	1	
Ameivula nativo						25		
Salvator merianae		2		2				
Tropiduridae								

Áreas/Taxas	UA5				UA6			
	*	C	T1	T2	*	C	T1	T2
Tropidurus sp.	5			3				
Tropidurus torquatus				1		58		
Typhlopidae								
Amerotyphlops brongersmianus		1					1	
Amerotyphlops sp.							1	1
Viperidae								
Bothrops jararaca				1				
Bothrops jararacussu					2			
Bothrops leucurus							1	

Nota: *Área indeterminada dentro da UA.

Nas UAs do compartimento 3, inseridas em vegetação típica da costa Atlântica, observou-se a maior diversidade neste estudo. Na unidade UA5, os sítios T1 e C apresentaram curvas de acordo com o modelo lognormal e o sítio T2 com o modelo logserie (Figura 105), ambos anteriormente descritos. Em UA6, todos os sítios amostrais resultaram em curvas similares ao modelo lognormal (Figura 105). Destaca-se a grande riqueza de espécies de hábitos terrestres e/ou fossoriais registradas em T1 da UA6 (S = 12, n = 210), cuja elevada proporção sugere que os possíveis danos da lama observados no compartimento 1 são decorrentes do extravasamento sobre o solo, e potencialmente não determinantes na qualidade dos *habitats* fora daquele compartimento.

Figura 105 – Diagramas de Whittaker das espécies de anuros e répteis observadas nas UAs UA5 (A) e UA6 (B), localizadas no compartimento 3



Um breve relatório fotográfico, apresentando imagens de algumas espécies encontradas durante as amostragens, são apresentados em apêndice (Apêndice G).

2.4.3.2.5.2 Variação na composição das espécies

As amostragens nos sítios C resultaram em maiores valores de abundância quando comparadas aos sítios T1 e T2, embora não seja possível avaliar se esses padrões são somente consequência do desastre ou reforçado por padrões naturais de estruturação dessas assembleias. Conforme o esperado, a ocorrência de espécies terrestres e fossoriais nos sítios T1 no compartimento 1 foi baixa, mas semelhante ao observado nos sítios T2 e C dessas mesmas UAs e inferiores ao observado nos sítios T1 das demais unidades. Com relação à análise de similaridade na composição das assembleias, padrões naturais de autocorrelação espacial são observados nos compartimentos 1 e 3, entre os sítios T1 e T2 das UA2, UA5 e UA6 (Tabela 18). Os sítios T1 das UA5 e UA6 também registraram elevada similaridade, sugerindo que os ambientes ali presentes são ocupados por formações herpetofaunísticas similares. Nos sítios amostrais do compartimento 2, foram registradas as menores similaridades, indicando elevada heterogeneidade da fauna naquela região (Tabela 18). Tendo em vista que a composição das espécies ainda deve ser alterada com o acúmulo de novas informações a serem colhidas em campo, novas e mais completas interpretações desses dados devem ser apresentadas ao final do diagnóstico.

Tabela 18 – Similaridade de Bray-Curtis entre os sítios amostrais das unidades UA1 e UA2 = A, UA3 e UA4 = B e UA5 e UA6 = C

		UA1-C	UA1-T1	UA2-T2	UA2-C	UA2-T1
A	**UA1-T1**	31,56				
	UA2-T2	27,07	13,72			
	UA2-C	45,38	19,24	21,90		
	UA2-T1	20,64	33,61	7,30	26,01	
	UA2-T2	29,12	46,12	21,59	29,42	55,63
B		**UA3-T2**	**UA3-C**	**UA4-T1**	**UA4-T2**	**UA4-C**
	UA3-T1	24,97				
	UA3-T2	34,83	47,80			
	UA4-C	4,23	0	7,25		
	UA4-T1	6,12	0	11,59	38,51	
	UA4-T2	11,75	0	6,71	53,71	31,2
C		**UA5-T2**	**UA5-C**	**UA6-T1**	**UA6-T2**	**UA6-C**
	UA5-T1	59,75				
	UA5-T2	24,82	30,42			
	UA6-C	53,06	30,96	23,33		
	UA6-T1	24,87	17,62	28,84	43,87	
	UA6-T2	18,70	10,93	27,53	30,18	30,56

2.4.3.2.6 *Considerações finais*

Aqui, contou-se ainda com os resultados obtidos nas duas primeiras campanhas do estudo, e algumas das métricas e resultados podem se alterar com o acúmulo de informações das demais amostragens.

Alguns indicadores, como a composição, diversidade, riqueza e distribuição das abundâncias das espécies, apontam que os sítios Controle apresentam assembleias mais complexas e diversas comparadas aos sítios T1 e T2. Essa diferença é mais evidente nas unidades do compartimento 1, onde a intensidade do desastre foi maior por ocasião do extravasamento de lama e consequente supressão de *habitat*. Nessas unidades, poucas espécies com hábitos fossoriais e terrestres foram encontradas, e a distribuição de abundância em T1 da UA1 é tipicamente associada a assembleia simplificadas, o que pode estar relacionado ao desastre: apenas as espécies mais resistentes conseguem se manter no local. No entanto, outras variáveis não relacionadas ao desastre podem influenciar essas assembleias, visto que a pequena proporção de espécies de hábitos terrestres e fossoriais também é observada nos sítios Controle, sugerindo que este pode ser um padrão faunístico regional. Nas UAs do compartimento 3, que corresponde a um domínio biogeográfico distinto, a proporção de espécies fossoriais e terrestres é maior do que a observada nas UAs dos demais compartimentos, claro indicativo de que o contexto regional é muito importante na interpretação dos resultados.

2.4.3.3 Avifauna

2.4.3.3.1 *Introdução*

A avifauna é o grupo faunístico mais frequentemente utilizado em diagnósticos ambientais por indicarem com boa precisão o estado de conservação dos ambientes avaliados. A composição e a estrutura da comunidade de aves de uma localidade estão diretamente associadas à qualidade dos *habitats* e aos tipos de ambiente presentes nos ecossistemas. É possível estabelecer associações fiéis entre determinadas espécies de aves a condições específicas de *habitat* e seu estado de conservação. Dessa forma, a confirmação de ocorrência de certos táxons indica muitas características relevantes sobre o local sob estudo. Ademais, a facilidade na detecção das aves em campo é outra característica fundamental para definir bons bioindicadores.

A estreita associação de alguns táxons a seus ambientes relaciona-se ao uso dos recursos que utilizam. As aves atuam em diferentes processos ecológicos, como a polinização, dispersão e predação de sementes, controle de espécies-presa, eliminação de carcaças, além de representarem importante fonte de alimento para diversos outros grupos faunísticos. Nesse contexto, análises da avifauna permitem monitorar consequências ecológicas de mudanças ambientais (LAWTON, 1996; PADOVEZI; RODRIGUES et al., 2014), como o sucesso da restauração de áreas degradadas, relacionado aos diferentes estágios sucessionais da vegetação (VOLPATO et al., 2012). Diversos autores demonstram que locais recém-alterados perdem táxons especialistas e que a restauração florestal proporciona aumento na biodiversidade, verificado pelo acompanhamento da avifauna (NICHOLS; GRANT, 2007; MUNRO et al., 2010).

2.4.3.3.2 *Danos a serem avaliados*

O estudo da avifauna tem por objetivo identificar e quantificar cinco presumíveis danos causados pela passagem da lama da barragem de Fundão ao longo do rio Doce, utilizando como métricas indicadoras uma gama de índices ecológicos (p.ex. riqueza, abundância, e mudanças na estrutura da comunidade de aves), índices de estresse e a partir de análises ecotoxicológicas. Um dos danos será abordado por métricas indicadoras de estresse a partir de variáveis bionômica, qual seja, o de (i) aumento do estresse. Dois desses danos serão abordadas exclusivamente por dados obtidos por métodos ecotoxicológicos: (ii) alterações fisiológicas e bioquímicas e (iii) bioacumulação de ESPTs. Os outros dois danos são contemplados por métricas ecológicas e contemplados pelo presente diagnóstico parcial, a saber: (iv) alterações nas assembleias faunísticas e (v) perda de espécies. No presente documento, alguns desses danos não serão abordados diretamente, visto a natureza preliminar de nossos dados e análises, mas de forma genérica entre as diversas avaliações aqui realizadas.

2.4.3.3.3 *Detalhamento metodológico*

2.4.3.3.3.1 Métodos de amostragem

Para a avaliação de cada um dos danos em análise, uma metodologia ou uma combinação delas é utilizada para obtenção de dados em campo, conforme a necessidade analítica. A seguir, serão apresentados os conjuntos de métodos aplicados em campo para a coleta de dados que embasarão as análises dos danos.

2.4.3.3.3.1.1 *Captura e marcação*

Para avaliar o nível de dependência das aves ao ambiente florestal monitorado e a fidelidade ao *habitat* pelas espécies territorialistas ou sazonais, a atividade de anilhamento é conduzida em todos os sítios amostrais. A captura e marcação das aves com anilhas numeradas permite a individualização de cada espécime, permitindo a coleta de informações sobre sua residência no local ao longo do estudo. Além disso, as capturas complementam o inventário avifaunístico com dados de riqueza, amostrando espécies não detectadas por outros métodos.

Cada UA é amostrada com 24 redes de neblina de 12x3 m (malhas de 24 a 36 mm), sendo oito redes em cada sítio amostral. Cada uma das seis UAs demanda um período de cinco dias seguidos de trabalho em campo. Devido à capacidade das aves em se acostumar com a presença das redes e de evitá-las com o passar dos dias, cada ponto é amostrado com redes durante dois dias consecutivos. Nesses cinco dias, os sítios T1 e T2 (Tratamentos 1 e 2), locais mais próximos à área atingida pela lama de rejeitos, são amostrados simultaneamente durante dois dias efetivos. O sítio C (Controle) é amostrado separadamente durante os próximos dois dias, havendo um dia adicional para montagem, mobilização e desmobilização. As redes permanecem abertas por duas manhãs e duas tardes, totalizando 10h de aplicação do método por dia, ou 240h por campanha. O esforço com redes de neblina também pode ser apresentado conforme Straube e Bianconi (2002): 17.280 m^2.h, sendo calculado da seguinte forma: 288 m^2 de malha x abertas por 10h diárias x durante 2 dias consecutivos x repetido em 3 sítios amostrais. O esforço total com redes de neblina por campanha é de 103.680 m^2.h.

As redes são instaladas nos ambientes mais relevantes de cada sítio amostral, buscando-se locais mais associados às aves que podem ter sido afetadas pelo desastre. Foram estabelecidas transecções com largura e altura suficiente para que as redes sejam abertas no ambiente florestal. As redes são instaladas individualmente ou em linhas de quatro unidades geminadas, dependendo da disponibilidade de espaço. Estacas de alumínio são utilizadas para manter as redes abertas, pintadas com tinta marrom escura para auxiliar na camuflagem no ambiente. As redes de neblina são abertas logo ao amanhecer e permanecem abertas até o meio-dia, sendo fechadas no horário mais quente do dia. O material de captura é novamente aberto uma hora após, sendo fechadas durante o pôr do sol. Dessa forma, são amostradas tanto as espécies crepusculares quanto as aves que se movimentam durante o dia.

Cada ave capturada é retirada da malha conforme as instruções do Centro Nacional de Pesquisa para a Conservação das Aves Silvestres (CEMAVE/ICMbio), sendo acondicionadas individualmente em sacos de pano compatíveis com suas dimensões. Todos indivíduos são marcados com uma anilha de alumínio numerada individualmente, fornecidas pelo CEMAVE. Prioritariamente, as anilhas são instaladas no tarso direito, salvo quando o membro apresentar condições físico-sanitárias que possam comprometer seu bem-estar.

Após a marcação, são obtidas as seguintes medidas morfométricas com paquímetro (precisão = 0,01 mm): 1) comprimento do cúlmen exposto (bico); 2) comprimento dos tarsos; 3) comprimento das asas fechadas (método *chord*); 4) comprimento da cauda; 5) comprimento total. A massa corpórea é obtida com a utilização de dinamômetros (20 g, 100 g, 300 g e 1.000 g). Em seguida verifica-se a presença de mudas de penas de voo (rêmiges e retrizes) e do corpo. Anotam-se, ainda, dados quanto ao sexo, idade, presença de ectoparasitos e outras informações julgadas relevantes. Após a marcação e mensuração de cada ave capturada, obtém-se um registro fotográfico desta, seguido por soltura no local de captura. Recapturas durante a mesma campanha são desconsideradas. A assimetria flutuante será avaliada no presente estudo por meio da mensuração de estruturas corporais bilaterais das aves silvestres, quais sejam: tarsos e asas direito e esquerdo (mm).

2.4.3.3.3.1.2 *Contagem em pontos fixos*

O método mais adequado para obtenção de informações quantitativas das aves é a contagem em pontos fixos. Aqui se aplica o método de censos em pontos fixos, proposto por Blondel, Ferry e Frochot (1970) e adaptado por Viellard e Silva (1990) e Bibby, Burgess e Hill (1992) para condições Neotropicais. Em cada sítio amostral alocou-se uma transecção na qual foram estipulados cinco pontos de contagem, distantes entre si por 250 m para elevar a independência amostral. O observador permanece durante 10 minutos em cada ponto de contagem, registrando todas as aves vistas ou ouvidas dentro de um raio de 50 m. As contagens são realizadas apenas no período matutino, iniciando-se ao nascer do sol, período em que as aves são mais ativas. Os sítios T1 e T2 são amostrados concomitantemente durante duas manhãs consecutivas, e a área-controle é contemplada durante outras duas manhãs consecutivas. As duas réplicas temporais são realizadas para minimizar efeitos de variação climática ou outro viés amostral, elevando a confiabilidade do método. Ao final de cada campanha, cada UA terá 15 pontos de contagem avaliados, contemplados duas vezes cada um, totalizando 30 amostras por UA, ou 180 amostras por campanha. Cada amostra é composta por uma pequena lista de espécies obtida no local, contendo o número de indivíduos contabilizados de cada espécie; portanto, em cada sítio amostral contabiliza-se o número

total de indivíduos registrados para cada espécie. Deve-se observar que, para espécies gregárias que se deslocam sempre em bandos ou grupos, cada registro é contabilizado como apenas uma observação.

2.4.3.3.3.1.3 *Busca ativa*

Com o objetivo de se complementar informações de riqueza, composição e distribuição das espécies em cada sítio amostral, serão conduzidas buscas diretas, método mais eficiente em estudos ornitológicos para esta finalidade. Esse procedimento permite que os observadores percorram os ambientes de determinada área em busca ativa de espécies de maior interesse. A técnica de *playback*, que consiste na emissão de vozes de espécies-alvo, também pode ser empregada para elevar a detectabilidade de espécies inconspícuas e facilitar a obtenção de registros documentados (fotográfico ou em áudio) de espécies raras ou ameaçadas.

Esse método é aplicado na busca por aves florestais ribeirinhas, especialmente aquelas que dependem de *habitats* restritos que podem ter sido modificadas em função do desastre. Algumas espécies-alvo desse conjunto foram preliminarmente elencadas para serem buscadas por esse método. Adicionalmente, aves que utilizam o ambiente soterrado pelo depósito de rejeitos são também avaliadas, pois com a regeneração de espécies vegetais pioneiras nesses pontos, há recursos atrativos a certas espécies de aves generalistas. Esses resultados irão compor a lista geral de espécies e serão analisados quanto à riqueza e composição avifaunística. Esses dados serão tratados de forma particular, de modo a permitir avaliar a ocorrência de aves especializadas em ambientes ripários e espécies colonizadoras ao longo do tempo. Táxons indicadores serão selecionadas ao longo do estudo, na medida em que irão sendo registradas nos sítios amostrais.

2.4.3.3.3.1.4 *Busca por predadores noturnos*

Uma avaliação específica das aves noturnas que ocorrem nos sítios amostrais é importante, uma vez que estas se alimentam de presas presumivelmente mais expostas aos contaminantes dos rejeitos. Muitos pequenos mamíferos terrícolas forrageiam no solo, por vezes em meio aos rejeitos depositados nas margens de rios afetados. Invertebrados também podem ser importantes acumuladores de contaminantes, visto que seus ciclos vitais passam por fases larvais aquáticas, momento em que estão mais suscetíveis aos efeitos do rejeito. A ocorrência de contaminação ambiental poderia ser acompanhada pela incidência de aves noturnas nas regiões afetadas: caso o dano elimine as populações de presas do local, esperar-se-ia baixa incidência de aves noturnas nas margens dos rios em comparação a sítios Controle. O conjunto de aves noturnas a ser avaliado inclui as corujas (Tytonidae e Strigidae), bacuraus (Caprimulgidae) e urutaus (Nyctibiidae).

Métodos específicos são utilizados para a realização de levantamentos de aves com hábito noturno, e são desenvolvidos em todos os sítios amostrais. Durante o crepúsculo vespertino são iniciadas buscas por espécies noturnas com a utilização do método de *playback*. Em cada local, a partir da avaliação dos *habitats* ali presentes, selecionam-se espécies que potencialmente ocorrem nesses locais para serem amostradas. Adicionalmente, buscas passivas são efetuadas a pé ou com o veículo em todos os sítios. Todas as espécies registradas são consideradas. Esta amostragem é realizada ao longo de 90 minutos após o anoitecer em todos os sítios (T1, T2 e C) de todas as UAs, percorrendo-se extensões variáveis em cada sítio.

2.4.3.3.3.1.5 *Análise de bioacumulação de contaminantes em penas de aves*

Todos os indivíduos capturados, após passarem pelos procedimentos de anilhamento e mensuração, tiveram coletadas entre cinco e dez tetrizes (ou penas de contorno) ventrais, com auxílio de pinças. Estas amostras são acondicionadas em sacos plásticos selados e rotulados com informações sobre o indivíduo, quais sejam o código da captura, o número da anilha, local de captura (sítio e UA) e data da captura. Todas as amostras são encaminhadas para laboratório, onde são realizados protocolos de análise de ESPTs no material.

2.4.3.3.3.2 Seleção de sítios amostrais

A alocação dos sítios amostrais específicos ao interesse de amostragem da avifauna seguiu alguns critérios particulares. As coordenadas centrais dos locais para instalação de redes de neblina constam na Tabela 19.

Os pontos fixos utilizados para a amostragem da abundância de aves seguiram os seguintes critérios: 1) manter-se na faixa de distâncias predefinida do sítio ao leito do rio Doce, assim como mantendo a distância entre os demais pontos; 3) contemplar preferencialmente ambientes florestais, mas também amostrar a vegetação pioneira existente nas margens do rio Doce; 4) permitir o deslocamento do observador ao longo de uma transecção de 1.500 m, para que todos os pontos sejam facilmente acessíveis a pé. As coordenadas geográficas dos pontos fixos de amostragem são apresentadas na Tabela 19.

Os locais de levantamento de aves aquáticas e limícolas foram selecionados de acordo com características físicas do rio Doce. Em cada UA selecionou-se um banco de sedimentos relevante para a amostragem desse grupo, locais atrativos para ocupação por aves aquáticas e limícolas. Os critérios utilizados nesta seleção foram: 1) localização próxima aos pontos de coleta por outros métodos, facilitando sua vistoria; 2) dispor de acesso livre para a execução do levantamento a pé; 3) apresentar características ambientais que propiciem a ocorrência de aves aquáticas e limícolas, priorizando bancos de sedimentos no rio Doce. Todos os pontos selecionados contemplam ambientes de água doce, à exceção de UA6 na qual alocou-se um ponto na foz do rio Doce, sendo possível amostrar espécies marinhas e costeiras, como continentais. A Tabela 19 apresenta as coordenadas geográficas de todos os locais escolhidos para o levantamento desse grupo de aves.

As transecções para buscas livres e buscas de aves noturnas não foram abertas em meio à vegetação, mas aproveitaram-se de trilhas, picadas ou estradas já existentes em cada sítio amostral. Os locais foram selecionados tendo em vista três principais critérios: 1) obedecer às distâncias das margens do rio Doce conforme desenho amostral previamente estabelecidas (T1, T2 e Controle); 2) contemplar diferentes tipos de *habitats* para que o maior número de táxons da comunidade local possa ser detectado; 3) permitir o deslocamento a pé do observador durante a coleta de dados. As buscas livres foram executadas tanto pelas manhãs como aos fins de tarde, em transecções de 2 km de comprimento. As buscas noturnas foram iniciadas durante o crepúsculo vespertino e se estendem por uma hora ao longo de transecções de 1 km de comprimento. A localização das transecções pode variar entre as campanhas e são estabelecidas conforme a importância de contemplar determinado tipo de *habitat*.

Tabela 19 – Localização dos sítios e pontos de amostragem utilizados na coleta de dados da avifauna nas seis UAs

Ponto	Localização (UTM)		Fuso	Método	Compartimento
UA1					
Linha de captura (T1)	670771	7759154	23K	Redes de neblina	1
Linha de captura (T2)	670752	7759008	23K	Redes de neblina	1
Linha de captura (C)	672384	7757234	23K	Redes de neblina	1
Aquáticas/limícolas	670904	7758943	23K	Censo	1
Ponto fixo 1 (T1)	671216	7759079	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 2 (T1)	670990	7758937	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 3 (T1)	670792	7759059	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 4 (T1)	670773	7759312	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 5 (T1)	670620	7759511	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 1 (T2)	670737	7758748	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 2 (T2)	670507	7758852	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 3 (T2)	670393	7759073	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 4 (T2)	669604	7759442	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 5 (T2)	669456	7759618	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 1 (C)	671989	7757415	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 2 (C)	672229	7757222	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 3 (C)	672484	7757207	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 4 (C)	672726	7757224	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 5 (C)	673042	7757135	23K	Ponto de escuta	1
UA2					
Tratamento 1	674426	7757375	23K	Redes de neblina	1
Tratamento 2	676370	7757176	23K	Redes de neblina	1
Controle	675502	7755848	23K	Redes de neblina	1
Aquáticas/limícolas	676136	7757574	23K	Censo	1
Ponto fixo 1 (T1)	674822	7757417	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 2 (T1)	674737	7757321	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 3 (T1)	674630	7757318	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 4 (T1)	674522	7757373	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 5 (T1)	674402	7757467	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 1 (T2)	676527	7756947	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 2 (T2)	676381	7756931	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 3 (T2)	676328	7757097	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 4 (T2)	676276	7757255	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 5 (T2)	676108	7757350	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 1 (C)	675296	7756013	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 2 (C)	675508	7755773	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 3 (C)	675363	7755500	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 4 (C)	675278	7755238	23K	Ponto de escuta	1
Ponto fixo 5 (C)	675149	7755032	23K	Ponto de escuta	1
UA3					

Ponto	Localização (UTM)		Fuso	Método	Compartimento
Tratamento 1	761842	7820066	23K	Redes de neblina	2
Tratamento 2	760691	7819802	23K	Redes de neblina	2
Controle	748796	7812985	23K	Redes de neblina	2
Aquáticas/limícolas	764287	7814312	23K	Censo	2
Ponto fixo 1 (T1)	761980	7819653	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 2 (T1)	761998	7819999	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 3 (T1)	761858	7820318	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 4 (T1)	761709	7820050	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 5 (T1)	761471	7819994	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 1 (T2)	761016	7819958	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 2 (T2)	760639	7819934	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 3 (T2)	760289	7819790	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 4 (T2)	760525	7819660	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 5 (T2)	760828	7819541	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 1 (C)	748922	7813121	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 2 (C)	748666	7812935	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 3 (C)	748974	7812671	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 4 (C)	749264	7812416	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 5 (C)	749447	7812139	23K	Ponto de escuta	2
UA4					
Tratamento 1	772299	7860511	23K	Redes de neblina	2
Tratamento 2	772113	7860452	23K	Redes de neblina	2
Controle	773805	7857329	23K	Redes de neblina	2
Aquáticas/limícolas	773549	7860661	23K	Censo	2
Ponto fixo 1 (T1)	772498	7860487	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 2 (T1)	772792	7860478	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 3 (T1)	773042	7860491	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 4 (T1)	773296	7860550	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 5 (T1)	773558	7860643	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 1 (T2)	771539	7860252	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 2 (T2)	771896	7860394	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 3 (T2)	772657	7860295	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 4 (T2)	773188	7860261	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 5 (T2)	773733	7860254	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 1 (C)	773996	7857379	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 2 (C)	774064	7857656	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 3 (C)	773744	7857816	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 4 (C)	773527	7857681	23K	Ponto de escuta	2
Ponto fixo 5 (C)	773685	7857413	23K	Ponto de escuta	2
UA5					
Tratamento 1	389663	7852249	24K	Redes de neblina	3
Tratamento 2	389402	7852118	24K	Redes de neblina	3
Controle	386948	7850713	24K	Redes de neblina	3

Ponto	Localização (UTM)		Fuso	Método	Compartimento
Aquáticas/limícolas	390087	7852747	24K	Censo	3
Ponto fixo 1 (T1)	389299	7852389	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 2 (T1)	389538	7852308	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 3 (T1)	389796	7852239	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 4 (T1)	390047	7852321	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 5 (T1)	389727	7852575	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 1 (T2)	389078	7852228	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 2 (T2)	389038	7852010	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 3 (T2)	389184	7851809	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 4 (T2)	389472	7851734	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 5 (T2)	389243	7851559	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 1 (C)	386776	7850548	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 2 (C)	386866	7850801	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 3 (C)	387042	7850604	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 4 (C)	387293	7850594	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 5 (C)	386954	7850452	24K	Ponto de escuta	3
UA6					
Tratamento 1	414536	7835091	24K	Redes de neblina	3
Tratamento 2	413942	7834902	24K	Redes de neblina	3
Controle	406221	7824531	24K	Redes de neblina	3
Aquáticas/limícolas	414108	7826607	24K	Censo	3
Ponto fixo 1 (T1)	414217	7835535	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 2 (T1)	414448	7835325	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 3 (T1)	414573	7835084	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 4 (T1)	414670	7834830	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 5 (T1)	414762	7834600	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 1 (T2)	413720	7835094	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 2 (T2)	413917	7834891	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 3 (T2)	414081	7834676	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 4 (T2)	414199	7834411	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 5 (T2)	414292	7834215	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 1 (C)	406850	7824890	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 2 (C)	406507	7824677	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 3 (C)	406078	7824404	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 4 (C)	405701	7824201	24K	Ponto de escuta	3
Ponto fixo 5 (C)	405332	7823953	24K	Ponto de escuta	3

2.4.3.3.4 *Análise*

2.4.3.3.4.1 Aumento do estresse

Uma das ferramentas atualmente utilizadas para a avaliação dos efeitos de substâncias contaminantes é o estudo da assimetria flutuante (SANSEVERINO; NESSIMIAN, 2008). A assimetria flutuante é resultado de desvios na habilidade dos organismos durante seu desenvolvimento, seja devido a alterações genéticas, seja a estressores ambientais (PALMER, 1996; BONADA et al., 2006) após seu contato com agentes nocivos (BAGLIANO, 2012). Essa métrica é uma forma de mensurar a estabilidade do desenvolvimento de um organismo (SANSEVERINO; NESSIMIAN, 2008), que por sua vez é uma estimativa indireta da aptidão dos indivíduos em uma população, assumindo que alterações na estabilidade serão manifestadas antes que mudanças em componentes diretos da aptidão, como a fecundidade (CLARKE, 1995).

Darwin (1859) considerava que a maioria dos animais deveria obedecer a uma lei de simetria, e os indivíduos que fujam desse padrão – sendo assimétricos – seriam aberrações prontamente "dominadas" pela seleção natural. Sanseverino e Nessimian (2008) mencionam que ao se descrever a forma, ou ao se contar e medir estruturas morfológicas em um determinado organismo, algum nível de assimetria deve ocorrer naturalmente. A avaliação e interpretação de alterações na assimetria flutuante exigem métodos e medidas suficientemente sensíveis para detectá-las, seja em nível de organismo, de populações ou da comunidade (SANSEVERINO; NESSIMIAN, 2008). No entanto, a análise de um parâmetro não é tão fácil, ou por sua variabilidade natural, ou pela dificuldade de interpretá-lo separadamente de outros parâmetros e atributos.

A assimetria flutuante descreve um padrão específico de variação bilateral, caracterizada pela distribuição das diferenças entre os lados direito e esquerdo cuja média é zero e com distribuição normal (JUSTE; LÓPEZ; STRAUSS, 2001; LEAMY et al., 2001; SANSEVERINO; NESSIMIAN, 2008).

A investigação de assimetria flutuante envolve a mensuração de uma série de características discretas ou contínuas em ambos os lados dos indivíduos de uma população, buscando avaliar se há desvios no desenvolvimento ontogenético dos mesmos (SILVA; VITAL; DE MARCO, 2007). Segundo Palmer e Strobeck (1986), a assimetria de um determinado caráter do indivíduo i (A_i) pode ser medida tanto como o valor absoluto da diferença entre o lado direito (R_i) e o lado esquerdo (L_i; $|R_i-L_i|$), como a própria diferença (R_i-L_i), ou como a proporção de medidas de cada lado de um indivíduo (R_i/L_i). O estudo de assimetria flutuante em aves é facilitado por elas serem visíveis a olho nu e às variações do eixo bilateral ocorrerem nas penas das asas e cauda, ou deformidades simétricas do bico (PIRATELLI et al., 2011; BAGLIANO, 2012). De acordo com Grieco (2003), assimetrias de tarso ocorrem principalmente por estresse nutricional durante o crescimento, enquanto padrões assimétricos de asas estão relacionados com a ocorrência de poluentes orgânicos (JANSEN et al., 2010).

O índice de assimetria flutuante (AF) neste estudo será obtido pela fórmula 4:

$$AF = \left[|D - E| \div \left(\frac{A_i P_i}{A} \right) \right] \qquad (4)$$

Nessa formulação, proposta por Palmer e Strobeck (2003), D é a medida de qualquer variável bilateral situada do lado direito; E é a mesma variável situada do lado esquerdo. Indivíduos com mudas de rêmiges primárias ou muda total de retrizes não serão considerados nas mensurações de penas. De acordo com Palmer e Strobeck (1986) é necessário distinguir a AF de outros tipos de assimetrias, como assimetria direcional e a antissimetria, o que será verificado por um teste *t* para avaliar se as diferenças são iguais a zero. Quando as médias da medida dos lados direito e esquerdo são iguais a zero e apresentam distribuição normal, descarta-se a ocorrência de assimetria direcionaloue antissimetria (GONÇALVES, 2012). Para comparar os níveis de AF entre os sítios amostrais, e para cada espécie, será realizada a Análise de Variância (ANOVA) para cada medida (tarso e asa).

2.4.3.3.4.2 Alterações nas assembleias faunísticas

2.4.3.3.4.2.1 *Variações de diversidade*

O primeiro passo na análise sobre alterações nas assembleias de aves que habitam os ambientes monitorados é a avaliação da riqueza de espécies entre os sítios de cada UA e também entre as UA. A riqueza de espécies é a medida mais simples e intuitiva para caracterizar a diversidade de uma assembleia, sendo por isso vastamente utilizada na literatura ecológica (CHAO et al., 2006).

Um aspecto importante a ser considerado refere-se à heterogeneidade ambiental dos sítios amostrados. Os sítios Controle não apresentam ambientes ribeirinhos similares àqueles encontrados em T1 e, muitas vezes, T2, afetando certas comparações devido à sabida influência dos microhabitats sobre a ocupação pela avifauna. Essa questão será levada em consideração durante as discussões, pois prevê-se a ocorrência de disparidades de espécies florestais e aquáticas nas amostras. Outra situação que requer destaque é que os sítios T1 das UAs 1 e 2 sofreram perda de *habitat* florestal, por encontrarem-se nas margens do rio Gualaxo do Norte, e ali o ambiente florestal foi suprimido em favor de áreas colonizadas por espécies vegetais pioneiras. Portanto, algumas espécies que atualmente ocorrem nesses ambientes (espécies generalistas com alta plasticidade ecológica), possivelmente, sejam exclusivas das condições vegetacionais ali disponíveis. Dessa forma, espera-se que os sítios T1 sejam ocupados por maior número de espécies granívoras e onívoras, enquanto os sítios T2 e Controle – áreas florestais – contem com mais representantes de insetívoros forrageadores de troncos, de solo e frugívoros.

A técnica de rarefação permite avaliar variações na riqueza dos diferentes sítios amostrais. Está análise é realizada com base na riqueza de espécies registrada em cada sítio amostral utilizando dados de abundância relativa dos indivíduos amostrados. Nesta análise confeccionam-se curvas baseadas no tamanho das amostras, ou seja, no número de amostragens contempladas pelo estudo (adaptado de MADALOZZO et al., 2017). As curvas aqui produzidas comparam a diversidade de espécies da avifauna entre os sítios amostrais adotando q = 0 em um intervalo de confiança de 95%, baseado em um método de *Bootstrap* com 100 reamostragens. A comparação entre as curvas produzidas é realizada por inspeção visual da sobreposição dos intervalos de confiança entre os sítios comparados, conforme segue: curvas não sobrepostas representam diferenças significativas de riqueza entre as amostras comparadas; curvas que se encontram abaixo no gráfico possuem menor riqueza. Esta análise é realizada com o programa iNEX *on-line* (CHAO; MA; HSIEH, 2016).

Em seguida, os sítios amostrais foram avaliados em função da abundância das espécies quanto à dominância e equitatividade, observando como essas variáveis se distribuem em cada sítio amostral. Para esta avaliação confeccionam-se diagramas de Whittaker em função da grande quantidade de informação sintetizada pela análise. Esses diagramas são construídos ordenando de forma decrescente a abundância no eixo horizontal e o valor de importância de cada espécie (ou seja, abundância relativa) no eixo vertical. Por meio desse diagrama produzem-se curvas de *ranking* de espécies, nas quais o comprimento da curva indica a riqueza e sua inclinação é associada à dominância ou equitatividade: curvas mais inclinadas indicam assembleias com alta dominância (i.e. uma ou poucas espécies dominam numericamente a assembleia), e curvas mais horizontais representam assembleias mais equitáveis. Para avaliar estas questões serão adotados os modelos propostos em Martins, Santos (2014). A comparação das curvas produzidas para cada sítio dentro das UAs permite avaliar os diferentes padrões de distribuição de abundâncias, onde é esperado que sítios sob maior efeito do desastre apresentem características peculiares a essa condição com assembleias mais simples em função da homogeneização do ambiente.

Índices de diversidade em cada sítio amostral são obtidos por meio do índice de Shannon (KREBS, 1989), que é uma medida sensível à ocorrência de espécies raras, e é obtido pela equação 3.

Espera-se que, nos sítios amostrais sob maior influência do desastre (sítios localizados juntos às margens do rio Doce – T1), a diversidade seja menor assim como a equitatividade, existindo maior incidência de espécies colonizadoras e com ampla plasticidade ambiental, pois entende-se que nestas regiões boa parte de espécies de hábitos florestais tenham sido afetadas.

2.4.3.3.4.2.2 *Análises de composição*

A análise de agrupamento é uma técnica empregada para avaliação da composição de espécies. Para tal, utilizando dados de abundância relativa aqui obtidos, obtém-se valores de similaridade pelo índice de Bray-Curtis (KREBS, 1989), e os agrupamentos são construídos pelo método de média. Os dados são compilados em uma matriz de abundâncias e geram-se dendrogramas e estas análises são elaborados no software PAST (citação do programa). O índice utilizado varia entre 0 e 1, sendo que o valor 1 indica comunidades com composição integralmente igual, e o valor 0 indica comunidades sem nenhum táxon em comum.

2.4.3.3.4.2.3 *Taxas de captura*

Uma forma de analisar a abundância das espécies de sub-bosque em cada UA é comparando a taxa de captura de aves em redes de neblina. Com o objetivo de obter parâmetros comparativos sobre o tamanho populacional de cada espécie nos sítios amostrais, será obtida a taxa de captura, a qual equivale ao número de capturas para cada 100 m^2.h (número de capturas*100.esforço aplicado em m^2.h).

2.4.3.3.4.2.4 *Índice pontual de abundância (IPA)*

Os dados coletados por meio das contagens em pontos fixos também geram informações sobre a abundância relativa das espécies nos sítios amostrais, por meio do cálculo do Índice Pontual de Abundância (IPA). Para obter-se o IPA, o número total de detecções de cada espécie é somado e dividido pelo número de amostras, ou o número de pontos de escuta amostrados. No presente caso, a

abundância relativa de cada espécie em cada sítio amostral é obtida pela soma de todas as detecções no sítio divido por 10, que se refere aos cinco pontos de escuta amostrados em duas manhãs. Em cada UA, contabiliza-se o total de detecções de cada espécie nos três sítios amostrais e divide-se por 30. Os valores de IPA são, assim, consignados para elencar as espécies mais comuns, assim como indicar qual é a representatividade de cada táxon da assembleia.

2.4.3.3.4.3 Perda de espécies

Para avaliar a possível perda de espécies serão utilizadas as mesmas métricas supracitadas, porém com o enfoque voltado para as espécies que deveriam estar habitando os sítios amostrais, mas que, no entanto, deixaram de ser registradas ao longo do estudo. Como medida de estruturação da assembleia, serão computados os números de *singletons* e *doubletons* das amostras de cada sítio em cada campanha. *Singletons* são espécies representadas – em uma dada amostra – por apenas um indivíduo, ao passo que os *doubletons* são espécies representadas por exatamente dois indivíduos. O somatório de *singletons* e *doubletons* são considerados uma medida do número de espécies raras em dada assembleia, e sua proporção dentro da assembleia total é uma métrica que pode indicar a estrutura dessa comunidade.

2.4.3.3.4.4 Bioacumulação de ESPTs

Esta análise busca quantificar a presença de ESPTs no corpo dos indivíduos amostrados a partir da concentração disponível nas penas do corpo da ave. Uma vez que as aves trocam a plumagem ao menos uma vez ao ano, deve-se considerar que esta concentração avalia um momento particular da vida daquele indivíduo e, por esse motivo, não necessariamente indica o grau de contaminação total do animal.

2.4.3.3.5 *Resultados*

Ao todo, houve a captura de 246 indivíduos, referentes a 86 espécies de aves (Tabela 20). As espécies mais capturadas durante o período que envolve as duas primeiras campanhas são: *Coryphospingus pileatus* (n=12), *Tachyphonus coronatus* (n=11), *Zonothrichia capensis* (n=10), *Manacus manacus* (n=9), *Lathrotriccus euleri* (n=8) e *Pyriglena leucoptera* (n=8). No Apêndice G apresenta-se um breve relatório fotográfico com algumas das espécies capturadas durante as amostragens.

Tabela 20 – Número de capturas de aves silvestres obtidas em cada sítio das seis UAs, em cada campanha realizada até o momento

Etapa	Parcela	UA1	UA2	UA3	UA4	UA5	UA6	Total
1	**T1**	24	2		2	2		30
	T2	12	3	2	1	3		21
	Controle	35	10		15	3	12	75
	Totais	71	15	2	18	8	12	126
2	**T1**	34	8				2	44
	T2	20	14		1		2	37
	Controle	14	14	3	4	2	2	39
	Totais	68	36	3	5	2	6	120

2.4.3.3.5.1 Aumento do estresse

Os resultados obtidos durante a primeira e segunda campanhas não atingiram valores numéricos suficientes para o cômputo da assimetria flutuante. Com o acúmulo de capturas das campanhas posteriores espera-se que seja possível obter número adequado de indivíduos da mesma espécie, em diferentes sítios e UAs, para permitir a quantificação dessas métricas.

2.4.3.3.5.2 Alterações nas assembleias faunísticas

2.4.3.3.5.2.1 *Variações de diversidade*

Somando-se os dados acumulados das duas primeiras campanhas, assim como com base em todos os métodos ora aplicados, têm-se um valor total de riqueza absoluta de 388 espécies de aves silvestres registradas nas seis UAs. Destas, 318 foram registradas na primeira campanha e 70 são referentes a registros obtidos exclusivamente na segunda campanha. Não foram confeccionadas curvas de rarefação com base nas duas campanhas até então realizadas, análise que é prevista para ser apresentada no diagnóstico final.

As UAs mais ricas em espécies até então são, em ordem decrescente, a UA4, UA5, UA1, UA6 e as UAs 2 e 3 (Tabela 21). Devido à natureza generalista dessa métrica, os resultados não são necessariamente associados a fatores ambientais explícitos encontrados ao longo da bacia, embora conheça-se a ocorrência preferencial de certas espécies a determinados trechos do rio Doce.

Os sítios Controle apresentam-se como os mais ricos em espécies na análise consolidada das duas campanhas.

Tabela 21 – Riqueza de espécies obtida em cada sítio amostral de cada UA inventariada durante o estudo da avifauna ao longo do rio Doce

Unidade amostral	Sítio amostral			Total
	T1	T2	Controle	
UA1	130	116	167	185
UA2	132	106	154	172
UA3	77	62	101	172
UA4	108	97	136	198
UA5	123	98	109	192
UA6	76	84	85	175

Com relação à diversidade de Shannon, esses dados se referem a uma métrica a ser utilizada na comparação entre os sítios de cada UA com o objetivo de se avaliar se houve perdas expressivas na diversidade de aves dos sítios afetados pelo desastre (Tabela 22). As variações temporais desse índice em cada sítio também podem ser interpretadas como reflexo da dinâmica das assembleias lá estabelecidas, e serão melhor avaliadas no diagnóstico final.

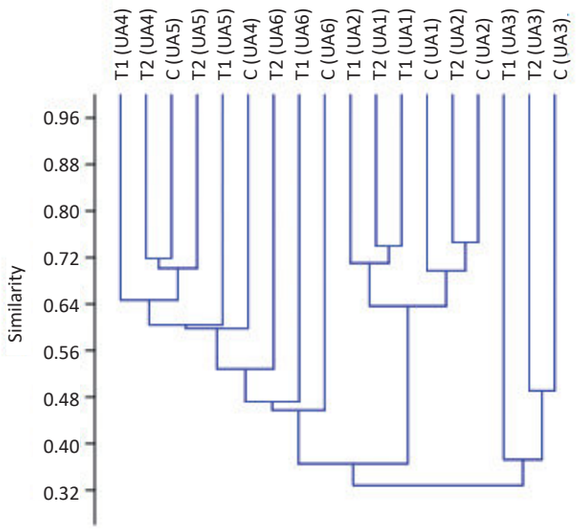
Tabela 22 – Índice de diversidade (Shannon) obtido em cada sítio, a cada campanha, nas seis UAs inventariadas durante o monitoramento da avifauna

Fase	Unidade Amostral	Sítio amostral			Total
		T1	T2	Controle	
1	1	3,485	3,669	3,965	4,184
	2	3,546	3,105	3,655	4,100
	3	3,335	2,960	2,961	3,428
	4	3,292	3,690	3,763	4,232
	5	2,773	3,272	3,408	3,396
	6	3,108	3,219	2,866	3,772
2	1	3,901	3,686	3,696	4,399
	2	3,736	3,743	3,933	4,450
	3	3,087	3,106	2,766	3,486
	4	3,428	2,773	3,168	3,746
	5	3,356	3,329	3,209	3,839
	6	2,799	3,474	2,973	3,819

2.4.3.3.5.2.2 *Análises de composição*

A partir do agrupamento visualizado no dendrograma (Figura 106), é possível notar a maior similaridade entre os sítios T1 e T2 nas UA1 e UA2, conformação condizente com a situação biogeográfica e ecológica dessas unidades. Há, ainda, uma clara distinção da assembleia de aves em UA3 em relação às demais, possivelmente decorrente do elevado número de espécies sensíveis de interior florestal que, na paisagem da bacia, ocorrem somente no interior do PERD. Por fim, as unidades UA4, 5 e UA6 apresentam composição avifaunística similar entre si, evidenciado no agrupamento pela mescla na similaridade desses sítios.

Figura 106 – Dendrograma ilustrativo da similaridade (Bray-Curtis) obtida até a segunda campanha para todos os sítios amostrais inventariados



2.4.3.3.5.2.3 *Levantamento de predadores noturnos*

Somando-se os dados acumulados das duas campanhas, foram registradas 10 espécies de corujas, três espécies de urutaus e cinco espécies de bacuraus (Tabela 23). Destaque para os registros do caburé-acanelado (*Aegolius harrisii*) no sítio C da UA1 e do urutau-pardo (*Nyctibius aethereus*) no sítio C da UA3, ambos obtidos na primeira campanha.

Tabela 23 – Aves noturnas registradas em cada sítio amostral das seis UAs estudadas ao longo do rio Doce

	UA1			UA2			UA3			UA4			UA5			UA6		
Táxon	**T1**	**T2**	**C**	**T1**	**T2**	**C**	**T1**	**T2**	**C**	**T1**	**T2**	**C**	**T1**	**T2**	**C**	**T1**	**T2**	**C**
Família Tytonidae																		
Tyto furcata			X														X	X
Família Strigidae																		
Megascops choliba	X	X	X						X	X	X	X		X	X			
Pulsatrix perspicillata																		
Pulsatrix koeniswaldiana		X	X					X	X			X			X			
Bubo virginianus																		
Strix hylophila						X												
Strix virgata						X		X	X									
Glaucidium minutissimum								X	X									
Glaucidium brasilianum					X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	
Athene cunicularia												X	X			X	X	X
Aegolius harrisii			X															
Asio clamator																		
Asio stygius			X															
Família Nyctibiidae																		
Nyctibius grandis								X		X	X			X	X			
Nyctibius aethereus									X									
Nyctibius griseus			X		X	X				X	X	X		X	X			X
Família Caprimulgidae																		
Nyctiphrynus ocellatus			X			X			X									
Antrostomus rufus																		
Lurocalis semitorquatus			X		X	X						X						
Nyctidromus albicollis	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
Hydropsalis parvula			X								X	X						
Hydropsalis hirundinaceus																		
Hydropsalis longirostris																		
Hydropsalis torquata	X	X	X													X		X
Nannochordeiles pusillus																		
Chordeiles acutipennis																		

2.4.3.3.6 *Considerações finais*

Devido à natureza preliminar das amostragens muitas das análises propostas para a mensuração dos danos serão possíveis apenas na medida em que o estudo avança.

Boa parte da riqueza de espécies com ocorrência conhecida na bacia do rio Doce (S = 559), conforme compilação de dados apresentada no Relatório de Linha-Base, foi registrada com a execução de duas amostragens. Somando-se os resultados dessas duas campanhas, acumulou-se o registro de 388 espécies de aves nos sítios amostrais contemplados pelo estudo, ou cerca de 70% da riqueza consignada na linha-base.

A interpretação dos dados comparativos entre sítios da mesma UA ainda está sujeita a alterações, mas em alguns casos é possível visualizar a segregação de métricas do sítio T1 (afetado diretamente pelo desastre) em relação aos demais. Esse fenômeno foi detectado nas UAs do Compartimento 1, onde a passagem da lama de rejeitos suprimiu parte da floresta ciliar que ali existia, depositando-se nas margens do rio Gualaxo do Norte.

Os próximos passos do estudo preveem a continuidade do esforço de amostragem, permitindo análises mais precisas e robustas sobre os danos causados à avifauna. Muitas das métricas aqui empregadas requerem maior volume de dados para estabelecer análises confiáveis.

2.4.3.4 Pequenos mamíferos não voadores

2.4.3.4.1 *Introdução*

Pequenos mamíferos não voadores são representados por marsupiais da família Didelphidae e por roedores das famílias Cricetidae e Echimyidae. Esses grupos apresentam tanto espécies com ampla distribuição, quanto aquelas com distribuição restrita e podem ter hábitos terrestres e arborícolas (WILSON; REEDER, 2005; BONVICINO; OLIVEIRA; D'ANDREA, 2008; GARDNER; CREIGTON, 2008). Formam o grupo ecológico mais diversificado de mamíferos das florestas Neotropicais, sendo por isso também os vertebrados com maior dificuldade em se estabelecer uma boa taxonomiapela inadequada representatividade em coleções zoológicas (VIVO, 1996).

2.4.3.4.2 *Danos a serem avaliados*

O estudo da mastofauna não voadora de pequeno porte tem por objetivo identificar e quantificar sete presumíveis danos causados pela passagem da lama da barragem de Fundão ao longo do rio Doce, utilizando como métricas indicadoras uma gama de índices ecológicos (p.ex. riqueza, abundância, e mudanças na estrutura da comunidade de pequenos mamíferos), e a partir de análises ecotoxicológicas. Quatro desses danos serão abordadas exclusivamente por dados obtidos por métodos ecotoxicológicos: (i) aumento do estresse, (ii) alterações comportamentais, (iii) alterações fisiológicas e bioquímicas e (iv) bioacumulação de ESPTs. Os outros três danos são contemplados por métricas ecológicas e contemplados pelo presente diagnóstico, a saber: (v) alterações nas assembleias faunísticas, (vi) alterações nas populações faunísticas e (vii) perda de espécies. No presente documento, esses danos não serão abordados diretamente, visto a natureza preliminar de nossos dados e análises, mas de forma genérica entre as diversas avaliações aqui realizadas.

2.4.3.4.3 *Detalhamento metodológico*

2.4.3.4.3.1 Definição dos Sítios Amostrais

Dentro de cada sítio amostral foram aplicados os mesmos métodos de captura para pequenos mamíferos, quais sejam, o uso de armadilhas de interceptação e queda, e armadilhas de captura viva (do tipo *Sherman* e *Tomahawk*). Todas as transecções de amostragem foram referenciadas por coordenadas geográficas (Tabela 24).

Tabela 24 – Unidades amostrais e respectivos sítios amostrais estudados para pequenos mamíferos não voadores, com a data de amostragem, esforço amostral (mensurada em unidades de armadilhas.noite) e coordenadas centrais das transecções

Unidade Amostral	Sítio	Período de amostragem	Esforço Amostral	Coordenadas (UTM)
UA1	C	30/06/2018 – 04/07/2018 05/11/2018 – 09/11/2018	370 370	23K 666641.00 E, 7751549.00 S
UA1	T2	05/11/2018 – 09/11/2018	370	23K 670865.73 E, 7758560.90 S
UA1	T1	05/11/2018 – 09/11/2018	370	2 K 671815.51 E, 7759559.95 S
UA2	C	01/07/2018 – 05/07/2018 05/11/2018 – 09/11/2018	370 370	23K 675503.00 E, 7755794.00 S
UA2	T2	03/07/2018 – 05/07/2018 05/11/2018 – 09/11/2018	222 370	23K 676410.00 E, 7756834.00 S
UA2	T1	04/07/2018 – 05/07/2018 05/11/2018 – 09/11/2018	128 370	23K 674416.58 E, 674416.58 E
UA3	C	30/10/2018 – 03/11/2018	370	23K 753089.19 E, 7825238.21 S
UA3	T2	30/10/2018 – 03/11/2018	370	23K 764274.93 E, 7814439.93 S
UA3	T1	30/10/2018 – 03/11/2018	370	23K 764087.90 E, 7814595.91 S
UA4	C	13/07/2018 – 17/07/2018 30/10/2018 – 03/11/2018	370 370	24K 369938.00 E, 7838073.00 S 23K 772628.49 E, 7856276.68 S
UA4	T2	13/07/2018 – 17/07/2018 30/10/2018 – 03/11/2018	370 370	24K 371623.30 E, 7844089.35 S 23K 772023.83 E, 7859963.33 S
UA4	T1	13/07/2018 – 17/07/2018 30/10/2018 – 03/11/2018	370 370	24K 370270.99 E, 7844740.06 S 23K 771296.66 E, 7859950.47 S
UA5	C	08/07/2018 – 12/07/2018 24/10/2018 – 28/10/2018	370 370	24K 387237.00 E, 7851245.00 S
UA5	T2	08/07/2018 – 12/07/2018 24/10/2018 – 28/10/2018	370 370	24K 389880.00 E, 7851245.00 S
UA5	T1	08/07/2018 – 12/07/2018 24/10/2018 – 28/10/2018	370 370	24K 390029.83 E, 7852235.05 S
UA6	C	19/07/2018 – 23/07/2018 24/10/2018 – 28/10/2018	370 370	24K 407166.78 E, 7825077.91 S
UA6	T2	19/07/2018 – 23/07/2018 24/10/2018 – 28/10/2018	370 370	24K 413860.31 E, 7834824.67 S
UA6	T1	19/07/2018 – 23/07/2018 24/10/2018 – 28/10/2018	370 370	24K 414453.26 E, 7835279.75 S

2.4.3.4.3.2 Identificação taxonômica de pequenos mamíferos não voadores

A taxonomia de pequenos roedores e marsupiais com base na morfologia externa tem se tornado cada vez mais complexa. Isso ocorre porque o número de revisões taxonômicas e descrições de novas espécies têm se intensificado, principalmente pela aplicação crescente de técnicas de genética molecular e citogenética para detectar níveis de diferenciação entre populações e auxiliar inferências taxonômicas. Esses avanços aumentaram substancialmente o número de espécies reconhecidas e com ocorrência documentada na região Neotropical (PATTON; SILVA; MALCOLM, 2000; WEKSLER; BONVICINO, 2005; PATTON; PARDIÑAS; D'ELÍA, 2015; FARIA; SIQUEIRA; BONVICINO, 2016). Em apêndice próprio (Apêndice H) apresentam-se os cariótipos dos animais capturados durante as campanhas deste estudo, informações relevantes para definir a unidade taxonômica das populações aqui contempladas.

2.4.3.4.3.3 Métodos de captura e marcação

Alterações nas comunidades de pequenos mamíferos não voadores, tais como aumentos da abundância de determinadas espécies devido à ausência de predadores (de gambás, por exemplo), ou alterações de abundância e densidade de mamíferos de pequeno porte serão quantificados através das taxas de captura, uma medida de abundância relativa, e da densidade de indivíduos. Neste estudo, utilizaram-se três tipos de armadilha de captura, montadas objetivando os diferentes microambientes da vegetação florestal com o intuito de registrar o maior número possível de espécies. Dessa forma, para cumprir os objetivos propostos, o estudo da fauna de pequenos mamíferos não voadores está sendo realizado com os seguintes petrechos:

- Armadilhas dos tipos *Sherman* e *Tomahawk* para captura de pequenos mamíferos terrícolas e arborícolas em transecções lineares;
- Armadilhas do tipo *Pitfall trap*, em forma de Y, para captura de pequenos mamíferos terrícolas;
- Estimativas da densidade de pequenos mamíferos através do método de captura-marcação-recaptura.

Dado o desenho amostral do estudo, que abrange seis UAs compostas por três sítios amostrais cada, instalam-se 70 armadilhas em transecção, sendo 35 *Sherman* e 35 *Tomahawk*; e um conjunto de *Pitfall traps* em formato de Y em cada sítio amostral (Tabela 25). Dessa forma, em cada UA, utilizam-se 222 armadilhas (210 de captura viva e 12 recipientes de baldes), amostradas ao longo de cinco dias, totalizando 1.110 armadilhas.noite.

As armadilhas foram distribuídas obedecendo os mesmos critérios em cada sítio amostral, tendo-se realizado avaliações detalhadas em campo em busca dos melhores locais de captura e ao longo do estudo esses pontos de amostragens serão mantidos. As armadilhas *Sherman* e *Tomahawk* (Figura 107, Figura 108) foram dispostas em estações de coleta aos pares (uma *Sherman* e uma *Tomahawk*), respeitando uma distância aproximada de 20 m entre as estações. Cada par de armadilhas foi disposto com uma no chão e outra no sub-bosque, a cerca de 1,5 m de altura, alterando o tipo de armadilha em cada estação, ou seja, o tipo de armadilha disposta em um ambiente (ex. *Sherman* no chão) altera-se na próxima estação (ex. *Sherman* no sub-bosque). As armadilhas foram iscadas com um preparado de "fubá polivalente" constituído de banana, pasta de amendoim, óleo de fígado de peixe, sardinhas e farelo de milho, sendo substituídas todas as manhãs.

Figura 107 – Armadilha do tipo *Tomahawk* instalada no chão da vegetação. Em seu interior, um espécime de *Akodon cursor* capturado



Figura 108 – Armadilha do tipo *Sherman* instalada de forma suspensa na vegetação. Muitas espécies são arborícolas e dificilmente chegam até o chão da floresta



As armadilhas de interceptação e queda (AIQ), ou *Pitfall traps*, consistem de recipientes de 40 L enterrados no solo e espaçados entre si por 5m, e interligados por cercas-guia compostas de lonas enterradas no solo (Figura 109). Cada estação de captura das AIQ foi montada em formato de Y, sendo alocada uma estação em cada sítio amostral. Armadilhas do tipo *Pitfall* são amplamente utilizadas para a amostragem de anfíbios, répteis e pequenos mamíferos (WILLIAMS; BRAUN, 1983), e neste estudo esses petrechos têm seu esforço de captura compartilhado com a herpetofauna. Uma das vantagens do método é a captura de animais que raramente são amostrados através de outros métodos, uma vez que o petrecho direciona o deslocamento dos animais até o recipiente (CAMPBELL; CHRISTMAS, 1982).

Figura 109 – Armadilha de interceptação e queda (AIQ; *Pitfall trap* com cerca-guia), armadilha de captura importante para amostragem de espécies que se locomovem debaixo do substrato florestal, sejam terrícolas ou mesmo semifossoriais



A checagem das armadilhas ocorre todos os dias pela manhã, quando se confere a ocorrência de capturas para triagem e as iscas são substituídas, conforme procedimento padrão para o grupo (AUGUST, 1983; FONSECA; KIERULFF, 1989). O esforço amostral despendido nas campanhas é apresentado na Tabela 25.

Tabela 25 – Sítios amostrados nas primeira e segunda campanhas. Os valores são referentes à somatória de todas as armadilhas utilizadas no estudo (*Sherman*, *Tomahawk* e *Pitfall*)

Campanha	Unidade Amostral	T1/nº de noites	T2/nº de noites	Controle/nº de noites	Total/esforço
Primeira	UA1	*	*	74/5 noites	74/370
Primeira	UA2	64/2 noites	74/3 noites	74/5 noites	212/720
Primeira	UA4	74/5 noites	74/5 noites	74/5 noites	226/1110
Primeira	UA5	74	74	74	226/1110
Primeira	UA6	74	74	74	226/1110
Segunda	UA1	74	74	74	226/1110
Segunda	UA2	74	74	74	226/1110
Segunda	UA3	74	74	74	226/1110
Segunda	UA4	74	74	74	226/1110
Segunda	UA5	74	74	74	226/1110
Segunda	UA6	74	74	74	226/1110
	Total				**2320/11080**

Nota: * Não amostrado.

Todos os animais capturados são submetidos a um procedimento padrão de triagem, que inclui sua identificação ao menor nível taxonômico possível, registro fotográfico, biometria (vide a seguir), marcação individual com brincos numerados na orelha (Figura 110), e encaminhados à soltura no mesmo local de captura. Animais eventualmente encontrados mortos foram registrados normalmente

quanto à captura e, quando as condições dos restos mortais permitem são enviados para tombamento no acervo do Museu de Zoologia Newton Baião de Azevedo, na Universidade do Estado de Minas Gerais, unidade de Carangola. Alguns espécimes cuja determinação taxonômica não era possível por meio de características da morfologia externa foram, ainda, submetidos à eutanásia. Nesses casos, adotou-se o procedimento de acordo com as orientações da autorização de captura.

As informações obtidas de cada espécime incluem: sexo (macho, fêmea, indeterminado), idade (jovem, adulto, indeterminado), peso (em g) e condição reprodutiva (fêmeas, lactante ou não lactante; e machos, testículos escrotados ou não escrotados). As medidas morfométricas obtidas foram as seguintes, todas mensuradas com paquímetro e precisão de 0,01 mm: comprimentos do corpo, da cauda, da orelha direita e do pé direito.

Figura 110 – Espécime (Akodon cursor) marcada com brinco numerado durante procedimentos pós-captura, sendo posteriormente solto no local da captura



Todas as espécies são avaliadas conforme categorias de ameaça nos diversos níveis: internacional seguindo IUCN (2018); nacional segundo mmA (2018); âmbitos estaduais de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2010) e Espírito Santo (PASSAMANI e MENDES, 2007). Também são destacadas as espécies endêmicas, as consideradas raras, as não citadas previamente na área estudada e táxons não descritos formalmente (BONVICINO; OLIVEIRA; D'ANDREA, 2008; ROSSI et al., 2010; PATTON; PARDIÑAS; D'ELÍA, 2015).

2.4.3.4.4 *Métodos analíticos*

Os métodos a serem utilizados na avaliação dos danos serão detalhadamente descritos no diagnóstico final, quando se apresentarão técnicas analíticas específicas na identificação e quantificação de cada dano. No presente documento, serão avaliados aspectos gerais sobre a diversidade alfa e beta, de modo a demonstrar aspectos descritivos das informações até então colhidas. A diversidade alfa será computada pelo índice de Shannon, métrica mais sensível à ocorrência de espécies raras nas amostras, e será utilizado para comparação entre os sítios amostrais. Quanto à diversidade β serão computados índices de similaridade Jaccard e/ou Sorensen para avaliações da composição de espécies (MAGURRAN, 2004).

2.4.3.4.5 *Resultados*

Na primeira campanha foram obtidos 142 registros, sendo 23 recapturas, de nove espécies, ao passo que na segunda foram realizadas 57 capturas, 2 por recaptura, de 14 espécies (Tabela 26). A espécie mais abundante no estudo é *Akodon montensis*, que sozinha representa quase 60% das capturas.

Tabela 26 – Riqueza e abundância relativa das espécies de pequenos mamíferos não voadores capturados no diagnóstico dos danos à fauna na bacia do rio Doce

Espécie	Unidade Amostral	Nº ind. Coletados	Abundância relativa
Akodon montensis	1, 2, 3	119	59,8%
Rattus rattus	4, 5	14	7,0%
Didelphis aurita	1, 2, 3, 4, 5	12	6,0%
Marmosops incanus	2, 4	11	5,5%
Akodon cursor	3, 4	10	5,0%
Marmosa murina	4, 5, 6	10	5,0%
Oligoryzomys nigripes	1, 2, 3, 4, 6	6	3,0%
Calomys cerqueirai	3,4	3	1,5%
Cerradomys subflavus	1, 2	3	1,5%
Nectomys squamipes	2	3	1,5%
Thaptomys nigrita	1, 2	3	1,5%
Micoreus paraguayana	6	2	1,0%
Delomys sublineatus	3	1	0,5%
Metachirus nudicaudatus	3	1	0,5%
Oecomys sp.	2	1	0,5%

O esforço total do estudo até então culminou em 10.792 armadilhas.noite (4.420 e 6.372, respectivamente na primeira e segunda campanhas). O sucesso de captura foi de 1,85%, valor considerado baixo quando comparado com estudos da Mata Atlântica (PAGLIA et al., 1995; LESSA et al., 1999). As ordens Rodentia e Didelphimorphia apresentaram riqueza de 6 e 3 espécies, respectivamente. O cálculo da frequência indica quais espécies são mais comumente registradas nas áreas de estudo, onde algumas espécies como *Akodon montensis, Rattus rattus* e *Didelphis aurita* apresentaram maior frequência (Tabela 26). A dominância dos registros de *Akodon montensis* era esperada por ser relativamente comuns e com ampla área de distribuição no bioma Mata Atlântica (BONVICINO; OLIVEIRA; D'ANDREA, 2008; PATTON; PARDIÑAS; D'ELÍA, 2015). A espécie *Rattus rattus*, apesar de muito frequente, foi registrada somente em ambientes com maior influência humana. A seguir, são descritas as análises e indicadores referentes à análise de cada dano previsto no estudo.

2.4.3.4.5.1 Variações de diversidade

Os valores de Shannon variaram grandemente entre as UAs: UA2 apresentou a maior riqueza e também a maior abundância de indivíduos, mas índice de Shannon comparativamente mais baixo. A unidade com menor riqueza e abundância UA6, na qual também se obteve o melhor índice de Shannon. Destacam-se valores baixos desse índice, influenciado pela baixa riqueza em cada UA e abundância pouco equitável registrada em todos os locais de estudo (Tabela 27).

Tabela 27 – Diversidade de mamíferos de pequeno porte não voadores nas seis UAs ao longo das campanhas

Análises	UA1	UA2	UA3	UA4	UA5	UA6
Riqueza	2	4	7	4	2	2
Abundância	3	18	15	14	4	3
Shannon H'	0,54	0,73	0,78	1,14	1,01	0,02

Uma análise de similaridade foi realizada comparando as UAs, tendo em vista que não foi possível calcular a similaridade entre os sítios amostrais devido ao baixo número de registros em boa parte destes. Tendo como base dados de incidência das espécies (presença/ausência) calculou-se o índice de similaridade de Jaccard entre os pares de UAs. As unidades UA5 e UA6, e UA4 e UA3 apresentaram maior similaridade entre si, embora com valores baixos (28,5% e 27,5% respectivamente); o menor valor de similaridade ocorreu entre UA6 e as demais (18,1%).

A cobertura vegetacional das unidades é certamente importante fator na definição das assembleias que lá ocorrem, o que se reflete nesta análise. As unidades UA5 e UA6, especialmente nos sítios T1 e T2, apresentam os únicos ambientes de cabruca contemplados no estudo.

2.4.3.4.6 *Considerações finais*

Os danos ocorridos pelo rompimento da barragem sobre as comunidades de pequenos mamíferos não voadores são previstos para a maioria das espécies que ocupam a região afetada pelos rejeitos devido às perturbações provocadas na paisagem e seus componentes bióticos. Esses danos são de difícil detecção e devem ser abordados de maneira indireta pelas métricas ecológicas aqui computadas. Dado que esses táxons não entram diretamente em contato com as águas contaminadas regularmente, a exemplo de peixes e anfíbios, sua contaminação deve ocorrer de maneira indireta, pelo consumo de recursos (p.ex. invertebrados, frutos) que, por sua vez, acumulam elementos danosos. Assim, o efeito nos ecossistemas pode ser refletido de diversas maneiras na biodiversidade, ou serem sutis o suficiente a ponto de serem indetectáveis por métricas de populações ou comunidades (SMITH et al., 1997).

Os resultados parciais sugerem que a assembleia de pequenos mamíferos não voadores está sujeita a profundos efeitos decorrentes do uso antrópico da paisagem, como evidenciado pelas métricas obtidas nas unidades UA5 e UA6: ali os sítios T1 e T2 alocam-se em vegetação alterada, em meio a plantações de cacau (cabrucas) e na proximidade de edificações humanas. Tal adulteração é notória pela ocorrência, apenas em UA5, de *Rattus rattus*, táxon invasor intimamente associado a antropismos. Estas alterações na composição faunística local, não relacionadas ao desastre, são fatores que dificultam a detecção de efeitos mensuráveis pelas métricas ecológicas.

A continuidade do diagnóstico, levantando-se quantidades mais robustas de informações das assembleias da região, pode permitir análises mais detalhadas e quantitativas das métricas ora propostas, de modo a permitir inferências sobre a ocorrência e magnitude dos danos aos pequenos mamíferos não voadores.

2.4.3.5 Quiropterofauna

2.4.3.5.1 *Introdução*

Em muitas das regiões tropicais e subtropicais do planeta os morcegos estão entre os mamíferos mais diversos e abundantes (TADDEI; PEDRO, 1998), podendo representar quase a metade das espécies de todos os mamíferos de uma localidade (FLEMING; HOOPER; WILSON, 1972; PATTERSON; WILLING;STEVENS, 2003). Os morcegos, ou quirópteros, desempenham diversas funções ecossistêmicas. São responsáveis pela dispersão de sementes de enorme variedade de plantas na região Neotropical (GALINDO-GONZÁLEZ et al., 2000), sendo assim cruciais na dinâmica de regeneração de florestas (WHITTAKER; JONES, 1994). A polinização é outro fenômeno cuja participação dos morcegos é fundamental, pois mais de 500 plantas Neotropicais dependem desse grupo faunístico durante seus ciclos vitais (VOGEL, 1969). Há ainda importantes predadores de invertebrados, atuando no controle dessas populações, que incluem insetos de importância econômica, como pragas de lavouras ou vetores de doenças (REIS; MÜLLER; MARCONDES, 2010).

2.4.3.5.2 *Danos a serem avaliados*

O estudo da quiropterofauna tem por objetivo identificar e quantificar quatro presumíveis danos causados pela passagem da lama da barragem de Fundão ao longo do rio Doce, utilizando como métricas indicadoras uma gama de índices ecológicos (p.ex. riqueza, abundância, e mudanças na estrutura da comunidade de morcegos), a partir de análises ecotoxicológicas e avaliações nas condições clínicas dos animais. Um desses danos será abordado tanto por dados obtidos por métodos ecotoxicológicos, quanto por avaliações clínicas dos animais: (i) aumento do estresse; outro dois serão abordados por métricas ecotoxicológicas, (ii) alterações fisiológicas e bioquímicas e (iii) bioacumulação de ESPTs. Os demais três danos são contemplados por métricas ecológicas: (iv) alterações nas assembleias faunísticas, (v) alterações nas populações faunísticas e (vi) perda de espécies. No presente documento, em virtude da natureza preliminar dos dados até então coligidos, discutem-se apenas resultados numéricos gerais e uma apreciação preliminar do dano de Aumento do estresse.

2.4.3.5.3 *Detalhamento metodológico*

2.4.3.5.3.1 Modificação do desenho amostral

A determinação dos sítios de Controle e Tratamento dentro de cada UA, seguindo os pressupostos do desenho amostral do estudo, deve atender às características biológicas e ecológicas do grupo taxonômico que se pretende amostrar. Nesse contexto, devido à alta mobilidade na paisagem, se deslocam por grandes distâncias e apresentam grande área de vida, que podem exceder 500 ha (SHIEL; SHIEL; FAIRLEY, 1999; ESTRADA; COATES-ESTRADA, 2001; BERNARD; FENTON, 2003; BERNARD; FENTON, 2003; MELLO; KALKO; SILVA, 2008; PETRI et al., 1997). Ainda, o deslocamento de algumas espécies não se limita às áreas com cobertura vegetal natural, efetivamente conectando fragmentos em diferentes graus de isolamento (BERNARD; FENTON, 2003).

Considerando a elevada mobilidade dos morcegos, associada à necessidade de buscar pontos de amostragem com vegetação estabelecida e prévia estrutura de corredores de voo, torna-se ineficaz a alocação dos dois sítios tratamento propostos, uma vez que os morcegos potencialmente ocupam toda

a extensão de 600 m em uma mesma noite. Sendo assim, os sítios T1 e T2 foram considerados uma região amostral única, Tratamento (T), a ser comparada com a área Controle em cada UA. Dessa forma, para atingir esforço amostral equivalente, o número de petrechos utilizados na captura dos animais e o tempo de amostragem em campo foram equalizados, conforme o descrito a seguir.

2.4.3.5.3.2 Métodos de amostragem

2.4.3.5.3.2.1 *Capturas com redes de neblina*

Foram instaladas dez redes de neblina (3 m de altura, 6 m de comprimento), em cada sítio amostral, as quais foram abertas após o pôr do sol e permaneceram em atividade por quatro horas. Os morcegos capturados foram acondicionados individualmente em sacos de pano e posteriormente triados. Anota-se o horário e local de captura, peso (em g), tamanho de antebraço (em mm), sexo, estágio de desenvolvimento (jovem ou adulto) e reprodutivo, no caso das fêmeas. Os espécimes são então anilhados e libertados próximos aos locais de captura. Para a marcação dos quirópteros são utilizadas anilhas metálicas de quatro tamanhos (2 mm, 3,5 mm, 4,5 mm e 6 mm) próprias para morcegos, de modelo aberto e no formato ômega. Os morcegos são identificados por características da morfologia externa com auxílio das chaves Vizotto e Taddei (1973) e Gardner (2007).

Quanto ao estágio de desenvolvimento, todos os espécimes são classificados em: (i) Jovem: indivíduos com pelagem juvenil, menores que os adultos e com as epífises das falanges não totalmente ossificadas; (ii) Adultos: indivíduos com as articulações totalmente ossificadas.

As fêmeas adultas são classificadas, quanto ao estágio reprodutivo, como: (i)Inativa: sem prenhez detectável, com pelagem uniforme na região mamária e sem secreção nas mamas; (ii) Grávida: com indicação de prenhez detectável pelo método da apalpação do abdômen, sem secreção de leite nas mamas; (iii) Lactante: sem prenhez detectável por apalpação abdominal, mas com secreção de leite nas mamas e acentuada ausência de pelagem ao redor da região mamária; (iv) Pós-lactante: sem prenhez detectável e sem secreção nas mamas, que por sua vez apresentam-se bem escurecidas e com e acentuada ausência de pelagem ao redor da região mamária. Todos os indivíduos capturados são, ainda, avaliados quanto ao perfil físico-clínico por meio de inspeção dermatológica, oral e da condição corporal (*fitness*).

2.4.3.5.3.2.2 *Busca em abrigos*

Muitas espécies de morcegos passam a habitar edificações humanas em paisagens antropizadas (PACHECO et al., 2010, ROSA et al., 2011), geralmente utilizadas como refúgio diurno pelos morcegos (KUNZ, 1982; UIEDA; HARMANI; SILVA, 1995; LEWIS 1995). Estudos em abrigos diurnos são importantes na amostragem da diversidade quiropterológica local (PORTFORS et al., 2000, POL et al., 2003), permitindo a observação de aspectos da biologia não observáveis de outra forma, assim como o registro de espécies pouco contempladas pelos métodos de captura (LUZ et al., 2011). Essa abordagem também permite conhecer a adaptabilidade das espécies e relações interespecíficas estabelecidas por elas (COSTA et al., 2010). Em cada UA, procurou-se estabelecer um abrigo diurno para realização de buscas. Os seguintes ambientes foram perscrutados como potenciais abrigos: ocos de árvores, fendas e cavidades em rochas, forros de casas, edificações abandonadas, paredes duplas, galpões, porção inferior de pontes, e outras cavidades. Por se tratar de um método não sistematizado, com formas de

amostragem diferentes em cada caso, a diversidade de morcegos em abrigos constará apenas para a complementação da riqueza, não sendo utilizada para análises comparativas entre as UAs.

2.4.3.5.3.3 Métodos analíticos

2.4.3.5.3.3.1 *Aumento do estresse*

Para avaliar se houve aumento do nível de estresse nos morcegos cada indivíduo capturado foi avaliado em relação às suas características físicas, comparando-se padrões corporais com características consideradas saudáveis por meio de indicadores clínicos. Os seguintes aspectos são considerados: massa corporal (em g), ocorrência de lesões de cutâneas, ocorrência de alterações dermatológicas (alopecia, leucismo e cicatrizes), alterações da saúde bucal, grau de infestação parasitária. A partir dessas evidências, a prevalência de indicativos de má condição corporal ou agravos à saúde, em comparação ao número total de capturas, é um indicador indireto do grau de estresse e dano sofrido por esse grupo da fauna, avaliável de forma comparativa entre os sítios e UAs.

2.4.3.5.3.3.2 *Alterações nas populações faunísticas*

Para avaliar se houve alterações populacionais das espécies de interesse (piscívoros e insetívoros), ou outras consideradas relevantes para as análises, os dados de abundância relativa e densidade populacional serão comparados entre dois aspectos: (i) dentro de cada UA, supondo-se a ocorrência de dano nos sítios Tratamento em comparação aos sítios Controle da respectiva UA; (ii) entre UAs, supondo-se maior grau de adulteração das populações em UA1 e menor em UA6. Uma medida de dano será interpretada como redução da densidade ou abundância de acordo com a presumida intensidade do dano ambiental.

2.4.3.5.3.3.3 *Alterações nas assembleias faunísticas*

Para avaliar se houve alterações na quiropterofauna são consideradas: (i) a frequência ou abundância relativa das espécies no sítios e UAs; (ii) a proporção de registros das espécies de interesse (piscívoros e insetívoros) em relação às demais espécies das respectivas assembleias. Menor proporção das espécies de interesse em relação as demais é interpretada como ocorrência de dano à assembleia de quirópteros. A análise comparativa considera dois aspectos: (i) dentro de cada UA, supondo-se a ocorrência de dano nos sítios Tratamento em comparação aos sítios Controle da respectiva UA; (ii) entre UAs, supondo-se maior grau de adulteração das assembleias em UA1 e menor em UA6.

A diversidade beta, ou seja, a variação na composição de espécies entre locais, será calculada por índices de similaridade, como Jaccard (índice binário que considera apenas a presença ou ausência das espécies) ou por Bray-Curtis (índice que pondera a abundância relativa das espécies), conforme a qualidade dos dados. As análises serão realizadas no pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2018) na plataforma R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018).

Outra forma de avaliar as alterações na comunidade entre os sítios e UAs é pelo cálculo da variação na diversidade funcional. Para isso, será utilizado um índice que calcula a riqueza funcional, que independe da abundância das espécies (MASON et al., 2005), por meio do índice de diversidade funcional (FD, de PETCHEY; GASTON, 2002). A diversidade funcional computa o volume de espaço funcional ocupado por uma comunidade biológica (MASON et al., 2005). Para seu cálculo, é necessária a

definição de traços funcionais, que consistem em características morfológicas ou fisiológicas mensuráveis dos indivíduos e que expressem informações consistentes com as estratégias de vida do grupo faunístico (VIOLLE et al., 2007). Nessa avaliação foram selecionados três traços funcionais relacionados de alguma forma aos efeitos do desastre, expressos por número diferente de variáveis e escalas de medida: (i) peso, representado pela massa corporal média e desvio padrão das espécies obtida dos exemplares capturados (em g); (ii) período de atividade, variável categórica com dois níveis, crepuscular ou noturno; (iii) dieta, percentual ingerido de alimentos de diferentes origens (invertebrados, vertebrados, néctar, plantas, frutas). Esse conjunto de atributos foi escolhido por conter uma base bibliográfica de informações consistentes para as espécies capturadas no trabalho. As informações dos traços funcionais de cada espécie foram extraídas de Pedro et al. (2007), Paglia et al. (2012), Wilman et al. (2014) e Gonçalves et al. (2018).

2.4.3.5.3.3.4 *Perdas de espécies*

Para avaliar se houve perda de espécies será avaliada a proporção de espécies raras dentro das amostras, medidas pela frequência de ocorrência das espécies capturadas. A análise comparativa considera os dois aspectos: (i) dentro de cada UA, supondo-se a ocorrência de dano nos sítios Tratamento em comparação aos sítios Controle da respectiva UA; (ii) entre UAs, supondo-se maior grau de adulteração das assembleias em UA1 e menor em UA6. A análise será calculada pela comparação da proporção das espécies raras, ou seja, aquelas com menos de 1% de abundância relativa, em cada sítio e UA. Nessa avaliação de dano, também será considerada a presença e frequência de espécies ameaçadas nos sítios e UAs, e a análise também será pela comparação da proporção das espécies ameaçadas, inferindo-se maior dano em locais com menor proporção de espécies raras ou ameaçadas nas amostragens.

2.4.3.5.4 *Resultados*

2.4.3.5.4.1 Resultados gerais

Nas seis UAs, consolidando as duas campanhas, capturou-se um total de 1063 morcegos de 33 espécies, sendo 26 da família Phyllostomidae, três da família Molossidae e quatro da família Vespertilionidae. A espécie mais capturada foi *Artibeus lituratus* (N=301), seguida de *Carollia perspicillata* (N=229), *Artibeus fimbriatus* (N=97), *Sturnira lillium* (N=96), *Glossophaga soricina* (N=77), *Desmodus rotundus* (N=75) e *Molossus molossus* (N=66), as quais, em conjunto, representaram 88% dos indivíduos amostrados até então. Entre os táxons capturados até a segunda campanha, somente *Myiotis ruber* é classificada como "Quase Ameaçada" no âmbito global (BARQUEZ; DIAZ, 2008); *Vampiressa pusilla* é também mencionada nessa lista, mas é classificada como espécie que conta com "Dados Insuficientes" para correta avaliação (BARQUEZ; DIAZ, 2016).

O esforço amostral totalizou 6.000 m².hora em cada UA. A busca de morcegos em abrigos, esforço qualitativo complementar para reconhecimento a quiropterofauna regional, resultou no encontro de quatro espécies não contempladas pelas capturas em redes de neblina: *Euglossa glaucinus*, *Molossus molossus, M. rufus*, *P. hastatus*.

Os resultados quantitativos específicos para avaliar os danos sobre populações, assembleias ou perdas de espécies serão apresentados no diagnóstico final.

2.4.3.5.4.2 Aumento do estresse: resultados parciais

Quanto ao diagnóstico do grau de estresse, 177 indivíduos apresentaram indicadores de más condições de saúde. Destes, 176 morcegos apresentaram infestação com ectoparasitos, representados por ácaros, carrapatos e moscas hematófagas, dos quais 20 indivíduos apresentavam alta infestação. Adicionalmente, nove animais apresentaram cicatrizes cutâneas, quatro apresentaram áreas com perda de pelos (alopecia), quatro apresentaram áreas de despigmentação nas asas (similar a vitiligo), dois apresentaram perda de dentição, dois apresentaram ausência de falanges, dois apresentaram calos ósseos nos carpos ou metacarpos. Ainda, um animal foi encontrado com presença de sangramento vaginal e um indivíduo com presença de pigmentação anormal na mucosa gengival. Em análises futuras estas observações serão categorizadas e produzirão um índice de saúde populacional, quando serão feitas comparações entre os sítios amostrais e UAs, prestando-se para inferir o grau de estresse ao qual cada assembleia amostrada está submetida.

2.4.3.6 Mamíferos de grande porte

2.4.3.6.1 *Introdução*

Os mamíferos de médio e grande porte são considerados excelentes bioindicadores da integridade dos ambientes, pois muitas espécies são intimamente associadas à qualidade dos *habitats* (CEBALLOS; EHRLICH, 2002; NICHOLS et al., 2009; GALETTI; DIRZO, 2013; KURTEN, 2013; GALETTI et al., 2017). Esse conjunto da mastofauna é fundamental em vários processos ecológicos, tais como o controle populacional de suas presas e na dinâmica sucessionaldas matas, através da dispersão e predação de sementes (JORDANO et al., 2006; TERBORGH et al., 2008; NICHOLS et al., 2009; GALETTI; DIRZO, 2013; KURTEN, 2013; BELLO et al., 2017). Dessa forma, contribuem sobremaneira na manutenção do equilíbrio de populações e comunidades, influenciando na dinâmica dos ecossistemas onde estão inseridas (PITMAN et al., 2002).

Somado a isso, devido a seu tamanho corporal ocupam grandes áreas de vida e apresentam ciclo reprodutivo lento, tornando-se mais sensíveis aos efeitos danosos dos *habitats* naturais (CHIARELLO, 2000; GALETTI et al., 2009).

Dentro do presente estudo, algumas espécies apresentam maior interesse no contexto da identificação de danos do desastre à fauna, devido aos seus hábitos alimentares e preferências de *habitat*. Por exemplo, *Lontra longicaudis* (lontra), devido à sua posição na cadeia trófica, pode estar sujeita a danos fisiológicos por acumulação de ESPTs obtidos de suas presas, principalmente peixes e invertebrados aquáticos (CARVALHO-JUNIOR, 2007). Além disso, indicadores populacionais de *Hydrochoerus hydrochaeris* (capivara)*, Cuniculus paca* (paca) e *Procyon cancrivorus* (mão-pelada) podem ser úteis no reconhecimento de alterações em seus *habitats* (QUINTELA et al., 2014; FIGUEROA-DE-LEÓN et al., 2016).

2.4.3.6.2 *Danos a serem avaliados*

O estudo da mastofauna de médio e grande porte tem por objetivo identificar e quantificar quatro presumíveis danos causados pela passagem da lama da barragem de Fundão ao longo do rio Doce, utilizando como métricas indicadoras uma gama de índices ecológicos (p.ex. riqueza, abundância, e mudanças na estrutura da comunidade de mamíferos), a partir de análises ecotoxicológicas e avaliações nas condições clínicas dos animais. Um desses danos será abordado exclusivamente por dados obtidos em avaliações visuais dos animais: (i) aumento do estresse; um segundo dano será abordado por métricas ecotoxicológicas, (ii) bioacumulação de ESPTs. Os demais três danos são contemplados por métricas ecológicas: (iii) alterações nas assembleias faunísticas, (iv) alterações nas populações faunísticas e (v) perda de espécies. No presente documento, em virtude da natureza preliminar dos dados até então coligidos, alguns desses danos não são discutidos em detalhes neste documento.

2.4.3.6.3 *Detalhamento metodológico*

2.4.3.6.3.1 Métodos de amostragem

2.4.3.6.3.1.1 *Armadilhamento fotográfico*

A distribuição das armadilhas fotográficas, em cada UA, considera a peculiar alta mobilidade dos mamíferos de médio e grande porte. Dessa forma, a escala utilizada para o delineamento é em nível de paisagem, considerando a instalação nos sítios Tratamento e Controle (Tabela 28). Os equipamentos são redistribuídos em cada campanha, ou seja, o local exato dos equipamentos não será repetido, mas sua configuração dentro da UA é mantida (o mesmo esforço de amostragem em cada sítio é mantido entre as campanhas).

Ao todo, 18 equipamentos foram instalados em cada UA, respeitando distanciamento mínimo de 100 m entre eles. Uma vez instaladas, as armadilhas fotográficas são programadas para realizar registros durante 24h por dia, mantidas ativas por cinco dias. Um registro independente consiste no cumprimento das seguintes condições: (i) fotografias consecutivas da mesma câmera separadas entre si por no mínimo uma hora; e (ii) fotografias não consecutivas da mesma câmera). Cada registro resulta nos seguintes dados: espécie (ou menor nível taxonômico determinável pela imagem), número de indivíduos observados na imagem, data e horário do registro. Com esta técnica é possível obter informações espaciais (como a distribuição dos indivíduos na paisagem) e temporais (ocorrência ao longo do estudo). Para o cálculo do esforço amostral considera-se:

$$\text{Esforço amostral} = \text{n de equipamentos} \times \text{n de dias em atividade} \qquad (5)$$

Esse cálculo pondera, ainda, o tempo em que o equipamento esteve inativo de modo imprevisível, a exemplo de interrupções de operação por problemas técnicos. O armadilhamento fotográfico fornecerá informações para avaliação dos seguintes danos: (i) aumento do estresse nos indivíduos das espécies-alvo; (ii) alterações na assembleia de mamíferos de médio e grande porte; (iii) alterações nas populações de mamíferos de médio e grande porte; (iv) perda de espécies.

Tabela 28 – Coordenadas geográficas das armadilhas fotográficas e distância de cada equipamento ao rio Doce, considerando os sítios Tratamento e Controle, em cada UA, nas duas primeiras campanhas realizadas em 2018

Unidade Amostral	Sítio Amostral	Longitude	Latitude	Distância ao rio (metros)
UA1 (Campanha 1)	Controle	-43,40378	-20,32695	6101,91
	Controle	-43,40506	-20,32710	6071,24
	Controle	-43,40703	-20,32612	5896,21
	Controle	-43,40823	-20,32501	5734,86
	Controle	-43,40899	-20,32508	5718,24
UA2 (Campanha 1)	Controle	-43,31914	-20,28701	1435,34
	Controle	-43,32027	-20,28638	1354,81
	Controle	-43,32087	-20,28478	1168,39
	Controle	-43,32025	-20,28365	1037,39
	Controle	-43,31957	-20,28281	944,90
UA3 (Campanha 1)	Controle	-42,62273	-19,76428	12728,36
	Controle	-42,62090	-19,76273	12642,69
	Controle	-42,62075	-19,75607	12992,70
	Controle	-42,62206	-19,75370	13040,41
	Controle	-42,62648	-19,75172	13394,57
UA4 (Campanha 1)	Controle	-40,26040	-19,55872	7779,68
	Controle	-40,25995	-19,55934	7862,12
	Controle	-40,25986	-19,56009	7947,79
	Controle	-40,25838	-19,55505	7436,60
	Controle	-40,25687	-19,55502	7475,86
UA5 (Campanha 1)	Controle	-40,07371	-19,43493	2412,23
	Controle	-40,07452	-19,43626	2550,56
	Controle	-40,07642	-19,43699	2613,47
	Controle	-40,07839	-19,43738	2644,83
	Controle	-40,08047	-19,43840	2748,47
UA6 (Campanha 1)	Controle	-39,91336	-19,68278	10671,66
	Controle	-39,91438	-19,68114	10701,68
	Controle	-39,91543	-19,67952	10739,55
	Controle	-39,91644	-19,67799	10780,90
	Controle	-39,91741	-19,67624	10814,97
UA1 (Campanha 2)	Controle	-43,40919	-20,32513	5717,36
	Controle	-43,40823	-20,32505	5739,27
	Controle	-43,4071	-20,32598	5878,53
	Controle	-43,40514	-20,32724	6083,60
	Controle	-43,40371	-20,32691	6100,24
	Controle	-43,40382	-20,32615	6014,32
	Controle	-43,40265	-20,32533	5972,46
	Controle	-43,40172	-20,32470	5944,00
	Controle	-43,40186	-20,32421	5886,46

Unidade Amostral	Sítio Amostral	Longitude	Latitude	Distância ao rio (metros)
UA2 (Campanha 2)	Controle	-43,32014	-20,28922	1685,48
	Controle	-43,31972	-20,28275	936,40
	Controle	-43,31972	-20,28275	936,40
	Controle	-43,32095	-20,28526	1224,41
	Controle	-43,32020	-20,28654	1373,62
	Controle	-43,31906	-20,28705	1440,81
	Controle	-43,31584	-20,28676	1462,25
	Controle	-43,31493	-20,28765	1580,64
	Controle	-43,31420	-20,28780	1612,13
UA3 (Campanha 2)	Controle	-42,62278	-19,76438	12726,15
	Controle	-42,62227	-19,7631	12746,37
	Controle	-42,62087	-19,76267	12643,12
	Controle	-42,62836	-19,76193	13342,69
	Controle	-42,63113	-19,76088	13637,61
	Controle	-42,62759	-19,75157	13496,08
	Controle	-42,62643	-19,75175	13390,76
	Controle	-42,62226	-19,75347	13051,27
	Controle	-42,62075	-19,75607	12992,70
UA4 (Campanha 2)	Controle	-42,39629	-19,35254	1634,09
	Controle	-42,39747	-19,35280	1533,79
	Controle	-42,39851	-19,35215	1409,56
	Controle	-42,39571	-19,35373	1737,75
	Controle	-42,39480	-19,35372	1821,66
	Controle	-42,39604	-19,35740	1914,19
	Controle	-42,39526	-19,35816	2027,58
	Controle	-42,39394	-19,35850	2160,14
	Controle	-42,39266	-19,35817	2247,52
UA5 (Campanha 2)	Controle	-40,08247	-19,43657	2522,32
	Controle	-40,08215	-19,43729	2608,02
	Controle	-40,08074	-19,43812	2714,12
	Controle	-40,07957	-19,43795	2702,62
	Controle	-40,07822	-19,43807	2726,00
	Controle	-40,07728	-19,43702	2610,89
	Controle	-40,07604	-19,43675	2588,80
	Controle	-40,07485	-19,43640	2561,91
	Controle	-40,07360	-19,43467	2384,77
UA6 (Campanha 2)	Controle	-39,91805	-19,68676	11276,47
	Controle	-39,91919	-19,68661	11375,57
	Controle	-39,91990	-19,68604	11417,18
	Controle	-39,92149	-19,68551	11543,25
	Controle	-39,92256	-19,68517	11629,40
	Controle	-39,92356	-19,68496	11714,64
	Controle	-39,92471	-19,68499	11823,74
	Controle	-39,92527	-19,68472	11865,71
	Controle	-39,92547	-19,68411	11860,85

2.4.3.6.3.1.2 *Busca ativa por vestígios*

Mamíferos de médio e grande porte são, em sua maioria, animais solitários e discretos, o que dificulta o encontro diretamente com os indivíduos. Dessa forma, a busca por vestígios (amostras fecais, odores, pegadas, tocas, arranhões, frutos roídos, entre outros) fornece informações valiosas sobre a ocorrência das espécies no ambiente. No presente caso, esse método é usado para levar informações complementares qualitativas, não sendo usados esses dados para quaisquer análises quantitativas dos danos. As buscas são realizadas considerando a paisagem em cada UA durante os períodos diurno e vespertino. A busca ativa é desenvolvida, também, durante a realização dos censos em transecções (descrito a seguir). O esforço amostral é calculado por quilômetro percorrido durante os deslocamentos e não há padronização da extensão de amostragem para esse método.

Os dados obtidos pela busca por vestígios contribuíram com a avaliação dos seguintes danos: (i) alterações comportamentais; (ii) alterações nas assembleias faunísticas; (iii) alterações nas populações faunísticas; (iv) perda de espécies.

2.4.3.6.3.1.3 *Transecções*

Foram estabelecidas três transecções em cada UA, alocando-as em situações conforme desenho amostral (sítios Tratamento e Controle). As transecções são percorridas seguindo a técnica de amostragem à distância, na qual se estima distância de cada indivíduos visualizado à linha central da transecção, permitindo estimar valores de densidade da população amostrada (BUCKLAND et al., 2001). Esse método assume quatro premissas: (i) todos os animais posicionados diretamente na linha da transecção são detectados; (ii) todos os animais são detectados na sua posição inicial, antes de qualquer movimento em reação ao observador; (iii) as distâncias perpendiculares são medidas corretamente; (iv) as detecções são eventos independentes (BUCKLAND et al., 1993; CULLEN JÚNIOR; RUDRAN, 2003).

As transecções são amostradas duas vezes por dia, por um par de observadores, durante o amanhecer e o entardecer, cuja duração de amostragem é de cerca de três horas em cada período. Os observadores caminham a aproximadamente 1 km/h pela transecção em busca ativa por mamíferos, registrando-os por meio visual ou auditivo. Como as UAs são distintas quanto ao tamanho dos remanescentes disponíveis para estudo, a extensão da transecção em cada uma varia de 2 a 4 km.

A aplicação dessa metodologia fornecerá informações para avaliação dos seguintes danos: (i) alterações no estado de conservação; (ii) alterações nas assembleias faunísticas; (iii) alterações nas populações faunísticas; (iv) perda de espécies.

2.4.3.6.3.2 Métodos de análise

A seguir, são descritas as análises e indicadores referentes particularmente a cada um dos danos em avaliação.

2.4.3.6.3.2.1 *Aumento do estresse*

Os registros obtidos pelas armadilhas fotográficas servem de base para avaliar este dano. Cada indivíduo fotografado é avaliado, quando possível, em relação às suas características físicas, comparando-as a padrões corporais saudáveis, quais sejam: aparência externa da massa corporal e evidenciação da estrutura esquelética; ocorrência de lesões cutâneas; ocorrência de alterações na pelagem; outras

alterações morfológicas externas associadas a condições de baixa saúde. A partir dessas evidências, a prevalência de indicativos de má condição corporal ou agravos à saúde, em comparação ao número total de registros fotográficos obtidos em cada sítio, será interpretado como indicador do estresse apresentado por esse grupo faunístico, avaliável de forma comparativa entre os sítios e UAs.

2.4.3.6.3.2.2 *Alterações comportamentais*

As três espécies de interesse à presente avaliação de danos são *Cerdocyon thous, Lontra longicaudis* e *Procyon cancrivorus*. Serão realizadas análises do conteúdo de amostras fecais, obtidas por meio de busca ativa, para quantificar e identificar os itens alimentares. Uma vez que não é possível avaliar o conteúdo fecal das espécies herbívoras, como *Cuniculus paca* e *Hydrochoerus hydrochaeris*, esse conjunto de espécies não será alvo desta avaliação.

A avaliação comparativa será realizada considerando-se o gradiente de intensidade de danos do desastre: maior em UA1 e progressivamente menor no sentido jusante, até UA6, padrão presumido em virtude da potencial diminuição dos efeitos do dano nesse sentido.

As análises das amostras fecais são realizadas em laboratório: cada amostra é triada manualmente para identificação e quantificação dos itens alimentares consumidos por cada indivíduo. A composição dos itens alimentares será comparada com informações da literatura científica disponível para as espécies-alvo. Serão calculadas a frequência de ocorrência (Fo%), que representa a porcentagem de amostras nas quais o item alimentar foi encontrado e indica o quão comum é esse item na dieta da espécie; e a frequência relativa (Fr%), que representa o número de registros de determinado item dividido pela soma de todos os itens da amostra, que indica sua importância numérica na dieta do indivíduo amostrado. O número cumulativo de itens alimentares consumidos pelas espécies será obtido por meio de uma matriz de incidência (presença ou ausência) dos itens por amostra, utilizando o pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2013) do programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014). Nesta etapa, serão considerados apenas itens identificados em nível taxonômico de gênero ou espécie.

2.4.3.6.3.2.3 *Alterações nas populações faunísticas*

Para avaliar se houve alterações populacionais das espécies-alvo serão utilizados os registros obtidos durante os censos nas transecções. A partir do número de avistamentos de cada espécie, associado às distâncias em que são aferidos, é possível estimar a densidade daquela população. As análises são realizadas no programa *Distance* 6.2, que permite obter estimativas robustas de densidade populacional, mesmo em situações de não detecção (BUCKLAND et al., 2001), e modela a probabilidade de detecção de um animal em função da sua distância ao observador (LAAKE et al., 1994; BUCKLAND et al., 2001). O melhor modelo de detecção será selecionado pelo Critério de Informação de Akaike (1973). A variação no comprimento das transecções é considerada por esta análise, visto que o programa pondera a densidade em relação ao número de registros e à distância percorrida.

A abundância relativa das espécies registradas com base nas transecções será expressa por:

$$\text{Abundância relativa} = \text{n de avistamentos} \div 10 \text{ km} \qquad (6)$$

De modo a padronizar as amostragens e permitir comparações entre as transecções, sítios, UAs e campanhas. Somente é possível calcular a densidade para espécies que contem com 20 ou mais avistamentos e seguirá o método de Kelker (distância perpendicular confiável; ROBINETTE; LOVELESS; JONES, 1974), conforme a fórmula 7:

$$D = \frac{n}{2Lw} \qquad (7)$$

Onde: **D** = densidade absoluta, ou seja, o número de indivíduos/km^2; **n** = número de avistamentos ocorridos dentro da faixa de distância da trilha estabelecida como animal/trilha confiável (desprezam-se todos os avistamentos realizados além da faixa confiável); **L** = extensão da transecção; **w** = faixa de distância da trilha estabelecida como animal/trilha confiável.

Nesse método, a largura da faixa confiável (2w) é definida por meio da frequência geral de avistamentos de cada espécie, de acordo com as distâncias entre o animal e a trilha (x). O valor de w é estimado pelas frequências e a distância, na qual ocorre uma queda bem definida na frequência de avistamentos, ou seja, a distância a partir da qual a probabilidade de avistamento declina significativamente.

2.4.3.6.3.2.4 *Alterações na assembleia faunística*

Para avaliar se houve alterações na assembleia de mamíferos de médio e grande porte são consideradas: (i) a frequência ou abundância relativa de espécies observadas nos sítios amostrais e UAs; (ii) a proporção de registros das espécies-alvo (*Cerdocyon thous, Cuniculus paca, Hydrochoerus hydrochaeris, Lontra longicaudis* e *Procyon cancrivorus*) em relação às demais espécies da amostra. A análise comparativa considera os dois cenários: (i) dentro de cada UA, comparando os sítios C e T, no qual se supõe maior adulteração nos sítios Tratamento; (ii) entre as UAs, supondo-se maior adulteração da assembleia em UA1 e menor em UA6.

Sendo assim, optou-se por conduzir análises que considerem toda a assembleia de mamíferos de médio e grande porte nas áreas amostradas e, posteriormente, discutindo as mudanças em cada espécie de interesse, de forma descritiva. Análises multivariadas são especialmente adequadas para o estudo de comunidades, pois são capazes de levar em consideração os dois principais elementos que descrevem a composição de uma comunidade, quais sejam, a identidade das espécies e sua abundância relativa.

Neste estudo, a variação na composição de espécies entre as áreas será avaliada por uma ordenação, utilizando a técnica de nMDS (*Non-metric Multidimensional Scaling*), construída com o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis, ou de similaridade de Jaccard (quando apenas dados de presença/ausência estiverem disponíveis).

Para testar a existência de agrupamentos dessas assembleias, usa-se o método de ANOSIM, método que busca verificar se as diferenças entre os grupos são maiores do que a diferença encontrada dentro dos grupos.

Esta análise será realizada a partir de duas fontes de dados: (i) armadilhas fotográficas, capaz de fornecer dados de abundância relativa das espécies; (ii) busca ativa por vestígios, procedimento que fornece apenas dados de incidência. Essas abordagens são complementares e visam a fornecer uma

caracterização adequada das assembleias de mamíferos de médio e grande porte da região. Entretanto, por fornecerem dados com características diferentes não podem ser analisados em conjunto. Dessa forma, seguiremos as seguintes etapas:

(i) Será avaliada se a matriz de similaridade com base no índice de Jaccard (incidência) para todos os dados (somatório de todas as UAs e campanhas) ordena igualmente a comunidade usando o mesmo índice apenas para os dados obtidos pelas armadilhas fotográficas. Para isso, será usada uma análise de correlação de Spearman entre as matrizes de similaridade e, em caso de correlação positiva significativa, indicará que os dados das armadilhas fotográficas são representativos de toda a assembleia;

(ii) Uma vez definido que os dados das armadilhas fotográficas representam adequadamente as assembleias amostradas, serão utilizados apenas esses resultados para verificar a formação de grupos entre sítios Tratamento e Controle de cada UA. O uso apenas desses dados permitirá a análise com uso do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis, recomendado para análises que considerem valores de abundância. Caso contrário, apenas o índice de Jaccard será utilizado. Todas as análises serão realizadas no pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2018), na plataforma R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018).

Outra métrica a ser avaliada é a riqueza de espécies, e para tal são computados dois estimadores: *Jackknife* 1 e *Bootstrap*. O primeiro baseia-se na proporção de espécies raras (*singletons* e *doubletons*; ou *uniques* e *duplicates*) em relação à riqueza total observada. O *Bootstrap* é calculado pela soma da riqueza observada com o inverso da proporção de amostras em que ocorre cada espécie (COLWELL, 2005). A suficiência amostral é estimada a partir de curva de acumulação de espécies, seguindo Colwell et al. (2012), uma representação gráfica do número de espécies observadas em função do esforço amostral. As analises foram realizadas com o pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2013), na plataforma R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014).

Outra forma de avaliar alterações em comunidades, e que no presente caso será avaliado apenas entre as UAs, é pelo cálculo da variação na diversidade funcional. Aqui se utiliza um índice de riqueza funcional, que independe da abundância das espécies (MASON et al., 2005): a diversidade funcional (FD, *FUNCTIONAL DIVERSITY*; DE PETCHEY; GASTON, 2002), que estima o volume do espaço funcional ocupado por uma comunidade biológica (MASON et al., 2005). Para seu cálculo, é necessária a definição de traços funcionais, que consistem em características morfológicas ou fisiológicas mensuráveis das espécies e que expressem informações consistentes com as estratégias de vida do grupo faunístico (VIOLLE et al., 2007).

Nesta avaliação, foram selecionados quatro traços funcionais: (i) peso, representado pela massa corporal média e desvio padrão das espécies observadas (em g); (ii) formas de locomoção, variável categórica com cinco níveis (terrícola, arborícola, semifossorial, escansorial, semiaquático); (iii) período de atividade, variável categórica com três níveis (diurno, crepuscular, noturno); (iv) dieta, percentual ingerido de alimentos de diferentes origens (invertebrados, vertebrados, sementes, plantas, frutas). Esse conjunto de atributos foi escolhido por conter informações consistentes para as espécies focais do trabalho. As informações numéricas sobre as características de cada espécie foram extraídas de Jones et al. (2009), Paglia et al. (2012), Wilman et al. (2014) e Gonçalves et al. (2018).

A metodologia aplicada tem uma abordagem baseada em índices de similaridade funcional entre as espécies, o que significa que uma lista de atributos caracterizará a função de cada espécie e a redundância entre elas, ou seja, o quanto elas contribuem para a diversidade funcional local. Então, espera-se que quanto maior a quantidade de grupos funcionais obtidos a partir das relações de atributos, mais a riqueza de espécies influenciará na diversidade funcional. Por exemplo, se uma assembleia não apresenta uma determinada espécie, e há grande quantidade de grupos funcionais com espécies funcionalmente complementares, maior será o impacto na diversidade funcional. A análise será realizada no pacote FD (LALIBERTÉ et al., 2014) na plataforma R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018).

2.4.3.6.3.2.5 *Perda de espécies*

Para avaliar se houve perda de espécies será avaliada a proporção de espécies raras dentro das amostras, medidas pela frequência de ocorrência. A análise comparativa considera os dois cenários: (i) dentro de cada UA, comparando os sítios C e T, no qual se supõe maior adulteração nos sítios Tratamento; (ii) entre as UAs, supondo-se maior adulteração da assembleia em UA1 e menor em UA6. A análise será calculada por índices de similaridade, como Jaccard (J, índice binário que considera apenas a presença ou ausência das espécies) ou por Bray-Curtis (índice que pondera a abundância relativa das espécies), conforme qualidade dos dados. As análises serão realizadas no pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2018) na plataforma R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018).

2.4.3.6.4 *Resultados*

2.4.3.6.4.1 Resultados gerais

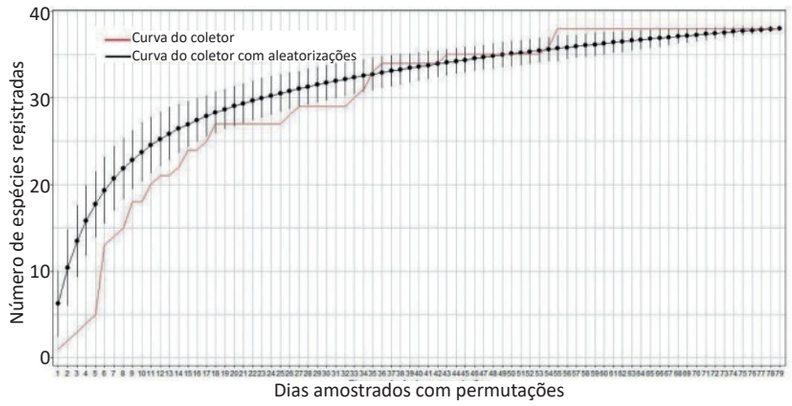
Foram realizadas duas campanhas durante os períodos de: (i) 24/06/18 a 10/07/18, e 30/07/18 a 16/08/18; (ii) 22/09/18 a 24/10/18 (Tabela 29), cujo esforço amostral total atingiu 968 câmeras.dia; mais de 180 km percorridos para censos; e cerca de 655 km dedicados à busca ativa.

Tabela 29 – Esforço amostral despendido para cada metodologia amostral deste estudo, em cada UA e em cada campanha

UA	Campanha	Armadilha fotográfica (câmeras.dia)	Censo (km)	Busca ativa (km)
UA1	1	73	18,908	47,244
UA2	1	71	11,636	46,353
UA3	1	73	15,338	51,457
UA4	1	73	16,568	43,308
UA5	1	66	15,134	58,261
UA6	1	70	15,998	41,170
UA1	2	85	28,463	115,113
UA2	2	107	20,143	108,011
UA3	2	88	29,184	102,919
UA4	2	86	30,250	95,515
UA5	2	86	30,053	125,240
UA6	2	89	37,688	107,828
TOTAL		**968**	180,781	654,626

Levando em consideração todas as amostragens realizadas até então, entre UAs e campanhas, a curva de acumulação de espécies tende à estabilização, o que indica que foi amostrada uma boa quantidade das espécies, que ocorrem em toda a região amostrada (Figura 111).

Figura 111 – Curva de acumulação das espécies de mamíferos de médio e grande porte, considerando as seis UAs ao longo do rio Doce



Considerando todas as metodologias aplicadas, em todas as UAs e nas duas campanhas até então realizadas, foram registradas 35 espécies nativas e 3 espécies exóticas (Tabela 30). Alguns mamíferos de pequeno porte, como os primatas *Callithrix geoffroyi* (sagui-de-cara-branca), *C. flaviceps* (sagui-da-serra) e *C. penicillata* (sagui-de-tufos-pretos) e o roedor *Guerlinguetus brasiliensis* (serelepe), espécies rotineiramente contemplados por estudos com mamíferos de médio e grande porte. No entanto, essas espécies foram excluídas das presentes análises e na lista geral de táxons.

Tabela 30 – Mamíferos de médio e grande porte registrados nas UAs, ao longo do rio Doce, registrados por três diferentes métodos: monitoramento por armadilha fotográfica (AF); censo em transecto (C); busca ativa (BA)

Táxon	Unidade Amostral	Campanha	Metodologia
DIDELPHIMORPHIA			
Didelphidae			
Didelphis aurita	UA1; UA2; UA3; UA4; UA5; UA6	C1	AF; C; BA
	UA1; UA2; UA3; UA4; UA5; UA6	C2	AF; C; BA
CINGULATA			
Dasypodidae			
Dasypus novemcinctus	UA1; UA2; UA3; UA4; UA5; UA6	C1	AF; C; BA
	UA1; UA2; UA3; UA4; UA5; UA6	C2	AF; C; BA
Euphractus sexcinctus	UA1; UA2; UA5	C1	AF; BA
	UA1; UA2; UA3; UA5	C2	AF; C; BA
Priodontes maximus	UA3	C1	BA
	-	C2	-
Cabassous unicinctus	UA3; UA4	C1	AF; BA
	UA2; UA6	C2	AF; BA
PILOSA			
Bradypodidae			
Bradypus torquatus	UA6	C1	C; BA
	UA5; UA6	C2	BA

Táxon	Unidade Amostral	Campanha	Metodologia
Myrmecophagidae			
Tamandua tetradactyla	UA3; UA6	C1	AF; BA
	UA1; UA3; UA4; UA5	C2	AF; BA
PRIMATES			
Atelidae			
Alouatta guariba	UA3; UA4; UA5	C1	C
	UA3; UA5	C2	C
Brachyteles hypoxanthus	UA3	C1	C
	-	C2	-
Cebidae			
Sapajus nigritus	UA3; UA5; UA6	C1	AF; C
	UA2; UA3; UA4; UA5; UA6	C2	AF; C
Pitheciidae			
Callicebus personatus	UA1; UA3; UA4	C1	C
	UA3; UA4; UA5	C2	C
CARNIVORA			
Canidae			
Cerdocyon thous	UA1; UA2; UA3; UA4; UA5; UA6	C1	AF; BA
	UA1; UA2; UA3; UA4; UA5; UA6	C2	AF; C; BA
Chrysocyon brachyurus	UA1	C1	BA
	UA1; UA4	C2	BA
Felidae			
Herpailurus yagouaroundi	UA1; UA3	C1	AF; BA
	UA3	C2	BA
Leopardus gutulus	-	C1	-
	UA2	C2	AF
Leopardus pardalis	UA1; UA3; UA5	C1	AF
	UA3; UA4	C2	AF
Leopardus sp.	UA1; UA3; UA4; UA5; UA6	C1	BA
	UA3; UA5	C2	BA
Leopardus wiedii	UA5	C1	AF
	-	C2	-
Panthera onca	UA3	C1	AF
	UA3	C2	BA
Puma concolor	UA1; UA2; UA3; UA4	C1	BA; AF
	UA3; UA4	C2	BA; AF
Mustelidae			
Eira barbara	UA1; UA3; UA6	C1	AF; BA
	UA2; UA3	C2	AF
Galictis vittata	-	C1	-
	UA3	C2	BA
Lontra longicaudis	UA4; UA5; UA6	C1	BA
	UA5; UA6	C2	AF; BA
Procyonidae			

Táxon	Unidade Amostral	Campanha	Metodologia
Nasua nasua	UA5	C1	AF; BA
	UA3; UA4; UA5; UA6	C2	AF; C; BA
Potos flavus	UA6	C1	C
	-	C2	-
Procyon cancrivorus	UA4; UA5; UA6	C1	AF; BA
	UA2; UA3; UA5; UA6	C2	AF; C; BA
CETARTIODACTYLA			
Cervidae			
Mazama americana	UA3; UA5	C1	AF; BA
	UA3; UA5	C2	AF; BA
Mazama gouazoubira	UA1; UA5; UA6	C1	AF; BA
	UA2; UA4	C2	AF; C
Mazama sp.	UA5	C1	AF
	UA1; UA2; UA3; UA5; UA6	C2	AF; BA
Tayassuidae			
Pecari tajacu	UA1; UA2; UA3	C1	AF; BA
	UA1; UA2; UA3	C2	AF; C; BA
PERISSODACTYLA			
Tapiridae			
Tapirus terrestris	UA3	C1	AF; C; BA
	UA3	C2	AF; C; BA
RODENTIA			
Caviidae			
Hydrochoerus hydrochaeris	UA2; UA3; UA4; UA5; UA6	C1	BA
	UA1; UA2; UA3; UA4; UA5; UA6	C2	AF; C; BA
Cuniculidae			
Cuniculus paca	UA1; UA2; UA3; UA4; UA5; UA6	C1	AF; BA
	UA1; UA2; UA4; UA5; UA6	C2	AF; C; BA
Dasyproctidae			
Dasyprocta azarae	UA2; UA3; UA5	C1	AF; C; BA
	UA2; UA3; UA4	C2	AF; C
Dasyprocta leporina	UA5	C1	BA
	-	C2	-
Erethizontidae			
Coendou spinosus	UA6	C1	C; BA
	-	C2	-
Coendou sp.	-	C1	-
	UA5	C2	BA
LAGOMORPHA			
Leporidae			
Sylvilagus brasiliensis	UA1; UA2; UA3; UA4; UA5; UA6	C1	AF; C; BA
	UA1; UA2; UA3; UA4; UA5; UA6	C2	AF; C; BA

Com um esforço de 968 câmeras.dia foram obtidos 657 registros independentes de 25 espécies nativas, resultando em um sucesso de captura de 67,9%. *Didelphis aurita* foi a espécie com maior sucesso de captura (26,94%), seguida de *Nasua nasua* (14,61%) e *Sylvilagus brasiliensis* (11,87%; Tabela 31).

Tabela 31 – Mamíferos de médio e grande porte registrados pelas armadilhas fotográficas, nas seis UAs, distribuídas ao longo do rio Doce

Espécie	Número de registros	Sucesso de captura (%)
Didelphis aurita	177	26,94
Nasua nasua	96	14,61
Sylvilagus brasiliensis	78	11,87
Pecari tajacu	44	6,69
Sapajus nigritus	44	6,69
Dasyprocta azarae	42	6,39
Dasypus novemcintus	38	5,78
Cuniculus paca	34	5,17
Tapirus terrestris	24	3,65
Eira barbara	14	2,13
Mazama sp.	11	1,67
Mazama gouazoubira	8	1,21
Tamandua tetradactyla	8	1,21
Mazama americana	7	1,06
Procyon cancrivorus	7	1,06
Cerdocyon thous	5	0,76
Leopardus pardalis	5	0,76
Euphractus sexcinctus	3	0,45
Puma concolor	3	0,45
Cabassous unicinctus	2	0,30
Herpailurus yagouaroundi	1	0,15
Hydrochoerus hydrochaeris	1	0,15
Leopardus guttulus	1	0,15
Leopardus sp.	1	0,15
Leopardus wiedii	1	0,15
Lontra longicaudis	1	0,15
Panthera onca	1	0,15

2.4.3.6.4.2 Aumento do estresse

Considerando os registros das espécies-alvo houve obtidos por meio de todas as metodologias de detecção, *Cerdocyon thous* foi a espécie mais frequente nas amostras, e *Lontra longicaudis* a com menor número de ocorrências (Tabela 31). Nenhuma das fotografias apresentou indicativos de alterações de saúde.

Com relação às demais espécies da mastofauna, 12 registros apresentaram alterações relacionadas à saúde dos animais fotografados (Tabela 32), representando menos de 2% dos registros realizados.

Tabela 32 – Sinais visuais indicadores de alterações de saúde obtidos das imagens das armadilhas fotográficas

Data	UA	Sítio Amostral	Espécie	Condição Corporal	Lesão Cutânea	Lesão Parasitária	Observação
20/09/2018	2	Tratamento	*Mazama gouazoubira*	Normal	Sim	Não	Lesão com leve secreção soro sanguinolenta na região dorsal cervical, na base do pescoço. Possível corte ou laceração.
04/10/2018	3	Tratamento	*Tapirus terrestris*	Normal	Sim	Sim	Macho adulto com lesão nodular subcutânea (volume de aproximadamente 2 cm diâmetro) na região lombar média do lado direito. Possível berne. Carga de carrapatos baixa a média, dentro da normalidade da espécie.
01/10/2018	3	Tratamento	*Hydrochoerus hydrochaeris*	Normal	Talvez	Talvez	Massa com aproximadamente 2 a 2,5 cm de diâmetro, de pigmentação amarelada e aspecto liso na região palpebral ventral, olho direito. Possivelmente ectoparasita (coleóptero ou carrapato) ingurgitado. Lesão ocular, possivelmente parasitária
04/10/2018	3	Tratamento	*Tapirus terrestris*	Normal	Sim	Não	Macho adulto com lesão dérmica: escoriação circular com aproximadamente 4-5 cm na região média da coxa no membro posterior direito. Outra escoriação dérmica com aproximadamente 10-14 cm região lateral esquerda da cauda. Carga de carrapatos extremamente baixa a baixa.
01/10/2018	3	Controle	*Tapirus terrestris*	Normal	Sim	Não	Macho adulto com mancha de pelagem ou lesão cutânea no membro traseiro direito, na porção média do úmero, de formato circular. Coloração clara com aproximadamente 4-6 cm e diâmetro.
03/10/2018	3	Controle	*Tapirus terrestris*	Normal	Sim	Não	Fêmea com filhote sem pintas (mais de seis meses de idade) e com cerca de 2/3 do tamanho adulto. Fêmea com três suaves marcas na pelagem lado direito, duas circulares na região lombar, quase na metade do abdômen. Uma linha de escoriação leve na porção média do fêmur.

Data	UA	Sítio Amostral	Espécie	Condição Corporal	Lesão Cutânea	Lesão Parasitária	Observação
30/09/2018	3	Controle	*Tapirus terrestris*	Magro	Não	Não	Macho adulto com aspecto magro, carga de carrapatos de baixa a média, dentro da normalidade, porém maior que outros animais fotografados
09/10/2018	4	Controle	*Nasua nasua*	Normal	Sim	Não	Extensa lesão de pele com perda de pelagem na região interescapular na linha dorsal, com aproximadamente 15 cm de extensão e pigmentação escura, estendendo-se da porção esquerda caudalmente para direita do corpo. Provável cicatriz antiga decorrente de laceração cutânea.
08/10/2018	4	Controle	*Mazama gouazoubira*	Magro	Sim	Não	Escoriações na face e uma cicatriz linear recente de aproximadamente 4-5 cm na região abdominal direita. Animal com aparência magra, indicando condição corporal não saudável.
06/10/2018	4	Tratamento	*Nasua nasua*	Normal	Sim	Não	Extensa lesão de pele, cicatriz antiga com pigmentação escura e perda de pelagem na região lombar na linha dorsal; aproximadamente 10x20 cm de extensão, estendendo-se da porção esquerda para direita do corpo. Aparenta ser laceração cutânea.
_	6	Controle	*Didelphis sp*	Normal	Sim	Não	Possível alopecia na porção dorso torácica esquerda.

2.4.3.6.4.3 Alterações comportamentais

Consolidando a extensão total percorrida na busca ativa por vestígios, de 654.626 km (Tabela 29), houve o registro de 27 espécies nativas. Até o momento 32 amostras fecais de carnívoros foram obtidas, das quais oito foram analisadas: cinco amostras de *Lontra longicaudis* (lontra), duas de *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato) e uma de *Procyon cancrivorus* (mão-pelada). A identificação dos itens alimentares encontra-se em processamento, tendo-se detectado a presença de pequenos mamíferos na dieta.

Em amostras de *C. thous* foram encontrados Arthropoda (invertebrados), Squamata (répteis) e componentes de material vegetal; em amostras de *L. longicaudis* foram encontrados fragmentos de Teleostei (peixes), moluscos do gênero *Corbicula* (não nativo da região), outros Gastropoda e itens vegetais.

2.4.3.6.4.4 Alterações nas populações faunísticas

O esforço consolidado obtido pelos censos nas transecções, mensurado pela extensão percorrida, é 180,781 km (Tabela 29), resultando no encontro de 23 espécies. Com base nos dados obtidos ainda não é possível realizar as análises de abundância e densidade, uma vez que não se atingiu o número mínimo de avistamentos necessário para a adequada aplicação dos métodos analíticos propostos.

2.4.3.6.4.5 Alterações nas assembleias faunísticas

A partir da análise de suficiência amostral, é razoável admitir que o conjunto de informações colhidos até então resultaram em amostragem representativa da região (Figura 111). Por outro lado, ao analisar isoladamente as curvas de acumulação de espécies de cada sítio amostral das UAs, apenas em UA1 Controle o método indica estabilização da amostragem (Figura 113). Ademais, esse sítio aparenta ser aquele com menor riqueza de espécies, o que é também sugerido pelas estimativas de riqueza obtidas (Tabela 33) Considerando todas as UAs em conjunto, o número médio de espécies amostradas nos sítios Controle (=12; dp = 3) e Tratamento (=14; dp =3) são semelhantes (Tabela 33; t = -0,66, df= 7, p = 0,526; Figura 112).

Tabela 33 – Número de espécies observadas e estimadas em cada sítio amostral das seis UAs ao longo do rio Doce

Unidade Amostral	Sítio	Riqueza		
		Amostradas	Jacknife1	Bootstrap
UA1	Controle	6	8	7
UA1	Tratamento	12	16	14
UA2	Controle	12	18	14
UA2	Tratamento	8	12	10
UA3	Controle	18	25	21
UA3	Tratamento	16	23	19
UA4	Controle	15	19	17
UA4	Tratamento	15	19	17
UA5	Controle	13	18	15
UA5	Tratamento	15	20	17
UA6	Controle	13	19	16
UA6	Tratamento	11	17	14
TOTAL	-	**38**	**44**	**41**

Figura 112 – Número de espécies detectadas em cada UA, separadamente considerando os sítios Tratamento e Controle ao longo do rio Doce

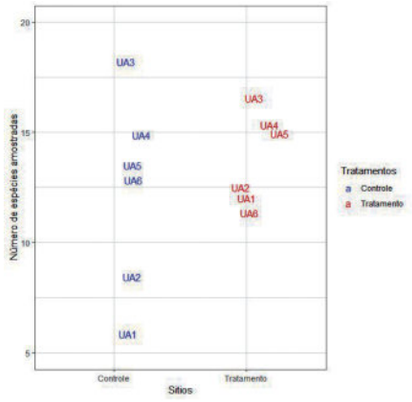
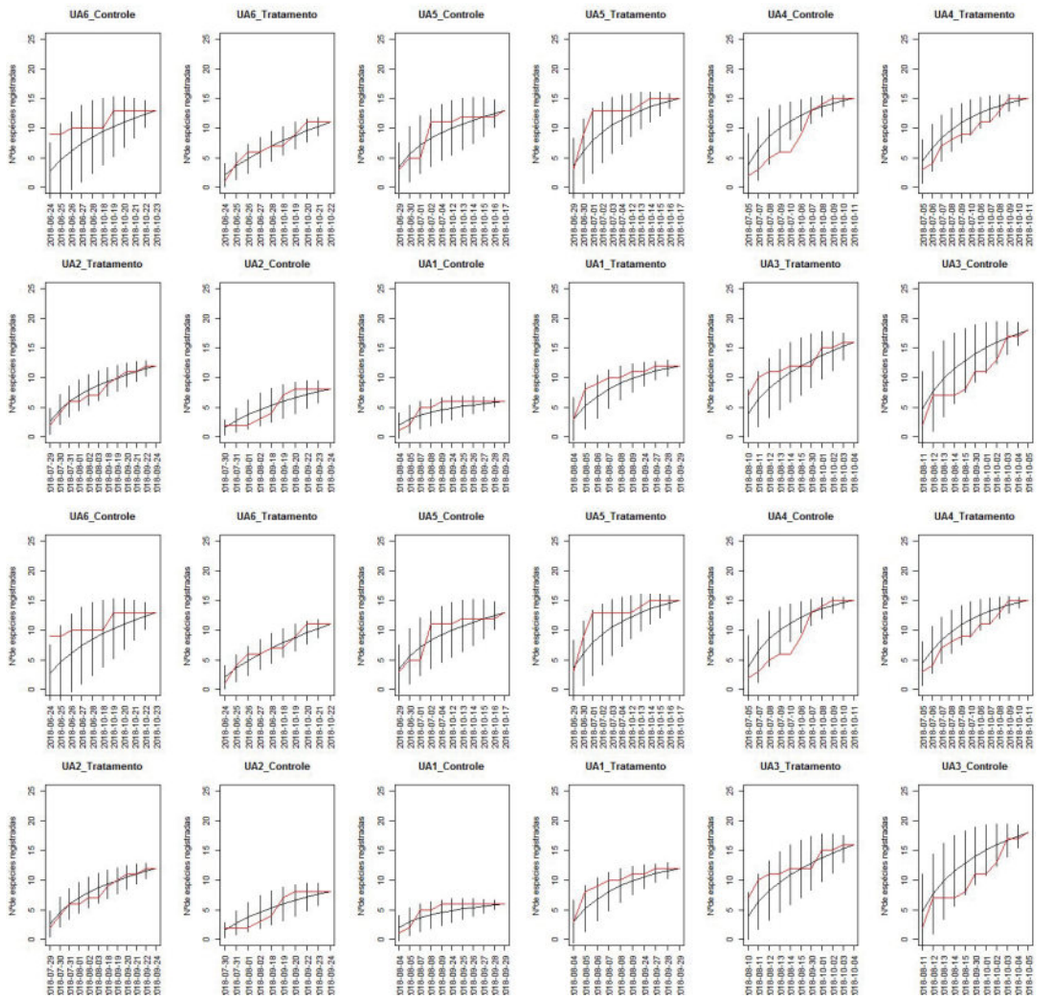


Figura 113 – Curvas de acumulação das espécies observadas e curvas de rarefação dos mamíferos de médio e grande porte em cada sítio amostral ao longo do rio Doce

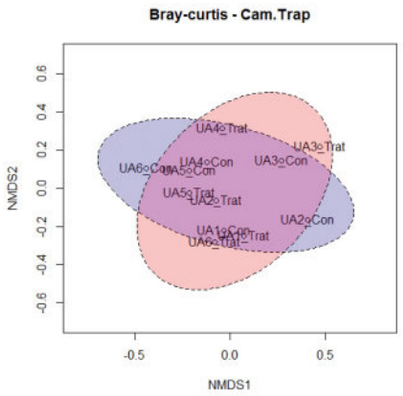


Com relação à avaliação da na composição de espécies dos sítios amostrais, encontrou-se forte correlação entre os eixos NMDS1 (= 0,91, 0,001) e NMDS2 (=0,56, 0,63), sugerindo que as informações

obtidas pelas armadilhas fotográficas são representativas do universo de dados colhidos em conjunto com métodos qualitativos de amostragem.

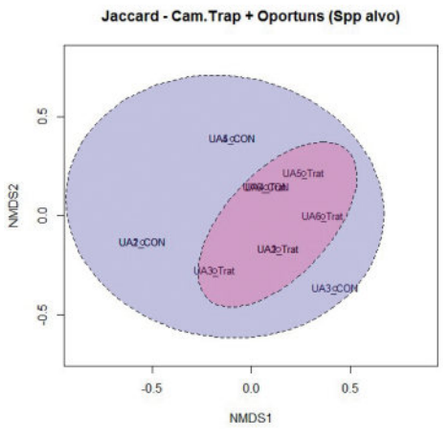
Em conjunto, os sítios Controle e Tratamento não apresentam composição mastofaunística distinta, resultado corroborado pelo teste ANOSIM (-0,11, p = 0,836; Figura 114).

Figura 114 – Ordenamento dos sítios amostrais, com base no índice de Bray-Curtis, a partir dos dados registrados sobre mamíferos de médio e grande porte ao longo do rio Doce



Considerando apenas as espécies-alvo (*Cerdocyon thous*, *Cuniculus paca* (paca), *Hydrochoerus hydrochaeris* (capivara), *Lontra longicaudis* e *Procyon cancrivorus*) o resultado é semelhante (ANOSIM: =0,1907, 0,077), embora seja notável suave tendência à diferenciação (Figura 115). Na análise desse subconjunto de dados foram utilizados dados das armadilhas fotográficas e busca ativa. O presente resultado indica que todas as espécies encontradas nos sítios T foram encontradas em algum sítio Controle, mas o contrário não é verdadeiro.

Figura 115 – Ordenamento dos sítios amostrais, com base no índice de Jaccard, a partir dos dados registrados em armadilhas fotográficas e busca ativa das espécies-alvo ao longo do rio Doce



Quanto à diversidade funcional, a riqueza de espécies mostrou-se fortemente correlacionada (t = 5,6363, df = 4, p = 0,004877) com a diversidade funcional (Tabela 26; Figura 116). As 35 espécies registradas em todas as UAs, foram classificados em 25 grupos funcionais (Figura 117). Com os dados

consolidados até então, UA1 (n = 15) e UA2 (n = 16) apresentaram o menor número de grupos funcionais, ao passo que UA3 (n = 23) foi a unidade com maior número de grupamentos.

Esse resultado reflete a alta complementariedade funcional das espécies, ou seja, muitos táxons apresentam mais características ecológicas peculiares, sendo por isso alocadas em grupos funcionais distintos, e assim contribuem para a complexidade da assembleia de maneira singular.

Os resultados obtidos, até o momento, indicam que (i) não houve mudanças na composição das comunidades de mamíferos em áreas mais próximas ao foco do desastre – seja nos sítios Tratamento, seja nas UAs mais próximas à barragem. Da mesma forma, os presentes dados sugerem que (ii) não há um gradiente claro na diversidade funcional ao longo do curso do rio Doce. Até o presente, as respostas das espécies parecem estar mais relacionadas às características estruturais e ecológicas das UAs, à paisagem em que se inserem, e à ecologia dos táxons.

Tabela 34 – Valores de DF (Diversidade funcional) e R (Riqueza de espécies) obtidos para cada UA, ao longo do rio doce, para a comunidade de mamíferos de médio e grande porte

Unidade Amostral	DF	R
UA1	1,152360	16
UA2	1,201561	16
UA3	1,705954	27
UA4	1,442512	19
UA5	1,476464	20
UA6	1,402669	18

Figura 116 – Correlação de Pearson para riqueza de espécies observada e diversidade funcional, em cada uma das seis UAs, dos mamíferos de médio e grande porte amostrados

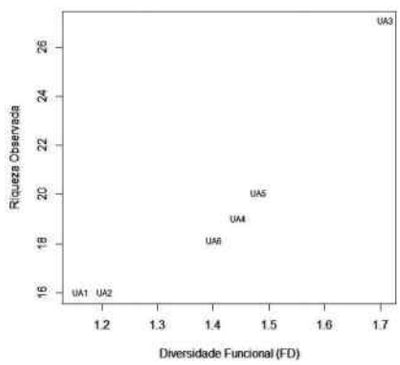
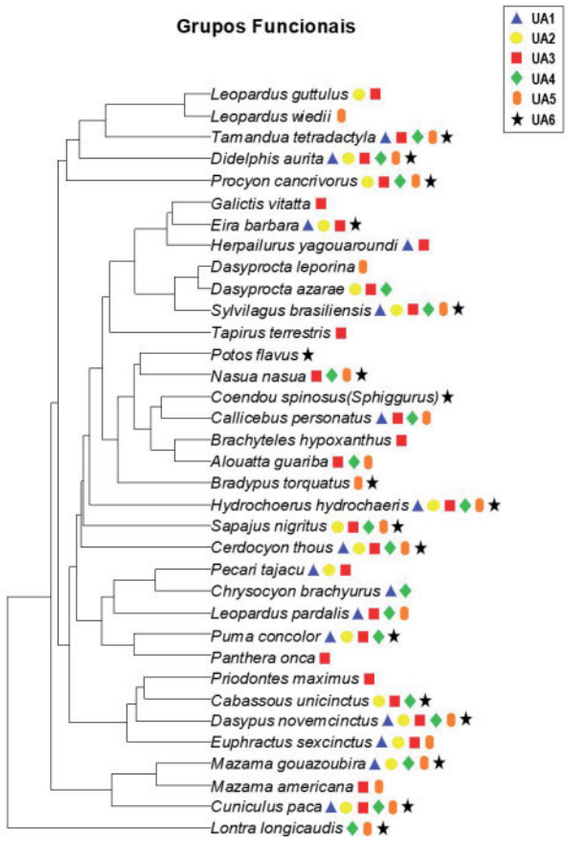


Figura 117 – Dendrograma dos grupos funcionais dos mamíferos de médio e grande porte registrados nas UAs UA1-UA6 e espécies de mamíferos de médio e grande porte detectadas em cada uma das UAs, ao longo do rio Doce



2.5 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

As atividades promovidas pelo homem estão mudando de forma irreversível a diversidade de vida no planeta e têm sido intensificadas nos últimos cem anos, causando variadas perturbações ambientais e ecossistêmicas. No componente de biodiversidade, muitas espécies encontram-se atualmente em severo estado de ameaça de extinção, devido ao aumento das pressões antrópicas sobre elas, como destruição de *habitat*, caça, introdução de espécies exóticas e invasoras, tráfico de animais silvestres, poluição, entre outras. As perspectivas para o futuro indicam um cenário nada favorável para a conservação da biodiversidade do planeta (ROCHA et al., 2006).

Devido a essa situação e à necessidade imprescindível de adotar ações para conservar a biodiversidade e promover seu uso sustentável, deu-se início à criação das áreas protegidas e das UCs. Estas consistem em espaços territoriais e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituídos pelo poder público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, a que se aplicam garantias adequadas de proteção (BRASIL, 2000, 2007). Segundo o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) – Lei nº 9.985/2000 –, as UCs dividem-se em dois grupos com particularidades distintas, a saber: unidades de proteção integral e unidades de uso sustentável, nos termos do art. 7º (MANETTA et al., 2016).

Os estados brasileiros compreendidos nas análises realizadas até o momento neste estudo – Minas Gerais e Espírito Santo –, afetados pelo desastre do rompimento da barragem de Fundão, possuem diversas áreas protegidas terrestres, de uso sustentável e de proteção integral, tanto na esfera federal quanto estadual e municipal, das quais 34 foram afetadas de forma direta e indireta pelo desastre ambiental.

No Brasil, comumente não são realizadas avaliações detalhadas de danos em UCs e/ou áreas protegidas, sendo o crime avaliado seguindo o rigor das legislações ambientais pertinentes. Neste estudo, realiza-se uma avaliação ambiental com maior riqueza de detalhes quanto à ocorrência de danos oriundos do desastre nessas áreas importantes para a conservação da biodiversidade mineira e capixaba.

Entendem-se aqui como áreas protegidas especialmente aquelas destinadas para a conservação e preservação dos recursos naturais presentes ao longo da área de abrangência deste estudo, como UCs e áreas de proteção especial, estas exclusivas do estado de Minas Gerais.

Os resultados aqui apresentados representam uma avaliação dessas áreas existentes na área de abrangência compreendida entre os trechos da barragem de Fundão, rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce até a desembocadura deste no oceano Atlântico. Por se tratar de um relatório preliminar, as análises para as áreas protegidas localizadas nos componentes costeiro e marinho serão apresentadas em um próximo documento, em que serão consolidadas as informações técnicas sobre o diagnóstico do dano nesta área temática.

2.5.1 OBJETIVOS

O objetivo principal do estudo desta área temática trata-se da identificação do dano ocasionado pelo desastre ambiental oriundo do rompimento da barragem de rejeitos de Fundão nas áreas protegidas existentes na área de abrangência deste documento.

Como objetivos específicos, tem-se:

- Avaliar de forma qualitativa e quantitativa em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG) as áreas protegidas diretamente afetadas pelo desastre.
- Analisar o aumento da pressão antrópica no PERD, em especial da pesca e caça no interior dessa UC, em decorrência do desastre.
- Investigar, pela modelagem ecológica computacional, quais foram os serviços ecossistêmicos afetados pelo desastre nas áreas protegidas.
- Verificar, pela modelagem ecológica computacional, a tendência de ocupação e ocorrência de espécies-chave de hábitos aquáticos, semiaquáticos e terrestres no período pós-desastre para avaliação do dano ambiental nas áreas protegidas afetadas.

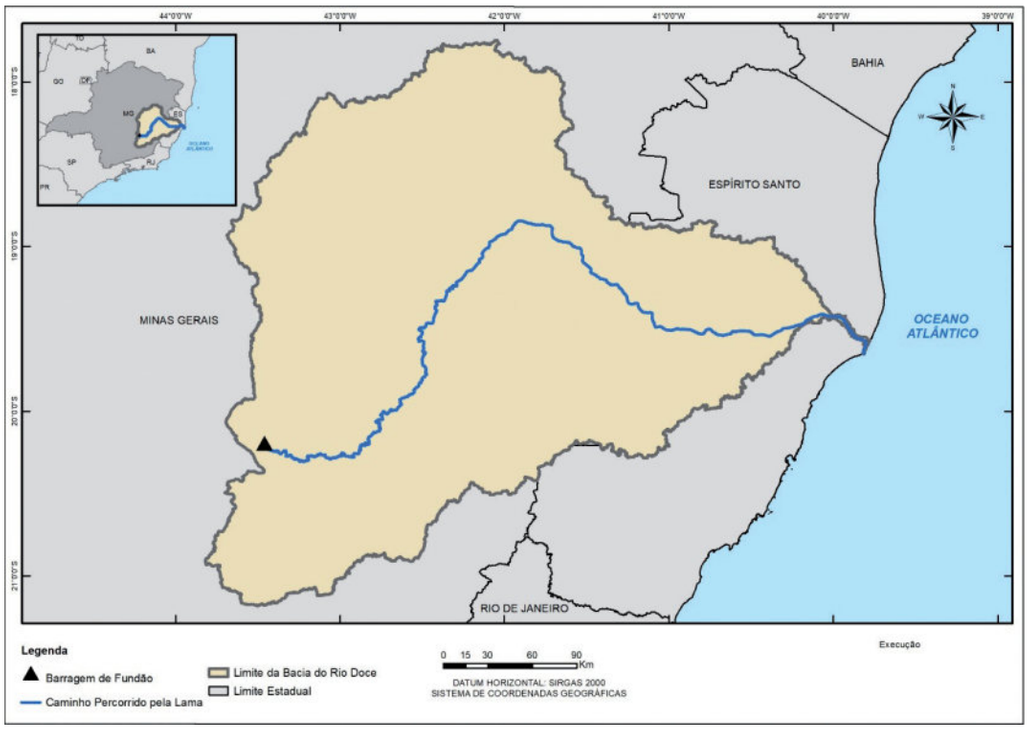
Neste relatório, são apresentados os resultados pertinentes ao objetivo específico que trata da avaliação qualitativa e quantitativa em ambiente de SIG das áreas diretamente afetadas pelo desastre no componente terrestre, sendo os resultados para os componentes costeiro e marinho apresentados no relatório consolidado do diagnóstico dos danos ambientais.

2.5.2 METODOLOGIA

2.5.2.1 Área de estudo

A área de abrangência deste estudo compreendeu os componentes terrestre, costeiro e marinho, tendo sido o primeiro definido pela área de passagem da lama entre os trechos da barragem de Fundão, dos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce até a sua desembocadura no oceano Atlântico (Figura 118).

Figura 118 – Delimitação da área de abrangência deste estudo no componente terrestre definido pela área de passagem da lama entre os trechos da barragem de Fundão, dos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce até a sua desembocadura no oceano Atlântico



A área de abrangência dos componentes costeiro e marinho será definida após a conclusão da modelagem computacional hidrológica da dispersão da pluma de sedimentos pelo Lactec, sendo, assim, apresentada em próximo documento, em que será tratada a consolidação dos danos ambientais para esta área temática.

2.5.2.2 Análise qualiquantitativa

A área de passagem da lama no componente terrestre afetou diretamente as áreas protegidas localizadas na área de abrangência deste estudo, com extensões distintas de dano e afetando diferentes categorias de manejo.

A análise qualitativa aborda os grupos de áreas protegidas e suas respectivas categorias de manejo afetadas pelo desastre. A análise quantitativa trata-se do cálculo das extensões lineares do dano nas áreas protegidas afetadas pelo desastre, as quais foram determinadas pelo cruzamento do

perímetro com a área estudada em um ambiente de SIG. Assim sendo, foram consideradas nesta análise as áreas protegidas afetadas de forma direta pela passagem da lama.

Quanto às áreas de proteção especial, com base na Lei de Parcelamento do Solo Urbano (Lei nº 6.766/1979), possuem como objetivo de criação proteger mananciais, patrimônio cultural, histórico, paisagístico e arqueológico. Dessa forma, apesar de não se tratar de UCs típicas e não estarem enquadradas na Lei nº 9.985/2000, foram consideradas nas análises como pertencentes ao grupo das UCs de uso sustentável.

Essa abordagem tem fundamento legal no art. 55 da Lei nº 9.985/2000 – "áreas protegidas criadas com base nas legislações anteriores e que não pertençam às categorias previstas nesta Lei serão reavaliadas" (BRASIL, 2000) – e seu regulamento, pelo Decreto nº 4.340/2000, em seu art. 40: "[...] *reavaliação* [...] *será feita mediante ato normativo do mesmo nível hierárquico que a criou*" (BRASIL, 2002).

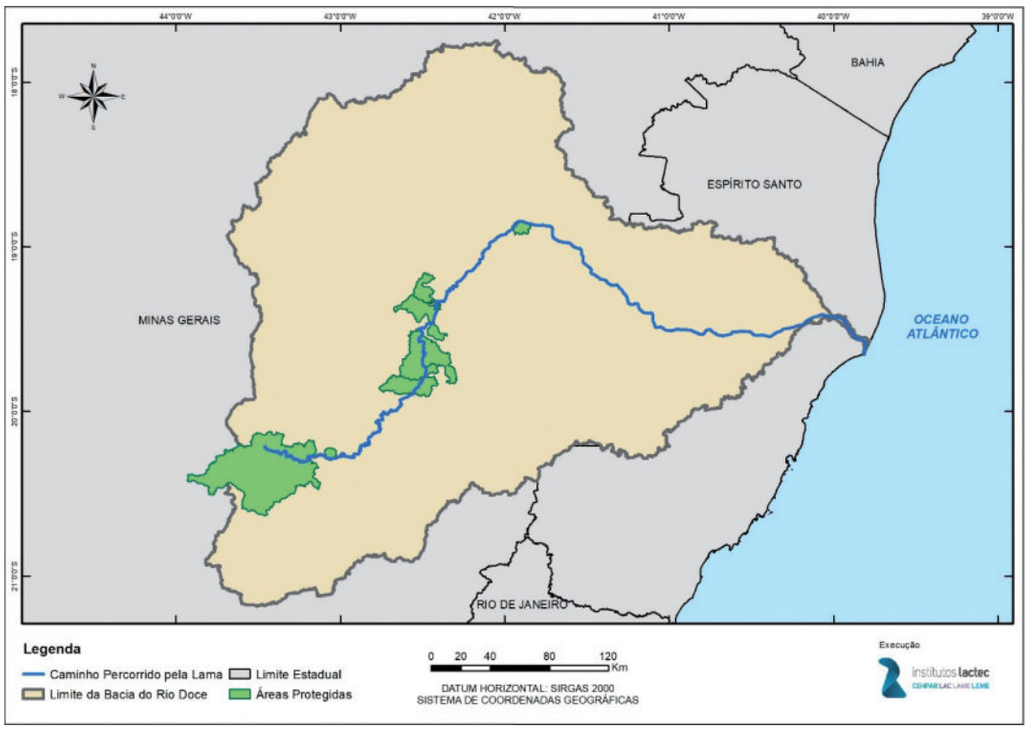
A Lei Estadual nº 20.922/2013 do estado de Minas Gerais reconhece as áreas de proteção especial como equivalentes às UCs, determinando sua reavaliação para enquadramento nas categorias do SNUC (art. 43, § 6º). Entretanto, consulta ao sistema de busca de legislação da Assembleia Legislativa de Minas Gerais evidenciou que os decretos de criação das áreas de proteção especial na bacia do rio Doce permanecem vigentes, sem registro de ato redefinindo as unidades dessa categoria. Por fim, consideram-se de uso sustentável, pois os respectivos decretos estabelecem algumas limitações ao uso e fracionamento das propriedades, porém não desapropriam as terras nem determinam qualquer regime restrito de preservação.

Para a realização da análise qualiquantitativa, foi necessária a utilização do *software* de geoprocessamento QGIS 3.2. No que diz respeito aos dados geoespaciais, foram utilizados os seguintes arquivos:

- *Shapefile* da classe corpos d'água, retirada do mapeamento de uso e ocupação do solo pré-desastre, na escala 1:20.000, elaborado pelo Lactec.
- *Shapefile* das UCs, disponibilizadas por meio das bases de dados do Ministério do Meio Ambiente (MMA), do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), da Infraestrutura Estadual de Dados Espaciais de Minas Gerais (Iede/MG), do Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais (IEF/MG) e do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Espírito Santo (IEMA).
- *Shapefile* da classe APDL, retirada do mapeamento de uso e ocupação do solo pós-desastre, na escala 1:20.000, elaborado pelo Lactec.
- *Shapefile* da Base Hidrográfica Ottocodificada da Bacia do Rio Doce 1:50.000/1:100.000, disponibilizada pela Agência Nacional de Águas (ANA).
- *Shapefile* do limite da bacia hidrográfica do rio Doce.
- Limites estaduais, disponibilizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

Na Figura 119, pode ser visualizada a localização de todas as áreas protegidas afetadas diretamente pelo desastre e consideradas nesta análise. Para mais informações a respeito de cada uma delas, verificar a revisão do Relatório de Linha-Base.

Figura 119 – Áreas protegidas nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo afetadas pelo desastre ambiental

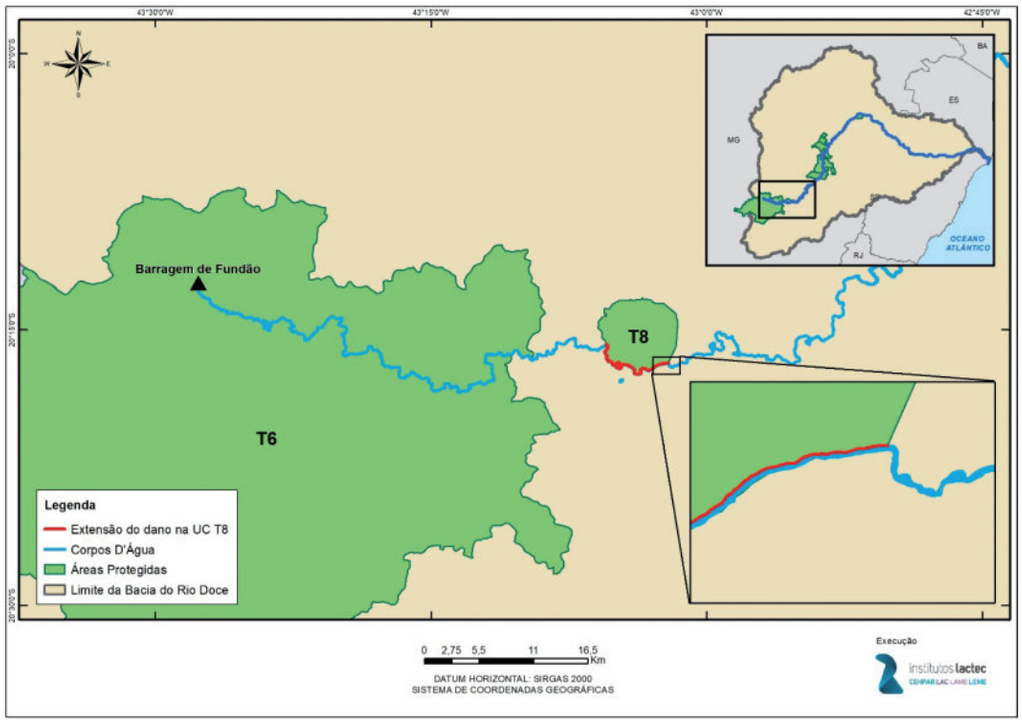


Para o cálculo das extensões lineares dos danos nas áreas protegidas afetadas diretamente pelo desastre, a primeira etapa consistiu em identificar as UCs com perímetros contíguos ao traçado dos corpos d'água (córregos Fundão e Santarém e rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce) para que as extensões atingidas fossem separadas e analisadas suas extensões.

Na etapa seguinte, a classe corpos d'água foi destacada do mapeamento do uso e ocupação do solo pré-desastre na escala 1:20.000 elaborado pelo Lactec e transformada de primitiva gráfica polígono para linha, utilizando a ferramenta do *software* QGIS 3.2 "*convert polygons to lines*". Já com a feição de corpos d'água convertida em linha, foi segmentada e medida de acordo com a extensão afetada em cada área protegida. Essa medição foi feita pelo software QGIS 3.2, utilizando parâmetros de geometria para calcular o tamanho exato de cada segmento de linha.

Na Figura 120, é possível ver o corpo d'água margeando a área protegida T8 (Área de Proteção Ambiental Municipal Barra Longa), com a linha em vermelho representando a extensão linear do dano nela.

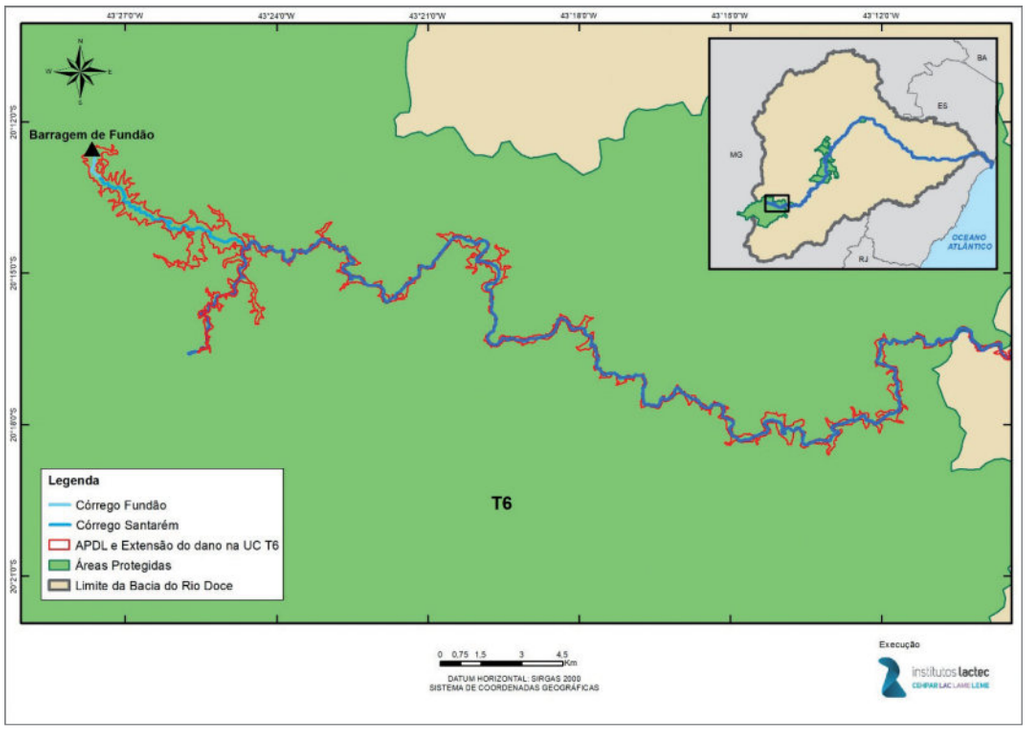
Figura 120 – Exemplo de identificação e delimitação do cálculo da extensão linear do dano em uma área protegida atingida diretamente pelo desastre



O mesmo procedimento foi adotado para todas as outras áreas protegidas atingidas diretamente pelo desastre, exceto T6 – APE Ouro Preto/Mariana, em que foi necessário utilizar como dado complementar a base de dados de corpos d'água da Base Hidrográfica Ottocodificada da Bacia do Rio Doce na escala 1:50.000/1:100.000, disponibilizada pela ANA. Dessa forma, foi possível calcular as extensões dos córregos Fundão e Santarém, cujos trechos em análise estão completamente contidos nessa área protegida e foram afetados pelo desastre (Figura 121).

Diante disso, tomou-se como extensão linear do dano nessa área protegida a do rio Doce e seus afluentes contidos nela. Foi utilizada a margem esquerda para a união com a base hidrográfica da ANA, abrangendo, assim, toda hidrografia compreendida na APDL.

Figura 121 – Identificação e delimitação do comprimento da UC T6 – APE Ouro Preto/ Mariana, utilizando como dado complementar a base de dados de corpos d'água da Base Hidrográfica Ottocodificada da Bacia do Rio Doce na escala 1:50.000/1:100.000



2.5.3 RESULTADOS PRELIMINARES

Foi aplicada essa base como parâmetro para essa área protegida, pois a escala de trabalho 1:20.000 utilizada para a elaboração do mapeamento de uso e ocupação do solo pré-desastre do Lactec (classe corpos d'água) não contemplou os córregos supracitados. Para as demais áreas protegidas afetadas diretamente pelo desastre, foi possível utilizar como base o referido mapeamento.

Em relação às áreas protegidas sobrepostas, a maneira de realizar o cálculo da extensão linear do dano não foi alterada e o trecho atingido pelo desastre foi contabilizado para ambas as áreas protegidas de maneira independente.

Ressalta-se que, devido à diferença de escala entre o mapeamento de uso e ocupação do solo elaborado pelo Lactec (1:20.000) e o mapeamento das áreas protegidas utilizados como base de dados secundários, existem trechos em que o corpo d'água não está topologicamente ajustado à área protegida; nesses casos, a delimitação da extensão do dano foi realizada visualmente.

2.5.3.1 Avaliação qualiquantitativa das UCs

O cálculo das extensões lineares foi feito a partir da Tabela de atributos do QGIS, tendo sido criada uma coluna com o valor da extensão do dano linear em quilômetros. Esses valores seguem apresentados na Tabela 35.

Tabela 35 – Relação de áreas protegidas afetadas pelo desastre e extensão linear do dano físico na sua respectiva UC

CÓDIGO	NOME	EXTENSÃO (km)
T6	ÁREA DE PROTEÇÃO ESPECIAL OURO PRETO/MARIANA	59,69
T6 AFLUENTE	ÁREA DE PROTEÇÃO ESPECIAL OURO PRETO/MARIANA	6,39
T8	ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL MUNICIPAL BARRA LONGA	11,15
T11	ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL MUNICIPAL DIONÍSIO	21,17
T12	ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL MUNICIPAL CÓRREGO NOVO	16,46
T13	ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL MUNICIPAL PINGO-D'ÁGUA	6,20
T14	PERD	44,47
T16	ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL MUNICIPAL BOM JESUS DO GALHO	32,32
T17	ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL MUNICIPAL LAGOA SILVANA	2,44
T23	RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL FEDERAL FAZENDA MACEDÔNIA	1,42
T24	ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL MUNICIPAL SANTANA DO PARAÍSO	15,64
T25	ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL MUNICIPAL BELO ORIENTE	0,81
T30	ÁREA DE PROTEÇÃO ESPECIAL ESTADUAL PICO DO IBITURUNA	5,36
TOTAL		**223,55**

Nota: Referente à coluna de códigos, este foi estabelecido na revisão do Relatório de Linha-Base; a letra que antecede o número trata-se do ambiente de sua localização e o número é relativo à sua ordem naquele relatório (por exemplo, T6 = terrestre 6).

Como pode ser observado, ao todo foram 12 áreas protegidas terrestres atingidas, com uma extensão aproximada de 223,55 km afetados pelo desastre. Do total de áreas protegidas afetadas, 11 – incluindo áreas de proteção especial – fazem parte do grupo de uso sustentável e apenas uma, do grupo de proteção integral. Entre as categorias mais afetadas, destacam-se as áreas de proteção ambiental, oito delas atingidas pelo desastre.

Na Tabela 36, pode ser observado o resultado da análise qualitativa, sendo apresentada a relação do número de áreas protegidas afetadas pelo desastre de acordo com seu respectivo grupo e categoria de manejo.

Tabela 36 – Relação de áreas protegidas dos grupos de uso sustentável e proteção integral afetadas pelo desastre

USO SUSTENTÁVEL	QUANTIDADE	PROTEÇÃO INTEGRAL	QUANTIDADE
Área de proteção ambiental	8	PE	1
Reserva particular do patrimônio natural	1		
Área de proteção especial	2		
TOTAL	**11**	-	**1**

A área protegida de uso sustentável do componente terrestre mais afetada pelo desastre foi a Área de Proteção Especial Ouro Preto/Mariana, com um total aproximado de 66,08 km de extensão linear de dano. Essa área protegida foi criada para fins de preservação, conservação e valorização do patrimônio cultural, histórico e paisagístico dos municípios de Ouro Preto e Mariana.

As áreas protegidas dessa categoria geralmente são criadas para proteção de mananciais de abastecimento. Baseado em Camargos e Lanna (1996), normalmente essas áreas são delimitadas em sub-bacias à montante de pontos de captação de água. Devido à localização da barragem de Fundão estar inserida nessa área protegida, os danos ao meio biótico oriundos do desastre foram muito severos, tendo sido constatada a mortandade de inúmeras espécies de animais, além de supressão de vegetação nativa.

A única área protegida de proteção integral afetada diretamente pelo desastre foi o PERD, maior UC do estado de Minas Gerais e a primeira a ser criada no estado, considerado sítio Ramsar de importância biológica para conservação das áreas úmidas do planeta e responsável por abrigar e proteger inúmeras espécies da fauna e flora ameaçadas de extinção, raras, endêmicas e migratórias da Mata Atlântica mineira. A passagem e deposição da lama de rejeitos ao longo do curso do rio Doce nessa UC foram de aproximadamente 44,47 km. Diversas espécies de animais, entre peixes, aves e mamíferos, foram encontradas mortas após a passagem da lama, como pode ser avaliado no Relatório Técnico 04 do IEF/MG (MINAS GERAIS, 2015).

2.5.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As análises qualiquantitativas da extensão linear do dano ambiental no componente terrestre causado pelo rompimento da barragem de Fundão demonstram que foram afetadas diretamente 12 áreas protegidas, sendo 11 – incluindo áreas de proteção especial – do grupo de uso sustentável e apenas uma do grupo de proteção integral, numa extensão linear total de 223,55 km ao longo das margens do rio Doce e afluentes até sua desembocadura no oceano Atlântico.

Será dada continuidade nessas análises para os componentes costeiro e marinho, em que serão imputadas as extensões dos danos lineares e área (km^2) nas áreas protegidas localizadas neles. A delimitação da área de abrangência deste estudo nesses componentes será baseada no resultado da modelagem computacional hidrológica da dispersão da pluma de sedimentos pelo Lactec. Os resultados completos serão apresentados no relatório consolidado do diagnóstico dos danos ambientais.

Com relação ao objetivo específico de analisar o aumento da pressão antrópica no PERD, em especial da pesca e caça no interior dessa UC, em decorrência do desastre, foram recebidos dados oficiais do período pós-desastre e está sendo realizada a triagem dos dados. Aguardam-se as informações oficiais relativas ao período pré-desastre para que possam ser realizadas análises comparativas entre os períodos pré e pós-desastre, a fim de corroborar esse objetivo. Dessa forma, será dada continuidade no desenvolvimento dele, sendo apresentados seus resultados no relatório consolidado do diagnóstico dos danos ambientais.

Também será dada continuidade nas modelagens ecológicas dos serviços ecossistêmicos afetados pelo desastre nas áreas protegidas e de nicho ecológico para verificar a tendência de ocupação e ocorrência das espécies-chave no período pós-desastre nas áreas protegidas afetadas. Essas espécies-chave estão sendo definidas baseadas em alguns critérios determinados, para que seja possível realizar uma ponderação sobre os efeitos do desastre na biota. Os resultados desses objetivos também serão apresentados no relatório consolidado do diagnóstico dos danos ambientais.

3 AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

Dentro dos ambientes aquáticos continentais, são apresentados resultados parciais referentes à hidrologia, águas subterrâneas, qualidade das águas fluviais, saneamento, qualidade dos sedimentos, ictiofauna e quelônios. A subdivisão dos ambientes aquáticos continentais em ambientes fluviais, ambientes lacustres, reservatórios hidrelétricos e zona bêntica é apresentada conforme cada área do conhecimento.

3.1 HIDROLOGIA

3.1.1 MODELAGEM HIDROLÓGICA E SÓLIDOS SUSPENSOS

Este relatório apresenta os resultados da modelagem hidrológica e de sólidos suspensos no rio Doce, além de uma seção sobre estudo de geomorfologia fluvial. Primeiramente, são demonstrados os resultados de calibração e validação do modelo hidrológico, que foi usado como base para as simulações de sólidos suspensos; em um segundo momento, os resultados de calibração do modelo hidrossedimentológico para um período pré-rompimento da barragem de Fundão; e, posteriormente, uma aplicação do modelo hidrossedimentológico para o período pós-rompimento.

Como o modelo simulou as concentrações de sólidos suspensos que ocorreriam naturalmente nos corpos hídricos, os resultados para o período pós-rompimento servem para dois propósitos: (i) geração de séries contínuas naturais simuladas de concentração de sólidos no período pós-rompimento de Fundão, que auxiliam a balizar as concentrações esperadas de sólidos em suspensão caso o rompimento não tivesse ocorrido; (ii) análise do comportamento das observações pós-desastre em comparação com os dados simulados no mesmo período.

Os modelos utilizados aqui são ferramentas computacionais que permitem a representação de processos físicos observados na natureza por meio de formulações matemáticas. Além disso, permitem não só a representação do passado, mas também a simulação de cenários futuros, com diferentes condições físicas do meio. De acordo com a classificação proposta por Tucci (1998), o Modelo Hidrológico de Grandes Bacias (MGB), utilizado neste trabalho, pode ser considerado um modelo conceitual com forte embasamento físico, distribuído no espaço e determinístico. Já o modelo de sólidos (MGB-SED) pode ser considerado um modelo conceitual, com certo grau de empirismo no módulo de bacia e maior embasamento físico para o transporte de sólidos nos rios; também é um modelo distribuído e determinístico, estando acoplado ao MGB.

O modelo hidrológico se relaciona de forma importante com o modelo de transporte de sólidos, uma vez que são as saídas dele que subsidiam o cálculo da erosão nas encostas e o transporte dos sólidos em suspensão nos canais por meio do escoamento superficial e descarga líquida, respectivamente. A modelagem hidrológica completa requer conhecimento detalhado do ciclo hidrológico e dos processos que o constituem: precipitação, interceptação, infiltração, evapotranspiração e escoamentos superficial e subterrâneo.

Com relação ao modelo de transporte de sólidos, este se torna uma ferramenta poderosa, especialmente porque existe grande escassez de dados observados, o que dificulta a descrição da taxa de erosão do solo nas escalas espaciais e temporais (PANDEY et al., 2016). O modelo, portanto, é capaz de fornecer mais informações no espaço e no tempo, expandindo análises para regiões e momentos onde/quando não existem medições.

O MGB utilizado neste trabalho foi baseado na literatura, a partir do modelo calibrado por Fagundes (2018). Nesse sentido, o objetivo deste relatório consiste, principalmente, em apresentar a calibração do MGB-SED, a fim de ter uma melhor representação dos processos de erosão e transporte de sólidos em suspensão na bacia do rio Doce.

3.1.1.1 Metodologia

Os modelos utilizados neste trabalho já foram descritos no Relatório de Revisão da Linha-Base e, portanto, só serão mencionados alguns aspectos a respeito deles. Foi empregado como base o trabalho de Fagundes (2018), que apresenta uma descrição mais completa a respeito da construção do MGB e MGB-SED para a bacia hidrográfica do rio Doce. Assim, a metodologia aqui apresentada também é descrita de forma sucinta.

3.1.1.1.1 *MGB*

O código-fonte do MGB foi desenvolvido inicialmente por Collischonn et al. (2007) e é um modelo livre e aberto, com toda a sua documentação disponível na internet. Para sua aplicação no rio Doce, foi necessária a utilização de um Modelo Digital de Elevação (MDE), que permitiu a delimitação da rede de drenagem, nas unidades de cálculo chamadas minibacias, e das sub-bacias usadas. Foi aplicado o MDE SRTM 90 m, disponibilizado pelo Grupo Consultivo sobre Pesquisa Agrícola Internacional (CGIAR) no endereço eletrônico http://srtm.csi.cgiar.org/. A bacia foi discretizada em 17 sub-bacias (Figura 122), que serviram para definir os parâmetros calibráveis tanto para o modelo hidrológico quanto para o modelo de transporte de sólidos, e em 1.173 minibacias (Figura 123), que são regiões em que as quantidades de sólidos e água são computadas e depois propagadas nos trechos de rios – ver detalhes em Collischonn et al. (2007) e Paiva (2009).

No MGB, o balanço hídrico do solo é realizado usando a abordagem de Unidades de Resposta Hidrológica (URHs). Os volumes de água computados em cada minibacia são, então, a soma individual dos volumes gerados em cada URH, a qual representa a combinação das características de uma parcela de solo e da cobertura acima dele. As URHs foram adquiridas do mapa de URHs da América do Sul (FAN et al., 2015), que apresentam nove classes: floresta em solo raso e profundo; campo em solo raso e profundo; agricultura em solo raso e profundo; várzea e florestas inundáveis; água; e Áreas Semi-Impermeáveis (ASIs).

Figura 122 – Sub-bacias da bacia do rio Doce consideradas na simulação (FAGUNDES, 2018)

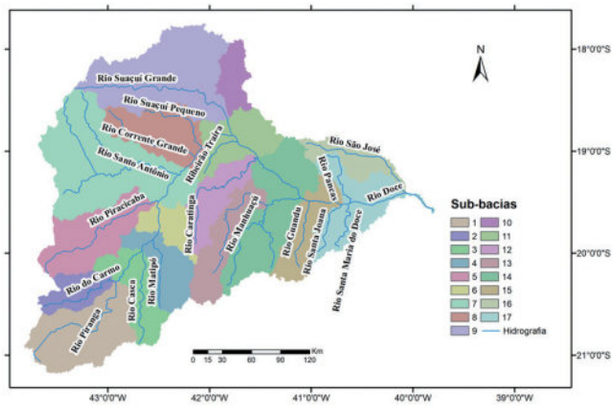
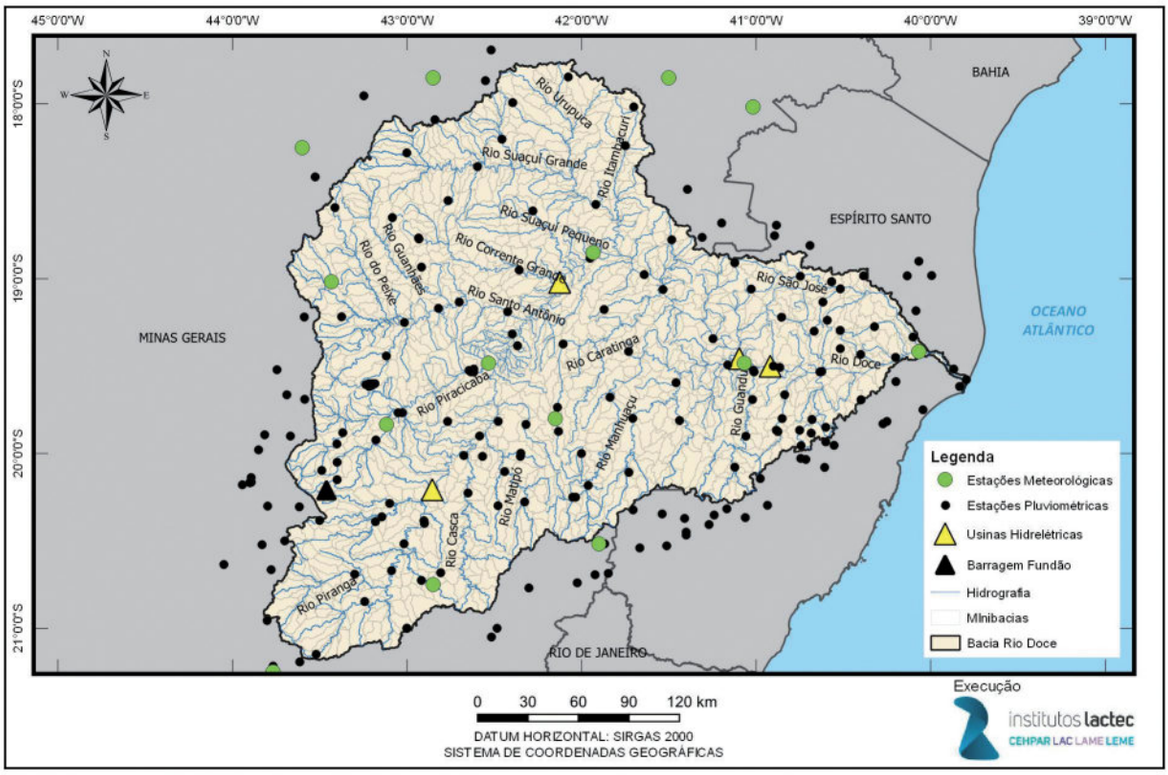


Figura 123 – Discretização da bacia do rio Doce em minibacias; estações meteorológicas e pluviométricas utilizadas no estudo e localizadas dentro ou próximas da bacia do rio Doce



O MGB utiliza dados meteorológicos para cálculo de variáveis do ciclo hidrológico, como a evapotranspiração. Foram empregados dados de 14 estações meteorológicas (Figura 123) provenientes da base interna do MGB (FAN; COLLISCHONN, 2014). Para o período em questão, foi possível obter informações de chuva de 197 estações pluviométricas (Figura 123) e dados de vazão de 19 estações fluviométricas (Figura 124), ambos fornecidos pela ANA.

As larguras e profundidades das seções dos rios foram calculadas usando as equações desenvolvidas por Fagundes (2018), que usou informações de seções transversais de vários rios para desenvolver relações geomorfológicas em função da área de drenagem (A). Para calcular a largura (B), utilizou-se a equação $B = 0{,}1537A^{0{,}7123}$ ($R^2 = 0{,}93$) e, para a profundidade (H), a equação $H = 0{,}3489A^{0{,}204}$ ($R^2 = 0{,}58$).

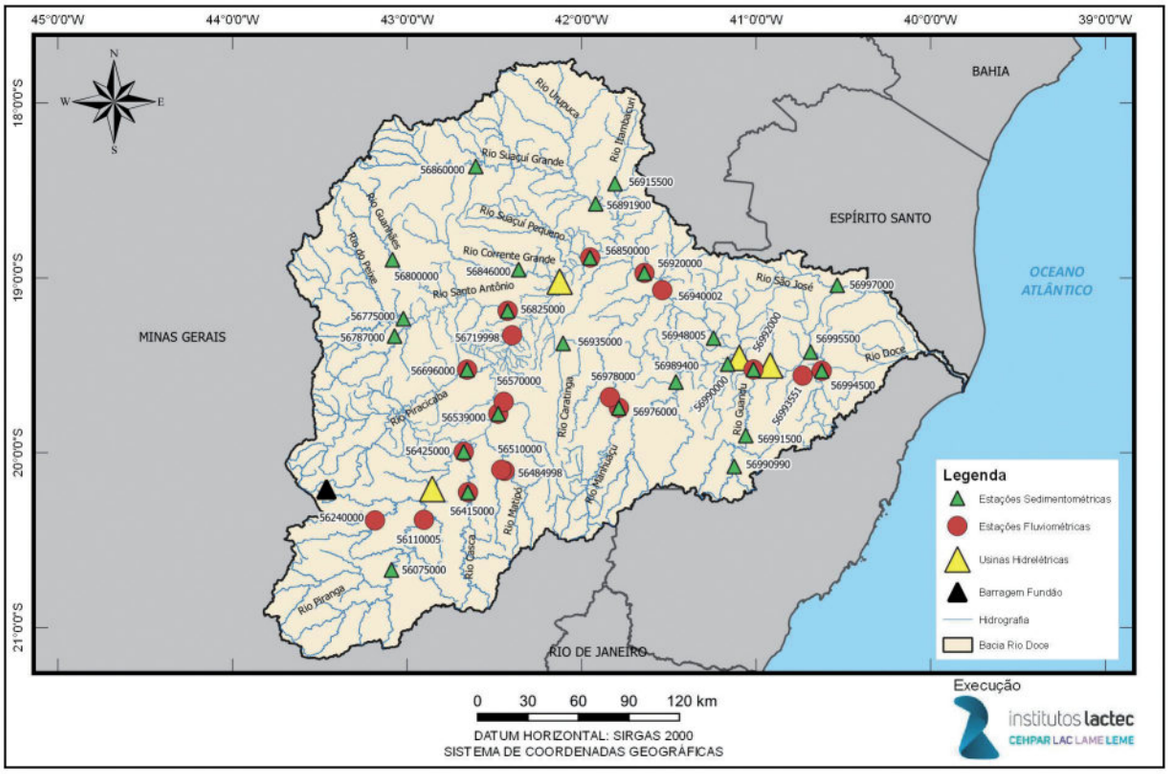
Os parâmetros fixos e calibráveis do MGB podem ser encontrados na seção 5.2.4 e no Apêndice III do trabalho de Fagundes (2018). O período definido como aquele em que se realizaria a calibração, caso os parâmetros de Fagundes (2018) não resultassem em bons resultados, foi de 1980-2000. Assim, o período de 2001-2017 foi utilizado para a validação do MGB. Para avaliar a *performance* do modelo, foram aplicadas duas métricas de desempenho: o coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (1970), chamado ENS, e o erro de volume total (BIAS) (GUPTA; SOROOSHIAN; YAPO, 1999).

Com as estatísticas de desempenho calculadas, utilizou-se a classificação proposta por Moriasi et al. (2007) como base para verificar a *performance* do modelo. As classes para cada índice são apresentadas na Tabela 37. Moriasi et al. (2007) construíram essa tabela considerando os resultados de modelos que utilizam passo de tempo mensal, enquanto neste trabalho se aplicou um modelo com passo de tempo diário. Geralmente, os resultados dessas métricas são melhores para modelos com passo de tempo mensal. Assim, usar essa classificação para avaliar um modelo com passo de tempo diário representa uma abordagem mais rigorosa para avaliar a *performance* do MGB.

Tabela 37 – *Performance* para estatísticas recomendadas para avaliação das vazões simuladas por modelos com passo de tempo mensal (MORIASI et al., 2007)

Performance	**ENS**	**BIAS (%)**
Muito bom	0,75-1,00	< |10|
Bom	0,65-0,75	|10|-|15|
Satisfatório	0,50-0,65	|15|-|25|
Insatisfatório	<0,50	> |25|

Figura 124 – Estações sedimentométricas e fluviométricas utilizadas no estudo e localizadas na bacia do rio Doce



3.1.1.1.2 *MGB-SED*

O código-fonte do MGB-SED foi inicialmente desenvolvido por Buarque (2015), acoplado ao MGB. Nele, a quantidade de sólidos erodidos do solo é calculada pela equação universal de perda de solo modificada (MUSLE), apresentada na Equação 8. O volume de escoamento superficial () calculado pelo MGB é utilizado como dado de entrada nessa equação.

$$Sed = \alpha \, . \, (Q_{sup} * q_{pico} * A)^{\beta}.K.C.P.LS \qquad (8)$$

Em que *Sed* [t/dia] é a produção de sólidos, Q_{sup} [mm/ha] é o volume de escoamento superficial, Q_{pico} [m³/s] é a taxa de pico do escoamento superficial, A[ha] é a área superficial, [0,013.t.m².h./m³.t.cm] é o fator de erodibilidade do solo, *C* [-] é fator de cobertura e manejo do solo, *P* [-] é o fator de práticas conservacionistas, *LS* [-] é o fator topográfico e α e β são coeficientes de ajuste, ora adotados como 11,8 e 0,56, respectivamente, como proposto por Williams (1975), calibrados automaticamente.

Nesta aplicação, o fator K de erodibilidade do solo foi calculado a partir da equação proposta por Williams (1995), que usa como base as percentagens das frações areia, silte, argila e CO. Essas percentagens foram obtidas da Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO, 1971), utilizando valores médios desses percentuais, uma vez que houve um agrupamento dos tipos de solo da bacia.

Os valores do fator de uso e cobertura do solo (C) foram adquiridos da literatura. Seus valores para floresta, agricultura e campo foram obtidos do trabalho de Silva et al. (2010), o valor para várzea, do trabalho de Vázquez-Fernández et al. (1996) e para áreas semi-impermeáveis, do trabalho de Ribeiro e Alves (2007), todos para condições brasileiras. Os valores das percentagens de textura do solo e do fator C são apresentados na Tabela 38 para cada URH da bacia. O valor do fator P foi adotado igual a um, devido à dificuldade de obter tal informação para grandes áreas, como é o caso da bacia do rio Doce.

Tabela 38 – Dados de textura do solo para cálculo do fato K e valor do parâmetro C para cada URH (FAGUNDES, 2018)

URH	Solo	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	OrgC (%)	C
Floresta em solo raso	Cambissolos e litossolos	65,550	15,550	18,900	0,870	0,040
Floresta em solo profundo	Argissolos e latossolos	44,500	16,750	38,750	1,835	0,040
Agricultura em solo raso	Cambissolos e litossolos	65,550	15,550	18,900	0,870	0,164
Agricultura em solo profundo	Argissolos e latossolos	44,500	16,750	38,750	1,835	0,164
Campo em solo raso	Cambissolos e litossolos	65,550	15,550	18,900	0,870	0,050
Campo em solo profundo	Argissolos e latossolos	44,500	16,750	38,750	1,835	0,050
Várzea	Argissolos	53,300	17,200	29,500	1,740	0,000
Área semi-impermeável	Argissolos e latossolos	44,500	16,750	38,750	1,835	0,001
Água	-	0	0	0	0	0

O fator LS é a combinação dos fatores comprimento da rampa L e declividade S e representa a contribuição do escoamento superficial no processo de erosão hídrica. Para o módulo de transporte de sólidos, Buarque (2015) implementou uma rotina computacional para determinar o fator LS bidimensional automaticamente, para cada *pixel* do MDE, com base no método de Desmet e Govers (1996) para cálculo do fator L e na equação de Wischmeier e Smith (1978) para cálculo do fator S.

Tanto o MGB quanto o MGB-SED utilizam reservatórios lineares que fazem a transferência das quantidades de água e sólidos, respectivamente – gerados em cada URH e somados em cada minibacia –, da bacia para o canal. Uma descrição mais completa desse processo no MGB pode ser encontrada no trabalho de Collischonn et al. (2007) e no MGB-SED, no trabalho de Buarque (2015).

Fagundes (2018) adotou e realizou uma análise de sensibilidade dos parâmetros de ajuste da MUSLE, α e β, e do parâmetro de retardo do reservatório linear de sólidos TKS para realizar experimentos de calibração automática do modelo. Os resultados obtidos mostram que é possível melhorar as estimativas de Concentração de Sólidos em Suspensão (CSS), melhorando também a representação espaçotemporal da dinâmica dos sólidos em suspensão em uma bacia. Para determinada estação (Fazenda Ouro Fino), o autor mostrou que os resultados melhoraram em 200% após a calibração automática.

A partir do conhecimento dessa sensibilidade, no contexto deste trabalho, foi realizada uma calibração automática do MGB-SED utilizando o algoritmo MOCOM-UA (YAPO; GUPTA; SOROOSHIAN, 1998) e esses parâmetros como calibráveis. Além disso, foram utilizadas as seguintes métricas: coeficiente de Nash-Sutcliffe (ENS, NASH; SUTCLIFFE, 1970), coeficiente de eficiência de Kling-Gupta (GUPTA et al., 2009) e o erro relativo percentual (BIAS, GUPTA, 1999). Foram realizadas diversas calibrações automáticas, variando o número de conjuntos de parâmetros (NS) de 30 até 80 e o número de iterações máximas (Imaxgen) do algoritmo entre 50 e 200, enquanto o número de parâmetros foi fixo em 51 (três para cada sub-bacia). Empregou-se um intervalo de busca para o parâmetro α entre 8,0 e 15,0, para β entre 0,1 e 1,5 e para TKS entre 0,5 e 2,0. Essas faixas foram definidas com base na análise de sensibilidade apresentada por Fagundes (2018).

Os dados de CSS utilizados para calibração do MGB-SED foram obtidos no portal Hidroweb da ANA. Foram empregadas 26 estações sedimentométricas em toda a bacia (Figura 124). A calibração foi realizada para o período de janeiro de 1980 até outubro de 2015, antes do rompimento da barragem de Fundão, no dia 5 de novembro de 2015.

Com o modelo calibrado, realizou-se uma aplicação do modelo de transporte de sólidos no período pós-desastre (de novembro de 2015 a dezembro de 2017). Essa aplicação foi realizada para estimar as CSSs naturais esperadas na bacia após o rompimento da barragem de Fundão, uma vez que a aplicação do MGB-SED não contabilizou os sólidos decorrentes do desastre. Essa aplicação também comparou as CSSs simuladas e observadas.

3.1.1.2 Resultados

Na seção 3.1, estão apresentados os resultados do MGB, referindo-se à calibração para o período de 1980-2000. Sua validação foi realizada para o período entre 2001 e 2017. Na seção 3.2, são demonstrados os resultados do MGB-SED para um período de calibração pré-rompimento, que permitiu definir valores dos parâmetros calibráveis que produzissem estimativas que melhor representassem as CSSs observadas. Na sequência, são trazidos os resultados da simulação para o período pós-rompimento da barragem de Fundão com esse modelo calibrado.

3.1.1.2.1 *MGB – calibração*

Na Figura 125, estão apresentados os resultados do ENS para as estações fluviométricas no período de 1980-2000, mostrando que cerca de 63% delas apresentaram valores superiores a 0,75, considerados muito bons de acordo com a classificação proposta por Moriasi et al. (2007). Apenas duas estações tiveram valores iguais a 0,46, considerados insatisfatórios (inferiores a 0,50) de acordo com os mesmos autores. Uma delas, no rio Manhuaçu, está bem próxima de outra que já apresenta resultado satisfatório, mostrando que uma das simplificações realizadas pelo modelo, como, por exemplo, na estimativa de largura e profundidade, pode não ter sido representativa para aquele local.

Na Figura 126, são apresentados os valores de BIAS no período de 1980-2000. A partir da classificação de Moriasi et al. (2007), cerca de 79% das estações apresentaram valores considerados muito bons (entre -10% e 10%). As demais revelaram valores considerados bons. Destaca-se que as estações que apresentaram valores de ENS insatisfatórios tiveram valores muito bons de BIAS, mostrando que na média as vazões estão bem representadas.

A Figura 127 apresenta os hidrogramas e as curvas de permanência de vazões observadas e simuladas, para o período de 1980-2000, para as estações 56425000 e 56994500, que são, respectivamente, a primeira e a última estação fluviométrica do rio Doce utilizadas neste estudo. A estação 56425000 (rio Dantas) apresentou valores de ENS e BIAS iguais a 0,77 e 2,85%, respectivamente. Já a estação 56994500 (Colatina) revelou valores de ENS e BIAS iguais a 0,86% e 7,78%, respectivamente.

Figura 125 – Valores de ENS para as vazões simuladas e observadas para o período de 1980-2000

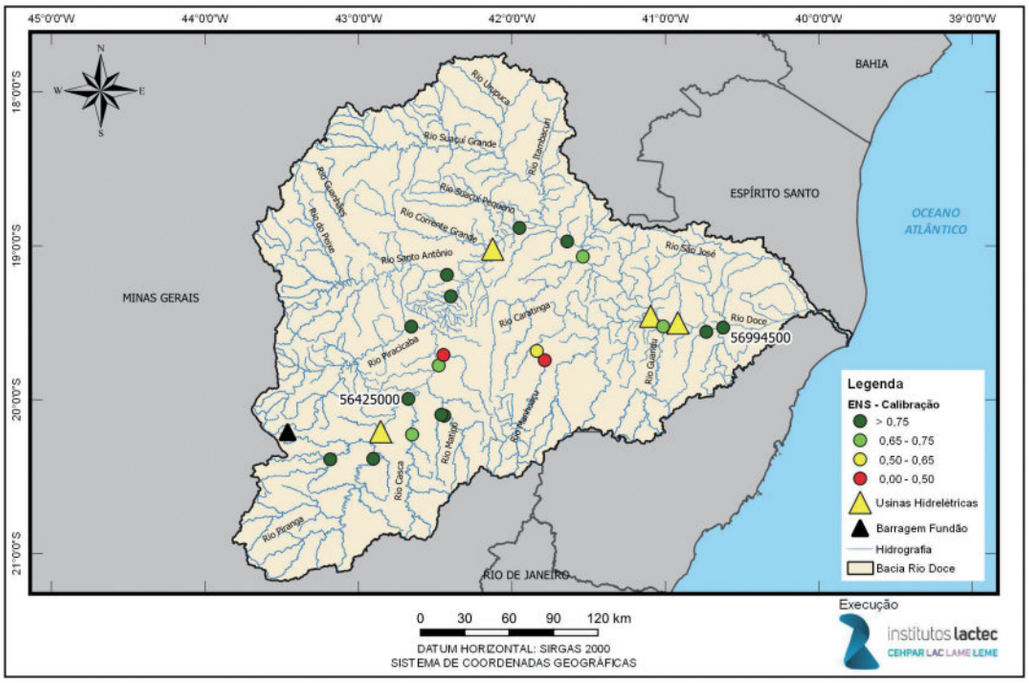


Figura 126 – Valores de BIAS para as vazões simuladas e observadas para o período de 1980-2000

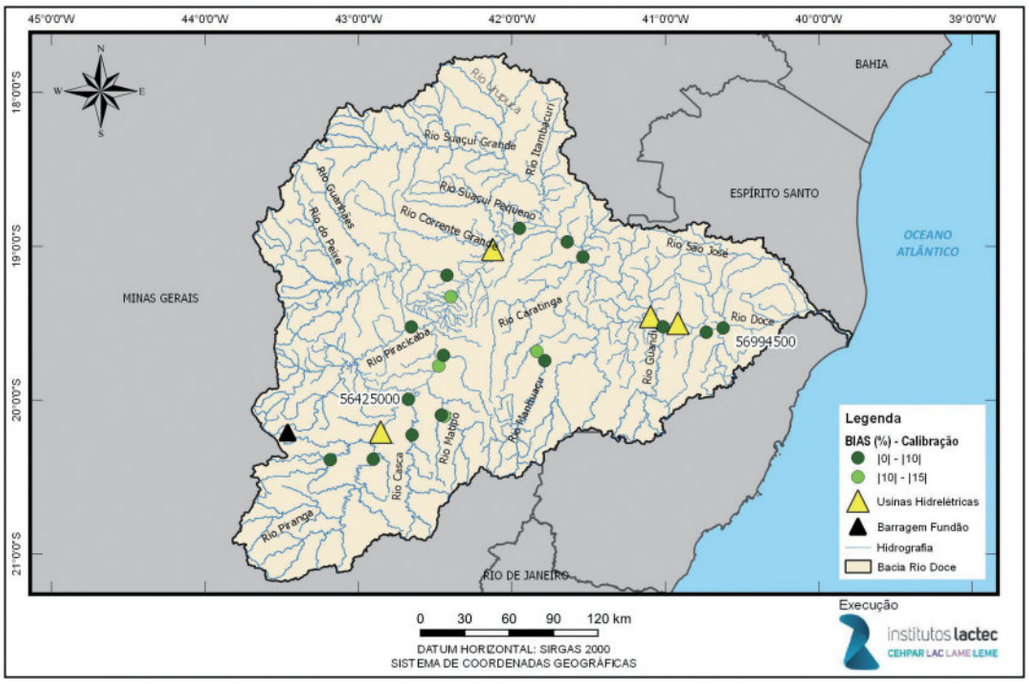
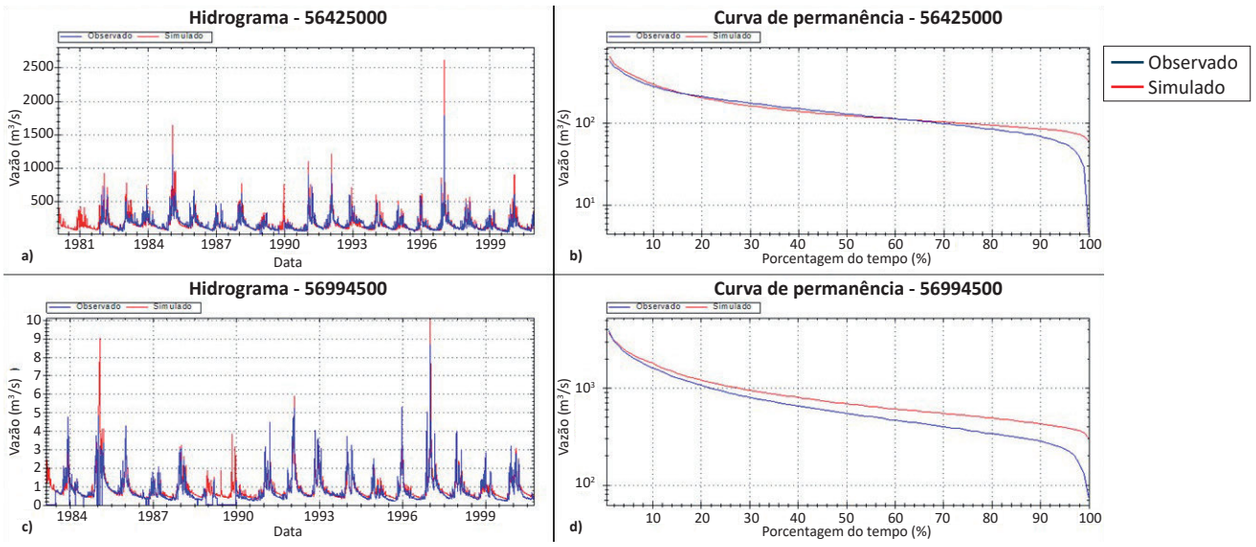


Figura 127 – Hidrogramas (a e c) e curvas de permanência de vazões (b e d) observados e simulados para o período de 1980-2000 para as estações fluviométricas 56425000 (rio Dantas) e 56994500 (Colatina)



3.1.1.2.2 *MGB – validação*

A *performance* do modelo MGB na etapa de validação (2001-2017) foi ora inferior, ora superior à etapa de calibração, tanto para o ENS (Figura 128) quanto para o BIAS (Figura 129). Para os valores de ENS, de acordo com Moriasi et al. (2007), cerca de 58% dos postos apresentaram resultados muito bons (ENS > 0,75) e apenas um (56992000 – Baixo Guandu) foi considerado insatisfatório (< 0,5). Todavia, os hidrogramas simulados e observados para esse posto (Figura 130) demonstram que o local apresenta valores anômalos para a vazão observada, principalmente a partir do ano de 2011. Provavelmente, esses valores anômalos estão associados a possíveis alterações na curva-chave. A Figura 130 permite verificar que, para os anos de 2001 a 2007, os valores observados e simulados apresentavam boa concordância. De fato, o valor de ENS para o posto 56992000 – Baixo Guandu, que na validação foi de -0,03, na etapa de calibração foi de 0,69. Ao analisar os demais postos, percebe-se, no entanto, que para o ENS, segundo a classificação de Moriasi et al. (2007), todos os resultados foram considerados satisfatórios.

A Figura 129 mostra os valores de BIAS para o período de validação. Observa-se a partir dessa Figura que 37% dos postos apresentaram valores muito bons (entre -10% e 10%) e cerca de 70%, resultados satisfatórios (entre -20% e 20%). Entre os postos que não apresentaram resultados satisfatórios para o BIAS, está o 56992000 (Baixo Guandu), mencionado no parágrafo anterior.

A Figura 131 apresenta os hidrogramas simulados e observados para as estações rio Dantas (56425000) e Colatina (56994500), respectivamente, a primeira e a última na bacia do rio Doce, entre as estações utilizadas neste estudo. Os valores de ENS e BIAS para a estação rio Dantas foram de 0,76 e 10,81%, sendo considerados muito bom e bom, respectivamente, de acordo com Moriasi et al. (2007). Para a estação Colatina, foram de 0,81 e 23,19%, que são considerados muito bom e satisfatório, respectivamente. Novamente, é possível observar a alternância entre subestimativa e superestimativa por parte do modelo (Figura 131-a e Figura 131-c). No período de validação, a Figura 131-b e a Figura 131-d mostram que a tendência de os valores simulados superestimarem os valores observados

se manteve. A Figura 131 revela a importância da modelagem para obter informações confiáveis para locais e períodos não monitorados. É importante destacar que, embora haja os dados observados como referência, também podem apresentar erros em suas medições e incertezas em suas estimativas (MORRIS; FAN, 1998).

Figura 128 – Valores de ENS para as vazões simuladas e observadas para o período de 2001-2017

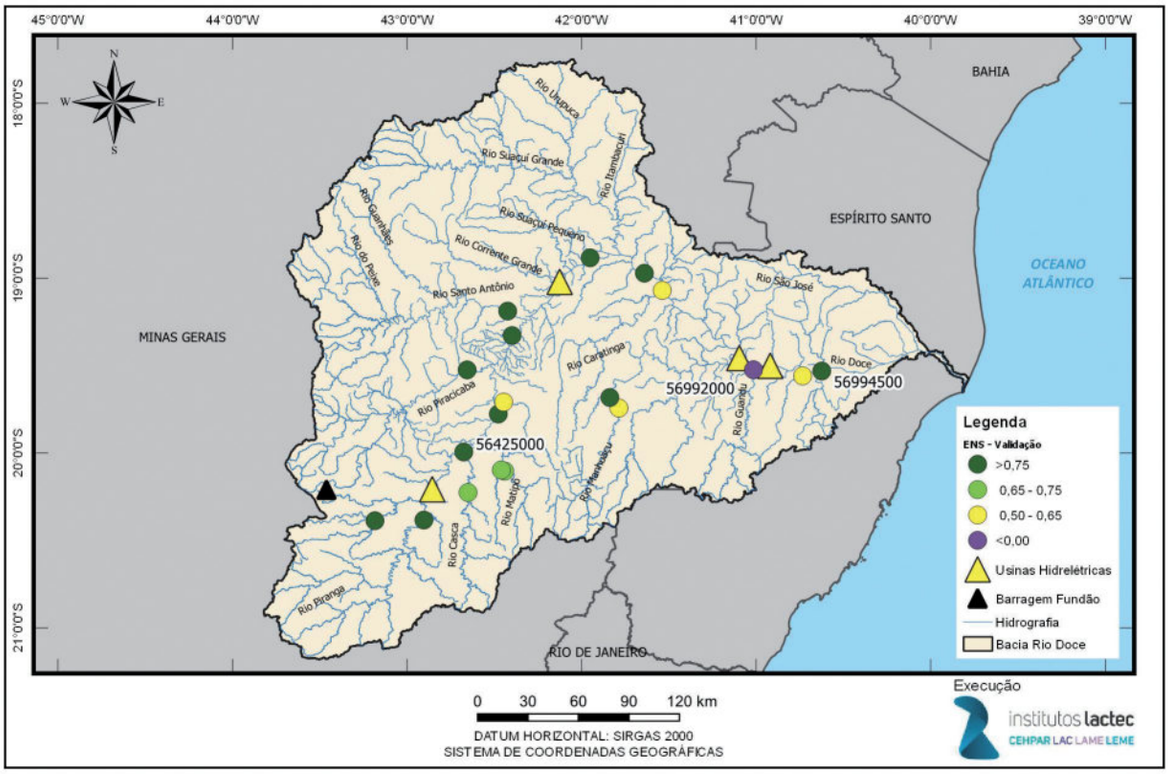


Figura 129 – Valores de BIAS para as vazões simuladas e observadas para o período de 2001-2017

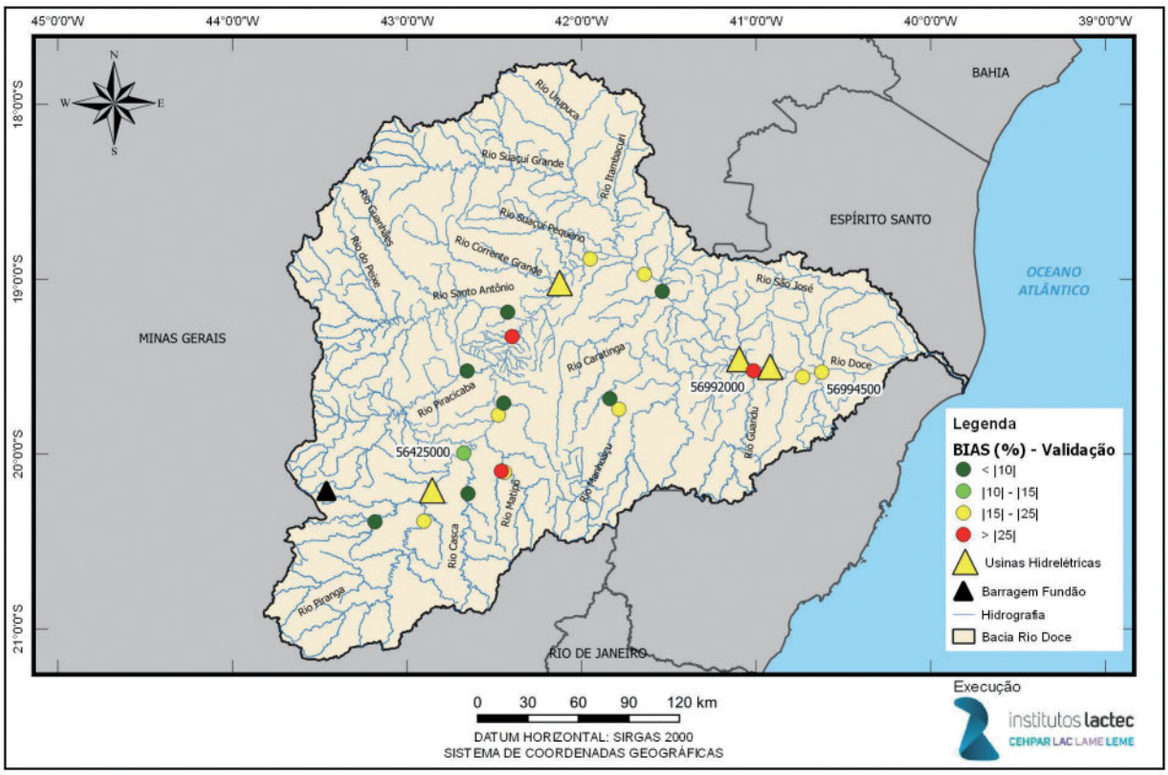


Figura 130 – Hidrogramas simulados e observados para o posto fluviométrico 56992000 (Baixo Guandu) para o período de 2001-2017

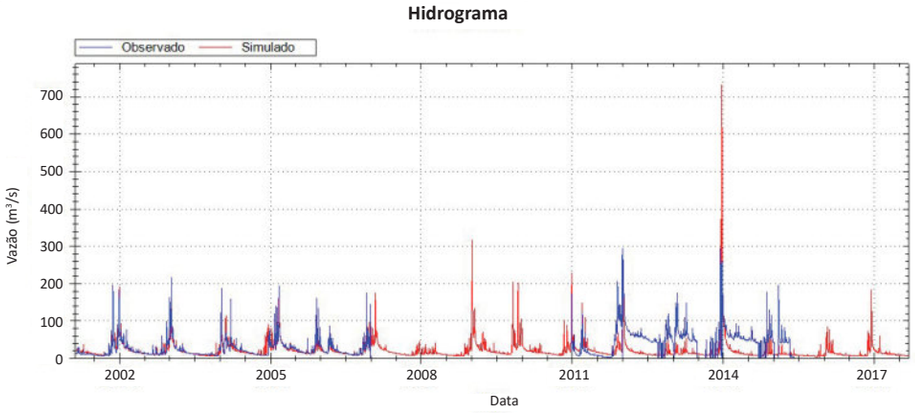
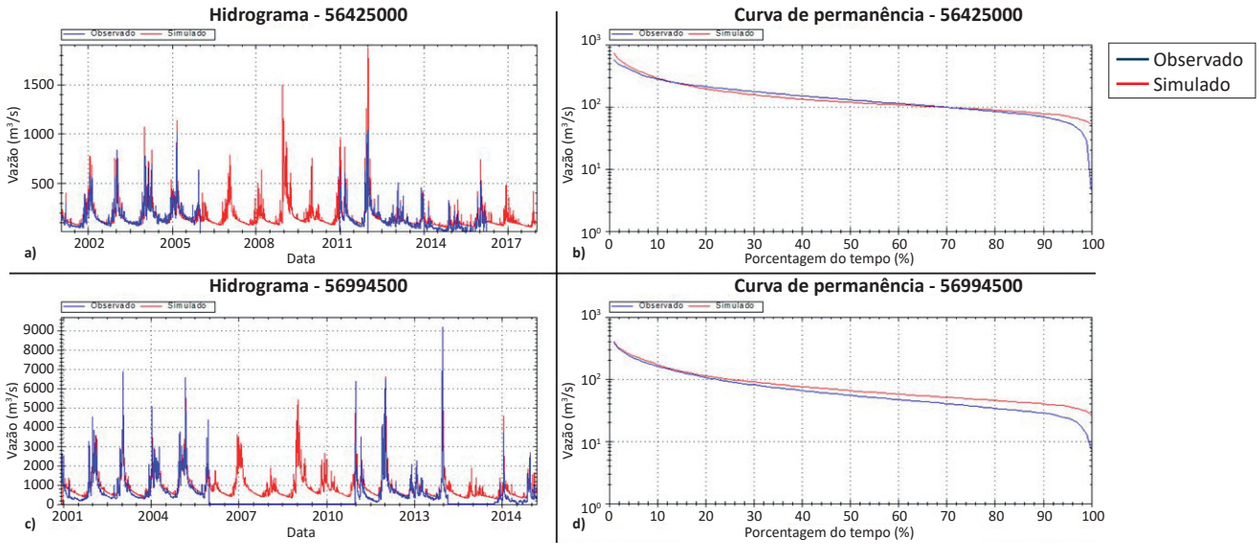


Figura 131 – Hidrogramas (a e c) e curvas de permanência de vazões (b e d) observados e simulados para o período de 2001-2017 para as estações fluviométricas 56425000 (rio Dantas) e 56994500 (Colatina)



3.1.1.2.3 *MGB – comparação entre as etapas de calibração e validação*

Para facilitar a comparação dos resultados e avaliação da *performance* do MGB no período de calibração (1980-2000) e de validação (2001-2017), apresenta-se a Tabela 39. A terceira e quinta colunas indicam, respectivamente, os valores de ENS e BIAS para o período de validação. Nessas colunas, se a métrica apresentou valor igual ou melhor (maior para o caso do ENS e menor, em termos absolutos, para o BIAS) que a métrica no período de calibração, o valor desta foi apresentado em verde; caso contrário, em vermelho.

Tabela 39 – Resultados da modelagem hidrológica separados por período: 1980-2000 e 2001-2017 (validação). Os valores são referentes às métricas BIAS e ENS para as estações fluviométricas. Os valores em verde e vermelho mostram para quais estações os valores das métricas, no período de validação, foram melhores e piores, respectivamente. No caso do BIAS, considerou-se pior quando o valor absoluto (sem considerar o sinal) foi maior

Estação	ENS (80-00)	ENS (01-17)	BIAS (%) (80-00)	BIAS (%) (01-17)
56110005	0,81	0,81	**-6,02**	16,77
56240000	0,76	0,75	-8,54	-2,01
56415000	**0,66**	0,71	2,3	9,19
56425000	0,77	0,76	**2,85**	10,81
56484998	0,76	0,74	**-10,13**	23,51
56510000	**0,78**	0,68	**-1,77**	31,64
56539000	**0,69**	0,78	**11,82**	20
56570000	**0,46**	0,54	8,47	9,31
56696000	0,81	0,82	2,94	-1,54
56719998	0,86	0,85	**14,15**	25,96
56825000	0,82	0,81	3,24	9,31
56850000	0,89	0,87	**7,7**	18,88

Estação	ENS (80-00)	ENS (01-17)	BIAS (%) (80-00)	BIAS (%) (01-17)
56920000	0,9	0,87	**0,7**5	18,41
56940002	0,65	0,64	-6,47	5,91
56976000	**0,46**	0,56	**-8,46**	-16,71
56978000	**0,54**	0,83	-12,14	-6,27
56992000	**0,69**	-0,03	**-9,64**	-38,07
56993551	**0,76**	0,57	**9,48**	20,44
56994500	0,86	0,81	**7,78**	23,19

A partir dos resultados apresentados, desconsiderando os valores do posto 56992000 (Baixo Guandu), pelas razões mencionadas na seção 3.2, nota-se que o ENS médio para o período de calibração e de validação foi de 0,76 e 0,74, respectivamente. Considerando os valores absolutos do BIAS, as médias foram de 7% e 15% para o período de calibração e validação, respectivamente.

Os valores de ENS, em média, pioraram no período de validação. Contudo, percebe-se que, no geral, apenas os postos 56510000, 56992000, 56993551 e 56994500 tiveram uma redução em 0,05 ou mais. Por outro lado, os postos 56415000, 56539000, 56570000, 56976000 e 56978000 apresentaram um aumento de 0,05 ou mais.

Com relação ao BIAS, mais postos apresentaram valores mais elevados em termos absolutos no período de validação. O melhor resultado foi para o posto 56240000, que apresentou um valor de BIAS de -8,54% na calibração e de -2,01% na etapa de validação. Já o pior resultado foi para o posto 56510000, que foi de -1,77% para 31,64%. Em média, o BIAS aumentou de 1% para 12%, indicando que, mesmo no período de calibração, já havia uma tendência de superestimativa das vazões. Esse aumento pode ser decorrente de fatores como as secas mais severas que ocorreram na bacia do rio Doce nos últimos anos. Outro fator pode estar relacionado com a alteração das seções transversais, provocando erros nas curvas-chave, como mostrado para a estação 56992000, decorrente de grandes cheias como aquela ocorrida no período chuvoso de 2013-2014, que possivelmente provocou o assoreamento de canais.

A partir das Figuras 125, 126, 128 e 129, observa-se que o MGB apresentou melhores resultados para as estações com maiores áreas de drenagem, com resultados melhores no rio principal. No rio Doce, os resultados foram satisfatórios para todas as estações.

3.1.1.2.4 *MGB-SED – calibração pré-desastre (janeiro de 1980 a outubro de 2015)*

O modelo hidrossedimentológico foi aplicado e calibrado para todo o período com dados disponíveis entre janeiro de 1980 e outubro de 2015. Como os dados de sólidos em suspensão possuem baixa disponibilidade, optou-se pela não realização de uma etapa exclusiva de validação nesta fase de trabalho.

A calibração do modelo de sólidos, que foi feita de forma automática, permitiu encontrar resultados considerados satisfatórios. Os resultados das métricas nesta etapa de modelagem de sólidos geralmente possuem valores mais baixos do que os de uma modelagem hidrológica, devido à escassez de dados, grandes incertezas presentes na amostragem de sólidos em suspensão e dificuldade de representar os processos hidrossedimentológicos, que tornam a avaliação mais complexa (MORRIS; FAN, 1998).

No âmbito deste estudo, para fins de facilitar a interpretação dos resultados, consideraram-se satisfatórios os valores positivos de ENS para as CSSs diárias e muito bons os valores de ENS acima de 0,50. Para o BIAS, valores absolutos inferiores a 50% foram satisfatórios e inferiores a 10%, muito bons.

Figura 132 – Valores de ENS para as CSSs observadas e simuladas para o período de 1980-2015

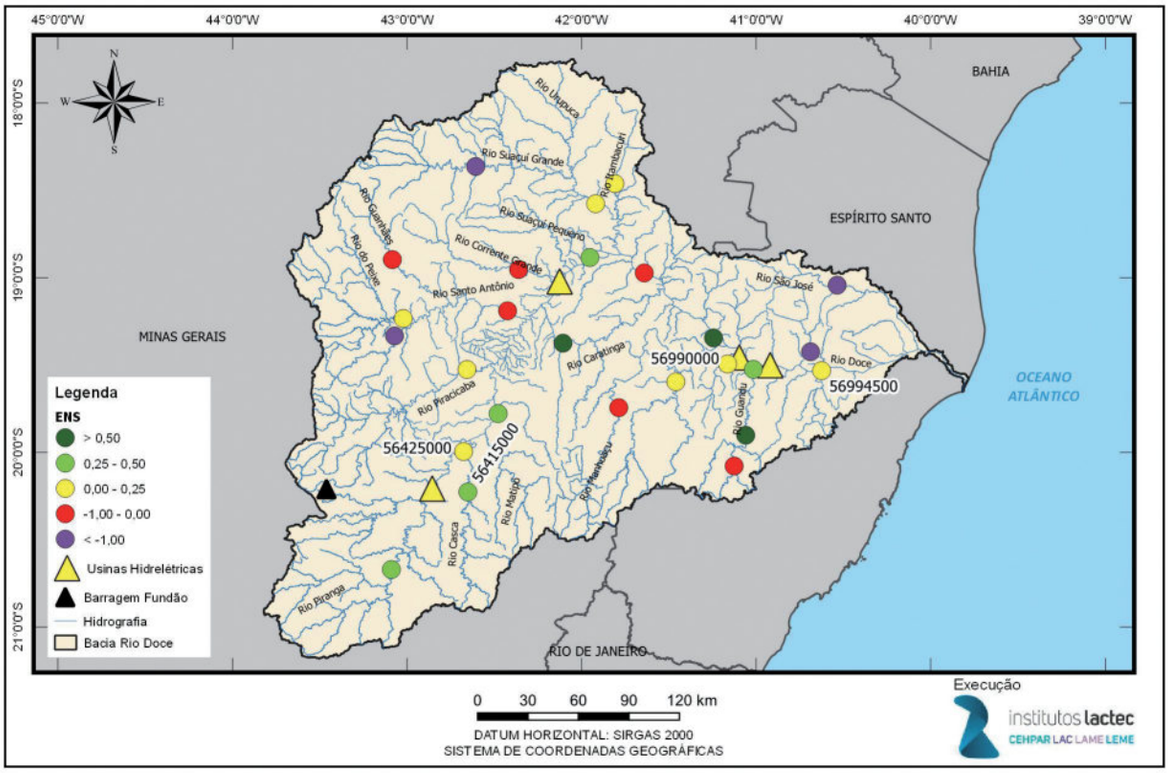
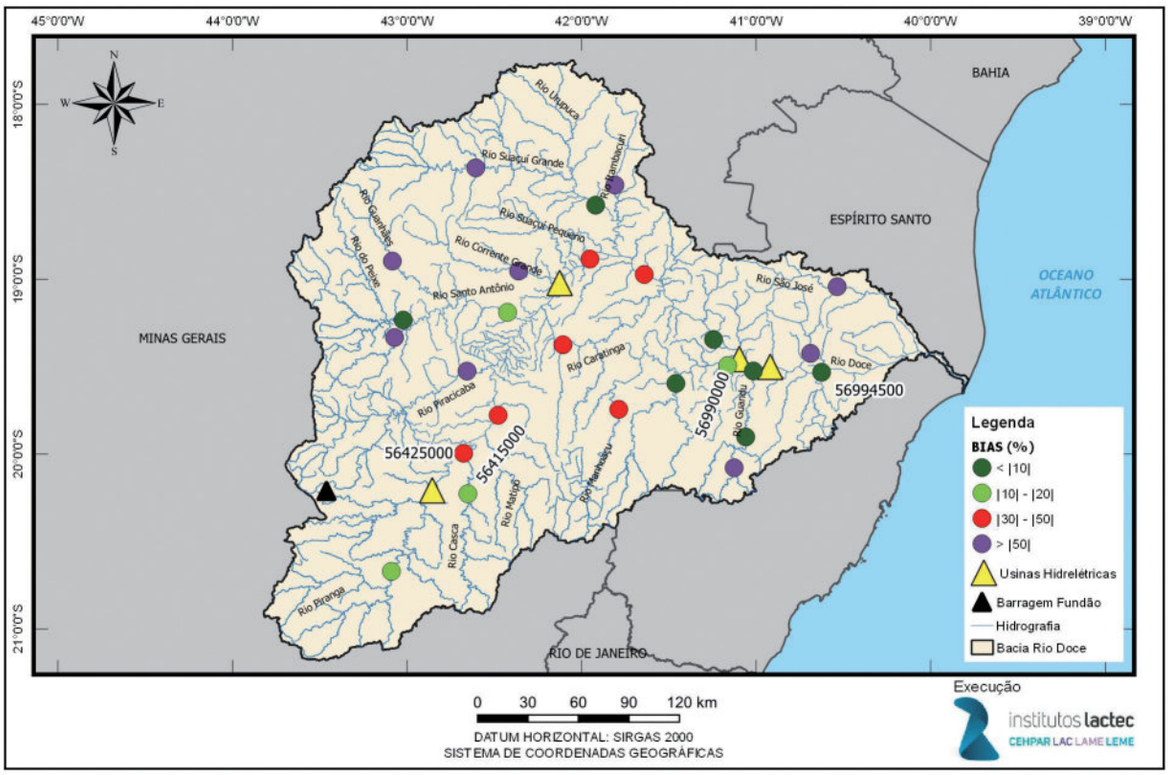


Figura 133 – Valores de BIAS para as CSSs observadas e simuladas para o período de 1980-2015



Na Figura 132, estão apresentados os valores de ENS resultantes da calibração automática. Dos 26 postos sedimentométricos, 16 (62%) deles apresentaram resultados satisfatórios. Com relação ao BIAS, a Figura 133 mostra que 58% dos postos demonstraram resultados satisfatórios. Observa-se que, em ambas as figuras, os piores resultados foram encontrados para bacias com menor área de drenagem, locais em que a vazão também teve tendência de apresentar seus piores resultados. Considera-se que as estimativas ao longo do rio Doce foram satisfatórias, com menores valores de BIAS para o Baixo Doce, com postos apresentando resultados muito bons. Para compreender melhor os resultados encontrados, apresenta-se, nas Figuras 134 e 135, uma comparação dos valores observados e simulados de CSS para as estações 56415000 (rio Casca) e 56992000 (Baixo Guandu), destacadas nos mapas das Figuras 132 e 133.

Figura 134 – Séries temporais das CSSs observadas e simuladas para a estação 56415000 (rio Casca)

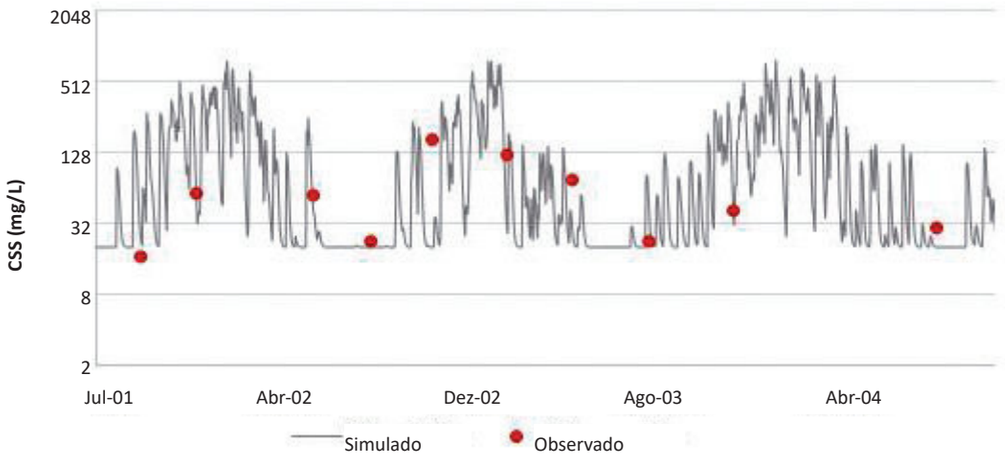
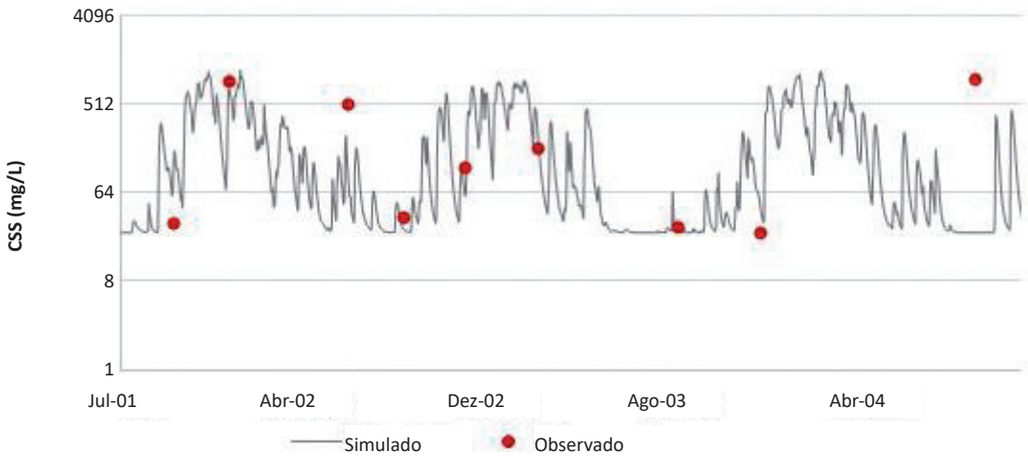


Figura 135 – Séries temporais das CSSs observadas e simuladas para a estação 56992000 (Baixo Guandu)



Nessas figuras, observa-se que nos períodos de estiagem as CSSs simuladas diminuíram até atingir um limiar, correspondente a um valor médio de CSS estimado para cada posto, representativo do período seco. Fagundes (2018) chama esse valor médio de concentração de base (CSSbase) e mostra em seus experimentos de calibração automática que sua inclusão melhorou as estimativas realizadas pelo MGB-SED. Além disso, as figuras indicam que, para valores muito baixos de concentração, o modelo tende a superestimar os valores de concentração. Isso ocorre porque o procedimento adotado por Fagundes (2018), que serviu de base para este estudo, considera uma concentração mínima de base para os períodos de estiagem.

A Tabela 40 apresenta o resultado da calibração automática considerando as métricas ENS e BIAS para os postos sedimentométricos utilizados neste estudo. Dadas as incertezas existentes na aplicação de modelos hidrossedimentológicos, incluindo a baixa disponibilidade de dados para o cálculo das métricas, os resultados podem ser considerados coerentes na representação dos processos de produção e transporte de sólidos, com a maioria dos valores de ENS positiva e valores de viés compreendidos entre +/- 50%. Mesmo com alguns resultados de ENS e BIAS não estando na faixa dos

valores considerados satisfatórios, não se pode afirmar com confiança que os valores simulados para esses postos podem ser desprezados, pois as escassas medições locais podem não representar de fato o comportamento dos sólidos naquele trecho de rio. Por exemplo, a estação 56997000 apresentou grandes erros de volume (BIAS), com os valores simulados superestimando os valores observados. Contudo, apenas 7% dos registros desse posto superam 40 mg/L, enquanto, para o posto próximo 56990000, 44% dos registros superam esse valor, ou seja, as medições compreendem apenas períodos de baixa concentração e não representam todo o comportamento do sedimentograma local.

Tabela 40 – Resultados da calibração automática do MGB-SED para os postos sedimentométricos da bacia do rio Doce: CSS média de longo período (CSSmed) simulada, ENS e BIAS, calculados entre as CSSs observadas e simuladas

Estação	Nome	CSSmed (mg/L)	ENS	BIAS (%)
56075000	Porto Firme	72,08	0,34	16,15
56415000	Rio Casca	103,32	0,49	-18,26
56425000	Rio Dantas	73,52	0,12	-37,64
56539000	Cachoeira dos Óculos	93,10	0,32	-34,31
56696000	Mario Carvalho	375,23	0,18	80,46
56775000	Ferros	62,44	0,19	-4,68
56787000	Fazenda Barraca	88,84	-1,76	152,36
56800000	Senhora do Porto	73,14	-0,36	55,10
56825000	Naque Velho	106,30	-0,11	-13,82
56846000	Porto Santa Rita	45,24	-0,07	-64,33
56850000	Governador Valadares	136,37	0,30	43,67
56860000	São Pedro Suaçuí	162,65	-5,47	272,61
56891900	Vila Matias Montante	240,08	0,21	-4,55
56915500	Jampruca	215,37	0,00	70,03
56920000	Tumiritinga	163,41	-0,01	-37,91
56935000	Dom Cavati	193,28	0,58	47,21
56948005	Resplendor Jusante	175,95	0,52	1,87
56976000	Fazenda Bragança	61,10	0,00	-37,42
56989400	Assarai Montante	92,81	0,06	-3,31
56990000	São Sebastião da Encruzilhada	89,47	0,23	13,65
56990990	Afonso Claudio Montante	188,17	-0,64	98,01
56991500	Laranja da Terra	190,96	0,53	-8,26
56992000	Baixo Guandu	201,14	0,45	-0,94
56994500	Colatina	168,87	0,05	4,25
56995500	Ponte do Pancas	71,82	-19,83	281,30
56997000	Barra de São Gabriel	139,57	-24,82	504,81

Na mesma linha, as Figuras 134 e 135 demonstram que existem grandes dificuldades em compreender a dinâmica dos sólidos em suspensão na bacia do rio Doce apenas com os dados observados, o que não é incomum em estudos de sólidos (MORRIS; FAN, 1998). Nessa perspectiva, o modelo hidrossedimentológico auxilia na geração e informação para bacias pouco monitoradas, justamente o caso desta aplicação.

3.1.1.2.5 *MGB-SED – aplicação pós-desastre (novembro de 2015 a dezembro de 2017)*

Para as estações Rio Dantas, Cachoeira dos Óculos, Governador Valadares, Tumiritinga, e Colatina, localizadas no caminho da onda de rejeitos e com dados no período pré e pós-desastre, apresentam-se os resultados das CSSs simuladas e observadas, de forma detalhada, nas Figuras 136 a 140.

Figura 136 – CSSs observadas e simuladas para a estação 56425000 (Rio Dantas): a) série temporal; b) comparação do pré e pós-desastre. Marcas de escalas dos eixos de CSS no formato logaritmo de base 2

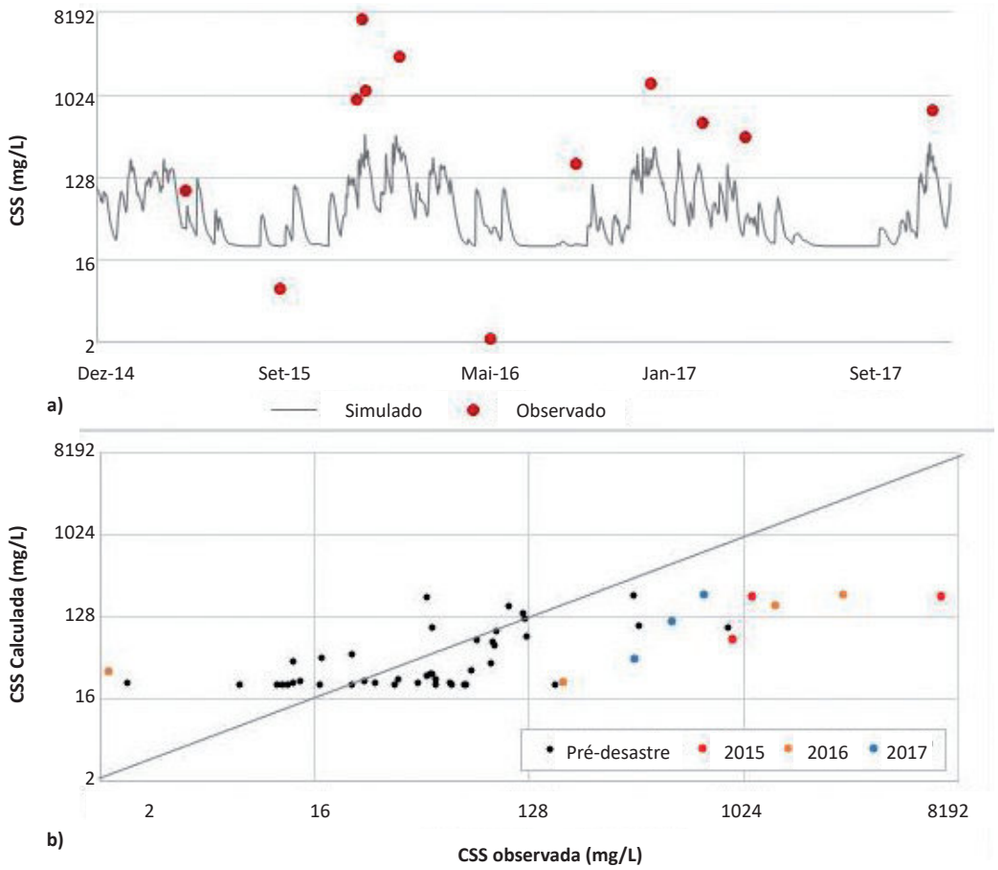


Figura 137 – CSSs observadas e simuladas para a estação 56539000 (Cachoeira dos Óculos): a) série temporal; b) comparação do pré e pós-desastre. Marcas de escalas dos eixos de CSS no formato logaritmo de base 2

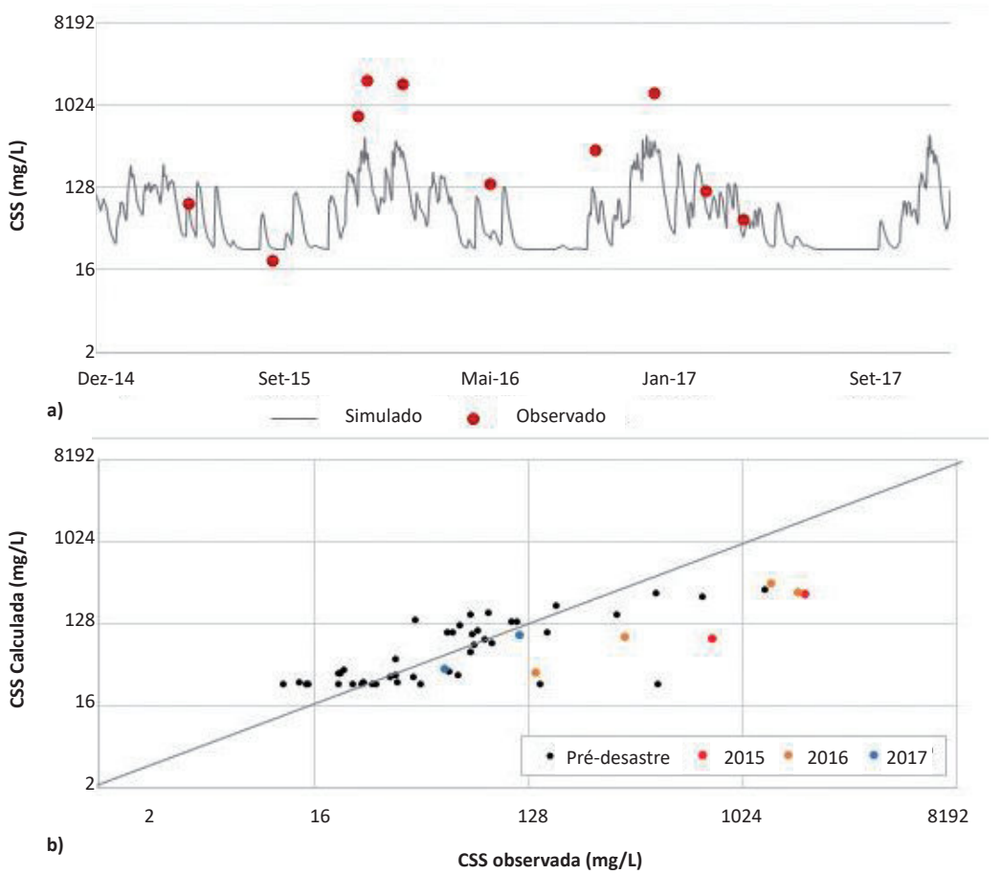


Figura 138 – CSSs observadas e simuladas para a estação 56850000 (Governador Valadares): a) série temporal; b) comparação do pré e pós-desastre. Marcas de escalas dos eixos de CSS no formato logaritmo de base 2

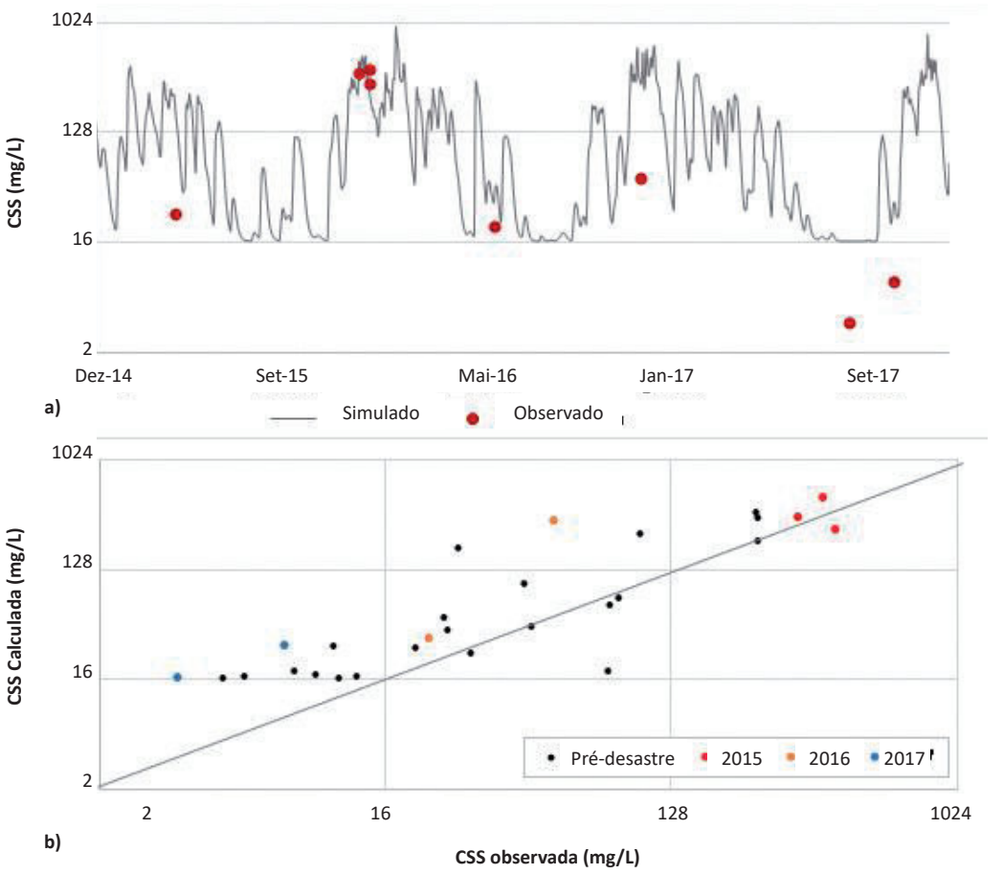


Figura 139 – CSSs observadas e simuladas para a estação 56920000 (Tumiritinga): a) série temporal; b) comparação do pré e pós-desastre. Marcas de escalas dos eixos de CSS no formato logaritmo de base 2

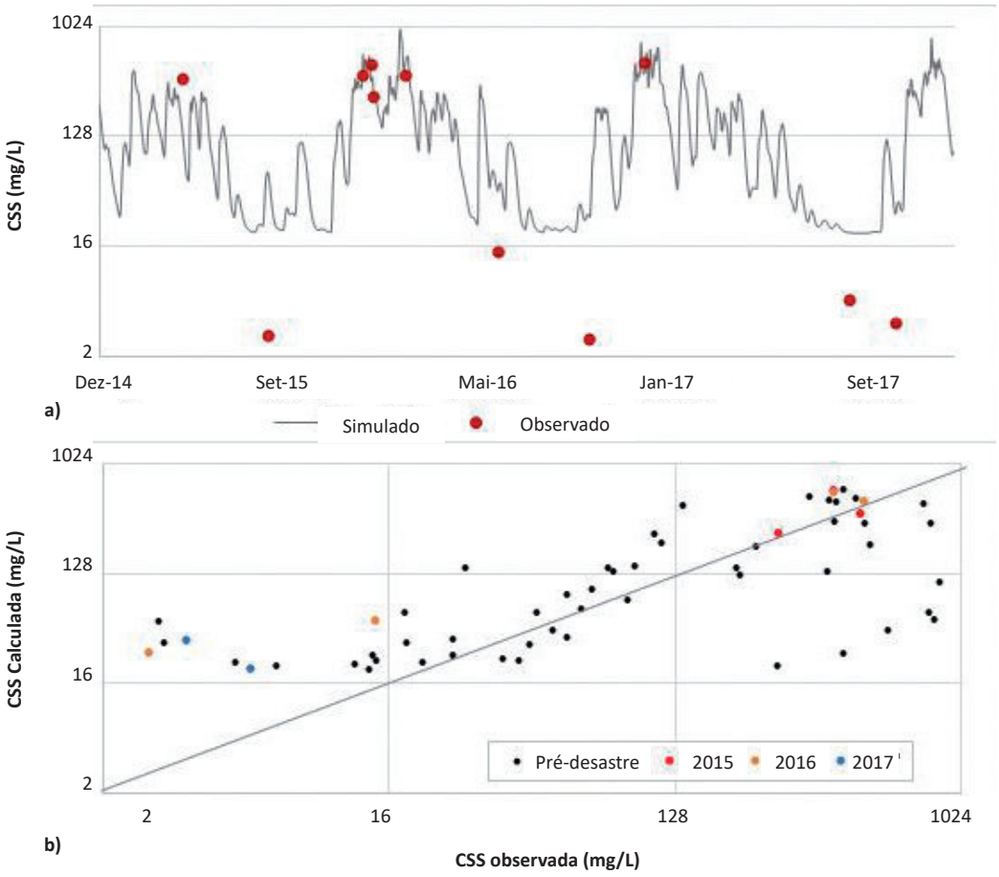
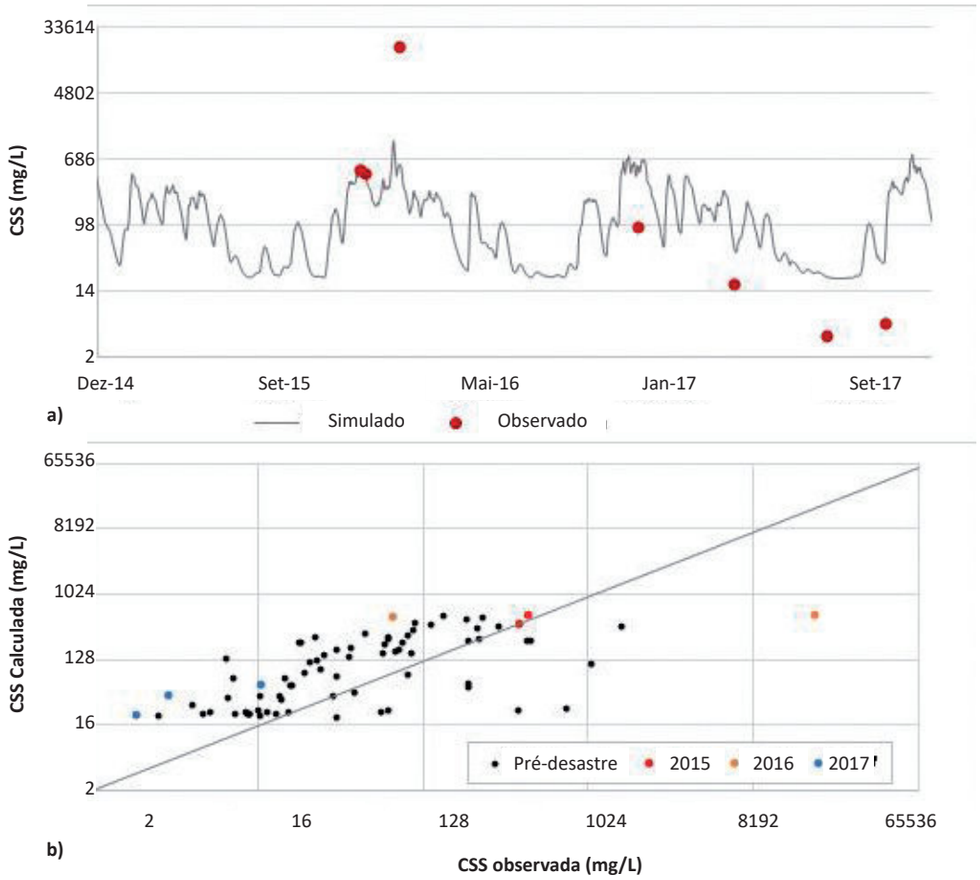


Figura 140 – CSSs observadas e simuladas para a estação 56994500 (Colatina): a) série temporal; b) comparação do pré e pós-desastre. Marcas de escalas dos eixos de CSS no formato logaritmo de base 2



As Figuras 136-a e 137-a mostram que, para datas próximas àquela em que ocorreu o rompimento da barragem de Fundão, os valores observados de CSS foram superiores aos simulados nas estações Rio Dantas e Cachoeira dos Óculos. Para a estação Rio Dantas, observaram-se cinco valores acima do máximo histórico (882 mg/L) e, para a estação Cachoeira dos Óculos, três valores acima do máximo histórico (1.287 mg/L). No período pós-desastre, como o MGB-SED só representou a situação natural dos sólidos na bacia, os valores calculados por ele mostraram estimativas do que seriam as CSSs naturais locais.

Nesses mesmos pontos, com o passar do tempo foi possível verificar que os valores observados tendem a se aproximar dos valores simulados (Figuras 136-b e 137-b), sendo que, na estação Rio Dantas, os valores permaneceram mais elevados mesmo no período chuvoso, no fim do ano de 2017 (Figura 136-a), enquanto na estação Cachoeira dos Óculos os valores observados no início de 2017 foram muito próximos dos simulados (Figura 137-b). Os resultados apresentados na Figura 136 demonstram que, mesmo no fim de 2017, é possível que nesse local as CSSs tenham sido influenciadas pelo desastre decorrente do rompimento da barragem de Fundão.

As Figuras 138-a, 139-a e 140-a mostram que os valores observados próximos à data do desastre foram parecidos com os simulados pelo MGB-SED, indicando que a influência do desastre nos valores das CSSs observadas nas estações Governador Valadares, Tumiritinga e Colatina é pouco perceptível

nesta análise. Em relação às observações, o máximo histórico (240 mg/L) foi superado três vezes, com concentrações de 326 mg/L, 390 mg/L e 426 mg/L. Na estação Colatina, o máximo histórico (1.608 mg/L) foi superado uma vez, por um dado aparentemente atípico[1]. Já na estação Tumiritinga, o máximo histórico (1062 mg/L) não foi superado nenhuma vez. Nas simulações, são mostradas as concentrações naturais estimadas para o mesmo período.

A tendência de os valores observados diminuírem com o passar do tempo, inclusive sendo superestimados pelo modelo, também foi observada nas Figuras 138-b, 139-b e 140-b. Entretanto, diferentemente para as estações Rio Dantas e Cachoeira dos Óculos, muitos desses valores foram medidos no período seco, o que não permite uma análise completa. Ressalta-se novamente que, pela presença de uma CSS-base, as CSSs simuladas tendem a ser superestimadas pelo próprio modelo em relação às observadas.

A Tabela 41 apresenta os valores da CSS média de longo período (CSSmed) simulada para o pós-desastre. Esses resultados ajudam a compreender o comportamento da dinâmica da bacia antes e após o desastre decorrente do rompimento da barragem de Fundão, sem considerar os sólidos aportados dessa barragem.

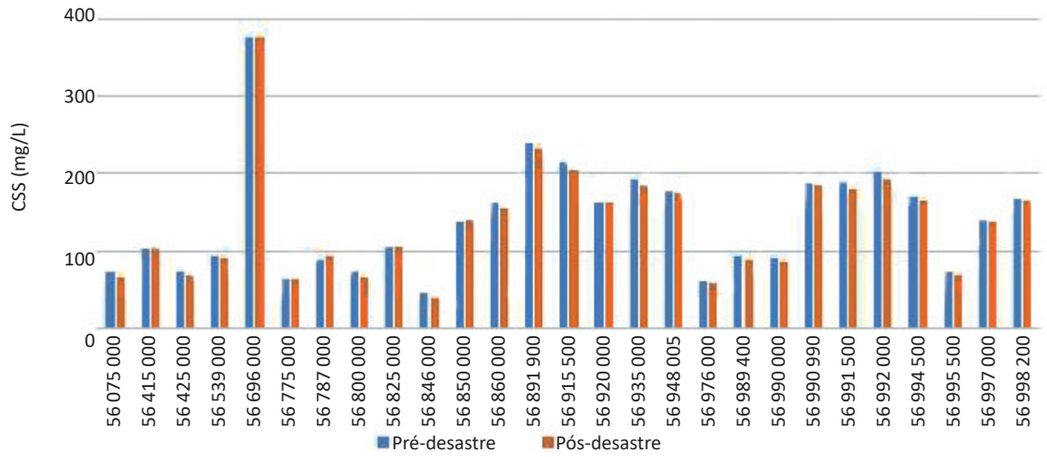
Tabela 41 – CSSmed simulada para o pós-desastre

Estação	Nome	CSSmed (mg/L)
56075000	Porto Firme	65,49
56415000	Rio Casca	105,15
56425000	Rio Dantas	68,83
56539000	Cachoeira dos Óculos	89,77
56696000	Mario Carvalho	376,09
56775000	Ferros	62,44
56787000	Fazenda Barraca	93,97
56800000	Senhora do Porto	66,40
56825000	Naque Velho	104,54
56846000	Porto Santa Rita	39,37
56850000	Governador Valadares	139,67
56860000	São Pedro Suaçuí	155,50
56891900	Vila Matias Montante	232,16
56915500	Jampruca	204,97
56920000	Tumiritinga	161,88
56935000	Dom Cavati	184,67
56948005	Resplendor Jusante	173,75
56976000	Fazenda Bragança	58,50
56989400	Assarai Montante	87,40
56990000	São Sebastião da Encruzilhada	84,98
56990990	Afonso Claudio Montante	183,39
56991500	Laranja da Terra	180,16
56992000	Baixo Guandu	191,36
56994500	Colatina	165,40
56995500	Ponte do Pancas	68,37
56997000	Barra de São Gabriel	138,50

1 O valor observado em 27 de janeiro de 2016 em Colatina (56994500) foi de 18.190 mg/L. Entretanto, para o mesmo dia, na estação Linhares (56998200) foi medido um valor de 362 mg/L e, no dia seguinte, na estação Tumiritinga (56920000), de 400 mg/L.

A Figura 141 apresenta uma comparação dos valores de CSSmed simuladas do pré (com aqueles apresentados na Tabela 40) e do pós-desastre (Tabela 41) para várias estações sedimentométricas da bacia do rio Doce. Os resultados indicam que, antes e depois do desastre, as CSSmed simuladas, considerando a não ocorrência do rompimento da barragem de Fundão, são similares.

Figura 141 – Comparação das CSSmed simuladas antes e após o desastre para as estações utilizadas



3.1.2 GEOMORFOLOGIA FLUVIAL

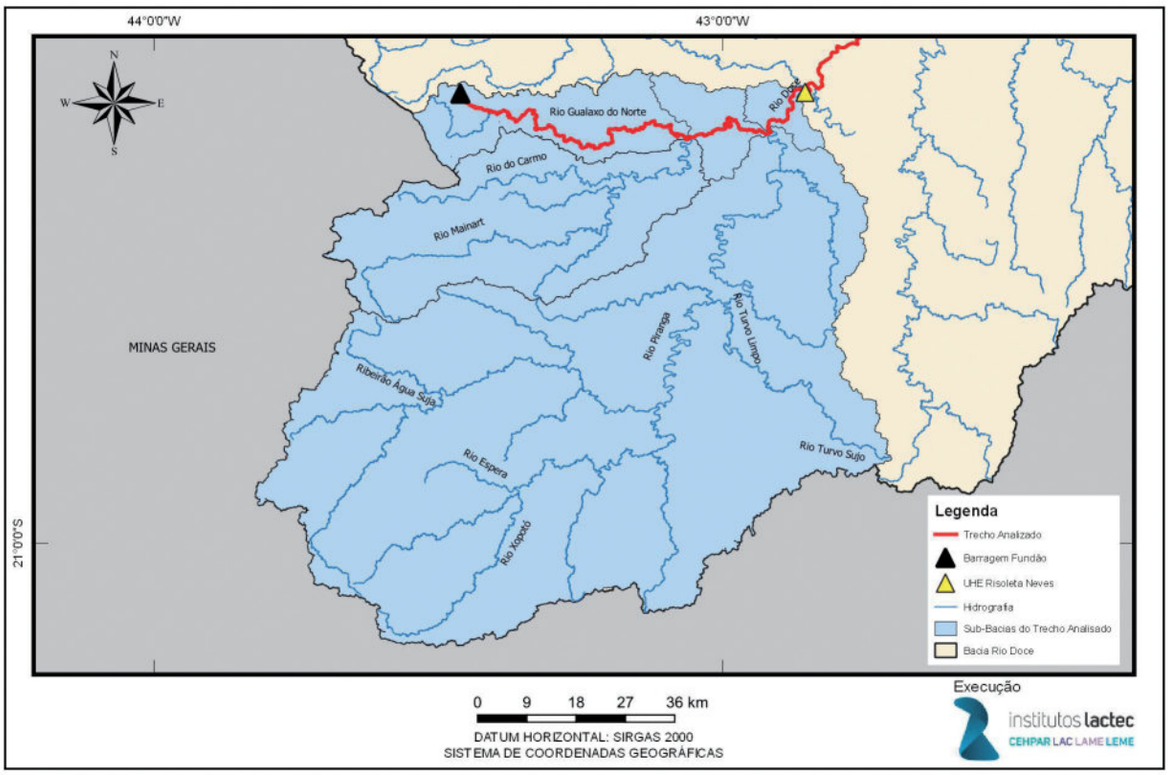
Nesta seção, são abordados aspectos da geomorfologia fluvial da bacia do rio Doce a montante da represa da UHE Risoleta Neves, com área de drenagem de 9.094 km². Nessa porção da bacia do rio Doce, está localizado o trecho fluvial mais afetado pelo desastre, com extensão de aproximadamente 109 km, entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.

Geomorfologia fluvial trata do estudo dos rios no contexto da bacia hidrográfica, com foco no estudo dos processos e das formas relacionados ao escoamento dos rios. Como premissa básica, destaca-se que, em ambientes naturais, existe ajuste entre as condições de escoamento da bacia e a geometria e composição dos canais fluviais. Nesse sentido, como o trecho fluvial considerado sofreu alterações tanto na planície quanto nas formas e dimensões do canal natural, esses aspectos serão avaliados de forma detalhada, buscando quantificar as modificações e avaliar a dinâmica pós-desastre.

Para avaliação da bacia, foi utilizada a Base Hidrográfica Ottocodificada da ANA, georreferenciada em Sirgas 2000 (EPSG 4674) e na escala 1:50.000. Essa base hidrográfica contém todas as áreas de contribuição hidrográfica, divididas em sub-bacias e interbacias, elaboradas por meio de MDE construído a partir de dados ASTER (ANA, 2018).

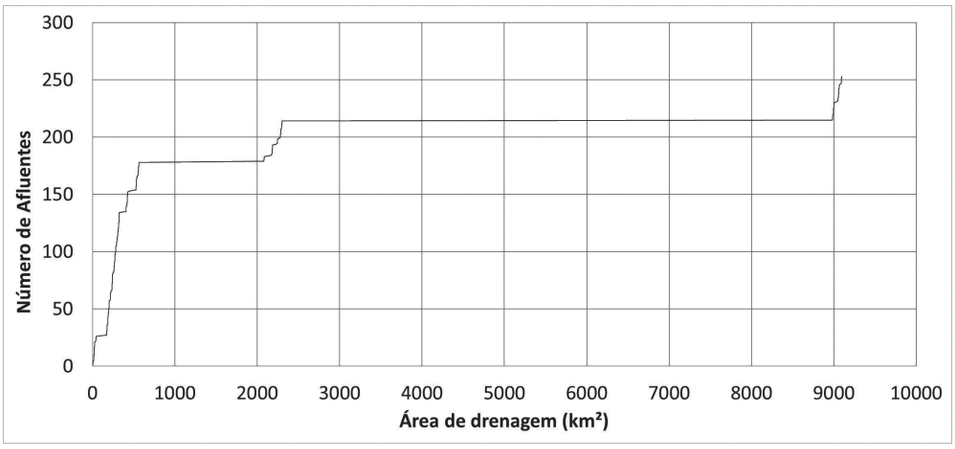
A Figura 142 mostra a bacia do rio Doce a montante da UHE Risoleta Neves. Destaca-se o trecho fluvial afetado pela lama à jusante da barragem de Fundão, localizado ao norte da bacia. O trecho afetado envolve um segmento do córrego Santarém, quase a totalidade do rio Gualaxo do Norte e um segmento do rio Doce e recebe pequenos afluentes pela margem esquerda (porção norte da bacia) e os maiores afluentes pela margem direita, com destaque para o rio do Carmo e o rio Piranga (porção sul da bacia).

Figura 142 – Bacia do rio doce a montante da UHE Risoleta Neves



O trecho fluvial afetado recebe um total de 253 afluentes; como consequência, a área de drenagem ao longo do rio aumenta, variando de cerca de 4 km² na barragem de Fundão até 9.094 km² na UHE Risoleta Neves (Figura 143).

Figura 143 – Número de afluentes e incremento de área de drenagem entre Fundão e UHE Risoleta Neves

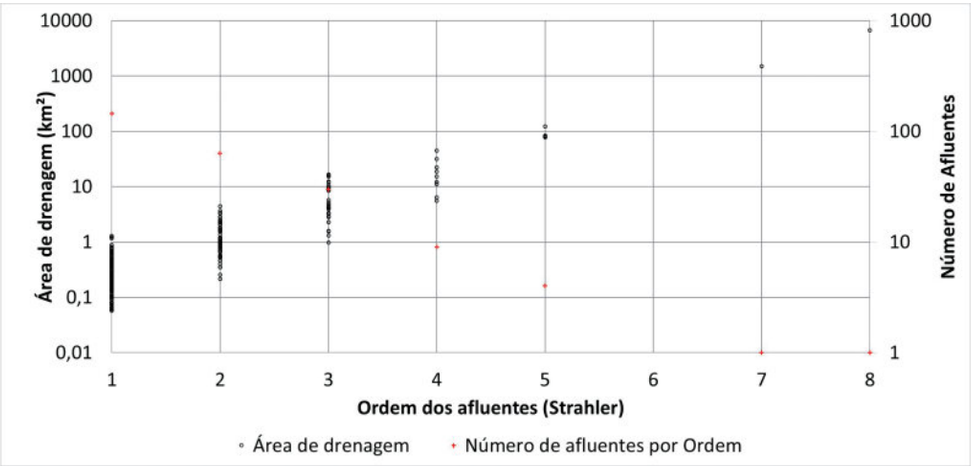


A rede de drenagem dos afluentes foi hierarquizada pelo método de Strahler (1952). A Figura 144 mostra a variação da área de drenagem e número de afluentes, classificados pela ordem do canal na confluência com o trecho fluvial afetado. Foram identificados 145 afluentes de primeira ordem, com área de drenagem variando de 0,06 a 1,22 km², sendo que essas pequenas bacias se caracterizam por apresentar um único canal entre a nascente e a confluência com o trecho fluvial afetado. Os demais

108 afluentes apresentam bacias maiores e rede de drenagem mais complexa, com a ordem dos canais variando entre dois e oito nas confluências com o trecho de interesse.

Considerando o mapeamento na escala 1:50.000, a rede de drenagem das bacias afluentes ao trecho fluvial afetado apresenta aproximadamente 20.000 nascentes. Destaca-se que as bacias de primeira ordem apresentam uma única nascente em seu interior, sendo que para as demais bacias o número de nascentes é variável em função da complexidade da rede de drenagem.

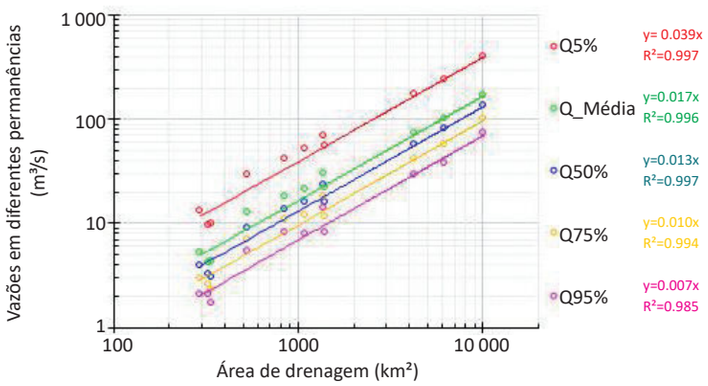
Figura 144 – Número de afluentes e incremento de área de entre Fundão e UHE Risoleta Neves



A área de drenagem pode ser considerada a principal variável de análise de bacias hidrográficas, pois condiciona a magnitude das vazões. Em regiões úmidas e hidrologicamente homogêneas, as vazões nos rios são aproximadamente proporcionais ao tamanho da bacia, aumentando, portanto, em direção à jusante e condicionando a geometria hidráulica e composição dos canais fluviais (CHRISTOFOLETTI, 1981).

A Figura 145 mostra o comportamento das vazões médias de 11 estações fluviométricas localizadas na bacia do rio Doce (Tabela 42). Nota-se que as vazões em diferentes permanências apresentam relação direta com a área de drenagem, resultando em uma produção média de água de aproximadamente 17 L/km².

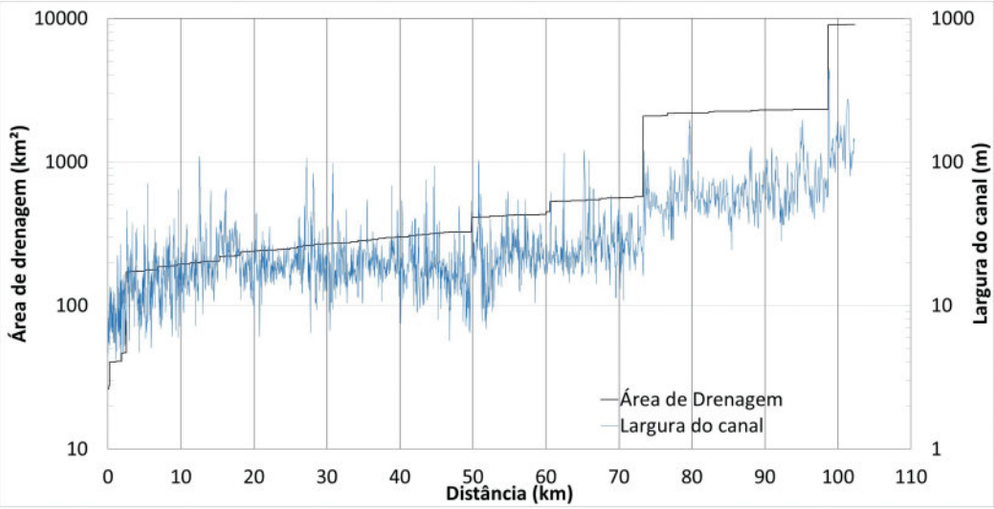
Figura 145 – Relação entre vazões e área drenagem na bacia do rio Doce



A Figura 146 mostra a variação da largura do canal fluvial ao longo do trecho entre Fundão e UHE Risoleta Neves, com o incremento da área de drenagem e a distância a partir da barragem de Fundão.

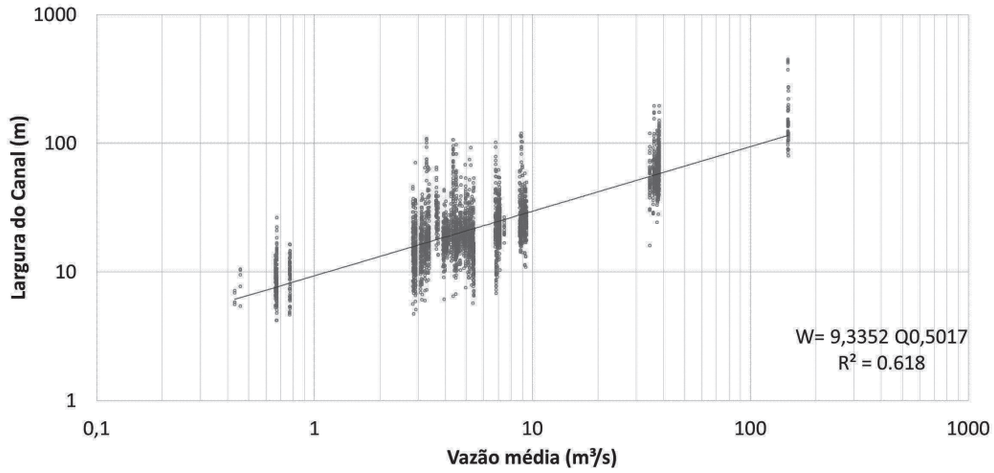
As medidas de largura foram realizadas com espaçamento de 25 m. Para a reconstituição da largura do canal, foram utilizadas imagens de satélite anteriores ao desastre e a vetorização foi realizada na escala 1:2.000 no programa QGIS, utilizando o SRC Sirgas 2000 Fuso 23S (EPSG 31983).

Figura 146 – Variação da área de drenagem e da largura do canal fluvial entre Fundão e UHE Risoleta Neves



As vazões médias ao longo do trecho foram calculadas pela relação com a área de drenagem e avaliadas frente aos resultados de largura do canal fluvial em condições anteriores ao desastre (Figura 147). O ajuste resultou em valor do expoente *b* igual a 0,5017, muito próximo ao obtido para as séries de medições de vazões das estações fluviométricas da bacia do rio Doce e do indicado na literatura para rios naturais.

Figura 147 – Dispersão entre largura do canal fluvial e vazão média entre Fundão e UHE Risoleta Neves



A vazão de um canal (*Q*) é descrita pela equação $Q = s \cdot v$, que representa a relação entre a área (*s*) de uma seção transversal do canal e a velocidade média na seção (*v*). A área (*s*) da seção transversal é produto da largura (*w*) e da profundidade média (*d*). Portanto, a vazão também pode ser expressa por $Q = w \cdot d \cdot v$.

A vazão representa a variável independente na relação com os demais elementos geométricos da seção transversal (*s*, *w* e *d*). Portanto, em condições naturais, a geometria do canal representa uma relação de proporcionalidade e de equilíbrio fluvial em determinada seção ou trecho do canal (CUNHA, 2012).

Mudanças no regime de vazão implicam, de imediato, alterações e ajustamentos nas demais variáveis (LEOPOLD; WOLMAN; MILLER, 1964), ao passo que, no sentido inverso, mudanças nas variáveis de largura e profundidade para um mesmo regime hídrico representam alteração no balanço entre a vazão e o transporte de sólidos (erosão e deposição). A relação direta entre a vazão e a geometria dos trechos de drenagem pode ser avaliada de maneira objetiva a partir do ajuste de equações potenciais $w = a \cdot Q^b$, $d = c \cdot Q^f$ e $s = k \cdot Q^m$ (LEOPOLD; MADDOCK, 1953).

Os coeficientes *a*, *c* e *k* e os expoentes *b*, *f* e *m* são ajustados empiricamente para cada conjunto de dados. Portanto, tendo em consideração que a vazão pode ser expressa por $Q = w \cdot d \cdot v$, a soma dos expoentes *b*, *f* e *m* será igual a uma unidade (LEOPOLD, 1994).

Alterações nas relações de proporcionalidade entre vazão e largura, vazão e profundidade média ou vazão e velocidade média podem ser avaliadas ao longo do espaço ou do tempo pela comparação entre os expoentes *b*, *f* e *m* de diferentes conjuntos de dados. Nesse sentido, é importante ressaltar que a vazão média de um rio não é responsável pela determinação da sua forma, ou seja, a forma do canal reflete o resultado produzido pelos escoamentos de maior magnitude (LEOPOLD, 1994).

A avaliação da geometria hidráulica dos canais da bacia do rio Doce, na área de interesse, foi realizada utilizando os dados de medições de descarga líquida de 11 estações fluviométricas da Rede Hidrometeorológica Nacional, gerida pela ANA (BRASIL, 2018). A Tabela 42 apresenta a lista e principais características das estações fluviométricas, cujas medições de descarga líquida foram consideradas para análise das relações de geometria hidráulica.

Tabela 42 – Estações fluviométricas utilizadas na análise regional da geometria hidráulica

Código	**Corpo d'**água	Área (km²)	**Latitude**	**Longitude**	**Medições de 01/01/2010 a 05/11/2015**	**Medições de 06/11/2015 a 30/11/2018**
56028000	Rio Piranga	1.400	20º41'26,16" S	43º17'57,84" O	19	10
56055000	Rio Xopotó	1.090	20º50'51,00" S	43º14'30,84" O	20	10
56065000	Rio Turvo	297	20º54'42,12" S	43º05'49,92" O	20	10
56075000	Rio Piranga	4.260	20º40'13,08" S	43º05'17,16" O	21	10
56085000	Rio Turvo Sujo	342	20º43'23,88" S	42º55'22,08" O	18	10
56090000	Rio Turvo Limpo	328	20º42'51,84" S	42º59'58,92" O	20	10
56110005	Rio Piranga	6.230	20º23'02,04" S	42º54'10,08" O	21	14
56240000	Rio Gualaxo do Sul	855	20º23'25,08" S	43º10'54,84" O	20	10
56335001	Rio do Carmo	1.370	20º21'41,04" S	43º08'21,84" O	20	10
56337000	Rio Gualaxo do Norte	529	20º16'01,92" S	43º06'02,88" O	21	9
56425000*	Rio Doce	10.100	19º59'39,84" S	42º40'27,84" O	19	17
Total					**219**	**120**

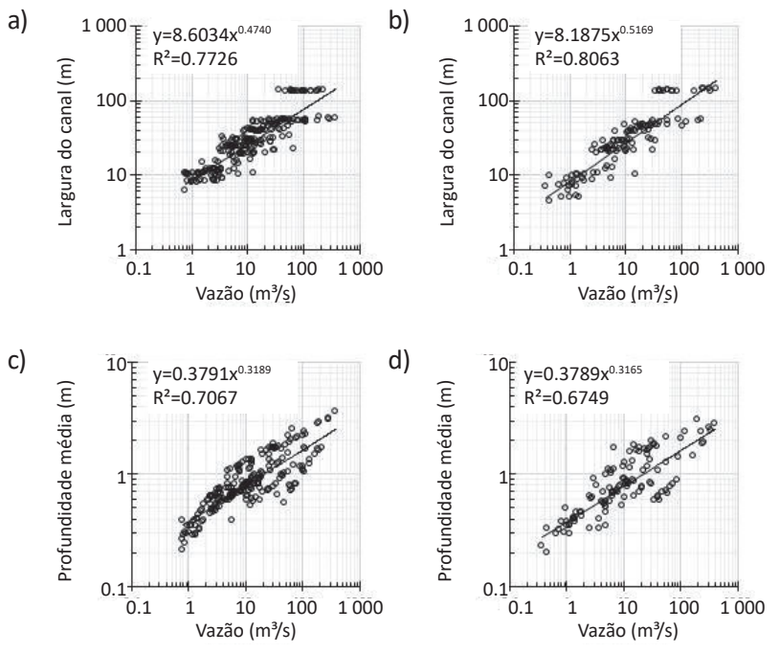
Para efeitos de comparação, a análise contemplou medições de descarga realizadas no período anterior ao rompimento da barragem de Fundão, ocorrido em 5 de novembro de 2015, e medições posteriores ao evento. Foram avaliadas 219 medições de descarga líquida feitas no período anterior ao rompimento e 120 medições no período posterior à ocorrência do desastre.

Ressalta-se que o histórico de medições de descarga líquida, de algumas estações avaliadas, apresenta registros desde o ano de 1930, totalizando 2.683 medições. Todavia, optou-se por limitar a amostra aos anos mais recentes, visando a evitar a contaminação da análise por mudanças estruturais ou ocorridas em longo prazo.

A Figura 148 mostra as relações entre a vazão medida e as componentes da geometria hidráulica da rede de drenagem nos períodos pré e pós-desastre, respectivamente. A Tabela 43 apresenta os expoentes para os elementos geométricos apresentados na Figura 148 de maneira tabular.

Cabe destacar que a massa de dados analisada contempla trechos de drenagem localizados além da área de contribuição direta do rio Gualaxo do Norte. Portanto, os resultados retratam a condição média do sistema fluvial das sub-bacias dos rios Gualaxo do Norte e Piranga no período anterior e posterior ao desastre de Fundão.

Figura 148 – Dispersão entre os elementos geométricos e a vazão líquida nas estações fluviométricas: a) largura do canal no período de 01/01/2010 a 05/11/2015; b) largura do canal no período de 06/11/2015 a 30/11/2018; c) profundidade média no período de 01/01/2010 a 05/11/2015; d) profundidade média no período de 06/11/2015 a 30/11/2018; e) velocidade média no período de 01/01/2010 a 05/11/2015; f) velocidade média no período de 06/11/2015 a 30/11/2018



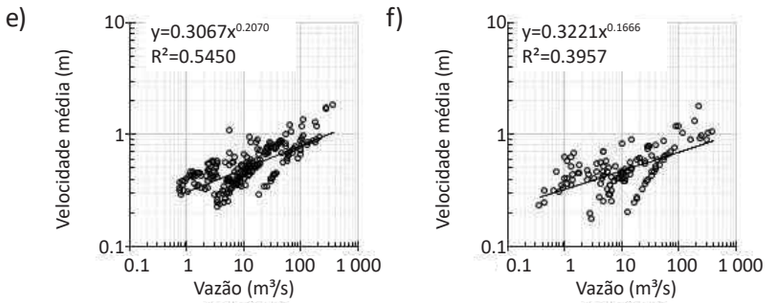


Tabela 43 – Expoentes para elementos geométricos na bacia do rio Doce

Expoente	Pré-evento	Pós-evento	Variação
b	0,4740	0,5169	9,1%
f	0,3189	0,3165	-0,8%
m	0,2070	0,1666	-19,5%

Os expoentes obtidos se assemelham aos resultados de Leopold e Maddock (1953). Para esses autores, rios localizados em ambientes úmidos devem exibir expoente *b* próximo de 0,5, *f* próximo de 0,4 e *m* próximo de 0,1.

Esses resultados demonstram que o sistema fluvial da região apresentava características similares às verificadas em condições naturais e que, de maneira geral, não houve alterações significativas na rede de drenagem como um todo. Entretanto, cabe ressaltar que os valores obtidos nesse cálculo consideraram medições de descarga líquida de 11 estações, das quais apenas uma delas está na área de influência do rompimento da barragem de Fundão.

A relação entre as componentes geométricas de um canal de drenagem pode ser avaliada tanto em escala local quanto em escala regional, comparando-as com as características de uma seção localizada à jusante. A Tabela 44 apresenta os expoentes ajustados para as dispersões dos elementos geométricos das medições de vazão nos períodos de 01/01/2010 a 05/11/2015 (pré-desastre) e de 06/11/2015 a 30/11/2018 (pós-desastre) para a estação 56337000, localizada no rio Gualaxo do Norte, dentro da área afetada pelo rompimento da barragem de Fundão.

Tabela 44 – Expoentes dos elementos geométricos para a estação 56337000

Expoente	Pré-desastre	Pós-desastre	Variação
B	**0,028**	**0,027**	**-3,6%**
F	**0,300**	**0,511**	**70,3%**
M	**0,672**	**0,446**	**-33,6%**

Nota: *b* é o expoente da potência ajustada entre largura e vazão; *f* é o expoente da potência ajustada entre profundidade média e vazão; e *m* é o expoente da potência ajustada entre velocidade média e vazão.

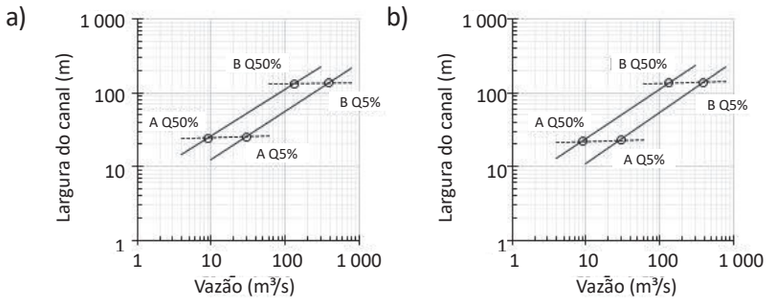
Nota-se que o expoente *b* (largura) não apresenta significativa variação no local da estação 56337000 após o rompimento da barragem de Fundão. Por outro lado, obteve-se um incremento positivo do expoente *f* (profundidade média) após o desastre. Consequentemente, o expoente *m* apresentou redução, ou seja, nesse local o sistema fluvial foi impactado pelo desastre, com modificações em características do canal que anteriormente estavam ajustadas às condições naturais desse ambiente.

Tendo em consideração que as seções transversais de medição foram instaladas em locais escolhidos, de preferência, com margens estáveis, a análise local da componente largura pode não representar a condição geral do trecho de drenagem. Nesse sentido, a Figura 149 apresenta a relação das componentes geométricas das seções transversais das estações 56337000 e 56425000 em condições de vazões baixas e vazões elevadas. A estação 56337000, localizada no rio Gualaxo do Norte, com área de drenagem de 529 km², é representada pela letra "A". A estação 56425000, localizada no rio Doce, com área de drenagem de 10.100 km², é representada pela letra "B".

A condição de vazões baixas é representada pela vazão que é igualada ou superada em 50% do tempo em cada estação (Q50%). A condição de vazões elevadas é representada pela vazão que é igualada ou superada em 5% do tempo em cada estação (Q5%). As vazões representativas dessas condições são apresentadas na Figura 145.

Os pontos dispostos na Figura 149 representam os valores das componentes geométricas das seções transversais nas vazões de Q50% e Q5% nas estações A e B. As linhas tracejadas demonstram a tendência de variação das componentes geométricas entre vazões baixas e elevadas na estação A ou B. As linhas contínuas apresentam a tendência de variação das componentes geométricas entre vazões de mesma permanência (Q50% ou Q5%) entre a estação de montante A e a estação de jusante B, ou seja, o segmento de reta que liga os pontos A Q50% e B Q50% representa a variação da componente geométrica entre as estações para uma mesma condição de vazão. A Tabela 45 traz os expoentes para os elementos geométricos apresentados na Figura 149 de maneira tabular.

Figura 149 – Diagrama da relação de largura, profundidade média e velocidade média em diferentes condições de vazão nas estações 56337000 e 56425000 nos períodos de 01/01/2010 a 05/11/2015 (pré-desastre) e de 06/11/2015 a 30/11/2018 (pós-desastre): a e b) variação da largura entre vazões baixas e altas nas estações avaliadas nos períodos pré e pós-desastre, respectivamente; c e d) variação da profundidade média entre vazões baixas e altas nas estações avaliadas nos períodos pré e pós-desastre, respectivamente; e e f) variação da velocidade média entre vazões baixas e altas nas estações avaliadas nos períodos pré e pós-desastre, respectivamente



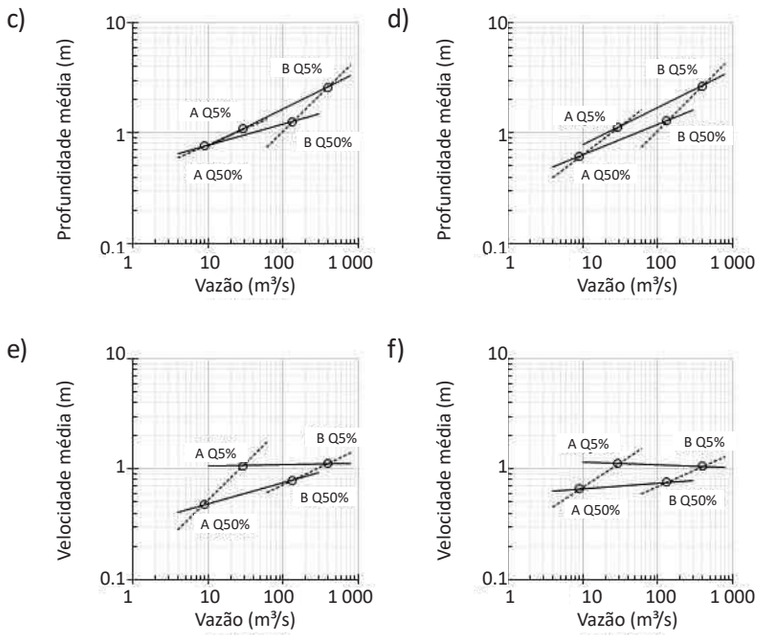


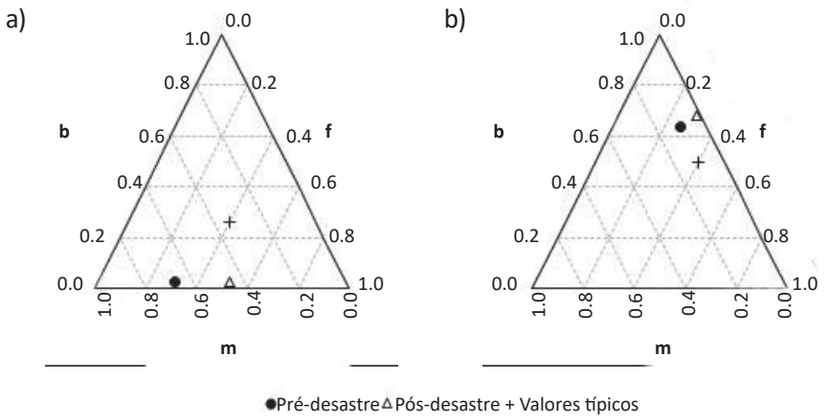
Tabela 45 – Expoentes dos elementos geométricos para diferentes condições de vazão entre as estações 56337000 e 56425000

Expoente	Condição	Pré-desastre	Pós-desastre	Variação
b	Vazões baixas	0,631	0,671	6,3%
	Vazões altas	0,648	0,697	7,6%
	Média	**0,640**	**0,684**	**7,0%**
f	Vazões baixas	0,187	0,274	46,5%
	Vazões altas	0,335	0,335	0,0%
	Média	**0,261**	**0,305**	**16,7%**
m	Vazões baixas	0,184	0,052	-71,7%
	Vazões altas	0,014	-0,021	-250,0%
	Média	**0,099**	**0,016**	**-84,3%**

Tal como verificado anteriormente, o expoente *b* (largura) não apresentou significativa variação após o rompimento da barragem de Fundão. Por outro lado, obteve-se um incremento positivo do expoente *f* (profundidade média) após o desastre. Consequentemente, o expoente *m* apresentou redução. Dessa maneira, verifica-se uma modificação relevante no sistema hídrico local, pois anteriormente a componente de velocidade média representava a variável descritiva da vazão de maior relevância. Após o rompimento, a variação da velocidade média apresentou diminuição nessa seção transversal e a componente de profundidade média passou a ser a variável descritiva da vazão com maior relevância. Os resultados indicam que o sistema fluvial foi impactado pelo desastre, com modificações nas características do canal pela passagem da onda de rejeito. Como anteriormente o sistema fluvial estava ajustado às condições naturais do ambiente em termos regionais, essa nova configuração pós-desastre poderá ser modificada ao longo do tempo pela dinâmica hidrológica da bacia, com ocorrência de eventos extremos.

De maneira complementar, a Figura 150 apresenta os diagramas triaxiais dos elementos de geometria hidráulica no trecho de drenagem analisado. Em conjunto, são demonstradas as condições típicas de canais naturais, conforme compilação de Leopold (1994).

Figura 150 – Diagrama triaxial das combinações dos expoentes das componentes da geometria hidráulica do trecho de drenagem analisado: a) condição local na estação 56337000; b) condição regional entre as estações 56337000 e 56425000. Valores típicos (+) publicados por Leopold (1994**)**



A Figura 150 demonstra de maneira gráfica as informações apresentadas nas Tabelas 44 e 45. A Figura 150a apresenta de maneira gráfica as informações apresentadas na Tabela 44, enquanto a Figura 150b se relaciona às informações da Tabela 45.

Em síntese, os resultados apresentados revelam que houve pouca variação, tanto em escala local quanto em escala regional, no eixo vertical da variável *b* (largura do canal). Isso representa que, na condição local da estação 56337000, a largura do canal não varia significativamente com o incremento da vazão. Entretanto, a largura do canal varia no sentido de jusante, com proporcionalidade aproximadamente constante entre vazões baixas e altas.

Com relação à velocidade média, os pontos que representam as condições pós-desastre se deslocaram à direita dos pontos que representam as condições pré-desastre. Essa verificação se aplica tanto para a Figura 150a, com a condição local da estação 56337000, quanto para a Figura 150b, com a condição do trecho entre as estações 56337000 e 56425000. Essa mudança no eixo horizontal da variável *m* indica uma diminuição do incremento proporcional entre as velocidades observadas para vazões de mesma permanência nas duas estações analisadas, ou seja, na condição anterior ao desastre, o incremento de velocidade entre as seções era relacionado diretamente ao incremento absoluto da vazão entre os locais analisados. Portanto, para uma mesma permanência de vazões, haveria incremento de velocidade entre as seções. Já na condição posterior ao desastre, não houve incremento representativo de velocidade entre as seções, sendo que, para uma mesma permanência de vazões, a velocidade foi similar nas duas estações.

3.1.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este relatório apresentou um estudo de aplicação de modelagem hidrológica e hidrossedimentológica como ferramenta de prognóstico da produção de sólidos no rio Doce.

Quanto aos modelos empregados, a modelagem hidrológica demonstrou resultados considerados muito bons, tanto na etapa de calibração quanto de validação. O valor médio do ENS foi de 0,72 na calibração para 0,74 na validação e o BIAS foi de 7% para 15%.

O modelo hidrológico calibrado serviu de base para a geração de resultados considerados satisfatórios com o modelo de sólidos, com valores de ENS em sua maioria positivos nos postos sedimentométricos. A escassez de dados observados de sólidos dificulta uma análise mais criteriosa da *performance* do modelo. Contudo, considera-se, a partir dos resultados e dos erros médios verificados, que o MGB-SED é capaz de representar adequadamente as condições da dinâmica hidrológica e de sólidos na bacia do rio Doce.

O modelo hidrossedimentológico calibrado foi aplicado para o período pós-desastre, gerando estimativas sobre as CSSs esperadas no rio Doce caso o rompimento da barragem de Fundão não tivesse acontecido. Dessa análise, as principais considerações são:

- Foram geradas séries das CSSmed simuladas pelo MGB-SED para o período pós-desastre, demonstrando que a produção média de sólidos da bacia natural antes e depois do desastre seria praticamente a mesma caso o rompimento não tivesse acontecido.
- Para as estações Rio Dantas e Cachoeira dos Óculos, as concentrações observadas após o desastre estavam acima da normalidade, superando seus máximos históricos em cinco e três vezes, respectivamente. Com o passar do tempo, os valores observados nessas estações reduziram e se aproximaram dos resultados esperados para condições naturais. Para as demais estações localizadas no caminho da onda de rejeitos, não foi possível realizar essa análise, uma vez que escassas medições de dados observados aconteceram no período de estiagem, que já apresenta baixos valores de concentração.
- Ao longo do tempo, existe a tendência de os valores observados pós-desastre e os valores simulados pelo MGB-SED para a condição natural da bacia serem mais próximos para as estações mais próximas ao local do desastre. Para as estações mais distantes, as concentrações observadas no pós-desastre já são próximas das concentrações simuladas, sem considerar o aporte de sólidos da barragem de Fundão, porém os dados são apenas de períodos de estiagem.

O MGB-SED se mostrou capaz de representar a dinâmica dos sólidos em suspensão na bacia do rio Doce, tanto em um período de calibração quanto em um período de aplicação. Assim, os sedimentogramas gerados por esse modelo podem servir para alimentar modelos do rio principal mais detalhados e complexos da hidráulica fluvial.

Na geomorfologia fluvial, verificou-se uma modificação relevante no sistema hídrico local, uma vez que a velocidade média representava a variável descritiva da vazão com maior relevância na situação anterior ao desastre. Após o rompimento, a componente de profundidade média passou a ser a variável descritiva da vazão com maior relevância. Como anteriormente o sistema fluvial estava ajustado às condições naturais do ambiente em termos regionais, essa nova configuração pós-desastre poderá ser modificada ao longo do tempo pela dinâmica hidrológica da bacia, com ocorrência de eventos extremos, pois são os fatores morfométricos que definem a vazão.

3.2 QUALIDADE DAS ÁGUAS FLUVIAIS E LACUSTRES

3.2.1 ÁREA DE ABRANGÊNCIA

A primeira campanha de monitoramento do Lactec teve por foco avaliar a qualidade da água de locais que foram alvo do trajeto da lama resultante do rompimento da barragem de Fundão em 5 de novembro de 2015: córrego Santarém, rio Gualaxo do Norte, rio do Carmo e rio Doce. Adicionalmente, foram avaliados outros tributários do rio Doce visando levantar potenciais influências produzidas pelos aportes desses contribuintes.

No baixo rio Doce, foi analisada a qualidade da água de cinco lagoas que, de acordo com as notas técnicas do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA), do Espírito Santo, foram atingidas pelas águas ainda alteradas do rio Doce na cheia ocorrida em janeiro/2016. São elas: lagoa do Limão, lagoa Nova, lagoa Juparanã, lagoa Areão e lagoa Areal. Cabe destacar que a lagoa Monsarás terá seus resultados discutidos no item dos ambientes costeiros, visto que apresentou águas salobras.

3.2.1.1 Ambientes fluviais

As estações de monitoramento do rio Doce avaliadas pelo Lactec são apresentadas na Tabela 46, juntamente com suas localizações e coordenadas geográficas. Algumas das estações do Lactec são próximas ou coincidentes a estações dos programas de monitoramento contínuo de qualidade de água do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) e do IEMA, descritas na última coluna. As estações C1 e C2, apesar de inicialmente terem sido propostas para avaliação do aporte do rio Doce ao ambiente costeiro, também foram analisadas em conjunto com as estações do ambiente fluvial, visto que os valores de salinidade indicaram a presença de água doce no momento da campanha.

Tabela 46 – Estações de monitoramento do Lactec no rio Doce

Código Lactec	Corpo Hídrico	Município/ Distrito	Longitude	Latitude	Altitude (m)	Estações próximas ou coincidentes IGAM/IEMA
R1	Rio Doce	Santa Cruz do Escalvado/MG	-42,88551	-20,24783	332,00	RD072 (IGAM)
R2	Rio Doce	Santa Cruz do Escalvado/MG	-42,85118	-20,20847	257,00	-
R3	Rio Doce	São Domingos do Prata/MG	-42,74463	-20,01466	214,00	RD019 (IGAM)
R4	Rio Doce	Marliéria, Pingo-d'Água/MG	-42,47820	-19,74920	226,80	RD023 (IGAM)
R5	Rio Doce	Santana do Paraíso/MG	-42,47610	-19,47690	186,20	RD035 (IGAM)
R6	Rio Doce	Belo Oriente/MG	-42,36450	-19,32080	185,30	RD033 (IGAM)
R7	Rio Doce	Fernandes Tourinho, Periquito/MG	-42,15500	-19,09560	180,60	RD083 (IGAM)
R8	Rio Doce	Governador Valadares/MG	-41,95100	-18,88290	157,20	RD044 (IGAM)

Código Lactec	Corpo Hídrico	Município/ Distrito	Longitude	Latitude	Altitude (m)	Estações próximas ou coincidentes IGAM/IEMA
R9	Rio Doce	Governador Valadares/MG	-41,82770	-18,86100	137,60	RD045 (IGAM)
R10	Rio Doce	Galiléia, Tumiritinga/MG	-41,64200	-18,97460	125,30	RD053 (IGAM)
R11	Rio Doce	Conselheiro Pena/MG	-41,46670	-19,16540	112,00	RD058 (IGAM)
R12	Rio Doce	Resplendor/MG	-41,25274	-19,32870	86,30	RD059 (IGAM)
R13	Rio Doce	Aimorés/MG, Baixo Guandu/ES	-41,01430	-19,50520	60,80	RD067 (IGAM)
R14	Rio Doce	Itapina/ES	-40,81410	-19,52730	34,70	RDC1E010 (IEMA)
R15	Rio Doce	Colatina/ES	-40,63540	-19,53520	26,70	-
R16	Rio Doce	Linhares/ES	-40,06750	-19,40660	10,60	RDC1D025 (IEMA)
C1	Rio Doce	Povoação/ES	-39,85020	-19,56270	11,20	-
C2	Rio Doce	Regência/ES	-39,82160	-19,64610	0,00	-

Analogamente, a Tabela 47 apresenta a localização das estações de monitoramento nos tributários ou corpos hídricos formadores do rio Doce.

Tabela 47 – Estações de monitoramento do Lactec em tributários

Código Lactec	Corpo Hídrico	Município/Distrito	Longitude	Latitude	Altitude (m)	Estações próximas ou coincidentes IGAM/IEMA
T1	Córrego Santarém	Santa Rita Durão/ MG	-43,41130	-20,24070	702,00	-
T2	Rio Gualaxo do Norte	Camargo/MG	-43,43180	-20,27651	706,00	-
T3	Rio Gualaxo do Norte	Cláudio Manoel/MG	-43,24960	-20,30380	531,00	-
T4	Rio do Carmo	Barra Longa/MG	-43,03250	-20,28290	362,00	RD071 (IGAM)
T5	Rio Piranga	Ponte Nova/MG	-42,88860	-20,29930	360,00	RD013 (IGAM)
T6	Ribeirão Sacramento	Bom Jesus do Galho, Pingo-d'Água/MG	-42,44550	-19,70890	235,10	RD073 (IGAM)
T7	Rio Piracicaba	Coronel Fabriciano, Timóteo/MG	-42,60210	-19,53140	220,04	RD034 (IGAM)
T8	Rio Santo Antônio	Naque/MG	-42,32630	-19,23140	178,00	RD039 (IGAM)

Código Lactec	Corpo Hídrico	Município/Distrito	Longitude	Latitude	Altitude (m)	Estações próximas ou coincidentes IGAM/IEMA
T9	Rio Corrente Grande	Governador Valadares, Periquito/ MG	-42,14870	-19,03850	181,90	RD040 (IGAM)
T10	Rio Suaçuí Grande	Governador Valadares/MG	-41,78558	-18,85070	138,20	RD089 (IGAM)
T11	Rio Caratinga	Conselheiro Pena/ MG	-41,52920	-19,06440	115,40	RD057 (IGAM)
T12	Rio Manhuaçu	Aimorés/MG, Baixo Guandu/ES	-41,10040	-19,48440	80,90	RD065 (IGAM)

Na Figura 151, é possível observar a localização das estações de monitoramento do IGAM e do IEMA, a partir das quais foi possível estabelecer a linha-base. Na Figura 152, apresenta-se a localização das estações de monitoramento do Lactec, que em grande parte se baseou na rede amostral da linha-base, justamente visando manter o referencial do pré-desastre.

Figura 151 – Localização das estações de monitoramento de qualidade de água do IGAM e do IEMA na região de estudo

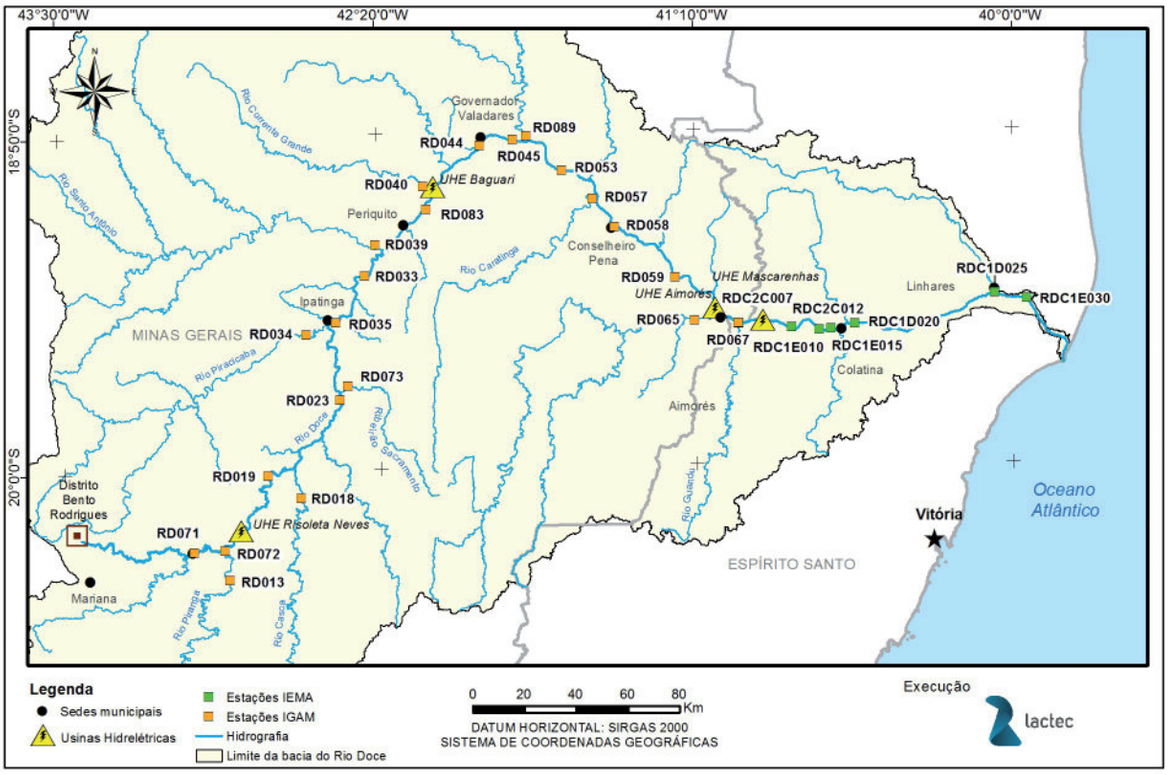
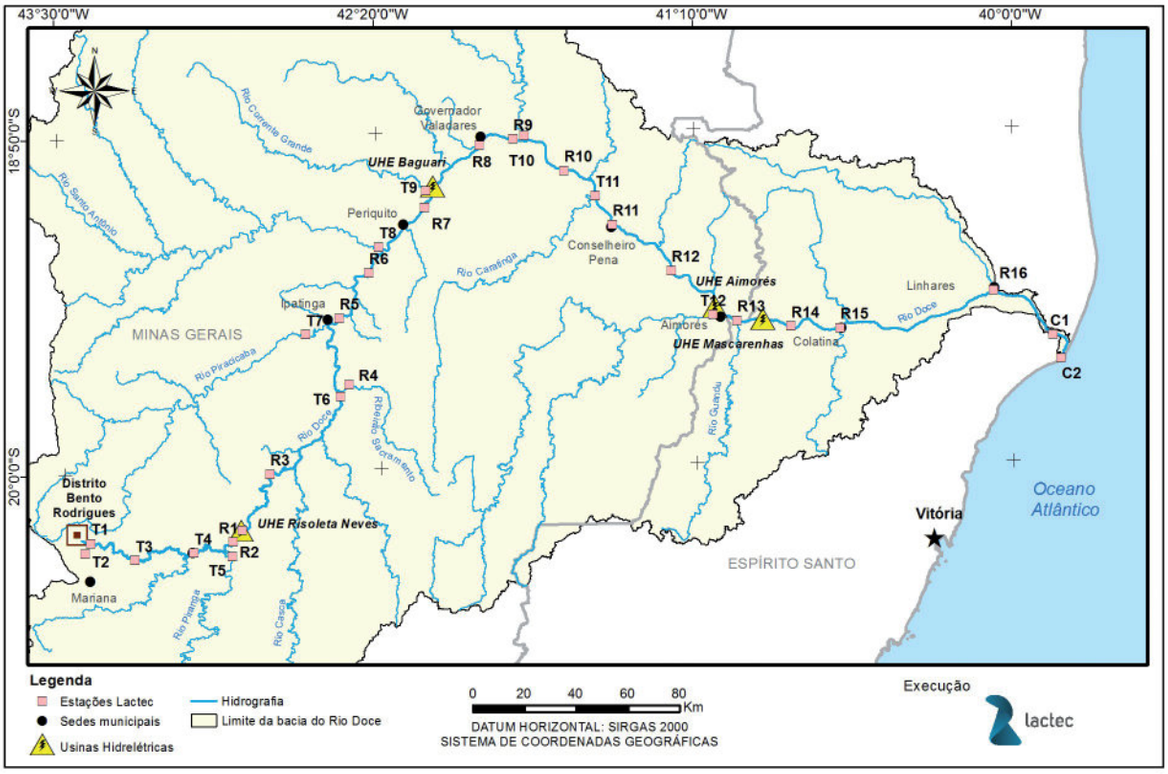


Figura 152 – Localização das estações de monitoramento Lactec de qualidade de água na região de estudo



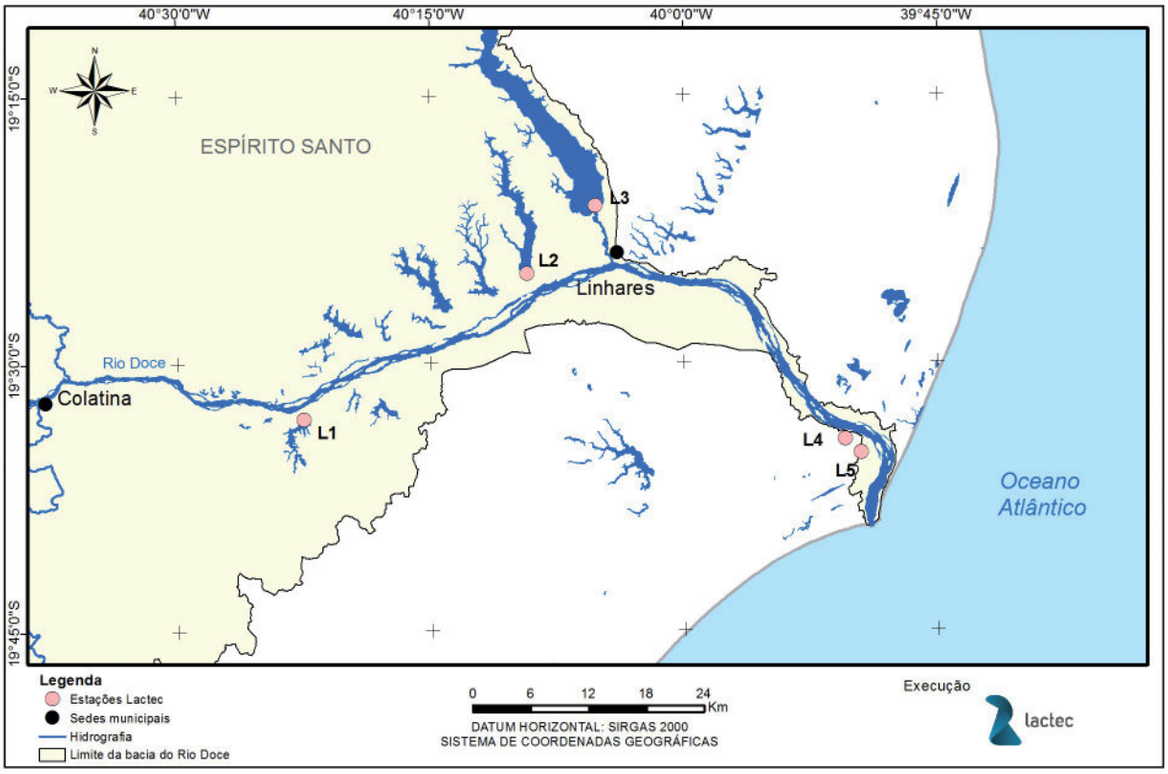
3.2.1.2 Ambientes lacustres

A localização das estações de monitoramento do Lactec visando a avaliação das lagoas do baixo rio Doce é descrita na Tabela 48 e apresentada na Figura 153.

Tabela 48 – Estações de monitoramento nas lagoas do baixo rio Doce

Código Lactec	Corpo Hídrico	Município/Distrito	Longitude	Latitude	Altitude (m)
L1	Lagoa do Limão	Baunilha/ES	-40,3752	-19,5526	27,00
L2	Lagoa Nova	Bebedouro/ES	-40,1544	-19,4172	18,70
L3	Lagoa Juparanã	Linhares/ES	-40,0872	-19,3536	16,90
L4	Lagoa Areão (Pandolfi)	Povoação/ES	-39,8416	-19,5728	1,70
L5	Lagoa Areal	Povoação/ES	-39,8260	-19,5851	1,20

Figura 153 – Localização das estações de monitoramento LACTEC de qualidade de água na região das lagoas



3.2.2 METODOLOGIA

3.2.2.1 Coleta de amostras de água visando à avaliação das variáveis físicas, químicas e biológicas

A primeira campanha de campo aconteceu no denominado período seco que se estende de abril a setembro (CONSÓRCIO ECOPLAN-LUMEN, 2010), nas datas entre 19/06/2018 e 05/07/2018. Em todos os pontos amostrados não ocorreram chuvas durante o momento das amostragens, nem nas 24 horas anteriores.

Nesse período foi realizada a amostragem de 30 estações amostrais localizadas no rio Doce e tributários que apresentaram salinidade de 0,01 a 0,25%, ou seja, classificados como águas doces (águas com salinidade igual ou inferior a 0,5%) de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005. Foram ainda amostradas nesse período cinco lagoas marginais ao rio Doce, na região do baixo rio Doce.

A metodologia de coleta de amostras de água seguiu o estabelecido por Santos et al. (2001). As amostras coletadas foram do tipo “simples”, caracterizado por uma única amostra coletada em um ponto, em um determinado instante e depositada em um frasco individual. Esse tipo de amostra representa o local específico, naquele determinado tempo em que a coleta foi realizada.

As amostragens foram realizadas manualmente pela imersão de um frasco no corpo d'água até a profundidade desejada, sendo este inclinado com a boca direcionada contra a corrente até se obter o volume desejado. Em seguida, os frascos foram devidamente vedados. Quanto ao acondicionamento das amostras, os frascos utilizados eram quimicamente inertes, a fim de evitar reações com as amostras. De acordo com a análise desejada, os frascos podiam ser de polietileno, vidro neutro ou borossilicato âmbar. Os frascos foram devidamente identificados com etiquetas contendo o nome do projeto, o local de amostragem (estação de coleta), data e horário da coleta, tipo de preservação e parâmetro a ser determinado. Para transporte os mesmos foram acondicionados em caixas térmicas com gelo.

As amostras para fins de determinação microbiológica (coliformes totais e termotolerantes) foram coletadas antes de qualquer outra amostra, para evitar risco de contaminação do local por frascos não estéreis.

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, altitude e profundidade do ponto e de coleta.

Após a coleta, as amostras foram enviadas sob refrigeração para cada um dos laboratórios responsáveis pelas respectivas análises na maior brevidade possível, a fim de evitar alterações físicas, químicas ou biológicas no material coletado.

Cabe destacar que as medições das variáveis condutividade, Oxigênio Dissolvido (OD), pH, salinidade, temperatura e turbidez foram realizadas *in situ* por meio de sonda multiparamétrica YSI EXO2.

Para o estudo qualiquantitativo do fitoplâncton de ambientes fluviais e lacustres, as amostras foram coletadas nas mesmas estações de monitoramento de qualidade de água. O material foi obtido mergulhando-se frasco de polietileno (500 mL) na sub-superfície da água, e imediatamente fixado com solução de lugol acético a 1% (WETZEL; LIKENS, 1991). A determinação da concentração de clorofila-a nos locais amostrados foi realizada por fluorescência submergindo sonda multiparamétrica YSI EXO2, cujo limite de detecção varia de 0 a 400 µg/L.

Já para as análises da comunidade zooplanctônica, a coleta foi realizada seguindo a mesma malha amostral, utilizando redes de plâncton de 64 µm de abertura de malha, com fluxômetro acoplado. Foi realizado o arrasto embarcado, medindo o volume filtrado. Em locais de pouca profundidade ou de difícil acesso da embarcação, a coleta foi realizada com balde, totalizando 400 litros. Em cada ponto amostral foram coletadas duas réplicas. Após a filtração, todo o material filtrado foi transferido para um frasco previamente identificado, e imediatamente fixado com etanol 95°GL (CETESB, 2011).

3.2.2.2 Variáveis de qualidade de água e comunidades biológicas

As variáveis monitoradas pela sonda multiparamétrica YSI EXO2 e os alcances das medições estão dispostos na Tabela 49.

Tabela 49 – 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 4.000 UNT
Clorofila-a (µg/L)	0 até 400 µg/L

As variáveis que foram analisadas em laboratório estão listadas na Tabela 50, bem como seus limites de quantificação e métodos de análise, sendo os laudos laboratoriais apresentados no Apêndice K. Foram utilizados três laboratórios: Controle Analítico, de Osasco/SP, que realizou a grande maioria das análises e os laboratórios SENAI, de Belo Horizonte/MG, e Tommasi, de Serra/ES, responsáveis por analisar amostras com curto prazo de vencimento e que, portanto, não chegariam a tempo de serem analisadas em Osasco. Por isso, alguns limites de quantificação podem não se manter para uma mesma variável entre os laboratórios. Mesmo com a intenção de padronizar os limites de quantificação entre os laboratórios, um impeditivo foi que com a possível alteração dos limites de quantificação, os mesmos não estariam acreditados pela ABNT NBR ISO/IEC 17025:2017.

Tabela 50 – Limites de quantificação e métodos de análise da água doce

Variável	Limites de quantificação	Método	Laboratório
Alcalinidade total (mg/L)	5,0	SMEWW 2320B 2012	Controle Analítico
Alumínio dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Alumínio total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Antimônio (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Antimônio dissolvido (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Arsênio dissolvido (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Arsênio total (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Bário dissolvido (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Bário total (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Berílio dissolvido (mg/L)	0,001	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Berílio total (mg/L)	0,001	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Bismuto dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Bismuto total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Boro dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico

Variável	Limites de quantificação	Método	Laboratório
Boro total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Cádmio dissolvido (mg/L)	0,001	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Cádmio total (mg/L)	0,001	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Cálcio dissolvido (mg/L)	0,10	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Cálcio total (mg/L)	0,10	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Chumbo dissolvido (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Chumbo total (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Cianeto livre (mg/L)	0,005	SMEWW 4500 CN - E 2012	Controle Analítico
Cianeto total (mg/L)	0,005	SMEWW 4500 CN - E 2012	Controle Analítico
Cloreto (mg/L)	5,00	SMEWW 4500B 2012	Controle Analítico
Cobalto dissolvido (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Cobalto total (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Cobre dissolvido (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Cobre total (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Cromo dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Cromo total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Dureza total (mg/L)	0,165	SMEWW 2340B 2012	Controle Analítico
Enxofre dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Enxofre total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Estanho dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Estanho total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Estrôncio dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Estrôncio total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Fenol (mg/L)	0,00002	HACH 8047	Controle Analítico
Ferro dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Ferro total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Fósforo total (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Magnésio dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Magnésio total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Manganês dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Manganês total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Mercúrio dissolvido (mg/L)	0,0001	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Mercúrio total (mg/L)	0,0001	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Molibdênio dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Molibdênio total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Níquel dissolvido (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Níquel total (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Paládio dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Paládio total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Platina dissolvida (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Platina total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Potássio dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico

Variável	Limites de quantificação	Método	Laboratório
Potássio total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Prata dissolvida (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Prata total (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Ródio dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Ródio total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Selênio dissolvido (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Selênio total (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Silício dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Silício total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Sódio dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Sódio total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	0,1	SMEWW 2540F 2012	Controle Analítico
Sólidos suspensos totais (mg/L)	30	SMEWW 2540D e E 2012	Controle Analítico
Sólidos totais (mg/L)	20,0	SMEWW 2540 B 2012	Controle Analítico
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	20,0	-	Controle Analítico
Sulfato total (mg/L)	10	HACH 8051	Controle Analítico
Tálio dissolvido (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Tálio total (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Telúrio dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Telúrio total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Titânio dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Titânio total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Urânio dissolvido (mg/L)	0,001	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Urânio total (mg/L)	0,001	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Vanádio dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Vanádio total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Zinco dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Zinco total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)	1,8	SMWW 22ª Edição, Método 9221-E2	Tommasi
Cor verdadeira (mg/L)	1	SMWW 22ª Edição, Método 2110. 2120 D	Tommasi
Cromo hexavalente (mg/L)	0,01	POP-FQ-052 Anexo IX Rev. 15	Tommasi
Cromo total (mg/L)	0,01	POP-FQ-081 Rev. 06	Tommasi
Cromo trivalente (mg/L)	0,01	POP-FQ-052 AnexoXI, Rev. 15	Tommasi
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)	3,00	POP-FQ-098 Rev. 00	Tommasi
Demanda Química de Oxigênio (mg/L)	3,00	POP-FQ-052 Anexo XII Rev. 15	Tommasi
Nitrato (mg/L)	0,23	POP-FQ-052 Anexo XX Rev. 15	Tommasi
Nitrito (mg/L)	0,015	POP-FQ-052 Anexo XXI Rev. 15	Tommasi
Nitrogênio amoniacal total (mg/L)	0,01	POP-FQ-052 Anexo I E II, Rev. 15	Tommasi
Nitrogênio orgânico total (mg/L)	1,00	Cálculo	Tommasi

Variável	Limites de quantificação	Método	Laboratório
Nitrogênio total (mg/L)	1,0	POP-FQ-052 Anexo X XVII e XXII Rev. 15	Tommasi
Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)	1,8	SMEWW 9221 B/2012 (22 ed)	SENAI
Cor verdadeira (Upt ou UC)	10	SMEWW 2120 C/2012 (22 ed)	SENAI
Cromo hexavalente (mg/L)	0,02	SMEWW 3500-Cr B/2012	SENAI
Cromo total (mg/L)	0,04	SMEWW 3120B /2012 (22 ed)	SENAI
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)	2	SMEWW 5210 B e 4500 - O G/2012	SENAI
Demanda Química de Oxigênio (mg/L)	5	SMEWW 5220B e C/2012 (22ed)	SENAI
Ensaio de ecotoxicidade com *Ceriodaphnia dubia*	-	ABNT/NBR 13373 e ABNT/NBR 15469	SENAI
Nitrato (mg/L)	0,1	SMEWW 4500-NO3- D/2012	SENAI
Nitrito (mg/L)	0,001	SMEWW 4500 - NO2 - B/2012	SENAI
Nitrogênio amoniacal total (mg/L)	0,1	EPA Method 350.2 (1974)	SENAI
Nitrogênio orgânico (mg/L)	0,1	SMEWW 4500-Norg B/2012 (22 ed)	SENAI

Os valores máximos permitidos para ambientes doces, de Classe 2, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) são listados na Tabela 51. Cabe ressaltar que nem todas as variáveis avaliadas no presente relatório são contempladas pela referida resolução.

Tabela 51 – Valores máximos permitidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005

Variável	Limite CONAMA nº 357/2005 - Classe 2
Alumínio dissolvido (mg/L)	0,100
Antimônio (mg/L)	0,005
Arsênio total (mg/L)	0,01
Bário total (mg/L)	0,700
Berílio total (mg/L)	0,04
Boro total (mg/L)	0,500
Cádmio total (mg/L)	0,001
Chumbo total (mg/L)	0,01
Cianeto livre (mg/L)	0,005
Cloreto (mg/L)	250,00
Clorofila-a (µg/L)	30
Cobalto total (mg/L)	0,05
Cobre dissolvido (mg/L)	0,009
Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)	1.000
Cor verdadeira (mg/L)	75
Cromo total (mg/L)	0,05

Variável	Limite CONAMA nº 357/2005 - Classe 2
Cromo total (mg/L)	0,05
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)	5,00
Densidade de cianobactérias (cél/mL)	50.000
Fenol (mg/L)	0,003
Ferro dissolvido (mg/L)	0,300
Fósforo total (mg/L)	0,10 mg/L (ambientes lóticos) e 0,03 (ambientes lênticos)
Manganês total (mg/L)	0,100
Mercúrio total (mg/L)	0,0002
Níquel total (mg/L)	0,025
Nitrato (mg/L)	10
Nitrito (mg/L)	1
Nitrogênio amoniacal total (mg/L)	3,7 mg/L N, para pH ≤ 7,5 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg/L N, para pH > 8,5
Nitrogênio total (mg/L)	2,18 mg/L (ambientes lóticos) e 1,27 (ambientes lênticos), quando o nitrogênio for fator limitante para a eutrofização.
Oxigênio dissolvido (mg/L)	5
pH	6 a 9
Prata total (mg/L)	0,01
Salinidade	águas doces: ≤ 0,5 ‰ águas salobras: > 0,5 ‰ e < 30 ‰ águas salinas: ≥ 30 ‰
Selênio total (mg/L)	0,01
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	500,0
Sulfato total (mg/L)	250
Turbidez (UNT)	100
Urânio total (mg/L)	0,02
Vanádio total (mg/L)	0,1
Zinco total (mg/L)	0,180

Além dos limites anteriormente citados, foi considerado também o limite de 100 mg/L para a variável sólidos suspensos totais, conforme Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008 (MINAS GERAIS, 2008).

Para a análise da comunidade fitoplanctônica, em laboratório, alíquotas de 2 a 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, Kipling e Lecren (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, 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):

$$\text{Densidade} = (n/sc).(1/h).F \qquad (9)$$

onde:

n = número de indivíduos contados, s = área do campo (mm^2), c = número de campos contados, h = altura da câmara de sedimentação (mm), F = fator de correção para mL.

A contagem das cianobactérias, a fim de atender à Resolução CONAMA nº 357/2005, teve seus resultados expressos em número total de células/mL.

Os diferentes grupos fitoplanctônicos (Cyanophyceae, Chlorophyceae, Zygnemaphyceae, Chlamydophyceae, Bacillariophyceae, Cryptophyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae e outros) foram analisados, quantificados e identificados no menor nível taxonômico possível (gêneros e espécies). As determinações de espécies de água doce foram baseadas, principalmente, em literatura específica tais como: Bicudo e Menezes (2006), González (1999), Komárek e Fott (1983), Hindak (1977), Komarek e Anagnostidis (1999, 2005), Menezes (1994), Metzeltin et al. (2005) e Metzeltin e Lange-Bertalot (1998, 2007), e artigos científicos. A ilustração dos táxons foi realizada com câmera de captura de imagem Sony IMX183 e *software* Rising View, em aumento de 600x.

Para a análise da comunidade zooplanctônica, as espécies foram identificadas, no laboratório, com auxílio de lâminas e lamínulas comuns, sob microscópio ótico, de acordo com a bibliografia especializada: Koste (1978), Reid (1985), Matsumura-Tundisi (1986), Segers (1995), Elmoor-Loureiro (1997), Santos-Silva (2000), Silva (2003), entre outros. A riqueza foi determinada através da identificação dos táxons presentes e a abundância através da estimativa de indivíduos por metro cúbico (ind./m^{-3}). Para isso, foi realizada a contagem, em câmaras de Sedgwick-Rafter modificada, de no mínimo 50 indivíduos de cada grupo, em subamostragens, subtraídas da amostra na sequência e obtidas com pipeta do tipo Stempell (2,5 mL) (BOTTRELL et al., 1976). Amostras com reduzido número de indivíduos foram quantificadas na íntegra.

3.2.2.3 Avaliação dos resultados

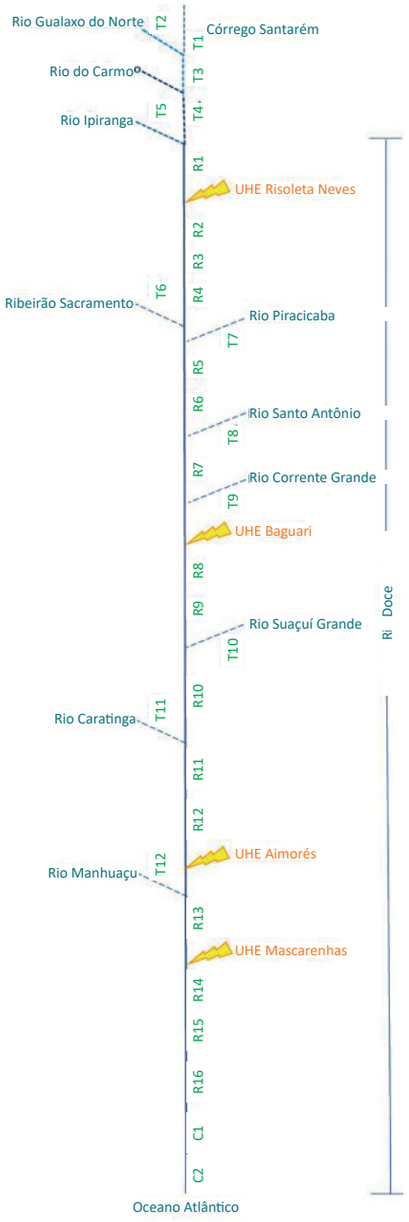
3.2.2.3.1 *Variáveis de qualidade de água*

Os resultados da primeira campanha de monitoramento do Lactec foram preferencialmente analisados em relação aos dados do período pré-desastre (Relatório de Linha-Base). Adicionalmente foram comparados com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para ambientes doces de Classe 2. Para variáveis não contempladas pela referida resolução foram pesquisadas outras referências nacionais e internacionais, sendo as mesmas comentadas ao longo da discussão dos resultados.

Convém destacar que em relação às lagoas estudadas, poucos estudos foram encontrados para a composição do referencial de linha-base, além do que não apresentavam uma boa representatividade temporal e espacial. Desse modo, coube avaliar os resultados da campanha em relação a valores legislados ou outras referências, quando necessário.

Os gráficos foram elaborados de modo a se ter uma visão global da área em estudo, evidenciando o trajeto percorrido pela lama e também a contribuição de afluentes não afetados. Na Figura 154, é apresentado um diagrama esquemático da localização das estações de monitoramento do Lactec, sendo que a linha principal representa o trajeto percorrido pela lama. Nessa linha principal, a primeira estação (T1) está localizada no Dique S4 próxima à estrutura de barramento, construído pela Samarco para a contenção de rejeitos, na altura do distrito de Bento Rodrigues/MG; a estação T3 está situada no rio Gualaxo do Norte após sua confluência com o córrego Santarém; a estação T4 localiza-se no rio do Carmo após sua confluência com o rio Gualaxo do Norte; a estação R1 é a primeira estação de monitoramento localizada no rio Doce (após a junção dos rios do Carmo e Piranga) e a estação C2 é a última estação de monitoramento no rio Doce, localizada próxima a sua foz. As demais estações com código iniciado em “T” estão posicionadas em locais não afetados pela lama de rejeitos, mas que também foram alvo da avaliação por apresentarem contribuições ao rio Doce.

Figura 154 – Diagrama esquemático da localização das estações de monitoramento do Lactec



Conforme mencionado, os dados gerados a partir da primeira campanha de monitoramento de qualidade de água foram preferencialmente avaliados em relação aos dados de linha-base (anteriores a 5 de novembro de 2015). Como a campanha do Lactec foi realizada entre os meses de junho/2018 e julho/2018, os dados foram comparados com os dados de linha-base referentes ao período seco.

Os dados de linha-base (anteriores ao rompimento) foram representados por gráficos de caixa do tipo *boxplot* os quais foram gerados a partir de dados do IGAM, para estações localizadas no estado de Minas Gerais, e do IEMA, para estações localizadas no estado do Espírito Santo. Gráficos de *boxplot* apresentam toda a variação do conjunto de dados e mostram cinco medidas (Figura 155): o limite inferior, o primeiro quartil, a mediana (segundo quartil), o terceiro quartil e o limite superior. Os quartis são medidas estatísticas de posição e dividem os dados em quatro partes iguais. Essas medidas estatísticas estão descritas na Tabela 52.

Figura 155 – Representação do gráfico *boxplot*

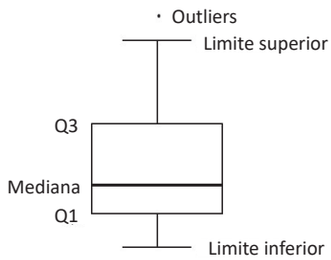


Tabela 52 – Descrição dos intervalos do *boxplot*

Quartil	Descrição
1º quartil (Q1)	25% dos dados são menores que ou iguais a este valor.
2º quartil (Q2) ou mediana	50% dos dados são menores que ou iguais a este valor.
3º quartil (Q3)	75% dos dados são menores que ou iguais a este valor.
Amplitude interquartílica (AIQ)	A distância entre o 1º e o 3º quartil (Q3-Q1)

Os *outliers* são os valores discrepantes, ou seja, que vão além dos limites definidos pelas equações abaixo:

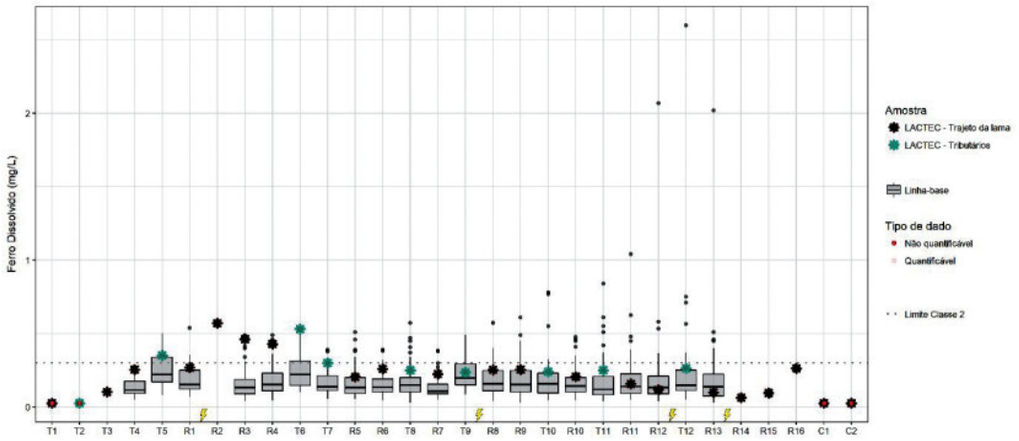
$$\text{Outlier superior} = Q3 + (1{,}5 \times AIQ) \qquad (10)$$

$$\text{Outlier inferior} = Q1 - (1{,}5 \times AIQ) \qquad (11)$$

Já os dados resultantes da campanha do Lactec foram representados por asteriscos. Asteriscos na cor marrom referem-se a estações de monitoramento localizadas no trajeto que a lama percorreu na época do desastre, enquanto asteriscos na cor verde referem-se a tributários que contribuem para o rio Doce, mas que não foram atingidos pela lama. Cabe destacar que a estação T2, no rio Gualaxo do Norte, foi amostrada a montante do trajeto que a lama de rejeitos percorreu.

A Figura 156 apresenta a combinação dos dados de linha-base (*boxplot*) com os dados do Lactec (asteriscos), sendo os resultados apresentados de montante para jusante, conforme a Figura 154. Destaca-se que, para algumas estações de monitoramento e variáveis de qualidade de água, não há dados de linha-base considerando-se os programas de monitoramento contínuo do IGAM e do IEMA, para esses casos não foi possível a elaboração dos gráficos tipo *boxplot*. A linha horizontal pontilhada representa o limite legislado (Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para ambientes de água doce). No gráfico também foram adicionados símbolos em forma de raio para marcar a localização das usinas hidrelétricas presentes no rio Doce de montante para a jusante: Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas. Ainda, dados do Lactec que não foram passíveis de quantificação foram destacados com um círculo vermelho no interior do asterisco.

Figura 156 – Exemplo de gráfico utilizado para a avaliação dos dados gerados na primeira campanha do Lactec em relação aos dados de linha-base



Na Tabela 53, é possível observar os períodos em que as variáveis de qualidade de água foram avaliadas pelo IGAM e pelo IEMA antes do desastre, bem como o número de observações resultantes considerando-se todas as estações dos programas de monitoramento dos referidos órgãos. Para mais detalhes em relação ao número de observações por estação de monitoramento, verificar o Relatório de Linha-Base. Conforme mencionado em relatórios anteriores, o rol de variáveis monitoradas pelo IEMA previamente ao rompimento mostrou-se inferior ao conjunto de variáveis avaliadas pelo IGAM.

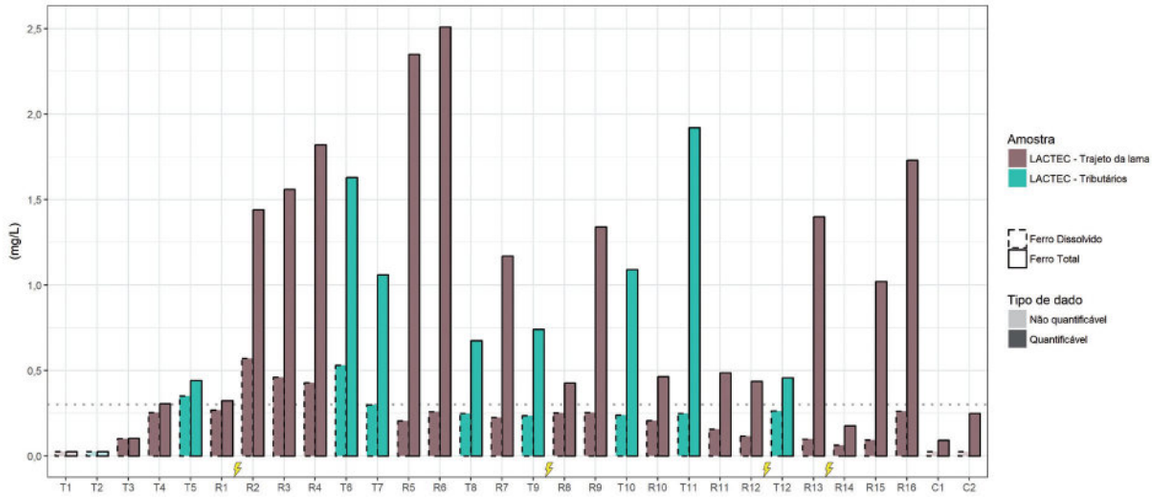
Tabela 53 – Período e número de observações pré-desastre

Variáveis	Início IGAM	Término IGAM	Número de obs.	Início IEMA	Término IEMA	Número de obs.
Alcalinidade de bicarbonato	27/08/98	20/07/15	14-35			
Alcalinidade total	23/07/97	20/07/15	14-37			
Alumínio dissolvido	12/07/05	16/10/15	21-42			
Alumínio total	04/03/98	19/07/06	14-27			
Arsênio total	04/03/98	09/10/15	15-49			
Bário total	04/03/98	20/07/15	14-36			
Boro dissolvido	04/03/98	18/07/05	12-16			
Boro total	17/01/06	22/07/13	10-16			
Cádmio total	27/08/98	09/10/15	15-35			
Cálcio total	27/08/97	20/07/15	14-36			
Chumbo total	05/08/97	19/10/15	15-69			
Cianeto livre	07/07/09	19/10/15	13-26			
Cloreto total	04/03/98	10/04/09	29-92			
Cobre dissolvido	12/07/05	19/10/15	29-61			
Cobre total	04/03/98	19/07/06	27-31			
Coliformes termotolerantes	23/07/97	15/10/12	17-61	12/05/99	09/11/10	19-27
Condutividade elétrica in loco	23/07/97	19/10/15	29-92			

Variáveis	Início IGAM	Término IGAM	Número de obs.	Início IEMA	Término IEMA	Número de obs.
Cor verdadeira	23/07/97	19/10/15	14-46			
Cromo hexavalente	27/08/98	19/07/06	14-17			
Cromo total	04/03/98	09/10/15	15-36			
Cromo trivalente	27/08/98	19/07/06	14-17			
Demanda bioquímica de oxigênio	23/07/97	19/10/15	29-92	12/05/99	09/11/10	19-27
Dureza	27/08/97	20/07/15	14-36			
Fenóis totais	23/07/97	19/10/15	14-72			
Ferro dissolvido	04/03/98	19/10/15	29-68			
Fósforo total	23/07/97	19/10/15	29-92	12/05/99	09/11/10	19-27
Magnésio total	27/08/97	06/10/15	14-36			
Manganês total	04/03/98	19/10/15	29-68			
Mercúrio total	04/09/97	09/10/15	15-63			
Níquel total	18/03/98	09/10/15	15-45			
Nitrato	23/07/97	19/10/15	29-92			
Nitrito	23/07/97	19/10/15	19-56			
Nitrogênio amoniacal	23/07/97	19/10/15	29-92			
Nitrogênio orgânico	04/03/98	19/10/15	15-66			
Nitrogênio total	04/03/98	19/10/15	15-49	12/05/99	09/11/10	19-27
Oxigênio dissolvido	23/07/97	19/10/15	29-92	12/05/99	09/11/10	19-27
pH in loco	23/07/97	19/10/15	29-92	12/05/99	09/11/10	19-27
Potássio dissolvido	27/08/98	20/07/15	14-35			
Selênio total	27/08/98	22/07/13	10-31			
Sódio dissolvido	04/03/98	20/07/15	14-36			
Sólidos dissolvidos totais	04/03/98	19/10/15	29-83			
Sólidos em suspensão totais	23/07/97	19/10/15	29-92			
Sólidos totais	04/03/98	19/10/15	29-90	12/05/99	09/11/10	19-27
Sulfato	04/03/98	20/07/15	14-36			
Turbidez	23/07/97	19/10/15	29-92	12/05/99	09/11/10	19-27
Zinco	04/03/98	09/10/15	15-36			

Foram também elaborados gráficos de barra visando a comparação dos valores totais das variáveis em relação a suas frações (Figura 157). As barras na cor marrom representam estações localizadas no trajeto que a lama percorreu na época do desastre e as barras na cor verde representam estações localizadas em tributários que não foram afetados pela onda de rejeitos, sendo as estações apresentadas no gráfico de montante para jusante, de acordo com a Figura 154. O contorno cheio indica o valor total da variável e o contorno em pontilhado, sua fração. Além disso, os resultados que não foram passíveis de quantificação foram apresentados em cor com tonalidade mais fraca. A linha horizontal pontilhada representa o limite legislado para a variável contemplada pela resolução.

Figura 157 – Exemplo de gráfico de barras visando a comparação dos valores totais das variáveis e suas frações



Quando considerado necessário, tal modelo de gráfico também foi utilizado para avaliação de resultados de outras variáveis, mesmo que as frações não representem a parte dissolvida do total da variável.

Foi também elaborado o diagrama de Piper, que mostra o percentual de composição dos íons mais presentes nas águas naturais, conforme explicado por Fetter (2014). A construção do diagrama leva em consideração as concentrações relativas das variáveis: cálcio dissolvido, magnésio dissolvido, sódio dissolvido, potássio dissolvido, cloreto, sulfato, nitrato e bicarbonato. O intuito foi iniciar o levantamento de possíveis correlações da composição da água com o substrato geológico.

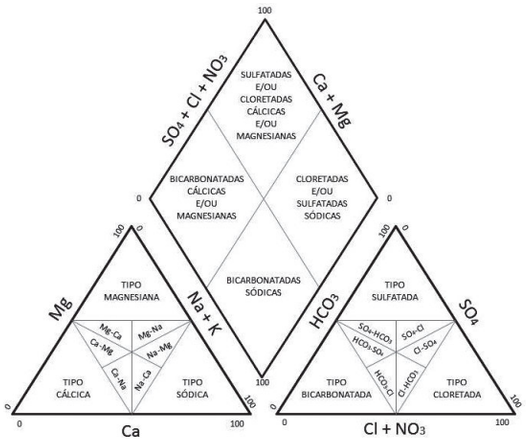
Como o valor de bicarbonato não foi obtido diretamente no monitoramento, foi possível realizar uma conversão a partir do valor de alcalinidade, conforme a Equação 12, recomendada por California Water Boards (2018).

$$\text{Alcalinidade como } HCO_3^-(\text{mg/L}) = 1{,}22 \times \text{Alcalinidade como } CaCo_3\ (\text{mg/L}) \qquad (12)$$

O programa utilizado para a confecção do diagrama foi o “Diagrammes”, desenvolvido pelo Laboratoire d’Hydrogéologie d’Avignon (2018). Cada lado do diagrama representa uma escala de 0 a 100% de cada um dos três íons constituintes do triângulo. O triângulo da direita relaciona os ânions, enquanto o da esquerda representa os cátions. O losango central é utilizado para representar a composição da água juntando os cátions e ânions. Juntando-se todos os valores inseridos, são formados pontos no interior do diagrama representando cada uma das estações de monitoramento.

Com base na inserção dos valores no diagrama, a área em que o ponto for marcado indica as características hidrogeoquímicas da água de cada estação de monitoramento, conforme a Figura 158.

Figura 158 – Sistema de classificação hidrogeoquímica para águas naturais utilizando o diagrama de Piper



Fonte: Adaptado de Custódio e Llamas (1983).

3.2.2.3.2 *Comunidade fitoplanctônica*

Assim como para as variáveis de qualidade de água, os resultados obtidos com a primeira campanha de amostragem foram comparados, sempre que possível, com os dados apresentados no Relatório de Linha-Base. Para avaliar a comunidade fitoplanctônica foram analisadas informações sobre (a) concentração de clorofila-a, (b) densidade do fitoplâncton, (c) riqueza de espécies, e (d) diversidade específica.

(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 microalgas em um determinado local, e é expressa em ind./mL ou cél./mL. 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 em 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. A diversidade da comunidade fitoplanctônica no ambiente estudado foi calculada pelo índice de Shannon (H') a partir dos dados de densidade específica, segundo a expressão: $H' = -\Sigma.pi.\log_2 pi$, onde $pi = ni/N$ e ni = número total de indivíduos de cada espécies 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 as amostras analisadas.

Os parâmetros densidade de cianobactérias e clorofila-a, contemplados na Resolução CONAMA nº 357/2005, foram avaliados segundo os critérios para águas doces superficiais, Classe 2. Os limites estabelecidos são: clorofila-a ≤ 30 µg/L e densidade de cianobactérias ≤ 50.000 cél./mL.

3.2.2.3.3 *Comunidade zooplanctônica*

Frequência de ocorrência

A frequência de ocorrência das espécies em cada um dos tipos de ambiente (tributários, rio e lagoas) foi calculada a partir da seguinte equação:

$$Fo=Ta \times 100/TA \qquad (13)$$

Onde:

Fo = frequência de ocorrência (%);

Ta = número de amostras de cada tipo de ambiente contendo a espécie;

TA = número total de amostras de cada tipo de ambiente.

A ocorrência das espécies em cada ponto de amostragem foi descrita considerando juntamente as réplicas de cada ponto, ou seja, as ocorrências não foram somadas. Nesse caso, as réplicas tiveram como objetivo aumentar o esforço de amostragem e a possibilidade da espécie ocorrer em cada ponto. Portanto, para os tributários foram consideradas 12 amostras, para o rio 16 amostras, e para lagoa, 5 amostras. Bdelloidea (rotífero) foi considerada como uma única espécie.

Os resultados permitiram a classificação das espécies segundo Omori e Ikeda (1984). As espécies que ocorreram em mais de 80% das amostras foram classificadas como muito frequente, aquelas que ocorreram entre 40 e 80% das amostras como frequente, entre 20 e 40%, como pouco frequente; e em menos de 20% das amostras, esporádica.

Abundância

A abundância de indivíduos, de cada espécie, foi determinada a partir da contagem, em câmaras de Sedgwick-Rafter modificada, de no mínimo 50 indivíduos de cada grupo, em subamostragens, subtraídas da amostra na sequência e obtidas com pipeta do tipo Stempell (2,5 mL) (BOTTRELL et al., 1976). Amostras com reduzido número de indivíduos foram quantificadas na íntegra. Os resultados de abundância das espécies (Aesp) e da comunidade (Az) estão expressos em indivíduos por metro cúbico (ind./m^{-3}), estimados de acordo com as seguintes equações:

$$Aesp = \left(\frac{N\ ind \times V\ am\ conc / V\ subam}{Vam}\right) \times 1.000 \qquad (14)$$

Onde:

Aesp = densidade de cada espécie ou Bdelloidea ou da forma jovem (ind./m^{-3})

N ind = número de cada espécie ou Bdelloidea ou da forma jovem

V am conc = volume da amostra concentrada em laboratório

V subam = volume total das subamostras

V am = volume da amostra obtida em campo

X 1.000 = porque 1.000 L = 1 m^3, e não foram amostrados 1.000 L em campo

$$Az = \sum Desp \qquad (15)$$

Onde:

Az = abundância da comunidade (ind./m^{-3})

Aesp = abundância de cada espécie ou Bdelloidea ou da forma jovem

Foram consideradas como espécies abundantes, também, em cada um dos tipos de ambiente (tributários, rio e lagoas) aquelas que apresentaram valores expressivos de abundância em mais de um ponto de amostragem. Bdelloidea (rotífero) foi considerada como uma única espécie.

Abundância relativa

A abundância relativa de cada espécie também foi calculada nesta mesma escala, e de acordo com a seguinte equação:

$$Ar = N \times 100 / Na \qquad (16)$$

Onde:

Ar = abundância relativa (%);

N = número total de indivíduos de cada espécie na amostra de cada tipo de ambiente;

Na = número total de indivíduos em cada tipo de ambiente.

Os resultados permitiram classificar as espécies, de acordo com Omori e Ikeda (1984), como dominante aquelas que representaram mais de 70% da abundância; abundante, entre 70 e 40% da abundância; pouco abundante, entre 40% e 10% da abundância; e rara, com representatividade relativa menor que 10%. Bdelloidea (rotífero) foi considerada como uma única espécie.

3.2.2.3.3.1 Índices de Riqueza, Diversidade, Equitabilidade

A riqueza de espécies da comunidade, considerando Bdelloidea (rotífero) como uma única espécie, e ponderando a abundância dos indivíduos, foi estimada, também, a partir do índice de riqueza Margalef, de acordo com a seguinte equação:

$$R = (S-1)/Ln\ N \qquad (17)$$

Onde:

R = Riqueza de Margalef

S = Número total de espécies na amostra

N = Número total de indivíduos na amostra

A diversidade específica da comunidade foi estimada a partir do índice de Shannon-Wiener (H') também conhecido por Shannon Waver (OMORI; IKEDA, 1984; SHANNON; WEAVER, 1949), que

expressa a informação de conteúdo por indivíduo na amostra. Este índice é afetado pelo número de espécies e a proporção em que elas se encontram na amostra, e expresso pela seguinte equação:

$$H' = - \sum (Pi \times Ln\ Pi) \qquad (18)$$

Onde:

H' = Índice de Shannon-Wiener (bits/ind);

Pi = 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, ainda, resultado for > 4; alta entre 3 e 4; média entre 2 e 3; baixa entre 1 e 2 e muito baixa < 1. A base do logaritmo utilizado foi base 2, e os resultados expressos em Bits/ind.

A equitabilidade da comunidade foi estimada pelo índice de Pielou (J´), é derivado do índice de Shannon-Wiener, e representa a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies (PIELOU, 1966). O resultado varia entre 0 (uniformidade mínima) e 1 (uniformidade máxima), e é estimado pela seguinte equação:

$$J' = H'/H'max \qquad (19)$$

Onde:

J' = equitabilidade

H´= índice de Shannon-Wiener.

H´max = Ln (S),

sendo: S = número total de espécies na amostra

Com o objetivo de verificar a existência de padrões de agrupamento entre os ambientes, a partir da abundância das espécies, foi realizada análise multivariada NMDS (Escalonamento Multidimensional não Métrico) (CLARKE, 1993), utilizando uma matriz de semelhança de Bray-Curtis, e como variável interveniente os pontos de amostragem. A significância dessa relação foi obtida a partir de uma análise de variância permutacional (PERMANOVA). As análises foram realizadas no *software* R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014) usando o pacote Vegan (OKSANEN, 2013).

A influência das condições ambientais sobre a estrutura da comunidade foi avaliada a partir de duas análises de redundância (RDA), uma utilizando os dados das variáveis físicas e químicas, e a outra utilizando os dados de contaminantes, cujos resultados ultrapassaram os limites da Resolução CONAMA nº 357/2005.

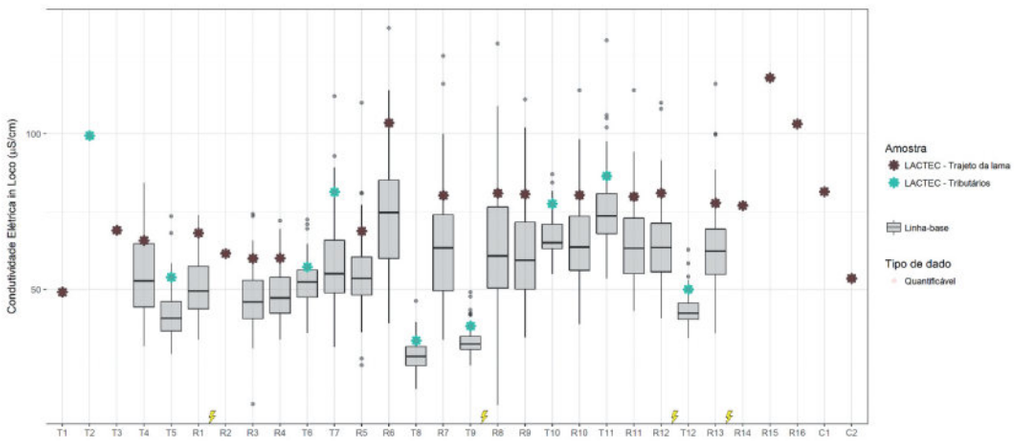
Antes da realização de cada RDA, foram excluídas as variáveis que apresentaram multicolinearie-dade, a partir do fator de inflação de variância (VIF) acima de 10 (HAIR et al., 1998). A composição das espécies foi transformada usando o método de Hellinger (LEGENDRE; GALLAGHER, 2001). A significân-cia da RDA foi testada por 999 permutações. As análises foram realizadas com o programa R (R Core Team, 2013) com o pacote 'Vegan' (OKSANEN et al., 2007). O nível de significância adotado foi de 5%. Para essas análises, foram utilizadas as seguintes variáveis ambientais: Carbono Orgânico Total (COT), Carbono Orgânico Dissolvido (COD), Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Dissolvidos (STD), Nitrato (NO_3), Nitrogênio Orgânico Total (NOT), Nitrogênio Total (NT), Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), Nitrito (NO_2), Fósforo Dissolvido (P.d), Fósforo Total (P.t), Fosfato (PO_4), Alumínio Dissolvido (Al.d), Ferro Dissolvido (Fe.d), Manganês dissolvido (Mn.d), Prata dissolvida (Ag.d), Alumínio total (Al.t), Ferro total (Fe.t), Manganês total (Mg.t), Prata total (Ag.t) e Fenol.

3.2.3 RESULTADOS DOS AMBIENTES FLUVIAIS

3.2.3.1 Variáveis de qualidade de água monitoradas *in situ*

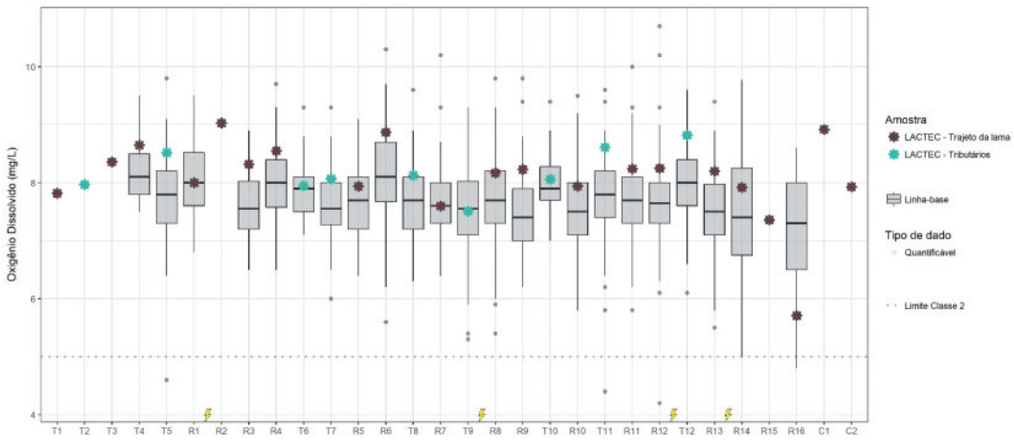
A condutividade elétrica registrada para a região considerando tributários e rio Doce variou de 33,5 µS/cm a 118,0 µS/cm. Quando avaliados os pontos localizados onde ocorreu a passagem da lama detectou-se uma condutividade média um pouco mais elevada (76,14 µS/cm) do que para os tributá-rios amostrados (64,16 µS/cm), indicando assim uma maior concentração de sólidos dissolvidos totais no trecho de passagem da lama. Em relação ao período pré-desastre (Figura 159), observou-se que os valores registrados estiveram acima das medianas históricas, entretanto sem ultrapassar os máximos históricos registrados. Ressalta-se que este parâmetro não apresenta limite legislado pela Resolução CONAMA nº 357/2005, entretanto, Libânio (2005) cita que águas naturais apresentam condutividade, normalmente, inferior a 100 µS/cm, podendo chegar a valores de 1.000 µS/cm, em águas com altas cargas de efluentes.

Figura 159 – Resultados Lactec para condutividade elétrica em comparação com dados de linha-base



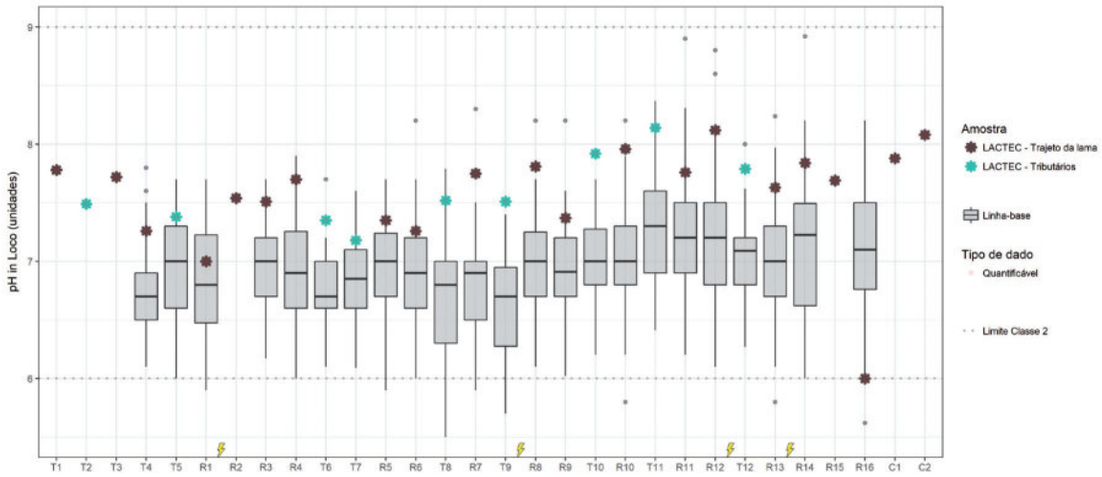
O oxigênio dissolvido é uma variável de grande relevância para a avaliação da qualidade de água, pois é um limitador à manutenção da vida aquática e a processos de depuração desses ecossistemas naturais (CETESB, 2017). De forma geral, concentrações iguais ou superiores a 5,0 mg/L são adequadas à manutenção da maioria das populações aquáticas de água doce, sendo situações de concentrações inferiores a 2,0 mg/L (hipóxia), consideradas preocupantes e inadequadas à biota (CETESB, 2017). Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, rios de Classe 2 devem apresentar concentrações de oxigênio dissolvido não inferiores a 5,0 mg/L. Nesse contexto, nenhuma das estações avaliadas apresentou valores de oxigênio dissolvido menores que o estabelecido pela legislação em vigor, com valores mínimos de 5,71 mg/L e máximo de 9,02 mg/L, com distribuição bastante homogênea ao longo dos pontos estudados, com exceção da região localizada entre a usina de Mascarenhas até a estação R16, localizada na cidade de Linhares, onde houve um decréscimo nas concentrações de oxigênio. Entretanto os dados obtidos são compatíveis com a série histórica registrada (Figura 160).

Figura 160 – Resultados Lactec para oxigênio dissolvido em comparação com dados de linha-base



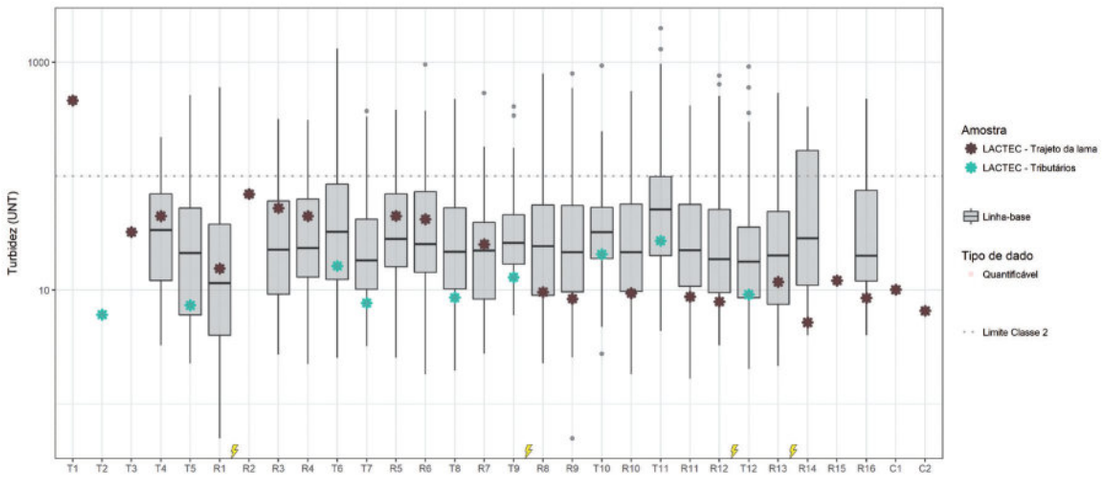
Em relação ao pH, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, rios de Classe 2 devem apresentar valor entre 6,0 e 9,0. Nesse contexto, todos os dados avaliados se apresentaram dentro dessa faixa, sendo que o valor mínimo registrado foi de 6,0 e o máximo de 8,14. Espacialmente não foram observadas diferenças relevantes entre os pontos, com exceção da estação R16, onde foi observado o menor valor de pH. Em comparação com os dados históricos, observou-se que todos os valores registrados de pH estiveram acima das mediana calculadas para o período pré-desastre, com exceção da estação R16, onde o valor registrado encontrou-se abaixo da mediana calculada para este ponto. Entretanto cabe ressaltar que os valores obtidos não ultrapassaram os máximos e mínimos históricos (Figura 161). A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Também o efeito indireto é muito importante podendo, valores de pH mais alcalinos contribuírem para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados; valores de pH mais ácidos podem exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes. Desta forma, as restrições de faixas de pH são estabelecidas para as diversas classes de águas naturais, de acordo com a legislação federal (Resolução CONAMA nº 357/2005).

Figura 161 – Resultados Lactec para pH em comparação com dados de linha-base



A turbidez é uma das características físicas da água, e indica o grau de redução da passagem do feixe de luz ao atravessá-la. Esta redução, causada pela absorção ou pelo espalhamento dos feixes de luz, ocorre em função da presença de sólidos em suspensão e detritos de origem orgânica, além dos elementos do plâncton aquático (PIVELI; KATO, 2005). Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, rios de Classe 2 devem apresentar turbidez de até 100 UNT. Os valores registrados para essa primeira campanha de monitoramento, no trecho percorrido pela lama, variaram de 5,21 a 69,7 UNT. Para os tributários, a variação foi de 6,09 a 44,69 UNT. Para a estação T1, o primeiro ponto avaliado no trecho percorrido pela lama de rejeitos, no reservatório do dique S4 próximo à estrutura de barramento, devido a problemas na hora da coleta, o sedimento de fundo foi ressuspendido e o dado de turbidez precisou ser desconsiderado (462,0 UNT). Quando avaliado o trecho percorrido pela lama, pode-se observar uma elevação a partir do ponto localizado a jusante de Risoleta de Neves (Candonga) e um decaimento em direção à foz do rio Doce. Em relação aos dados históricos, pode-se dizer que os resultados da campanha são compatíveis (Figura 162).

Figura 162 – Resultados Lactec para turbidez em comparação com dados de linha-base



3.2.3.2 Variações de qualidade de água com resultados inferiores ao limite de quantificação laboratorial

As variáveis que apresentaram resultados abaixo do limite de quantificação em todas as estações de monitoramento em ambientes fluviais foram: antimônio dissolvido, antimônio, arsênio dissolvido, arsênio total, berílio dissolvido, berílio total, bismuto dissolvido, bismuto total, cádmio dissolvido, cádmio total, chumbo dissolvido, chumbo total, cianeto livre, cianeto total, cobalto dissolvido, cobalto total, cobre dissolvido, cobre total, cromo dissolvido, cromo hexavalente, cromo total, cromo total, cromo trivalente, estanho dissolvido, estanho total, mercúrio dissolvido, mercúrio total, molibdênio dissolvido, molibdênio total, níquel dissolvido, níquel total, paládio dissolvido, paládio total, platina dissolvida, platina total, ródio dissolvido, ródio total, selênio dissolvido, selênio total, sólidos suspensos totais, tálio dissolvido, tálio total, telúrio dissolvido, telúrio total, titânio dissolvido, urânio dissolvido, urânio total, vanádio dissolvido e vanádio total.

A título de conhecimento e comparação, a Tabela 54 apresenta os limites de quantificação utilizados nas análises das amostras de água do Lactec e também aqueles utilizados para análise das amostras do IGAM.

Tabela 54 – Limites de quantificação utilizados pelo Lactec e pelo IGAM

Variável	LQ - Lactec	LQ - IGAM
Antimônio (mg/L)	0,005	-
Antimônio dissolvido (mg/L)	0,005	-
Arsênio dissolvido (mg/L)	0,005	-
Arsênio total (mg/L)	0,005	0,0003 e 0,001
Berílio dissolvido (mg/L)	0,001	-
Berílio total (mg/L)	0,001	-
Bismuto dissolvido (mg/L)	0,025	-
Bismuto total (mg/L)	0,025	-
Cádmio dissolvido (mg/L)	0,001	-
Cádmio total (mg/L)	0,001	0,0005
Chumbo dissolvido (mg/L)	0,005	-
Chumbo total (mg/L)	0,005	0,005
Cianeto Livre (mg/L)	0,005	0,01 e 0,002
Cianeto Total (mg/L)	0,005	0,01
Cobalto dissolvido (mg/L)	0,005	-
Cobalto total (mg/L)	0,005	-
Cobre dissolvido (mg/L)	0,005	0,004
Cobre total (mg/L)	0,005	0,007 e 0,004
Cromo dissolvido (mg/L)	0,025	-
Cromo hexavalente (mg/L)	0,01	-

Variável	LQ - Lactec	LQ - IGAM
Cromo total (mg/L)	0,025	0,04
Cromo trivalente (mg/L)	0,04	-
Enxofre dissolvido (mg/L)	0,025	-
Enxofre total (mg/L)	0,025	-
Mercúrio dissolvido (mg/L)	0,0001	-
Mercúrio total (mg/L)	0,0001	0,0002
Molibdênio dissolvido (mg/L)	0,025	-
Molibdênio total (mg/L)	0,025	-
Níquel dissolvido (mg/L)	0,005	-
Níquel total (mg/L)	0,005	0,004
Nitrato (mg/L)	0,23 (SENAI) 0,1 (Tommasi)	-
Nitrito (mg/L)	0,015 (SENAI) 0,001 (Tommasi)	-
Paládio dissolvido (mg/L)	0,025	-
Paládio total (mg/L)	0,025	-
Platina dissolvida (mg/L)	0,025	-
Platina total (mg/L)	0,025	-
Prata dissolvida (mg/L)	0,005	-
Prata total (mg/L)	0,005	-
Ródio dissolvido (mg/L)	0,025	-
Ródio total (mg/L)	0,025	-
Selênio dissolvido (mg/L)	0,005	-
Selênio total (mg/L)	0,005	0,0005
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	0,1	-
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	30	2
Sulfato Total (mg/L)	10	1 e 5
Tálio dissolvido (mg/L)	0,005	-
Tálio total (mg/L)	0,005	-
Telúrio dissolvido (mg/L)	0,025	-
Telúrio total (mg/L)	0,025	-
Titânio dissolvido (mg/L)	0,025	-
Titânio total (mg/L)	0,025	-
Urânio dissolvido (mg/L)	0,001	-
Urânio total (mg/L)	0,001	-
Vanádio dissolvido (mg/L)	0,025	-
Vanádio total (mg/L)	0,025	-
Zinco dissolvido (mg/L)	0,025	-
Zinco total (mg/L)	0,025	0,02

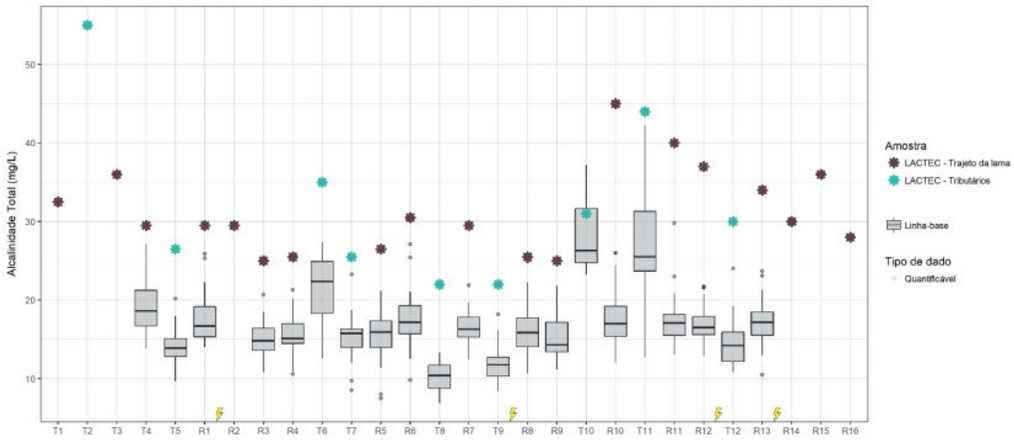
3.2.3.3 Variáveis de qualidade de água com resultados quantificáveis

3.2.3.3.1 *Alcalinidade total*

A Resolução CONAMA nº 357/2005 não contempla valores máximos para alcalinidade. Em relação à campanha realizada pelo Lactec, os valores de alcalinidade variaram entre 22 e 55 mg/L ao longo das estações avaliadas. De acordo com a Figura 163, observa-se que os valores da campanha superaram os máximos históricos para estações com referencial de linha-base, de modo geral.

Todavia, segundo Libânio (2005), águas naturais de origem superficial no Brasil apresentam alcalinidade comumente inferior a 100 mg/L de $CaCO_3$. Valores mais elevados de alcalinidade nos corpos d'água estão associados aos processos de decomposição da matéria orgânica, à atividade respiratória de microrganismos, com liberação e dissolução do gás carbônico (CO_2) na água, e ao lançamento de efluentes industriais.

Figura 163 – Resultados Lactec para alcalinidade em comparação com dados de linha-base

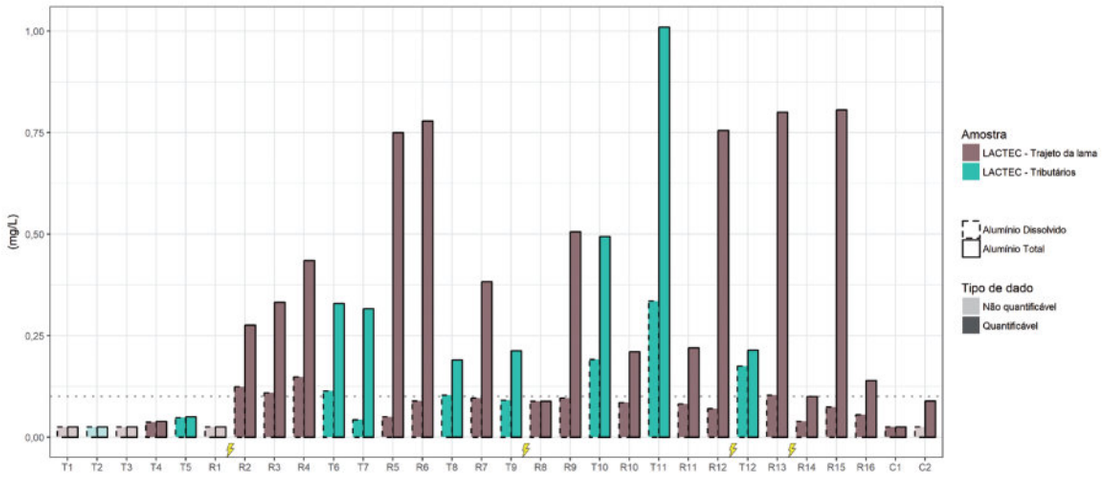


3.2.3.3.2 *Alumínio total e dissolvido*

Os valores de alumínio dissolvido (Figura 164) superaram o limite legislado de 0,100 mg/L (linha horizontal pontilhada do gráfico) em nove estações de monitoramento (R2, R3, R4, R13, T6, T8, T10, T11 e T12), sendo que o máximo valor ocorrido nessa campanha foi de 0,335 mg/L na estação T11 (rio Caratinga). Entre as estações do rio Doce, o resultado mais elevado foi de 0,148 mg/L na estação R4, entre Marliéria e Pingo-d'Água/MG. Nas estações T1, T2, T3 e R1, o alumínio dissolvido não foi quantificado.

O alumínio total também teve seu maior valor observado no rio Caratinga (T11), sendo este de 1,010 mg/L. Entre as estações do rio Doce, o máximo foi de 0,806 mg/L na estação R15, em Colatina/ES. Não houve detecção do alumínio total nas estações T1, T2, T3 e R1.

Figura 164 – Resultados de alumínio total e dissolvido



Comparando-se os dados em relação à linha-base, os resultados de alumínio total (Figura 165) e de alumínio dissolvido (Figura 166) não se sobressaíram em relação aos dados anteriores ao desastre, permanecendo em geral, próximos à mediana. Convém destacar que o IEMA não realizava análises de metais na água antes do desastre, deste modo não há *boxplot* de linha-base para as estações no Espírito Santo. Contudo, resultados do monitoramento do SANEAR Colatina/ES em pontos de captação do rio Doce já indicavam a presença de alumínio dissolvido na água (Relatório de Linha-base), inclusive com a ocorrência de não conformidades com o limite legal.

Figura 165 – Resultados Lactec para alumínio total em comparação com dados de linha-base

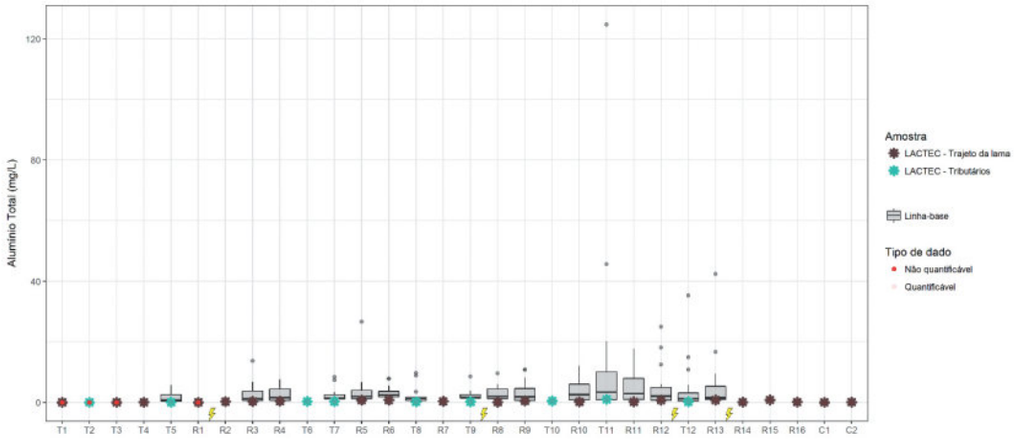
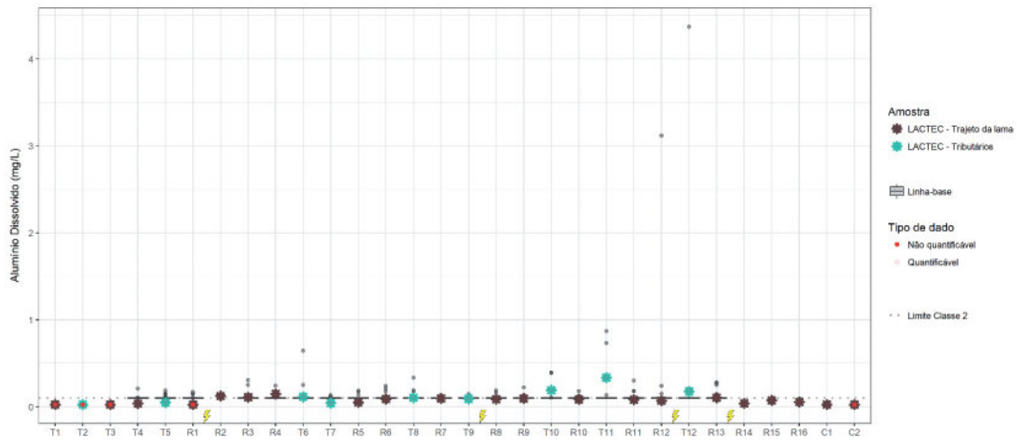


Figura 166 – Resultados Lactec para alumínio dissolvido em comparação com dados de linha-base

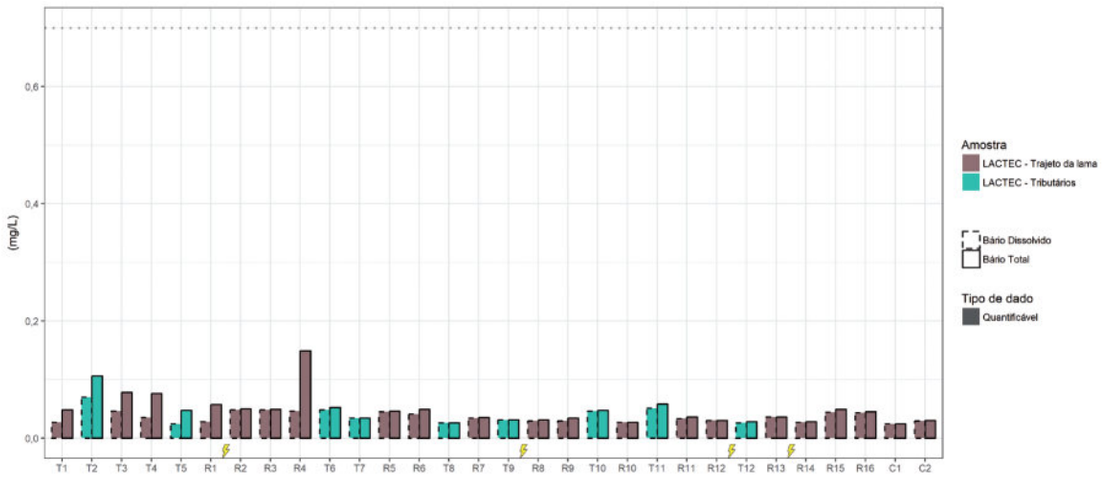


3.2.3.3.3 *Bário total e dissolvido*

Em todas as estações monitoradas, as concentrações de bário total estiveram abaixo do limite legislado pela Resolução CONAMA nº 357/2005 de 0,7 mg/L (linha horizontal pontilhada do gráfico) de acordo com a Figura 167. O resultado mais elevado (0,149 mg/L) ocorreu na estação R4, entre Marliéria e Pingo-d'Água).

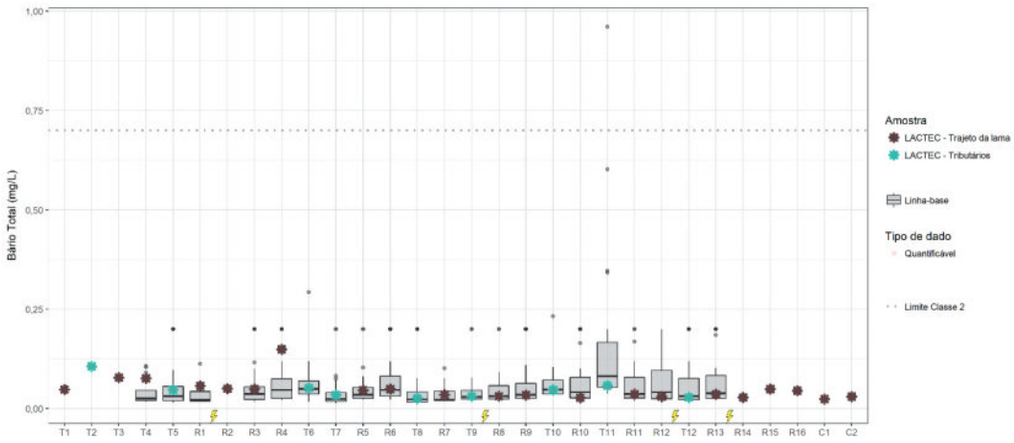
Para o bário dissolvido, que não é contemplado pela Resolução CONAMA nº 357/2005, o valor máximo (0,07 mg/L) foi registrado na estação T2 (rio Gualaxo do Norte). De modo geral, pode-se dizer que o bário se encontrou mais na forma dissolvida do que na particulada. Os metais dissolvidos são, geralmente, considerados mais móveis e biologicamente disponíveis.

Figura 167 – Resultados de bário total e dissolvido



Em relação à linha-base, os valores permaneceram abaixo dos máximos históricos (Figura 168). Valores mais elevados em relação ao pré-desastre foram registrados nas estações: T4 (rio do Carmo), R1 (Santa Cruz do Escalvado/MG) e R4 (entre os municípios de Marliéria e Pingo-d'Água/MG), visto que superaram o terceiro quartil. Nas estações T2 (rio Gualaxo do Norte, a montante da confluência com o córrego Santarém) e R4, foram observadas as maiores concentrações de bário total entre os pontos amostrados.

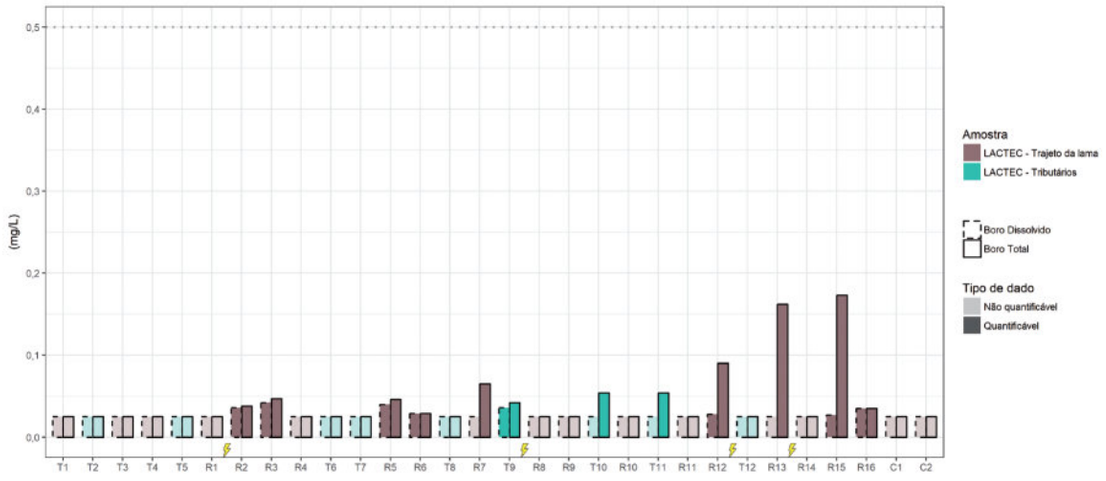
Figura 168 – Resultados Lactec para bário total em comparação com dados de linha-base



3.2.3.3.4 *Boro total e dissolvido*

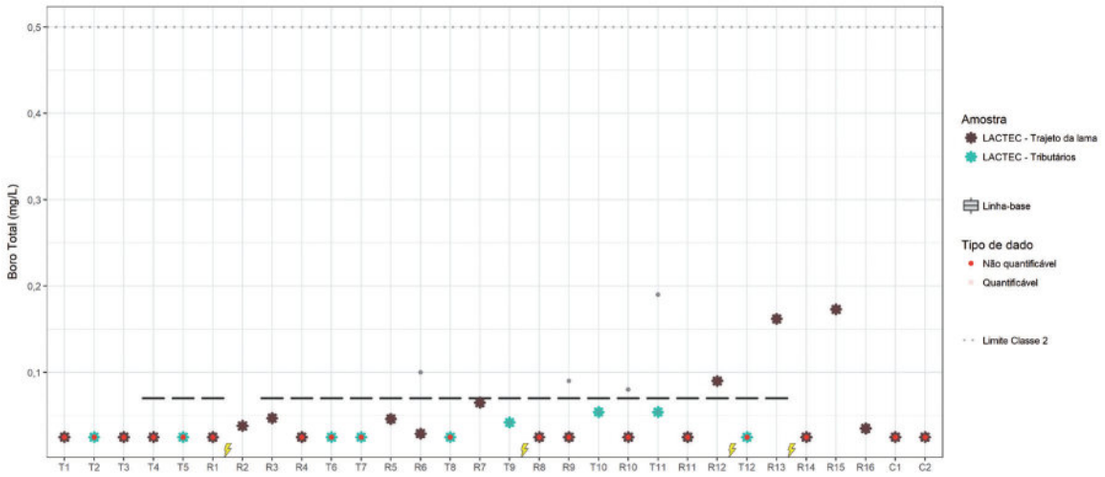
De acordo com a Figura 169, as concentrações de boro total não superaram o valor máximo de 0,500 mg/L (linha pontilhada horizontal do gráfico) permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 em nenhuma das estações, atingindo o máximo de 0,173 mg/L na estação R15 (Colatina/ES). O boro dissolvido teve seu valor máximo de 0,042 mg/L na estação R3 (São Domingos do Prata/MG). Na maior parte das estações monitoradas, o boro não foi detectado em nenhuma das suas formas.

Figura 169 – Resultados de boro total e dissolvido



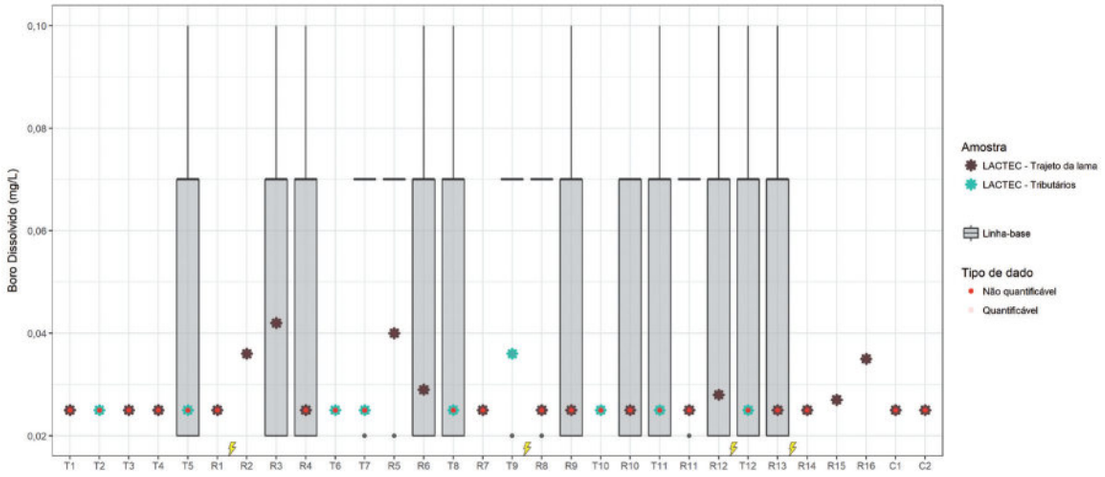
Na Figura 170, na qual ocorre a comparação dos dados obtidos na primeira campanha de monitoramento com dados pré-desastre (linha-base), é possível afirmar apenas que nas estações R12 (Resplendor/MG) e R13 (entre Aimorés/MG e Baixo Guandu/ES) as concentrações de boro total foram superiores aos dados pré-desastre. Nas demais estações, não é possível realizar tal comparação, devido à diferença dos limites de quantificação empregados nas análises laboratoriais do IGAM (0,07 mg/L) e do Lactec (0,025 mg/L).

Figura 170 – Resultados Lactec para boro total em comparação com dados de linha-base



Para o boro dissolvido (Figura 171), o limite de quantificação utilizado nas análises laboratoriais das amostras de água do IGAM se alterou de 0,02 mg/L para 0,07 mg/L em 2001. O limite de quantificação utilizado para avaliação das amostras do Lactec foi de 0,025 mg/L. A maioria das amostras do Lactec não apresentou resultados quantificáveis. De modo geral, os valores estiveram dentro da variação histórica.

Figura 171 – Resultados Lactec para boro dissolvido em comparação com dados de linha-base



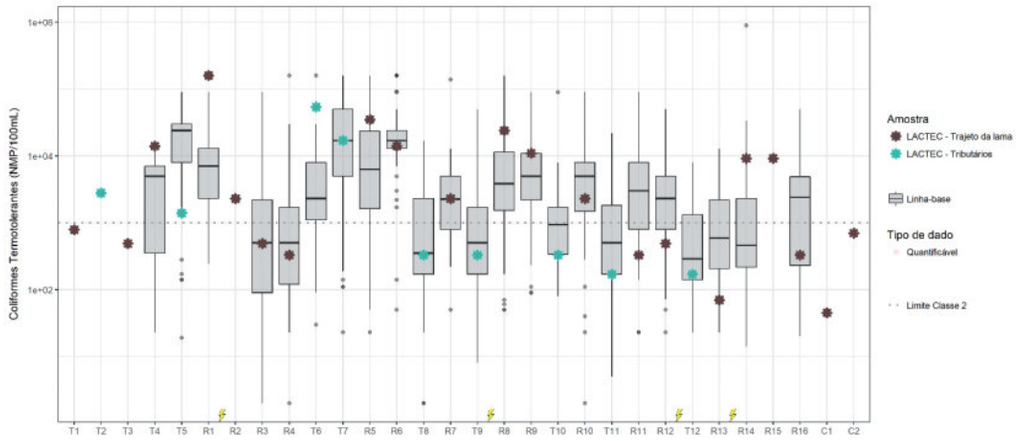
3.2.3.3.5 *Coliformes termotolerantes*

Em relação às concentrações de coliformes termotolerantes, foram observadas não conformidades com o limite da Resolução CONAMA nº 357/2005 para ambientes doces de Classe 2 (1.000 NMP/100 mL) para diversas estações de monitoramento (Figura 172).

Para as estações T4 (rio do Carmo) e R1 (rio Doce, no município de Santa Cruz do Escalvado/MG), as concentrações resultantes da campanha do Lactec superaram os máximos pré-desastre, mas de modo geral, os resultados estiveram de acordo com a variação histórica entre as estações.

Ressalta-se que, de acordo com a linha-base, valores elevados de coliformes termotolerantes já se mostravam frequentes haja vista os índices reduzidos de tratamento de esgoto na região de estudo.

Figura 172 – Resultados Lactec para coliformes termotolerantes em comparação com dados de linha-base

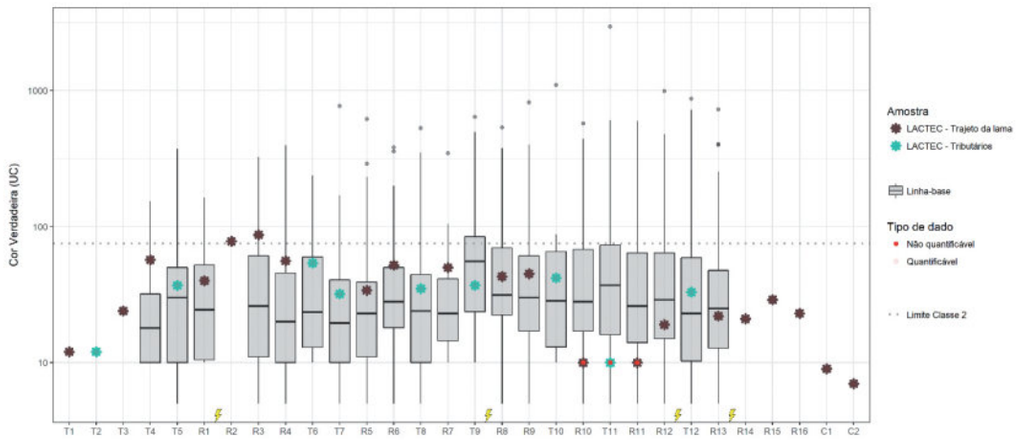


3.2.3.3.6 *Cor verdadeira*

As análises de cor verdadeira foram realizadas em dois laboratórios, visto que se trata de uma análise laboratorial que tem um prazo mais restritivo para ser iniciada. No laboratório utilizado para a análise das amostras coletadas no estado de Minas Gerais, o limite de quantificação utilizado foi de 10 UC, enquanto para as amostras coletadas no estado do Espírito Santo, o limite de quantificação empregado foi de 1 UC.

De acordo com a Figura 173, nas estações R10 (entre os municípios de Galiléia e Tumiritinga/MG), T11 (rio Caratinga), R11 (município de Conselheiro Pena/MG), as amostras resultaram abaixo do limite de quantificação (10 UC). Não conformidades em relação ao limite legislado (75 UC) foram observadas nas estações R2 (logo a jusante da barragem da UHE Risoleta Neves) e R3 (São Domingos do Prata/MG). Em relação aos dados de linha-base, nenhum valor referente à campanha do Lactec ultrapassou os máximos históricos e, de modo geral, estiveram de acordo com a variação histórica. Ressalta-se que os resultados estão apresentados na escala log.

Figura 173 – Resultados Lactec para cor verdadeira em comparação com dados de linha-base



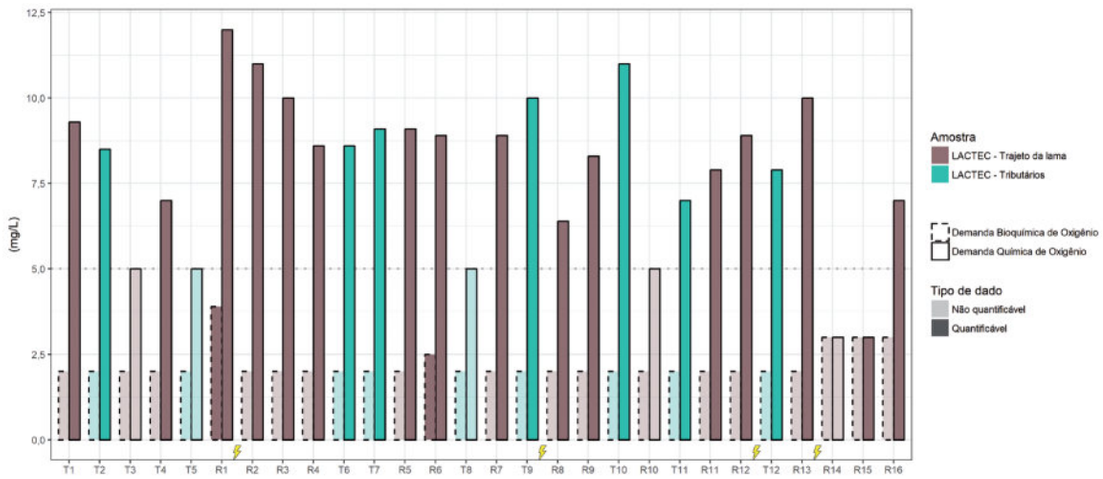
3.2.3.3.7 *Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)*

De acordo com a Figura 174, em todas as estações de monitoramento, as concentrações de DBO não superaram o limite de 5 mg/L da Resolução CONAMA nº 357/2005 (linha horizontal pontilhada do gráfico), sendo que o valor máximo ocorreu na estação R1, em Santa Cruz do Escalvado (3,9 mg/L). Na maior parte das estações, esta variável apresentou resultados abaixo do limite de quantificação (2 mg/L em MG e 3 mg/L no ES).

Nas estações de monitoramento costeiras C1 e C2, em Linhares, não ocorreu o monitoramento da DBO, visto que inicialmente se pensava que tais locais apresentariam águas salobras/salinas e, nesse caso, haveria problemas relativos a interferentes nas análises laboratoriais como a maior concentração de sais na água. Contudo, nos próximos eventos amostrais, por segurança, tais análises serão realizadas também nas estações C1 e C2.

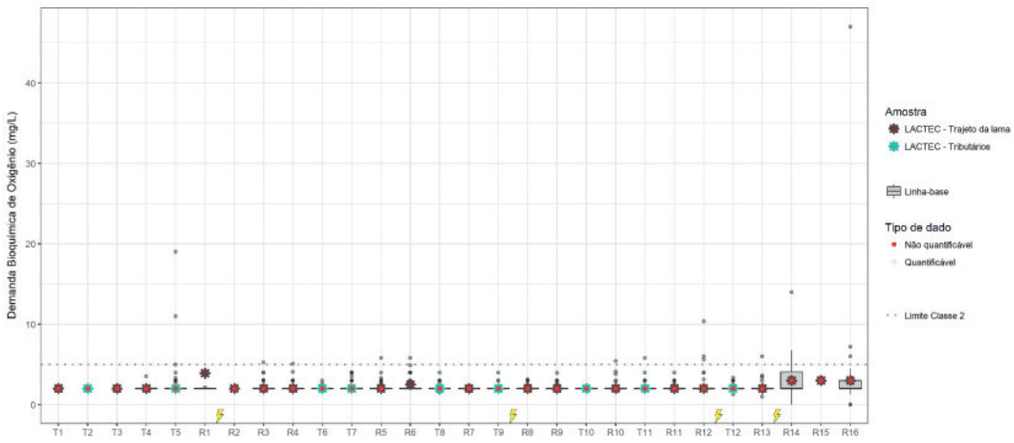
As análises de DQO também indicaram resultados menos expressivos ao longo das estações de monitoramento, sendo que o valor máximo encontrado para a DQO foi de 12 mg/L, na estação R1. Contudo, ressalta-se que a referida variável não é contemplada pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

Figura 174 – Resultados de DBO e DQO



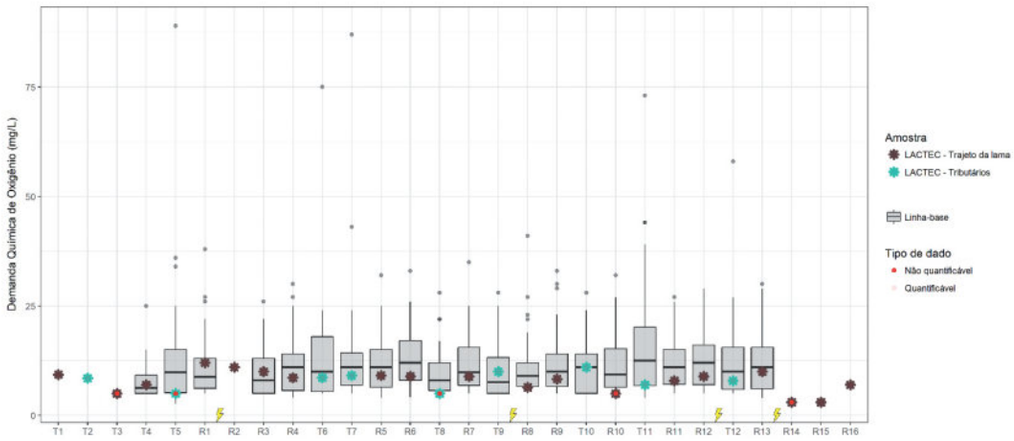
Além de estar em conformidade com o limite legislado, os resultados da DBO também estiveram de acordo com a variação dos dados de linha-base, estando abaixo dos máximos históricos (Figura 175). Exceção se fez na estação R1 (Santa Cruz do Escalvado), cujo valor foi ligeiramente superior ao máximo histórico.

Figura 175 – Resultados Lactec para DBO em comparação com dados de linha-base



A DQO também teve valores baixos, inferiores aos máximos históricos, conforme pode ser visualizado na Figura 176.

Figura 176 – Resultados Lactec para DQO em comparação com dados de linha-base

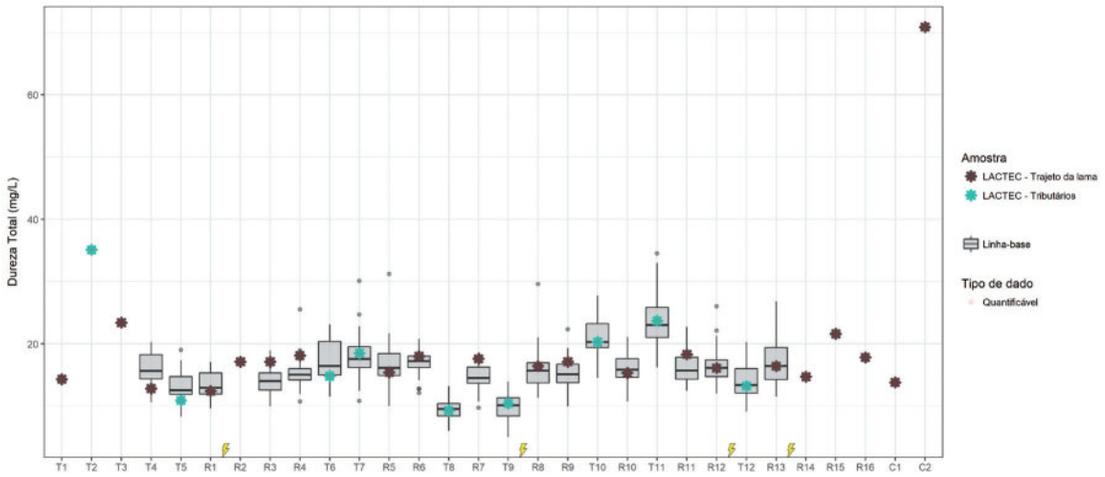


3.2.3.3.8 *Dureza total*

A variável dureza total não é contemplada pela Resolução CONAMA nº 357/2005, contudo, conforme o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, do Ministério da Saúde para fins de potabilidade, as concentrações de dureza não devem ultrapassar 500 mg/L (BRASIL, 2017). Segundo Piveli e Kato (2005), os graus de dureza da água a classificam como: branda (0 a 75 mg $CaCO_3$/L); moderadamente dura (75 a 150 mg $CaCO_3$/L); dura (150 a 300 mg $CaCO_3$/L) e muito dura (> 300 mg $CaCO_3$/L).

No rio Doce e demais corpos hídricos alvos da passagem da lama, os valores variaram entre 12,40 e 23,40 mg/L. O valor máximo foi registrado na estação C2, próxima à foz do rio Doce, sendo igual 70,90 mg/L, já em virtude da influência das águas marinhas. Os resultados da campanha mantêm as águas classificadas como brandas. Em relação às estações de monitoramento concidentes/próximas a estações com dados de linha-base, pode-se dizer que de modo geral os dados da campanha mantiveram-se de acordo com a variação histórica.

Figura 177 – Resultados Lactec para dureza em comparação com dados de linha-base

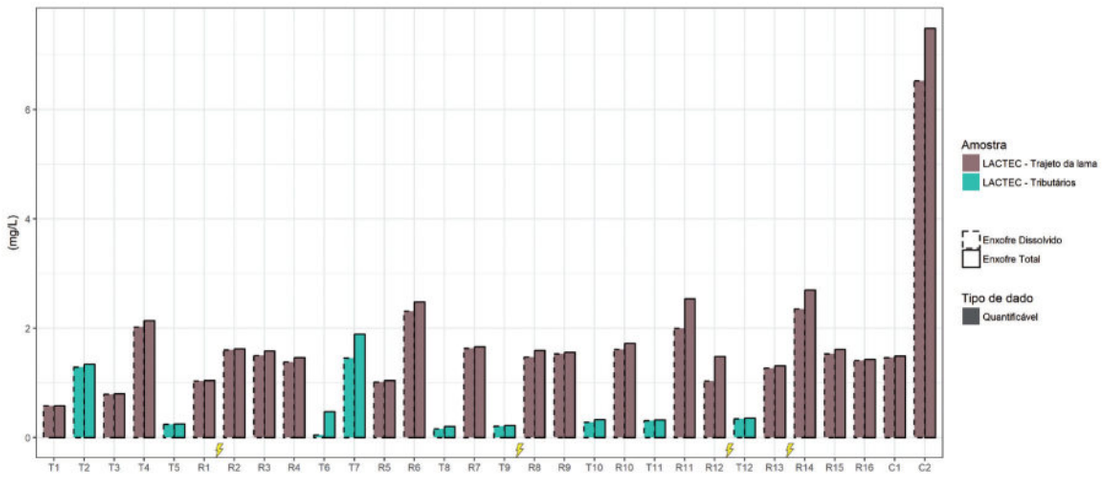


3.2.3.3.9 *Enxofre total e dissolvido*

Conforme a Figura 178, observa-se que as concentrações de enxofre dissolvido e enxofre total foram semelhantes. Entre as estações T1 e R16, os maiores valores de enxofre total e dissolvido ocorreram na estação R14 (Itapina) e foram de 2,70 mg/L e 2,35 mg/L, respectivamente. Entretanto, destaca-se que, na estação costeira C2, os valores foram superiores, chegando a 7,49 mg/L (enxofre total) e 6,53 mg/L (enxofre dissolvido).

Ressalta-se que a variável enxofre não é contemplada pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Além disso, não foram encontrados outros valores de referência na pesquisa realizada. A título de comparação, o sulfato é uma forma de enxofre encontrada mais comumente em águas de rios, nesse contexto, a maioria dos resultados da primeira campanha do Lactec para o sulfato resultou abaixo do limite de quantificação (10 mg/L), sendo o limite legislado igual a 250 mg/L.

Figura 178 – Resultados de enxofre total e dissolvido



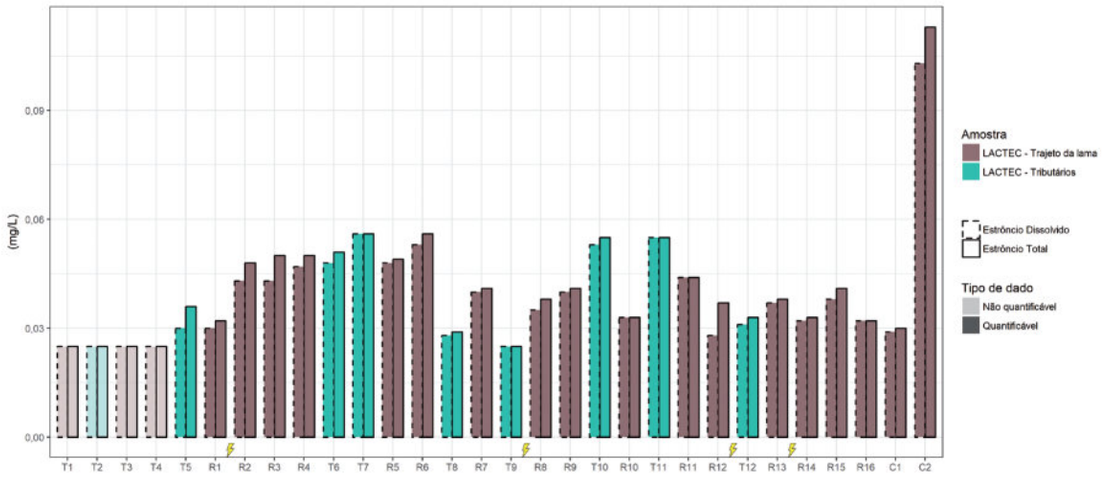
3.2.3.3.10 *Estrôncio total e dissolvido*

A Resolução CONAMA nº 357/2005 não contempla as variáveis estrôncio total e dissolvido. Além disso, não há linha-base para as referidas variáveis.

De acordo com Buchman (2008), no documento *NOAA Screening Quick Reference Tables*, o limite para concentrações de estrôncio dissolvido em águas doces é de até 1,5 mg/L. Nesse contexto, a concentração máxima para o estrôncio dissolvido foi de 0,103 mg/L (Figura 179), na estação C2, próxima à foz do rio Doce. A concentração máxima de estrôncio total também foi registrada na estação C2, sendo igual a 0,113 mg/L. Os valores podem ser considerados baixos de acordo com a referência utilizada.

Convém destacar que nas estações T1 (no Dique S4) a T4 (rio do Carmo), as amostras não apresentaram resultados quantificáveis.

Figura 179 – Resultados Lactec para estrôncio total e dissolvido em comparação com dados de linha-base



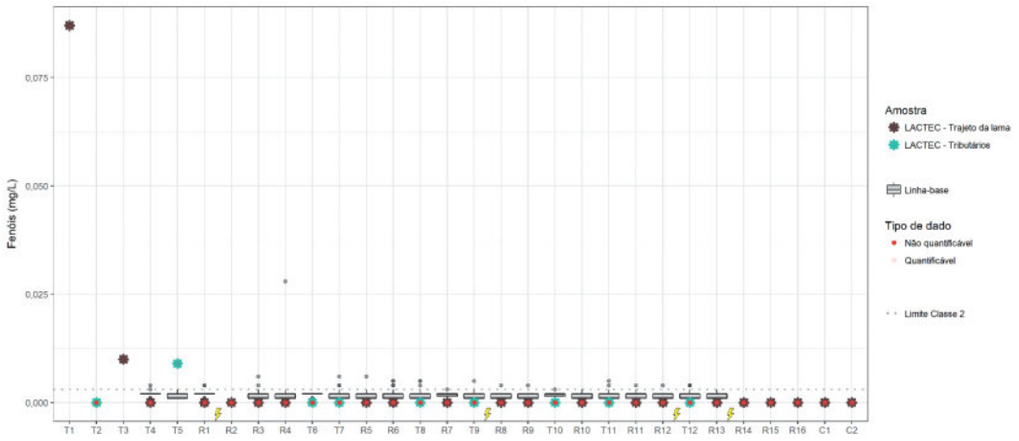
3.2.3.3.11 *Fenóis*

Conforme a Figura 180, em relação à avaliação da concentração de fenóis na água, a maioria das análises referentes à campanha do Lactec foi inferior ao limite de quantificação laboratorial. A título de conhecimento, cabe destacar que o limite de quantificação utilizado para a análise das amostras do IGAM em relação aos dados pré-desastre era superior (0,002 mg/L) ao utilizado para a análise das amostras do Lactec (0,00002 mg/L).

Na estação T1, no Dique S4, foi registrada concentração de 0,087 mg/L, quase 30 vezes superior ao limite legislado pela Resolução CONAMA nº 357/2005 de 0,003 mg/L. Na estação T3, no rio Gualaxo do Norte após a confluência com o córrego Santarém, a concentração chegou a 0,010 mg/L, mais de três vezes superior ao limite legislado. Na estação T5, no rio Piranga, também se observou concentração três vezes superior ao limite. Nessa última estação, que possui linha-base, o valor foi inclusive superior ao máximo histórico.

Segundo Piveli e Kato (2005), em águas naturais, a ocorrência de fenóis está normalmente relacionada a fontes antrópicas, como descargas de efluentes industriais. A relevância no estudo desse parâmetro baseia-se no fato de que os fenóis são tóxicos ao homem, bem como à biota e à microbiota aquática.

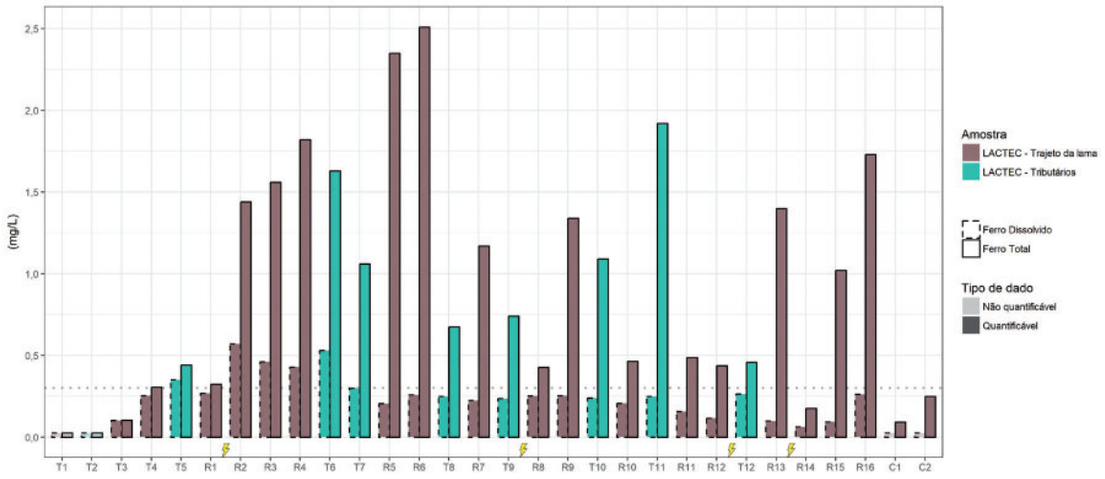
Figura 180 – Resultados Lactec para fenóis totais em comparação com dados de linha-base



3.2.3.3.12 *Ferro total e dissolvido*

De acordo com a Figura 181, em termos de proporção, nas estações T3 (rio Gualaxo do Norte, após a confluência com o córrego Santarém), T4 (rio do Carmo), T5 (rio Piranga) e R1 (rio Doce), as frações dissolvidas de ferro foram semelhantes ao total. Os metais dissolvidos são, geralmente, considerados mais móveis e biologicamente disponíveis. Nas estações T1 (no Dique S4) e T2 (no rio Gualaxo do Norte, a montante da confluência com o córrego Santarém), a análise das amostras resultou abaixo do limite de quantificação.

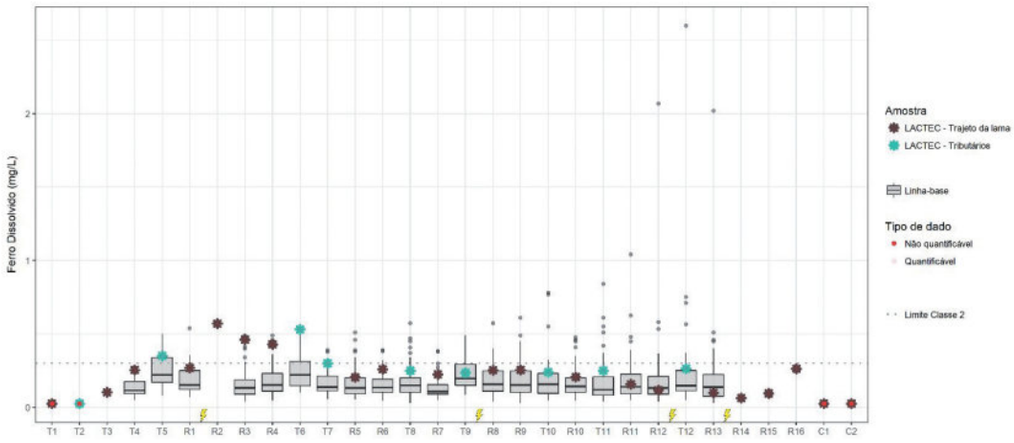
Figura 181 – Resultados de ferro total e dissolvido



Para as estações de monitoramento que fizeram parte do trajeto da lama e que possuem linha-base, as concentrações de ferro dissolvido (Figura 182) superaram o terceiro quartil da série histórica para a maioria delas, com exceção das estações R11 (Conselheiro Pena/MG), R12 (Resplendor/MG) e R13 (Aimorés/MG, Baixo Guandu/ES), mais a jusante. O valor mais elevado foi registrado logo a jusante do reservatório da UHE Risoleta Neves, na estação R2, sendo igual a 0,570 mg/L. As estações

R3 (São Domingos do Prata/MG) e R4 (Marliéria, Pingo-d'Água/MG), a jusante da estação R2, também apresentaram concentrações mais elevadas, próximas ou superando os máximos históricos, inclusive. Entre os tributários não afetados, a concentração mais elevada foi registrada na estação T6 (ribeirão Sacramento). Em relação ao limite legislado (0,3 mg/L), desacordos foram registrados nas estações T5 (0,350 mg/L), R2 (0,570 mg/L), R3 (0,461 mg/L), R4 (0,428 mg/L) e T6 (0,530 mg/L).

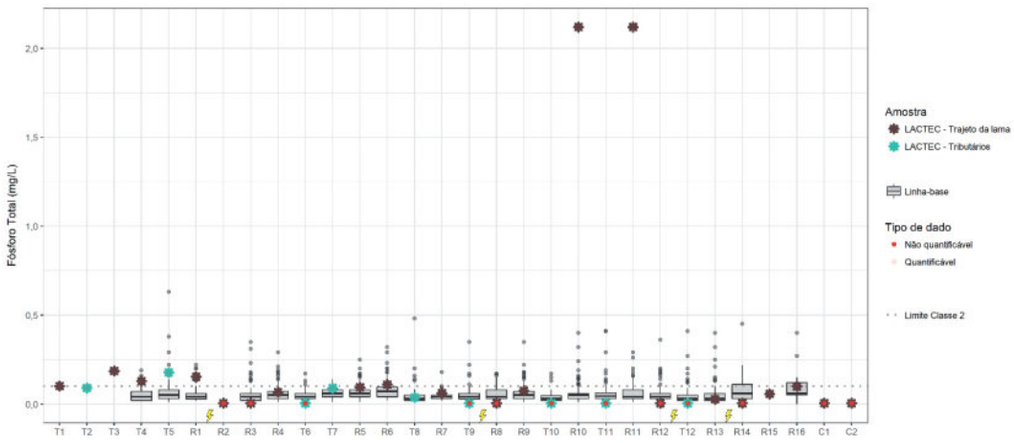
Figura 182 – Resultados Lactec para ferro dissolvido em comparação com dados de linha-base



3.2.3.3.13 *Fósforo total*

O limite para concentrações de fósforo total na Resolução CONAMA nº 357/2005 considerando ambientes lóticos de água doce de Classe 2 é de 0,1 mg/L. Nessa condição, foram observados desacordos para as estações T3 (no rio Gualaxo do Norte, após confluência com o córrego Santarém), T4 (rio do Carmo), T5 (rio Piranga), R1 (rio Doce, no município de Santa Cruz do Escalvado/MG), R6 (rio Doce, Belo Oriente/MG), R10 (rio Doce, entre os municípios de Galiléia e Tumiritinga/MG) e R11 (rio Doce, em Conselheiro Pena/MG). Nas últimas duas estações citadas, inclusive, foram registradas concentrações elevadas de fósforo total (mais de 2,0 mg/L), superando os máximos históricos. Para as demais estações com referencial de linha-base, os valores mantiveram-se de acordo com a variação histórica, de modo geral (Figura 183).

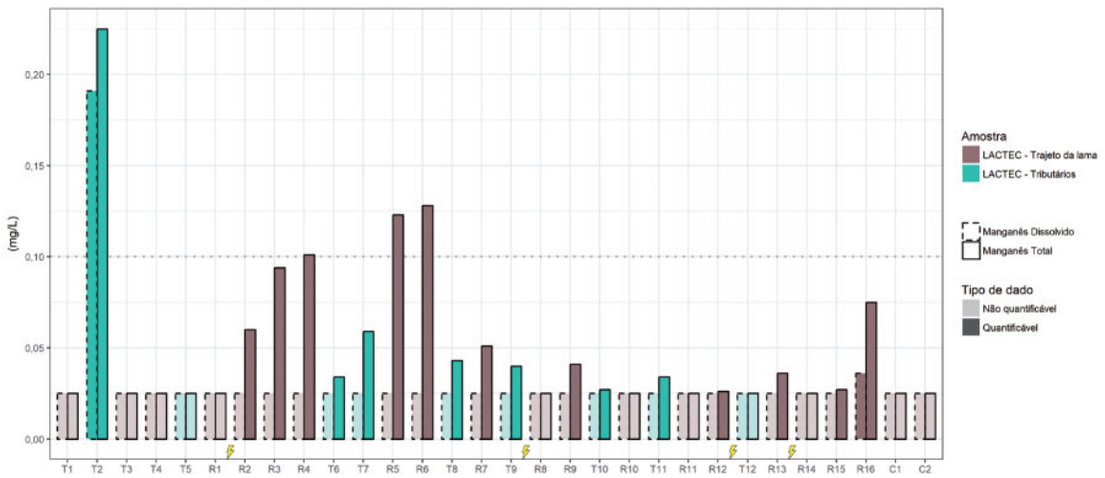
Figura 183 – Resultados Lactec para fósforo total em comparação com dados de linha-base



3.2.3.3.14 *Manganês total e dissolvido*

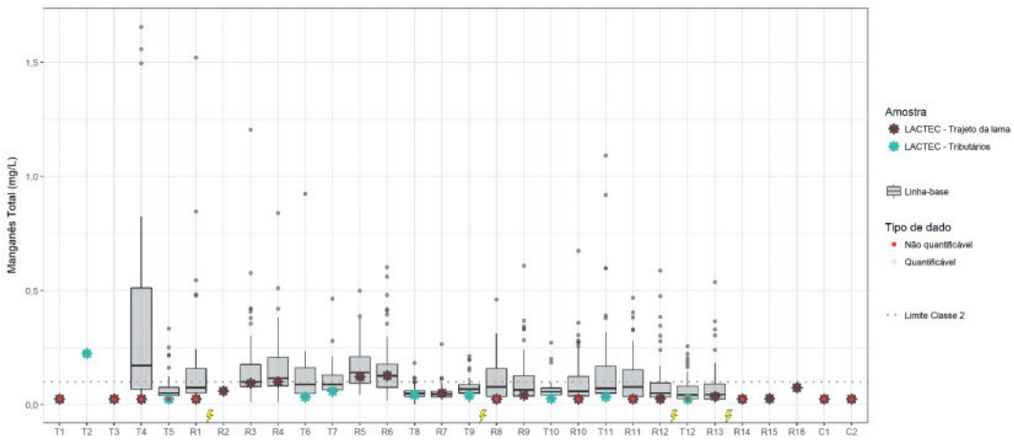
Conforme a Figura 184, somente nas estações T2 (rio Gualaxo do Norte, a montante da confluência com o córrego Santarém) e R16 (rio Doce, Linhares/ES), concentrações de manganês dissolvido foram quantificadas. Apesar de o limite legislado (linha horizontal pontilhada do gráfico) se referir ao manganês total, na estação T2, inclusive a fração dissolvida ultrapassou o valor máximo permitido de 0,1 mg/L pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para ambientes doces de Classe 2. Também ocorreram valores superiores ao legislado para o manganês total entre os municípios de Marliéria e Pingo-d'Água/MG (R4: 0,101 mg/L), em Santana do Paraíso/MG (R5: 0,123 mg/L) e em Belo Oriente/MG (R6: 0,128 mg/L).

Figura 184 – Resultados de manganês total e dissolvido



Em relação aos dados de linha-base, para estações pós e pré-desastre próximas/coincidentes, os valores de manganês total não superaram as medianas da série histórica, conforme a Figura 185, com valores inclusive inferiores ao limite de quantificação do método laboratorial (0,025 mg/L).

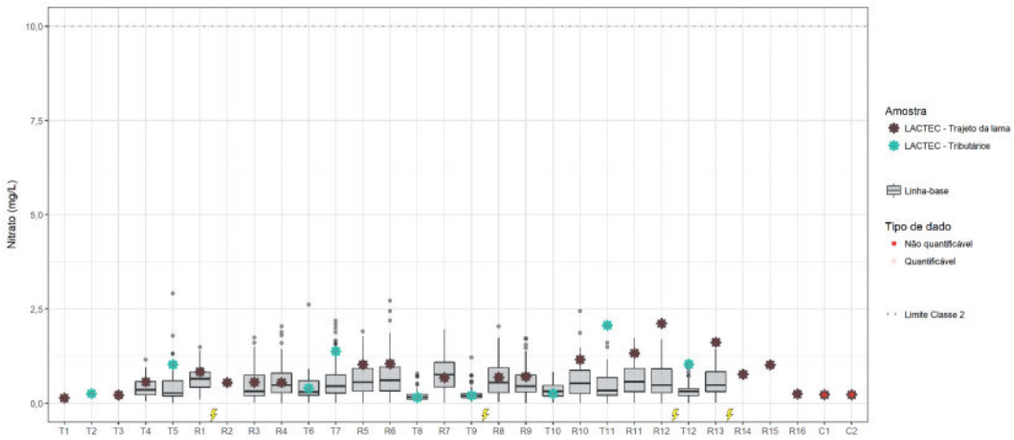
Figura 185 – Resultados Lactec para manganês total em comparação com dados de linha-base



3.2.3.3.15 *Nitrato*

Os resultados de nitrato situaram-se abaixo do máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para ambientes de Classe 2 (10 mg/L) em todas as estações monitoradas (Figura 186). Em geral, os valores não excederam os máximos históricos. O valor máximo foi registrado na estação R12 (Resplendor/MG), sendo igual a 2,12 mg/L.

Figura 186 – Resultados Lactec para nitrato em comparação com dados de linha-base

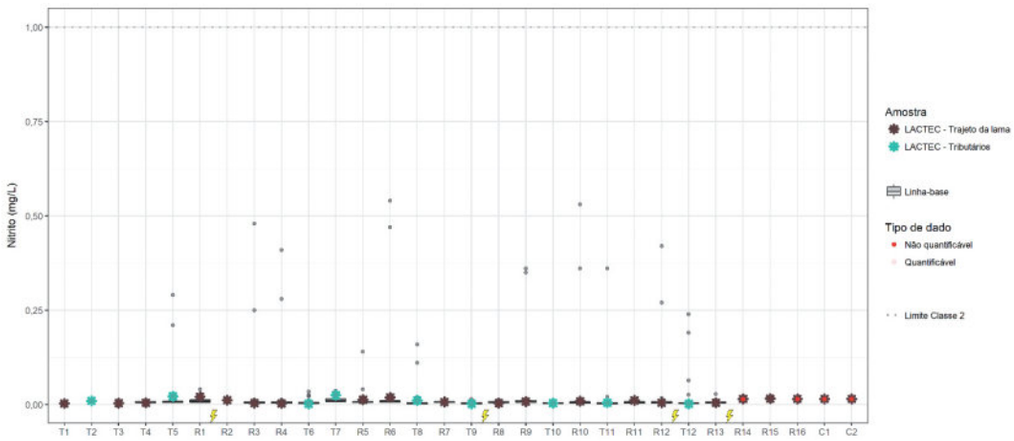


3.2.3.3.16 *Nitrito*

Ao longo das estações monitoradas, os valores de nitrito permaneceram inferiores ao limite da Resolução CONAMA nº 357/2005, de 1,00 mg/L (Figura 187). Ressalta-se que para as estações de Minas Gerais (T1 até R13), o limite de quantificação laboratorial utilizado foi de 0,015 mg/L, enquanto, para as estações do Espírito Santo (R14 a C2), o limite foi de 0,001 mg/L.

Para as estações que possuem linha-base, os resultados dessa campanha não superaram os máximos históricos de forma significativa, estando dentro da variação histórica de modo geral. O maior valor obtido nessa campanha foi de 0,025 mg/L, ocorrido em T7 (rio Piracicaba, entre os municípios de Coronel Fabriciano e Timóteo/MG).

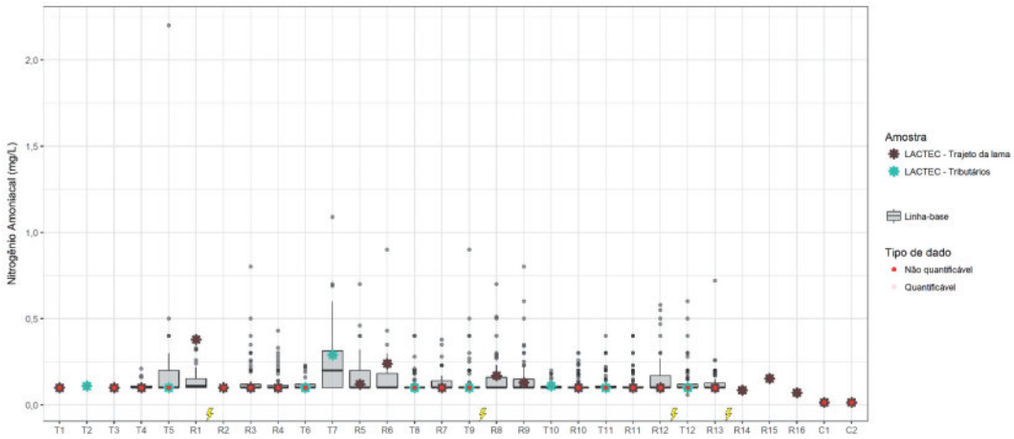
Figura 187 – Resultados Lactec para nitrito em comparação com dados de linha-base



3.2.3.3.17 *Nitrogênio amoniacal*

As concentrações de nitrogênio amoniacal não foram quantificáveis para a maioria das estações de monitoramento avaliadas (Figura 188). O limite da Resolução CONAMA nº 357/2005 mais restritivo para ambientes doces é de 0,5 mg/L para o nitrogênio amoniacal, sendo que este não foi superado em nenhuma estação. Em relação ao referencial de linha-base, somente na estação R1 (rio Doce, no município de Santa Cruz do Escalvado/MG) a concentração ultrapassou o máximo pré-desastre, sendo que nas demais os valores mantiveram-se de acordo com a variação histórica.

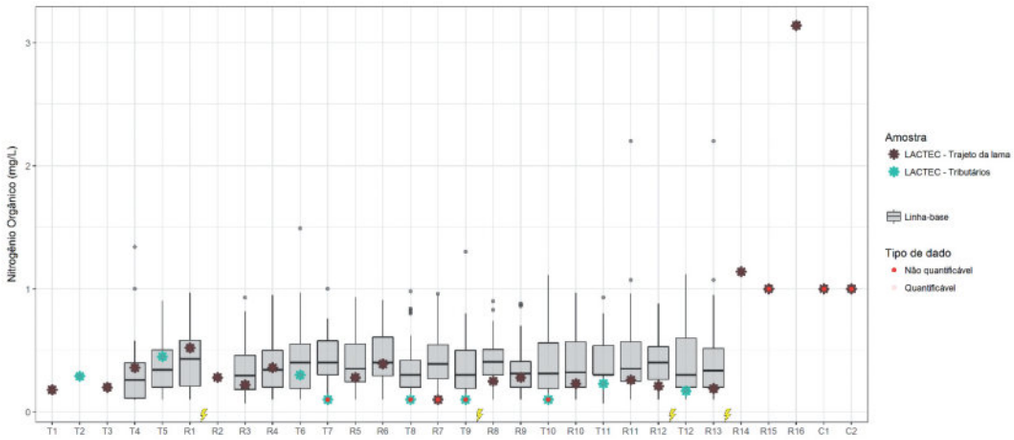
Figura 188 – Resultados Lactec para nitrogênio amoniacal em comparação com dados de linha-base



3.2.3.3.18 *Nitrogênio orgânico*

Em nenhuma estação monitorada as concentrações de nitrogênio orgânico superaram o terceiro quartil dos dados de linha-base, apresentando-se em consonância com a série histórica (Figura 189). O valor máximo ocorrido foi de 3,14 mg/L na estação R16 (rio Doce, em Linhares/ES). Na Resolução CONAMA nº 357/2005, não há limitação para esta variável.

Figura 189 – Resultados Lactec para nitrogênio orgânico em comparação com dados de linha-base

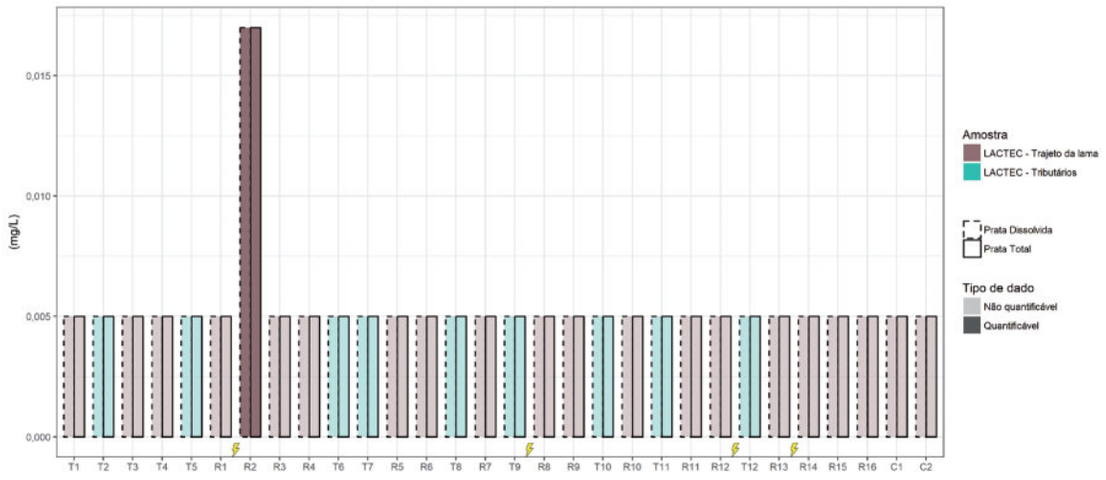


3.2.3.3.19 *Prata total e dissolvida*

Esta variável foi quantificada apenas na estação R2 (logo a jusante da barragem da UHE Risoleta Neves), com valor de 0,017 mg/L, tanto para a prata total quanto para a prata dissolvida (Figura 190). O valor máximo disposto pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para ambientes doces é de 0,01 mg/L para a prata total, sendo que nesse caso tanto o resultado da fração dissolvida como o total ultrapassaram o limite legislado na estação citada.

Nas demais estações, o resultado foi inferior ao limite de quantificação laboratorial de 0,005 mg/L. Ressalta-se que não há linha-base para tal variável considerando-se os programas de monitoramento do IGAM e do IEMA.

Figura 190 – Resultados de prata total e dissolvida

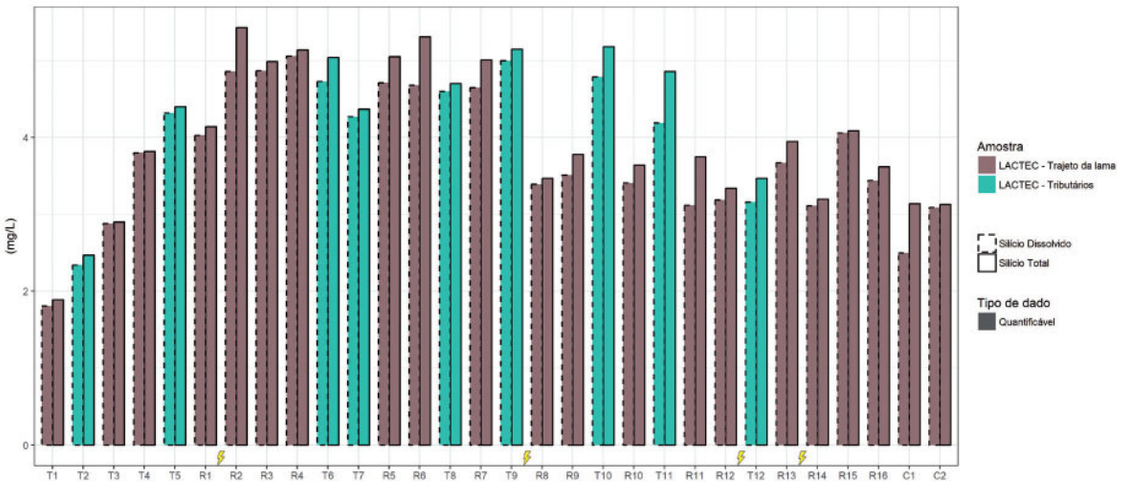


3.2.3.3.20 *Silício total e dissolvido*

A Resolução CONAMA nº 357/2005 não contempla as variáveis silício total e dissolvido. Não foram encontrados outros valores de referência para o silício. No documento *Australian Drinking Water Guidelines 6* (NRMMC, 2011), no item "10.3.7 Summary of guideline values for microbial, chemical and physical", cita-se o limite de 80 mg/L para a sílica em água potável para fins estéticos. A sílica é a combinação de silício e oxigênio. É um fator importante tanto em relação à estética da água como aos processos de tratamento, visto que pode formar filmes em vidros e afetar também a osmose reversa.

Em relação aos dados gerados na campanha do Lactec, o valor mais elevado de silício total foi de 5,43 mg/L registrado na estação R2 (logo a jusante da barragem da UHE Risoleta Neves), enquanto para a parcela dissolvida foi de 5,06 mg/L na estação R4 (Marliéria, Pingo-d'Água/MG). Percebeu-se a tendência de acréscimo entre as estações T1 (no Dique S4) e R2 (Figura 191). Os valores dissolvidos e totais foram semelhantes.

Figura 191 – Resultados de silício total e dissolvido



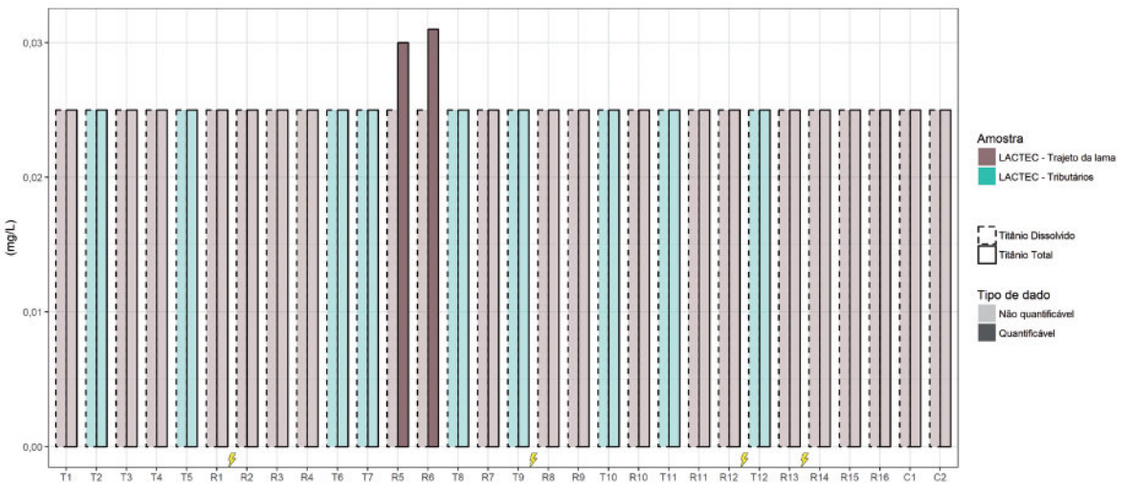
3.2.3.3.21 *Titânio total e dissolvido*

Para a maioria das estações de monitoramento, as amostras de água não resultaram em valores passíveis de quantificação para o titânio total e dissolvido.

Nas estações R5 (rio Doce, a jusante do município de Ipaba/MG) e R6 (rio Doce, entre os municípios de Periquito e Fernandes Tourinho/MG), os valores de titânio total foram de 0,030 e 0,031 mg/L, respectivamente, ligeiramente superiores ao limite de quantificação de 0,025 mg/L.

Tais variáveis não são contempladas pela Resolução CONAMA nº 357/2005. De acordo com Buchman (2008), no documento *NOAA Screening Quick Reference Tables*, concentrações de titânio dissolvido de até 2,0 mg/L não tem potencial para causar efeito agudo, que é mais imediato. Desse modo, pode-se inferir que os valores são baixos.

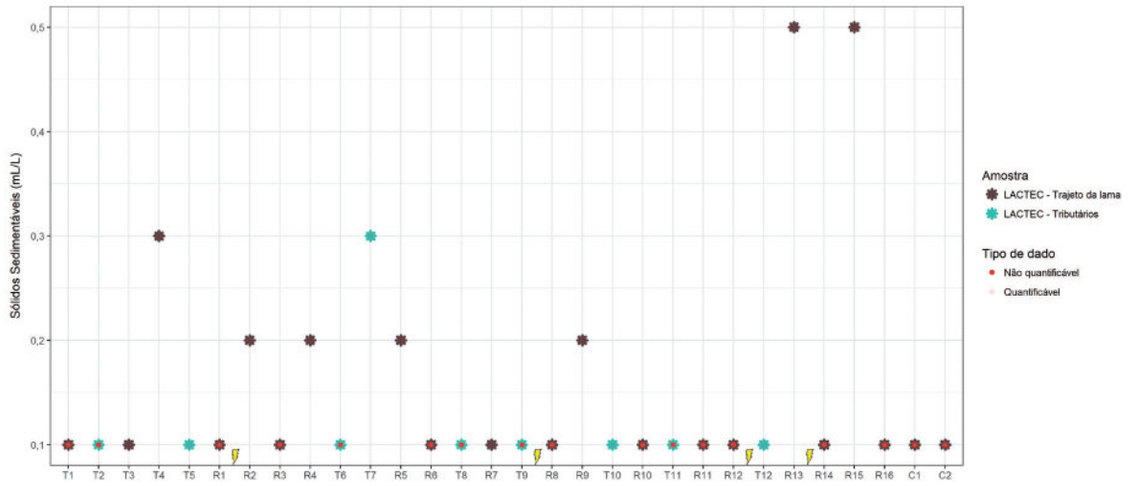
Figura 192 – Resultados de titânio total e dissolvido



3.2.3.3.22 *Sólidos sedimentáveis*

A Figura 193 apresenta os resultados para a análise de sólidos sedimentáveis ao longo das estações do rio Doce e tributários. Para a maioria das estações avaliadas, as análises das amostras de água não atingiram o limite de quantificação mínimo. Amostras com resultados quantificáveis apresentaram valor entre 0,2 e 0,5 mg/L, próximos ao limite de quantificação e ainda considerados baixos. Não há linha-base para tal variável.

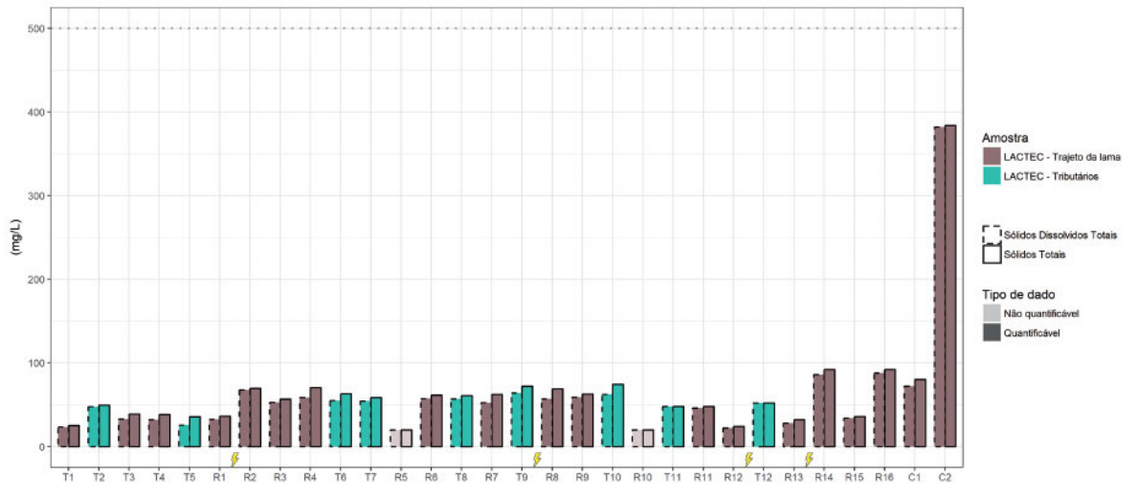
Figura 193 – Resultados de sólidos sedimentáveis



3.2.3.3.23 *Sólidos totais e sólidos dissolvidos totais*

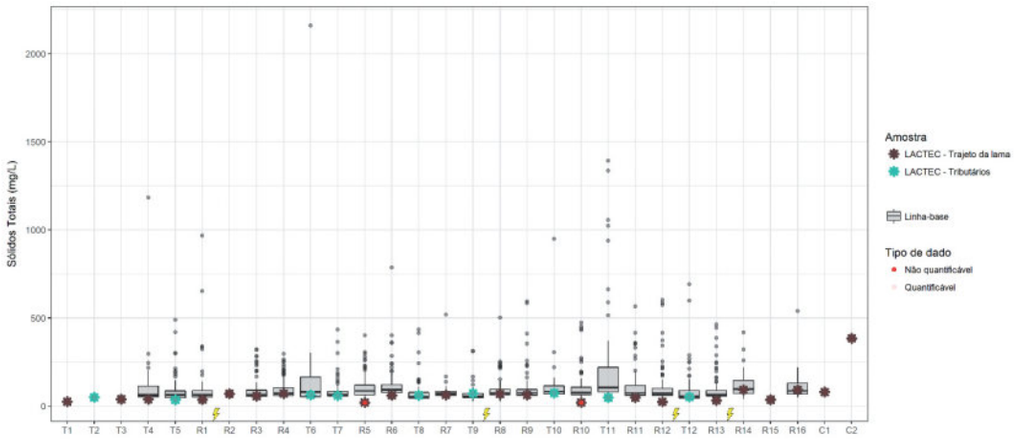
Para a estação de monitoramento C2, próxima à foz do rio Doce, foram registrados os maiores valores de sólidos dissolvidos totais (382 mg/L) e sólidos totais (384 mg/L), já possivelmente pela influência das águas salinas. Os valores de sólidos totais e sólidos dissolvidos totais para as demais estações não ultrapassaram 100 mg/L. Na Resolução CONAMA nº 357/2005, o valor máximo permitido para os sólidos dissolvidos totais é de 500 mg/L, para os sólidos totais não há valor legislado.

Figura 194 – Resultados de sólidos totais e sólidos dissolvidos totais



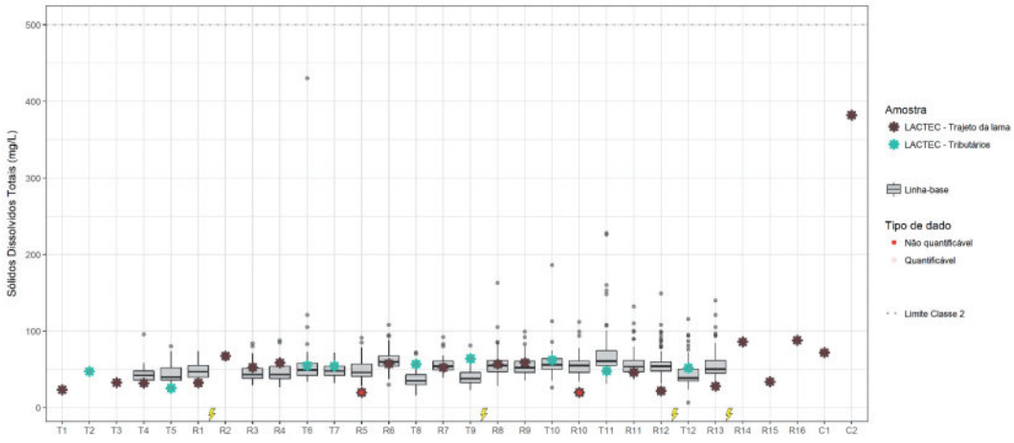
Em relação aos dados de linha-base, para estações pós e pré-desastre próximas/coincidentes, os valores de sólidos totais obtidos na campanha do Lactec foram inferiores às medianas históricas, conforme a Figura 195.

Figura 195 – Resultados Lactec para sólidos totais em comparação com dados de linha-base



Para os sólidos dissolvidos totais, alguns dos valores chegaram a superar o terceiro quartil dos *boxplots* de linha-base, como nas estações R3 (São Domingos do Prata/MG), R4 (Marliéria, Pingo-d'Água/MG), T8 (rio Santo Antônio), T9 (rio Corrente Grande) e T12 (rio Manhuaçu). Entretanto, nenhum valor ultrapassou o máximo histórico (Figura 196).

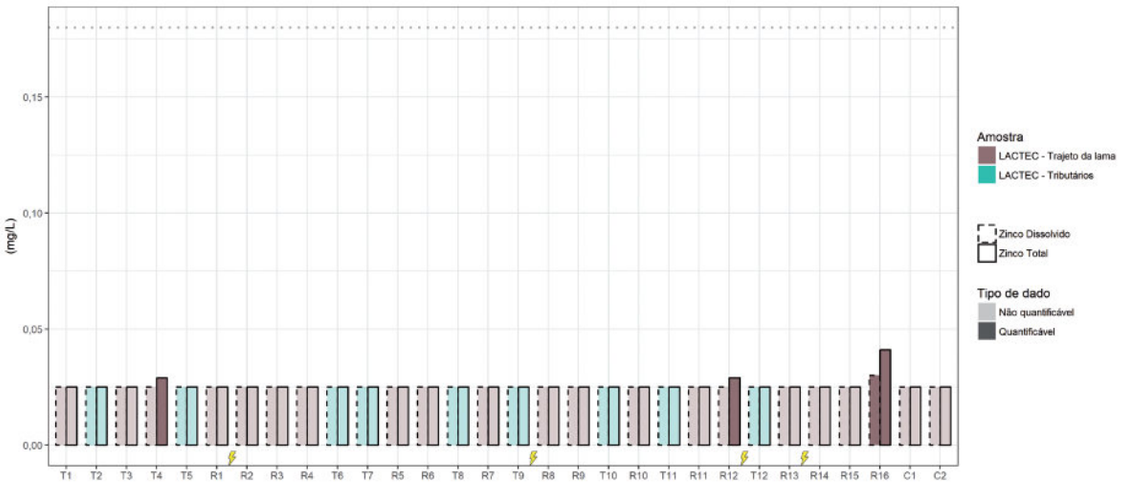
Figura 196 – Resultados Lactec para sólidos dissolvidos totais em comparação com dados de linha-base



3.2.3.3.24 *Zinco total e dissolvido*

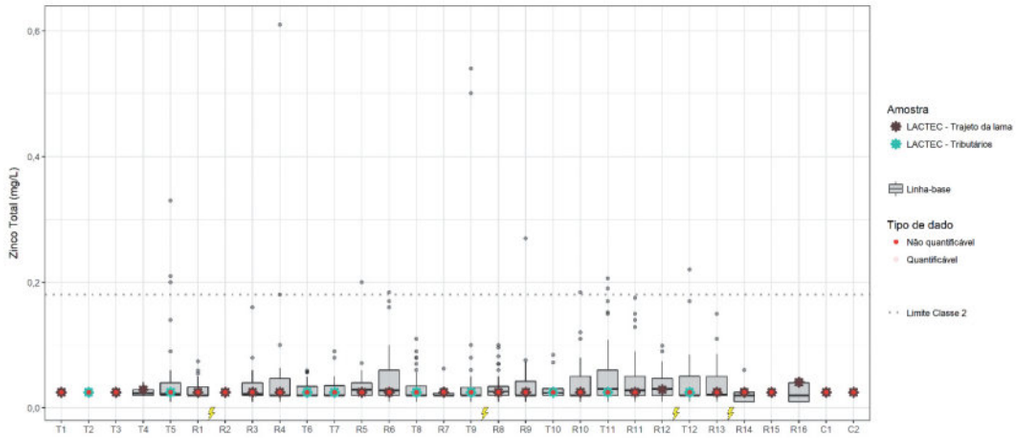
O zinco dissolvido foi quantificado apenas na estação R16 (rio Doce, Linhares/ES), com valor de 0,030 mg/L (Figura 197). O zinco total foi detectado nas estações T4, no rio do Carmo (0,029 mg/L), R12, no rio Doce em Resplendor/MG (0,029 mg/L), e R16 (0,041 mg/L). Nas demais estações, os resultados desta variável permaneceram abaixo do limite de quantificação do método laboratorial (0,025 mg/L). Em nenhuma das estações os valores ultrapassaram o máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para o zinco total de 0,18 mg/L, representado pela linha horizontal pontilhada do gráfico.

Figura 197 – Resultados de zinco total e dissolvido



Entre os valores quantificados, apenas na estação R16 (0,041 mg/L) o valor foi ligeiramente superior ao máximo histórico (0,040 mg/L), conforme a Figura 198.

Figura 198 – Resultados Lactec para zinco total em comparação com dados de linha-base

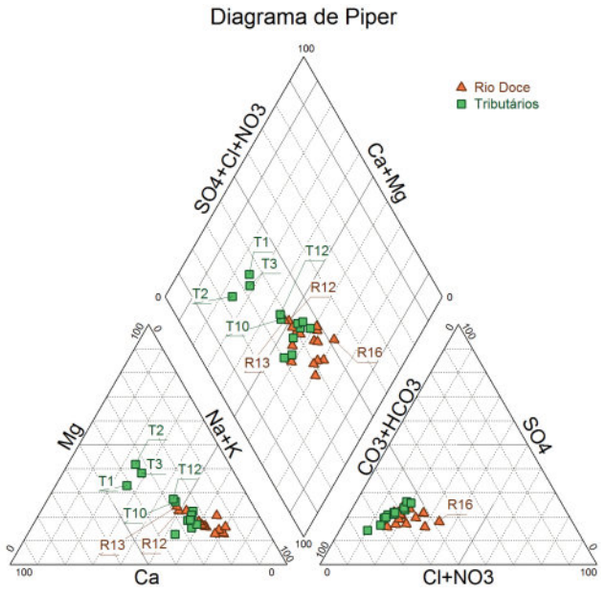


3.2.3.4 Diagrama de Piper

O diagrama de Piper foi elaborado para as estações de qualidade de água superficial no rio Doce e seus tributários (Figura 199). Em geral, as estações foram classificadas na região de águas bicarbonatadas sódicas. Já as estações T1 (no dique S4), T2 (rio Gualaxo do Norte a montante da confluência com o córrego Santarém), T3 (rio Gualaxo do Norte após confluência com o córrego Santarém), T10 (rio Suaçuí Grande), T12 (rio Manhuaçu), R12 (rio Doce, no município de Resplendor/MG) e R13 (rio Doce, entre os municípios de Aimorés/MG e Baixo Guandu/ES) foram classificadas na categoria águas bicarbonatadas cálcicas ou magnesianas. Na porção mais a montante da bacia, ocorrem rochas cálcio magnesianas principalmente no Piracicaba, onde ocorrem calcários da Formação Gandarela. Rochas calcárias podem ser mais calcíticas ou dolomíticas. Nas calcíticas predomina o cálcio ($CaCO_3$), ao passo que nas dolomíticas ocorre o cálcio e o magnésio em proporções semelhantes (Ca Mg $(CO_3)_2$). Isso se reflete diretamente na composição das águas.

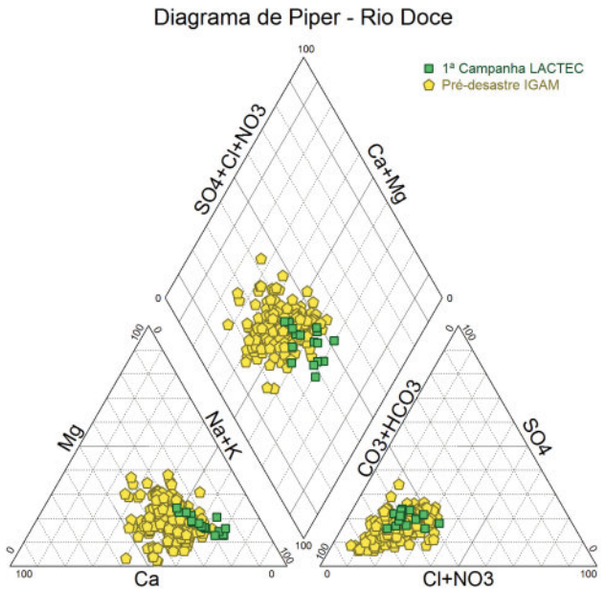
A estação R16 (rio Doce, em Linhares/ES) foi classificada na região das águas sulfatadas ou cloretadas sódicas, possivelmente devido à influência de concentrações mais elevadas de cloreto na foz do rio Doce.

Figura 199 – Diagrama de Piper para as estações do rio Doce e tributários



Em comparação com os dados de linha-base (Figura 200), notou-se que os pontos formados no diagrama de cátions referentes aos dados do IGAM apresentaram um desvio à esquerda em relação aos dados da primeira campanha do Lactec para as estações de monitoramento do rio Doce. Isso pode ter ocorrido em função do uso dos valores totais de cálcio e magnésio, por conta das variáveis que são monitoradas pelo IGAM. Contudo, os dados podem ser considerados semelhantes. No diagrama de ânions, os resultados da campanha atual não diferiram dos dados históricos.

Figura 200 – Diagrama de Piper para as estações do rio Doce



3.2.3.5 Ensaios de Ecotoxicidade

A Resolução CONAMA nº 357/2005 indica que, para rios de Classe 2, não se deve verificar efeito tóxico crônico a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido.

Sendo assim, qualquer efeito de toxicidade diferente de "não tóxico" corresponde a uma violação no preconizado pela legislação.

Para a primeira campanha de monitoramento realizada pelo Lactec, foram avaliadas sete estações de monitoramento no rio Doce e três estações localizadas em tributários (rio Gualaxo Norte, rio Santo Antônio e rio Manhuaçu).

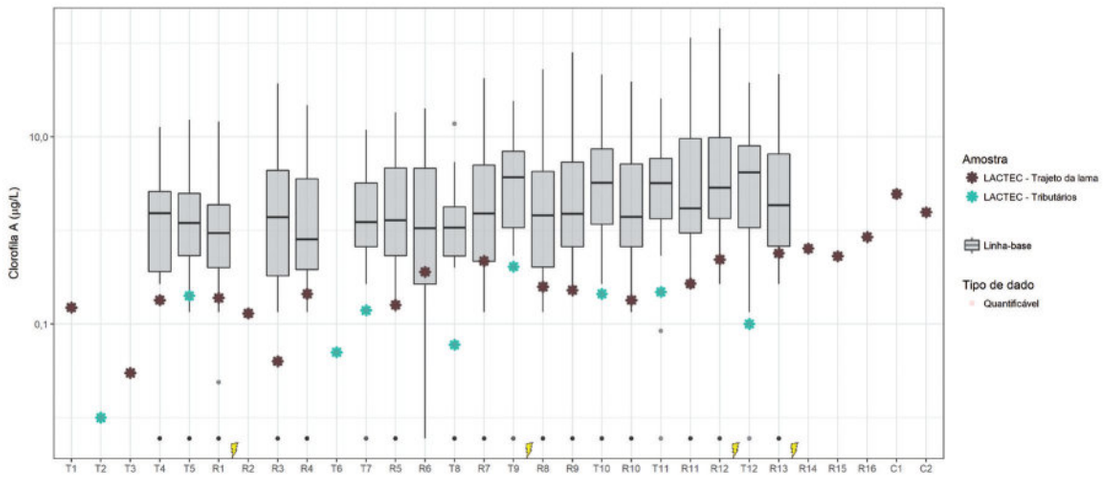
De todos estes pontos avaliados apenas duas estações apresentaram toxicidade crônica, sendo o T12, no rio Manhuaçu e o R13 no rio doce, a montante da Usina de Aimorés. A estação R13 é a primeira estação localizada após a entrada do rio Manhuaçu no rio Doce, indicando que nessa campanha em específico o efeito de toxicidade detectado no rio Doce, provavelmente, é devido à contribuição desse afluente. Esse fato ainda é reforçado pelo efeito de toxicidade crônica oriunda de análises de sedimento do mesmo rio.

3.2.3.6 Comunidade fitoplanctônica

a) *Clorofila-a*

As concentrações de clorofila-a no rio Doce e tributários foram mais baixas do que a média registrada durante a linha-base (Figura 201), estando abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água Classe 2. Os valores mais elevados foram constatados nas estações próximas à foz do rio Doce (C1: 2,45 µg/L e C2: 1,56 µg/L).

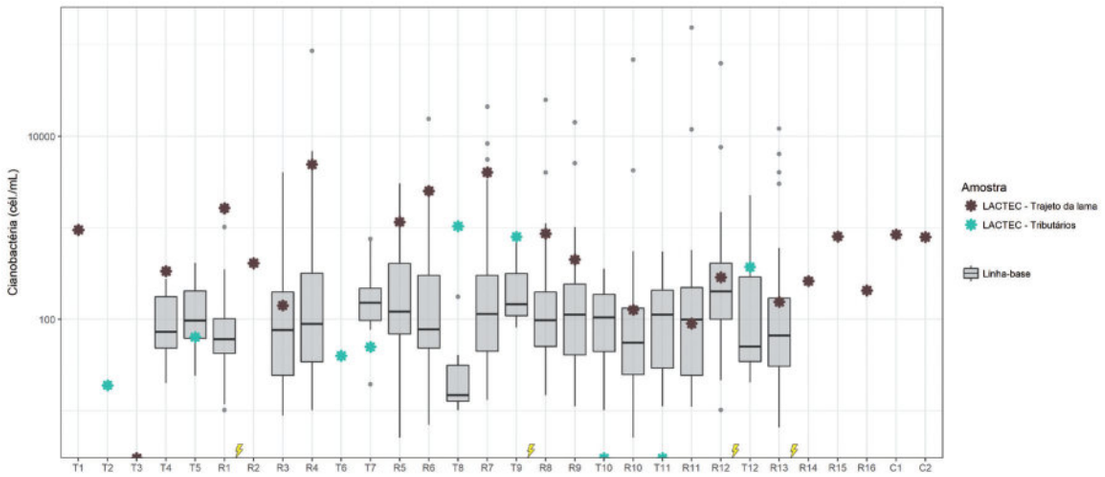
Figura 201 – Resultados de clorofila-a para a primeira campanha do Lactec em comparação com a linha-base



b) *Densidade de cianobactérias*

Cianobactérias foram encontradas em quase todas as estações analisadas, exceto nos afluentes Gualaxo do Norte (T3), Suaçuí Grande (T10) e Caratinga (T11) (Figura 202). Em geral, a densidade celular das cianobactérias esteve mais elevada do que a média registrada para o rio Doce e seus tributários no período de linha-base, conforme a Figura 202, ressalta-se que o gráfico se encontra em escala logarítmica. A maior abundância deste grupo ocorreu na estação R4 no rio Doce (4.938 cél./mL), mas em valor ainda inferior ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água Classe 2.

Figura 202 – Resultados de densidade de cianobactérias para a primeira campanha do Lactec em comparação com a linha-base



A maior abundância de cianobactérias esteve relacionada à ocorrência de duas espécies cocoides coloniais, *Aphanocapsa delicatissima* e *Cyanogranis ferruginea*. Estes táxons apresentam pequenas dimensões (diâmetro <2 µm) e baixo biovolume, não refletindo em aumento da concentração de clorofila-a. As colônias de *Cyanogranis ferruginea* são caracterizadas por apresentar um corpúsculo férrico central rodeado pelas células da cianobactéria (JOOSTEN, 2006).

c) *Composição e densidade de fitoplâncton*

Um total de 122 espécies de microalgas foi encontrado nas amostras (Tabela 55, Figura 203), sendo que 97 ocorreram no rio Doce. A comunidade fitoplanctônica foi composta, principalmente, por diatomáceas (classe Bacillariophyceae) e clorofíceas (classe Chlorophyceae) (Tabela 55, Figura 204).

Tabela 55 – Listagem, ocorrência e riqueza de espécies do fitoplâncton no rio Doce e tributários

Amostra Táxons	T1	T2	T3	T4	T5	R1	R2	R3	R4	T6	T7	R5	R6	T8	R7	T9	R8	R9	T10	R10	T11	R11	R12	T12	R13	R14	R15	R16	C1	C2
Bacillariophyceae																														
Achnanthidium exiguum																				x		x	x							
Achnanthidium minutissimum			x			x								x										x						
Aulacoseira granulata var. *angustissima*																														x
Capartogramma crucicola																		x												
Cocconeis euglypta																	x	x												
Cocconeis fluviatilis																		x		x										
Cocconeis lineata																	x							x		x				
Cyclostephanus invisitatus																													x	x
Cyclotella cryptica															x															
Cymbella affinis																											x			
Diploneis sp.																											x			
Discostella stelligera	x	x			x	x								x	x	x	x	x		x			x		x	x	x			
Discostella sp.	x																													
Encyonema sp.1							x																				x			
Encyonema sp.2																								x						
Eunotia sp.		x						x																			x			
Fragilaria sp.1																							x							
Fragilaria sp.2				x				x					x		x									x						
Geissleria aikenensis					x						x										x									
Geissleria decussis				x			x	x										x												

Amostra Táxons	T1	T2	T3	T4	T5	R1	R2	R3	R4	T6	T7	R5	R6	T8	R7	T9	R8	R9	T10	R10	T11	R11	R12	T12	R13	R14	R15	R16	C1	C2
Geissleria lateropunctata						x		x				x																		
Gomphonema lagenula																		x				x					x			
Gomphonema sp.			x																											
Gyrosigma sp.1																			x											
Melosira varians													x																	
Navicula cryptotenella		x			x	x					x		x	x							x		x	x						
Navicula simulata										x												x								
Navicula sp.1					x		x	x																	x					x
Navicula sp.2				x			x		x	x								x		x		x				x		x		x
Navicula sp.3				x																			x							
Navicula sp.4																							x							
Navicula sp.5																	x													
Navicula sp.6		x	x														x													
Nitzschia gracilis		x					x				x		x								x									
Nitzschia linearis		x	x	x														x												
Nitzschia palea		x		x	x	x		x	x			x							x				x							x
Nitzschia sp.1		x	x									x					x	x			x		x							
Nitzschia sp.2				x		x							x								x			x				x		
Pinnularia sp.1																							x							
Pinnularia sp.2													x																	
Pinnularia sp.3							x				x																			
Sellaphora sp.1																						x								
Sellaphora sp.2																				x										
Seminavis strigosa															x					x		x		x						x
Staurosira sp.																					x									

www.institutoslactec.org.br

Amostra Táxons	T1	T2	T3	T4	T5	R1	R2	R3	R4	T6	T7	R5	R6	T8	R7	T9	R8	R9	T10	R10	T11	R11	R12	T12	R13	R14	R15	R16	C1	C2
Synedra goulardii																				x				x						
Tryblionella victoriae																					x									
Urosolenia obesa																										x			x	x
Urosolenia sp.1																x														x
Chlamydophyceae																														
Chlamydomonas sp.1				x	x	x	x	x			x				x		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x
Chlamydomonas sp.2											x								x		x	x					x	x	x	
Spermatozoopsis exsultans					x						x				x	x	x	x		x		x	x		x	x				
Chlorophyceae																														
Actinastrum hantzschii																														x
Acutodesmus dimorphus																								x						
Acutodesmus javanensis					x																									
Acutodesmus sp.													x		x															
Ankyra sp.																											x			x
Botryococcus braunii																												x		
Coenococcus planctonicus								x					x															x		
Desmodesmus serratus																			x											
Demosdesmus sp.1					x			x																						
Demosdesmus sp.2																					x									x
Demosdesmus sp.3																														x
Demosdesmus sp.4																														x
Dictyosphaerium sp.																														x

institutos lactec
INOVADORES POR NATUREZA

Amostra Táxons	T1	T2	T3	T4	T5	R1	R2	R3	R4	T6	T7	R5	R6	T8	R7	T9	R8	R9	T10	R10	T11	R11	R12	T12	R13	R14	R15	R16	C1	C2
Dimorphococcus lunatus						x																								
Kirchneriella aperta																	x													
Kirchneriella lunaris				x																										
Monoraphidium circinale																												x		
Monoraphidium contortum					x	x		x	x			x		x					x	x			x	x	x				x	x
Monoraphidium griffithii							x																					x	x	
Monoraphidium minutum																													x	
Monoraphidium nanum																													x	x
Monoraphidium sp.1																														
Monoraphidium sp.2	x	x																												
Mucidosphaerium pulchellum																		x												
Nephrochlamys sp.									x																			x		
Scenedesmus ecornis																												x		
Scenedesmus sp.				x																										
Tetrastrum heterocanthum																											x			
Treubaria triappendiculata																													x	
Chrysophyceae																														
Chromulina gyrans			x					x	x											x			x	x		x	x		x	
Dinobryon divergens	x	x														x														
Kephyrion sp.1	x					x																								

www.institutoslactec.org.br

Amostra Táxons	T1	T2	T3	T4	T5	R1	R2	R3	R4	T6	T7	R5	R6	T8	R7	T9	R8	R9	T10	R10	T11	R11	R12	T12	R13	R14	R15	R16	C1	C2
Kephyrion sp.2																x														
Mallomonas akrokomos																											x			
Mallomonas tonsurata									x							x								x	x		x		x	x
Mallomonas sp.											x																			
Cryptophyceae																														
Chroomonas sp.																					x									
Cryptomonas sp.1					x							x		x	x	x	x			x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cryptomonas sp.2								x									x	x	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x
Cryptomonas sp.3																	x				x					x		x		
Plagiselmis lacustris								x			x	x		x	x	x	x	x		x		x	x	x	x	x	x		x	x
Plagisoselmis nannoplanctica														x			x											x	x	
Rhodomonas sp.																	x		x							x		x	x	
Cyanophyceae																														
Aphanocapsa delicatissima	x					x		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x	x			x	x
Chroococcus dispersus																							x							
Cyanodyction planctonicum													x		x															
Cyanogranis ferruginea	x	x		x		x	x	x	x	x		x		x	x	x								x			x	x		
Epigloeosphaera brasilica						x	x										x	x												
Heteroleibleinia sp.										x							x													
Leptolyngbya sp.											x																x			
Merismopedia minima										x							x							x				x	x	x

Amostra Táxons	T1	T2	T3	T4	T5	R1	R2	R3	R4	T6	T7	R5	R6	T8	R7	T9	R8	R9	T10	R10	T11	R11	R12	T12	R13	R14	R15	R16	C1	C2
Pseudanabaena sp.																							x				x			
Snowella lacustris					x																			x					x	
cyanophyceae sp.1																	x													
Dinophyceae																														
Parvodinium umbonatum	x		x													x										x				
Peridinium sp.							x																							x
Euglenophyceae																														
Euglena sp.		x																												
Phacus sp.																											x			
Trachelomonas volvocina																												x		
Prasinophyceae																														
Nephroselmis sp.	x			x												x														
Pedinomonas minutissima	x															x	x					x				x	x			
Tetraselmis sp.											x				x			x			x					x	x	x	x	x
Zygnemaphyceae																														
Closterium acutum var. *variabile*												x			x											x				
Cosmarium moniliforme										x																				
Staurodesmus controversus var. *brasiliensis*		x														x														
Teilingia granulata							x																							
Xanthophyceae																														
Tetraplektron sp.		x																												
Riqueza	**10**	**14**	**7**	**12**	**12**	**14**	**12**	**15**	**8**	**6**	**12**	**9**	**10**	**9**	**14**	**14**	**21**	**17**	**8**	**15**	**12**	**14**	**19**	**19**	**10**	**17**	**22**	**19**	**20**	**25**

www.institutoslactec.org.br

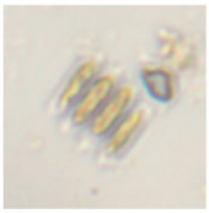
Figura 203 – Ilustração das espécies do fitoplâncton encontradas no rio Doce e tributários



Chlorophyceae



Acutodesmus sp.



Desmodesmus serratus



Demosdesmus sp.1



Demosdesmus sp.2



Demosdesmus sp.3



Demosdesmus sp.4



Scenedesmus ecornis

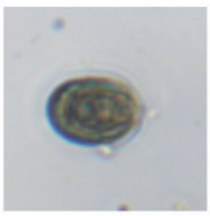


Scenedesmus sp.

Prasinophyceae



Nephroselmis sp.



Tetraselmis sp.

Chlamydophyceae



Chlamydomonas sp.1

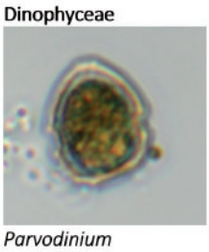


Chlamydomonas sp.2

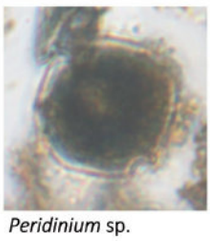


Spermatozoopsis exsultans

Dinophyceae



Parvodinium umbonatum



Peridinium sp.

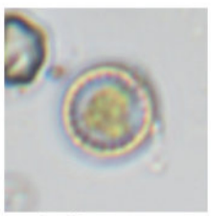
Bacillariophyceae



Aulacoseira granulata var. *angustissima*



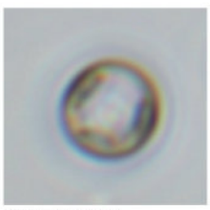
Cyclostephanus invisitatus



Cyclotella cryptica



Discostella stelligera



Discostella sp.



Melosira varians



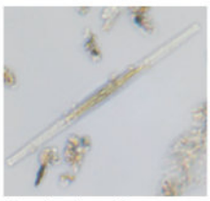
Urosolenia obesa



Urosolenia sp.1



Fragilaria sp.1



Fragilaria sp.2



Staurosira sp.



Achnanthidium exiguum



Cocconeis euglypta



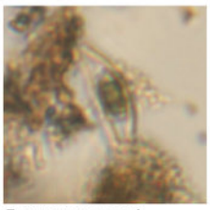
Cocconeis lineata



Gomphonema lagenula

Bacillariophyceae


Gomphonema sp.


Encyonema sp.1


Geissleria aikenensis


Geissleria decussis


Geissleria lateropunctata


Navicula cryptotenella


Navicula simulata


Navicula sp.1


Navicula sp.2


Navicula sp.3

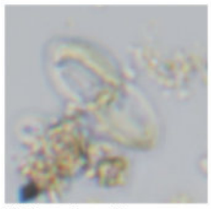

Navicula sp.4

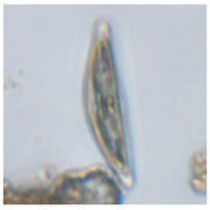

Navicula sp.5


Navicula sp.6


Sellaphora sp.1


Capartogramma crucicola


Diploneis sp.1


Seminavis strigosa


Pinnularia sp.1


Pinnularia sp.2


Pinnularia sp.3


Nitzschia gracilis


Nitzschia linearis

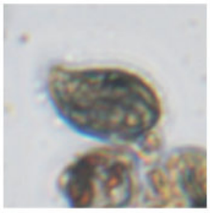

Nitzschia sp.1

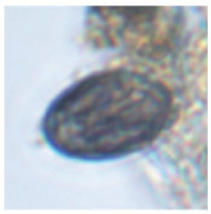

Nitzschia sp.2


Tryblionella victoriae

Cryptophyceae


Chroomonas sp.


Cryptomonas sp.1


Cryptomonas sp.2


Cryptomonas sp.3


Plagisoselmis nannoplanctica

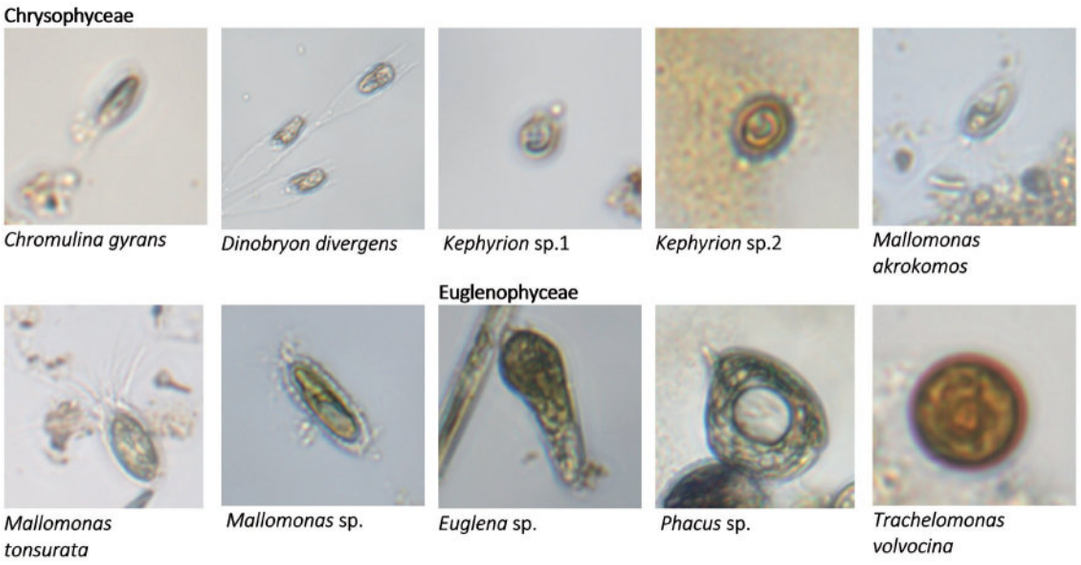
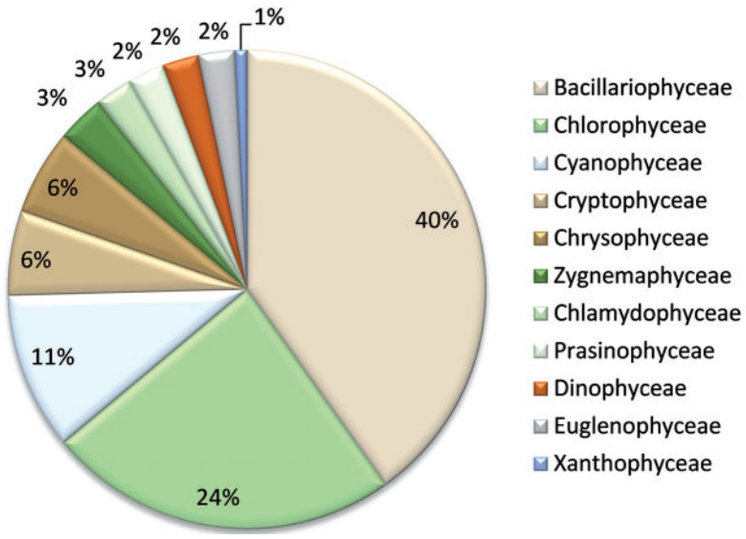
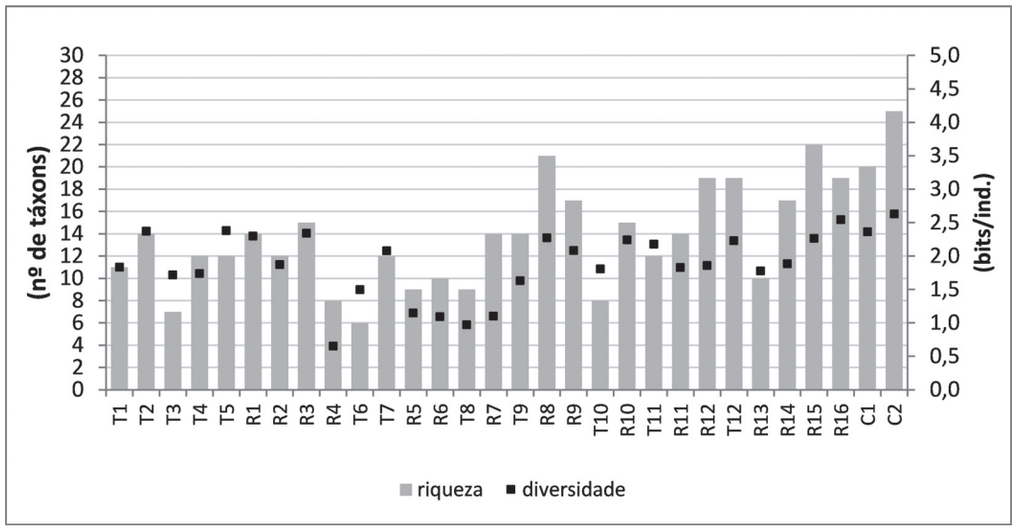


Figura 204 – Contribuição das classes de microalgas para a riqueza de espécies no rio Doce e tributários



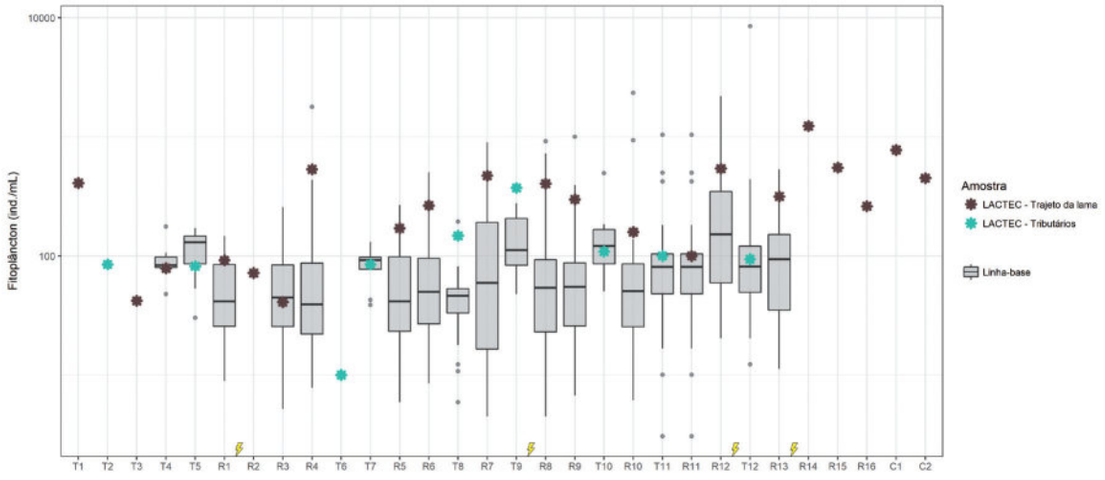
A maior riqueza de espécies foi registrada nas estações próximas à foz do rio Doce (C1: 20 espécies, C2: 25 espécies) e a menor no rio Sacramento (T6: 6 espécies) (Tabela 55, Figura 205). A diversidade específica foi baixa (0,65 a 2,6 bits/ind.) e tendeu a acompanhar os dados de riqueza na maior parte das estações de coleta (Figura 205).

Figura 205 – Riqueza e diversidade de espécies do fitoplâncton no rio Doce e tributários



A densidade de organismos foi baixa em todos os pontos monitorados (máx. 1.235 ind./mL), entretanto os valores foram mais elevados do que a média registrada no período pré-desastre na maior parte das estações (Figura 206). Ressalta-se que o gráfico se encontra em escala logarítmica.

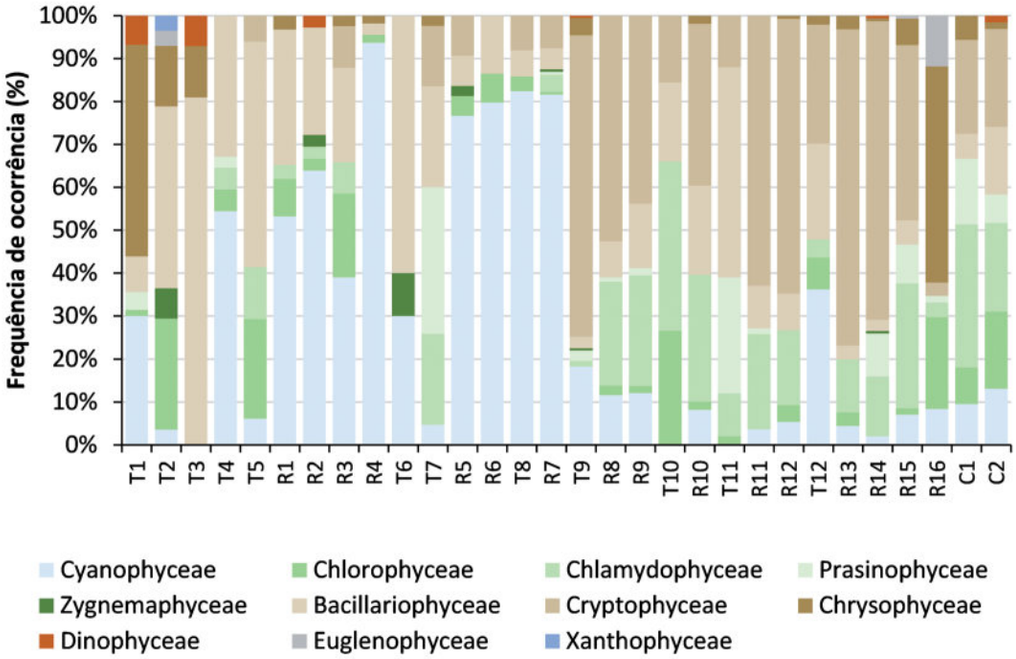
Figura 206 – Resultados de densidade do fitoplâncton para a primeira campanha do Lactec em comparação com a linha-base



Houve importante contribuição das cianobactérias para a composição do fitoplâncton nos rios Santarém (T1), do Carmo (T4), Sacramento (T6) e Santo Antônio (T8), e nas estações do rio Doce situadas antes da barragem da UHE Baguari (Figura 207). Nas estações localizadas após o reservatório, a contribuição das cianobactérias diminuiu e houve um aumento na representatividade de algas flageladas (classes Cryptophyceae, Chlamydophyceae, Prasinophyceae, Euglenophyceae, Chrysophyceae e Dinophyceae). Os fitoflagelados são organismos oportunistas que apresentam alta taxa de crescimento e tolerância a estresse ambiental estabelecido (OLRIK, 1994). Geralmente, estão presentes em períodos de temperatura mais amena e com menor disponibilidade luminosa (REYNOLDS, 2006).

Diatomáceas (Bacillariophyceae) estiveram presentes em todos os locais analisados, exceto na estação R16, e foram representadas principalmente por formas penadas que provavelmente foram removidas do fundo ou desprendidas de substratos pela ação da correnteza do rio.

Figura 207 – Contribuição relativa das classes de algas para a composição da comunidade no rio Doce e tributários



Entre as cianobactérias encontradas, apenas *Aphanocapsa delicatissima* e *Snowella lacustris* possuem potencial para produção de toxinas (PANOSSO et al., 2007; CETESB, 2013). Vale ressaltar que todas as cianobactérias contêm lipopolissacarídeos na composição de suas membranas celulares, os quais podem causar irritações quando em contato com a pele e mucosas (CALIJURI et al., 2006).

3.2.3.7 Comunidade zooplanctônica

A comunidade zooplanctônica esteve representada por 47 espécies (considerando todos os ambientes de água doce), sendo 34 rotíferos, 12 cladóceros e uma espécie de copépode, além das formas jovens desses últimos microcrustáceos (náuplios e copepoditos). Nessa análise as réplicas foram consideradas como uma única amostra. Não foram encontrados adultos de copépodes Cyclopoida, mesmo tendo sido as amostras analisadas na íntegra. O número de espécies registrado foi próximo ao registrado por Bonecker et al. (1996) (53 espécies), em um trecho do rio Doce, e inferior ao citado no Relatório de Linha-Base (110 espécies, 72 rotíferos, 22 cladóceros e 16 copépodes). No entanto, a maior representatividade dos rotíferos se mantem, corroborando o padrão de composição observado naquele relatório. No zooplâncton de água doce, Rotifera, em quase a totalidade dos estudos, é o grupo com maior riqueza de espécies. Ressalta-se, ainda, que o presente relatório se refere a uma única campanha de amostragem na área de estudo, enquanto o Relatório de Linha-Base representa um levantamento bibliográfico para região da bacia do rio Doce.

A ocorrência de espécies zooplanctônicas foi maior nos pontos do rio Doce (31 espécies), seguidos dos pontos dos tributários (28 espécies) e lagoas (27 espécies). O Relatório de Linha-Base também apontou uma elevada riqueza de espécies no médio rio Doce.

As espécies que apresentaram uma ampla distribuição na área de estudo foram *Keratella cochlearis*, *Conochilus unirconis*, *Synchaeta stylata* (rotífero), *Bosmina hagmanni*, *Moina minuta*, *Coronatella popei* (cladócero), além da ordem Bdelloidea (rotífero). Porém, em geral, a frequência de ocorrência das espécies foi esporádica em todos os tipos de ambiente (tributário, rio e lagoa). Estudos realizados por Bonecker et al. (1996) na calha do rio Doce apontam que a maioria das espécies zooplanctônicas ocorreu de forma acidental nas amostras (<25% de ocorrência em todas as amostras coletadas). Bdelloidea também foi um grupo constantemente registrado no Relatório de Linha-Base.

A única espécie de copépode registrada, *Notodiaptomus henseni*, ocorreu apenas em 5 pontos, dos 33 analisados. A grande maioria dessas espécies e o gênero *Synchaeta* são descritas no relatório Base para a região, com exceção de *C. popei* e *N. henseni*. Em relação à ocorrência desta última espécie, no referido relatório, os copépodes calanoides haviam sido representados apenas pelas formas jovens.

Os rotíferos estiveram distribuídos em 10 famílias e uma ordem. Lecanidae e Brachionidae foram as mais representativas, com 14 e 11 espécies, respectivamente. Tal predomínio corrobora o padrão frequentemente registrado para o zooplâncton de ambientes dulcícolas tropicais (LANSAC-TÔHA et al., 2009). Para os cladóceros, foram registradas 5 famílias, com destaque para Daphniidae e Chydoridae, com 5 e 4 espécies, respectivamente. Os Daphniidae são frequentemente registrados em distintos ambientes de água doce, constituindo uma parcela importante dos cladóceros tipicamente planctônicos.

Já os Chydoridae, destacam-se em ambientes rasos e/ou com presença de macrófitas aquáticas, e ainda naqueles com elevada velocidade de corrente, onde a fauna da região litorânea e do sedimento é transportada para a coluna de água (LANSAC-TÔHA et al., 2009). Tal padrão de composição entre os cladóceros evidencia a marcada heterogeneidade hidrodinâmica da área de estudo, tendo em vista a presença de lagos, tributários e rio principal, no delineamento amostral.

Entre os copépodes, por outro lado, um padrão distinto daquele frequentemente registrado, foi observado, ou seja, os adultos desse grupo estiveram representados apenas pela família Diaptomidae. Nesse sentido, os Cyclopidae são, em geral, representados por um maior número de espécies entre os copépodes, nos mais distintos ambientes aquáticos continentais (LANSAC-TÔHA et al., 2009), e tal padrão é evidenciado também na linha-base. Nesse sentido, a ocorrência de adultos de Cyclopidae merece atenção nos próximos períodos de amostragem.

Uma maior abundância total da comunidade (66 amostras) foi observada nas lagoas (282.863 ind./m^3), seguido dos tributários (84.404 ind./m^3) e rio (44.232 ind./m^3). O Relatório de Linha-Base apresentou um maior valor médio de abundância para o rio (89.362 ind./m^3), durante quatro anos de estudo. Entretanto, ressalta-se que no presente relatório são apresentados resultados de uma amostragem.

A hidrodinâmica é considerada um dos principais fatores estruturadores das comunidades planctônicas, tendo em vista que, em ambientes lóticos, com elevada velocidade de corrente, a taxa de deslocamento rio a baixo é maior que a taxa reprodutiva das populações planctônicas, limitando o estabelecimento dessas populações. Assim, a redução da velocidade de corrente nos ambientes lênticos,

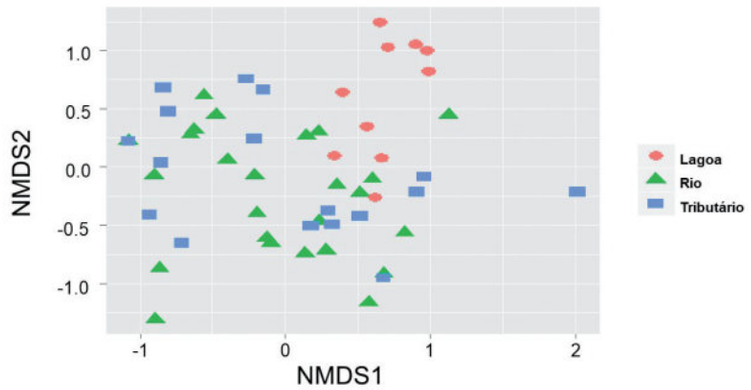
bem como uma maior profundidade, são fatores que propiciam o estabelecimento e desenvolvimento das populações zooplanctônica (BOMFIM et al., 2017).

Em relação aos diferentes grupos, os rotíferos foram registrados em todos os pontos, seguido dos copépodes, com destaque para as formas jovens (náuplios e copepoditos), e cladóceros. Os dados da abundância dos adultos de Calanoida e jovens de Cyclopoida e Calanoida são apresentados separadamente porque a abundância dos jovens foi mais elevada. Estudos apontados no relatório de Base para bacia do rio Doce e outros estudos realizados em ambientes de água doce, também, destacam os rotíferos como os principais organismos estruturadores da comunidade zooplanctônica.

Para a abundância da comunidade, em toda área de estudo, poucas espécies contribuíram para abundância total, sendo encontradas apenas espécies pouco abundantes e abundantes, e a maioria delas foi rara. Os estimadores de diversidade apontaram, em geral, uma baixa diversidade de espécies, riqueza de Margalef e equitabilidade.

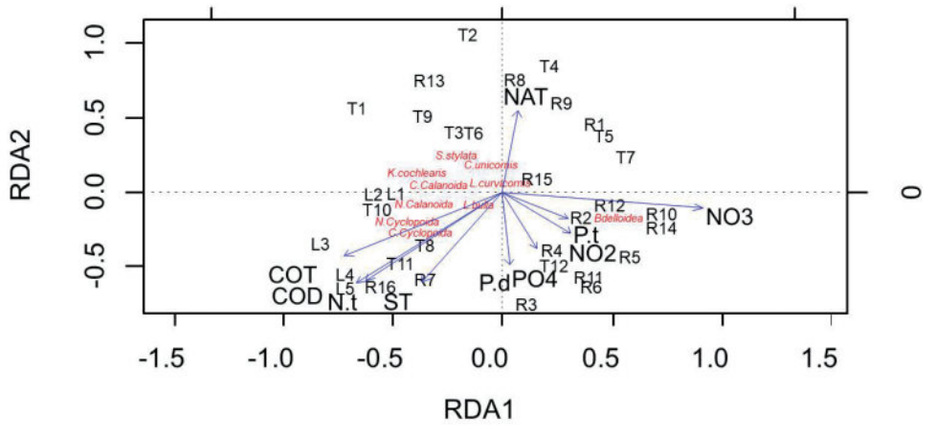
A NMDS mostrou que a estrutura da comunidade zooplanctônica foi diferente entre os pontos das lagoas e dos tributários e do rio Doce (PERMANOVA, Pseudo F = 3,15; p=0.001). Foi possível observar, ainda, que a variabilidade da composição entre os pontos das lagoas foi menor do que nos demais ambientes analisados (rio e tributários) (Figura 208).

Figura 208 – Resultado da NMDS mostrando a distribuição dos diferentes pontos de amostragem, de acordo com abundância e ocorrência das espécies zooplanctônica



Os resultados da RDA apontaram que 60% da variação espacial da comunidade zooplanctônica foi explicada pela variabilidade das variáveis físicas e químicas (eixo 1=44% e eixo 2=16%) (F= 1.3872; p= 0.022) (Figura 209). A análise evidenciou a relação de algumas variáveis, descritoras desses eixos, com a abundância do zooplâncton. *Conochilus unicornis* (rotífero) esteve relacionado com os maiores valores de Nitrogênio amoniacal total (NAT), *Keratella cochlearis* e *Synchaeta stylata* (rotífero), com os menores valores de NO_3, NO_2 e as diferentes frações de fósforo (P.d, PO_4 e P.t), ao contrário dos Bdelloidea (rotífero), que estiveram relacionados com os maiores valores dessas variáveis. Os náuplios de Cyclopoida e Calanoida (copépodes), por sua vez, estiveram relacionados com os maiores valores das formas de carbono (COD e COT), SOT e N.t (Figura 209). No Relatório de Linha-Base, estudos apontam que alguns rotíferos apresentaram maior sensibilidade a alterações de parâmetros físico-químicos, sendo *Conochilus dossuarius* e *Colurella uncinata* as espécies mais sensíveis.

Figura 209 – Diagrama de ordenação para os dois primeiros eixos da Análise de Redundância, com os escores dos ambientes amostrados, de acordo com as variáveis abióticas (variáveis físicas e químicas) e dados de abundância da comunidade zooplanctônica

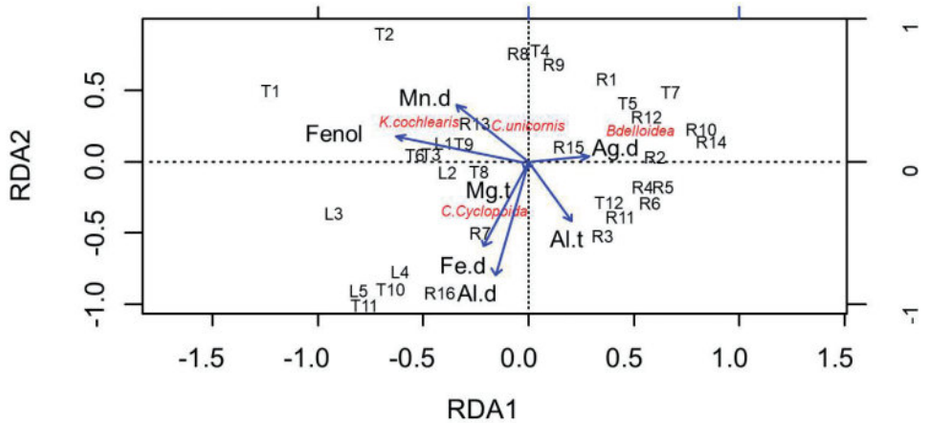


Nota: Carbono Orgânico Total (COT), Carbono Orgânico Dissolvido (COD), Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Dissolvidos (STD), Nitrato (NO_3), Nitrogênio Orgânico Total (NOT), Nitrogênio Total (NT), Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), Nitrito (NO_2), Fósforo Dissolvido (P.d), Fósforo Total (P.t), Fosfato (PO4).

Esses resultados não evidenciaram, a princípio, o fitoplâncton como principal recurso alimentar para o zooplâncton, pois a concentração de clorofila-a, estimativa da biomassa de algas, não se destacou como uma variável importante para a organização da comunidade. Além disso, os nutrientes apresentaram altas concentrações, sugerindo a sua disponibilidade para a produtividade primária (exceto fósforo total), nos rios e tributários, onde as espécies de rotíferos e Bdelloidea também foram abundantes (Figura 209). Certamente, a maior velocidade de corrente nesses ambientes não favoreceu o estabelecimento das populações fitoplanctônicas, bem como a absorção desses nutrientes para produtividade do sistema. Por outro lado, nas lagoas há uma maior disponibilidade de COD e matéria orgânica, representa pelas concentrações totais de carbono, nitrogênio e sólidos. Nesses ambientes foram observadas maiores abundâncias das formas jovens de copépodes, e menores, de Bdelloidea (Figura 209). Provavelmente, o principal recurso para zooplâncton nas lagoas é o bacterioplâncton, pois o COD é uma importante fonte de recurso para produção bacteriana.

Para a análise da RDA, onde foram utilizados os dados de contaminantes e da composição e abundância do zooplâncton, foi possível verificar uma explicação um pouco maior (64%, eixo 1=35% e eixo 2=29%), do que para a análise anterior (F= 1.2149; p= 0.125). As mesmas espécies, além de *Keratella lenzi*, e grupos zooplanctônicos que estiveram relacionados com as variáveis físicas e químicas foram relacionados com os contaminantes (Figura 210). *Conochilus unircornis*, *Keratella cochlearis*, *K. lenzi* e *Synchaeta stylata* estiveram relacionadas com os maiores valores de Fenol e Manganês dissolvido (Mn.d), e menores de Prata dissolvido (Ag.d), ao contrário do observado para os Bdelloidea, e Alumínio total (Al.t), nos pontos dos tributários e rio Doce. Náuplios de Cyclopoida e Calanoida estiveram relacionados com os maiores valores das formas dissolvidas de Manganês (Mg.d), Ferro (Fe.d) e Alumínio (Al.d), nos pontos das lagoas (Figura 210). De acordo os dados de linha-base, estudos ecotoxicológicos na bacia do rio Doce apontaram que 60% de espécies zooplanctônicas (incluindo protozoários) apresentaram relação negativa com alumínio e manganês, e 27% das espécies, com ferro, no rio do Carmo.

Figura 210 – Diagrama de ordenação para os dois primeiros eixos da Análise de Redundância, com os escores dos ambientes amostrados de acordo com as variáveis abióticas (contaminantes) e dados de abundância da comunidade zooplanctônica



Nota: Alumínio dissolvido (AL.d), Ferro dissolvido (Fe.d), Manganês dissolvido (Mn.d), Prata dissolvida (Ag.d), Alumínio total (Al.t), Ferro total (Fe.t), Manganês total (Mg.t), Prata total (Ag.t), Fenol.

3.2.3.7.1 *Tributários*

A comunidade zooplanctônica nesses ambientes foi representada por 28 espécies, sendo 21 espécies de rotíferos, 6 cladóceros e uma de copépode. As famílias mais representativas foram Lecanidade, Brachionidae (rotíferos), Chydoridade e Bosminidae (cladócero), além de Diaptomidae (copépode) (Tabela 56).

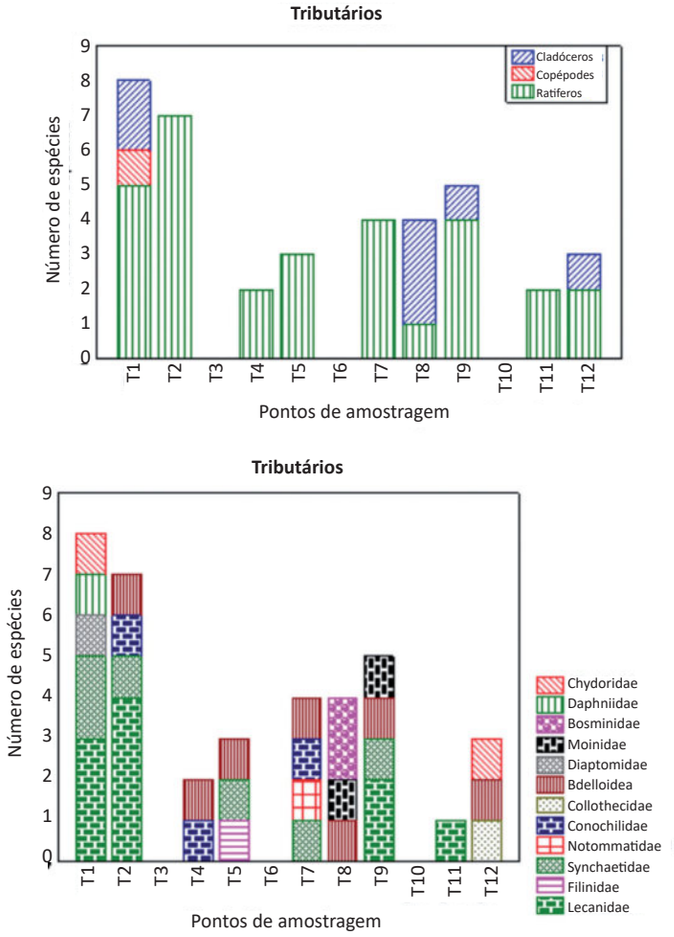
Tabela 56 – Composição de espécies, riqueza de espécies e abundância numérica média (ind./m-^{3}) das espécies zooplanctônicas, nos pontos de amostragem dos tributários

Tributários	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
ROTIFERA												
Brachionidae												
Brachionus caudatus Barrois & Daday, 1894.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0
Brachionus patulus Müller, 1786	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0
Brachionus falcatus Zacharias 1898	946	63	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kellicottia bostoniensis (Rousselet, 1908)	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0
Keratella americana Carlin, 1943	92	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Keratella cochlearis (Gosse, 1851)	35008	100	0	0	0	0	0	51	37	0	0	0
Keratella lenzi (Hauer, 1953)	0	38	0	0	0	0	0	0	85	0	0	0
Keratella tropica (Apstein, 1907)	46	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Conochilidae												
Conochilus unicornis Rousselet, 1892	0	213	0	325	0	0	109	0	0	0	0	0

Tributários	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Collothecidae												
Collotheca sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Filinidae												
Filinia limnetica (Zacharias, 1893)	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0
Lecanidae												
Lecane leontina (Turner, 1892)	23	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lecane ludwigii (Eckstein, 1883)	0	0	0	0	0	0	0	0	37	0	0	0
Lecane luna z(Müller, 1776)	23	25	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0
Lecane lunaris (Ehrenberg, 1832)	23	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lecane amazonica (Murray 1913)	0	0	0	0	0	0	0	0	49	0	0	0
Lecane brachydactyla (Stenroos, 1898)	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Notommatidae												
Cephalodella sp.	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0
Synchaetidae												
Polyarthra dolicoptera Idelson, 1925	1315	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Synchaeta stylata Wierzejski, 1893	185	38	0	0	13	0	12	0	1768	0	0	0
Bdelloidea	0	25	0	38	50	0	383	59	183	0	0	17
COPEPODA												
Diaptomidae												
Notodiaptomus henseni Dahl 1894	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CLADOCERA												
Bosminidae												
Bosmina hagmanni Stingelin, 1904	0	0	0	0	0	0	0	249	0	0	0	0
Bosminopsis deitersi Richard, 1895	0	0	0	0	0	0	0	331	0	0	0	0
Chydoridae												
Alonella dadayi Birge, 1910	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Kurzia latissima (Kurz, 1875)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Daphniidae												
Ceriodaphnia richardi Sars, 1901	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Moinidae												
Moina minuta Hansen (1899)	0	0	0	0	0	0	0	26	37	0	0	0

A riqueza de espécies nesses ambientes foi reduzida, com a ocorrência máxima de 8 e 7 espécies (pontos T1 e T2, respectivamente), e de uma espécie em um ponto (ponto T11). Destaca-se para esses ambientes a ausência de representantes do zooplâncton nos pontos T3, T6 e T10. Os rotíferos ocorreram na maioria dos pontos, os cladóceros em alguns deles (pontos, T1, T8, T9 e T12), e os copépodes, em apenas um ponto (ponto T1). Lecanidae e Bdelloidea (rotífero) se destacaram em termos de riqueza, ao longo dos pontos, além de Synchaetidae (rotífero), Chydoridae e Moinidae (cladócero). Diaptomidae (copépode) ocorreu somente em um ponto (Tabela 56 e Figura 211).

Figura 211 – Composição da comunidade zooplanctônica, descrita pelos diferentes grupos (rotíferos, cladóceros e copépodes) e pelas famílias dos diferentes grupos e Bdelloidea (rotífero) (Tabela 11) nos pontos de amostragem dos tributários



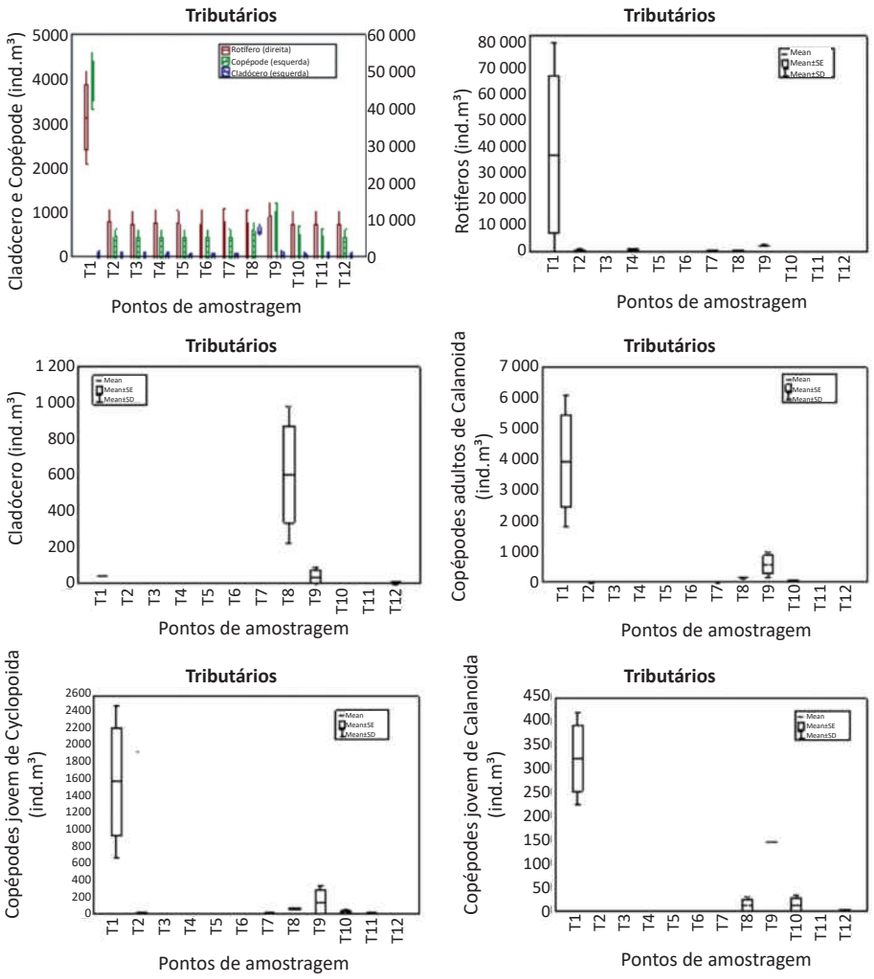
A frequência de ocorrência das espécies zooplanctônicas nos tributários foi esporádica na maioria dos pontos. Apenas algumas espécies de rotíferos apresentaram outro padrão de ocorrência na área de estudo. *Conochilus unicornis* e *Lecane bulla* foram pouco frequentes e *Synchaeta stylata* Bdelloidea, frequente (Tabela 57).

Tabela 57 – Frequência de ocorrência (Fo) das espécies zooplanctônicas nos tributários, de acordo com o critério de classificação de Omori e Ikeda (1984)

	Fo (%)	Classificação
ROTIFERA		
Brachionidae		
Brachionus caudatus Barrois & Daday, 1894.	8.33	Esporádica
Brachionus patulus Müller, 1786	8.33	Esporádica
Brachionus falcatus Zacharias 1898	16.67	Esporádica
Kellicottia bostoniensis (Rousselet, 1908)	8.33	Esporádica
Keratella americana Carlin, 1943	8.33	Esporádica
Keratella cochlearis (Gosse, 1851)	33.33	Esporádica
Keratella lenzi (Hauer, 1953)	16.67	Esporádica
Keratella tropica (Apstein, 1907)	16.67	Esporádica
Conochilidae		
Conochilus unicornis Rousselet, 1892	25.00	Pouco frequente
Collothecidae		
Collotheca sp.	8.33	Esporádica
Filinidae		
Filinia limnetica (Zacharias, 1893)	8.33	Esporádica
Lecanidae		
Lecane leontina (Turner, 1892)	16.67	Esporádica
Lecane ludwigii (Eckstein, 1883)	8.33	Esporádica
Lecane luna (Müller, 1776)	25.00	Pouco frequente
Lecane lunaris (Ehrenberg, 1832)	16.67	Esporádica
Lecane amazonica (Murray 1913)	8.33	Esporádica
Lecane brachydactyla (Stenroos, 1898)	8.33	Esporádica
Notommatidae		
Cephalodella sp.	8.33	Esporádica
Synchaetidae		
Polyarthra dolicoptera Idelson, 1925	8.33	Esporádica
Synchaeta stylata Wierzejski, 1893	41.67	Frequente
Bdelloidea	58.33	Frequente
COPEPODA		
Diaptomidae		
Notodiaptomus henseni Dahl 1894	8.33	Esporádica
CLADOCERA		
Bosminidae		
Bosmina hagmanni Stingelin, 1904	8.33	Esporádica
Bosminopsis deitersi Richard, 1895	8.33	Esporádica
Chydoridae		
Coronatella poppei (Richard, 1897)	16.67	Esporádica
Daphniidae		
Ceriodaphnia cornuta Sars, 1886	8.33	Esporádica
Moinidae		
Moina minuta Hansen (1899)	16.67	Esporádica

Os resultados da abundância numérica nos pontos dos tributários mostraram padrão diferente para os microcrustáceos, sendo os cladóceros numericamente mais importantes no ponto T8, e os copépodes (jovens e adultos), no ponto T1, assim como os rotíferos (Figura 212). Ao longo de todos os pontos, as espécies que apresentaram expressiva abundância numérica na comunidade foram *Keratella cochlearis, Brachionus falcatus, Polyarthra dolicoptera* (rotífero), *Bosmina hagmanni* e *Bosminopsis deitersi* (cladócero) (Tabela 56). *K. cochlearis* também foi a espécie que apresentou a maior abundância relativa (83,40%), e as demais espécies foram consideradas raras (<10% da abundância).

Figura 212 – Abundância numérica média (MEAN) da comunidade zooplanctônica (ind./m-^{3}) (SE=erro padrão, e SD=desvio padrão), descrita pelos rotíferos, cladóceros, copépodes Cyclopoida e Calanoida adultos e jovens (naúplio de copepodito) (Tabela 11), nos pontos de amostragem dos tributários



Os resultados do índice de riqueza de Margalef (R) registraram maiores valores nos pontos T1 e T2, e menores, nos pontos T4 e T11 (Tabela 58), assim como verificado para riqueza de espécies (Figura 211). No ponto T1, foram registradas, ainda, as maiores abundâncias da comunidade (Figura 212).

Tabela 58 – Índices de Shannon-Wiener (H') (diversidade de espécies), Pielou (J') (equitabilidade) e Margalef (R) (riqueza) nos pontos dos tributários

Pontos de amostragem	H'	Diversidade de espécies	J'	R
T1	0.355	Muito baixa	0.143	1.335
T2	1.916	Baixa	0.799	1.493
T3				
T4	0.333	Muito baixa	0.480	0.202
T5	1.154	Baixa	0.832	0.693
T6				
T7	0.724	Muito baixa	0.522	0.432
T8	1.283	Baixa	0.716	0.693
T9	0.797	Muito baixa	0.410	0.718
T10				
T11	0.693	Muito baixa	1.000	0.309
T12	0.885	Muito baixa	0.806	0.508

A diversidade de espécies nos tributários foi muito baixa na maioria dos pontos (< 1 Bits/ind) e baixa nos pontos T2, T5 e T8 (entre 1 e 2 Bits/ind) (Tabela 58). Maiores valores nos pontos T2 e T8 estiveram relacionados com os resultados de abundância.

Em relação à equitabilidade da comunidade, foi registrado o valor máximo (1) no ponto T11 (Tabela 58) devido à ocorrência de apenas duas espécies (*Brachionus caudatus* e *Lecane luna*) com a mesma abundância (Tabela 56). Nos pontos T2, T5 e T12, os resultados foram mais próximos à equitabilidade máxima (próximo ou > 0,8) (Tabela 58), sugerindo uma menor dominância de espécies na comunidade. Nos demais pontos, a dominância de espécie foi maior.

3.2.3.7.2 *Rio Doce*

A comunidade zooplanctônica na calha do rio Doce foi representada por 31 espécies, sendo 20 espécies de rotíferos, 10 cladóceros e uma de copépode. As famílias mais representativas foram Lecanidade, Brachionidae (rotíferos), Chydoridade, Dapnhiidae (cladócero) e Diaptomidae (copépode) (Tabela 59). As três primeiras famílias, além dos diaptompideos, também foram representativas da comunidade nos tributários (Tabela 56).

Tabela 59 – Composição de espécies, riqueza de espécies e abundância numérica média (ind./m-^{3}) das espécies zooplanctônicas, nos pontos de amostragem do rio Doce

Rio Doce	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
ROTIFERA																
Brachionidae																
Brachionus budapestinensis Daday, 1885	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brachionus quadridentatus Hermann, 1783	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	41
Kellicottia bostoniensis (Rousselet, 1908)	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Keratella cochlearis (Gosse, 1851)	0	0	0	0	0	0	0	30	29	0	0	0	0	0	0	27
Keratella lenzi (Hauer, 1953)	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0
Conochilidae																
Conochilus unicornis Rousselet, 1892	8063	33	0	0	0	9	5	91	500	0	0	0	100	0	0	0
Collothecidae																
Collotheca sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	190
Dicranophoridae																
Dicranophorus prionacis Harring & Myers, 1928	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lecanidae																
Lecane curvicornis (Murray, 1913)	0	0	0	0	0	0	0	0	29	0	0	0	0	0	107	0
Lecane elsa Hauer, 1931	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	82
Lecane leontina (Turner, 1892)	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	27
Lecane ludwigii (Eckstein, 1883)	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0
Lecane papuana (Murray, 1913)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0

www.institutoslactec.org.br

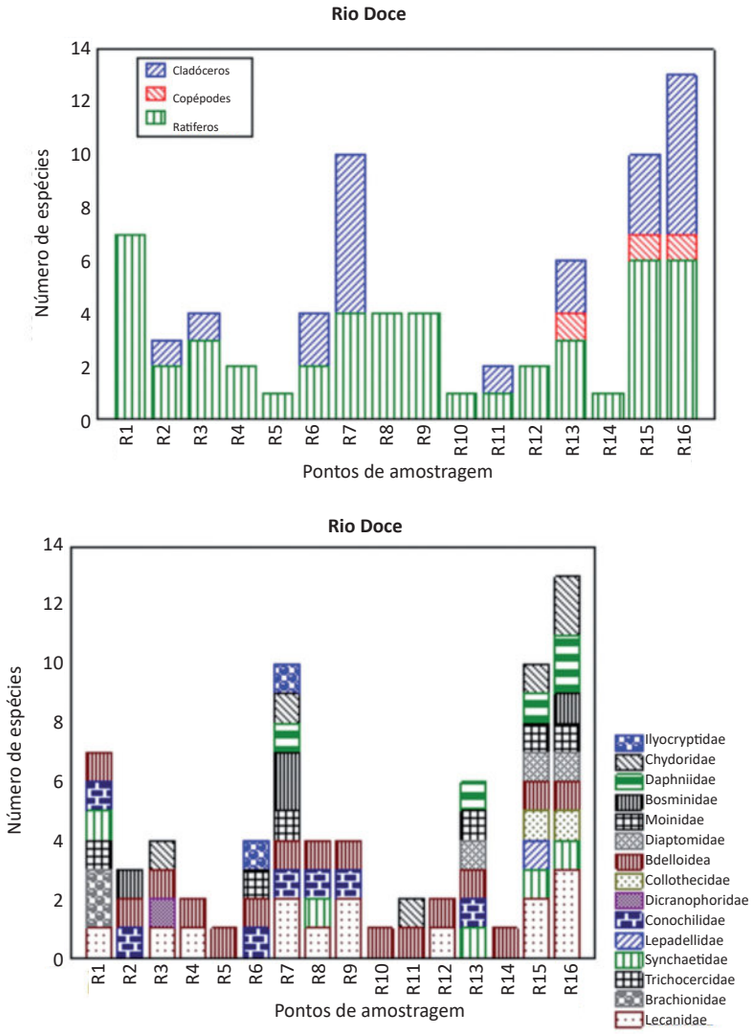
Rio Doce	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Lecane proiecta Hauer, 1956	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lecane bulla (Gosse, 1851)	0	0	9	6	0	0	0	0	59	0	0	0	0	0	54	41
Lecane furcata (Murray, 1913)	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepadellidae																
Lepadella ovalis O.F. Muller, 1896	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	54	0
Trichocercidae																
Trichocerca stylata (Gosse, 1851)	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Synchaetidae																
Polyarthra dolicoptera Idelson, 1925	150	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Synchaeta stylata Wierzejski, 1893	0	0	0	0	0	0	0	23	0	0	0	0	563	0	357	27
Bdelloidea	7575	115	36	19	586	170	11	68	176	3	7	38	38	31	607	272
COPEPODA																
Diaptomidae																
Notodiaptomus henseni Dahl 1894	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	214	313
CLADOCERA																
Bosminidae																
Bosmina hagmanni Stingelin, 1904	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	82
Bosminopsis deitersi Richard, 1895	0	11	0	0	0	0	49	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chydoridae																
Alona rustica Scott, 1895	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	14
Alonella dadayi Birge, 1910	0	0	9	0	0	0	44	0		0	1	0	0	0	18	0
Kurzia latissima (Kurz, 1875)	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	14

Rio Doce	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Daphniidae																
Ceriodaphnia cornuta Sars, 1886	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27
Ceriodaphnia richardi Sars, 1901	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	68
Daphnia gessneri Herbst, 1967	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	13	0	232	0
Ilyocryptidae																
Ilyocryptus spinifer Herrick, 1882	0	0	0	0	0	9	5	0		0	0	0	0	0	0	0
Moinidae																
Moina minuta Hansen (1899)	0	0	0	0	0	9	11	0	0	0	0	0	75	0	54	395

www.institutoslactec.org.br

No rio Doce, a riqueza de espécies nos pontos de amostragem também foi reduzida, com a ocorrência de no máximo de 13 espécies (R16), e em 3 pontos ocorreu apenas 1 espécie (R5, R10 e R14). Os rotíferos ocorreram em todos os pontos, os cladóceros, na metade deles, e os copépodes, em apenas 3 pontos (R13, R15 e R16). Lecanidade, Conochilidae, Dapnhiinidae e Bosminidade (cladócero) foram as famílias que ocorreram na maioria dos pontos, além da ordem Bdelloidea (rotífero), e Diaptomidae (copépode) em apenas 3 pontos (Tabela 59 e Figura 213).

Figura 213 – Composição da comunidade zooplanctônica, descrita pelos diferentes grupos (rotíferos, cladóceros e copépodes) e pelas famílias e Bdelloidea (rotífero) (Tabela 14), nos pontos de amostragem no rio Doce



Os resultados da frequência de ocorrência das espécies no rio Doce, assim como nos tributários, apontaram que a maioria delas apresentou ocorrência esporádica (Tabela 60). Estudos realizados por Bonecker et al. (1996) na calha do rio Doce mostraram que os rotíferos e microcrustáceos ocorreram em 25% das amostras.

Lecane bulla, *Synchaeta stylata* (rotífero), *Coronatella poppei* e *Moina minuta* (cladócero) foram pouco frequentes e Bdelloidea (rotífero), muito frequente (Tabela 60). *L. bulla*, *C. poppei* e Bdelloidea são consideradas como espécies não planctônicas, e ocorrem na coluna de água devido *à* sua ressuspensão do sedimento, o que seria esperado devido *à* velocidade de corrente no rio.

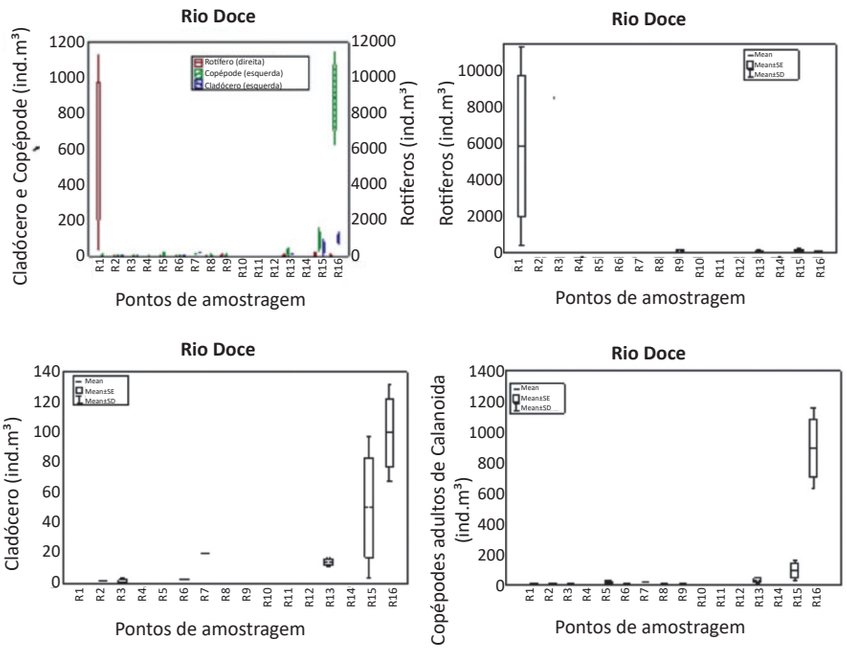
Tabela 60 – Frequência de ocorrência (Fo) das espécies zooplanctônicas no rio Doce, de acordo com o critério de classificação de Omori e Ikeda (1984)

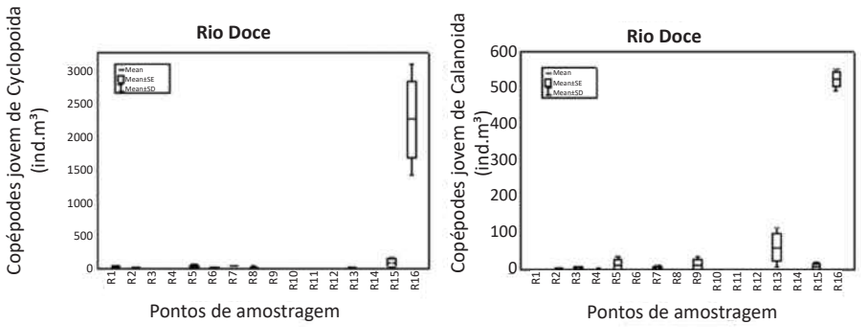
	Fo (%)	Classificação
ROTIFERA		
Brachionidae		
Brachionus budapestinensis Daday, 1885	6.25	Esporádica
Brachionus quadridentatus Hermann, 1783	6.25	Esporádica
Kellicottia bostoniensis (Rousselet, 1908)	6.25	Esporádica
Keratella cochlearis (Gosse, 1851)	18.75	Esporádica
Keratella lenzi (Hauer, 1953)	6.25	Esporádica
Conochilidae		
Conochilus unicornis Rousselet, 1892	43.75	Frequente
Collothecidae		
Collotheca sp.	12.50	Esporádica
Dicranophoridae		
Dicranophorus prionacis Harring & Myers, 1928	6.25	Esporádica
Lecanidae		
Lecane curvicornis (Murray, 1913)	12.50	Esporádica
Lecane elsa Hauer, 1931	6.25	Esporádica
Lecane leontina (Turner, 1892)	12.50	Esporádica
Lecane ludwigii (Eckstein, 1883)	6.25	Esporádica
Lecane papuana (Murray, 1913)	6.25	Esporádica
*Lecane proiecta*Hauer, 1956	6.25	Esporádica
Lecane bulla (Gosse, 1851)	31.25	Pouco frequente
Lecane furcata (Murray, 1913)	6.25	Esporádica
Lepadellidae		
Lepadella ovalis O.F. Muller, 1896	6.25	Esporádica
Trichocercidae		
Trichocerca stylata (Gosse, 1851)	6.25	Esporádica
Synchaetidae		
Polyarthra dolicoptera Idelson, 1925	6.25	Esporádica
Synchaeta stylata Wierzejski, 1893	25.00	Pouco frequente
Bdelloidea	100.00	Muito frequente
COPEPODA		
Diaptomidae		
Notodiaptomus henseni Dahl 1894	18.75	Esporádica
CLADOCERA		
Bosminidae		
Bosmina hagmanni Stingelin, 1904	12.50	Esporádica

	Fo (%)	Classificação
Bosminopsis deitersi Richard, 1895	12.50	Esporádica
Chydoridae		
Alonella dadayi Birge, 1910	6.25	Esporádica
Coronatella poppei (Richard, 1897)	25.00	Pouco frequente
Kurzia latissima (Kurz, 1875)	6.25	Esporádica
Daphniidae		
Ceriodaphnia cornuta Sars, 1886	6.25	Esporádica
Ceriodaphnia silvestrii Daday, 1902	6.25	Esporádica
Daphnia gessneri Herbst, 1967	18.75	Esporádica
Ilyocryptidae		
Ilyocryptus spinifer Herrick, 1882	12.5	Esporádica
Moinidae		
Moina minuta Hansen (1899)	31.25	Pouco frequente

Os resultados da abundância mostraram que os rotíferos foram numericamente importantes, em média, no ponto R1, e os microcrustáceos (cladóceros e copépodes), nos pontos R15 e R16 (Figura 214). As espécies que apresentam elevadas abundâncias foram *Conochilus unicornis* (rotífero), *Bosmina hagmanni*, *Ceriodaphnia cornuta* (cladócero) e *Notodiaptomus henseni* (copépode), além da ordem Bdelloidea (rotífero) (Tabela 59). Bdelloidea também foi classificada como abundante, pois contribuiu com 42,73% da abundância da comunidade em todos os pontos do rio, e *C. unicornis*, como pouco abundante, com 39,79%. As demais espécies, que representam a maioria, foram raras, assim como verificado nos tributários.

Figura 214 – Abundância numérica média (MEAN) da comunidade zooplanctônica (ind./m^{-3}) (SE=erro padrão, e SD=desvio padrão), descrita pelos rotíferos, cladóceros, copépodes Cyclopoida e Calanoida adultos e jovens (naúplio de copepodito) (Tabela 4), nos pontos de amostragem do rio Doce





Maiores abundâncias dos rotíferos no ponto R1 estão relacionadas com a contribuição dos tributários, visto que esse ponto na calha do rio está logo a jusante da entrada de 5 tributários. Essa contribuição fica mais evidente com elevada abundância desses organismos registrada no ponto T1. Estudos realizados no rio Paraná mostraram a contribuição dos tributários para estruturação da comunidade zooplanctônica (BOMFIM et al., 2017).

Por outro lado, uma maior contribuição numérica dos microcrustáceos nos últimos pontos do rio Doce está relacionada com o acúmulo de informações biológicas carreados pelo rio. A presença de reservatórios a montante favorece o desenvolvimento de populações zooplanctônicas, com ciclos de vida longos, como as de cladóceros e copépodes (ALLAN, 1976; MARZOLF, 1990). Estudos realizados na área de influência do reservatório de Corumbá (GO) mostraram maiores abundâncias de copépodes a jusante da barragem, quando comparado às regiões lóticas do reservatório (VELHO et al., 2001). Entre os copépodes, as maiores densidades encontradas nesses pontos do rio Doce foram de formas jovens (náuplios e copepoditos) de Cyclopoida, e o relatório de base aponta que esses estágios de desenvolvimento foram numericamente importantes em reservatórios a montante.

O índice de Margalef (R) apontou maiores valores de riqueza nos pontos R7, R15 e R16, e menor, no ponto R12 (Tabela 61), assim como registrado para a riqueza de espécies (Figura 213). No ponto R16 foi verificada, ainda, elevada abundância da comunidade (Figura 214).

Tabela 61 – Índices de Shannon-Wiener (H') (diversidade de espécies), Pielou (J') (equitabilidade) e Margalef (R) (riqueza) nos pontos do rio Doce

Pontos de amostragem	H'	Diversidade de espécies	J'	R
R1	0.799	Muito baixa	0.411	0.613
R2	0.744	Muito baixa	0.677	0.424
R3	1.149		0.829	0.619
R4	0.551	Muito baixa	0.795	0.308
R5				
R6	0.551	Muito baixa	0.398	0.502
R7	1.845	Baixa	0.801	1.640
R8	1.653	Baixa	0.922	0.840
R9	1.063	Baixa	0.661	0.627
R10				
R11	0.451	Muito baixa	0.650	0.348

Pontos de amostragem	H'	Diversidade de espécies	J'	R
R12	0.673	Muito baixa	0.971	0.228
R13	1.003	Baixa	0.560	0.700
R14				
R15	1.819	Baixa	0.790	1.117
R16	2.187	Média	0.808	1.756

Os resultados da diversidade de espécies no rio, ao contrário dos tributários, apontaram diversidade muito baixa (< 1Bits/ind) e baixa (entre 1 e 2 Bits/ind) na maioria dos pontos, e diversidade média no ponto R16 (entre 2 e 3 Bits/ind) (Tabela 61). Nesse último ponto foram constatados, também, uma maior riqueza de espécies, elevadas abundâncias e o maior valor da riqueza de Margalef (Figura 213 e Figura 214, Tabela 61).

A equitabilidade da comunidade foi alta (próximo ou > 0,8) na maioria dos pontos de amostragem (Tabela 61), sugerindo uma menor dominância de espécies no rio, mesmo quando comparado aos tributários.

3.2.4 RESULTADOS DOS AMBIENTES LACUSTRES

3.2.4.1 Variáveis de qualidade de água monitoradas *in situ*

No período de coleta das estações localizadas nas lagoas L1 a L5, as condições climáticas mantiveram-se estáveis, com exceção de garoa registrada durante a coleta da estação L1, localizada na lagoa do Limão.

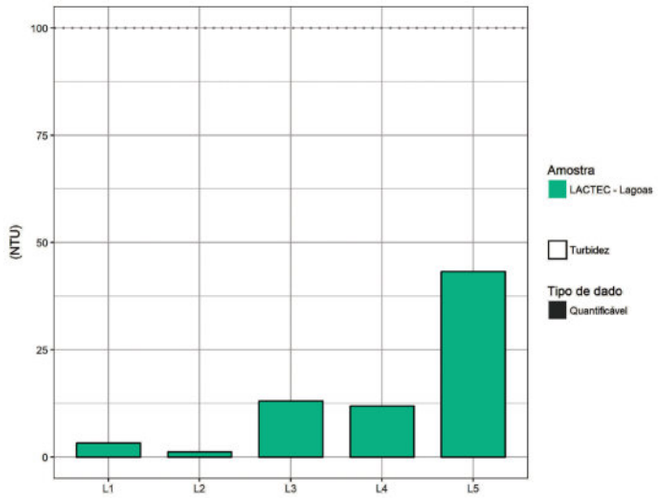
No tocante à classificação dos ambientes, os valores registrados para a salinidade nas estações L1 a L5 variaram entre 0,05 e 0,07%, caracterizando-os como tipicamente de água doce, visto que de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005 ambientes de água doce apresentam salinidade inferior a 0,5%.

Com relação às características físicas das estações de monitoramento, maior profundidade na região de coleta foi registrada na lagoa do Limão (6,0 m), seguida das lagoas Juparanã (5,5 m), Nova (4,0 m), Areão (2,5 m) e Areal (1,4 m). Com relação à transparência da água, águas mais transparentes foram observadas na lagoa Nova, L2, medida pela profundidade do disco de Secchi igual a 3,3 m. Valores inferiores a 1,0 m de transparência foram observados nas estações L3 (Juparanã) e L5 (Areal). Comparando resultados de transparência com trabalho anterior sobre a lagoa Nova (GONÇALVES, 2015), observa-se que o resultado obtido está próximo à média registrada pelo autor supracitado, para o período de inverno, de 3,5 m. Quanto à lagoa Juparanã, valores médios de transparência da água registrados no inverno por Martins (2013), foram mais elevados (1,8 m a 2,3 m, dependendo da estação de monitoramento) do que os registrados no presente estudo (0,80 m).

Avaliando ainda a turbidez (Figura 215), característica inversamente relacionada com a transparência da água, observou-se valor mais elevado de turbidez (43,25 UNT) na estação L5 (Areal), local que também correspondeu à menor medida de transparência da água. Nas demais estações, a turbidez da água variou entre 1,19 UNT (L2) e 13,09 UNT (L3). Resultados médios de turbidez obtidos na lagoa

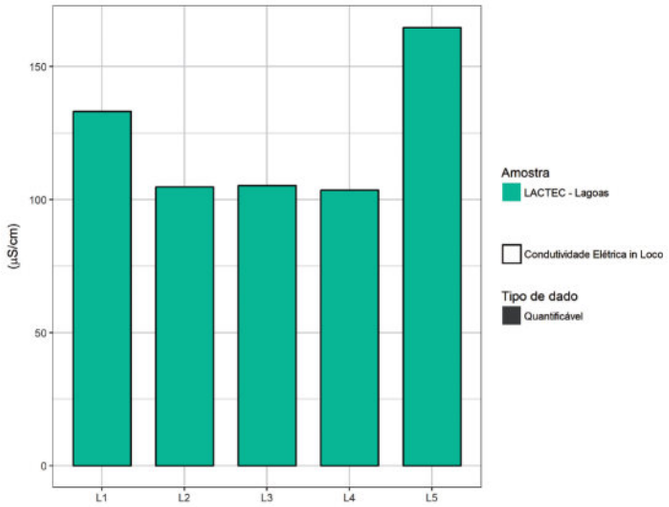
Nova, no período de inverno (2,2 UNT) por Gonçalves (2015), estiveram próximos aos obtidos para a estação L2 no presente estudo. O intervalo de turbidez obtido para estações na lagoa Juparanã (L3), em estudo realizado por Martins (2013) variaram entre 5,1 e 9,3 no período de inverno, também próximos dos valores observados no presente estudo. O valor máximo disposto para a turbidez, considerando ambientes doces de Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 é de 100 UNT, desse modo os valores podem ser considerados conforme o limite legal.

Figura 215 – Valores de turbidez para as lagoas do baixo rio Doce obtidos na primeira campanha do Lactec



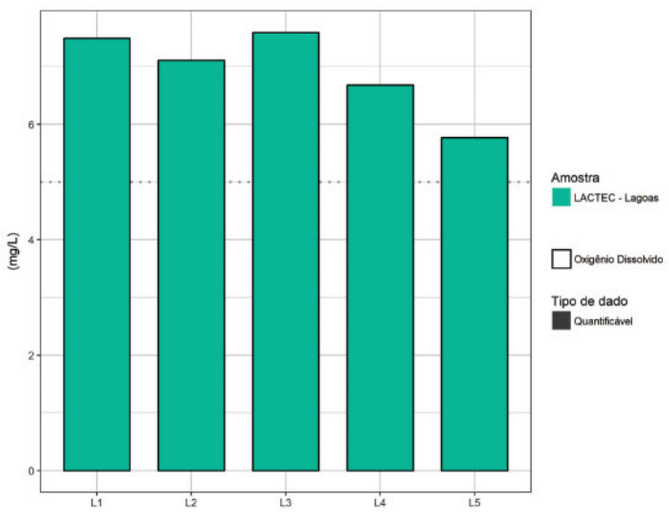
Valores de condutividade variaram entre 103,3 µS/cm (L4) e 164,7 µS/cm (L5), conforme a Figura 216. Esta variável não é contemplada pela Resolução CONAMA nº 357/2005. No entanto, comparando-se com dados de literatura (LIBÂNIO, 2005), observa-se que os valores estão elevados. Este parâmetro é importante para a detecção de lançamentos de efluentes, por relacionar-se à concentração de sólidos dissolvidos. A princípio, águas naturais apresentam condutividade, normalmente, inferior a 100 µS/cm, podendo chegar a valores de 1.000 µS/cm, em águas com altas cargas de efluentes. Apesar de elevados, no que tange à lagoa Nova (L2) e a lagoa Juparanã (L3), na qual já foram realizados estudos anteriores por Bozelli et al. (1992), Gonçalves (2015) e Martins (2013), observa-se que os valores registrados são coerentes com os registros dos autores supracitados. No caso na lagoa Nova, Bozelli et al. (1992) registraram condutividade variando entre 91 e 94 µS/cm, em período de verão/outono. Já Gonçalves (2015), registrou valor médio no inverno de 86,6 µS/cm. Quanto à lagoa Juparanã (L3), Martins (2013) registrou intervalo médio de 141,6 µS/cm e 147,1 µS/cm, entre as estações de amostragem, no inverno.

Figura 216 – Valores de condutividade para as lagoas do baixo rio Doce obtidos na primeira campanha do Lactec



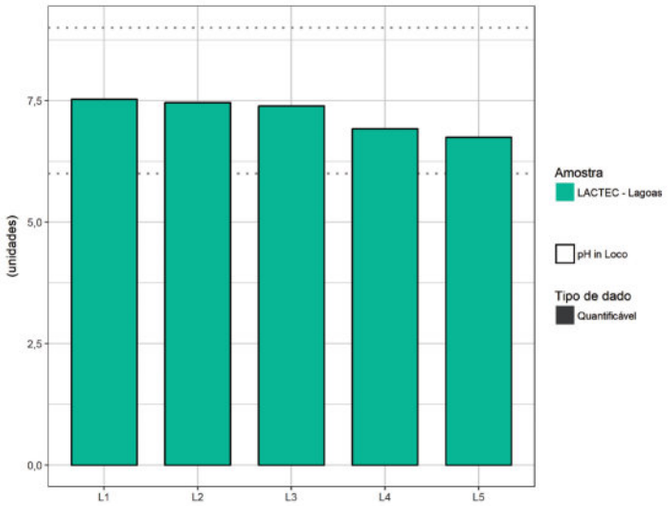
Com relação à avaliação de oxigênio dissolvido na sub-superfície da água (Figura 217), os valores medidos durante o presente estudo variaram entre 5,7 mg/L (L5) e 7,49 mg/L (L1). De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, ambientes doces de Classe 2 devem apresentar concentração mínima de oxigênio de 5,0 mg/L. Dessa forma, as cinco lagoas avaliadas apresentaram valores dentro do limite mínimo preconizado pela legislação. Comparando o resultado da lagoa Nova (L2) com os valores registrados por Gonçalves (2015), observa-se que o autor registrou valores mais elevados no inverno, com média de 10,0 mg/L.

Figura 217 – Valores de oxigênio dissolvido para as lagoas do baixo rio Doce obtidos na primeira campanha do Lactec



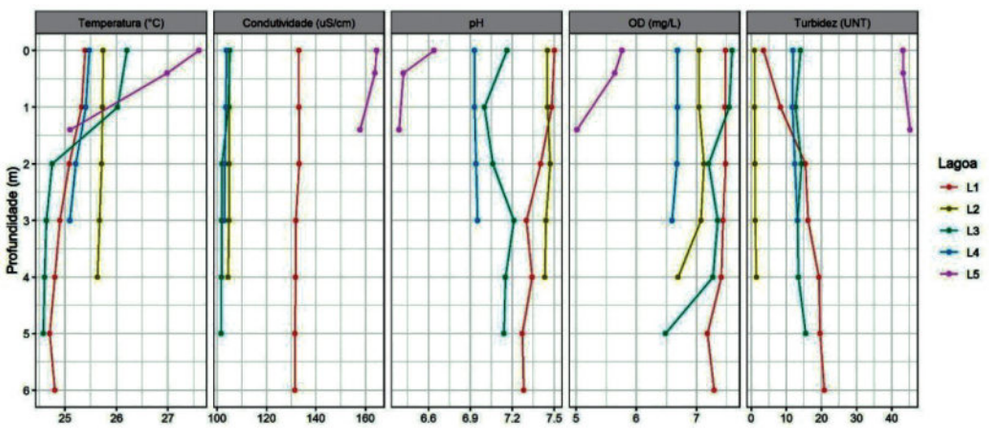
Quanto ao pH (Figura 218), as águas avaliadas apresentaram variação entre 6,75 (L5) e 7,53 (L1). Tais valores apresentam-se dentro dos limites mínimos e máximos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (entre 6,0 e 9,0). Resultados anteriores publicados para a região também apresentaram valores médios próximos aos registrados neste estudo (MARTINS, 2013; GONÇALVES, 2015).

Figura 218 – Valores de pH para as lagoas do baixo rio Doce obtidos na primeira campanha do Lactec



Os perfis das variáveis temperatura, condutividade, pH, oxigênio dissolvido e turbidez apresentaram, em geral, uniformidade ao longo da coluna d'água (Figura 219), característica típica das estações mais frias do ano. As diferenças mais expressivas entre superfície e fundo ocorreram na L5 (lagoa Areal), em especial para a variável temperatura. Essa lagoa apresentou os valores mais discrepantes se comparada às outras lagoas, sendo que os valores de condutividade e turbidez foram superiores às demais estações, enquanto o pH e o oxigênio dissolvido resultaram em valores inferiores na L5, ao longo de todo o perfil. Notou-se que na lagoa Juparanã (L3) ocorreu estratificação térmica moderada, sendo que a diferença entre superfície e fundo foi de 1,6 °C.

Figura 219 – Perfis de temperatura, condutividade, pH, oxigênio dissolvido e turbidez, para as cinco lagoas dulcícolas avaliadas na primeira campanha de monitoramento



3.2.4.2 Variáveis de qualidade de água com resultados inferiores ao limite de quantificação laboratorial

As variáveis indicadas abaixo apresentaram resultados analíticos inferiores aos limites de quantificação do método aplicado em todas as estações de monitoramento, com relação às coletas da primeira campanha de monitoramento. São elas: antimônio total e dissolvido; arsênio total e dissolvido; berílio total e dissolvido; bismuto total e dissolvido; cádmio total e dissolvido; chumbo total e dissolvido; cianeto total e livre; cobalto total e dissolvido; cobre total e dissolvido; cromo total e dissolvido, trivalente e hexavalente; estanho total e dissolvido; mercúrio total e dissolvido; molibdênio total e dissolvido; nitrito; nitrato; níquel total e dissolvido; paládio total e dissolvido; platina total e dissolvida; prata total e dissolvida; ródio total e dissolvido; selênio total e dissolvido; sólidos sedimentáveis; sólidos suspensos totais; sulfato total; tálio total e dissolvido; telúrio total e dissolvido; titânio total e dissolvido; urânio total e dissolvido; vanádio total e dissolvido; zinco total e dissolvido. Estas variáveis, portanto, não serão avaliadas individualmente, visto que não foram detectadas. Para verificar os limites de quantificação utilizados, vide Tabela 50.

3.2.4.3 Variáveis de qualidade de água com resultados quantificáveis

3.2.4.3.1 *Alcalinidade total*

Esta variável não é contemplada pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Todavia, segundo Libânio (2005), águas naturais de origem superficial no Brasil apresentam alcalinidade comumente inferior a 100 mg/L de $CaCO_3$. Considerando este valor de referência, os valores registrados de alcalinidade variaram de 21 mg/L (L3 – Juparanã) a 31 mg/L (L2 – Nova), ou seja, valores baixos de alcalinidade.

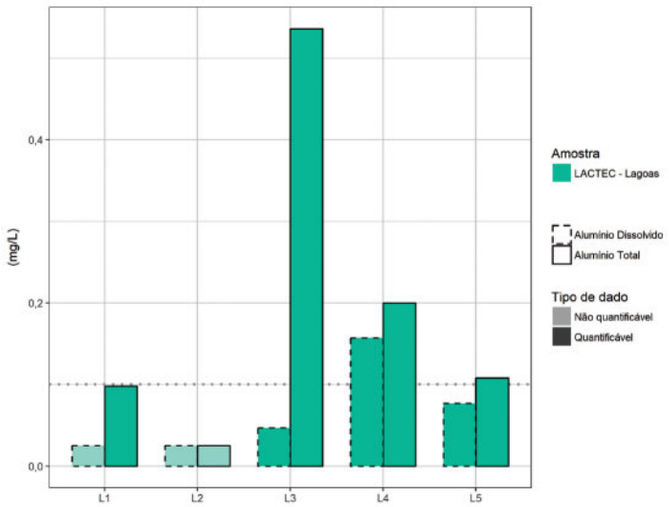
Segundo Bozelli et al. (1992), que avaliaram três estações de monitoramento na lagoa Juparanã entre 26 de fevereiro e 6 de março de 1986, os valores de alcalinidade variaram de 2,9 a 3,12 mEq/L, o que corresponde a 177,91 mg/L e 191,41 mg/L.

3.2.4.3.2 *Alumínio total e dissolvido*

Na Resolução CONAMA nº 357/2005, não há limite legislado para o alumínio total, apenas para sua fração dissolvida. Nessa condição, ambientes doces de Classe 2 podem apresentar concentrações de alumínio dissolvido de até 0,1 mg/L.

Para a primeira campanha de monitoramento do Lactec, os valores registrados para o alumínio total variaram de <0,025 a 0,536 mg/L, sendo o valor mais elevado referente à amostra da lagoa Juparanã, L3. Para o alumínio dissolvido os valores variaram de <0,025 a 0,157 mg/L, sendo o valor mais alto observado na estação L4 (lagoa Areão). A Figura 220 apresenta a variação de alumínio total e dissolvido observada nas cinco lagoas de estudo. A faixa cinza pontilhada refere-se ao limite para o alumínio dissolvido estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Neste gráfico, pode-se observar que, apenas na estação L4 (Areão – Pandolfi), os valores de alumínio dissolvido apresentaram-se acima do estabelecido pela legislação. Na lagoa Nova (L2), os valores resultaram abaixo do limite de quantificação.

Figura 220 – Resultados de alumínio total e dissolvido nas lagoas do baixo rio Doce



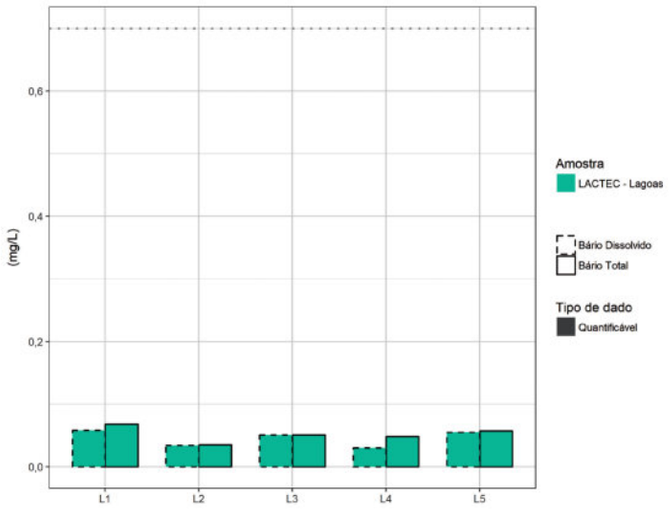
3.2.4.3.3 *Bário total e dissolvido*

O bário é um elemento encontrado em baixas concentrações em águas naturais, sendo sua principal origem o intemperismo e a erosão de rochas (lixiviado).

Na Resolução CONAMA nº 357/2005, há limite legislado apenas para o bário total (0,7 mg/L). Neste contexto, os valores dessa variável apresentaram-se inferiores ao preconizado pela legislação supracitada, com máximo de 0,068 mg/L e mínimo de 0,035 mg/L (Figura 221).

Para o bário dissolvido, este não apresenta limites nacionais e não foi encontrada referência de valores internacionais. Na Figura 221, é possível observar que uma grande parcela do bário total se encontra sob a forma dissolvida, podendo chegar a sua totalidade como na estação localizada na lagoa Juparanã (L3). Os metais dissolvidos são, geralmente, considerados mais móveis e biologicamente disponíveis.

Figura 221 – Resultados de bário total e dissolvido nas lagoas do baixo rio Doce

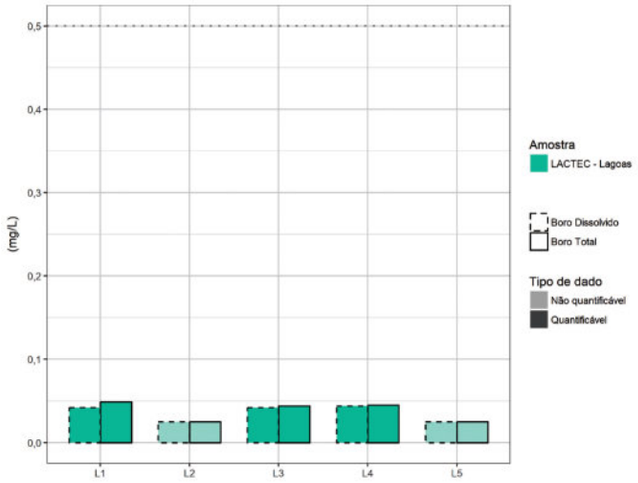


3.2.4.3.4 *Boro total e dissolvido*

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, ambientes doces de Classe 2 podem apresentar concentrações de boro total de até 0,5 mg/L. Os valores registrados encontram-se bem abaixo do que estabelece a legislação brasileira, sendo que nas estações L2 (lagoa Nova) e L5 (lagoa Areal) as amostras de águas não foram passíveis de quantificação.

Para o boro dissolvido, não há limites nacionais e não foi encontrada referência de valores internacionais. Na Figura 222, é possível observar que uma grande parcela do boro total se encontra sob a forma dissolvida, mais móvel e biologicamente disponível.

Figura 222 – Resultados de boro total e dissolvido nas lagoas do baixo rio Doce

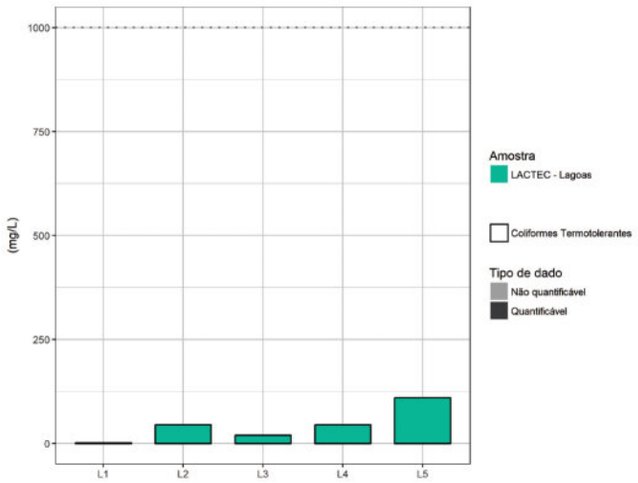


3.2.4.3.5 *Coliformes termotolerantes*

Para a variável coliformes termotolerantes, o limite legislado para ambientes doces de Classe 2 é de 1.000 NMP/100 mL, segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005.

Os valores registrados de coliformes termotolerantes variaram de <1,8 NMP/100 mL (L1 - lagoa do Limão) a 110 NMP/100 mL (L5 - lagoa Areal), ou seja, abaixo do limite legislado (Figura 223).

Figura 223 – Resultados de coliformes termotolerantes nas lagoas do baixo rio Doce

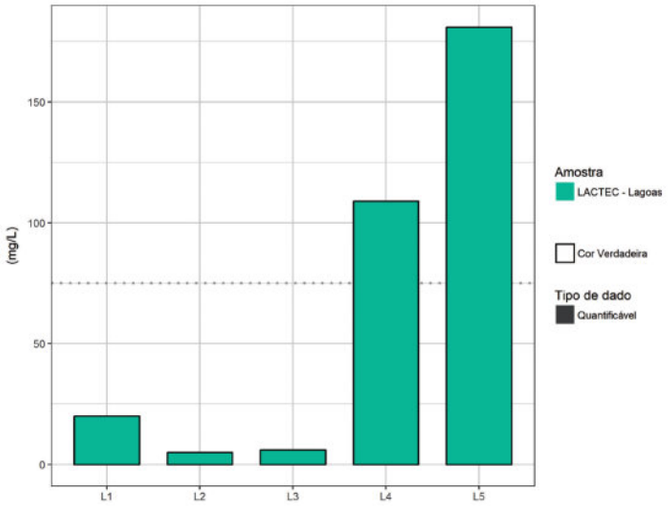


3.2.4.3.6 *Cor verdadeira*

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, águas de ambientes doces de Classe 2 devem apresentar valor de cor verdadeira de até 75 unidades de cor (UC).

Os valores registrados variaram de 5 UC na estação L2 (lagoa Nova) a 181 UC na estação L5 (Areal). Quando avaliados os resultados em comparação com a referida resolução, observaram-se não conformidades nas lagoas Areão (L4) e Areal (L5).

Figura 224 – Resultados de cor verdadeira nas lagoas do baixo rio Doce



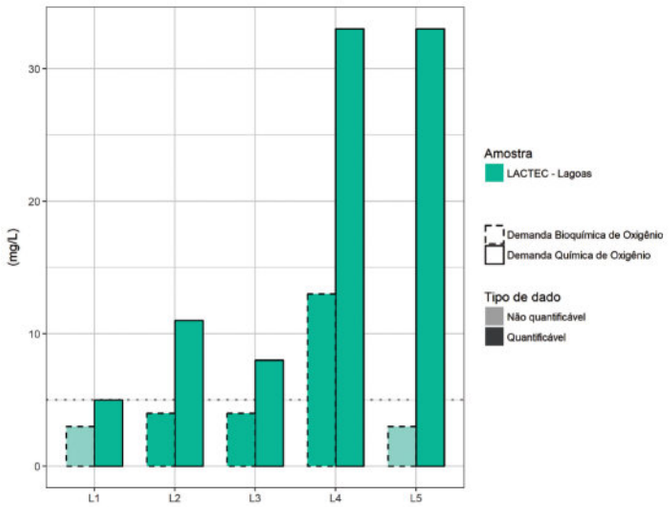
3.2.4.3.7 *Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)*

A variável demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é um indicador indireto da presença de matéria orgânica em águas naturais, pois avalia o consumo de oxigênio dissolvido por bactérias que consomem a matéria orgânica na água, transformando-a em uma forma inorgânica estável (LIBÂNIO, 2005; CETESB, 2016). A demanda química de oxigênio é a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica através de um agente químico, sendo os valores de DQO normalmente superiores aos valores de DBO.

Os valores de DQO variaram de 5,0 mg/L na estação L1 (lagoa do Limão) a 33 mg/L (L4 - lagoa Areão e L5 – lagoa Areal) (Figura 225). Os valores mais elevados de DQO nas estações L4 e L5 indicam que esses ambientes apresentam maior carga orgânica em relação às outras lagoas.

Para a variável DBO, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, ambientes doces de Classe 2 devem apresentar DBO inferior a 5,0 mg/L, no intuito de manter os usos múltiplos da água (BRASIL, 2005). Considerando esta informação, este limite foi ultrapassado apenas na estação L4 (lagoa Areão/Pandolfi) com valor de 13 mg/L. Nas estações L1 e L5, as amostras de água não foram passíveis de quantificação (Figura 225).

Figura 225 – Resultados de DBO e DQO nas lagoas do baixo rio Doce

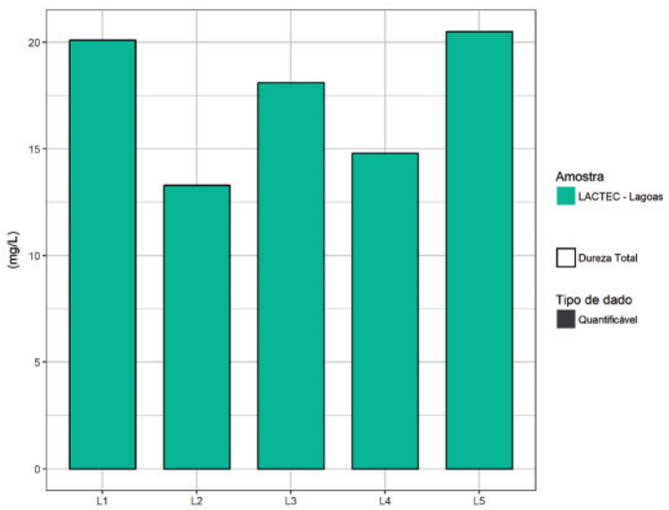


3.2.4.3.8 *Dureza total*

Este parâmetro não apresenta limite legislado pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Como valor de referência pode ser citado o VMP (valor máximo permitido) de 500 mg/L do Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, do Ministério da Saúde para fins de potabilidade (BRASIL, 2017).

O valor máximo de dureza registrado nas lagoas foi de 20,5 mg/L na lagoa Areal (L5) e o valor mínimo foi de 13,3 mg/L na lagoa Nova (L2). Segundo Piveli e Kato (2005), esses valores indicam águas brandas.

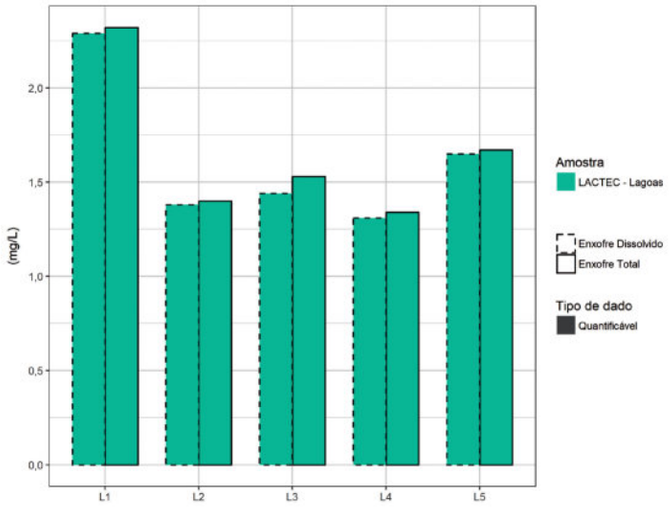
Figura 226 – Resultados de dureza nas lagoas do baixo rio Doce



3.2.4.3.9 *Enxofre total e dissolvido*

Este parâmetro não possui um limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, além disso não foram encontrados outros valores de referência na pesquisa realizada. Os valores de enxofre total variaram de 1,34 a 2,32 mg/L, enquanto sua fração dissolvida variou de 1,31 a 2,29 mg/L (Figura 227). O enxofre é mais comumente encontrado na água sob a forma de sulfato e, quando avaliado esse parâmetro, este esteve abaixo do limite de quantificação (10 mg/L) em todas as lagoas dulcícolas avaliadas, sendo o limite legislado igual a 250 mg/L.

Figura 227 – Resultados de enxofre total e dissolvido nas lagoas do baixo rio Doce

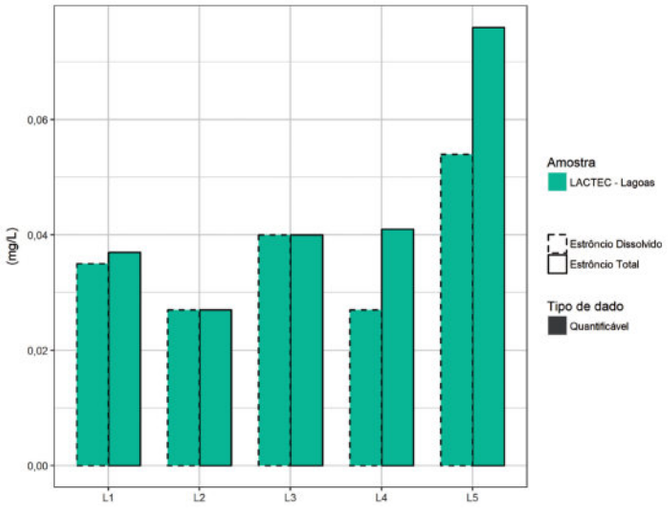


3.2.4.3.10 *Estrôncio total e dissolvido*

A variável estrôncio não é contemplada pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Porém, de acordo com Buchman (2008), no documento *NOAA Screening Quick Reference Tables*, o limite para concentrações de estrôncio dissolvido em águas doces é de até 1,5 mg/L.

Nesse contexto, os valores de estrôncio dissolvido atingiram o máximo de 0,054 mg/L na lagoa Areal (L5). Os valores de estrôncio total variaram entre 0,027 mg/L na lagoa Nova (L2) e 0,076 mg/L na lagoa Areal (L5), segundo a Figura 228. Os valores podem ser considerados baixos de acordo com a referência utilizada.

Figura 228 – Resultados de estrôncio total e dissolvido nas lagoas do baixo rio Doce



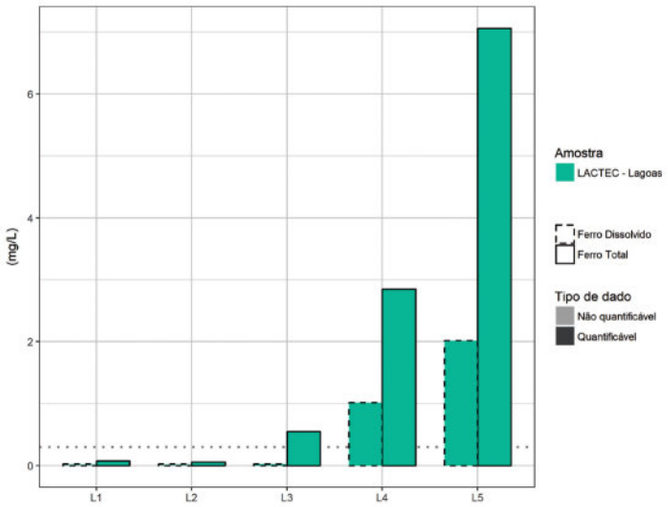
3.2.4.3.11 *Fenóis*

A concentração de fenóis não foi quantificada nas estações lacustres, com exceção da lagoa Areão (L4), onde se registrou valor de 0,024 mg/L, o que supera em oito vezes o limite da legislação de 0,003 mg/L. Convém destacar, que na foz do rio Doce foram visualizados campos de exploração da Petrobras, os quais podem estar atrelados à produção de óleo e gás conforme ANP (2016). Ressalta-se que a relevância no estudo desse parâmetro baseia-se no fato de que os fenóis são tóxicos ao homem, bem como à biota e à microbiota aquática.

3.2.4.3.12 *Ferro total e dissolvido*

Os valores de ferro dissolvido superaram o limite da Resolução CONAMA nº 357/2005, de 0,30 mg/L, nas estações L4 (Areão) e L5 (Areal), atingindo valores de 1,02 mg/L e 2,02 mg/L, respectivamente. De modo correspondente, os valores de ferro total mais expressivos foram de 2,85 mg/L na lagoa Areão (L4) e 7,06 mg/L na lagoa Areal (L5).

Figura 229 – Resultados de ferro total e dissolvido nas lagoas do baixo rio Doce



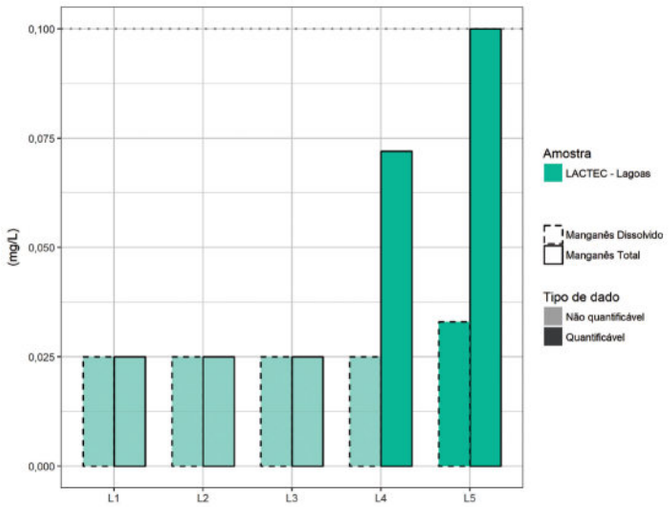
3.2.4.3.13 *Fósforo total*

Concentrações de fósforo total em desconformidade com a legislação ocorreram nas lagoas L1 (Limão), L3 (Juparanã) e L5 (Areal) e foram de 2,12 mg/L, 0,093 mg/L e 0,039 mg/L, respectivamente. Ressalta-se que o limite da Resolução CONAMA nº 357/2005 é de 0,030 mg/L para ambientes lênticos. Nas demais lagoas, esta variável não apresentou resultados quantificáveis.

3.2.4.3.14 *Manganês total e dissolvido*

De acordo com a Figura 230, o manganês total foi quantificado apenas nas lagoas Areão (L4) e Areal (L5), nos respectivos valores de 0,072 mg/L e 0,100 mg/L. Na Resolução CONAMA nº 357/2005, o limite legislado para o manganês total é de 0,100 mg/L (linha horizontal pontilhada na Figura 230). O manganês dissolvido resultou 0,033 mg/L na L5 (Areal), não sendo passível de quantificação nas demais estações.

Figura 230 – Resultados de manganês total e dissolvido nas lagoas do baixo rio Doce



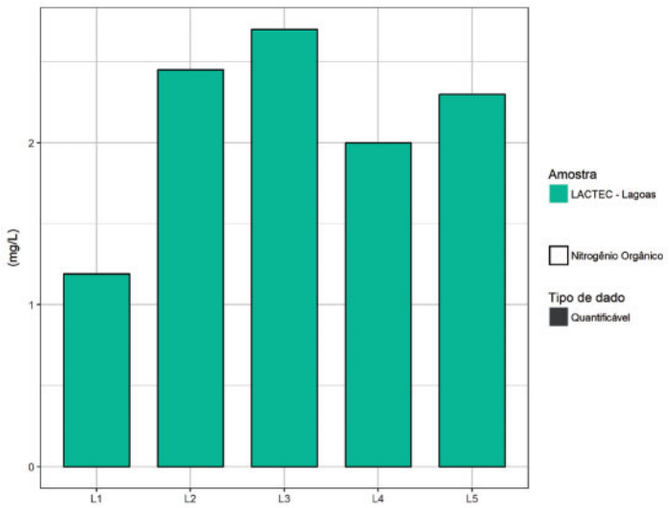
3.2.4.3.15 *Nitrogênio amoniacal*

A lagoa Nova (L2) apresentou o valor de 0,046 mg/L de nitrogênio amoniacal, inferior à limitação da legislação de 3,7 mg/L nesse caso. Para as demais lagoas, esta variável resultou abaixo do limite de quantificação.

3.2.4.3.16 *Nitrogênio orgânico*

A Resolução CONAMA nº 357/2005 não contempla a variável nitrogênio orgânico. O valor máximo entre as lagoas foi de 2,70 mg/L, ocorrido na Lagoa Juparanã (L3). O nitrogênio orgânico foi a forma predominante entre as demais parcelas de nitrogênio, indicando um estágio de poluição mais recente nas lagoas.

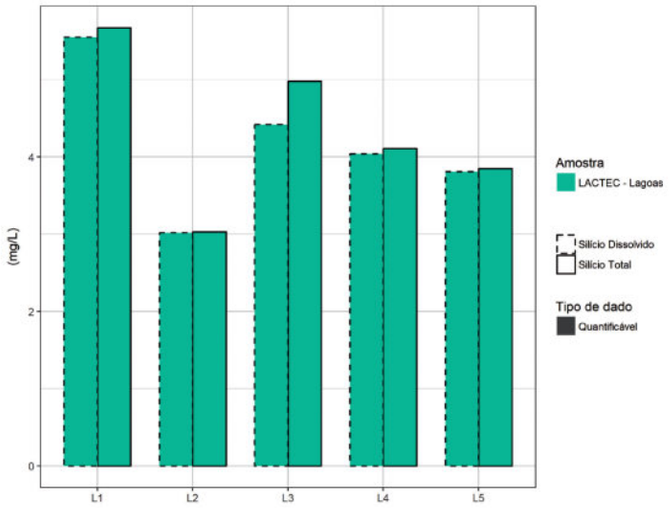
Figura 231 – Resultados de nitrogênio orgânico nas lagoas do baixo rio Doce



3.2.4.3.17 *Silício total e dissolvido*

As concentrações variaram entre 3,03 mg/L (L2 - lagoa Nova) e 5,67 mg/L (L1 - lagoa do Limão), enquanto sua parcela dissolvida variou entre 3,02 mg/L (L2 - lagoa Nova) e 5,55 mg/L (L1 - lagoa do Limão). A Resolução CONAMA nº 357/2005 não dispõe sobre limites acerca destas variáveis. No documento *Australian Drinking Water Guidelines 6* (NRMMC, 2011), no item "10.3.7 Summary of guideline values for microbial, chemical and physical", cita-se o limite de 80 mg/L para a sílica em água potável para fins estéticos. A sílica é a combinação de silício e oxigênio. É um fator importante tanto em relação à estética da água como aos processos de tratamento, visto que pode formar filmes em vidros e afetar também a osmose reversa. Pode-se inferir que os valores encontrados foram baixos.

Figura 232 – Resultados de silício total e dissolvido nas lagoas do baixo rio Doce



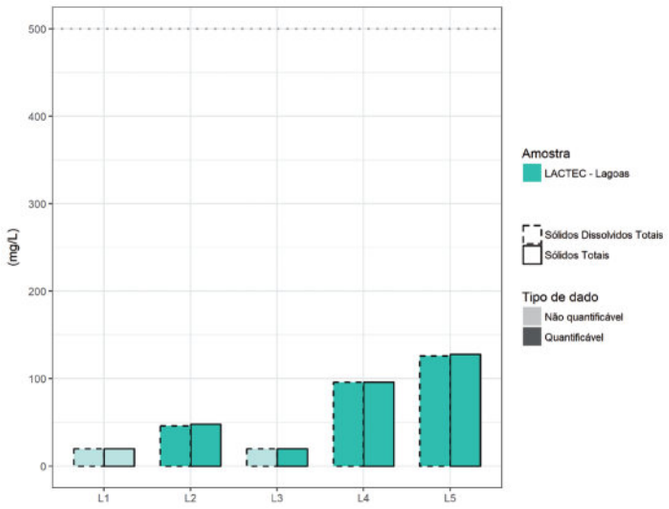
3.2.4.3.18 *Sólidos totais e sólidos dissolvidos totais*

Na Resolução CONAMA nº 357/2005, o valor máximo permitido para concentrações de sólidos dissolvidos totais na água é de 500 mg/L, considerando ambientes doces de Classe 2. Para a variável sólidos totais, não há valor legislado.

Os resultados de sólidos dissolvidos totais foram inferiores ao limite legislado, sendo o maior valor registrado na lagoa Areal (L5), igual a 126 mg/L. Nessa estação, também se registrou a maior concentração de sólidos totais, sendo igual a 128 mg/L.

A partir da Figura 233, é possível observar que os sólidos totais na água foram constituídos em sua maior parte pelos sólidos dissolvidos totais, em detrimento dos sólidos em suspensão. Nas estações L1 (lagoa do Limão) e L3 (lagoa Juparanã), os sólidos dissolvidos não foram quantificáveis.

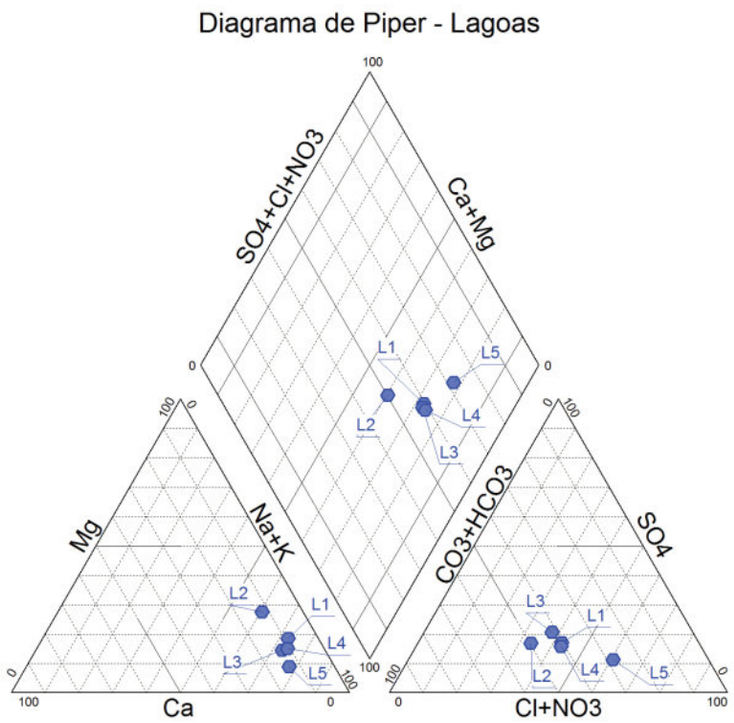
Figura 233 – Resultados de sólidos totais e sólidos dissolvidos totais nas lagoas do baixo rio Doce



3.2.4.4 Diagrama de Piper

As lagoas L1 (Limão), L2 (Nova), L3 (Juparanã), L4 (Areão) e L5 (Areal) foram classificadas como águas cloretadas sódicas, conforme a Figura 234, possivelmente já sinalizando a influência oceânica. No triângulo de cátions, os pontos se situaram na área que indica água tipo sódica. No triângulo de ânions, os pontos localizaram-se na região mista, exceto a L5 que se situou na região tipo cloretada. Para as lagoas, não foi possível realizar o diagrama para o período pré-desastre, por conta da ausência de linha-base.

Figura 234 – Diagrama de Piper para as estações de Lagoas



3.2.4.5 Comunidade fitoplanctônica

O fitoplâncton das lagoas do baixo rio Doce foi constituído por 65 espécies (Tabela 62, Figura 235), sendo as clorofíceas e cianobactérias os grupos mais ricos (20 e 14 táxons, respectivamente). Os valores de riqueza e diversidade de espécies foram baixos (Tabela 62), mas condizentes com os dados apresentados no Relatório de Linha-Base para as lagoas Nova (L2) e Juparanã (L3). As lagoas Limão (L1), Areão ou Pandolfi (L4) e Areal (L5) não possuem estudos anteriores ao desastre para comparação.

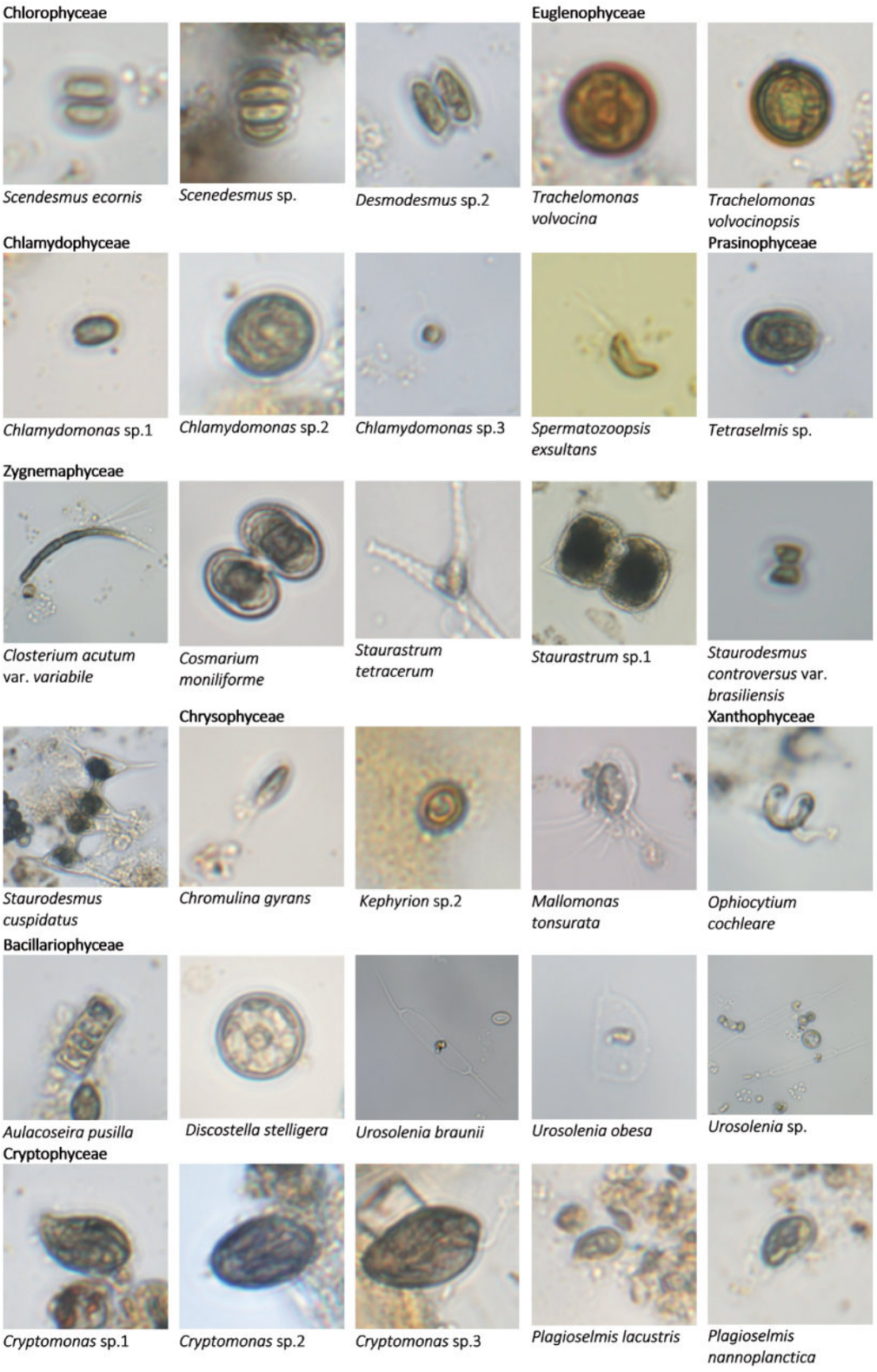
Tabela 62 – Riqueza, diversidade e ocorrência das espécies do fitoplâncton nos ambientes lacustres

Táxons	L1	L2	L3	L4	L5
Bacillariophyceae					
Aulacoseira pusilla			x		
Discostella stelligera	x		x	x	x
Eunotia sp.		x			
Urosolenia braunii	x				
Urosolenia obesa		x		x	
Urosolenia sp.	x	x		x	
Chlamydophyceae					
Chlamydomonas sp.1					x
Chlamydomonas sp.2		x			
Chlamydomonas sp.3				x	
Spermatozoopsis exsultans			x		
Chlorophyceae					
Ankistrodesmus bernardii		x			
Ankistrodesmus fusiformis	x				
Botryococcus braunii		x			
Coelastrum astroideum	x				
Coelastrum microporum			x		
Coelastrum reticulatum	x	x			
Coenococcus planctonicus	x				
Coenocystis subcylindrica	x				
Desmodesmus sp.2			x		
Dictyosphaerium sp.			x		
Elakatothrix genevensis	x				x
Lemmermannia tetrapedia			x		
Lemmermannia triagularis	x				
Monoraphidium minutum	x		x		
Monoraphidium sp.1	x	x			
Monoraphidium sp.2	x		x		
Oocystis sp.	x				
Radiococcus polycoccus					x
Scendesmus ecornis	x				
Scenedesmus sp.			x	x	

Táxons	L1	L2	L3	L4	L5
Chrysophyceae					
Chromulina gyrans		x		x	
Kephyrion sp.2					x
Mallomonas tonsurata	x		x	x	x
Cryptophyceae					
Cryptomonas sp.1		x	x		x
Cryptomonas sp.2				x	x
Cryptomonas sp.3	x		x	x	x
Plagioselmis lacustris		x		x	x
Plagioselmis nannoplanctica			x		
Rhodomonas sp.				x	
Cyanophyceae					
Aphanocapsa delicatissima	x	x	x		
Aphanocapsa sp.	x	x			
Chroococcus dispersus		x			
Chroococcus sp.	x				
Cylindrospermopsis raciborskii	x				
Dolichospermum planctonicum			x		
Epigloeosphaera brasilica		x			
Microcystis protocystis			x		
Microcystis wesenbergii			x		
Oscillatoria limosa			x		
Planktolyngbta limnetica	x	x			
Pseudanabaena mucicola			x		
Raphidiopsis sp.			x		
Snowella lacustris					x
Dinophyceae					
Parvodinium umbonatum	x	x			
Euglenophyceae					
Trachelomonas volvocina					x
Trachelomonas volvocinopsis					x
Prasinophyceae					
Tetraselmis sp.		x			
Zygnemaphyceae					
Closterium acutum var. *variabile*		x	x		x
Cosmarium sp.		x			
Staurastrum tetracerum	x	x			
Staurastrum sp.1			x		
Staurodesmus controversus var. *brasiliensis*	x				
Staurodesmus cuspidatus			x		
Xanthophyceae					
Ophiocytium cochleare	x			x	
Riqueza	**26**	**21**	**24**	**12**	**14**
Diversidade (bits/ind.)	**2,19**	**2,41**	**2,14**	**1,91**	**2,23**

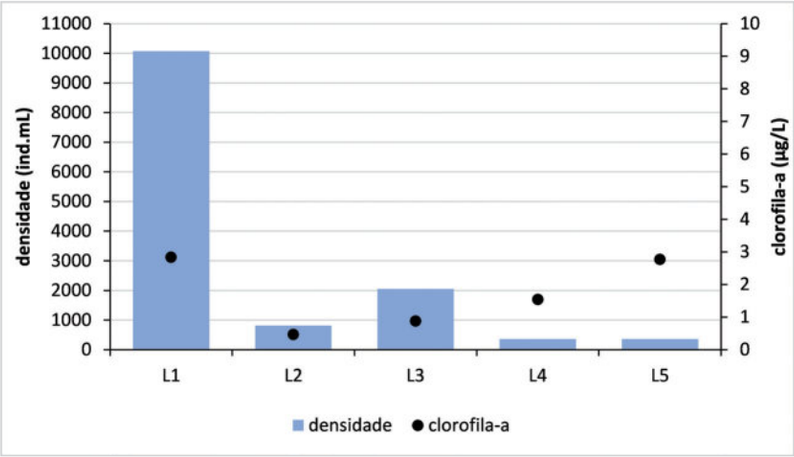
Figura 235 – Ilustração das espécies do fitoplâncton encontrado nos ambientes lacustres





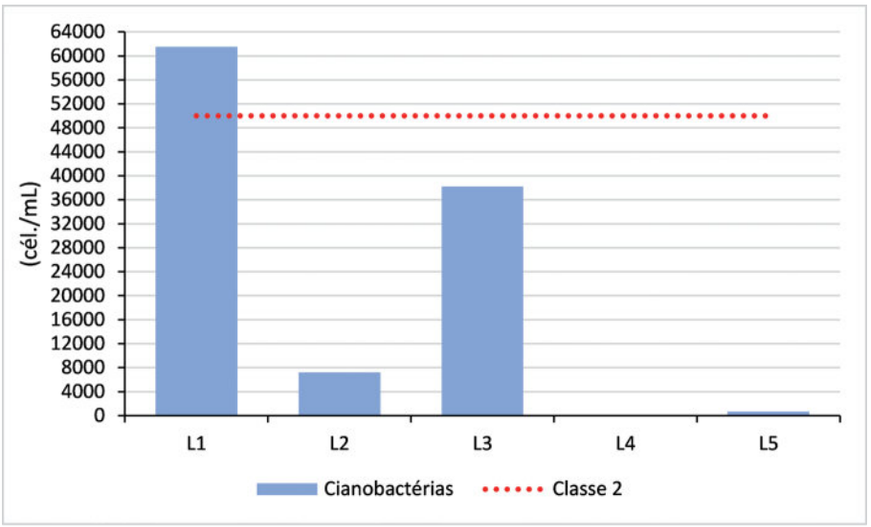
Valores mais elevados de densidade de organismos e clorofila-a foram obtidos para a lagoa Limão (10.072 ind./mL e 2,84 µg/L) (Figura 236). Nos demais ambientes, a abundância das microalgas não ultrapassou 2.052 ind./mL.

Figura 236 – Densidade de organismos fitoplanctônicos e clorofila-a nos ambientes lacustres



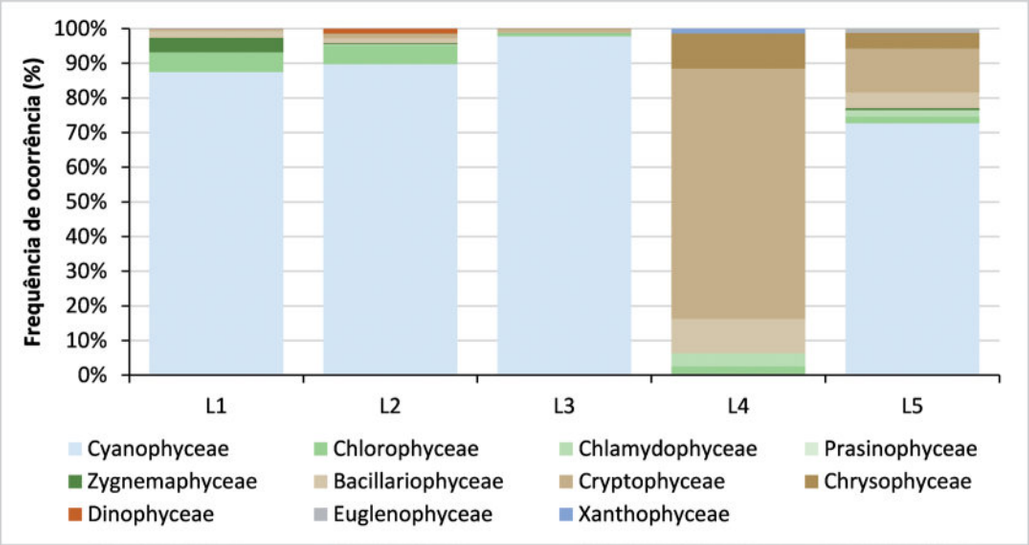
As cianobactérias ocorreram em densidade celular elevada na lagoa Limão (61.496 cél./mL), acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água Classe 2 (Figura 237).

Figura 237 – Densidade celular de cianobactérias nos ambientes lacustres



Cianobactérias foram encontradas em todos os ambientes, exceto na lagoa Areão (L4), onde a comunidade foi composta, principalmente por espécies de criptoficeas (Figura 238). Nas lagoas Limão, Nova e Juparanã houve predomínio da cianobactéria colonial, *Aphanocapsa delicatissima*, e na lagoa Areal de *Snowella lacustris*. Ambas espécies possuem potencial para produção de toxinas (PANOSSO et al., 2007; CETESB, 2013), assim como *Cylindrospermopsis raciborskii, Dolichospermum planctonicum, Microcystis* spp., *Oscillatoria*, *Planktolyngbya limnetica* e *Raphidiopsis* (CETESB, 2013) também registradas nas amostras. Além disso, todas as cianobactérias contêm lipopolissacarídeos nas membranas celulares, os quais podem causar irritações na pele e mucosas (CALIJURI et al., 2006).

Figura 238 – Contribuição relativa das classes de algas para a composição da comunidade nos ambientes lacustres



3.2.4.6 Comunidade zooplanctônica

A comunidade zooplanctônica nas lagoas foi representada por 27 espécies, sendo 16 espécies de rotíferos, 10 cladóceros e uma de copépode. As famílias mais representativas foram Lecanidade, Brachionidae (rotíferos), Dapnhiidae (cladócero) e Diaptomidae (copépode) (Tabela 63). As duas primeiras famílias e os diaptompideos também foram representativos da comunidade nos tributários, e os dafínideos no rio Doce (Tabela 56 e Tabela 59).

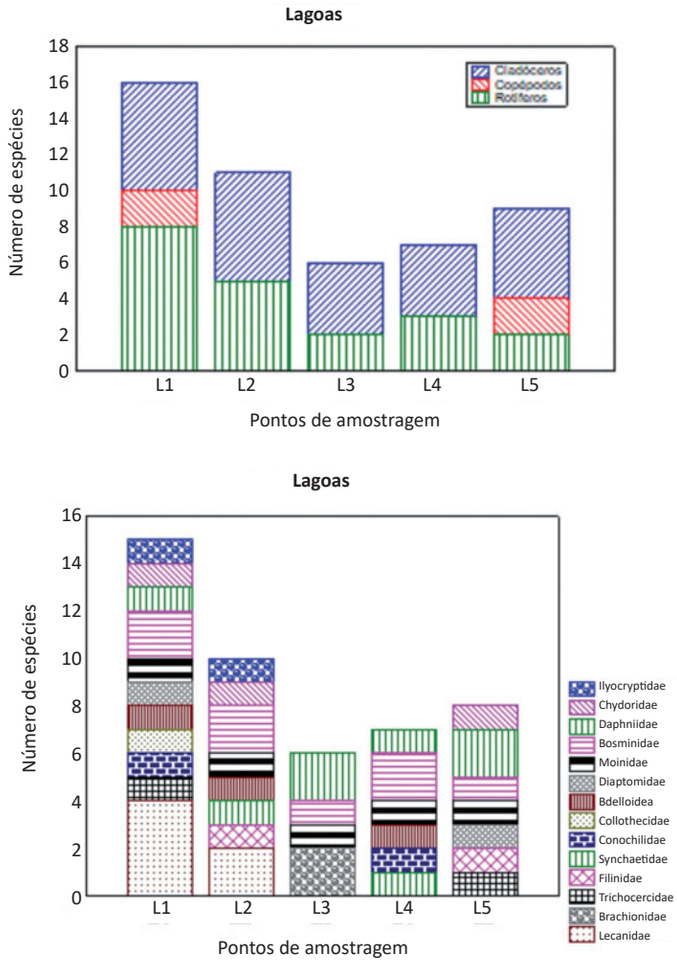
Tabela 63 – Composição de espécies, riqueza de espécies e abundância numérica média (ind./m^{-3}) das espécies zooplanctônicas, nos pontos de amostragem das lagoas

Lagoas	1	2	3	4	5
ROTIFERA					
Brachionidae					
Brachionus calyciflorus Pallas, 1766	27	0	0	0	0
Brachionus falcatus Zacharias 1898	274	0	0	29	26667
Keratella americana Carlin, 1943	82	52	3372	14	0
Keratella cochlearis (Gosse, 1851)	1262	303	7488	79	303
Keratella lenzi (Hauer, 1953)	887	97	0	0	0
Keratella tropica (Apstein, 1907)	37	6	0	0	0
Conochilidae					
Conochilus unicornis Rousselet, 1892	1345	0	0	586	0
Collothecidae					
Collotheca sp.	1335	0	0	0	0
Filinidae					
Filinia limnetica (Zacharias, 1893)	0	13	0	0	303
Lecanidae					
Lecane curvicornis (Murray, 1913)	9	0	0	0	0

Lagoas	1	2	3	4	5
Lecane leontina (Turner, 1892)	27	45	0	0	0
Lecane thienemmani (Hauer, 1938)	0	13	0	0	0
Lecane bulla (Gosse, 1851)	91	0	0	0	0
Lecane hamata (Stokes, 1896)	9	0	0	0	0
Trichocercidae					
Trichocerca stylata (Gosse, 1851)	91	0	0	0	303
Synchaetidae					
Synchaeta stylata Wierzejski, 1893	0	1230	0	50	0
Bdelloidea	101	258	0	14	0
COPEPODA					
Diaptomidae					
Notodiaptomus henseni Dahl 1894	293	0	0	0	14545
CLADOCERA					
Bosminidae					
Bosmina hagmanni Stingelin, 1904	1143	32	777	729	19697
Bosminopsis deitersi Richard, 1895	9960	90	0	36	0
Chydoridae					
Coronatella poppei (Richard, 1897)	0	6	0	0	0
Alonella dadayi Birge, 1910	46	0	0	0	303
Daphniidae					
Ceriodaphnia richardi Sars, 1901	0	0	248	1729	14545
Ceriodaphnia silvestrii Daday, 1902	348	0	0	0	0
Daphnia gessneri Herbst, 1967	0	0	0	0	16061
Simocephalus serrulatus (Koch, 1841)	0	0	50	0	0
Ilyocryptidae					
Ilyocryptus spinifer Herrick, 1882	9	6	0	0	0
Moinidae					
Moina minuta Hansen (1899)	82	155	1107	1421	11212

Nos pontos de amostragem das lagoas, a ocorrência máxima foi de 16 espécies (ponto L1) e a mínima de 6 espécies (ponto L3). Os rotíferos se destacam mais uma vez, ocorrendo em todos os pontos, e os microcrustáceos apresentaram uma maior representatividade, visto que os cladóceros também ocorreram em todos os pontos e os copépodes em dois pontos (pontos L1 e L5). Bdelloidea (rotífero) ocorreram na maioria dos pontos; ao passo que Daphniidae, Bosminidae e Moinidae (cladócero) ocorreram em todos os pontos. Diaptomidae ocorreu somente em dois pontos (Tabela 63 e Figura 239).

Figura 239 – Composição da comunidade zooplanctônica, descrita pelos diferentes grupos (rotíferos, cladóceros e copépodes) e pelas famílias dos diferentes grupos e Bdelloidea (rotífero) (Tabela 18) nos pontos de amostragem das lagoas



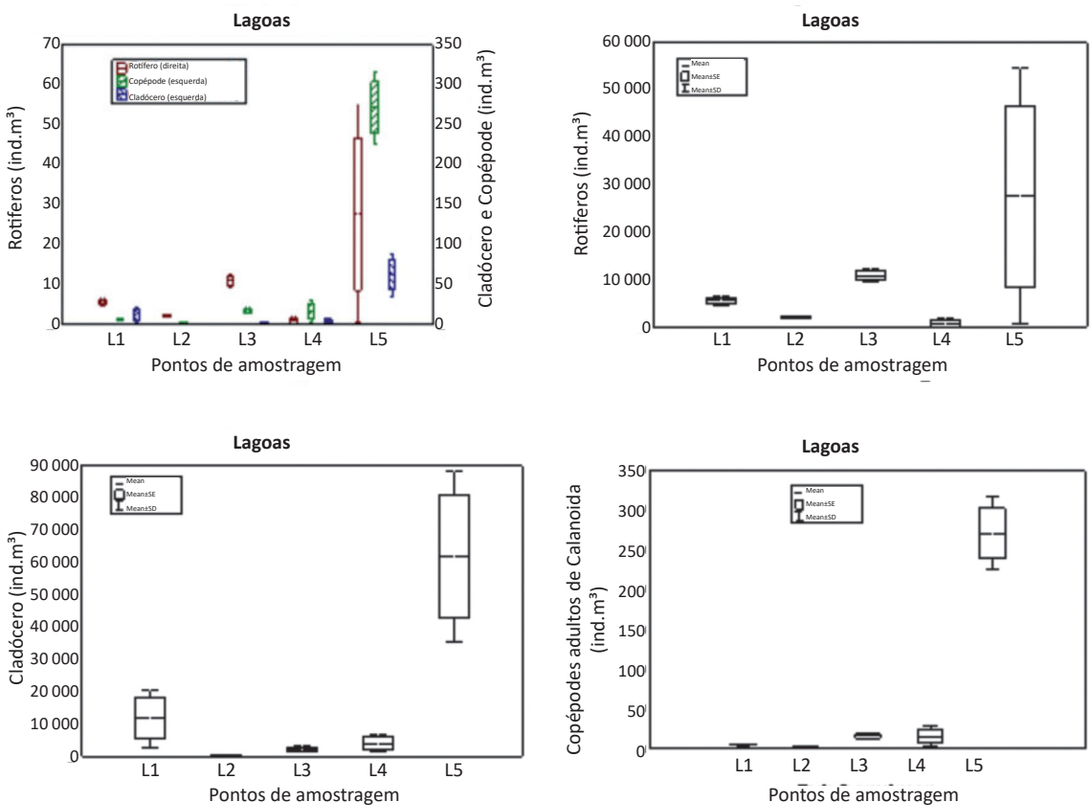
Ao contrário do constatado para os tributários e rio, a maioria das espécies foi classificada como pouco frequente. Quatro espécies apresentaram se frequentes na área de estudo (*Brachionus falcatus*, *Keratella americana* – rotífero, *Bosminopsis deitersi* e *Ceriodaphnia cornuta* -cladócero), além de Bdelloidea (rotífero), e três espécies, muito frequentes (*Keratella cochlearis*, *Bosmina hagmanni* – rotífero e *Moina minuta* – cladóceros) (Tabela 64). Todas essas espécies são consideradas verdadeiramente planctônicas, o que corrobora os resultados distintos registrados nesses ambientes. Diferenças na composição de espécies entre os ambientes lóticos e lênticos também foram constatadas na NMDS (Figura 208).

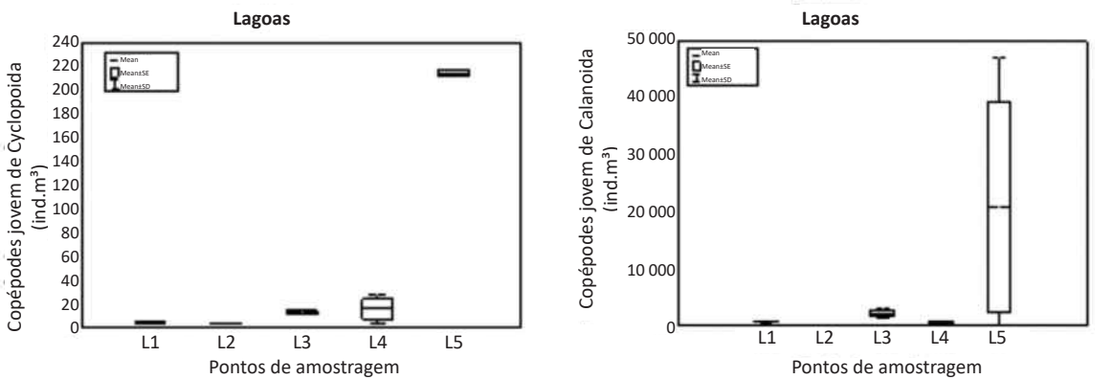
Tabela 64 – Frequência de ocorrência (Fo) das espécies zooplanctônicas nas lagoas, de acordo com o critério de classificação de Omori e Ikeda (1984)

	Fo (%)	Classificação
ROTIFERA		
Brachionidae		
Brachionus calyciflorus Pallas, 1766	20	Pouco frequente
Brachionus falcatus Zacharias 1898	60	Frequente
Keratella americana Carlin, 1943	80	Frequente
Keratella cochlearis (Gosse, 1851)	100	Muito frequente
Keratella lenzi (Hauer, 1953)	40	Pouco frequente
Keratella tropica (Apstein, 197)	40	Pouco frequente
Conochilidae		
Conochilus unicornis Rousselet, 1892	40	Pouco frequente
Collothecidae		
Collotheca sp.	20	Pouco frequente
Filinidae		
Filinia limnetica (Zacharias, 1893)	40	Pouco frequente
Lecanidae		
Lecane curvicornis (Murray, 1913)	20	Pouco frequente
Lecane leontina (Turner, 1892)	40	Pouco frequente
Lecane thienemmani (Hauer, 1938)	20	Pouco frequente
Lecane bulla (Gosse, 1851)	20	Pouco frequente
Lecane hamata (Stokes, 1896)	20	Pouco frequente
Trichocercidae		
Trichocerca stylata (Gosse, 1851)	40	Pouco frequente
Synchaetidae		
Synchaeta stylata Wierzejski, 1893	40	Pouco frequente
Bdelloidea	60	Frequente
COPEPODA		
Diaptomidae		
Notodiaptomus henseni Dahl 1894	40	Pouco frequente
CLADOCERA		
Bosminidae		
Bosmina hagmanni Stingelin, 194	100	Muito frequente
Bosminopsis deitersi Richard, 1895	60	Frequente
Chydoridae		
Alona rustica Scott, 1895	20	Pouco frequente
Coronatella poppei (Richard, 1897)	40	Pouco frequente
Daphniidae		
Ceriodaphnia cornuta Sars, 1886	60	Frequente
Ceriodaphnia richardi Sars, 191	20	Pouco frequente
Daphnia gessneri Herbst, 1967	20	Pouco frequente
Simocephalus serrulatus (Koch, 1841)	20	Pouco frequente
Ilyocryptidae		
Ilyocryptus spinifer Herrick, 1882	40	Pouco frequente
Moinidae		
Moina minuta Hansen (1899)	100	Muito frequente

Em relação à abundância numérica, foi registrado um único padrão para todos os pontos, sendo os maiores valores médios de todos os grupos, incluindo as formas jovens e os adultos de Cyclopoida e Calanoida, registrados no ponto L5 (Figura 240). Em todos os pontos, as espécies que apresentaram expressiva abundância foram *Brachionus falcatus*, *Keratella americana, K. cochlearis, Conochilus unicornis* (rotífero), *Bosmina hagmanni, Bosminopsis deitersi, Ceriodaphnia cornuta, Daphnia gessneri, Moina minuta* (cladócero) e *Notodiaptomus henseni* (copépode) (Tabela 63). *B. falcatus*, *B. hagmanni*, *C. cornuta*, *D. gessneri*, *M. minuta* e *N. hensei* foram classificadas como espécies pouco abundantes, embora tenham sido as espécies que mais contribuíram para a abundância da comunidade nas lagoas (entre 10 e 40% da abundância total). As demais espécies foram classificadas como raras (< 10%). Mais uma vez, a hidrodinâmica e a maior profundidade desses ambientes parecem favorecer o estabelecimento das populações zooplanctônica (BOMFIM et al., 2017).

Figura 240 – Abundância numérica média (MEAN) da comunidade zooplanctônica (ind./m^{-3}) (SE=erro padrão, e SD=desvio padrão), descrita pelos rotíferos, cladóceros, copépodes Cyclopoida e Calanoida adultos e jovens (naúplio de copepodito) (Tabela 18), nos pontos de amostragem das lagoas





O índice de riqueza de Margalef apontou os maiores valores de riqueza de espécies no ponto L1, seguido do ponto L2 (Tabela 65). Nesses pontos também ocorreram um maior número de espécies, principalmente no primeiro ponto (Figura 239).

Tabela 65 - Shannon-Wiener (H') (diversidade de espécies), Pielou (J') (equitabilidade) e Margalef (R) (riqueza) nos pontos das lagoas.

Pontos de amostragem	H'	Diversidade de espécies	J'	R
L1	1.642	Baixa	0.539	2.089
L2	1.617	Baixa	0.613	1.595
L3	1.142	Baixa	0.638	0.492
L4	1.500	Baixa	0.651	0.876
L5	1.811	Baixa	0.787	0.756

A diversidade de espécies, ao contrário dos trbituários e rio, foi baixa (entre 1 e 2 Bits/ind) em todas as lagoas (Tabela 65). O maior valor foi verficado no ponto L5 (Tabela 65), assim como a abundância da comunidade (Figura 240). Por outro lado, esses ambientes apresentaram uma menor equitabilidade (< 0,8) do que observado nos ambientes lóticos (Tabela 58; Tabela 61 e Tabela 65), sugerindo uma maior dominância de espécies nos pontos.

3.2.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A primeira campanha de monitoramento de qualidade de água do Lactec foi realizada entre os meses de junho e julho de 2018 e contemplou o rio Doce, tributários, além de lagoas na região do baixo rio Doce.

Foram avaliadas diversas variáveis físicas, químicas e biológicas. Sempre que possível, os resultados obtidos foram comparados com o referencial de linha-base, contudo, para algumas variáveis de qualidade de água e locais avaliados esse referencial não existe.

Para os ambientes fluviais, os resultados das medições realizadas *in situ* indicaram valores dentro da variação histórica de modo geral. As águas avaliadas apresentaram boa oxigenação, sendo que concentração mais baixa (5,71 mg/L) foi registrada próxima ao centro urbano de Linhares/ES (estação R16), local onde também foram registrados o valor mais baixo de pH (6,00) e um dos valores mais

elevados de condutividade (103,2 µS/cm). No tocante à turbidez da água, observou-se elevação a partir da estação localizada logo a jusante do reservatório da UHE Risoleta de Neves (R2) e então decaimento em direção à foz do rio Doce.

No que concerne às variáveis físicas (cor verdadeira e série de sólidos), os resultados mantiveram-se de acordo com a variação histórica. Para a cor verdadeira, registraram-se não conformidades nas estações R2 e R3, que ficam a jusante do reservatório da UHE Risoleta Neves. Cabe destacar que desacordos para a referida variável já eram registrados antes do evento de rompimento em diversos pontos da região de estudo. Para a série de sólidos, cabe destacar que os sólidos totais foram representados majoritariamente pela fração de sólidos dissolvidos totais, sendo que os sólidos suspensos totais resultaram abaixo do limite de quantificação.

Em relação às variáveis químicas de qualidade de água com referencial de linha-base, notaram-se valores consonantes com a variação histórica de modo geral. Contudo, alguns destaques fazem-se necessários:

- Quanto aos fenóis totais, para a maioria das estações de monitoramento avaliadas pelo Lactec as análises laboratoriais resultaram inferiores ao limite de quantificação do método (0,00002 mg/L). Exceção se fez na estação T1, no reservatório do dique S4 próximo à estrutura de barramento, onde se registrou concentração de 0,087 mg/L, quase 30 vezes superior ao limite legislado. Ainda nas estações T3, no rio Gualaxo do Norte após a confluência com o córrego Santarém, e T5, no rio Piranga, também se observaram concentrações três vezes superior ao limite legislado. Os fenóis são tóxicos ao homem, bem como à biota e à microbiota aquática.
- A estação R2, logo a jusante da barragem da UHE Risoleta Neves, na qual ficou retido um grande volume dos rejeitos extravasados no rompimento da barragem de Fundão, merece especial atenção em monitoramentos futuros visto que ali foram observados o valor mais elevado de turbidez e ferro dissolvido, o segundo valor mais elevado de cor verdadeira e o único valor quantificável para a prata total e dissolvida entre as estações monitoradas.

No tocante a variáveis sem referencial de linha-base (como silício, titânio, enxofre e estrôncio, por exemplo), a princípio, estas apresentaram valores baixos.

Algumas variáveis de qualidade de água não apresentaram resultados quantificáveis nos ambientes fluviais, de modo que se entende que, mesmo que presentes, ocorreram em baixas concentrações na água. As mesmas encontram-se listadas no item 3.2.4.2.

Para os ambientes lacustres, que não possuem informações muito representativas referente ao período pré-desastre, observou-se que a estação de monitoramento na lagoa Areal (L5) apresentou águas com qualidade mais degradada de modo geral. De acordo com a equipe de campo, a referida lagoa localiza-se dentro de uma vila de moradores, sendo que na margem da lagoa são criados porcos, tendo sido constatada também a presença de campos de exploração da Petrobras na região.

As medições *in situ* indicaram para as estações em ambientes lacustres valores em conformidade com os limites legislados, sendo que as águas apresentaram bons níveis de oxigenação. Contudo, valores de condutividade elétrica (que não é uma variável legislada) mais elevados foram verificados nas lagoas do Limão (L1) e Areal (L5), ultrapassando 100 µS/cm.

Para as variáveis legisladas foram observados os seguintes desacordos: cor verdadeira (L4 e L5), alumínio dissolvido (L4), DBO (L4), fenóis (L4), ferro dissolvido (L4 e L5) e fósforo total (L1, L3 e L5),

Em relação aos resultados de DQO, nas estações L4 e L5 constataram-se os valores mais elevados (pouco superior a 30 mg/L), indicando que esses ambientes exibiram maior carga orgânica em relação às outras lagoas.

As demais variáveis de qualidade de água estudadas nas lagoas apresentaram resultados pouco expressivos ou então não foram passíveis de quantificação.

Em relação à comunidade fitoplanctônica, os valores de clorofila-a de maneira geral foram baixos e os de densidade mais elevados que a média da série histórica de monitoramento do fitoplâncton do rio Doce e seus tributários (linha-base). Esta relação inversa entre os parâmetros foi consequência da maior abundância de cianobactérias de baixo biovolume celular. Apesar de não terem sido registrados desacordos com a Resolução CONAMA nº 357/2005, a predominância de cianobactérias em várias estações de coleta indica degradação ambiental. Também se observou mudança na estrutura da comunidade fitoplanctônica nas estações de monitoramento localizadas a jusante da UHE Baguari, com a substituição de algumas espécies por outras de crescimento rápido e tolerantes a estresse ambiental.

Em quase todas as lagoas avaliadas, as cianobactérias foram os principais constituintes do fitoplâncton, inclusive ocorrendo floração de espécie potencialmente tóxica (*Aphanocapsa delicatissima*) na lagoa Limão. Algumas cianobactérias podem produzir substâncias hepato e/ou neurotóxicas que, se ingeridas, provocam vômito, diarreia, necrose ou tumores no fígado, e parada respiratória em animais. A toxicidade varia de acordo com a espécie, podendo haver cepas tóxicas ou não tóxicas, dependendo da dinâmica populacional, competição entre as populações ou presença de estressores ambientais (CALIJURI et al., 2006). Além disso, todas as cianobactérias contêm lipopolissacarídeos (LPS) na composição de suas membranas celulares, que causam irritação na pele e mucosas (CALIJURI et al., 2006).

A comunidade zooplanctônica apresentou uma maior riqueza de espécies no rio Doce e uma maior abundância nas lagoas. Esses resultados refletem a capacidade de armazenar informação que os rios apresentam, no entanto, a maior velocidade de corrente não favorece o estabelecimento e desenvolvimento do zooplâncton.

A maioria das espécies apresentou ocorrência esporádica nos tributários e rios, e pouco frequentes nas lagoas. Nas lagoas foi constatado, ainda, um maior número de espécies que contribuíram para a abundância total da comunidade, embora essas espécies tenham sido classificadas como pouco abundantes. A maioria das espécies foi classificada como rara, numericamente, em todos os pontos de amostragem, e não foi registrada nenhuma espécie dominante. Estudos realizados por Bonecker et al. (1996) na calha do rio Doce apontam que a maioria das espécies zooplanctônicas ocorreu de forma acidental nas amostras (<25% de ocorrência em todas as amostras coletadas).

A diversidade de espécies, em toda área de estudo, foi muito baixa ou baixa, exceto no último ponto da calha do rio (R16), onde foi média. Entre esse resultado, os estimadores da diversidade também mostraram a importância da hidrodinâmica para o estabelecimento e desenvolvimento da comunidade, pois nas lagoas foi observada uma maior diversidade e dominância de espécies. Esses resultados podem estar relacionados, ainda, a uma maior produção bacteriana nas lagoas.

As análises dos dados de ambos ambientes apontaram uma maior similaridade na estrutura da comunidade nos pontos das lagoas, do que entre os tributários e no rio Doce. Nesses ambientes lóticos, a estrutura da comunidade também foi dissimilar à das lagoas (NMDS e PERMANOVA).

Quanto à variação espacial dos atributos descritores da comunidade, em cada tipo de ambiente, um único padrão foi verificado para os ambientes lóticos, com maiores valores de riqueza de espécies nos pontos T1 e T2, além da abundância em T1 e diversidade de espécies em T2, e maiores valores de todos esses atributos no ponto R16, bem como a expressiva abundância em R1. Por outro lado, nas lagoas, uma maior riqueza de espécies foi registrada no ponto L1, e maiores abundância e diversidade de espécies no ponto L5.

Rotifera foi o grupo que dominou a estrutura da comunidade zooplanctônica, tanto em termos de composição, riqueza de espécies como de abundância. No zooplâncton de água doce, Rotifera, em quase a totalidade dos estudos, é o grupo com maior riqueza de espécies. Algumas espécies desse grupo (*Conochilus unicornis*, *Keratella cochlearis, Keratella lenzi* e *Synchaeta stylata*), além dos Bdelloidea, e náuplios de Cyclopoida e Calanoida foram descritores dos ambientes amostrados e estiveram relacionados com algumas variáveis física e química, e os contaminantes (RDA). No entanto, destaca-se que essas espécies e as formas jovens de copépodes tiveram uma maior relação, e direta, com os maiores valores de alguns contaminantes, com exceção de Prata dissolvida e Alumínio total (RDA). Esse resultado sugere uma maior resistência ambiental dos rotíferos e das formas jovens de copépodes; ao contrário dos cladóceros e copépodes adultos, que, embora algumas espécies tenham sido abundantes em alguns pontos, não apresentaram relação com as variáveis físicas e químicas, e contaminantes (RDA).

3.3 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

3.3.1 INTRODUÇÃO

O rompimento da barragem de rejeitos de Fundão afetou os ambientes hídricos à jusante que tiveram contato direto com o material que fluiu. Os aquíferos que tiveram contato com o material que circulou pelas calhas fluviais também foram passíveis de sofrer influência, maior ou menor, a depender de condições hidrogeológicas locais.

A compartimentação hidrogeológica da bacia hidrográfica do rio Doce como um todo existe até o momento no nível de grandes domínios aquíferos, estabelecidos com base nos mapas geológicos do Brasil ao milionésimo (CPRM, 2004), repercutidos no trabalho do Consórcio Ecoplan-Lume (2010), já comentados no Relatório de Linha-Base. As porções de aquíferos potencialmente afetadas fazem parte ou do domínio de rochas fraturadas, ou do domínio de rochas porosas. O domínio de rochas fraturadas passível de ter sofrido influências dos rejeitos ocorre desde as nascentes do rio Doce, na região de Mariana, até a área coberta pela Formação Barreiras, no Espírito Santo, esta fazendo parte do domínio poroso. Para esse caso, têm também importância os pequenos corpos aquíferos livres, do domínio poroso, que ocorrem próximos às margens do rio Doce, principalmente em seus trechos médio e inferior.

A água dentro de um sistema natural, como é o caso de uma bacia hidrográfica, deve ser levada em conta no conjunto de seus reservatórios. A água subterrânea deve ser considerada no mesmo contexto da água superficial, pois é, em princípio, a mesma água, apenas carecendo de metodologias específicas para acesso a ela. Os padrões de circulação da água subterrânea também são regidos pelas mesmas leis que controlam a hidráulica dos corpos d'água que se encontram na superfície. Por outro lado, o fluxo se dá por entremeio a muitos obstáculos, seja em meio poroso por entre grãos, seja por meio de fissuras de rochas ou vazios de dissolução. Como consequência, o fluxo subterrâneo é muito mais lento do que em cursos fluviais, por exemplo. Essas condições de subsuperfície variam dependendo das características litológicas do substrato, bem como dos resultados de esforços de tração e tensão que estabelecem a porosidade das formações aquíferas.

As condições hidrogeológicas específicas dos aquíferos, em diferentes poços de captação de água subterrânea, podem variar muito. Assim, as abordagens de cunho prático mais imediato para avaliar a relação do rejeito com a água subterrânea devem priorizar os centros de maior consumo de água e, em seguida, se estender às vizinhanças de todo o percurso da calha percorrida pelos rejeitos.

Nos rios com características efluentes, os aquíferos alimentam os rios ao longo de seu curso, levando a haver necessariamente uma coerência entre a composição da água superficial e da água dos aquíferos. Esse fato viabiliza, em princípio, a identificação de contribuições da água subterrânea oriunda de diferentes segmentos da bacia, para a água que flui pela drenagem superficial.

Na bacia hidrográfica do rio Doce, é possível que, em situações muito específicas, em épocas de grande vazão e intensiva captação de água subterrânea por poços muito próximos ao curso do coletor principal, haja algum fluxo do rio em direção ao poço, o que, todavia, necessariamente influiria na composição da água captada pelo poço. O episódio catastrófico do rompimento da barragem de Fundão, em função da elevação da cota do rio Doce, teoricamente poderia ter desencadeado tal processo em situações localizadas.

A identificação de contribuições de água do rio Doce para poços de captação próximos ao curso de água, em princípio, pode ser feita por meio de uma análise detalhada de características hidrogeológicas levantadas em redes piezométricas nas vizinhanças de cada ponto. Assim, seriam conhecidas as direções de fluxo, por meio da potenciometria do aquífero livre levantada com o poço em operação. Esse tipo de dado hidrogeológico, para a bacia hidrográfica do rio Doce, existe e está disponível apenas em parte e em trecho restrito na região de Linhares (MDGEO, 2016).

Outra maneira de avaliar a possibilidade de interferência da água do rio Doce na água extraída de poços é pela utilização das características químicas da água dos poços e do rio. Misturas entre a água do aquífero e a água do rio em um ponto próximo são refletidas na composição da água resultante. Na medida da disponibilidade de análises químicas adequadas, essa abordagem permite, em um tempo relativamente curto, a verificação da vulnerabilidade do aquífero com respeito ao rio.

O objeto principal deste trabalho envolve os efeitos ambientais deletérios do rompimento da barragem de Fundão; todavia, o referido desastre não é o único fator com potencial para prejudicar a qualidade dos corpos d'água, subterrâneos ou superficiais. Os aquíferos livres ou freáticos rasos, por exemplo, pela sua maior vulnerabilidade, são muito mais suscetíveis a contaminações localizadas e sua qualidade está intrinsecamente ligada às condições sanitárias locais, abordadas mais especificamente em outro tema estudado neste diagnóstico.

3.3.2 OBJETIVO

O objetivo principal deste estudo da água subterrânea na bacia hidrográfica do rio Doce é avaliar a possível influência do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão na água subterrânea captada para atender à demanda ao longo da região lindeira ao rio Doce. Este estudo também tem implícita a identificação da vulnerabilidade da água subterrânea estudada quanto a outras possibilidades de contaminação.

3.3.3 METODOLOGIA

A linha metodológica optada para identificar possíveis contribuições da água do rio Doce em poços de abastecimento baseia-se nas características hidroquímicas levantadas nos próprios poços de abastecimento de água.

As técnicas de amostragem devem ser adequadas às condições específicas de acesso à água e às variáveis a serem analisadas, o que depende dos objetivos do estudo (FETTER, 1994). Como o trabalho tem por foco avaliar a influência dos rejeitos de Fundão na água subterrânea, foram privilegiadas nos trabalhos aqui relatados as variáveis tidas como inorgânicas, especificadas mais adiante. Variáveis biológicas não foram avaliadas, por não serem consideradas componentes relevantes do rejeito e terem o acesso impedido aos aquíferos, pelas condições do lento fluxo no meio naturalmente filtrante de subsuperfície.

O fato de se amostrar poços operantes cujo acesso direto ao seu interior é muito restrito impediu medidas diretas do potencial de oxidação e do oxigênio dissolvido, pois essas variáveis são completamente alteradas durante o bombeamento.

O Relatório de Linha-Base se ocupou, sobretudo, dos dados prévios ao rompimento da barragem de Fundão. Para a elaboração deste documento, se teve disponível um elenco de dados primários de qualidade da água, cuidadosamente obtidos segundo técnicas recomendadas em localizações julgadas adequadas, principalmente em poços de abastecimento já operantes.

Estabelecimento dos pontos de amostragem:

- Poços equipados com bomba.
- Prioritariamente, poços em produção por empresas de saneamento.
- Poços que atendem a comunidades em geral.
- Poços instalados para atender a consumidores individuais.

É importante ser salientado que, muitas vezes, os poços pré-selecionados e acordados com seus gestores operadores se mostraram impossibilitados de ser amostrados na ocasião da visita da equipe do Lactec. Em determinados poços, a bomba de sucção estava avariada e, em outros, a fiação havia sido vandalizada, inviabilizando a amostragem. Nessas situações, quando possível, foram selecionados pontos alternativos para coleta.

O regime de funcionamento dos poços de produção de água subterrânea influencia a composição da água. Durante o início do ciclo de operação do poço, é vertida água do duto do próprio poço, em seguida a água do nível da bomba, para então haver um regime de fluxo mais regular. No entanto, mesmo em um regime mais estável de produção, o fluxo no interior do aquífero nas proximidades da captação

pode promover misturas de água antes relativamente independentes, em face de um regime de fluxo laminar. Isso pode induzir algumas variações na composição química da água fluente na boca do poço.

Os pontos de amostragem estão apresentados na forma de fichas individuais com características dos poços e sua localização. Esses dados constam no Apêndice I.

3.3.3.1 Etapas do trabalho

3.3.3.1.1 *Cronograma de coletas*

Foi estabelecido um cronograma de coletas semestrais:

- Coletas no verão e no inverno.

Procedimentos de coleta:

- Contato prévio com operadores dos poços.
- Contato prévio com os laboratórios selecionados para realização das análises.
- Preparo dos frascos para coleta e acondicionamento das amostras.
- Calibração dos equipamentos para determinação de condutividade, pH e temperatura em campo.
- Purga dos poços com seus próprios dispositivos de captação de água, com medições sucessivas de condutividade e pH até a estabilidade. O método de purga para poços pode variar em diferentes situações (FETTER, 1994). Como neste trabalho foram utilizados, sobretudo, poços em operação e dotados de bombas de sucção, a garantia de eliminação da água estagnada no próprio poço foi obtida por medições repetidas de pH, condutividade e temperatura, até sua estabilização (FETTER, 1994; EPA, 1995; BOGHICI, 2003).
- Após a coleta, o acondicionamento dos frascos de amostras foi feito em recipientes isotérmicos com gelo, para preparo e envio aos laboratórios, conforme recomendações técnicas destes.
- Envio de alíquotas de amostras para análise de alcalinidade, SO_4^{2-}, Cl^-, NO_3^-, F^- e envio no mesmo dia ao laboratório credenciado mais próximo.
- Filtragem e acidificação das amostras no mesmo dia de coleta para análise elementar de Li, Be, Bo, Na, Mg, Al, Si, P, S, K, Ca, Ti, Va, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Sr, Mo, Rh, Pd, Ag, Cd, Sn, Sb, Pt, Hg, Te, Ba, Ta, Pb e U na fase dissolvida no total das amostras coletadas e dos mesmos elementos nas amostras coletadas na terceira campanha, ambas por espectrometria de emissão atômica por plasma acoplado indutivamente (ICP-AES).
- No caso de análise de amostra total, sem filtração, as amostras não foram acidificadas.
- As amostras para análise elementar por espectrometria de emissão óptica por plasma acoplado indutivamente (ICP-OES) foram encaminhadas por via aérea no fim da campanha, todas juntas, ao Laboratório Controle Analítico, em Osasco (SP).

- Foram encaminhadas por via aérea alíquotas especiais de 100 mL de cada campanha a um laboratório de referência (Bureau Veritas, em Vancouver, Canadá). Como essas amostras foram enviadas previamente filtradas em membranas de 0,4µ e acidificadas com HNO_3 suprapur, não houve a necessidade de manutenção dos frascos sob refrigeração.

Tratamento e interpretação dos dados:

- Tabulação dos dados.
- Testes de consistência dos resultados analíticos.
- Elaboração de representações gráficas.

3.3.3.2 Ferramentas gráficas empregadas

A representação de conjuntos de dados hidroquímicos em gráficos é uma ferramenta de grande utilidade, que permite a visualização de grupamentos de amostras, facilitando a interpretação de relações entre elas.

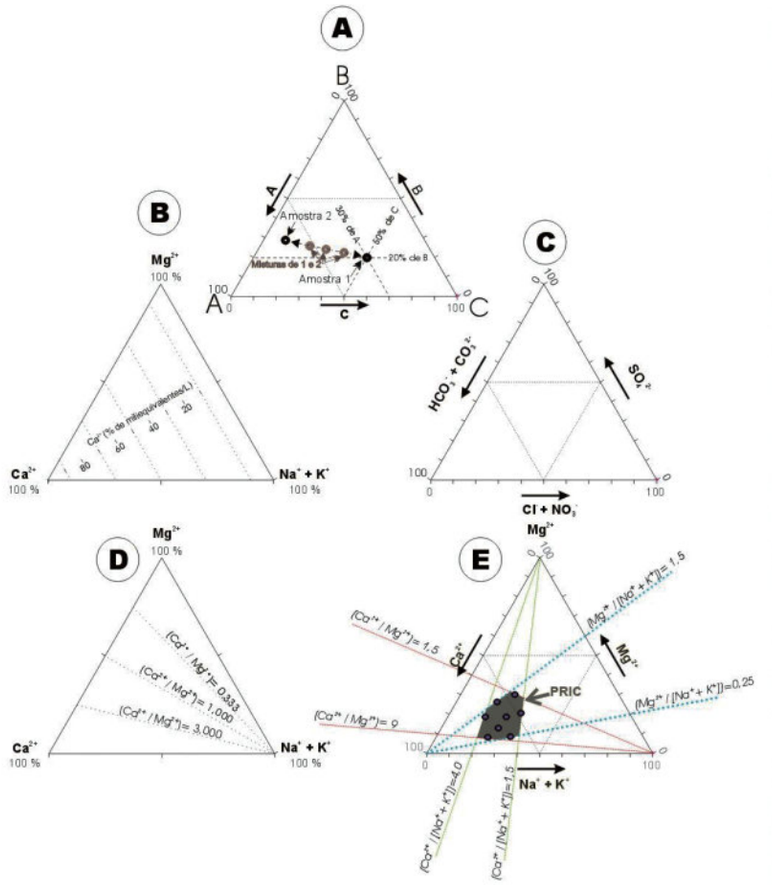
Associados a diagramas triangulares, foram aqui empregados Polígonos de Relações Intercatiônicas (PRICs) e Interaniônicas (PRIAs). Os PRICs são polígonos envolventes, formados pelas retas de relações entre os cátions, tangentes à nuvem de pontos no diagrama triangular de equivalentes iônicos de cada família de águas. Os PRIAs são os polígonos correspondentes aos ânions (BITTENCOURT, 1993).

A Figura 241 exemplifica a locação de uma análise de água genérica em um diagrama triangular. A amostra, nesse tipo de diagrama, é representada por três componentes, devendo ser a soma dos três 100%. No caso da mistura simples de dois tipos de água, a água resultante de qualquer mistura entre dois tipos diferentes deve ficar na linha que une os dois pontos do gráfico triangular.

A Figura 241-b exemplifica a variação na composição do Ca^{2+}, em uma representação que tem por polos Ca^{2+}, Mg^{2+} e (Na^{+}+ K^{+}). Esses componentes, em conjunto, representam os cátions majoritários nas águas naturais. A mesma amostra de água é representada pelos seus ânions majoritários, (HCO_3^{-}+ CO_3^{2-}), (Cl^{-}+ NO_3^{-}) e SO_4^{2-}, como mostrado na Figura 241-c. O nitrato muitas vezes não é adicionado ao cloreto, porém, quando ocorre em valores apreciáveis, é incluído junto ao cloreto. Essa junção de componentes satisfaz as características da representação gráfica de três polos.

Em princípio, em uma amostra de água, deve haver um equilíbrio entre cátions e ânions, sendo zero a somatória de cargas negativas e positivas. Assim sendo, a unidade adequada para representar a composição de cada componente é o equivalente grama, obtido pela divisão da concentração expressa em $mg.L^{-1}$ pelo peso molecular do componente, multiplicado pela valência ou carga do íon.

Figura 241 – Representação de análises de água em diagrama triangular



A Figura 241-d ilustra outra característica dos diagramas triangulares, que é o fato de que uma reta partindo do vértice do triângulo correspondente a um componente ser o lugar comum da mesma relação ou quociente da divisão dos valores dos outros dois polos. Na referida figura, são exemplificados os valores do quociente entre as concentrações em % meq. L^{-1} de Ca^{2+} e de Mg^{2+}, ou seja, Ca^{2+} / Mg^{2+}. Essa propriedade dos diagramas triangulares é útil nas avaliações de misturas de amostras de água de diferentes origens e na comparação da composição da água subterrânea com rochas que estiveram em contato com ela.

A Figura 241-e ilustra a delimitação de um conjunto de amostras de água, por meio de relações máximas e mínimas entre os componentes representados nos vértices do triângulo dos cátions. Este pode ser feito com os ânions. O polígono envoltório dos pontos resultantes é o PRIC ou o PRIA. Essa maneira de representar por seis números um conjunto de amostras foi proposta por Bittencourt (1993) e é útil quando os pontos estão concentrados em um determinado setor do triângulo, não muito dispersos. Quanto maior for o número de pontos envolvidos pelo polígono, mais fiel será a representatividade da figura.

Entre as representações gráficas de dados hidroquímicos, os diagramas triangulares e triangulares compostos, como os diagramas de Piper (PIPER, 1944), de Durov (DUROV, 1948) e de Durov expandido (LLOYD; HEATHCOTE, 1985) são utilizados com frequência (RAVIKUMAR; SOMA SHEKAR; PRAKASH, 2015). Os diagramas de Piper e de Durov expandido são úteis por sua condição de representar o conjunto de todos os constituintes majoritários iônicos, Ca^{2+}, Na^{+}, K^{+}, Mg^{2+}, HCO_3^-, SO_4^{2-}, Cl^- e NO_3^-. Os componentes catiônicos majoritários são constituídos pelos componentes geralmente mais móveis das rochas, como Ca, Mg, Na e K. Os componentes aniônicos, como o bicarbonato, são originados mormente por interação direta ou indireta da atmosfera com a água. O nitrato, quando em concentrações mais elevadas (superiores a 4 $mg.L^{-1}$), pode ter origem em contaminações orgânicas. O sulfato pode ter significativa contribuição pela dissolução de rochas contendo sulfetos. O cloreto pode ser incorporado pela água por dissolução de rochas sedimentares de origem marinha, mas também por aporte eólico de aerossóis marinhos. A Figura 242 apresenta os diagramas de Piper e de Durov.

O diagrama de Piper da Figura 242-a é composto por um diagrama representando os cátions e outro representando os ânions dispostos lado a lado, além de um losango que integra características catiônicas e aniônicas das amostras de água. O ponto representando os cátions é projetado em direção ao losango e o ponto representando os ânions também. A interseção das duas retas de projeção partindo dos triângulos dá a localização da amostra no losango.

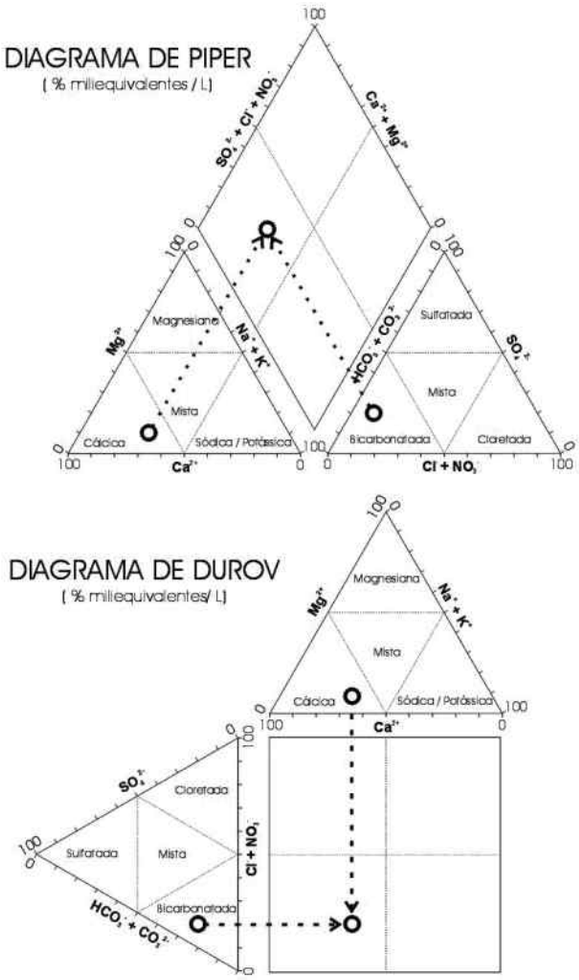
No diagrama de Durov da Figura 242-b, os triângulos dos cátions e dos ânions são dispostos ortogonalmente. A projeção dos pontos relativos aos cátions e aos ânions é feita de modo também ortogonal, em direção a um campo quadrado à direita do triângulo dos ânions e abaixo do triângulo dos cátions.

Os PRICs e PRIAs podem também ser projetados para o losango no caso do diagrama de Piper e para o quadrado do diagrama de Durov.

Como ambos os diagramas apresentam a relação entre os componentes químicos, a concentração absoluta das amostras representadas não está explícita. Alguns artifícios podem ser incorporados aos diagramas para representar a concentração, como circundar os pontos com um círculo proporcional à concentração total de sólidos dissolvidos da amostra ou colocar um campo abaixo ou ao lado do quadrado do diagrama de Durov, tendo como um eixo a condutividade iônica, o total de sólidos dissolvidos e o total erístico de cátions ou ânions. Pode haver um campo anexo também para o pH ou outra variável qualquer.

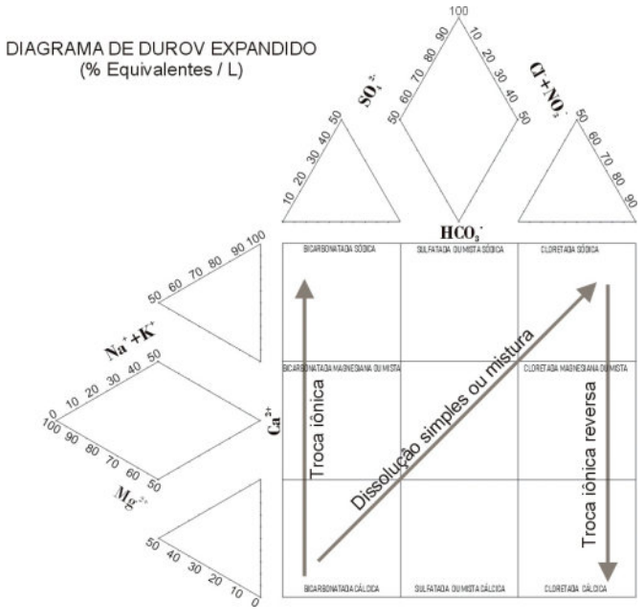
Em alguns casos, o diagrama de Durov pode ser construído fragmentando os triângulos dos cátions e dos ânions, formado, assim, um diagrama de Durov expandido (LLOYD; HEATHCOTE, 1985), em que ficam mais explícitos os campos do diagrama, auxiliando, por exemplo, na classificação das amostras de água. No diagrama da Figura 243, estão caracterizados nove campos diferentes, aos quais podem ser atribuídas características das amostras de água que ficam localizadas em cada um deles, bem como processos que levaram a tal situação.

Figura 242 – Representação de íons majoritários em diagrama de Piper e de Durov



Nos diagramas triangulares, qualquer reta com origem em um dos vértices do triângulo, cortando-o, é o lugar comum da mesma relação entre os outros dois vértices, podendo ser representada por um número. Assim, cada PRIC pode ser representado por um conjunto de seis números.

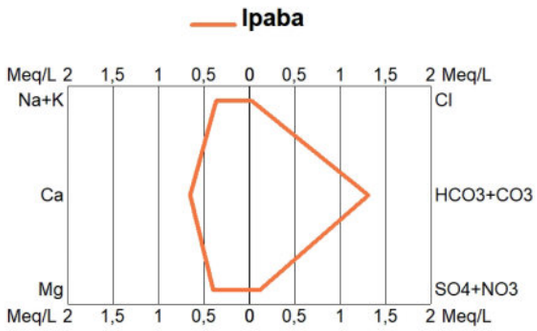
Figura 243 – Diagrama de Durov expandido



- Diagramas de Stiff e diagramas radiais

  Os diagramas de Stiff (HEM, 1985) são elaborados com a composição da água expressa em termos de equivalentes grama de seus constituintes iônicos principais. Uma forma poligonal é criada a partir de três eixos horizontais paralelos que se estendem para cada lado do eixo vertical, partindo do zero. Os cátions são locados em miliequivalentes por litro à esquerda do eixo zero e os ânions, à direita. A Figura 244 apresenta o diagrama de Stiff de uma amostra de água subterrânea. Nota-se que o ânion nitrato é somado ao ânion sulfato. O diagrama tomado como exemplo foi elaborado com o programa Diagrammes (SIMLER, 2018), sendo interessante para visualização rápida de características hidroquímicas em mapas.

Figura 244 – Diagrama de Stiff



Semelhantemente aos diagramas de Stiff, podem ser empregados diagramas radiais, em que os valores da concentração dos constituintes químicos são expressos em escalas radiais, apresentando como produto um polígono unindo os pontos correspondentes às concentrações de cada componente. Esses diagramas são facilmente elaborados em programas com base em planilhas eletrônicas, como o Excel. Neste relatório, foi empregada uma representação radial com os componentes catiônicos majoritários, Ca^{2+}, Na^{+}, K^{+} e Mg^{2+}.

- Análise de agrupamentos

  A análise de agrupamentos foi feita com o auxílio do *software* Past©, considerando as variáveis fluoreto, SiO_2 dissolvida, S, Na, K, Mn, Ba, nitrato, Mg, cloreto, Fe, Ca, Sr, condutividade, alcalinidade total (correspondente ao bicarbonato), pH e temperatura. As localidades das amostras também foram consideradas. Os dados validados para a análise de agrupamentos foram aqueles que apresentaram valores acima do Limite de Detecção (>LD) em pelo menos 70% das amostras, de acordo com o método exposto por Farnham et al. (2002), incluindo as coletadas em mesmo local e com diferentes datas.

  Os dados das análises químicas foram primariamente padronizados para remover o efeito das concentrações das substâncias químicas, bem como de suas unidades de medida. Foi utilizado o método de médias não ponderadas de grupos pareados (UPGMA) para o agrupamento e, como medida de similaridade, a distância euclidiana.

  Foram feitos testes de agrupamento de amostras e de analitos, ou seja, variáveis químicas determinadas nas amostras de água, visando a identificar semelhanças entre amostras, bem como comportamentos similares de analitos, procurando também identificar a origem comum entre eles.

3.3.4 RESULTADOS

3.3.4.1 Aspectos gerais

Os resultados até agora obtidos são preliminares, uma vez que os trabalhos estão em andamento.

Considerações e conclusões suportadas por dados publicados em estudos anteriores constam de relatórios já apresentados no âmbito deste diagnóstico, incluindo o Relatório de Linha-Base. Como foi salientado, este relatório se ocupa, sobretudo, dos dados primários obtidos para complementação do conhecimento das características hidroquímicas da água subterrânea na bacia hidrográfica do rio Doce. A própria realização de análises sistemáticas em poços, seguindo a mesma metodologia, já é um resultado importante, em face da inexistência de análises hidroquímicas minimamente completas de água subterrânea em poços distribuídos na bacia, o que pode ser constatado no próprio banco de dados do Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (Siagas).

Foram realizadas quatro incursões em campo para coleta de amostras e medições *in situ*, conforme especificado na Tabela 66.

O conjunto dos dados analíticos obtidos no âmbito deste diagnóstico encontra-se na tabela que compõe o Apêndice J. Lá estão registrados os valores encontrados para as 56 amostras coletadas. No total delas, foram determinadas 45 variáveis correspondentes aos sólidos dissolvidos. Em 16 amostras, além dos elementos em solução, foram realizadas determinações de 39 analitos correspondentes a elementos totais. Em nove amostras, foi feita a determinação de fenóis.

No que se refere a analitos com concentrações superando o recomendado pelas normas válidas em território nacional (BRASIL, 2008), foram anotados o Fe e o Mn em solução. No caso do Fe, 57% das amostras apresentaram valores acima do limite de 0,1 $mg.L^{-1}$. Para o Mn, 70% das amostras apresentaram valores superiores ao limite de 0,3 $mg.L^{-1}$. Os valores superiores aos limites preconizados pela legislação se distribuíram tanto em amostras coletadas em poços muito próximos ao curso do rio Doce quanto em amostras em que a água do rio Doce seguramente não poderia ser acessada.

3.3.4.2 Distribuição dos pontos de amostragem

A localização dos pontos de amostragem está apresentada nas Figuras 245 e 246. A Figura 247 ilustra a situação dos pontos de amostragem em um perfil geológico esquemático ao longo do trajeto percorrido pelos sedimentos liberados da barragem de Fundão.

Tabela 66 – Local e data de amostragem dos pontos de água analisados para este diagnóstico

	Localização	Coordenadas		Data de amostragem (cada coluna corresponde a uma campanha de amostragem)			
a	Mina Alegria N	-20,164411	-43,502784	T1- 06/11/17			
b	Mina Alegria S	-20,191070	-43,509161	T2- 06/11/17			
c	N. Paracatu	-20,250708	-42,878177			T21-18/06/18	T56-7/12/18
d	Nova Soberbo	-20,252883	-42,881067	T3- 06/11/17		T22-18/06/18	T55- 6/12/18
e	Nova Soberbo 2	-20,164411	-43,502784	T4- 06/11/17		T23-18/06/18	T54- 6/12/18
f	Gongo, S.C. do Es.	-20,269799	-42,860330				T53- 6/12/18
g	Posto Ponte Alta	-19,835333	-42,647294		T20-25/01/18	T31-20/06/18	T52- 6/12/18
h	Poço Ponte Alta 2	-19,835090	-42,647230			T32-20/06/18	
i	Ipaba sede COPASA	-19,412826	-42,411928			T29-20/06/18	T48- 5/12/18
j	Ipaba Mato	-19,407690	-42,412676			T28-20/06/18	T49- 5/12/18
k	Ipaba C-05	-19,402211	-42,416683	T6- 07/11/17			
l	Ipaba C-06	-19,400462	-42,415588	T7- 07/11/17		T27-19/06/18	T50- 5/12/18
m	Ipaba C-07	-19,397195	-42,413803	T8- 07/11/17		T26-19/06/18	T51- 5/12/18
n	Periquito	-19,150842	-42,244871	T5- 07/11/17			T47- 5/12/18
o	Pedra Corrida	-19,091922	-42,154557		T18-25/01/18	T24-19/06/18	
p	P. Corrida/COPASA	-20,269799	-42,860330			T25-19/06/18	T46-5/12/18
q	Tumiritinga Sra. M	-18,977994	-41,641775		T15-24/01/18	T33-20/06/18	T45- 4/12/18
r	São Tomé de Tum.	-19,011355	-41,547038				T44- 4/12/18
s	Resplendor	-19,316432	-41,255193		T16-24/01/18		T43- 4/12/18
t	Itueta C-01	-19,394190	-41,168446		T17-24/01/18		
u	Colatina ETA 04	-19,529060	-40,705326		T14-23/01/18		
v	Colatina ETA 01	-19,538941	-40,644750		T11-23/01/18	T34-21/06/18	T42- 4/12/18
w	Colatina ETA	-19,529903	-40,644487		T13-23/01/18		
x	Colatina ETA 02	-19,529336	-40,642683		T12-23/01/18		
y	Areal	-19,479868	-40,071756		T9- 22/01/18	T35-21/06/18	T41- 3/12/18
z	Povoação	-19,580263	-39,794557			T36-21/06/18	T37- 3/12/18
aa	Degredo- Carbin.	-19,353568	-39,724875				T39- 3/12/18
ab	Degredo- Ivanete	-19,353925	-39,726015				T40–3/12/18
ac	Degredo- B. do Mel	-19,318777	-39,721395				T38- 3/12/18
La*	Lag. Nova - ES	-19,415894	-40,158545		T10-22/01/18		
lb*	Lag. Baianinho - MG	-19,850485	-42,643918		T19-25/01/18	T30-20/06/18	

Nota: *Foram realizadas amostragens na superfície da lagoa Baianinho, em Dionísio/MG, em duas ocasiões e na Lagoa Nova, em Linhares/ES.

Figura 245 – Disposição dos pontos de água subterrânea na bacia hidrográfica do rio Doce e proximidades, amostrados para este diagnóstico

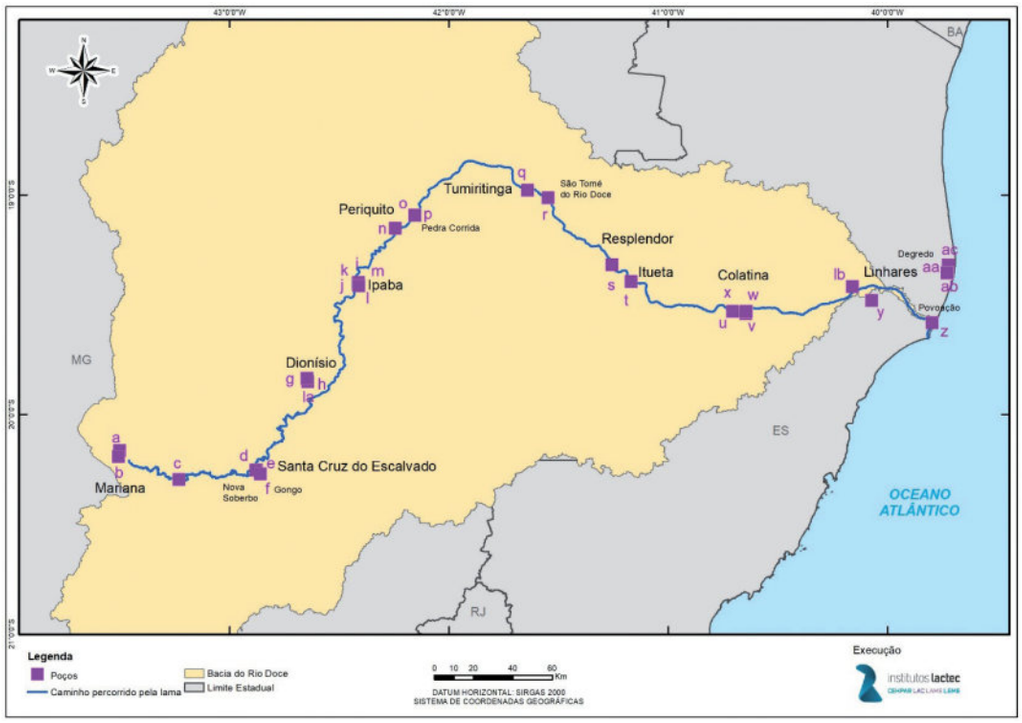
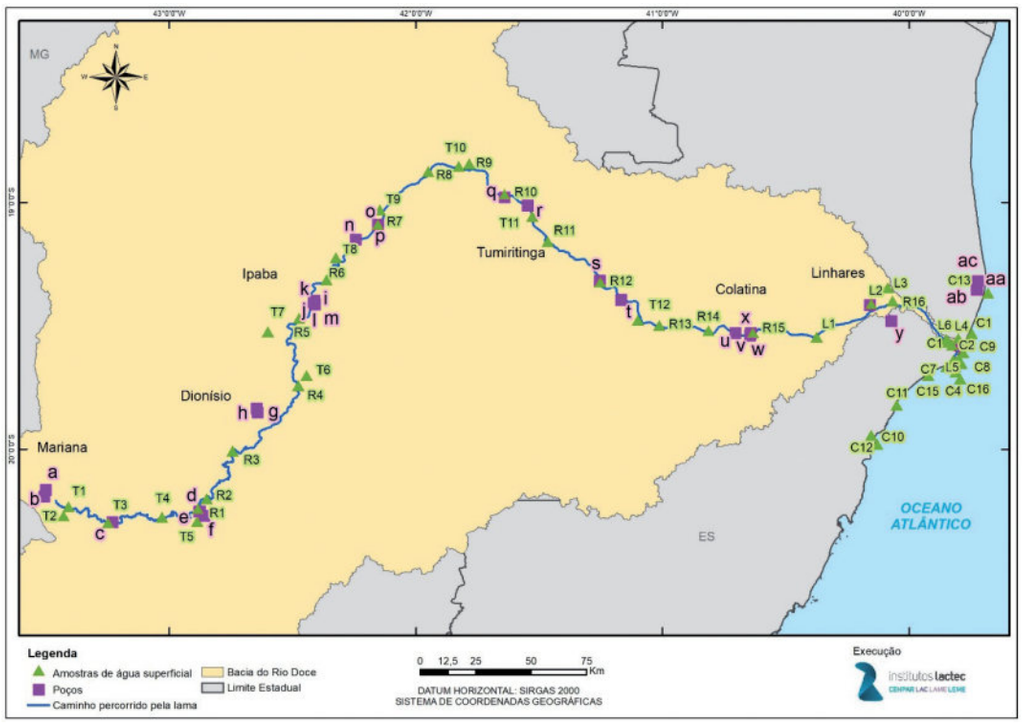
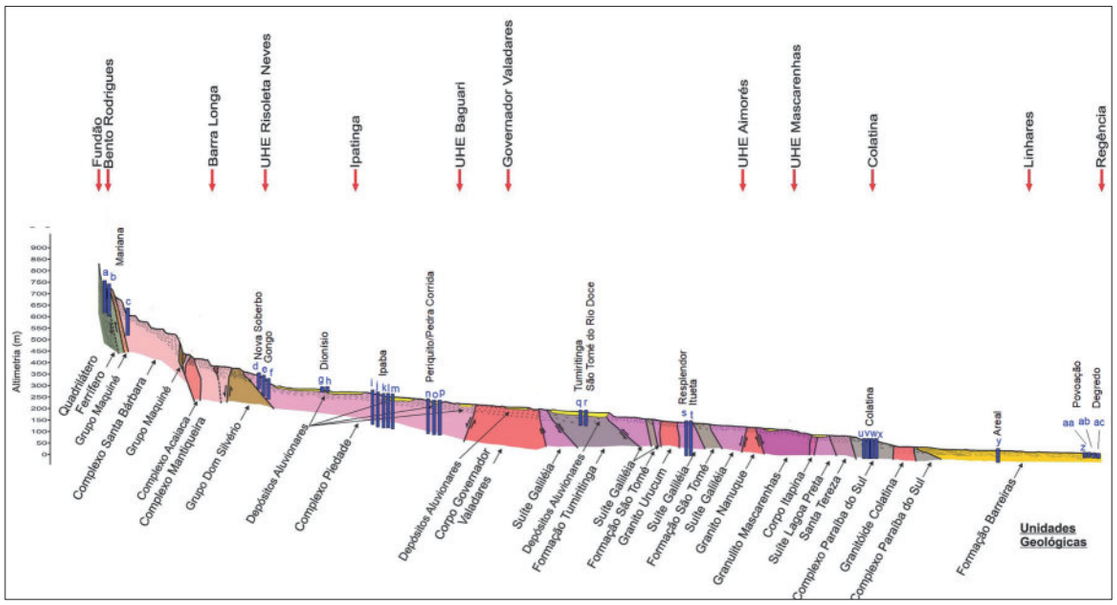


Figura 246 – Disposição dos pontos de água subterrânea e água superficial na bacia hidrográfica do rio Doce e proximidades, amostrados para este diagnóstico. Os pontos de água superficial correspondentes a tributários do rio Doce estão apresentados com a letra "T"



Conforme observado na Figura 247, a distribuição dos poços e outros pontos de coleta de água não privilegiou todas as unidades geológicas sobre as quais se impõe o curso do rio Doce, mas unidades geológicas abrangentes estão representadas. É o caso do Complexo Santa Bárbara, Complexo Piedade, Suíte Galileia, Formação Tumiritinga, Complexo Paraíba do Sul e Formação Barreiras. Também as unidades sedimentares holocênicas de cordões litorâneos da Formação Linhares, na região de Degredo, estão representadas.

Figura 247 – Perfil das unidades geológicas ao longo do curso do rio Doce e tributários atingidos pelos rejeitos da barragem de Fundão, bem como da distribuição dos poços amostrados



3.3.4.3 Caracterização química da água subterrânea na bacia hidrográfica do rio Doce

3.3.4.3.1 *Aspectos gerais*

A caracterização hidroquímica das águas naturais pode ser feita por meio de variáveis físico-químicas e químicas. Entre as variáveis físico-químicas mais empregadas pela sua facilidade de obtenção, destacam-se a condutividade iônica e o pH, bem como os sólidos totais dissolvidos. As variáveis químicas, por sua vez, podem ser agrupadas de diferentes maneiras, sendo aqui empregada a compartimentação em dois grupos: os constituintes majoritários e minoritários. Constituindo os majoritários, estão os ânions bicarbonato/carbonato, o sulfato, o cloreto, o nitrato e os cátions Ca, Mg, Na e P, além da SiO_2, que é um componente neutro. Os constituintes minoritários envolvem praticamente todos os outros átomos naturais elencados na tabela periódica. Uma dificuldade inerente à sua análise em águas é a baixa sensibilidade dos equipamentos e técnicas normalmente utilizados pelos laboratórios comerciais. Em geral, a demanda por análises é para verificação das condições da água em termos dos parâmetros legais; nesse caso, os limites de detecção empregados satisfarão, na maioria dos casos, se estiverem abaixo dos valores tomados como limites constantes dos dispositivos normativos.

Para a caracterização hidrogeoquímica geral de uma água, basta a avaliação da distribuição relativa dos componentes iônicos majoritários, porém estes com grande frequência não são todos contemplados nas análises disponíveis como dados secundários. Essa omissão se dá pelo fato de esses componentes não serem, nas concentrações encontradas comumente nas águas naturais, limitadores de seu consumo e, consequentemente, não encontrarem impedimentos nas normas legais.

Todos os componentes majoritários das águas naturais, entre elas as subterrâneas, estão entre aqueles mais abundantes na litosfera ou na atmosfera (KRAUSKOPF, 1967; MASON, 1971; APPELO; POSTMA, 1994; FETTER, 1994). O que varia são suas proporções relativas, o que está intimamente ligado com a mineralogia das rochas com as quais as águas mantêm contato.

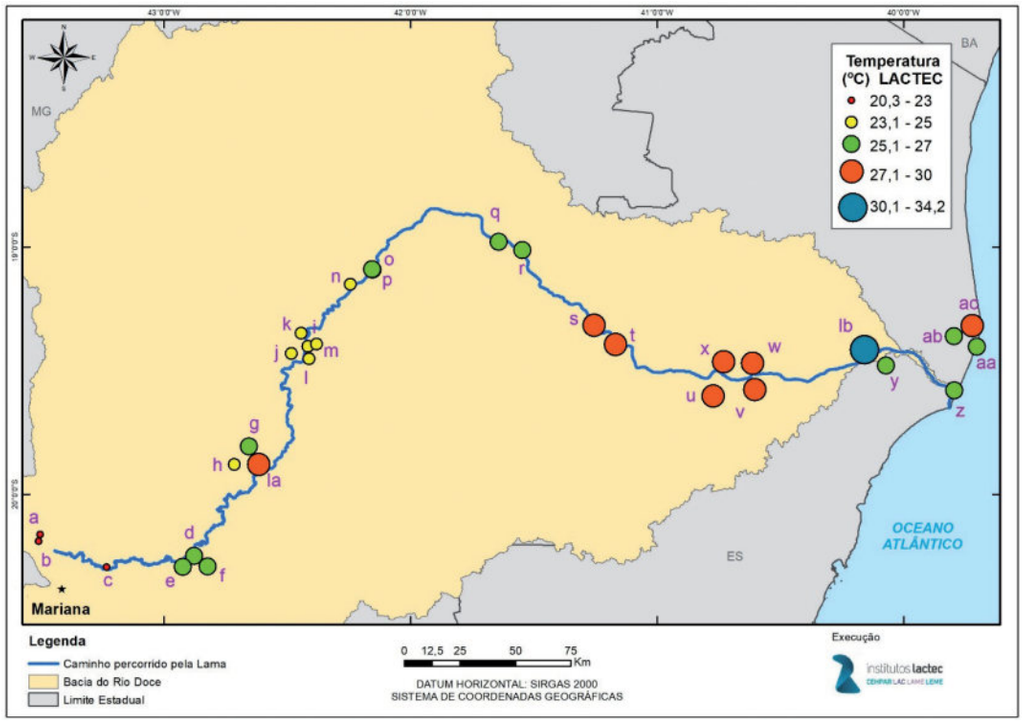
Na bacia hidrográfica do rio Doce, predominam rochas dominantemente compostas por feldspatos, minerais cálcio-sódio-potássicos. Ocorrem também, em proporções variáveis, minerais micáceos, os quais portam Mg e Fe em quantidades apreciáveis. Nesse caso, quando a rocha é intemperizada, enquanto o Mg tende a ser dissolvido na água, o Fe tende a ser novamente fixado nos solos sob a forma de óxidos e hidróxidos em contato com a atmosfera (KRAUSKOPF, 1967; DREVER, 1988; MEYBECK, 2005).

Na porção superior da bacia hidrográfica, onde ocorrem rochas metamórficas, com destaque para as formações ferríferas do Quadrilátero Ferrífero, a água subterrânea e mesmo a superficial tendem a ser mais diluídas devido à baixa solubilidade intrínseca das rochas silicosas. As baixas concentrações de material dissolvido determinadas nos poços amostrados no aquífero Cauê, que tem por arcabouço os itabiritos (amostras T1 e T2), e nas amostras T21 e T56, na fazenda Paracatu, município de Mariana, se caracterizam por condutividades inferiores a 10 $\mu S.cm^{-1}$ em T1 e T2 e em torno de 40 $\mu S.cm^{-1}$ nas amostras T21 e T56. Entre as exceções, se destacam as rochas carbonáticas da Formação Gandarela, que não teve pontos de água amostrados neste trabalho, tendo pouca condição de influenciar a condutividade da água do rio Doce como um todo. Rochas calcárias apresentam alta solubilidade devido à sua composição carbonática, porém têm pequena área de ocorrência nas cabeceiras dos formadores do rio Doce afetados pela lama de Fundão.

3.3.4.3.2 *Temperatura*

A temperatura da água subterrânea na região da bacia hidrográfica do rio Doce é diretamente influenciada, sobretudo, pelas condições climáticas, tendo pouca interferência das condicionantes litológicas. Observam-se temperaturas mais elevadas nas porções média e inferior da bacia (CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010). A Figura 248 ilustra os valores de temperatura da água subterrânea e lagoas, medidos na campanha de junho de 2018, e, como referência, as temperaturas levantadas nas campanhas de novembro de 2017 e janeiro de 2018. Nota-se que os maiores valores foram obtidos nas lagoas, corpos d'água controlados pelo nível de base local, alimentados pelo fluxo subterrâneo, porém diretamente expostos à atmosfera.

Figura 248 – Valores de temperatura anotados em campo na campanha de junho de 2018. No mapa menor, são apresentados os valores equivalentes obtidos nas campanhas de verão 2017-2018



3.3.4.3.3 *Condutividade*

A condutividade elétrica é uma variável de mensuração relativamente fácil e de muita utilidade, pois é uma referência direta à concentração total de material dissolvido na água. A distribuição dos seus valores obtidos na água subterrânea na campanha de junho de 2018 é apresentada na Figura 249. A título de comparação, são demonstrados os valores obtidos nas campanhas de verão, em novembro de 2017 e janeiro de 2018.

As condições de intemperismo da bacia levam à formação de solos, que têm na caulinita seu componente argiloso principal, como é o caso do latossolo vermelho e do argissolo vermelho-amarelado, predominantes na bacia hidrográfica do rio Doce (EMBRAPA, 1999). A presença desses tipos de solo indica um intemperismo monossialitizante (TARDY, 1968), ou seja, os componentes mais solúveis das rochas, como Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} e K^{+}, e parte da SiO_2 tendem a ser drenados e se incorporar na água, influindo em sua condutividade iônica.

A condutividade iônica é, também, um indicador de possíveis contaminações significativas da água em determinados pontos de água. Em alguns pontos de Colatina, por exemplo, há que se suspeitar de contaminação por efluentes urbanos.

A Figura 250 apresenta a distribuição dos valores de condutividade obtidos pelo Lactec em águas superficiais na bacia hidrográfica em 2018. Até as proximidades de Governador Valadares, os valores ficaram sempre inferiores a 100 $\mu S.cm^{-1}$ e, daquele trecho para jusante, superaram essa condutividade. Entre os motivos que poderiam levar a essa situação, estão a solubilidade maior das rochas da porção jusante, intemperismo mais agressivo e contaminações.

Figura 249 – Valores de condutividade anotados em campo na campanha de junho de 2018

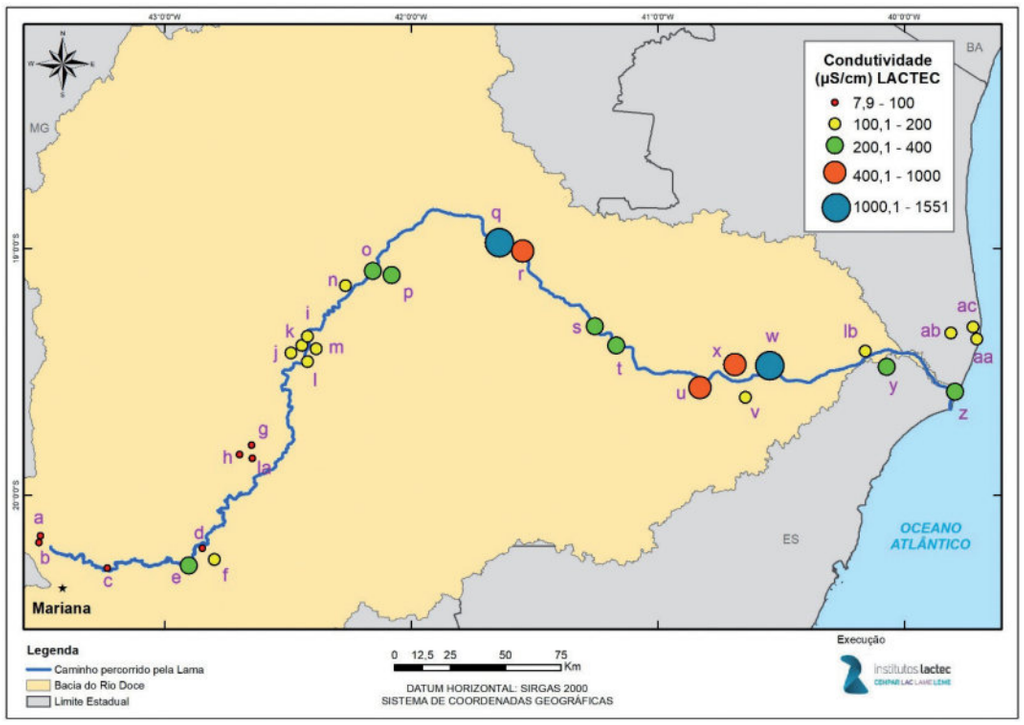
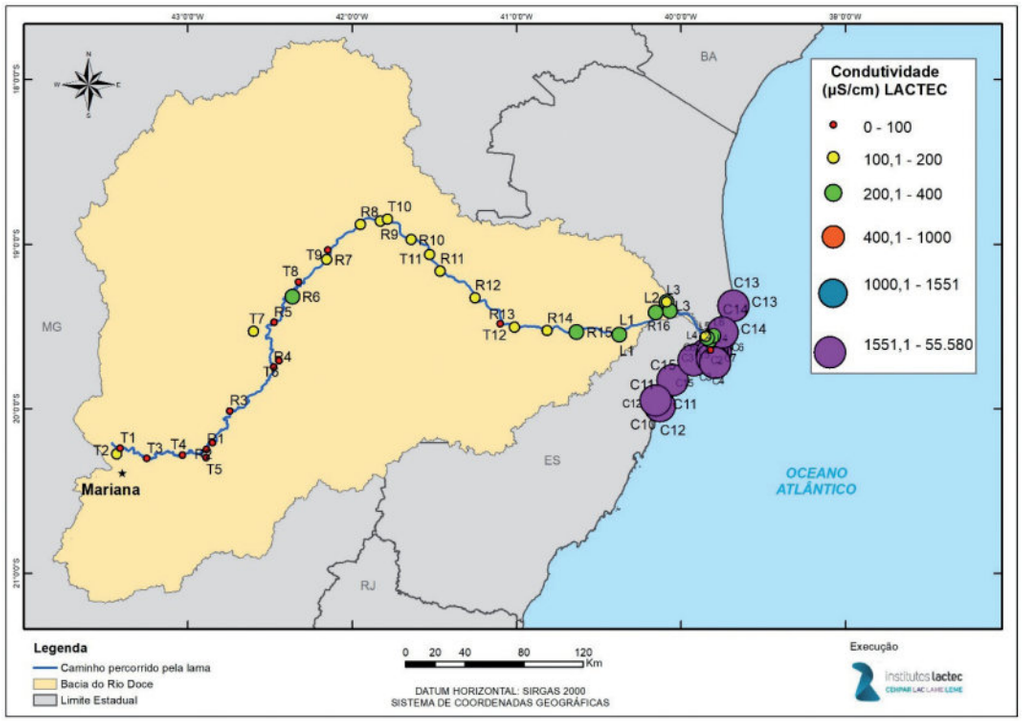


Figura 250 – Valores de condutividade iônica anotados em amostras de água superficial nas campanhas realizadas em 2018 pelo Lactec. As denominações apresentadas correspondem a pontos em tributários do rio Doce (Tn), rio Doce (Rn) e oceano (Cn)



A Figura 251 exemplifica a utilidade da determinação dos valores da condutividade iônica na identificação de valores destacados de determinadas amostras de água. Nela, ficam destacados alguns pontos de água, como é o caso de poços de Colatina, Areal e Tumiritinga. Esses valores diferentes com relação ao Na deverão ser comparados com outros analitos.

A probabilidade de contaminação de água em poço de Colatina fica fortemente sugerida em uma primeira observação da Figura 251, lembrando que uma manifestação de contaminação por esgoto doméstico é a presença de NaCl, sendo a proporção de Na^+: Cl^- de 1:1. Na Figura 251, a amostra T13 se destaca por uma proporção com valor de Cl^- bem maior, sugerindo outra fonte de contaminação.

A situação das duas amostras de água do poço de Areal é oposta, se caracterizando por um relativo excesso de Na em relação ao Cl, como indicado na Figura 252, e com relação à condutividade medida, o que é registrado na Figura 251.

Figura 251 – Relação da condutividade iônica com a concentração de Na em solução nas amostras de água subterrânea na bacia hidrográfica do rio Doce, coletadas entre janeiro de 2017 e dezembro de 2019

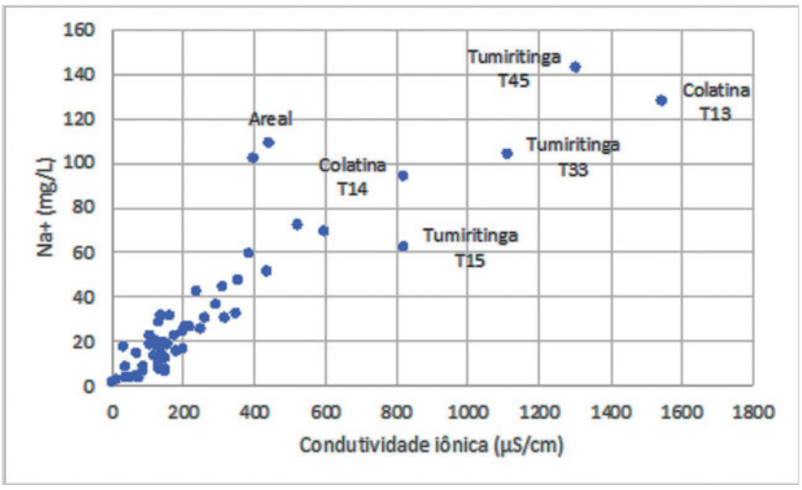
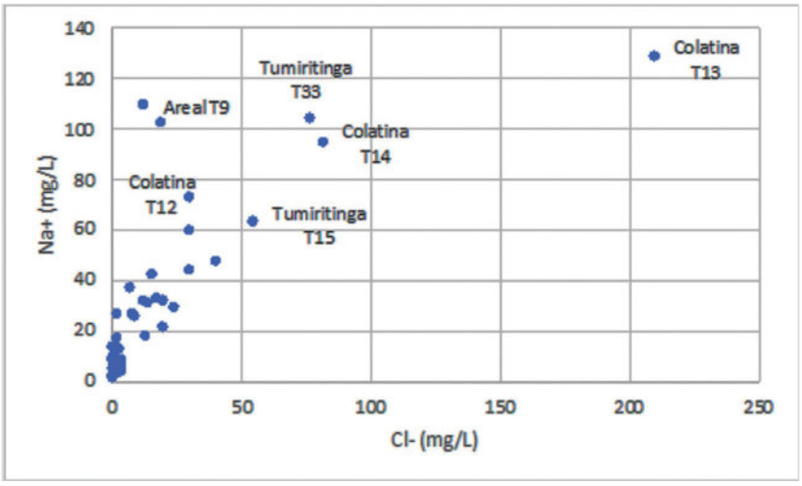
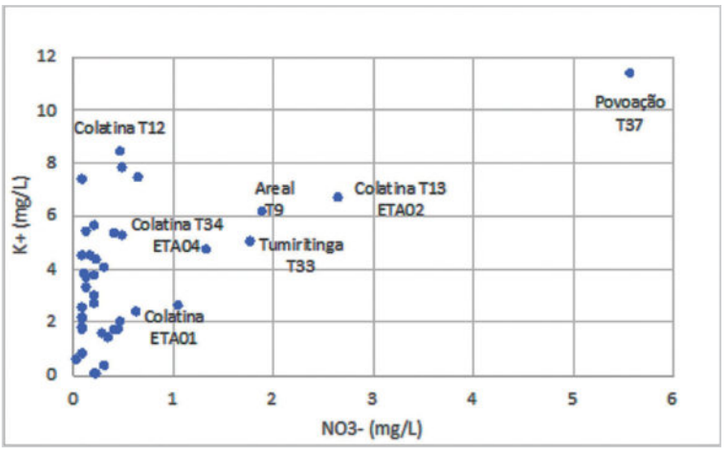


Figura 252 – Relação do Na com o cloreto em amostras de água das campanhas de 2017-2018 em poços da bacia hidrográfica do rio Doce



O diagrama binário do K com o íon nitrato sugere duas tendências: um conjunto de poucos pontos com o nitrato aumentando proporcionalmente ao k e o maior conjunto de pontos sem uma correlação clara entre K e nitrato. Os pontos cuja distribuição no gráfico da Figura 253 sugere uma correlação entre os dois analitos poderiam estar hipoteticamente associados à utilização de adubos do tipo NPK na área de recarga do aquífero.

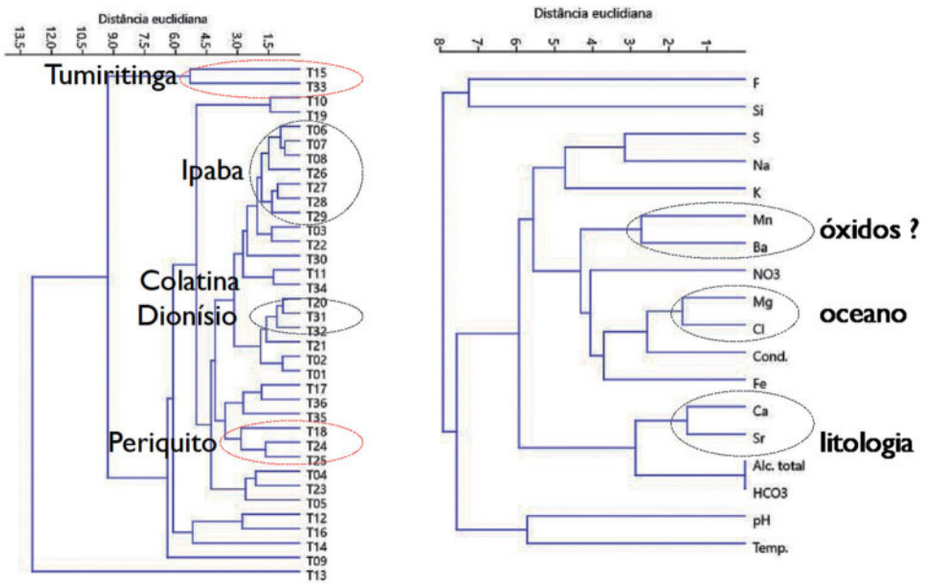
Figura 253 – Relação do K com o nitrato em amostras de água das campanhas de 2017-2018 em poços da bacia hidrográfica do rio Doce



3.3.4.3.4 *Análise de agrupamento*

A análise de agrupamento de dados obtidos em água subterrânea auxilia complementarmente a interpretação da presença de pontos de água com características semelhantes ou de analitos que podem apresentar determinado grau de associação. A Figura 254 exemplifica algumas associações possíveis. Naturalmente, os resultados desse tipo de teste devem ser explicados e corroborados por outras avaliações, que estão sendo desenvolvidas com base no conjunto das análises realizadas.

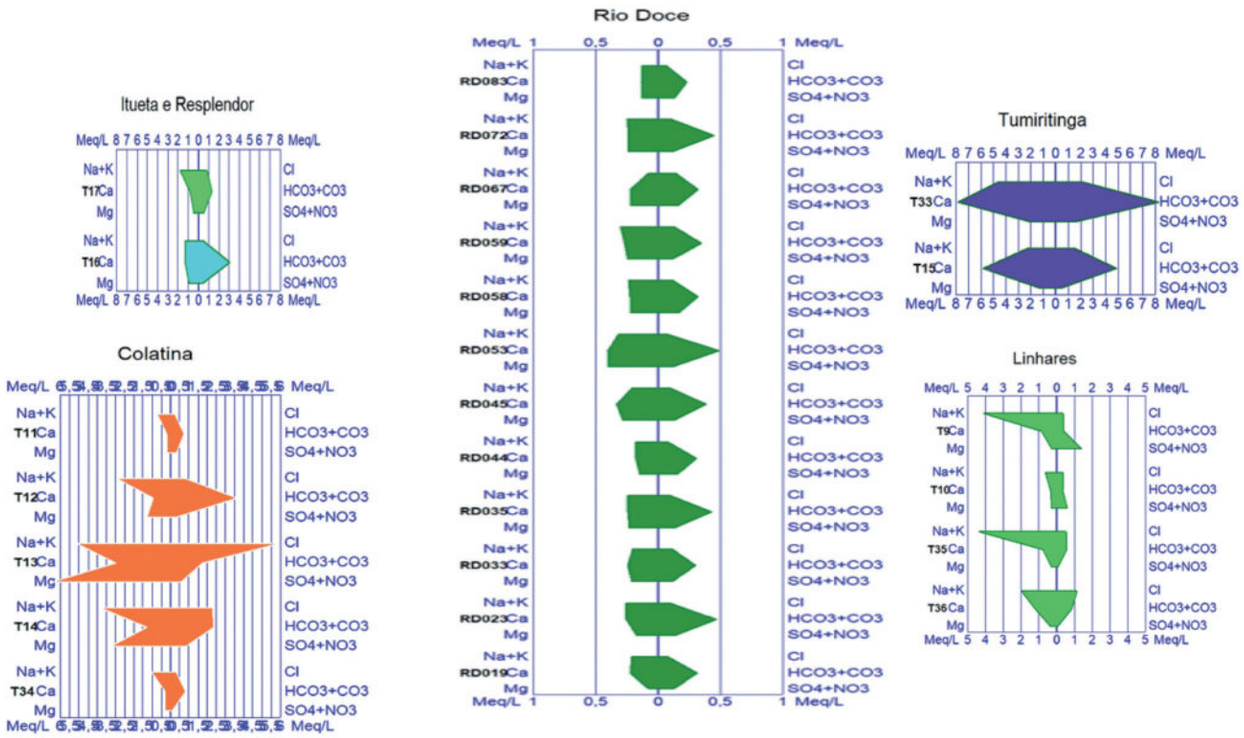
Figura 254 – Análise de agrupamento aplicada em amostras de água subterrânea da bacia hidrográfica do rio Doce



3.3.4.3.4.1 Diagrama de íons principais

A expressão gráfica das amostras de água por meio de diagramas de Stiff e radiais pode auxiliar na visualização do caráter químico e das possíveis associações entre elas. A Figura 255 permite a observação de diferentes tipos de água subterrânea identificados na bacia hidrográfica do rio Doce, bem como sua convergência ou não com a água do rio. A despeito de os diagramas da Figura estarem em escalas diferentes, enfatizam, por exemplo, o caráter diferente de pontos relativamente próximos, como em Colatina. Em Linhares, também é nítida a existência de tipos diferentes de água.

Figura 255 – Diagramas de Stiff elaborados para amostras coletadas em alguns dos pontos de água subterrânea monitorados na bacia hidrográfica do rio Doce e dados obtidos pelo IGAM no rio Doce



A distribuição de tipos diferentes de água é também observada nas Figuras 256 e 257, que, além do caráter hidroquímico das amostras registradas, evidenciam as maiores concentrações ocorrendo na metade à jusante da bacia hidrográfica.

Figura 256 – Tipos de água subterrânea da bacia hidrográfica do rio Doce identificados por meio de diagramas radiais de cátions dominantes em mg/L, nas amostras coletadas na campanha de junho de 2018

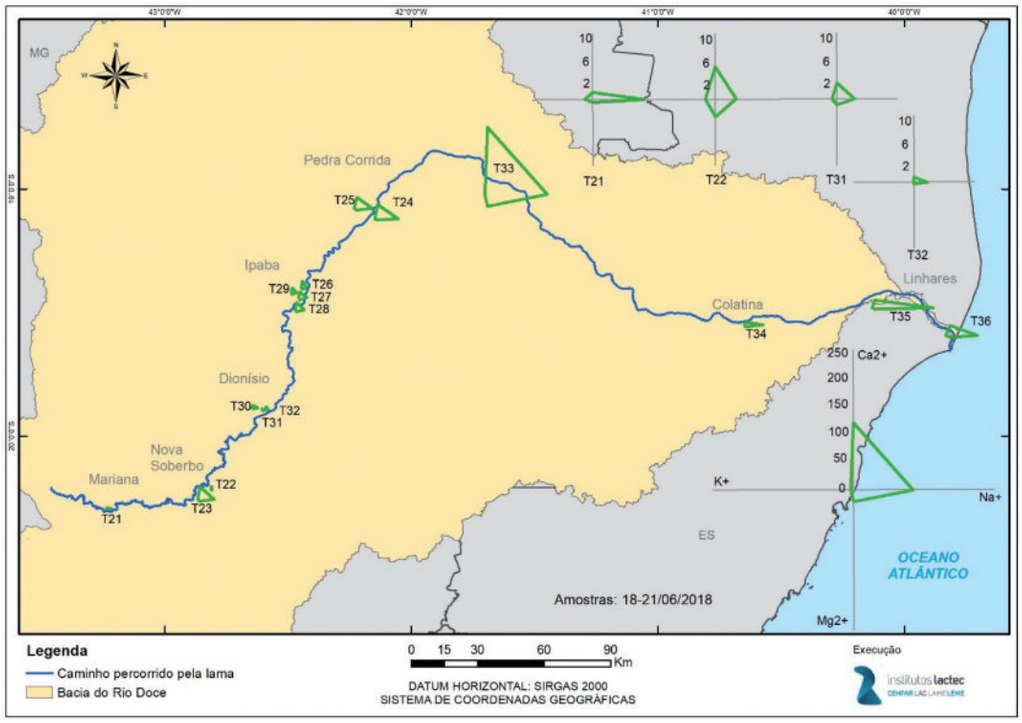
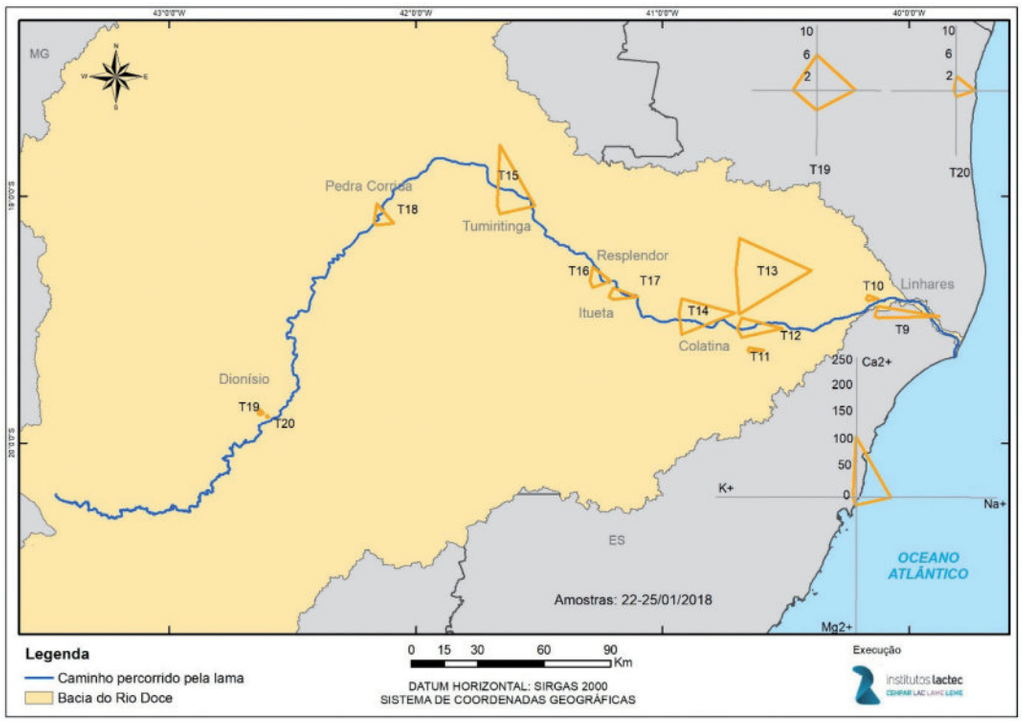


Figura 257 – Tipos de água subterrânea da bacia hidrográfica do rio Doce identificados por meio de diagramas radiais de cátions dominante, em mg/L, nas amostras coletadas na campanha de janeiro de 2018

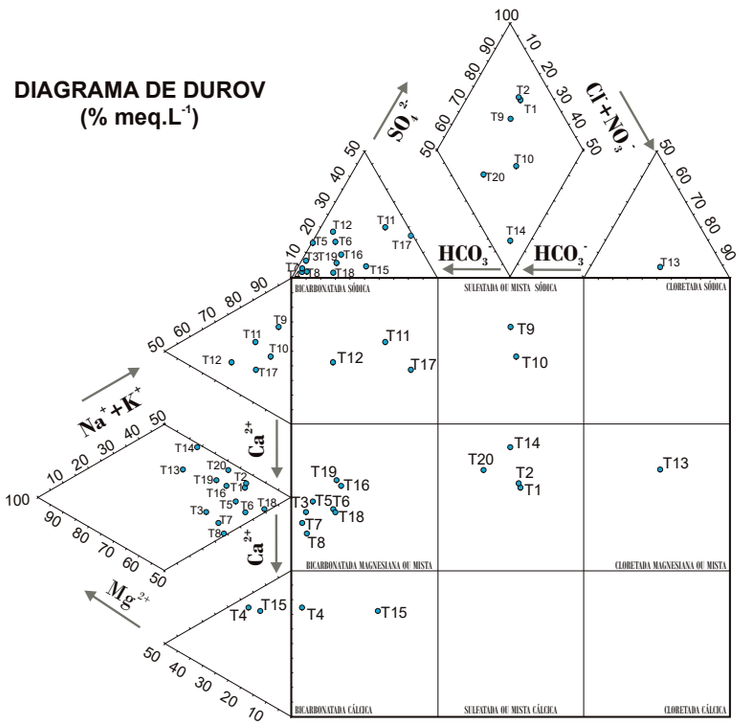


3.3.4.3.4.2 Diagramas triangulares compostos

A composição da água subterrânea na bacia, conforme seus componentes iônicos predominantes, é convenientemente expressa em diagramas triangulares compostos, como os diagramas de Piper, Durov e Durov expandido.

A Figura 258 é um diagrama de Durov expandido, em que ficam bem caracterizados os tipos hidroquímicos correspondentes a cada amostra de água.

Figura 258 – Íons majoritários representados em diagrama de Durov expandido, correspondentes a amostras de água subterrânea coletadas em novembro de 2017 e janeiro de 2018, na bacia hidrográfica do rio Doce



Pontos amostrados em 11/2017
T1 - Poço PPR-07 Mina Alegria Norte, Mariana (MG)
T2 - Poço PTR-05 Mina Alegria Sul, Mariana (MG)
T3 - Poço em N. Soberbo, Sta. C. Do Escalvado (MG)
T4 - Poço 2 em N. Soberbo, Sta. C. Do Escalvado(MG)
T5 - Poço em Periquito sede (MG)
T6 - Poço C-05 COPASA, Ipaba (MG)
T7 - Poço C-07 COPASA, Ipaba (MG)
T8 - Poço C - COPASA, Ipaba (MG)

Pontos amostrados em 01/2018
T9 - Poço em Areal, Linhares (MG)
T10 - Lagoa Nova, Linhares (ES)
T11 - Poço Captação ETA-01SANEAR, Colatina (ES)
T12 - Poço Captação ETA-02SANEAR, Colatina (ES)
T13 - Poço Captação ETA- SANEAR, Colatina (ES)
T14 - Poço Captação ETA-04 SANEAR,Colatina (ES)
T15 - Poço Sra. Marilene, Tumiritinga (MG)
T16 - Poço C-02 COPASA, Resplendor (MG)
T17 - Poço C-01 COPASA, Itueta (MG)
T18 - Poço, COPASA, Pedra Corrida, Periquito (MG)
T19 - Lagoa Baianinho, Dionísio (MG)
T20 - Poço Posto Ponte Alta, Dionísio (MG)

Tabela 67 – Componentes iônicos majoritários, pH e condutividade iônica das amostras de água subterrânea coletadas no âmbito deste trabalho em novembro de 2017 e janeiro de 2008

Amostra	T°C	pH	c25°C	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	HCO_3^{-}	Cl^{-}	SO_4^{2-}	NO_3^{-}
T1 CA	20,3	5,09	7,99	1,05	0,309	1,28	0,23	0,61	0,25	2,5	0,33
T2 - CA	22,3	4,94	8,57	0,91	0,27	1,32	0,0125	0,61	0,25	2,5	0,24
T3 - CA	25	6,22	73,5	6,06	3,22	4,28	1,46	42,55	0,25	2,5	0,31
T4 - CA	25	7,92	206	29,279	5,48	16,6	2,04	123,14	1,78	2,5	0,05
T5 - CA	24,6	6,75	124,1	14,54	4,75	13,1	4,41	67,79	0,25	8,5	0,05
T6-CA	24,6	6,75	138,4	13,01	3,15	10,2	2,43	70,47	1,4	13,9	0,05
T7 - CA	24	6,77	137,2	12,25	4,79	7,59	1,72	80,10	0,84	2,5	0,05
T8 - CA	23,7	6,92	153,3	13,82	4,49	6,84	1,61	81,32	1,35	2,5	0,05
T9 - CA	27,1	6,06	444	17,38	3,71	109	6,12	23,41	12,6	61,1	1,9
T10 - CA	34,2	8,34	138,4	6,55	3,24	17,6	3,58	19,75	13,3	25,6	0,15
T11 - CA	27,9	6,69	256	4,8	2,82	24,9	2,57	43,65	9,12	11,9	1,07
T12 - CA	27,6	7,03	527	18,95	16,2	72,3	8,38	221,90	30,5	11,5	0,48
T13 - CA	27,5	6,43	1551	57,62	78,1	128	6,62	106,56	210	17,6	2,66
T14 - CA	27,9	6,74	823	24,84	39	94,4	4,64	143,87	81,9	36,9	1,34
T15 - CA	26,6	6,94	825	109	14,1	62,4	5,22	297,49	55,2	15,4	0,43
T16 - CA	28,8	7,2	353	25,56	11,8	32,2	5,57	188,98	17,1	17,9	0,22
T17 - CA	28	6,18	314	16,23	5,74	43,9	7,37	81,69	29,9	21,5	0,66
T18 - CA	26,5	7,07	325	34,43	4,38	30,7	4,39	149,96	13,7	2,5	0,18
T19 - CA	31,7	8,64	93,8	5,41	3,3	6,47	3,77	42,43	3,66	2,5	0,13
T20 - CA	26,8	5,62	44,2	2,09	1,12	3,67	0,508	14,14	4,29	11,5	0,05

Na Figura 258, as águas dos 20 pontos de controle se distribuem em seis grupos:

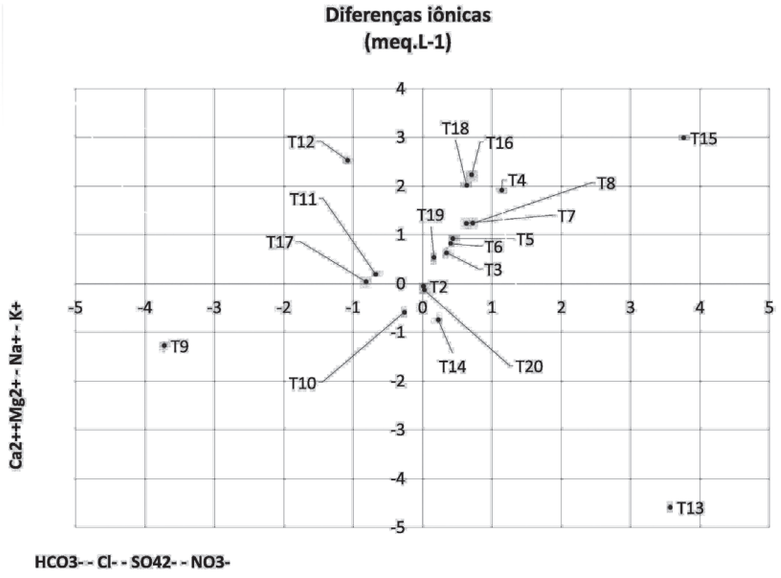
- Bicarbonatada cálcica: T4 e T15.
- Bicarbonatada mista: T3, T6, T7, T8, T16, T18 e T19.
- Sulfatada ou mista sódica: T9 e T10.
- Sulfatada mista: T1 e T2 (a classificação quanto aos ânions deve ser considerada com restrições, pois os valores de sulfato estão abaixo do limite de detecção do analito, sendo o valor arbitrado para os pontos iguais ao LD de 2,5 $mg.L^{-1}$).
- Mista: T14 e T20.
- Cloretada mista: T13.

Outro dispositivo gráfico útil para evidenciar o caráter hidroquímico de águas naturais é o diagrama de Chedah, apresentado na Figura 259. Nele, em um diagrama do tipo XY, as diferenças entre elementos alcalinos e alcalino-terrosos compõem um eixo e o outro é formado pela diferença entre ânions carbônicos, bicarbonato e carbonato e pela soma de sulfato, cloreto e nitrato. Os valores são calculados em $meq.L^{-1}$.

O diagrama da Figura 259 evidencia quatro campos:

- Predomínio de íons de elementos alcalino-terrosos e ânions carbônicos.
- Predomínio de íons de elementos alcalino-terrosos e ânions ácidos.
- Predomínio de íons de elementos alcalinos e ânions carbônicos.
- Predomínio de íons de elementos alcalinos e ânions ácidos.

Figura 259 – Diagrama de diferenças iônicas ou diagrama de Chedah de amostras de água em poços perfurados na bacia hidrográfica do rio Doce



As amostras T1 e T2, coletadas em poços abastecidos pelo aquífero Cauê, são muito diluídas, o que é diretamente indicado por condutividades inferiores a 10 μS.cm^{-1}, reflexo da baixa solubilidade (Tabela 67) dos componentes do arcabouço do aquífero, em que o quartzo e a hematita predominam. Esse aquífero, situado na porção a montante da bacia hidrográfica do rio Doce, descarrega naturalmente sua água na bacia no rio Piracicaba, acessando o rio Doce na região de Ipatinga (MOURÃO, 2007). A baixa concentração de material dissolvido, também observada pela citada autora, reflete o reduzido tempo de residência da água pluvial infiltrada em contato com o arcabouço do aquífero. Esses aspectos são importantes, na medida em que esse corpo d'água está instalado em rocha semelhante àquela que constitui o minério cujo rejeito foi armazenado na barragem de Fundão.

Os poços de Nova Soberbo, em Santa Cruz do Escalvado, apesar de distarem poucas dezenas de metros um do outro, apresentam composições diferentes. A amostra T4 é francamente bicarbonatada cálcica, enquanto a T3 é bicarbonatada mista. As concentrações de nitrato estiveram abaixo do limite de detecção, sugerindo baixa probabilidade de contaminação por efluentes urbanos.

Os pontos de água situados na lagoa Baianinho e no poço tubular próximo, no Posto Ponte Alta, respectivamente T19 e T20, apresentaram ambos água mista, semelhante quanto aos cátions. Quanto aos ânions, a lagoa possui água francamente bicarbonatada, enquanto no poço a água é mista, com concentração maior de sulfato. Na lagoa, diretamente alimentada por água do aquífero freático, processos bioquímicos são atuantes, notadamente por regularem o sistema carbônico H_2CO_3, HCO_3^- e

CO_2. No poço, situado em material não consolidado da encosta de uma elevação de rocha gnáissica que margeia a lagoa, o fluxo se dá em direção a ela e tem seus controles químicos nos processos intempéricos e pedogenéticos.

As amostras T6, T7 e T8, coletadas em poços situados na planície aluvial do rio Doce, em Ipaba, todas apresentam água de caráter bicarbonatado misto. Cabe ressaltar a proximidade dos poços com o curso do rio Doce. Os poços perfuram cerca de 20 m de sedimentos aluviais, sendo revestidos nesse segmento, e atingem 150 m de profundidade, perfurados em orto e paragnaisses com corpos ricos em biotita.

Os poços amostrados em Periquito (T5) e em Pedra Corrida (T18) são semelhantes aos poços de Ipaba em seu caráter bicarbonatado misto.

A amostra T15 foi coletada no poço da Sra. Marilene, em Tumiritinga, afastado cerca de 500 m do rio Doce, atingindo 40 m de profundidade em rocha cristalina, após perfurar uma espessura de 9 m de material não consolidado. A água apresenta caráter bicarbonatado cálcico.

Em Resplendor, foi coletada a amostra T16, também se agrupando àquelas de caráter bicarbonatado misto, obtida de um poço às margens do rio Doce, que atravessa uma camada não consolidada de material predominantemente argiloso, antes de adentrar rocha de composição granítica.

A amostra T17 produzida pelo poço de Itueta é bicarbonatada sódica, proveniente de fraturas de rocha cristalina, semelhante à que ocorre em Resplendor.

Em Colatina, foram amostrados quatro poços próximos ao rio Doce, agrupados em três categorias de caráter hidroquímico. O poço mais a montante, na margem esquerda do rio (amostra T14), tem água de caráter misto, tanto quanto aos ânions como quanto aos cátions, e condutividade bastante elevada, de 1.551 $\mu S.cm^{-1}$. As amostras T12 e T13 foram coletadas em poços próximos, na margem esquerda do rio, em sua planície de inundação; todavia, possuem caráter hidroquímico bem diferente: enquanto a água de T12 é bicarbonatada sódica, em T13 é cloretada mista. A origem das duas águas é nitidamente diferente; inclusive, a condutividade de T13 é relativamente elevada (527 $\mu S.cm^{-1}$) frente à condutividade de T12 (256 $\mu S.cm^{-1}$). A água de T11 foi coletada em poço na margem direita do rio e apresenta caráter bicarbonatado sódico e condutividade de 138,4 $\mu S.cm^{-1}$.

Em Linhares, na primeira campanha, foi amostrado um poço na localidade de Areal, que tem como aquífero o pacote de sedimentos holocênicos. A amostra T9 do poço, assim como uma amostra coletada na Lagoa Nova, apresentou caráter sulfatado e misto sódico. A amostra T9 apresentou condutividade de 444 $\mu S.cm^{-1}$ e a da lagoa (T10), de 138 $\mu S.cm^{-1}$. A lagoa tem, principalmente, sua composição aniônica controlada por processos biogeoquímicos. Nesse sentido, deve-se observar que ambas as lagoas amostradas (T10 e T19) apresentaram pH alcalino, de 8,64 e 8,34, respectivamente. A diferença de condutividade entre elas pode ser explicada pela solubilidade dos minerais constituintes dos solos e pelo arcabouço dos respectivos aquíferos que as alimentam – uma é alimentada por aquíferos cristalinos fissurados, ricos em aluminossilicatos solúveis, enquanto, na outra, os aquíferos são porosos e compostos majoritariamente por quartzo.

O diagrama de Piper da Figura 260 apresenta em conjunto de dados da composição, em termos de macroconstituintes em solução da água subterrânea obtida neste trabalho, bem como de água superficial do rio Doce e corpos d'água superficial relacionados. No triângulo dos cátions, se observa que as amostras de água do rio Doce e afluentes se situam em uma zona de relação Ca^{2+}/Mg^{2+} próxima à unidade, ou seja, na linha que divide o triângulo em duas partes iguais por uma reta partindo do polo sódico.

Observa-se claramente na Figura 260 a composição diferente dos tributários a montante, que formam um polígono (PRIC) isolado do conjunto dos outros tributários. Essas feições estão sendo analisadas, pois são fundamentais para a verificação das convergências que estão sendo buscadas entre água superficial e água subterrânea.

Notável é a localização da maioria das amostras e poços apresentando uma relação Ca^{2+}/Mg^{2+} na água inferior ao que se determina na água superficial. Apenas as amostras de poços de Colatina possuem uma relação mais magnesiana. Há que se avaliar melhor a origem das contribuições mais magnesianas que estão acessando o rio Doce. Certamente, a água do rio não está contribuindo para aquela que é extraída dos poços com composição cálcica (Figura 260).

A Figura 261 auxilia na interpretação das características observadas na água do rio Doce. Percebe-se que tributários da porção superior da bacia hidrográfica, como Gualaxo do Norte, Natividade e Timbopeba, apresentaram uma relação Mg^{2+}/Ca^{2+} mais elevada do que aquela anotada na maioria dos poços monitorados no escopo deste trabalho.

Figura 260 – Diagrama de Piper representando a composição química de amostras de água subterrânea e água superficial na bacia hidrográfica do rio Doce

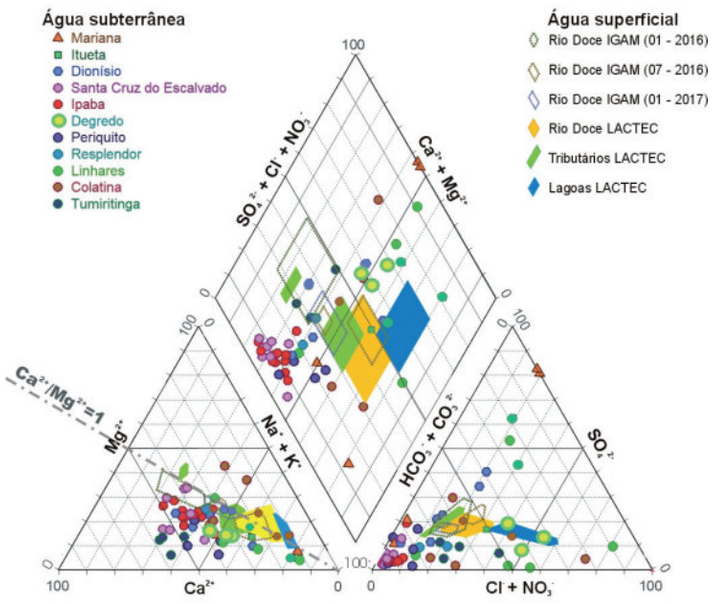
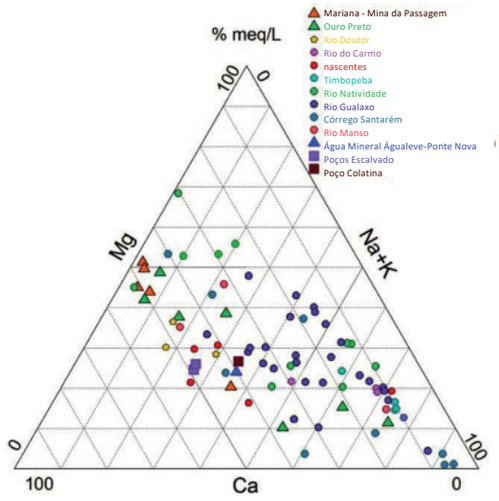


Figura 261 – Distribuição de amostras de água superficial coletadas em rios da porção mineira da bacia hidrográfica do rio Doce, em três poços tubulares e uma água mineral (COSTA, 2001; CPRM, 2017)



3.3.4.3.4.3 Ferro e manganês

O Fe e o Mn foram os únicos elementos analisados encontrados superando os limites preconizados pela Resolução CONAMA nº 396/2008, norma vigente no Brasil para água subterrânea, a saber: respectivamente, 0,3 mg.L^{-1} e 0,1 mg.L^{-1}. O Fe superou o limite para água de consumo humano em 52% das amostras e o Mn, em 59% das 56 amostras analisadas. A presença desses analitos específicos nas normas para água de consumo humano se deve às propriedades organolépticas conferidas às águas por eles.

Tanto o Fe quanto o Mn, elementos comuns em rochas da região, são encontrados na superfície da Terra sob a forma de espécies químicas de valências diferentes. Esse tema tem sido vastamente estudado, sendo clássico o trabalho *Solutions minerals and equilibria* (GARRELS; CHRIST, 1965), que aborda de forma elucidativa os princípios da química e da termodinâmica das soluções sob a óptica dos equilíbrios dos minerais em ambientes sedimentares. As espécies mais oxidadas, como o Fe^{3+} e o Mn^{4+}, formam óxidos e hidróxidos de baixa solubilidade em ambientes aerados. A hematita e a goethita são exemplos de minerais oxidados de Fe que ocorrem tanto nos solos da região quanto no próprio minério que gerou o rejeito. Em ambientes saturados de água sem contato direto com a atmosfera, o nível de oxidação tende a baixar, levando o Fe a ser reduzido, passando a Fe^{2+}, espécie que se incorpora à água com facilidade. Fenômeno semelhante ocorre com o Mn, que assume a forma de Mn^{2+}, a mais comum dissolvida na água. Os ambientes hídricos mais ácidos favorecem as formas de cátions metálicos bivalentes. A presença de matéria orgânica na água potencializa tanto a redução quanto a acidificação do meio e a consequente mobilização do Fe e Mn. Em outras palavras, a acidez e o potencial de oxidação do meio regulam a presença desses elementos tanto na água subterrânea quanto superficial na bacia hidrográfica do rio Doce e sua consideração é fundamental para identificar a origem local das concentrações observadas.

A distribuição do Fe e do Mn em poços da bacia hidrográfica do rio Doce pode ser observada nas Figuras 262 e 263. Nota-se que a maior parte das concentrações mais elevadas foi encontrada em poços situados nas porções à jusante da bacia hidrográfica. Isso muito possivelmente tem a ver com a maior presença de áreas com condições hidromórficas na superfície, o que também deve ter reflexo nos solos, aspectos que serão verificados frente aos resultados obtidos no estudo de outros temas, como águas superficiais e solos.

A estabilidade dos compostos ferruginosos e manganesíferos é fator de controle também da presença de outros EPTs com valência variável na água, afins a compostos de Fe e Mn, como é o caso do As.

Uma avaliação mais objetiva da presença desses elementos na água subterrânea será efetuada, na medida em que ambientes geoquímicos de áreas de recarga dos aquíferos sejam conhecidos e localizados, incluindo as áreas onde o rejeito foi depositado.

Figura 262 – Distribuição do Fe em solução (mg.L^{-1}) em pontos de água subterrânea na bacia hidrográfica do rio Doce

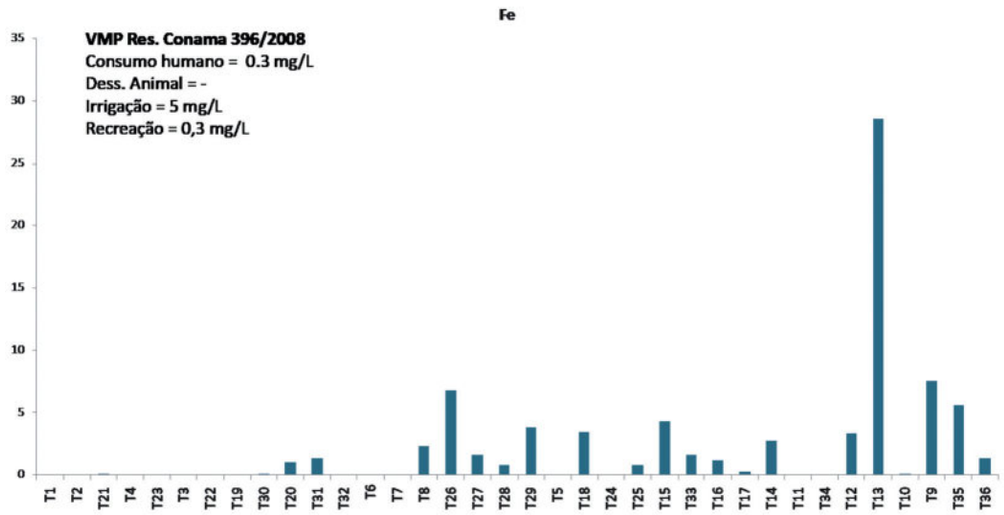
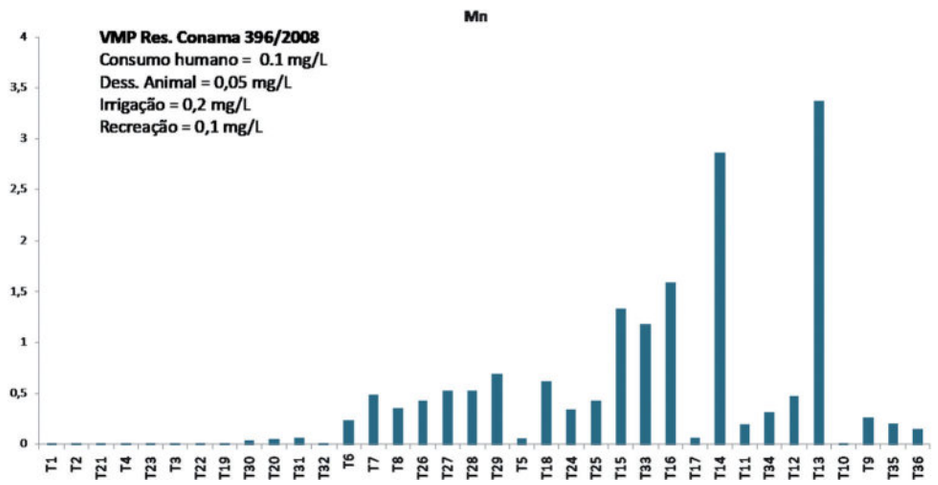


Figura 263 – Distribuição da concentração de Mn (mg.L^{-1}) em solução em pontos de água subterrânea da bacia hidrográfica do rio Doce, distribuídos de montante a jusante



3.3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Quando do desenvolvimento do trabalho de estabelecimento da linha-base dos conhecimentos sobre as características da água subterrânea na bacia hidrográfica do rio Doce, foi constatada a precariedade das informações disponíveis. Concluiu-se pela necessidade de suprir a carência de dados hidrogeoquímicos com um programa para cobrir, com amostragens e análises de água, poços em operação e toda a área lindeira ao curso dos rios da bacia, que conduziram os rejeitos para o oceano. Essa foi a maior atividade relativa à hidrogeologia, coberta por este relatório. Sem esse programa de aquisição de dados de qualidade de água, seria muito difícil inferir a influência do fluxo de rejeitos na água subterrânea utilizada pela população.

O programa de aquisição de dados primários da qualidade da água subterrânea na bacia hidrográfica do rio Doce está em pleno andamento, porém já se está de posse de muitas informações sistemáticas, até bem pouco tempo inexistentes.

Foi verificado que vários poços de captação de água subterrânea estão implantados muito próximo ao curso do rio Doce, tendo importantes núcleos urbanos em sua área de recarga, sendo, assim, vulneráveis a processos de contaminação. Nesse sentido, foi verificado também que vários poços foram construídos sem as devidas precauções de proteção sanitária e cuidados com a ocupação e uso das cercanias da captação.

Predominam águas bicarbonatada mista e bicarbonatada cálcica nas porções a montante da bacia, enquanto, na metade à jusante, as águas tendem para um caráter mais sódico. Essa feição é perceptível na Figura 257.

A água da maioria dos poços possui uma relação Ca/Mg superior à unidade, enquanto foi observado que, na água superficial do rio Doce, os valores molares (moles/L) se situam próximos à unidade. Esse aspecto é importante, pois o grau de convergência das características hidroquímicas entre a água subterrânea e a superficial do rio Doce é um indicador da influência de uma sobre a outra. Enquanto em alguns poços se pode descartar de antemão a influência da água do rio Doce, em outros não se pode afastar essa possibilidade.

A despeito de a água superficial ser mais suscetível a variações sazonais em sua composição, a água subterrânea também pode sofrer essa influência, notadamente em aquíferos livres, como é o caso da maioria dos poços da bacia hidrográfica do rio Doce.

Sempre há que se considerar que o objetivo deste trabalho transcende a verificação da influência dos rejeitos na água subterrânea, pois, em última instância, o que se objetiva é a qualidade de vida da população que depende daquele manancial. Dessa forma, o trabalho em execução certamente tem potencial para influenciar o planejamento de ações visando à melhora das condições da água subterrânea disponibilizada para o consumo humano.

3.3.6 ATIVIDADES DE CONTINUIDADE

A despeito do importante volume de informações primárias sobre a água subterrânea da bacia hidrográfica do rio Doce levantadas até o momento, há ainda muito o que fazer. O desenvolvimento em paralelo dos trabalhos da equipe de Saneamento, que está obtendo dados recentes relativos a

poços rasos de abastecimento de pequenas comunidades ribeirinhas, fornecerá subsídios importantes para a complementação dos trabalhos relativos à água subterrânea na faixa marginal ao curso percorrido pela lama de Fundão.

Os trabalhos de interpretação dos dados obtidos terão sequência, incluindo avaliações quantitativas da convergência das informações sobre a qualidade da água subterrânea com a água superficial.

A integração de informações sobre os grandes tipos de solo da bacia e sua composição litológica gerará conhecimento para melhorar o entendimento da relação água-rocha, fundamental para a compreensão dos mecanismos naturais que regulam os processos hidrogeoquímicos atuantes na bacia hidrográfica do rio Doce. Esse conhecimento é importante para que se conheça melhor quais são as características de uma água que poderia ser tida como natural ou normal, de modo a constituir referência para identificar eventuais desvios por contaminações e outros processos desencadeados pela ocupação humana na bacia. Nesse contexto, os efeitos do rompimento da barragem de Fundão sobre a água da bacia hidrográfica do rio Doce poderão ser melhor avaliados.

3.4 SANEAMENTO

3.4.1 INTRODUÇÃO

O acesso à água potável é essencial para a saúde, um direito humano básico e faz parte de uma política eficaz de proteção à saúde (WHO, 2011). Conforme apresentado no Relatório de Linha-Base, o Sistema de Abastecimento de Água (SAA) é um conjunto de componentes que busca produzir e distribuir água a uma comunidade, em quantidade e qualidade compatíveis com as necessidades da população, para fins de consumo doméstico, serviços públicos e outros usos. O SAA é composto tipicamente pelos seguintes processos: captação, adução, Estação de Tratamento de Água (ETA), reservação, rede de distribuição, estações elevatórias e ligações domiciliares (TSUTIYA, 2006).

O rompimento da barragem de Fundão, em 5 de novembro de 2015, no município de Mariana/MG, resultou na mudança na qualidade da água dos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce. Com isso, os sistemas de abastecimento urbano de água que dependiam desses rios como fonte principal de água bruta foram paralisados, pois as tecnologias presentes nas estações de tratamento não eram capazes de produzir água potável proveniente dos rios contaminados (ANA, 2016). Entre os parâmetros da qualidade da água que sofreram as maiores alterações, conforme relatório do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), podem-se citar a turbidez e as concentrações de Fe, Mn e Al. As sete estações do IGAM mais próximas da barragem de Fundão (uma estação no rio Gualaxo do Norte, uma estação no rio do Carmo e cinco estações no rio Doce), entre os dias 7 e 8 de novembro de 2015, apresentaram resultados de turbidez na ordem de centenas de milhares, muito acima do valor de 100 NTU preconizado pela Resolução CONAMA nº 357/2015 para um corpo hídrico da Classe 2, com destaque para o valor de 435.400 NTU na estação IGAM/RD072, no município de Rio Doce/MG. Em relação aos metais, salienta-se o aumento na concentração de Mn (concentração máxima de 0,1 mg/L para rios Classe 2, conforme a referida norma), com valores máximos de 936 mg/L, 857 mg/L e 351 mg/L encontrados após o rompimento nas estações do IGAM nos municípios de Marliéria, Belo Oriente e Ipatinga, respectivamente (IGAM, 2017).

A qualidade da água potável distribuída no Brasil é controlada pela Portaria nº 2.914/2014, consolidada pela Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, ambas do Ministério da Saúde. Elas dispõem sobre o padrão de potabilidade e os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano. No que tange ao padrão de potabilidade da água para consumo humano descrito no Capítulo V da Portaria nº 2.914/2014, ele é composto, simplificadamente, pelo padrão químico e microbiológico, padrão de turbidez para água distribuída e padrão referente ao controle do processo de desinfecção, os quais estão disponíveis no Apêndice L. Com o objetivo de atender aos padrões de potabilidade da legislação, garantindo que os parâmetros físico-químicos e biológicos estarão adequados para o acesso à água potável e à proteção da saúde, é essencial que o sistema de tratamento da água esteja funcionando perfeitamente, além de a qualidade da água de captação ser apropriada. No caso do rompimento da barragem de Fundão, sabe-se que a passagem da lama pelo rio Doce alterou alguns parâmetros da qualidade da água do rio, como turbidez e concentrações de Fe, Mn e Al. Como a alteração desses parâmetros da água bruta afetou o tratamento de água dos municípios, por quanto tempo as comunidades tiveram sua segurança hídrica ameaçada e como

as ações emergenciais com relação ao abastecimento foram efetivas são algumas das questões a ser identificadas no diagnóstico de abastecimento urbano de água.

O Termo de Transição de Ajustamento de Conduta (TTAC) estabeleceu o Programa de Melhoria dos Sistemas de Abastecimento de Água (PMSAA), com o objetivo de promover a melhoria nas ETAs para que estejam aptas a promover água potável para a população e proporcionar segurança hídrica para os locais que foram impactadas pelo desastre (IBAMA, 2016). Os municípios nos quais a operação dos sistemas de abastecimento ficou inviabilizada devido ao desastre, conforme o PMSAA presente no TTAC, podem ser visualizados na Tabela 68.

Tabela 68 – Municípios e distritos contemplados pelo PMSAA e suas respectivas vazões nominais e vazões-meta (IBAMA, 2016)[1]

Município	Localidade	Vazão nominal (L/s)	Redução (%)	Vazão-meta (L/s)
Aimorés	Santo Antônio do Rio Doce	6	30	1,8
Alpercata	Sede	23,72	30	7,1
Barra Longa	Barreto	4	30	1,2
	Gesteira	4	30	1,2
Mariana	Camargos	4	30	1,2
	Paracatu de Baixo	4	30	1,2
	Pedras	4	30	1,2
Galileia	Sede	23,63	30	7,1
Itueta	Sede	17,16	30	5,1
Resplendor	Sede	60	30	18,0
Governador Valadares	Sede	1343	67	900
	São Vitor	6	30	1,8
Tumiritinga	Sede	19	30	5,7
	São Tomé do Rio Doce	5	30	1,5
Santana do Paraíso	Ipaba do Paraíso	4	30	1,2
Belo Oriente	Perpétuo Socorro (Cachoeira Escura)	40	30	12,0
Fernandes	Senhora da Penha	4	30	1,2
Periquito	Pedra Corrida	11	30	3,3
Colatina	Sede	384	50	192,0
Linhares	Sede	400	50	200,0
	Regência	20	30	6,0
Marilândia	Bonisegna	4	30	1,2
Baixo Guandu	Sede	140	30	42,0
	Mascarenhas	6	30	1,8

Nota: [1] Vazão nominal compreende-se como a vazão nos sistemas anterior ao desastre e a vazão-meta, como a vazão após a finalização do PMSAA.

Dessa maneira, o PMSAA proposto pretende a construção de sistemas alternativos de captação de água para a redução da dependência de água bruta do rio Doce em 30% para as cidades com menos de 100.000 habitantes e 50% para as demais (exceto o município de Governador Valadares).

Além disso, prevê melhorias nas ETAs presentes nos municípios contemplados pelo programa para que sejam capazes de entregar água potável para as suas populações, conforme disposto na portaria de potabilidade do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011).

Dentro desse contexto, este estudo possui o objetivo de caracterizar as condições do sistema de abastecimento público de água nos municípios considerados na Cláusula 171 do TTAC após o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana/MG. Além disso, serão diagnosticados e mensurados os danos causados nos sistemas de abastecimento público e, posteriormente, realizada a valoração econômica em relação a esse tema.

3.4.2 METODOLOGIA

3.4.2.1 Área de estudo

Em função do desastre, as localidades afetadas apresentadas na Tabela 68 foram selecionadas de acordo com estudos feitos pela ANA, que, mediante seu Atlas de Abastecimento Urbano de 2010, inventariou os municípios que tinham captação ativa no rio Doce durante o rompimento da barragem de Fundão (IBAMA, 2016). Dessa forma, a área de estudo (Figura 264) contempla os municípios que foram objeto deste estudo e fazem parte do TTAC.

No período de 25 a 29 de novembro de 2018, foi realizada a primeira visita de campo às ETAs, mananciais e pontos de captação de água superficial e subterrânea dos municípios de Belo Oriente, Periquito, Alpercata, Galileia, Santana do Paraíso e Fernandes Tourinho no estado de Minas Gerais (Figura 265). Foram reunidas informações técnicas sobre a estrutura de cada ETA previamente ao desastre, o funcionamento das ETAs após o desastre e as tecnologias em funcionamento atualmente nelas. Os dados coletados em campo sobre a infraestrutura das ETAs e poços e o abastecimento à população foram comparados aos obtidos pelo órgão ambiental e a alguns relatórios das operadoras atuantes em cada município, como, por exemplo, os Planos de Saneamento Básico.

De forma complementar, durante as visitas foram verificadas as ações emergenciais para manutenção da segurança hídrica e obras realizadas pela Fundação Renova, com relação ao tempo de ação e atendimento às necessidades das comunidades.

Figura 264 – Municípios abrangidos no diagnóstico ambiental dos danos ao abastecimento público de água causados pelo rompimento da barragem de Fundão e considerados na Cláusula 171 do TTAC

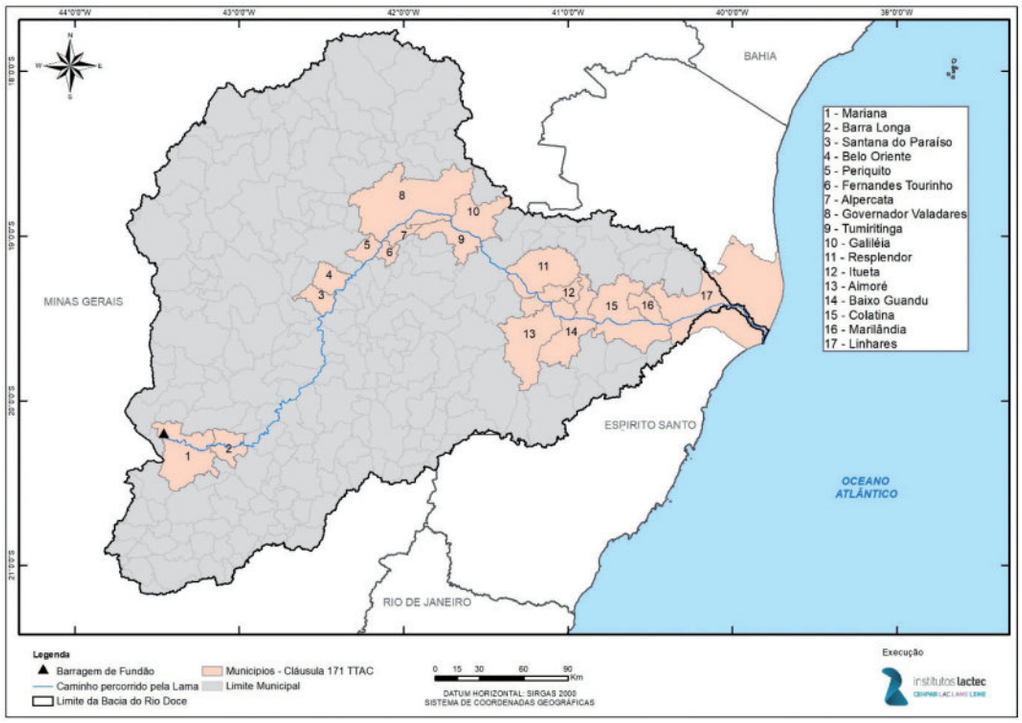
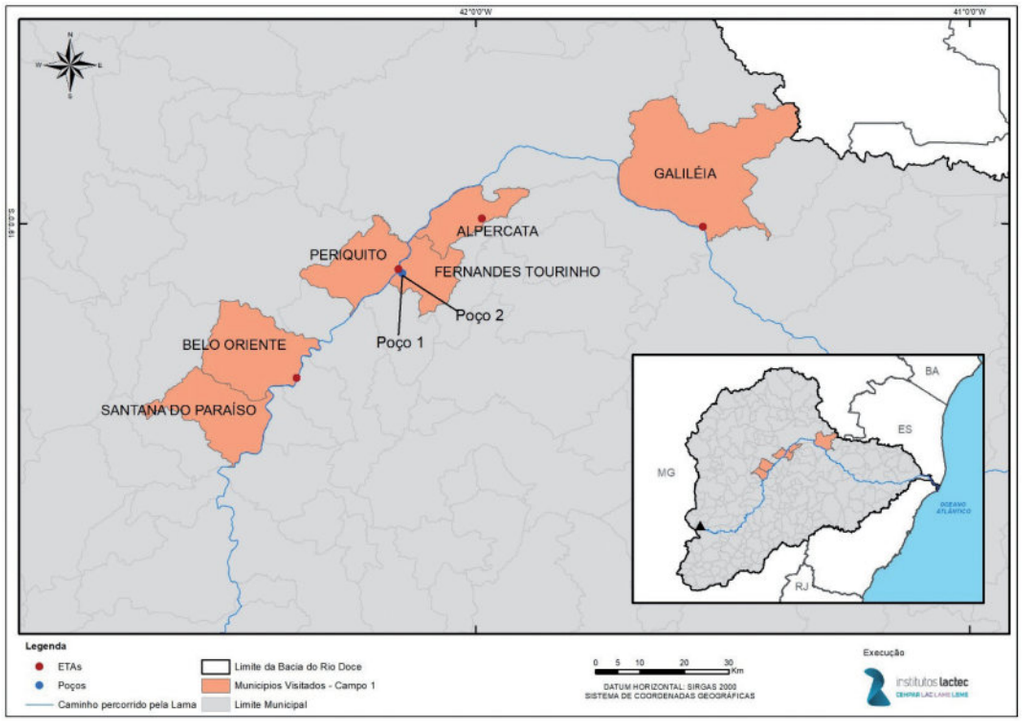


Figura 265 – Municípios e seus respectivos SAAs visitados no primeiro campo em Minas Gerais, no período de 25 a 29 de janeiro de 2018



3.4.2.2 Levantamento de danos

Para o levantamento de dados primários sobre os danos ao abastecimento público de água, os métodos empregados consistiram em visitas técnicas às ETAs, pontos de captação, mananciais e poços, que são fontes alternativas de água, dos municípios cuja operação do sistema de abastecimento público ficou inviabilizada temporariamente em decorrência do desastre. Além disso, foram realizadas entrevistas com os gestores e responsáveis técnicos das ETAs e todo o SAA. Na Tabela 69, são apresentadas as localidades em estudo e as respectivas operadoras dos SAA.

Tabela 69 – Localidades da área de estudo e respectivas operadoras dos SAAs.

UF	Município	Localidade	Operadora do SAA	Captação principal
MG	Aimorés	Santo Antônio do Rio Doce	SAAE	Superficial
MG	Alpercata	Sede	Copasa	Superficial
MG	Barra Longa	Barreto	Copasa	Poço
		Gesteira	Copasa	Poço
MG	Mariana	Camargos	SAAE	Poço
		Paracatu de Baixo	SAAE	Poço
		Pedras	SAAE	Poço
MG	Galileia	Sede	SAAE	Superficial
MG	Itueta	Sede	Copasa	Superficial
MG	Resplendor	Sede	Copasa	Superficial
MG	Governador Valadares	Sede	SAAE	Superficial
		São Vitor	SAAE	Superficial
MG	Tumiritinga	Sede	Copasa	Superficial
MG	Santana do Paraíso	Ipaba do Paraíso	Prefeitura	Poço
MG	Belo Oriente	Perpétuo Socorro (Cachoeira Escura)	Copasa	Superficial
MG	Fernandes Tourinho	Senhora da Penha	Prefeitura	Poço
MG	Periquito	Pedra Corrida	Copasa	Superficial
ES	Colatina	Sede	Sanear	Superficial
ES	Linhares	Sede	SAAE	Superficial
		Regência	SAAE	Poço
ES	Marilândia	Bonisegna	SAAE	Poço
ES	Baixo Guandu	Sede	SAAE	Superficial
		Mascarenhas	SAAE	Superficial

3.4.3 RESULTADOS

3.4.3.1 Alpercata – sede

No município de Alpercata, a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa) gerencia o SAA (COPASA, 2017). Dados do Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento (SNIS, 2016) apresentam que a população total atendida com abastecimento de água corresponde a 4.648 habitantes. Segundo informações obtidas na entrevista com gestor local da ETA de Alpercata, para esse município, o abastecimento atende em torno de 10.000 pessoas, considerando a sede municipal e o distrito de Pedra Nova.

O sistema de abastecimento local é convencional, composto por captação, adução, recalque, tratamento, reservação e distribuição. A captação superficial de água é realizada do rio Doce no ponto de coordenadas 18°55’38,60” S e 41°59’46,89” O, o qual pode ser observado na Figura 266. A captação é feita por uma bomba submersa, com vazão de 17 L/s.

Atualmente, o sistema de adução opera durante 21h por dia e conta com três estações de recalque, ocorrendo a adução por duto fechado MPVC até a primeira estação de recalque, em seguida percorrendo em torno de 7 km até a estação de tratamento sede, através de tubos de Fe fundido.

Figura 266 – Ponto de captação de água bruta no rio Doce da ETA de Alpercata



A ETA de Alpercata se localiza nas coordenadas 18°59’24,64” S e 41°59’16,27” O. Seu sistema é do tipo convencional e conta com as etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção. A infraestrutura de algumas dessas etapas é apresentada na Figura 267.

Na etapa de coagulação, é usado o produto sulfato de Al dosado nas calhas Parshall e a correção de pH para o coagulante é feita com hidróxido de Na. São utilizados quatro floculadores de fluxo ascendente e um decantador laminar convencional. A filtração é realizada por quatro filtros de fluxo descendente com multicamadas de cascalho, areia e antracito. Por fim, a desinfecção ocorre com hipoclorito de Ca em solução 10% e a fluoretação por ácido fluorossilícico.

Os parâmetros de qualidade da água tratada listados no Anexo XII da Portaria nº 2.914/2011 são avaliados a cada duas horas na ETA sede de Alpercata e os demais parâmetros, mencionados na mesma portaria, são medidos semestralmente, conforme recomendação da mesma norma. A avaliação das análises da água tratada realizadas pela Copasa será apresentada no relatório final de diagnóstico de danos ao abastecimento público urbano.

Figura 267 – Instalações da ETA de Alpercata: (1) visão externa da ETA; (2) floculadores; (3) decantador; (4) filtro ascendente



Após o rompimento da barragem de Fundão, a ETA ficou aproximadamente dez dias sem operar, devido a um assoreamento na bomba de captação de água no rio e como uma forma de precaução da companhia de saneamento ao sistema de tratamento, à entrega de água potável à população e por ser um período de testes da companhia na tratabilidade da água, visto as elevadas concentrações de lama no rio Doce. Após esse período, obteve-se a informação do gestor da ETA de que foi possível retomar a coleta do rio Doce. Após o desastre, foram fornecidas à ETA bombas dosadoras de coagulante e hidróxido de Na pela Fundação Renova, as quais não existiam anteriormente. Essa foi uma das ações da fundação em busca de melhorar as condições estruturais da ETA após o desastre. Em conjunto, para cumprimento do TTAC, houve a perfuração de dois poços pela Renova para redução da dependência de captação de água do rio Doce.

3.4.3.2 Belo Oriente – distrito de Perpétuo Socorro (Cachoeira Escura)

O distrito de Perpétuo Socorro, pertencente ao município de Belo Oriente/MG, possui uma população de 8.823 habitantes, sendo 8.722 residentes na zona urbana e 101 residentes na zona rural (SHS, 2018). Conforme o Plano Municipal de Saneamento Básico, o índice de atendimento de abastecimento de água do distrito é de 93,52%, sendo 50 imóveis abastecidos por caminhão-pipa, pois se localizam acima do nível de água máximo do reservatório de distribuição.

A captação de água bruta é realizada no rio Doce, por meio de uma bomba centrífuga presente no interior da balsa de captação nas margens do rio com capacidade de 40 L/s (Figura 268). A adução da água bruta até a ETA é feita por uma motobomba de 20 c.v. por 192 m de distância entre a captação e a ETA. O conduto que percorre essa distância é composto por um misto de tubos de Fe fundido e MPVC.

O sistema de tratamento de água possui duas ETAs, uma convencional de alvenaria que está inoperante, devido à instalação de outra de material compósito pela Fundação Renova, a qual foi entregue para a prefeitura em 3 de fevereiro de 2017 e está em operação atualmente pela Copasa, conforme contrato entre a Prefeitura e a empresa de saneamento. A estação de tratamento operacional tem capacidade de produção de água tratada de 25 L/s e é composta por quatro floculadores hidráulicos, um decantador de fluxo laminar com placas e quatro filtros ascendentes com leito fixo de areia e antracito (Figura 269).

Em virtude do cumprimento do TTAC, foi recuperado um poço existente no pátio da ETA e perfurados outros três para a redução da necessidade de captação do rio Doce.

Figura 268 – Detalhe da balsa de captação localizada no rio Doce



Figura 269 – ETA de Perpétuo Socorro: (1) vista superior da ETA antiga; (2) tanque de floculação; (3) decantador; (4) detalhe da base do desarenador instalado na entrada de água bruta



3.4.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Entre os 39 municípios que foram impactados diretamente pelo rompimento da barragem de Fundão, 17 são contemplados pelo PMSAA presente no TTAC, pois tiveram suas captações de água bruta diretamente impactadas pelo desastre. A maioria dos locais é composto por pequenas populações, que, anteriormente ao desastre, eram abastecidas por poços subterrâneos ou pequenas estações de tratamento cuja vazão era abaixo de 25 L/s. Entre essas localidades, há apenas nove sedes de municípios, com destaque para Governador Valadares, Linhares e Colatina, únicos com população urbana superior a 100.000 habitantes.

Com relação à qualidade da água tratada, os resultados obtidos até o momento (por análise dos laudos laboratoriais enviados por meio das estações de tratamento operadas pela Copasa) cumprem os limites estabelecidos pela Portaria nº 2.914/2014 do Ministério da Saúde no que compete aos ensaios de turbidez, cor, Cl, fluoreto e pH, realizados mediante amostragens diárias. Cabe ressaltar, neste caso, o pequeno número de dados referentes aos metais, pois, devido ao controle estabelecido pela portaria, são medidos semestralmente, o que dificulta consideravelmente uma análise pormenorizada da oscilação das concentrações desses compostos presentes na água tratada.

Em virtude das características hidrográficas particulares de cada localidade e das diversas formas de composição e operação dos sistemas, cada município teve seu sistema de abastecimento impactado de forma diferenciada. Enquanto algumas cidades já contavam com poços subterrâneos ou outros mananciais próximos, outras tiveram que ser abastecidas por caminhões-pipa. Além disso, as ações emergenciais, que ainda estão presentes em alguns locais, continuam a provocar diversos danos sociais e ao meio ambiente, como, por exemplo, o tráfego contínuo de caminhões-pipa em pequenas cidades sem infraestrutura e os frequentes racionamentos de água em pontos mais afastados das sedes municipais.

3.5 QUALIDADE DOS SEDIMENTOS

Esta seção refere-se aos resultados obtidos a partir das análises físico-químicas realizadas em sedimentos de fundo, coletados na primeira campanha, entre os meses de junho e julho de 2018. Além dessas análises, foram avaliados aspectos biológicos, representados pela comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

3.5.1 INTRODUÇÃO

Sedimento é definido como 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).

Uma das diferenças observadas entre solos e sedimentos é o envolvimento íntimo desse último com a água, salgada ou doce. Essa água pode ser considerada intersticial (contida entre as partículas por forças de tensão), contendo altas concentrações de íons metálicos, em comparação com as soluções de solo (FERGUSSON, 1982 apud SANTOLIN, 2015). Dessa forma, nesta seção são analisados apenas os sedimentos presentes na calha dos corpos d'água.

Quanto aos tipos de sedimento, para fins de análise de qualidade, podem ser classificados basicamente em: sedimentos em suspensão e sedimentos de fundo ou de corrente (LICHT, 1998). Os sedimentos em suspensão são aqueles correspondentes à fração mais fina, que, pelo seu pequeno tamanho e pouca massa, tendem a ficar suspensos na coluna de água. Aqueles com tamanhos de partícula maiores e mais densos tendem a sedimentar, permanecendo no fundo. Neste capítulo, são avaliados apenas os dados obtidos para os sedimentos de fundo. Quanto aos sedimentos em suspensão, estes serão abordados pela hidrologia.

Por se tratar de partículas resultantes da ação dos processos intempéricos e erosivos, transportadas principalmente pela água, os sedimentos representam o contexto geoquímico regional de determinada área, de tal forma que a qualidade dos ambientes aquáticos subsequentes está diretamente relacionada às características desses sedimentos. A assinatura geoquímica influencia diretamente a qualidade da água e da biota. Com o rompimento da barragem de Fundão, o rejeito extravasado foi depositado e misturado ao sedimento existente na calha das drenagens dos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce.

Os macroinvertebrados bentônicos são invertebrados que habitam os substratos de fundo de ambientes aquáticos, em pelo menos parte de seu ciclo de vida, e ficam retidos em redes com abertura de malha entre 0,20 e 0,50 mm (ROSENBERG; RESH, 1993). Em ambiente límnico, apresentam grande diversidade de organismos, compreendendo espécies de *Insecta*, *Annelida*, *Nemertinea*, *Crustacea*, *Mollusca*, *Turbellaria* e *Bryozoa*, com diversas formas e modos de vida, habitando os diferentes substratos e *habitats* do rio (SILVEIRA, 2004).

No ecossistema aquático, os macroinvertebrados bentônicos são importantes na dinâmica de nutrientes e no fluxo de energia (CALLISTO; ESTEVES apud MARQUES; FERREIRA; BARBOSA, 1999; SILVEIRA, 2004), pois reduzem o tamanho da matéria orgânica, transformando-a em energia,

participando do processo de decomposição. Atuam também na liberação de nutrientes do sedimento para a coluna de água e no transporte de matéria orgânica à jusante (DEVÁI, 1990). Ainda, são importantes elos da cadeia alimentar, em posição intermediária, alimentando-se de algas e microrganismos e constituindo fonte de alimento para outros macroinvertebrados aquáticos, aves, mamíferos e peixes (SILVEIRA, 2004).

Além disso, são importantes indicadores biológicos da qualidade ambiental. A comunidade dos macroinvertebrados bentônicos apresenta organismos que utilizam diferentes *habitats*, representando a diversidade ecológica do ambiente. São sensíveis aos impactos antrópicos, mas apresentam espécies resistentes, tornando o grupo excelente indicador de qualidade ambiental (CETESB, 2012). Qualquer alteração nas condições do ambiente aquático se refletirá nas estruturas das comunidades que ali habitam. Aliada a análises físico-químicas, a comunidade de macroinvertebrados é capaz de identificar alterações sutis no ambiente, mesmo longe da fonte de poluição (BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003), com a vantagem de permitir a identificação de alterações presentes, assim como as ocorridas no passado. De fato, os macroinvertebrados são o grupo mais utilizado em biomonitoramento de águas continentais em todo o mundo (BONADA et al., 2006; RESH, 2008).

3.5.2 OBJETIVO

Esta seção tem por objetivo a avaliação da qualidade dos sedimentos de fundo, também chamados sedimentos de corrente (LICHT, 1998), dos corpos hídricos afetados pela lama proveniente do rompimento da barragem de Fundão, do *background* natural (área não atropizada, situada nas cabeceiras das drenagens a montante da área da Samarco), áreas antropizadas sem a influência da passagem e deposição da lama e lagoas pré-selecionadas. Foram avaliados dados obtidos pela coleta e análise realizada pelo Lactec nas regiões afetadas na bacia do rio Doce, na extensão desde o município de Mariana/MG até o município de Linhares/ES, assim como feita a caracterização da eventual presença de EPTs que possam estar afetando a qualidade desses sedimentos e dos meios diretamente associados.

Os aspectos biológicos da qualidade de sedimento foram avaliados mediante a caracterização da fauna de macroinvertebrados bentônicos, atuando como bioindicadores da qualidade de sedimentos e da água.

Os resultados provenientes das análises químicas empreendidas tiveram como objetivo também identificar não conformidades, segundo a Resolução CONAMA nº 454/2012, para os níveis 1 e 2.

Ainda que de forma preliminar, foi também objetivo a realização de análises para diferenciação dos materiais oriundos de processos naturais daqueles associados aos materiais provenientes dos processos minerários, sobretudo, no que se refere aos rejeitos. Entre essas análises, destacam-se a caracterização granulométrica, o grau de arredondamento dos grãos, a análise mineralógica e a análise elementar.

Cabe ressaltar que, no fim das demais campanhas, para a caracterização do diagnóstico ambiental, serão realizadas análises comparativas entre os dados coletados e os dados preexistentes de linha-base.

3.5.3 METODOLOGIA

Nesta seção, será apresentada a metodologia aplicada para as atividades de coleta e análise dos sedimentos para a determinação das características físico-químicas e biológicas, representada pela comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

3.5.3.1 Distribuição dos pontos de coleta – malha amostral

Com a intenção de caracterizar as diferentes proveniências geogênicas naturais e demais contribuições antrópicas, como minerações, concentrações urbanas, entre outras, a distribuição dos pontos de coleta utilizou como base a divisão em sub-bacias.

A distribuição e nomenclatura dos pontos foram estabelecidas conforme os seguintes critérios: (i) pontos em áreas afetadas pela passagem e deposição da lama, denominados AF; (ii) pontos de controle, situados em áreas com influências antrópicas e minerárias, porém não afetados pela lama de rejeito, denominados PC; (iii) áreas não antropizadas, nas cabeceiras das drenagens a montante da área da lavra e barragem de rejeito da Samarco, denominadas *background* (BKG); (iv) coletas em lagoas predeterminadas, adjacentes ao rio Doce, em locais coincidentes com os pontos de coleta de água do Lactec, apresentados na seção sobre qualidade da água.

Para este relatório, adotou-se nova nomenclatura, de acordo com os critérios mencionados, de tal forma que a Tabela 70, Tabela 71, Tabela 72 e Tabela 73 apresentam a nomenclatura anterior e a nova, além do respectivo nome da drenagem. A distribuição desses pontos ao longo da bacia do rio Doce está apresentada na Figura 270.

Tabela 70 – Nomenclatura atual, antiga e nome da drenagem dos pontos de *background*

	Atual	Antiga	Nome da drenagem
BKG	BKG1	AM01 / G1	Rio Piracicaba
	BKG2	G2	Córrego Timbopeba (afluente do rio Gualaxo do Norte)
	BKG3	AM03 / G3	Córrego da Jacuba (afluente do rio Gualaxo do Norte)
	BKG4	G5	Córrego Bananeiras (afluente do rio Gualaxo do Norte)
	BKG5	G4	Córrego da Cachoeira Alegre (afluente do rio Conceição)
	BKG6	G6	Córrego da Cachoeira Alegre (afluente do rio Conceição)

Tabela 71 – Nomenclatura atual, antiga e nome da drenagem dos pontos das lagoas. Nesses locais, não houve alteração

	Atual	Antiga	Nome da drenagem
Lagoas	L1	L1	Lagoa do Limão
	L2	L2	Lagoa Juparanã Mirim
	L3	L3	Lagoa Juparanã
	L4	L4	Lagoa Pandolfi
	L5	L5	Lagoa Seca

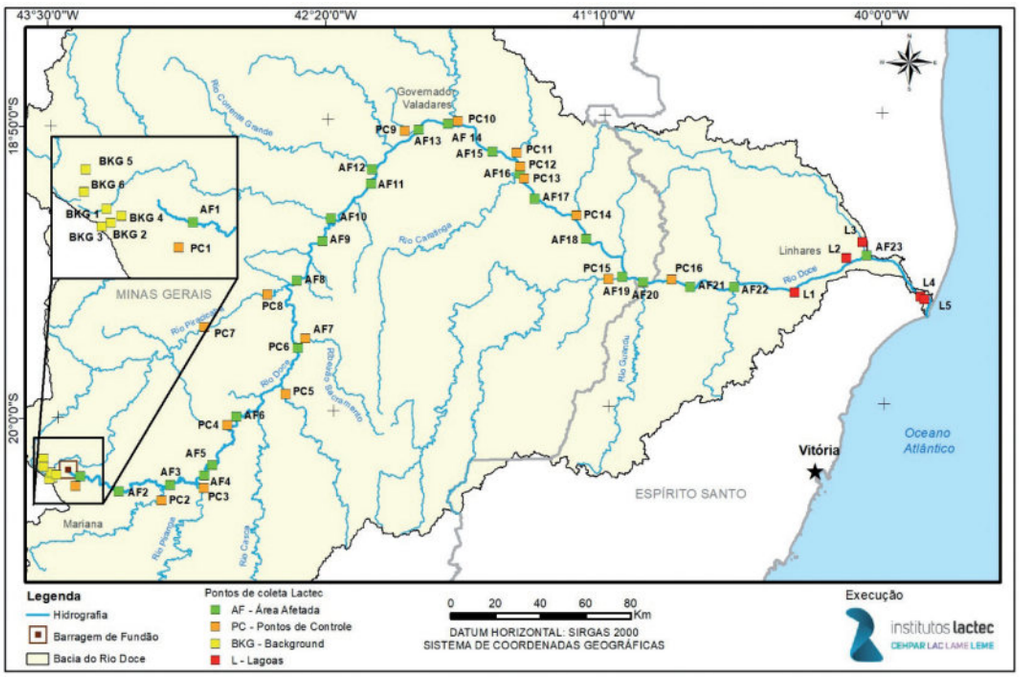
Tabela 72 – Nomenclatura atual, antiga e nome da drenagem dos pontos afetados pela passagem da lama

	Atual	Antiga	Nome da drenagem
Área afetada	AF1	T1	Reservatório Dique S4, próximo ao dique
	AF2	T3	Rio Gualaxo do Norte, a montante de Paracatu de Baixo
	AF3	T4	Rio do Carmo
	AF4	R1	Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado/MG
	AF5	R2	Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado/MG
	AF6	R3	Rio Doce, São Domingos do Prata/MG
	AF7	R4	Rio Doce, entre Marliéria e Pingo-D'Água/MG
	AF8	R5	Rio Doce, Santana do Paraíso/MG
	AF9	R6	Rio Doce, Belo Oriente/MG
	AF10	T8	Rio Santo Antônio
	AF11	R7	Rio Doce, entre Fernandes Tourinho e Periquito/MG
	AF12	T9	Rio Corrente Grande
	AF13	R8	Rio Doce, Governador Valadares/MG
	AF14	R9	Rio Doce, Governador Valadares/MG
	AF15	R10	Rio Doce, entre Galileia e Tumiritinga/MG
	AF16	T11	Rio Caratinga
	AF17	R11	Rio Doce, Conselheiro Pena/MG
	AF18	R12	Rio Doce, Resplendor/MG
	AF19	T12	Rio Manhuaçu
	AF20	R13	Rio Doce, entre Aimorés/MG e Baixo Guandu/ES
	AF21	R14	Rio Doce, Itapina/ES
	AF22	R15	Rio Doce, Colatina/ES
	AF23	R16	Rio Doce, Linhares/ES

Tabela 73 – Nomenclatura atual, antiga e nome da drenagem dos pontos de controle

	Atual	Antiga	Nome da drenagem
Pontos de controle	PC1	T2	Rio Gualaxo do Norte
	PC2	G8	Rio do Carmo
	PC3	T5	Rio Piranga
	PC4	G9	Ribeirão São Bartolomeu
	PC5	G10	Rio Matipó
	PC6	T6	Ribeirão Sacramento
	PC7	G11	Rio Piracicaba
	PC8	T7	Rio Piracicaba
	PC9	G12	Ribeirão da Onça
	PC10	T10	Rio Suaçuí Grande
	PC11	G13	Ribeirão Laranjeiras
	PC12	G14	Córrego Urucum
	PC13	G15	Córrego Boa Vista
	PC14	G16	Rio Eme
	PC15	G17	Rio Manhuaçu
	PC16	G18	Rio Mutum-Preto

Figura 270 – Localização dos pontos de coleta de sedimento para ***background***, áreas afetadas pela passagem e deposição da lama, pontos de controle e lagoas



Cabe ressaltar que essa alteração de nomenclatura foi adotada apenas para os sedimentos; os pontos de água permanecem com a adotada anteriormente. Nas correlações e interpretações a ser realizadas entre os dados de água superficial e sedimentos, será considerada a nova nomenclatura adotada para os sedimentos, também utilizada para os demais monitoramentos periódicos e relatórios subsequentes a ser emitidos, principalmente para o diagnóstico ambiental.

3.5.3.2 Divisão por sub-bacias, geologia e processos minerários

De forma a identificar as principais contribuições geoquímicas oriundas das unidades geológicas e atividades minerárias dos pontos de coleta de sedimentos, a bacia do rio Doce foi dividida em sub-bacias e sub-bacias incrementais, que são áreas de drenagem dos tributários do curso de água principal, que, para este estudo, é o rio Doce. A nomenclatura dessas unidades neste trabalho está apresentada na Tabela 74 e a localização, nas Figuras 271 e 272.

As sub-bacias incrementais foram identificadas como áreas menores cujas drenagens deságuam nos rios principais das sub-bacias.

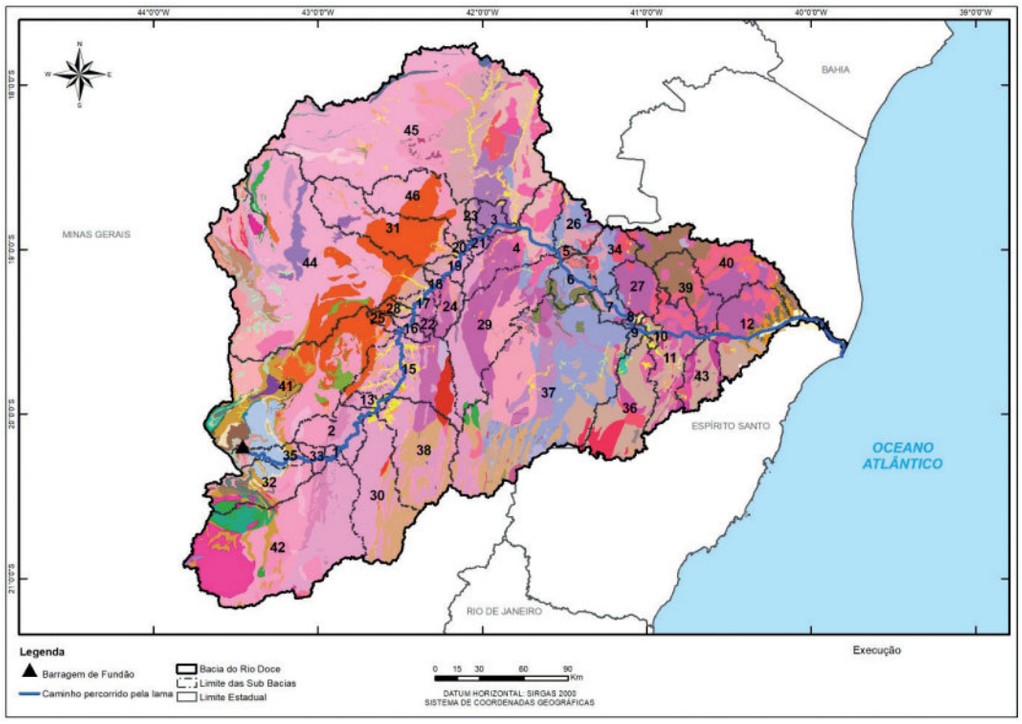
Para este estudo, não foi realizada a separação entre sub-bacias e microbacias, definidas por Faustino (1996) como áreas de drenagem dos tributários do curso de água principal.

Tabela 74 – Nomenclatura das sub-bacias e bacias incrementais mapeadas neste trabalho para a bacia do rio Doce

Sub-bacias		**Sub-bacias incrementais**	
Rio Guandu	**Rio Carmo**	**Incremental Candonga**	**Incremental rio Doce 12**
Ribeirão Água Limpa	Rio Eme	Incremental Rio Doce 1	Incremental Rio Doce 13
Ribeirão da Onça	Rio Gualaxo do Norte	Incremental Rio Doce 2	Incremental Rio Doce 14
Ribeirão do Bugre	Rio Manhuaçu	Incremental Rio Doce 3	Incremental Rio Doce 15
Ribeirão Ipanema	Rio Matipó	Incremental Rio Doce 4	Incremental Rio Doce 16
Ribeirão Laranjeiras	Rio Pancas	Incremental Rio Doce 5	Incremental Rio Doce 17
Ribeirão Resplendor	Rio Piracicaba	Incremental Rio Doce 6	Incremental Rio Doce 18
Ribeirão Taquaraçu	Rio Piranga	Incremental Rio Doce 7	Incremental Rio Doce 19
Rio Caratinga	Rio Santa Maria do rio Doce	Incremental Rio Doce 8	Incremental Rio Doce 20
Rio Casca	Rio Santo Antonio	Incremental Rio Doce 9	Incremental Rio Carmo
Rio Corrente Grande	Rio Suaçuí Grande	Incremental Rio Doce 10	
	Rio Suaçuí Pequeno	Incremental Rio Doce 11	

Para cada sub-bacia ou sub-bacia incremental, foi realizada a caracterização geológica com base no Mapa Geológico do IBGE (2018), escala 1:250.000, inseridos os processos minerários da Agência Nacional de Mineração (ANM) e os pontos de coleta dos sedimentos. A partir da combinação dessas informações, os dados foram tabulados, como mencionado anteriormente, para facilitar o entendimento das contribuições geológicas e oriundas de atividades minerárias localizadas a montante do referido ponto.

Figura 271 – Localização das sub-bacias e sub-bacias incrementais, com as unidades geológicas da bacia do rio Doce



Numeração sub-bacias

Bacia

- 1 - Incremental UHE Risoleta Neves
- 10 - Incremental Rio Doce 17
- 11 - Incremental Rio Doce 18
- 12 - Incremental Rio Doce 19
- 13 - Incremental Rio Doce 2
- 14 - Incremental Rio Doce 20
- 15 - Incremental Rio Doce 3
- 16 - Incremental Rio Doce 4
- 17 - Incremental Rio Doce 5
- 18 - Incremental Rio Doce 6
- 19 - Incremental Rio Doce 7
- 2 - Incremental Rio Doce 1
- 20 - Incremental Rio Doce 8
- 21 - Incremental Rio Doce 9
- 22 - Ribeirão Água Limpa
- 23 - Ribeirão da Onça
- 24 - Ribeirão Santo Estêvão
- 25 - Ribeirão Ipanema
- 26 - Ribeirão Laranjeiras
- 27 - Ribeirão Bananal
- 28 - Ribeirão Taquaraçu
- 29 - Rio Caratinga
- 3 - Incremental Rio Doce 10
- 30 - Rio Casca
- 31 - Rio Corrente Grande
- 32-Rio do Carmo até a Foz do Rio Gualaxo do Norte
- 33 - Incremental Rio do Carmo
- 34 - Rio Eme
- 35 - Rio Gualaxo do Norte
- 36 - Rio Guandu
- 37 - Rio Manhuaçu
- 38 - Rio Matipó
- 39 - Rio Pancas
- 4 - Incremental Rio Doce 11
- 40 - Rio São José
- 41 - Rio Piracicaba
- 42 - Rio Piranga
- 43 - Rio Santa Maria do Rio Doce
- 44 - Rio Santo Antônio
- 45 - Rio Suaçuí Grande
- 5 - Incremental Rio Doce 12
- 6 - Incremental Rio Doce 13
- 7 - Incremental Rio Doce 14
- 8 - Incremental Rio Doce 15
- 9 - Incremental Rio Doce 16

Figura 272 – Simbologia e nome das unidades geológicas da bacia do rio Doce

Unidades Geológicas

- Alinhamentos de Cordões Litorâneos Recentes
- Aluviões Holocênicos
- Andrelândia
- Barreiras
- Caraça
- Charnockito Padre Paraíso
- Charnockitóides do Orógeno Araçuaí
- Charnockítica Leopoldina
- Cobertura Detrito-Laterítica Neo-Pleistocênica
- Cobertura Detrito-Laterítica Paleogência
- Complexo Acaiaca
- Complexo Belo Horizonte
- Complexo Córrego Taioba
- Complexo Gouveia
- Complexo Guanhães
- Complexo Juiz de Fora
- Complexo Mantiqueira
- Complexo Monsenhor Isidro
- Complexo Nova Venécia
- Complexo Paraíba do Sul
- Complexo Paraíba do Sul - unidade terrígena
- Complexo Piedade
- Complexo Santa Bárbara
- Complexo Serra da Jabitacá
- Costa Sena
- Depósitos Fluviomarinhos Holocênicos
- Depósitos de Planície lagunar
- Dom Silvério
- Formação Santa Cruz
- Formação Cambotas
- Formação Capelinha
- Formação Cauê
- Formação Cercadinho
- Formação Córrego Pereira
- Formação Domingas
- Formação Fonseca
- Formação Galho do Miguel
- Formação Gandarela
- Formação Itapanhoacanga
- Formação João Pinto
- Formação Palmital do Sul



3.5.3.3 Amostragem dos sedimentos

A amostragem dos sedimentos seguiu o critério de coletas compostas para maior representatividade química, mineralógica e física de cada ponto. Essas coletas compostas, quando as condições eram favoráveis, ou seja, quando os corpos d'água possuíam pequena largura, foram realizadas no centro das drenagens, em cada uma das margens, a montante e jusante, espaçadas não mais que 30 m de raio. Nos corpos d'água com maior largura e sem passagem para as outras margens, ocorreram no ponto mais representativo para a deposição de sedimentos, procurando-se remansos. Nesses locais, buscou-se coletar várias subamostras em determinado raio, dependendo das condições de espaço, formando uma única amostra composta. O procedimento de amostragem foi realizado conforme o PEA 413 – Procedimento de amostragem para sedimentos de corrente (Apêndice M).

Os equipamentos utilizados para a coleta foram: concha de aço inox, draga tipo Petersen (Figura 273), tubo de acrílico com ponteira de aço (Figura 274), testemunhador (Figura 275) e GPS para marcação geográfica dos pontos. O objetivo inicial era coletar as amostras utilizando o testemunhador, a fim de distinguir possíveis camadas de deposição, porém sua utilização não foi possível, devido à baixa profundidade dos corpos d'água, o que impossibilitava seu cravamento no sedimento. Dessa forma, a maior parte das amostras foi coletada utilizando o tubo de acrílico com a ponteira de aço, cravando-o manualmente no sedimento. Ressalta-se que as amostras coletadas foram na superfície do sedimento, nos primeiros 10 a 15 cm de profundidade.

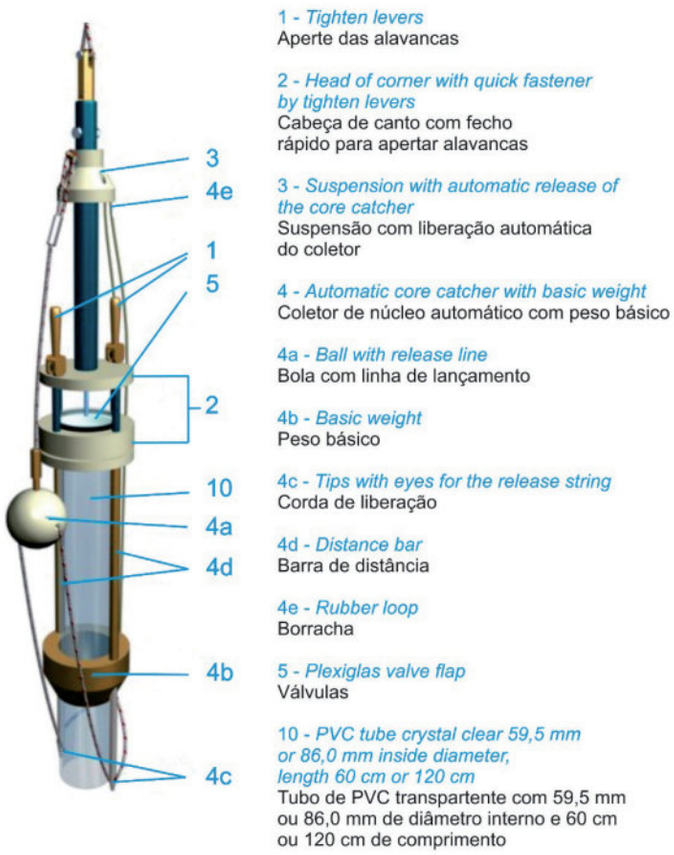
Figura 273 – Draga tipo Petersen, utilizada para coleta de sedimentos de fundo



Figura 274 – Tubo de acrílico com ponteira de aço, utilizado para coleta de sedimentos de fundo



Figura 275 – Desenho esquemático do testemunhador da marca Uwitec (UWITEC, 2019)



Após a coleta, essas amostras foram devidamente embaladas, nomeadas e encaminhadas aos laboratórios responsáveis pelas análises, conforme descrito na Tabela 75.

3.5.3.4 Variáveis físico-químicas para avaliação da qualidade de sedimentos

Nesta seção, são descritas as principais variáveis analisadas para a avaliação da qualidade dos sedimentos.

Foi realizada uma análise quantitativa das amostras coletadas, para EPTs, alguns nutrientes e indicadores de matéria orgânica, tais como: CO total e formas de N. As variáveis analisadas estão elencadas na Tabela 75, com o respectivo limite de quantificação, método utilizado e laboratório responsável pela análise.

Tabela 75 – Análises realizadas em cada matriz e suas respectivas metodologias

Laboratório responsável	Variável	Limite de quantificação	Método
Controle Analítico	Al total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Sb total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22
	As total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22
	Ba total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22
	Be total (mg/kg)	0,02	SMEWW 3120B Ed. 22

Laboratório responsável	Variável	Limite de quantificação	Método
	Bi total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Bo total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Cd total (mg/kg)	0,02	SMEWW 3120B Ed. 22
	Ca total (mg/kg)	2	SMEWW 3120B Ed. 22
	CO total (mg/kg)	0,01	POP 089 Ed. 15
	Pb total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22
	Co total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22
	Cu total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Cr total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	S total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Sn total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Sr total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Fenol (mg/kg)	0,01	EPA 9065
	Fe total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Granulometria (mg/kg)	0,005	IAC - B. Técnico 106 2009 Ed. 1ª
	P total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22
	Mg total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Mn total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Hg total (mg/kg)	0,002	SMEWW 3120B Ed. 22
	Mo total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Ni total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22
	Nitrato (mg/kg)	10	DIN 14256-2 2006
	Nitrito (mg/kg)	1	DIN 14256-2 2006
	N Kjeldahl total (mg/kg)	10	SMEWW 4500 Norg C Ed. 22
	N total (mg/kg)	5	SMEWW 4500N Ed. 22
	Pd total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Pt total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	K total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Ag total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22
	Rh total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Se total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22
	Si total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Na total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Tl total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22
	Teor de sólidos secos (mg/kg)	0,1	ABNT - 2016 6457 2016
	Te total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Ti total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	U total (mg/kg)	0,02	SMEWW 3120B Ed. 22
	V total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Zn total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
Tommasi	Cr hexavalente (mg/L)	0,4	EPA 6010 D:2014/EPA 3060 A:1996
	Cr total (mg/kg)	0,5	POP-FQ-081 Rev. 07
	Cr trivalente (mg/L)	0,4	POP PA 016 - Rev. 07

3.5.3.4.1 *Granulometria*

É o parâmetro que define o tamanho dos grãos do sedimento, sendo classificados de acordo com o tamanho da partícula encontrada (BRASIL, 2012).

Quanto à análise de granulometria dos sedimentos, é importante inferir sobre a classificação adotada. Nela, os sedimentos foram classificados com base no tamanho da partícula, neste caso, a classificação foi realizada de acordo com o disposto no Boletim Técnico 106 do Instituto Agronômico de Campinas (CAMARGO et al., 2009). A Tabela 76 apresenta a classificação granulométrica do sedimento, consoante o tamanho da partícula, de acordo com o referido boletim técnico.

Tabela 76 – Classificação granulométrica de sedimento de acordo com o tamanho da partícula (CAMARGO et al., 2009)

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

3.5.3.4.2 *EPTs*

Os elementos em sedimentos são provenientes do intemperismo de rochas e solos, deposições atmosféricas e despejos de origem antropogênica. Por meio da capacidade de retenção dos sedimentos, os metais podem ficar acumulados, podendo ser remobilizados por sistemas cíclicos complexos que envolvem fatores químicos, biológicos e hidrodinâmicos (RAMIRO PASTORINHO et al., 2012 apud SANTOLIN, 2015).

Certos metais fazem parte da composição de seres vivos, servindo como nutrientes. Alguns são considerados macronutrientes, como, por exemplo, o Ca e o Mg. Outros são considerados micronutrientes, ou seja, devem estar presentes em pequenas concentrações na alimentação dos seres vivos. Acima da concentração ideal, esses elementos podem causar algum dano à saúde. Já os elementos classificados como elementos tóxicos podem causar efeitos nocivos mesmo em concentrações muito baixas. A Tabela 77 apresenta a classificação dos elementos químicos com base nos efeitos à biota. Neste relatório, foi dada prioridade para os resultados dos elementos tóxicos.

Com base em avaliações multidisciplinares realizadas pela equipe do Lactec, decidiu-se por priorizar a análise de 19 elementos, classificados como de maior efeito à biota. Esses elementos, denominados EPTs, foram analisados em diferentes matrizes (água, tecidos de animais, solos e sedimentos) para a elaboração do diagnóstico do dano. Os elementos selecionados foram: Al, As, Ag, Ba, Cd, Cr, Cu, Co, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sr, Se, V, Zn e Hg.

Tabela 77 – Classificação dos elementos químicos com base nos efeitos à biota (FERGUSSON, 1982; POLETO, 2008 apud SANTOLIN, 2015)

Elementos essenciais		Elementos tóxicos
Macronutrientes	**Micronutrientes**	
C, Ca, K, N, Na, Mg, O, P, S	B, Co, Cr, Cr^{3+}, Cu, Fe, I, Mn, Mo, Ni, Se, Zn	Ag, Al, As, Ba, Be, Bi, Cd, Cr^{6+}, Hg, Pb, Sb, Sn, Sr, Ti, V

Os resultados das análises foram comparados à Resolução CONAMA nº 454/2012, que estabelece valores orientadores para a qualidade do sedimento representada em função da concentração de contaminantes, com vistas à proteção da vida aquática, e foi baseada nos valores estabelecidos pelo Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 2002) para As, metais pesados e compostos orgânicos. De acordo com essa resolução e baseado nesses valores, existem dois níveis de limiares:

- **Nível 1:** limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota.
- **Nível 2:** limiar acima do qual há maior probabilidade de efeitos adversos à biota.

A Resolução CONAMA nº 454/2012 estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Cabe ressaltar que, no Brasil, não há resolução ou legislação que trate especificamente da qualidade de sedimento de fundo, seja de rios, seja de reservatórios. Assim, os valores dispostos nessa norma aplicáveis para sedimentos dragados foram utilizados neste relatório somente como referência comparativa.

A Tabela 78 apresenta os elementos analisados que possuem referência de nível 1 e nível 2 na Resolução CONAMA nº 454/2012. Neste relatório, serão considerados apenas os valores de referência para água doce.

Tabela 78 – Níveis de referência para concentração de EPTs, de acordo com a Tabela III da Resolução CONAMA nº 454/2012

SUBSTÂNCIA		**NÍVEIS DE CLASSIFICAÇÃO DO MATERIAL A SER DRAGADO (em unidade de material seco)**			
		ÁGUA DOCE		**ÁGUA SALINA/ SALOBRA**	
		Nível 1	**Nível 2**	**Nível 1**	**Nível 2**
Metais e semimetais (mg/kg)	As	5,9[1]	17[1]	194	70[2]
	Cd	0,6[1]	3,5[1]	1,2[2]	7,24
	Pb	35[1]	91,3[1]	46,7[2]	218[2]
	Cu	35,7[1]	197[1]	34[2]	270[2]
	Cr	37,3[1]	90[1]	81[2]	370[2]
	Hg	0,17[1]	0,486[1]	0,34	1,05
	Ni	181	35,91	20,9[2]	51,6[2]
	Zn	123[1]	315[1]	150[2]	410[2]

3.5.3.5 Análise do grau de arredondamento do grão – análise morfoscópica

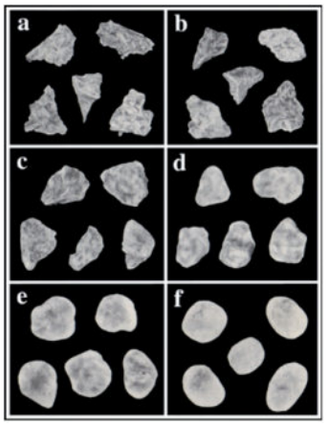
A morfometria corresponde à descrição da forma do grão, expressa pela esfericidade e arredondamento (SUGUIO, 1980), obtidos por comparação visual de imagens das partículas selecionadas. Trata-se da classificação do grau de arredondamento dos cantos e arestas dos grãos, baseando-se no princípio de que a forma das partículas é resultante das condições energéticas de seu transporte e deposição (BIGARELLA et al., 1955; SUGUIO, 1973). Essa análise pode ser feita por lupas bifocais, microscópio óptico ou Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV).

Em princípio, o grau de arredondamento ou angularidade reflete a distância e o rigor do transporte sofrido pelo grão. Grãos angulosos e de baixo grau de arredondamento são, em geral, indicativos de desagregação física ou química direta a partir da rocha ou *in situ*. Correspondem a grãos introduzidos recentemente no sistema de drenagem, em que o transporte e consequente choque com outras partículas não tiveram ainda tempo para arredondá-los e marcar suas superfícies (DIAS, 2004).

Devido à dificuldade de desenvolver métodos práticos para determinar o rolamento das partículas na sua tridimensionalidade, foram propostos, ao longo da primeira metade do século XX, métodos para avaliar bidimensionalmente esse rolamento. Entretanto, foi a escala proposta por Powers, em 1953, que se impôs internacionalmente, sendo, dessa forma, o método quase consensualmente aceito para avaliar o rolamento dos grãos de quartzo da areia, conforme ilustra a Figura 276.

Para a análise do grau de arredondamento dos sedimentos, foi utilizado o MEV com aumento de 80x.

Figura 276 – Exemplos das seis classes de rolamento definidas por Powers (1953): a) muito angular; b) angular; c) subangular; d) sub-rolado; e) rolado; f) bem rolado (POWERS, 1953; SHEPARD, 1973)



3.5.3.6 DRX

A DRX é um método semiquantitativo para a identificação dos minerais por meio da análise da estrutura cristalina, em comparação com um banco de dados. A difração de raio-X resulta de um processo em que esses raios são dispersos pelos elétrons dos átomos componentes de um material, sem mudança de comprimento de onda, sendo obedecidas certas condições geométricas. Ao atingir um material, os raios-X podem ser espalhados sem perda de energia pelos elétrons dos átomos (dispersão coerente ou de Bragg). Após colidirem com o material, mudam a sua direção de propagação, porém mantêm o comprimento de onda da radiação incidente (KAPLAN, 1978; JENKINS; SNYDER, 1996).

A difração de raios-X é muito útil em mineralogia para identificar os minerais presentes nas rochas, suas alterações consequentes de mudanças microestruturais, seus teores equivalentes, seus subprodutos, sendo normalmente advindos de reações químicas com o meio ambiente. O resultado da técnica é um difratograma, contendo, na ordenada, a intensidade dos picos de difração e, na abscissa, o ângulo 2Θ ou a distância interplanar deles (FORMOSO, 1984).

3.5.3.7 Macroinvertebrados bentônicos

Para o diagnóstico da fauna de macroinvertebrados bentônicos límnicos, foram realizadas amostragens semestrais, inicialmente em 34 estações de amostragem ao longo da bacia do rio Doce, sendo 16 no leito principal do rio, 12 em tributários e seis nas lagoas marginais, todas coincidentes com as estações de amostragem de qualidade de água e qualidade de sedimento (Tabela 79). Todas as estações de amostragem tiveram o *habitat* avaliado pelo preenchimento de ficha de caracterização de habitat em campo (CALLISTO et al., 2002).

Tabela 79 – Sigla, localização geográfica e nome da drenagem das estações de amostragem que tiveram amostragem de macroinvertebrados bentônicos na primeira campanha, realizada entre 28 de junho e 3 de julho de 2018

	Estação	Nome da drenagem	Localização geográfica
APDL	AF1*	Reservatório Dique S4, próximo ao dique	23K 7760995 666006
	AF2*	Rio Gualaxo do Norte, a montante de Paracatu de Baixo	23K 7753947 682779
	AF3*	Rio do Carmo	23K 7755982 705470
	AF4*	Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado/MG	23K 7757273 717242
	AF5*	Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado/MG	23K 7764129 724096
	AF6	Rio Doce, São Domingos do Prata/MG	23K 7784722 735378
	AF7*	Rio Doce, entre Marliéria e Pingo-D'Água/MG	23K 7813148 763702
	AF8	Rio Doce, Santana do Paraíso/MG	23K 7843187 763025
	AF9*	Rio Doce, Belo Oriente/MG	23K 7860846 775725
	AF10*	Rio Santo Antônio	23K 7872691 779673
	AF11	Rio Doce, entre Fernandes Tourinho e Periquito/MG	23K 7888067 799419
	AF12	Rio Corrente Grande	23K 7872691 779673
	AF13*	Rio Doce, Governador Valadares/MG	24K 7909485 188894
	AF14	Rio Doce, Governador Valadares/MG	24K 7912281 201798
	AF15*	Rio Doce, entre Galileia e Tumiritinga/MG	24K 7900393 220958
	AF16	Rio Caratinga	24K 7890105 233837
	AF17	Rio Doce, Conselheiro Pena/MG	24K 7878537 241286
	AF18*	Rio Doce, Resplendor/MG	24K 7858920 264690
	AF19	Rio Manhuaçu	24K 7844388 280147
	AF20	Rio Doce, entre Aimorés/MG e Baixo Guandu/ES	24K 7841936 288640
	AF21*	Rio Doce, Itapina/ES	24K 7839731 309788
	AF22*	Rio Doce, Colatina/ES	24K 7839580 328871
	AF23	Rio Doce, Linhares/ES	24K 7853399 389056
Áreas de controle	PC1*	Rio Gualaxo do Norte	23K 7759316 665464
	PC3	Rio Piranga	23K 7754209 720221
	PC6*	Ribeirão Sacramento	23K 7818672 767694
	PC8	Rio Piracicaba	23K 7838579 751618
	PC10*	Rio Suaçuí Grande	24K 7913401 206492
Lagoas costeiras	L1	Lagoa do Limão	24K 7837513 355743
	L2	Lagoa Juparanã Mirim	24K 7852636 378756
	L3	Lagoa Juparanã	24K 7859718 385806
	L4	Lagoa Pandolfi	24K 7835231 411717
	L5	Lagoa Seca	24K 7834175 413160
	L6	Canal Monsarás	24K 7837165 415915

Nota: * Amostras já analisadas.

As amostragens e análises de macroinvertebrados bentônicos seguiram a metodologia descrita por Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2003, 2012) e American Public Health Association (APHA; AWWA; WEF, 2017). As amostragens foram realizadas com amostrador adequado ao tipo de substrato, fluxo de água de profundidade e acesso de cada estação de amostragem (Figuras 274, 277 e 278). Os amostradores utilizados para a coleta apresentavam tamanho de área amostrada definido, permitindo a realização de análise quantitativa. Estações de amostragem que apresentavam margem deposicional rasa com água corrente tiveram a amostragem realizada com o amostrador Surber (Figura 279), enquanto as lagoas e estações de amostragem sem margens rasas tiveram a amostragem realizada com a draga Petersen (Figura 280) ou testemunhador (Figura 281), dependendo do acesso ao ponto.

As estações de rio tiveram a amostragem de três réplicas realizadas nas regiões de deposição do rio. As lagoas e reservatórios tiveram, sempre que possível, a coleta de seis amostras, sendo três réplicas de região sublitoral e três de região profunda (CETESB, 2012).

Figura 277 – Amostrador tipo Surber, utilizado para a amostragem de macroinvertebrados bentônicos

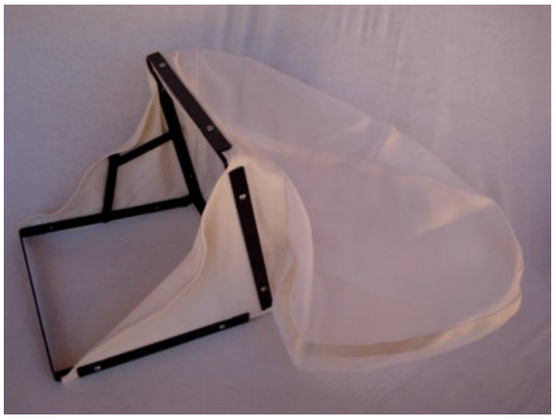


Figura 278 – Draga tipo Petersen, utilizada para amostragem de macroinvertebrados bentônicos



Figura 279 – Amostragem realizada com o amostrador tipo Surber



Figura 280 – Amostragem realizada com draga Petersen



Figura 281 – Amostragem realizada com testemunhador



Após a coleta, as amostras foram armazenadas em sacos plásticos etiquetados e fixadas com álcool etílico ou formol, dependendo do tamanho. Foram lacradas e encaminhadas ao laboratório, em que foram lavadas em água corrente sobre peneira com abertura de malha de 0,25 mm (Figura 282), posteriormente passando pelo processo de flutuação em solução supersaturada de NaCl (Figura 283). O sobrenadante foi novamente lavado em água corrente em peneira de 0,25 mm e, posteriormente, depositado em placas de Petri com fundo quadriculado, em que foi analisado integralmente sob microscópio estereoscópico (Figura 284); a parte da amostra que não flutuou foi triada em bandeja iluminada a olho nu (Figura 285). Os macroinvertebrados encontrados foram identificados de acordo com bibliografia especializada até o nível de família para a maior parte dos organismos. Identificações mais aprofundadas para alguns grupos podem vir a ser realizadas futuramente.

Preliminarmente, a comunidade de macroinvertebrados foi avaliada pela riqueza de espécies (número total de táxons), densidade de organismos (indivíduos/m^2), abundância total (número de indivíduos), abundância relativa (% de indivíduos) e diversidade (índice de diversidade de Shannon), calculadas para cada estação de amostragem.

Figura 282 – Lavagem de amostras para análise de macroinvertebrados bentônicos



Figura 283 – Flutuação de amostras em solução supersaturada de NaCl para análise de macroinvertebrados bentônicos

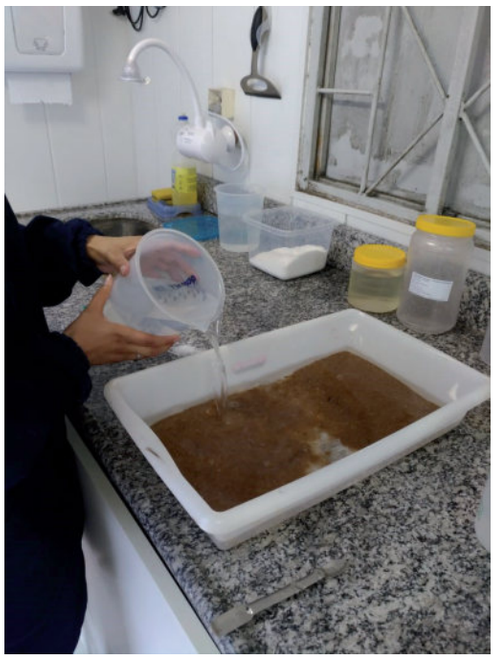
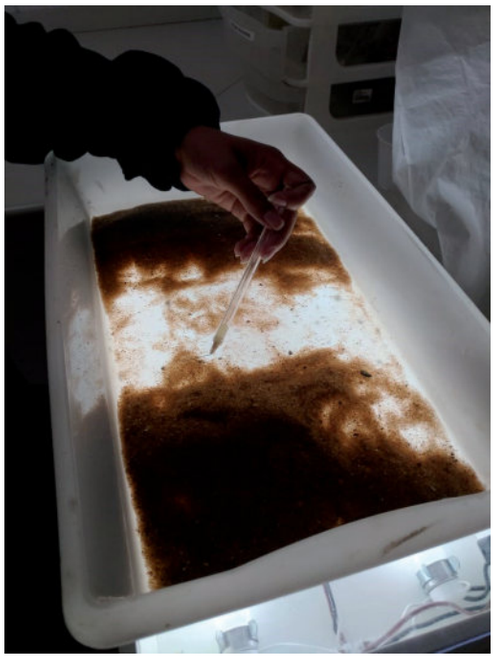


Figura 284 – Análise de macroinvertebrados bentônicos sob microscópio estereoscópico



Figura 285 – Triagem de amostra a olho nu para análise de macroinvertebrados bentônicos



3.5.4 RESULTADOS

A seguir, encontram-se os resultados obtidos das subdivisões por sub-bacias, envolvendo as análises físico-químicas dos sedimentos e das comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

3.5.4.1 Divisão por sub-bacias, geologia e processos minerários

Após a integração das diferentes bases de dados, estão apresentados no Apêndice N os dados com o ponto de coleta, número do processo minerário das atividades em fase de extração ou licenciamento, a substância lavrada e a unidade geológica da sub-bacia ou sub-bacia incremental.

Essa análise integrada permitiu identificar que as sub-bacias do rio Piracicaba, rio Gualaxo do Norte, rio Piranga e rio do Carmo são as principais com contribuição de sedimentos oriundos dos processos intempéricos de rochas do Quadrilátero Ferrífero e minerações com potencial aporte de contaminantes para o rio Doce.

Na sub-bacia do rio Piracicaba, foram coletados pontos de sedimentos para análise do *background* BKG1, BKG5 e BKG6, cujos sedimentos não apresentaram influência de atividades minerárias, e PC7 e PC8, que não foram afetados pela lama de rejeito, porém estão situados à jusante de áreas com atividades de exploração minerária. As principais substâncias lavradas nas minerações presentes nessa sub-bacia, com potencial aporte de contaminantes, são: Fe, minério de Fe, Au, minério de Au, Mn, itabirito, minério de Cu, bauxita e serpentinito. Além dessas substâncias, ocorrem também processos de dolomito, arenito, areia quartzosa e de fundição, água mineral, gnaisse, caulim, esmeralda, água-marinha, berilo, alexandrita, granito e cascalho. Foram identificados nessa sub-bacia 396 processos da ANM em atividade minerária.

Os pontos de coleta de *background* BKG2, BKG3 e BKG4, PC1 e AF1 e AF2 – esses últimos situados em áreas afetadas pela passagem e deposição da lama de rejeito –, estão inseridos na sub-bacia do rio Gualaxo do Norte. Foram identificados 42 processos minerários de minério de Fe, bauxita, Fe, hematita, Fe-Mn, além de calcário dolomítico e dolomito.

Na sub-bacia do rio do Carmo, está inserida a Mina da Passagem, historicamente descoberta pelos bandeirantes em 1719. Durante o ciclo do ouro em Minas Gerais, foram extraídas pelos portugueses e ingleses 35 toneladas do minério e a mina foi paralisada em 1954. O ponto de coleta de sedimentos dessa sub-bacia foi o PC2, ocorrendo na área 70 processos minerários de minério de Au, Fe, bauxita, Mn, Fe-Mn, minério de Fe, hematita, além de topázio, calcário, talco, gema, esteatito, quartzito, gnaisse e cascalho.

Na sub-bacia do rio Piranga, foram identificados 78 processos minerários de minério de Al, minério de Au e bauxita com maior potencial de contaminação das drenagens subsequentes e processos de água-marinha, calcário, talco, caulim, vermiculita, quartzito, água mineral, esteatito, areia, saibro, granito, gnaisse, cascalho e argila. O ponto de coleta de sedimentos inserido nessa sub-bacia foi o PC3.

Além dessas sub-bacias com atividades minerárias com eventual potencial de contaminação, na sub-bacia incremental 1, encontra-se um processo de extração de minério de Fe. Nessa área, estão os pontos de coleta AF5 e AF6, localizados no rio Doce, e PC4, no ribeirão São Bartolomeu.

Foram também encontradas minerações de ouro na sub-bacia do rio Caratinga, a qual possui o ponto de amostragem em área afetada AF16.

Na sub-bacia do rio Corrente Grande, estão presentes atividades de extração de Fe e minério de Fe e o ponto de coleta foi o AF12. Já na sub-bacia de Manhuaço, com pontos de coleta AF19 e PC15, ocorrem atividades de extração de Cu, Ni, bauxita e minério de Al. Por fim, na sub-bacia de Santo Antonio, em que foi realizada coleta do ponto AF10, ocorrem processos de Fe, cromita, minério de Fe e minério de Au.

3.5.4.2 Apresentação dos dados físico-químicos das análises dos sedimentos

De forma a avaliar os resultados analíticos dos sedimentos coletados, os dados estão apresentados conforme os critérios estabelecidos de *background*, pontos de controle, áreas afetadas e lagoas. A localização desses pontos de coleta está apresentada na Figura 270 e o nome das drenagens correspondentes consta na Tabela 70, Tabela 71, Tabela 72 e Tabela 73.

3.5.4.3 Sedimentos de *background*

Conforme mencionado, foram selecionados seis pontos em áreas não antropizadas, para fins de caracterização do *background* natural. Desses pontos, preliminarmente foram realizadas as coletas e análises de dois deles, provenientes da região dos limites da Serra da Gandarela, nas nascentes do rio Piracicaba, e na região superior da mina da Timbopeba, nas nascentes do rio Gualaxo do Norte. Em janeiro de 2019, foram feitas coletas nesses mesmos pontos e em outros quatro, porém os resultados não foram concluídos. Para esses sedimentos, não houve análise do grau de arredondamento do grão, considerando que a composição química é a principal informação para posterior correlação aos dados dos sedimentos nos pontos de controle e área afetada.

As Figuras 286 e 287 apresentam a visão geral do rio Piracicaba e do rio Jacuba.

Figura 286 – Visão geral do rio Piracicaba – BKG1



Figura 287 – Visão geral do rio Jacuba, nascente do rio Gualaxo do Norte – BKG3. A seta amarela indica o local do ponto amostrado



3.5.4.3.1 *Resultados da análise química dos sedimentos de background*

Os resultados das análises por ICP-OES estão apresentados na Tabela 80, Tabela 81 e Tabela 82. A amostra do BKG1 apresentou valores de 229 mg/kg para As, acima do limite do nível 2, e de 65 mg/kg de Cr, acima do limite do nível 1 estabelecido pela Resolução CONAMA nº 454/2012. Os certificados correspondentes estão apresentados no Anexo C.

Tabela 80 – Resultados das análises químicas dos pontos de *background*. Parte 1. Em vermelho, valores acima do nível 2 e, em amarelo, acima do nível 1 do CONAMA

Ponto	Alumínio total	Antimônio	Arsênio total	Bário total	Berílio total	Bismuto total	Boro total	Cádmio total	Cálcio total	Chumbo total	Cobalto total	Cobre total	Cromo total
	mg/kg												
BKG1	8346	<0,1	229,20	5,6	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	166	<0,1	2,13	14,23	65,50
BKG3	10610	<0,1	2,16	7,2	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	211	7,01	<0,1	6,81	6,78

Tabela 81 – Resultados das análises químicas dos pontos de *background*. Parte 2

Ponto	Enxofre total	Estanho total	Estrôncio total	Ferro total	Magnésio total	Manganês total	Molibdênio total	Níquel total	Paládio total	Platina total	Potássio total	Prata total	Ródio total
	mg/kg												
BKG1	41,9	<0,5	3,69	44550	103	120	<0,5	<0,1	<0,5	<0,5	72,7	<0,1	<0,5
BKG3	40,9	<0,5	4,72	44870	110	321	<0,5	5,42	<0,5	<0,5	35	<0,1	<0,5

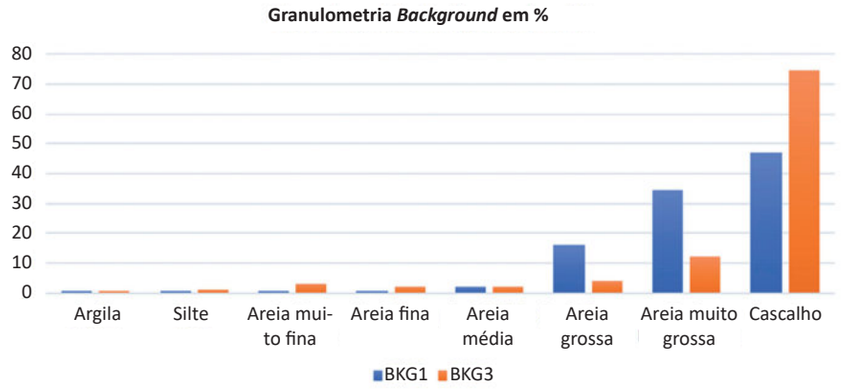
Tabela 82 – Resultados das análises químicas dos pontos de *background*. Parte 3

Ponto	Selênio total	Silício total	Sódio total	Tálio total	Telúrio total	Titânio total	Urânio total	Vanádio total	Zinco total
	mg/kg								
BKG1	<0,1	93,3	1082	<0,1	<0,5	359	<0,02	54,6	10,5
BKG3	<0,1	217	598	<0,1	<0,5	73,8	<0,02	<0,5	8,03

3.5.4.3.2 *Resultados da análise granulométrica dos sedimentos de background*

Os resultados das análises granulométricas dos sedimentos mostraram que o material apresenta maior fração em cascalho e areia muito grossa. Os valores estão expressos em percentagem e apresentados na Figura 288.

Figura 288 – Resultado da análise granulométrica para os sedimentos de *background*



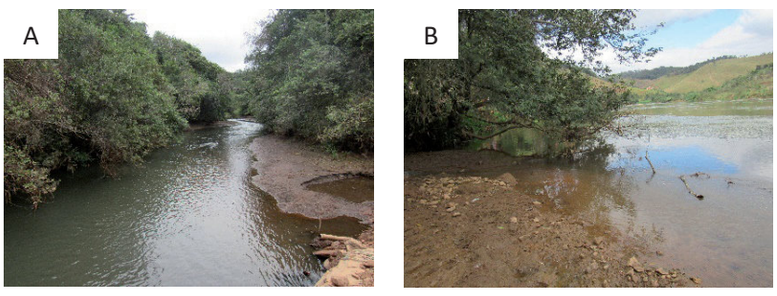
3.5.4.3.3 *Resultados da mineralogia dos sedimentos de background*

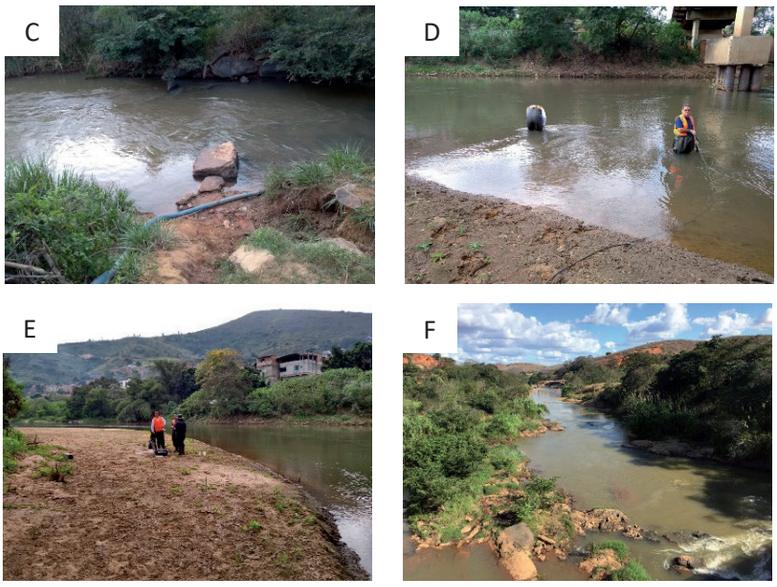
A composição mineralógica por DRX da amostra BKG1 é de hematita e quartzo e da amostra BKG3, de hematita e goethita, cujos certificados são apresentados no Anexo B. Esses minerais são abundantes em rochas do Quadrilátero Ferrífero, na composição do itabirito, que é a rocha lavrada nas minas do Complexo Alegria.

3.5.4.4 Sedimentos de pontos de controle

Os pontos de controle, situados em áreas antropizadas, foram alocados ao longo dos tributários do rio Doce, totalizando 16 pontos. A Figura 289 apresenta a visão geral dos rios Gualaxo do Norte, Piranga, Ribeirão Sacramento, Piracicaba e Suaçuí Grande.

Figura 289 – Visão geral dos pontos de controle: A) PC1 – rio Gualaxo do Norte, B) PC3 – rio Piranga, C) PC6 – Ribeirão Sacramento, D e E) PC8 – rio Piracicaba, F) PC10 – rio Suaçuí Grande





3.5.4.4.1 *Resultados da análise dos sedimentos de pontos de controle*

Os resultados das análises por ICP-OES estão apresentados na Tabela 83, Tabela 84 e Tabela 85. A amostra PC1 apresentou valores de 17,45 mg/kg para As, acima do limite do nível 2; PC2, 69,83 mg/kg de As (acima do limite do nível 2), 2,32 mg/kg de Cd, 39,3 mg/kg de Cr e 19,98 mg/kg de Ni, que estão acima do limite do nível 1. No ponto PC6, o valor de Cr foi de 65,9 mg/kg, acima do limite do nível 1, e o de As foi de 8,12 mg/kg, também acima do nível 1, enquanto o PC13 indicou valor de As acima do nível 2, com 22,54 mg/kg. Os certificados correspondentes estão apresentados no Anexo D. Cabe ressaltar que, para o ponto PC1, foram realizadas duas coletas, uma preliminar em julho de 2017 e outra na primeira campanha, em julho de 2018. Sendo assim, ficou definido PC1A para 2017 e PC1 para 2018.

Tabela 83 – Resultados das análises químicas dos pontos de controle. Parte 1. Em vermelho, valores acima do nível 2 e, em amarelo, acima do nível 1 do CONAMA. O traço indica que não foi realizado o respectivo ensaio para a amostra

Ponto	Alumínio total	Antimônio	Arsênio total	Bário total	Berílio total	Bismuto total	Boro total	Cádmio total	Cálcio total	Carbono Orgânico Total	Chumbo total	Cobalto total	Cobre total	Cromo total
	mg/kg									%	mg/kg			
PC1A	2958	< 0,1	25,86	192,5	< 0,02	< 0,5	< 0,5	< 0,02	488	2,23	7,88	6,33	23,75	13
PC1	3404	< 0,1	17,45	135,4	< 0,02	< 0,5	< 0,5	< 0,02	235	-	4,37	3,23	9,08	8,04
PC2	15150	<0,1	69,83	77,78	<0,02	<0,5	<0,5	2,32	547	-	8,03	9,94	30,21	39,3
PC3	3203	< 0,1	< 0,1	22,18	< 0,02	15,5	< 0,5	< 0,02	316	-	1,99	3,27	4,79	11,9
PC4	13420	<0,1	<0,1	57,95	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	936	-	5,87	10,87	15,09	19,3
PC5	3290	<0,1	<0,1	35,05	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	226	-	2	1,11	6,03	20,2
PC6	2239	< 0,1	1,51	10,47	< 0,02	< 0,5	< 0,5	< 0,02	304	0,38	2,58	1,92	2,89	65,9
PC7	2691	<0,1	<0,1	22,31	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	370	-	1,5	1,05	3,93	4,75
PC8	4548	< 0,1	8,12	22,03	< 0,02	< 0,5	< 0,5	< 0,02	573	0,41	6,85	2,53	4,35	24
PC9	11000	<0,1	<0,1	38,61	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	402	-	5,83	3,43	5,09	5,52
PC10	3135	< 0,1	< 0,1	19,4	< 0,02	< 0,5	< 0,5	< 0,02	289	0,07	2,83	2,28	< 0,1	8,93
PC11	725	<0,1	<0,1	7,45	<0,02	4,45	<0,5	<0,02	260	-	0,62	<0,1	<0,1	9,93
PC12	16500	<0,1	<0,1	82,78	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	417	-	8,88	8,93	13,29	32
PC13	6975	<0,1	22,54	23,21	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	198	-	4,34	2,21	23,05	36
PC14	6337	<0,1	<0,1	41,28	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	288	-	4,5	4,34	5,84	7,39
PC15	2510	<0,1	<0,1	15,36	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	183	-	2,22	1,7	4,85	3,62
PC16	1216	<0,1	<0,1	7,63	<0,02	4,75	<0,5	<0,02	175	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,5

Tabela 84 – Resultados das análises químicas dos pontos de controle. Parte 2. Em vermelho, valores acima do nível 2 e, em amarelo, acima do nível 1 do CONAMA. O traço indica que não foi realizado o respectivo ensaio para a amostra

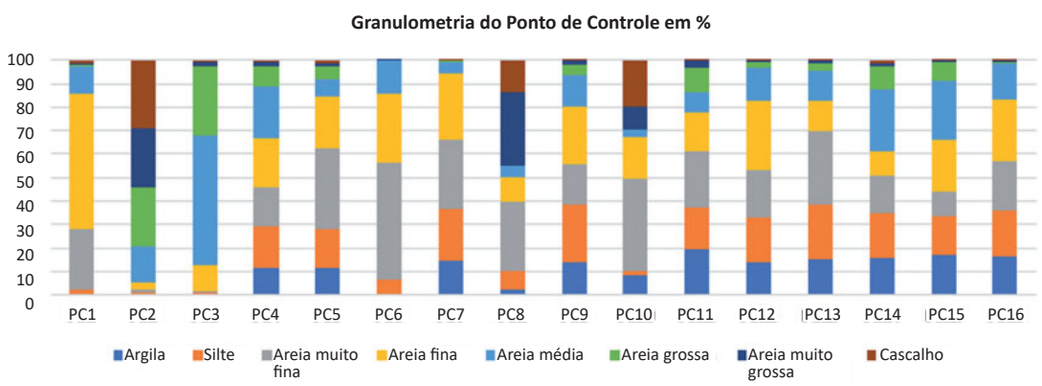
Ponto	Enxofre total	Estanho total	Estrôncio total	Fenol	Ferro total	Fósforo total	Magnésio total	Manganês total	Mercúrio total	Molibdênio total	Níquel total	Nitrato	Nitrito	Nitrogênio Kjeldahl Total
	mg/kg													
PC1A	66	<0,5	5,7	<3	43970	132,2	157	3480	<0,002	<0,5	13,44	<10	<1	143
PC1	22,5	<0,5	4,67	-	38190	-	135	2371	-	<0,5	<0,1	-	-	-
PC2	145	<0,5	<0,5	-	39020	228	1918	741	<0,002	<0,5	19,98	-	-	-
PC3	17,8	<0,5	5,56	-	6600	-	441	69,8	-	<0,5	5,05	-	-	-
PC4	204	<0,5	<0,5	-	21120	416	1142	287	<0,002	<0,5	7,63	-	-	-
PC5	54,4	<0,5	<0,5	-	10590	66,45	187	323	<0,002	<0,5	1,7	-	-	-
PC6	24,2	<0,5	4,07	<3	7206	91,6	154	63,2	<0,002	<0,5	2,16	<10	<1	217
PC7	47,6	<0,5	<0,5	-	4615	38,55	375	76,8	<0,002	<0,5	1,33	-	-	-
PC8	37,5	<0,5	6,81	<3	10700	67,33	349	91	<0,002	<0,5	8,87	<10	<1	55,6
PC9	65,9	<0,5	<0,5	-	7763	68,74	1090	194	<0,002	<0,5	3,21	-	-	-
PC10	20,6	<0,5	4,26	<3	4620	41,08	381	124	<0,002	<0,5	2,71	<10	<1	66,7
PC11	50,1	<0,5	<0,5	-	2785	18,13	126	22,9	<0,002	<0,5	<0,1	-	-	-
PC12	82,8	<0,5	<0,5	-	19980	185	1441	396	<0,002	<0,5	11,7	-	-	-
PC13	45,2	<0,5	<0,5	-	19730	87,24	133	408	<0,002	<0,5	7,67	-	-	-
PC14	38,6	<0,5	<0,5	-	10890	58,62	2304	215	<0,002	<0,5	3,53	-	-	-
PC15	39,8	<0,5	<0,5	-	3018	43,17	334	124	<0,002	<0,5	1,38	-	-	-
PC16	46,4	<0,5	<0,5	-	1394	46,28	166	40	<0,002	<0,5	<0,1	-	-	-

Tabela 85 – Resultados das análises químicas dos pontos de controle. Parte 3. O traço indica que não foi realizado o respectivo ensaio para a amostra

Ponto	Nitrogênio total	Paládio total	Platina total	Potássio total	Prata total	Ródio total	Selênio total	Silício total	Sódio total	Tálio total	Telúrio total	Titânio total	Urânio total	Vanádio total
	mg/kg													
PC1A	144	<0,5	<0,5	83,2	<0,1	<0,5	<0,1	89,7	707	<0,1	<0,5	63	<0,02	1,69
PC1	-	<0,5	<0,5	46	<0,1	<0,5	<0,1	131	468	<0,1	<0,5	57,3	<0,02	5,79
PC2	-	<0,5	<0,5	2418	<0,1	<0,5	<0,1	15,1	515	<0,1	<0,5	555	<0,02	29,9
PC3	-	<0,5	<0,5	420	<0,1	<0,5	<0,1	101	492	<0,1	<0,5	171	<0,02	12,6
PC4	-	<0,5	<0,5	1162	<0,1	<0,5	<0,1	18,3	438	<0,1	<0,5	714	<0,02	51,2
PC5	-	<0,5	<0,5	144	<0,1	<0,5	<0,1	9,78	436	<0,1	<0,5	77	<0,02	13,7
PC6	217	<0,5	<0,5	82,9	<0,1	<0,5	<0,1	76,6	473	<0,1	<0,5	66,1	<0,02	12,3
PC7	-	<0,5	<0,5	548	<0,1	<0,5	<0,1	20,4	424	<0,1	<0,5	100	<0,02	6,44
PC8	63,87	<0,5	<0,5	389	<0,1	<0,5	<0,1	58,5	454	<0,1	<0,5	220	<0,02	8,66
PC9	-	<0,5	<0,5	2200	<0,1	<0,5	<0,1	27,2	415	<0,1	<0,5	330	<0,02	13,2
PC10	66,74	<0,5	<0,5	407	<0,1	<0,5	<0,1	44,7	408	<0,1	<0,5	136	<0,02	7,97
PC11	-	<0,5	<0,5	140	<0,1	<0,5	<0,1	4,12	408	<0,1	<0,5	32,9	<0,02	5,42
PC12	-	<0,5	<0,5	1798	<0,1	<0,5	<0,1	7,75	205	<0,1	<0,5	438	<0,02	35,5
PC13	-	<0,5	<0,5	189	<0,1	<0,5	<0,1	105	313	<0,1	<0,5	55,7	<0,02	11,3
PC14	-	<0,5	<0,5	4075	<0,1	<0,5	<0,1	2,17	303	<0,1	<0,5	422	<0,02	17,2
PC15	-	<0,5	<0,5	543	<0,1	<0,5	<0,1	1,76	239	<0,1	<0,5	141	<0,02	6,05
PC16	-	<0,5	<0,5	316	<0,1	<0,5	<0,1	35,6	254	<0,1	<0,5	54	<0,02	3,94

3.5.4.4.2 *Resultados da análise granulométrica dos sedimentos de pontos de controle*Os resultados das análises granulométricas dos sedimentos mostram que o material apresenta frações de areia fina no PC1, cascalho e areia muito grossa a grossa no PC2, areia média no PC3, areia muito fina no PC6, areia muito grossa e areia muito fina no PC8 e areia muito fina no PC10. Os valores estão expressos em percentagem e apresentados na Figura 290. Os demais resultados estão em processo de análise e serão entregues em relatório subsequente.

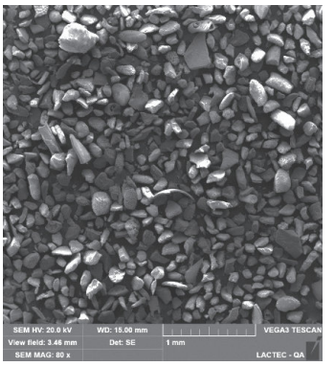
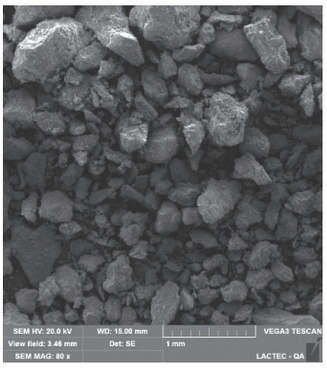
Figura 290 – Resultado da análise granulométrica para os sedimentos de pontos de controle

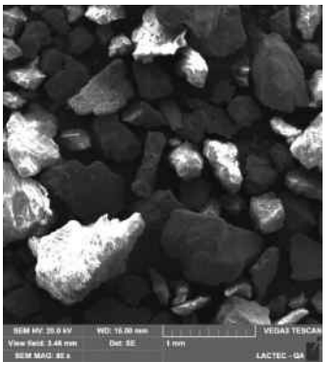
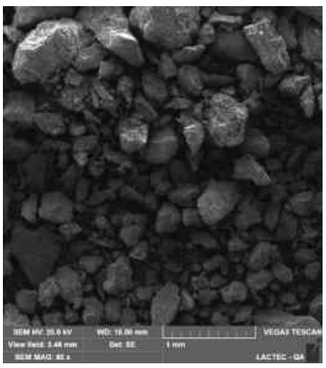
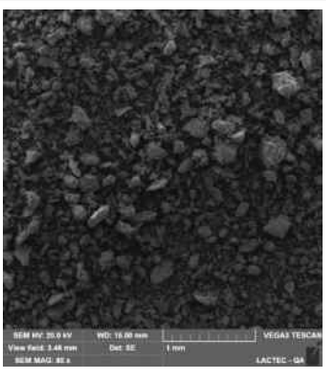
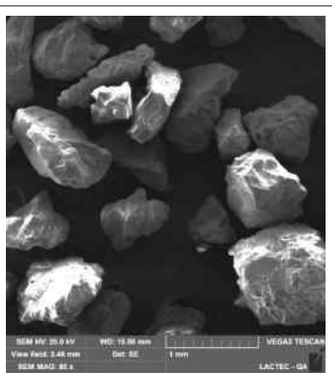


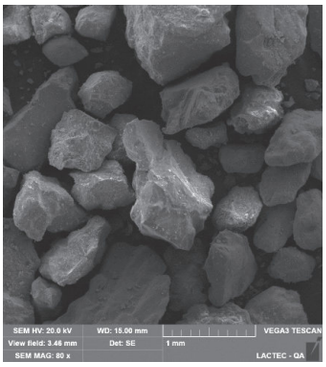
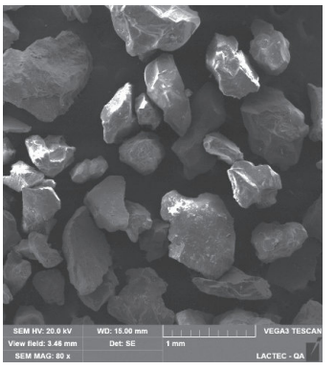
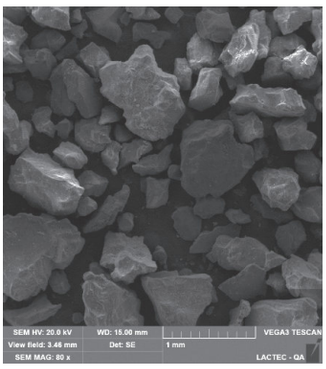
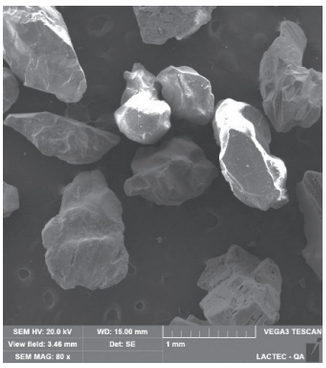
3.5.4.4.3 *Resultados da mineralogia e grau de arredondamento dos sedimentos de pontos de controle*

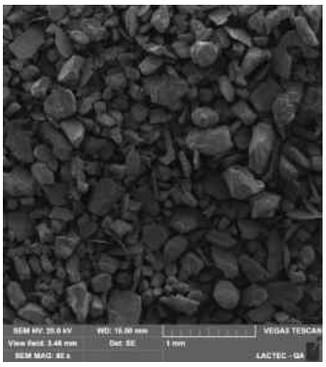
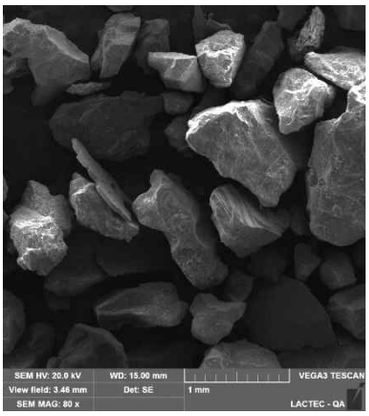
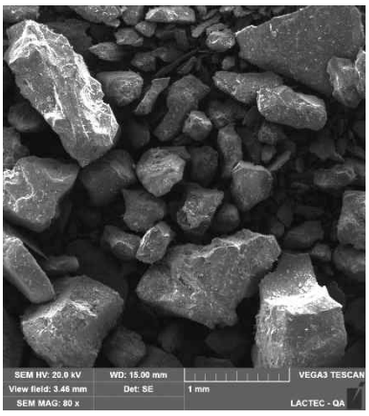
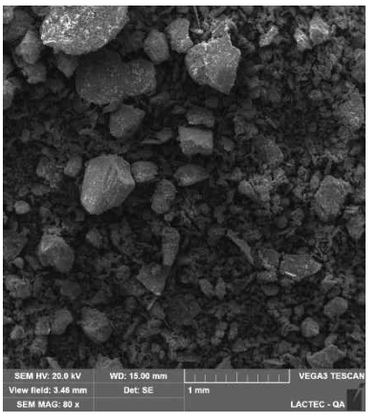
Os resultados do grau de arredondamento e DRX estão apresentados na Tabela 86. Os pontos PC2, PC3, PC5, PC6, PC8, PC9, PC11, PC12, PC13 e PC16 foram classificados como angulares e PC1, PC4, PC7, PC10, PC14 e PC15, como subangulares.

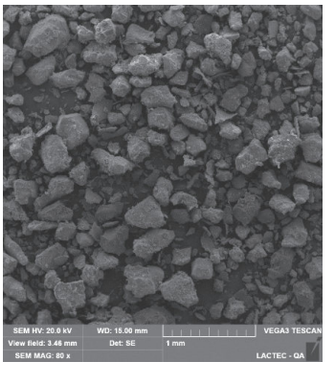
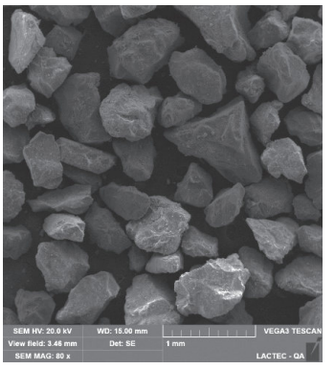
Tabela 86 – Classificação do grau de arredondamento e DRX dos pontos de controle

PONTO	GRAU DE ARREDONDAMENTO	FOTOMICROGRAFIA – MEV	MINERALOGIA – DRX
PC1	SUBANGULAR		Quartzo
PC2	ANGULAR		Tamarugita

PONTO	GRAU DE ARREDONDAMENTO	FOTOMICROGRAFIA – MEV	MINERALOGIA – DRX
PC3	ANGULAR		Quartzo
PC4	SUBANGULAR		Tamarugita
PC5	ANGULAR		Caolinita
PC6	ANGULAR		Quartzo

PONTO	GRAU DE ARREDONDAMENTO	FOTOMICROGRAFIA – MEV	MINERALOGIA – DRX
PC7	SUBANGULAR		Microclíneo
PC8	ANGULAR		Quartzo
PC9	ANGULAR		Quartzo
PC10	SUBANGULAR		Quartzo

PONTO	GRAU DE ARREDONDAMENTO	FOTOMICROGRAFIA – MEV	MINERALOGIA – DRX
PC11	ANGULAR		Quartzo
PC12	ANGULAR		Quartzo
PC13	ANGULAR		Quartzo
PC14	SUBANGULAR		Quartzo

PONTO	GRAU DE ARREDONDAMENTO	FOTOMICROGRAFIA – MEV	MINERALOGIA – DRX
PC15	SUBANGULAR		Quartzo
PC16	ANGULAR		Quartzo

3.5.4.5 Sedimentos da área afetada pela passagem e deposição da lama de rejeito

Os pontos da área afetada estão situados em áreas antropizadas e foram coletados ao longo do rio Doce e afluentes que receberam contribuições da passagem e deposição da lama de rejeito. No total, foram definidos 23 pontos, distribuídos entre a barragem de Fundão e a foz do rio Doce, em Regência, no Espírito Santo. Em virtude da dinâmica fluvial, bem como do espaço temporal entre o rompimento da barragem e a data da coleta, em junho de 2018, não foi possível a distinção entre os níveis do sedimento presente no fundo da calha da drenagem e os sedimentos oriundos da lama de rejeitos.

A Figura 291 apresenta a visão geral do ponto AF1 e a Figura 292 mostra a visão geral de algumas drenagens em que foram coletadas amostras de sedimentos.

Figura 291 – Visão geral do ponto AF1, situado no reservatório do dique S4: A) visão geral da drenagem, em que é possível visualizar atividades antrópicas; B) amostragem de sedimentos com a utilização do tubo de acrílico com ponteira de aço

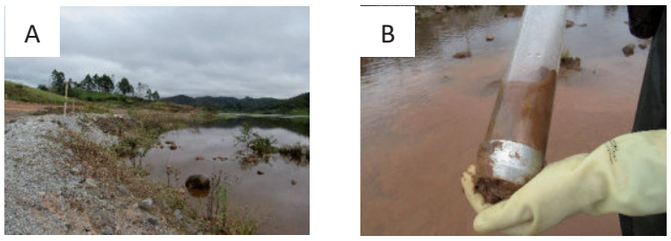
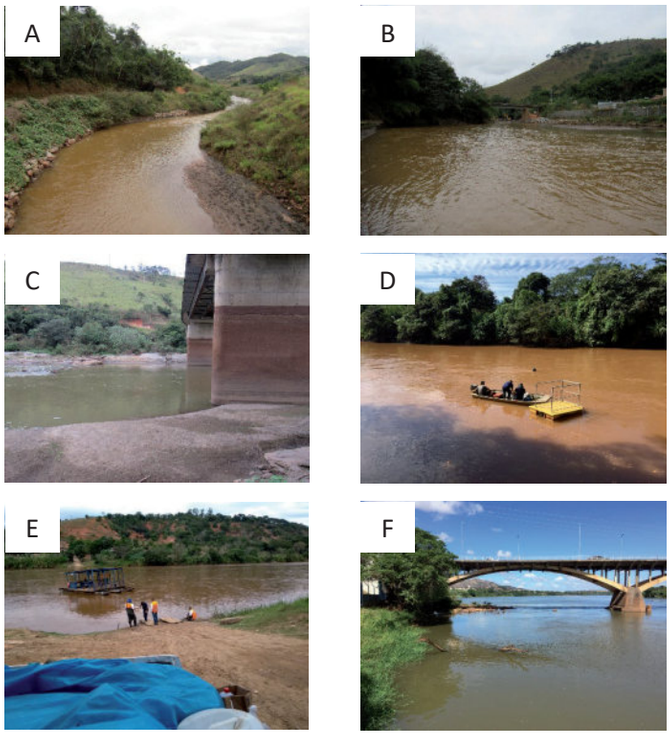


Figura 292 – Visão geral de alguns pontos em áreas afetadas: A) AF2 – rio Gualaxo do Norte, B) AF3 – rio do Carmo, C) AF4 – rio Doce, em Santa Cruz do Escalvado/MG, D) AF6 – rio Doce, em São Domingos do Prata/MG, E) AF9 – rio Doce, em Belo Oriente/MG, F) AF13 – rio Doce, em Governador Valadares



3.5.4.5.1 *Resultados da análise química dos sedimentos da área afetada*

Os resultados das análises por ICP-OES estão apresentados na Tabela 87, Tabela 88, Tabela 89 e Tabela 90. A amostra do AF2 apresentou valores de 13,4 mg/kg para As, acima do limite do nível 1 da resolução do CONAMA; no AF3, foram identificados valores de 23,87 mg/kg para As, acima do limite do nível 2, e 54,9 mg/kg de Cr, acima do limite do nível 1; nos pontos AF4 e AF6, os valores de As foram, respectivamente, de 6,9 e 7,36 mg/kg, acima do limite do nível 1; no AF8, foram identificados valores de 7,74 mg/kg para As e 49,0 mg/kg para Cr, acima do limite do nível 1; valor de 7,83 mg/kg de As, acima do limite do nível 1, foi encontrado no AF9; no AF11, foram identificados valores de 7,67 mg/kg de As, 55,3 mg/kg de Cr e 18,92 mg/kg de Ni, acima do limite do nível 1; valores de 10,88 mg/kg de As, 78,1 mg/kg de Cr e 29,56 mg/kg de Ni foram identificados no AF13 e estão acima do limite do nível 1; o AF14 apresentou 46,6 mg/kg de Cr; por fim, o AF18 apresentou 1,07 mg/kg de Cd. Esses últimos apresentaram valores acima do limite do nível 1. Os certificados correspondentes estão apresentados no Anexo E.

Tabela 87 – Resultados das análises químicas dos pontos da área afetada. Parte 1. Em vermelho, valores acima do nível 2 e, em amarelo, acima do nível 1 do CONAMA

Ponto	Alumínio total	Antimônio	Arsênio total	Bário total	Berílio total	Bismuto total	Boro total	Cádmio total	Cálcio total	Carbono Orgânico Total	Chumbo total	Cobalto total	Cobre total
	mg/kg									%	mg/kg		
AF1	24320	<0,1	2,47	18,81	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	442	2,67	11,6	8,11	18,9
AF2	985	<0,1	13,4	126,2	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	512	0,45	<0,1	3,74	8,04
AF3	2278	<0,1	23,87	58,36	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	643	0,49	<0,1	2,78	6,38
AF4	2452	<0,1	6,9	24,43	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	407	0,36	<0,1	2,3	5
AF5	1603	<0,1	1,84	11,91	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	285	0,33	<0,1	1,51	3,14
AF6	2044	<0,1	7,36	20,83	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	281	0,18	2,91	3,65	4,19
AF7	12420	<0,1	5,85	<0,1	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	367	1,75	7,28	4,25	9,92
AF8	10240	<0,1	7,74	44,75	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	465	1,78	9,85	5,16	10,67
AF9	2315	<0,1	7,83	9,18	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	212	0,2	2,11	1,78	6,4
AF10	8838	<0,1	1,31	31,06	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	344	0,57	7,33	1,99	7,77
AF11	22890	<0,1	7,67	70,62	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	573	2,58	18,88	7,8	17,01
AF12	36190	<0,1	4,71	91,46	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	303	4,15	32,49	7,84	13,21
AF13	39280	<0,1	10,88	112,2	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	611	4,27	26,96	9,6	24,48
AF14	22050	<0,1	5,57	97,87	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	610	2,36	13,81	8,2	12,71
AF15	668	<0,1	<0,1	8,3	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	293	0,11	0,85	0,6	<0,1
AF16	6102	<0,1	<0,1	44,38	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	388	0,16	3,83	3,16	3,64
AF17	2846	<0,1	4,02	16,33	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	341	0,21	2,66	1,73	2,36
AF18	14890	<0,1	3,71	68,84	<0,02	<0,5	<0,5	1,07	585	1,63	9,6	5,92	8,41
AF19	1680	<0,1	1	5,98	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	308	0,4	2,83	4,4	2,46
AF20	13440	<0,1	2,96	67,98	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	453	3,45	11,62	6,35	10,14
AF21	3637	<0,1	3,92	9,7	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	269	0,09	2,52	1,56	<0,1
AF22	2746	<0,1	3,85	9,77	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	220	0,18	2,11	1,59	1,72
AF23	1964	<0,1	4,47	9,7	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	254	0,12	1,86	1,39	2,32

Tabela 88 – Resultados das análises químicas dos pontos da área afetada. Parte 2. Em vermelho, valores acima do nível 2 e, em amarelo, acima do nível 1 do CONAMA. O traço indica que não foi realizado o respectivo ensaio para a amostra

Ponto	Cromo Hexavalente	Cromo Trivalente	Cromo total	Enxofre total	Estanho total	Estrôncio total	Fenol	Ferro total	Fósforo total	Magnésio total	Manganês total	Mercúrio total	Molibdênio total
	mg/kg												
AF1	-	-	21,9	64	<0,5	<0,5	<3	27650	176,9	159	158	<0,002	<0,5
AF2	-	-	9,52	60,3	<0,5	5,84	<3	47700	108,9	184	1224	<0,002	<0,5
AF3	-	-	54,9	52,3	<0,5	5,46	<3	37510	182,5	271	603	<0,002	<0,5
AF4	-	-	10,5	63,2	<0,5	4,52	<3	29280	139,5	315	235	<0,002	<0,5
AF5	-	-	5,22	18,4	<0,5	<0,5	<3	22020	56,16	412	150	<0,002	<0,5
AF6	-	-	13,5	23,7	<0,5	<0,5	<3	10080	58,04	401	232	<0,002	<0,5
AF7	-	-	24,2	38,4	<0,5	5,79	<3	30170	154,3	607	354	<0,002	<0,5
AF8	-	-	49	94,9	<0,5	6,19	<3	21470	202	755	307	<0,002	<0,5
AF9	-	-	22,1	20,6	<0,5	<0,5	<3	8648	77,13	68,2	165	<0,002	<0,5
AF10	-	-	36,2	58,1	<0,5	7,87	<3	11550	162,1	155	115	<0,002	<0,5
AF11	-	-	55,3	83,2	<0,5	8,85	<3	24420	298,2	1029	674	<0,002	<0,5
AF12	-	-	25,5	122	<0,5	7,51	<3	19980	528,6	368	604	<0,002	<0,5
AF13	-	-	78,1	166	<0,5	12,1	<3	23250	548,6	1025	1118	<0,002	<0,5
AF14	-	-	43,3	83,3	<0,5	8,32	<3	20580	289,9	2588	442	<0,002	<0,5
AF15	-	-	<0,5	18	<0,5	<0,5	<3	1395	15,53	129	63,3	<0,002	<0,5
AF16	-	-	14	25	<0,5	5,93	<3	7885	54,58	1193	74,6	<0,002	<0,5
AF17	-	-	10,3	26,5	<0,5	<0,5	<3	7555	53,71	387	93,9	<0,002	<0,5
AF18	-	-	27,3	47,2	<0,5	9,7	<3	15590	116,8	1794	221	<0,002	<0,5
AF19	-	-	13,7	23,6	<0,5	<0,5	<3	5626	58,82	105	54,5	<0,002	<0,5
AF20	-	-	29,4	141	<0,5	7,85	<3	14940	269,3	1584	211	<0,002	<0,5
AF21	<0,4	10,5	14,3	22,4	<0,5	3,85	<3	7835	46,17	136	76,6	<0,002	<0,5
AF22	<0,4	9	8,09	16,8	<0,5	3,12	<3	5287	39,62	152	68,6	<0,002	<0,5
AF23	<0,4	77,9	11,2	17,6	<0,5	3,38	<3	6860	33,08	137	77,7	<0,002	<0,5

Tabela 89 – Resultados das análises químicas dos pontos da área afetada. Parte 3. Em vermelho, valores acima do nível 2 e, em amarelo, acima do nível 1 do CONAMA

Ponto	Nitrato	Nitrito	Nitrogênio Kjeldahl Total	Nitrogênio Total	Níquel total	Paládio total	Platina total	Potássio total	Prata total	Ródio total	Selênio total	Silício total	Sódio total
	mg/kg												
AF1	<10	1,52	104	105	7,44	<0,5	<0,5	168	<0,1	<0,5	<0,1	51,6	532
AF2	<10	<1	169	170	<0,1	<0,5	<0,5	161	<0,1	<0,5	<0,1	132	805
AF3	<10	<1	163	165	12,46	<0,5	<0,5	187	<0,1	<0,5	<0,1	119	615
AF4	<10	<1	68,3	69,61	<0,1	<0,5	<0,5	232	<0,1	<0,5	<0,1	53,5	513
AF5	<10	<1	167	167	<0,1	<0,5	<0,5	330	<0,1	1,83	<0,1	29,5	<0,5
AF6	<10	<1	66,7	66,94	5,12	<0,5	<0,5	311	<0,1	<0,5	<0,1	<0,5	400
AF7	<10	<1	128	128	11,44	<0,5	<0,5	569	<0,1	<0,5	<0,1	26,1	419
AF8	<10	<1	164	172	15,82	<0,5	<0,5	676	<0,1	<0,5	<0,1	23	<0,5
AF9	<10	<1	270	278	4,86	<0,5	67,8	38,5	<0,1	<0,5	<0,1	59,5	<0,5
AF10	11,7	<1	72,3	84,24	5,43	<0,5	<0,5	129	<0,1	<0,5	<0,1	23,5	<0,5
AF11	<10	<1	484	484	18,92	<0,5	<0,5	1163	<0,1	<0,5	<0,1	<0,5	<0,5
AF12	18,5	<1	534	552	8,45	<0,5	<0,5	754	<0,1	<0,5	<0,1	<0,5	<0,5
AF13	10,7	<1	445	456	29,56	<0,5	<0,5	1398	<0,1	<0,5	<0,1	<0,5	414
AF14	<10	<1	328	328	16,68	<0,5	<0,5	3533	<0,1	<0,5	<0,1	22	384
AF15	<10	<1	75,1	75,1	0,79	<0,5	<0,5	76,2	<0,1	<0,5	<0,1	74,3	304
AF16	<10	<1	131	131	5,62	<0,5	<0,5	1564	<0,1	<0,5	<0,1	40,6	317
AF17	<10	<1	100	101	3,33	<0,5	<0,5	495	<0,1	<0,5	<0,1	86,4	298
AF18	<10	<1	336	336	12,31	<0,5	<0,5	2411	<0,1	<0,5	<0,1	32,4	322
AF19	<10	<1	164	164	<0,1	<0,5	<0,5	33,2	<0,1	<0,5	<0,1	72,9	347
AF20	<10	<1	228	230	11,48	<0,5	<0,5	1932	<0,1	<0,5	<0,1	28	383
AF21	<10	<1	36,2	36,17	2,82	<0,5	<0,5	99,9	<0,1	<0,5	<0,1	44,6	426
AF22	<10	<1	909	909	2,96	<0,5	<0,5	126	<0,1	<0,5	<0,1	55,7	288
AF23	<10	<1	153	154	2,89	<0,5	<0,5	118	<0,1	<0,5	<0,1	30,7	440

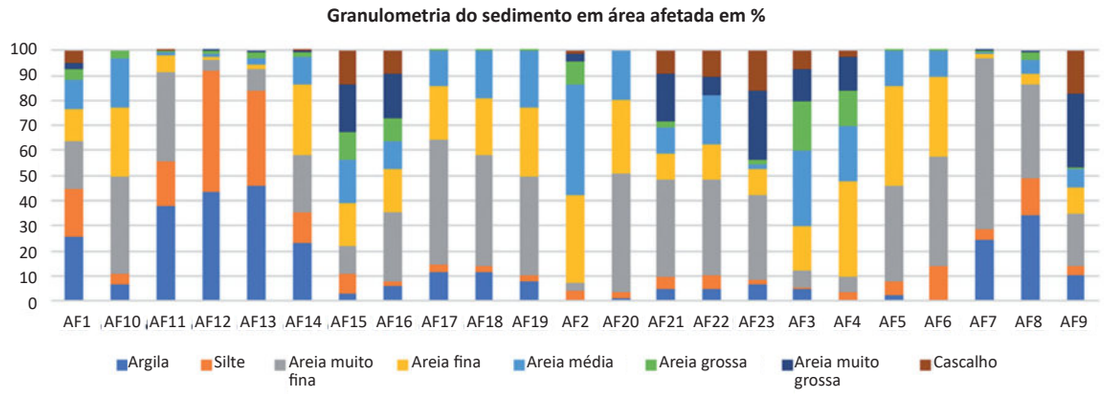
Tabela 90 – Resultados das análises químicas dos pontos da área afetada. Parte 4

Ponto	Tálio total	Telúrio total	Titânio total	Urânio total	Vanádio total	Zinco total
	mg/kg					
AF1	<0,1	<0,5	143	<0,02	18,4	7,72
AF2	<0,1	<0,5	56,3	<0,02	<0,5	9,62
AF3	<0,1	<0,5	141	<0,02	4,06	7,62
AF4	<0,1	<0,5	122	<0,02	4,95	7,99
AF5	<0,1	<0,5	139	<0,02	4,9	6,26
AF6	<0,1	<0,5	99,9	<0,02	6,74	7,85
AF7	<0,1	<0,5	316	<0,02	21,6	18,4
AF8	<0,1	<0,5	299	<0,02	22,1	50,1
AF9	0,24	<0,5	26,9	<0,02	7,97	12,7
AF10	<0,1	<0,5	110	<0,02	25,1	12,6
AF11	<0,1	<0,5	489	<0,02	43,1	50
AF12	<0,1	<0,5	776	<0,02	53	57,4
AF13	<0,1	<0,5	464	<0,02	55,8	72,1
AF14	<0,1	<0,5	875	<0,02	40,5	51,8
AF15	<0,1	<0,5	21,6	<0,02	<0,5	3,09
AF16	<0,1	<0,5	335	<0,02	14,5	15,9
AF17	<0,1	<0,5	142	<0,02	7,93	10,1
AF18	<0,1	<0,5	561	<0,02	28,3	33,2
AF19	<0,1	<0,5	88,8	<0,02	6,98	5,54
AF20	<0,1	<0,5	425	<0,02	28,8	36,2
AF21	<0,1	<0,5	100	<0,02	6,47	6,24
AF22	<0,1	<0,5	67,1	<0,02	5,52	6,16
AF23	<0,1	<0,5	56,5	<0,02	5,31	5,8

3.5.4.5.2 *Resultados da análise granulométrica dos sedimentos da área afetada*

Os resultados das análises granulométricas dos sedimentos mostram que o material apresenta frações de argila e silte nos pontos AF1, AF11, AF12 e AF13; argila e areia fina a muito fina no AF14; areia muito fina nos pontos AF10, AF16, AF17, AF18, AF19, AF20, AF21, AF22, AF23, AF4 e AF7; areia muito grossa, fina e média no AF15; areia média a fina em AF2 e AF5; areia muito fina a fina no AF6; areia média no AF3; argila e areia muito fina no AF8; e areia muito grossa e areia muito fina no AF9. Os valores estão expressos em percentagem e apresentados na Figura 293.

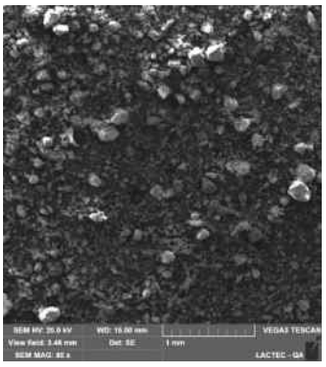
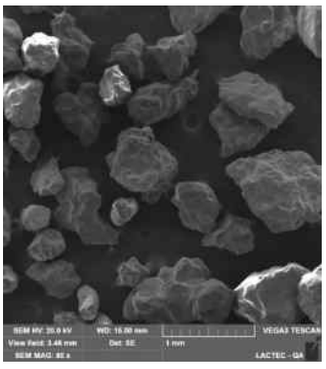
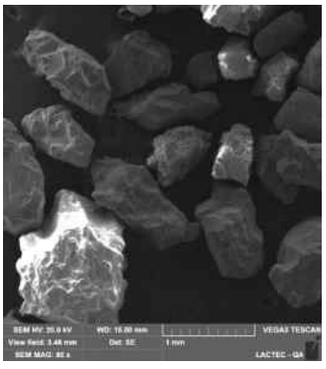
Figura 293 – Resultado da análise granulométrica para os sedimentos de pontos da área afetada

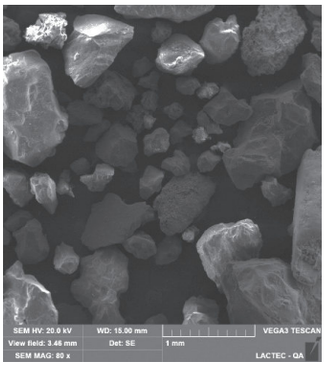
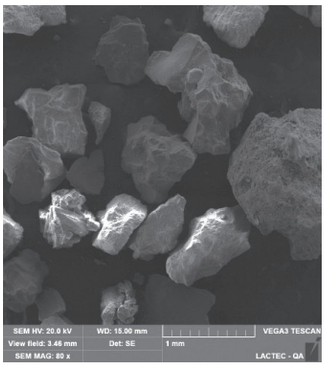
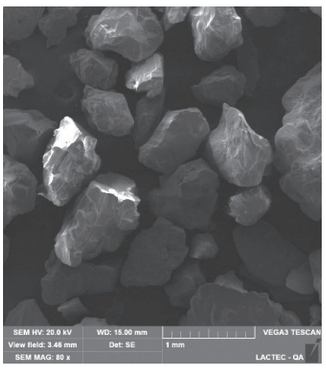
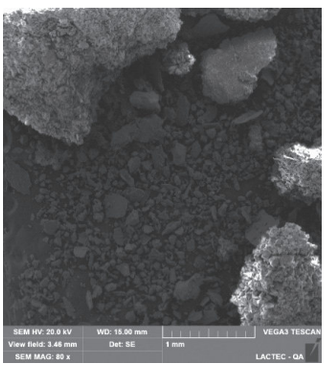


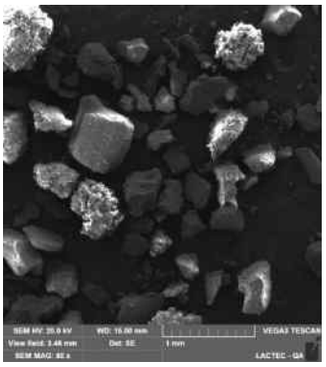
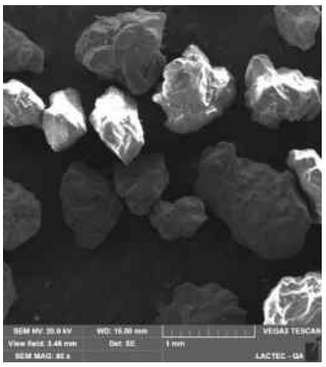
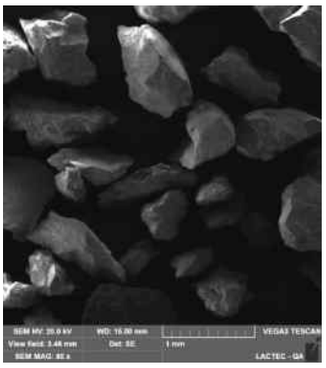
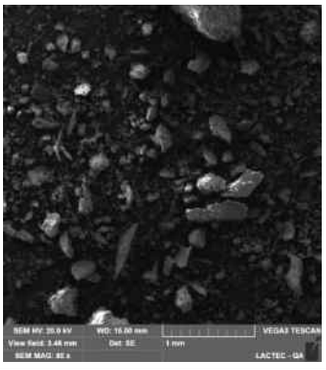
3.5.4.5.3 *Resultados da mineralogia e grau de arredondamento dos sedimentos da área afetada*

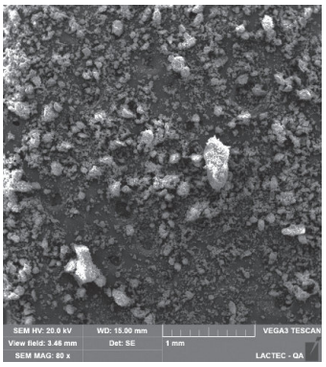
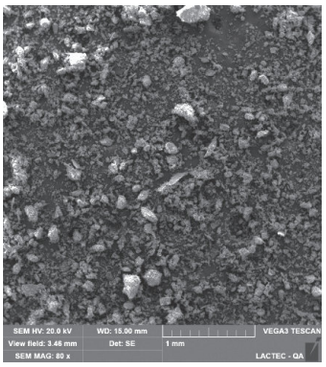
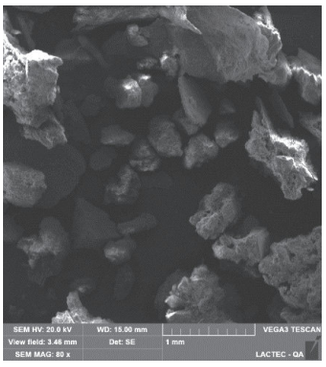
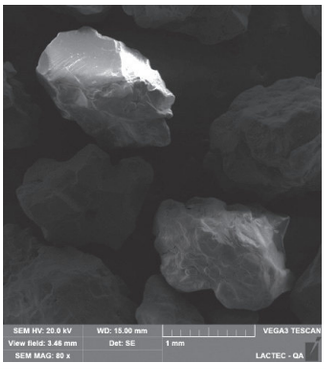
Os resultados do grau de arredondamento e mineralogia por DRX dos sedimentos da área afetada estão apresentados na Tabela 91. Os pontos AF1, AF15 e AF21 foram classificados como subangulares e os pontos AF2 a AF14, AF16 a AF20, AF22 e AF23, como angulares.

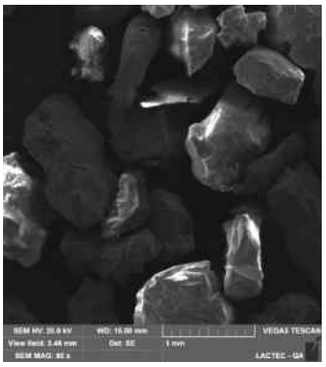
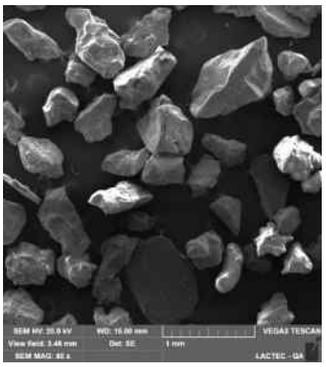
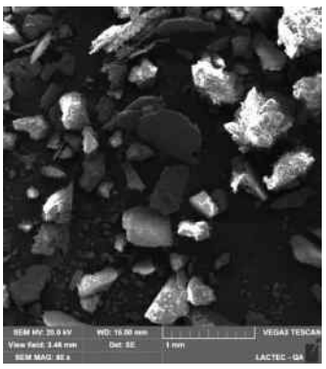
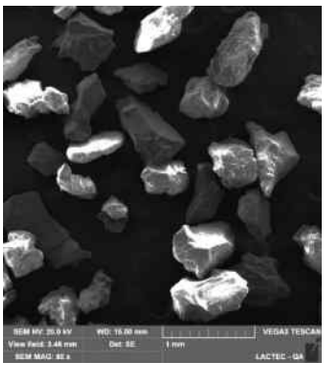
Tabela 91 – Classificação do grau de arredondamento e mineralogia dos sedimentos da área afetada

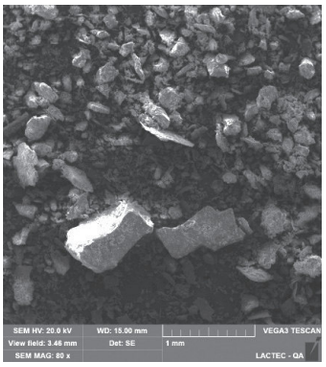
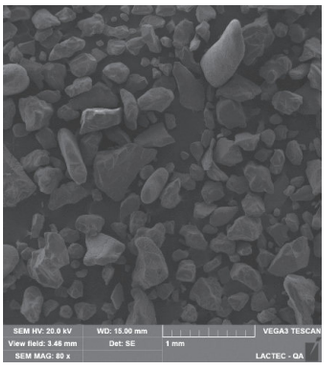
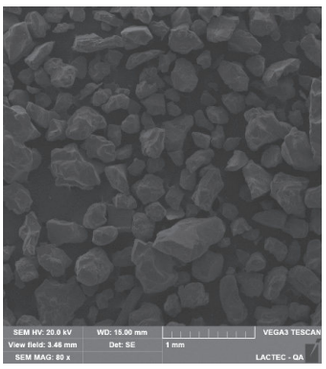
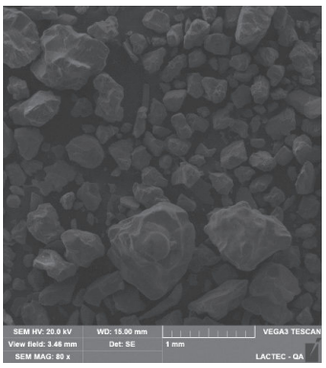
PONTO	GRAU DE ARREDONDAMENTO	FOTOMICROGRAFIA – MEV	MINERALOGIA – DRX
AF1	SUBANGULAR		Quartzo
AF2	ANGULAR		Quartzo
AF3	ANGULAR		Quartzo

PONTO	GRAU DE ARREDONDAMENTO	FOTOMICROGRAFIA – MEV	MINERALOGIA – DRX
AF4	ANGULAR		Quartzo
AF5	ANGULAR		Quartzo
AF6	ANGULAR		Quartzo
AF7	ANGULAR		Quartzo

PONTO	GRAU DE ARREDONDAMENTO	FOTOMICROGRAFIA – MEV	MINERALOGIA – DRX
AF8	ANGULAR		Quartzo
AF9	ANGULAR		Quartzo
AF10	ANGULAR		Quartzo
AF11	ANGULAR		Quartzo

PONTO	GRAU DE ARREDONDAMENTO	FOTOMICROGRAFIA – MEV	MINERALOGIA – DRX
AF12	ANGULAR		Quartzo
AF13	ANGULAR		Quartzo
AF14	ANGULAR		Quartzo
AF15	SUBANGULAR		Quartzo

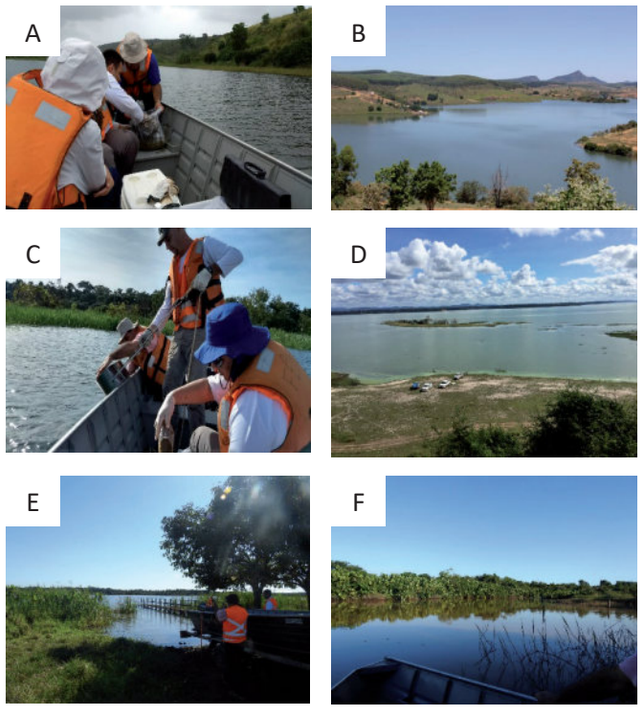
PONTO	GRAU DE ARREDONDAMENTO	FOTOMICROGRAFIA – MEV	MINERALOGIA – DRX
AF16	ANGULAR		Quartzo
AF17	ANGULAR		Quartzo
AF18	ANGULAR		Quartzo
AF19	ANGULAR		Quartzo

PONTO	GRAU DE ARREDONDAMENTO	FOTOMICROGRAFIA – MEV	MINERALOGIA – DRX
AF20	ANGULAR		Quartzo
AF21	SUBANGULAR		Quartzo
AF22	ANGULAR		Quartzo
AF23	ANGULAR		Quartzo

3.5.4.6 Sedimentos coletados em lagoas

Os pontos de coleta de sedimentos em lagoas situaram-se essencialmente no estado do Espírito Santo, num total de cinco. A Figura 294 apresenta a visão geral das lagoas em que foram coletadas as amostras.

Figura 294 – Visão geral de alguns pontos de coleta em lagoas: A e B) L1 – lagoa do Limão, C) L2 – lagoa Juparanã Mirim, D) L3 – lagoa Juparanã, E) L6 – lagoa Pandolfi, F) L5 – Lagoa Seca



3.5.4.6.1 *Resultados das análises químicas dos sedimentos das lagoas*

Os resultados das análises por ICP-OES estão apresentados na Tabela 92, Tabela 93, Tabela 94 e Tabela 95. No L4, foram identificados valores de 6,32 mg/kg para As, acima do limite do nível 1; no L5, o valor de 28,17 mg/kg de As está acima do limite do nível 2, enquanto o de 45,4 mg/kg de Cr está acima do limite do nível 1 da resolução do CONAMA. Os certificados correspondentes estão apresentados no Anexo F.

Tabela 92 – Resultados das análises químicas dos pontos das lagoas. Parte 1. Em vermelho, valores acima do nível 2 e, em amarelo, acima do nível 1 do CONAMA

Ponto	Alumínio total	Antimônio	Arsênio total	Bário total	Berílio total	Bismuto total	Boro total	Cádmio total	Cálcio total	Carbono Orgânico Total	Chumbo total	Cobalto total
	mg/kg									%	mg/kg	
L1	12660	<0,1	<0,1	31,85	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	257	1,41	6,84	3,62
L2	2164	<0,1	<0,1	7,9	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	222	0,25	2,13	0,68
L3	26740	<0,1	3,35	80,02	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	625	2,62	15,99	6,93
L4	25590	<0,1	6,32	101,3	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	335	7,25	17,68	7,65
L5	13380	<0,1	28,17	36,96	<0,02	<0,5	<0,5	<0,02	855	18,29	8,71	10,84

Tabela 93 – Resultados das análises químicas dos pontos das lagoas. Parte 2. Em vermelho, os valores acima do nível 2 e, em amarelo, acima do nível 1 do CONAMA

Ponto	Cobre total	Cromo total	Cromo Trivalente	Cromo Hexavalente	Enxofre total	Estanho total	Estrôncio total	Fenol	Ferro total	Fósforo total	Magnésio total	Manganês total
	mg/kg											
L1	4,05	71,1	71,1	<0,4	211	<0,5	4,61	<3	14040	126,3	232	251
L2	<0,1	32,7	32,7	<0,4	28,4	<0,5	3,19	<3	3140	29,48	98,5	20,5
L3	10,2	62,8	62,8	<0,4	144	<0,5	8,87	<3	17530	199,4	1131	282
L4	13,45	80	80	<0,4	116	<0,5	9,59	<3	18500	288,8	1382	464
L5	5,8	92,2	92,2	<0,4	644	<0,5	16,1	<3	23080	602,8	276	323

Tabela 94 – Resultados das análises químicas dos pontos das lagoas. Parte 3

Ponto	Mercúrio total	Molibdênio total	Níquel total	Nitrato	Nitrito	Nitrogênio Kjeldahl Total	Nitrogênio total	Paládio total	Platina total	Potássio total	Prata total	Ródio total
	mg/kg											
L1	<0,002	<0,5	4,36	<10	<1	111	111	<0,5	<0,5	174	<0,1	<0,5
L2	<0,002	<0,5	0,62	<10	<1	69,96	63,97	<0,5	<0,5	60	<0,1	<0,5
L3	<0,002	<0,5	14,18	<10	<1	139	142	<0,5	<0,5	1341	<0,1	<0,5
L4	<0,002	<0,5	14,13	<10	<1	153	153	<0,5	<0,5	1899	<0,1	<0,5
L5	<0,002	<0,5	7,6	<10	<1	859	859	<0,5	<0,5	244	<0,1	<0,5

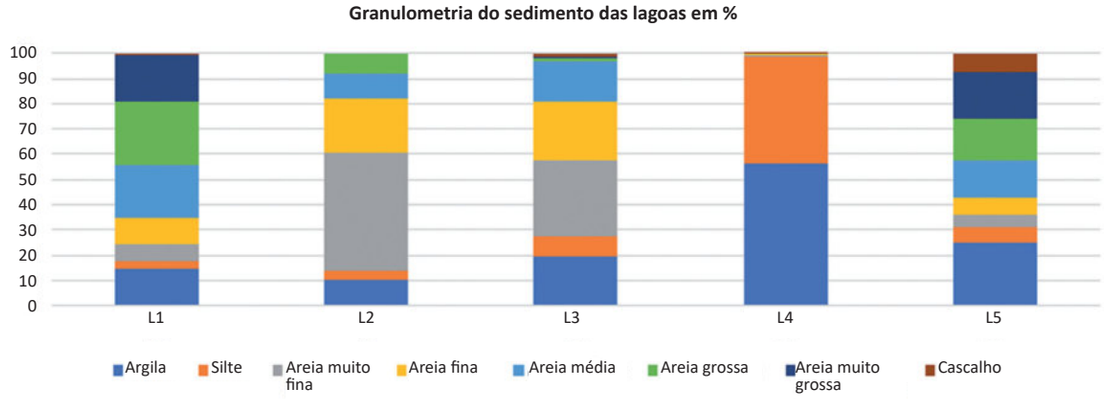
Tabela 95 – Resultados das análises químicas dos pontos das lagoas. Parte 4

Ponto	Selênio total	Silício total	Sódio total	Tálio total	Telúrio total	Titânio total	Urânio total	Vanádio total	Zinco total
	mg/kg								
L1	<0,1	22,1	336	<0,1	<0,5	135	<0,02	20,1	22
L2	<0,1	30,2	297	<0,1	<0,5	108	<0,02	5,25	3,78
L3	<0,1	29,5	518	<0,1	<0,5	434	<0,02	32,9	41,4
L4	<0,1	29,4	<0,5	<0,1	<0,5	433	<0,02	46,6	41,1
L5	<0,1	30,1	308	<0,1	<0,5	128	<0,02	58,9	28,7

3.5.4.6.2 *Resultado da análise granulométrica dos sedimentos das lagoas*

Os resultados das análises granulométricas dos sedimentos coletados nas lagoas mostram que o material apresenta frações de areia média a grossa no L1; areia muito fina no L2; areia muito fina a fina no L3; argila no L4 e L5. Os valores estão expressos em percentagem e apresentados na Figura 295.

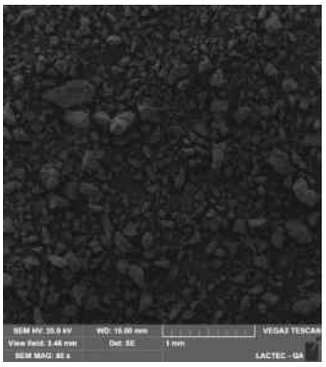
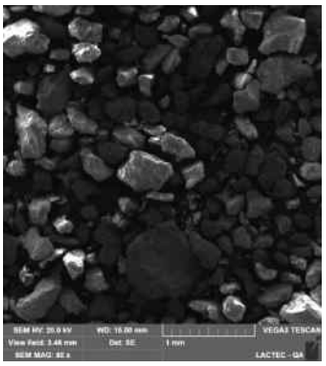
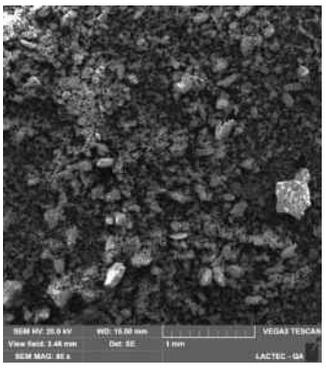
Figura 295 – Resultado da análise granulométrica para os sedimentos das lagoas

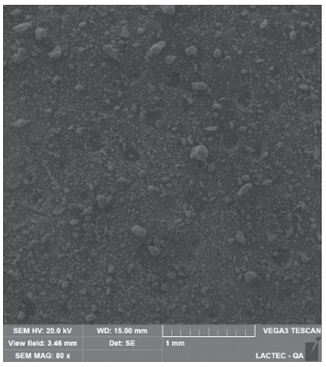
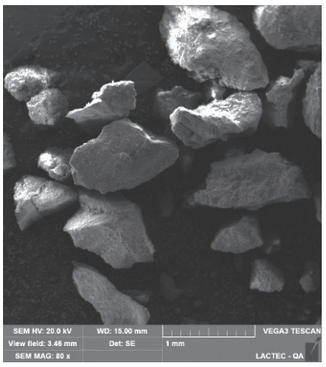


3.5.4.6.3 *Resultados da mineralogia e grau de arredondamento dos sedimentos das lagoas*

Os resultados do grau de arredondamento e mineralogia por DRX dos sedimentos das lagoas estão apresentados na Tabela 96. Os pontos L1, L3 e L5 foram classificados como angulares, L2, como subangular e L4, como subarredondado.

Tabela 96 – Classificação do grau de arredondamento e mineralogia dos sedimentos das lagoas

PONTO	GRAU DE ARREDONDAMENTO	FOTOMICROGRAFIA – MEV	MINERALOGIA – DRX
L1	ANGULAR		Quartzo
L2	SUBANGULAR		Quartzo
L3	ANGULAR		Birnessita

PONTO	GRAU DE ARREDONDAMENTO	FOTOMICROGRAFIA – MEV	MINERALOGIA – DRX
L4	SUBARREDONDADA		Richerita
L5	ANGULAR		Goethita

3.5.4.7 Análise comparativa dos resultados das análises químicas

Nesta seção, são apresentados os resultados das análises químicas descritas na seção 3.5.3.4.2. São demonstradas, primeiramente, as figuras-resumo contendo o mapa com a localização dos pontos amostrais em que a concentração dos elementos ultrapassou o nível 1 e/ou o nível 2 da Resolução CONAMA nº 454/2012 (Figura 296 e Figura 297). Da Figura 297 à Figura 311, são apresentados gráficos contendo a concentração dos elementos analisados, indicando dois tipos de resultado: em vermelho, os resultados “não quantificados” e, em azul, os resultados “quantificados”. Os dados não quantificados são aqueles cujo resultado foi inferior ao limite mínimo de quantificação do método analítico.

Os elementos Sb, Be, Bo, Sn, Hg, Mo, Pd, Ag, Se e U apresentaram concentrações abaixo do limite de quantificação em todas as amostras analisadas, portanto os resultados não serão apresentados individualmente. O elemento Hg não foi analisado nas amostras de *background*, por um problema no prazo de vencimento da amostra para análise. Os gráficos apresentam os resultados divididos em: BKG, PC, AF e L, como também contêm linhas pontilhadas que representam o limite dos níveis 1 e 2 da Resolução CONAMA nº 454/2012 para os elementos que o possuem. O objetivo foi comparar a concentração desses elementos nas áreas afetadas e lagoas com as áreas não afetadas (*background* e pontos de controle). A análise comparativa teve por foco os elementos quantificados e mais relevantes para a análise de contaminação ambiental. Os resultados das análises estão apresentados na Tabela 80, Tabela 81, Tabela 82, Tabela 83, Tabela 84, Tabela 85, Tabela 86, Tabela 87, Tabela 88, Tabela 89, Tabela 92, Tabela 94 e Tabela 95.

Conforme observado nas Figuras 296 e 297, os pontos amostrais que apresentaram desacordos foram: BKG1, PC1, PC2, AF2, AF3, AF4, AF6, PC8, AF8, AF9, AF11, AF13, AF14, PC6, PC13, AF18, L4 e L5. Os elementos que revelaram concentrações acima do nível 1 foram: As, Cd, Cr e Ni. Apenas o elemento As apresentou concentrações acima do nível 2 e foi o elemento mais representativo nessa amostragem.

Figura 296 – Concentrações acima do nível 1 e/ou nível 2 no trecho entre o ponto amostral BKG1 e ponto amostral PC8

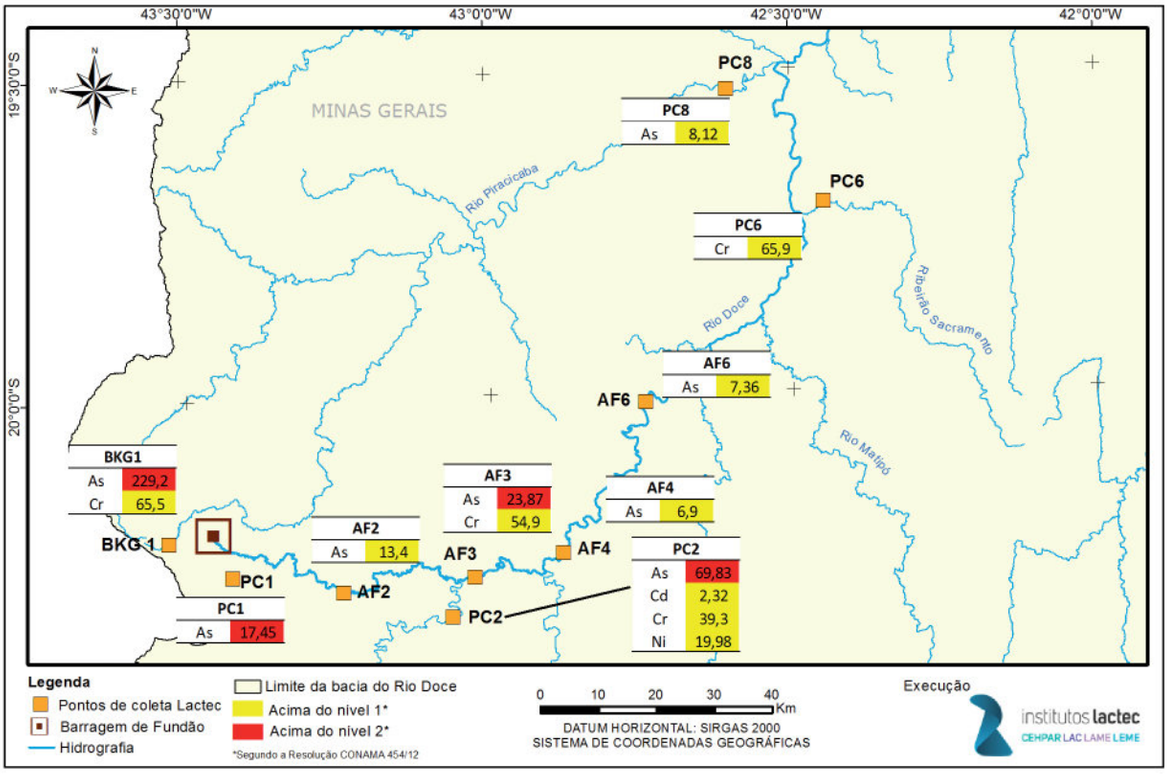
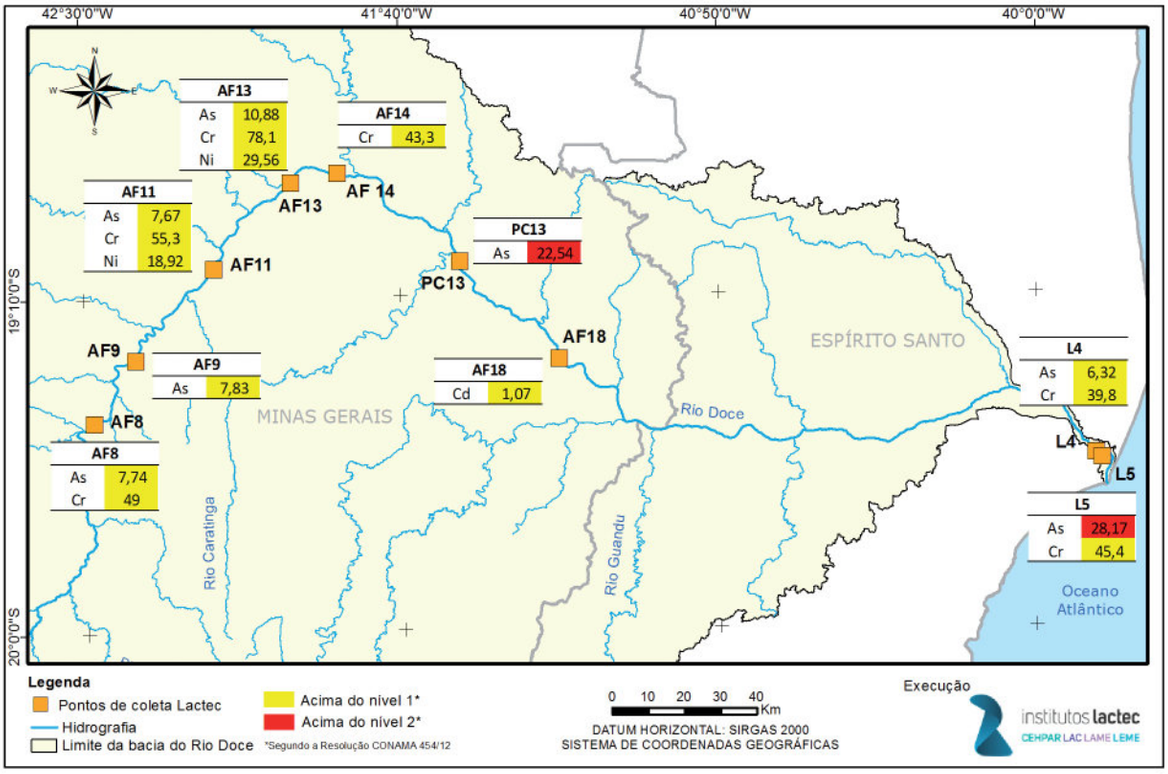


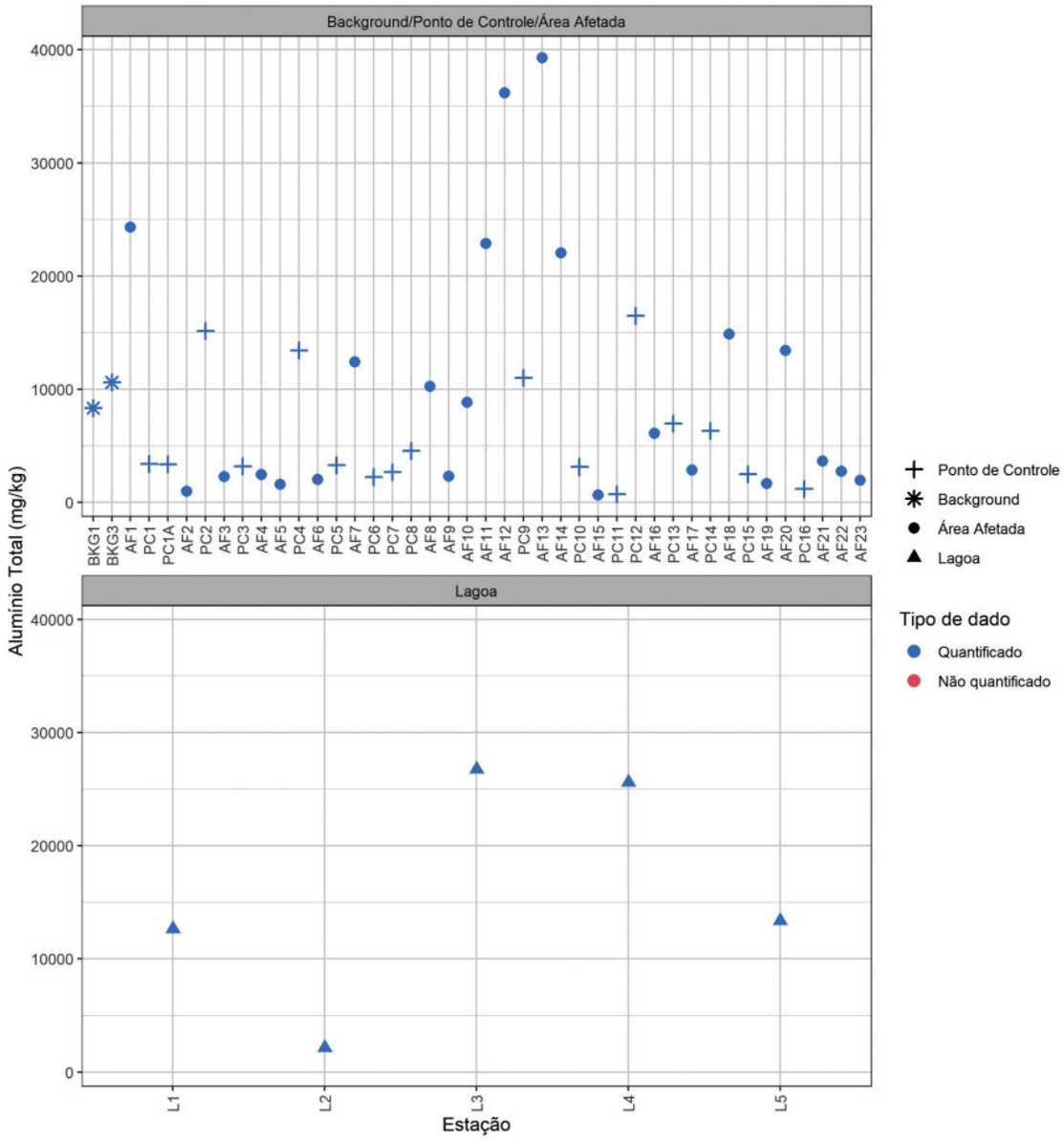
Figura 297 – Concentrações acima do nível 1 e/ou nível 2 no trecho entre o ponto amostral AF8 e o ponto amostral L5



3.5.4.7.1 *Alumínio total*

Na Figura 298, estão apresentados os resultados obtidos para o elemento Al total, o qual não possui limites de concentração segundo a Resolução CONAMA nº 454/2012, por se tratar do terceiro elemento mais abundante na crosta terrestre. Ele está presente como componente fundamental de feldspatos, micas e argilominerais. As concentrações variaram entre 668,0 e 32.280,0 mg/kg. Resultados mais elevados foram observados nos pontos amostrais localizados na área afetada, porém diversos pontos localizados nas lagoas L3 e L4 apesentaram concentrações elevadas, acima de 22.000 mg/kg. Diversos pontos de controle também tiveram concentrações mais elevadas de Al do que aquelas observadas nas áreas afetadas.

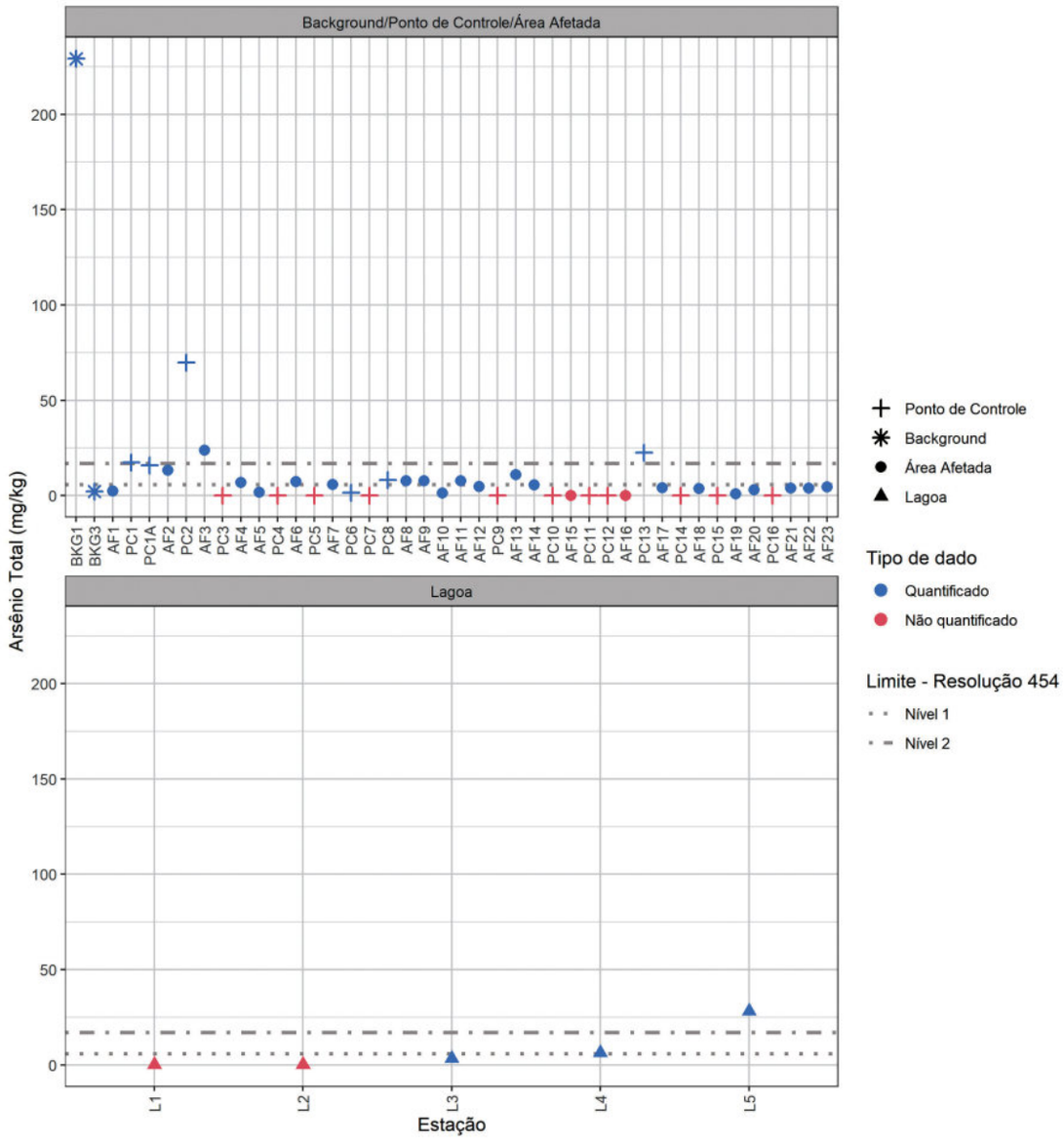
Figura 298 – Resultados obtidos para o elemento Al total



3.5.4.7.2 *Arsênio total*

Na Figura 299, estão apresentados os resultados obtidos para o elemento As total. Nos pontos de controle, PC1A e PC8 apresentaram concentrações acima do nível 1 da resolução do CONAMA (5,9 mg/kg) e PC1, PC2 e PC13, acima do nível 2 (17 mg/kg). Nas amostras de *background*, BCK1 apresentou concentração de 229,20 mg/kg, consideravelmente acima do nível 2. Para os pontos de área afetada, AF2, AF4, AF6, AF8, AF9, AF11, AF13 e AF14 e L4 apresentaram concentrações acima do nível 1. Os pontos AF3 e L5 foram os que apresentaram concentrações acima do nível 2. O ponto de *background* foi o que teve a maior concentração observada, indicando que, mesmo em áreas não antropizadas, o As está presente nos sedimentos de fundo dos corpos d'água.

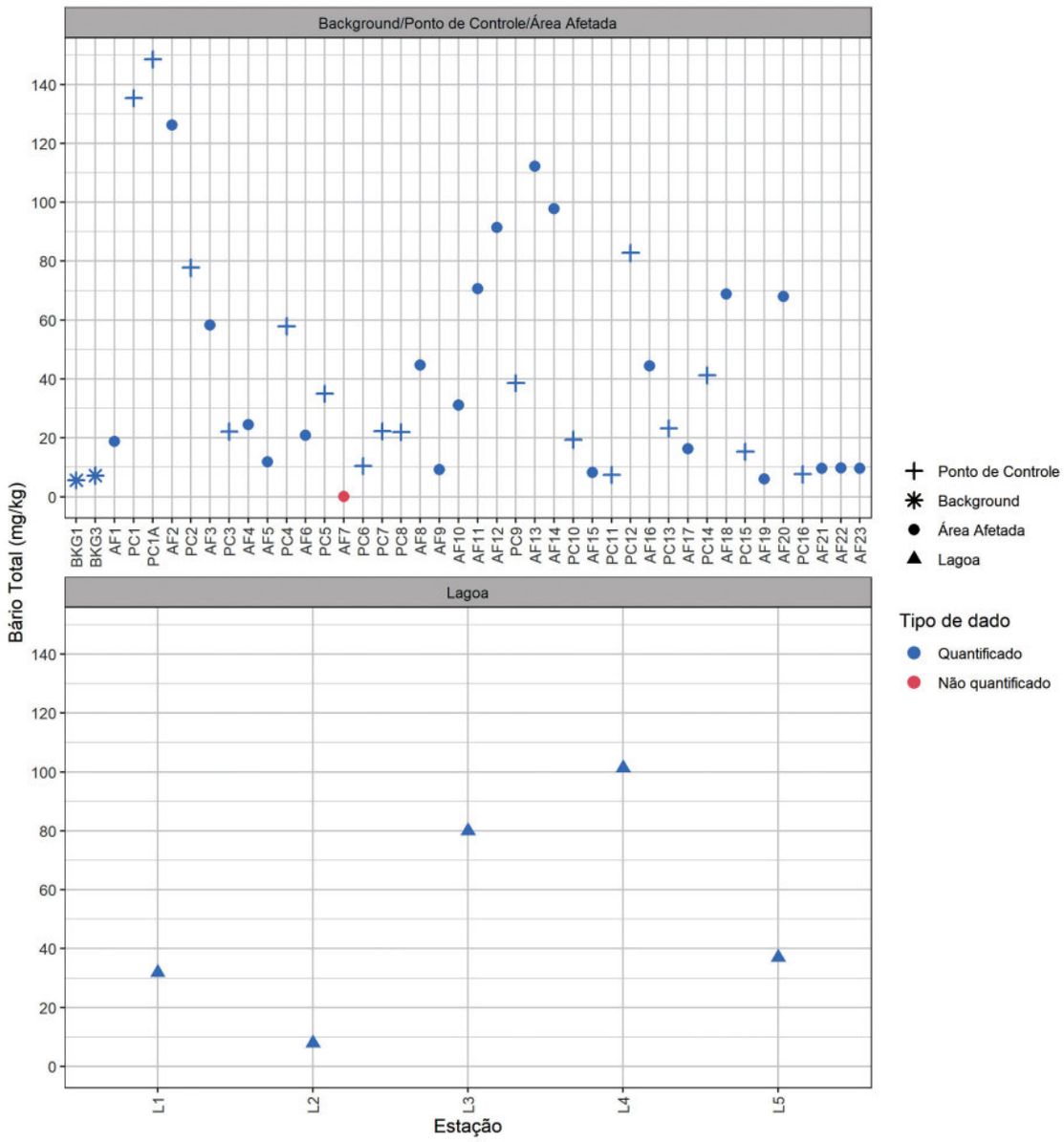
Figura 299 – Resultados obtidos para o elemento As total



3.5.4.7.3 *Bário total*

A Figura 300 apresenta os resultados obtidos para o elemento Ba total, que não possui limites de quantificação pela Resolução CONAMA nº 454/2012. Por esse motivo, as linhas indicadoras dos níveis 1 e 2 não estão representadas nos gráficos. As concentrações de Ba nos pontos de *background* foram as que apresentaram os menores valores.

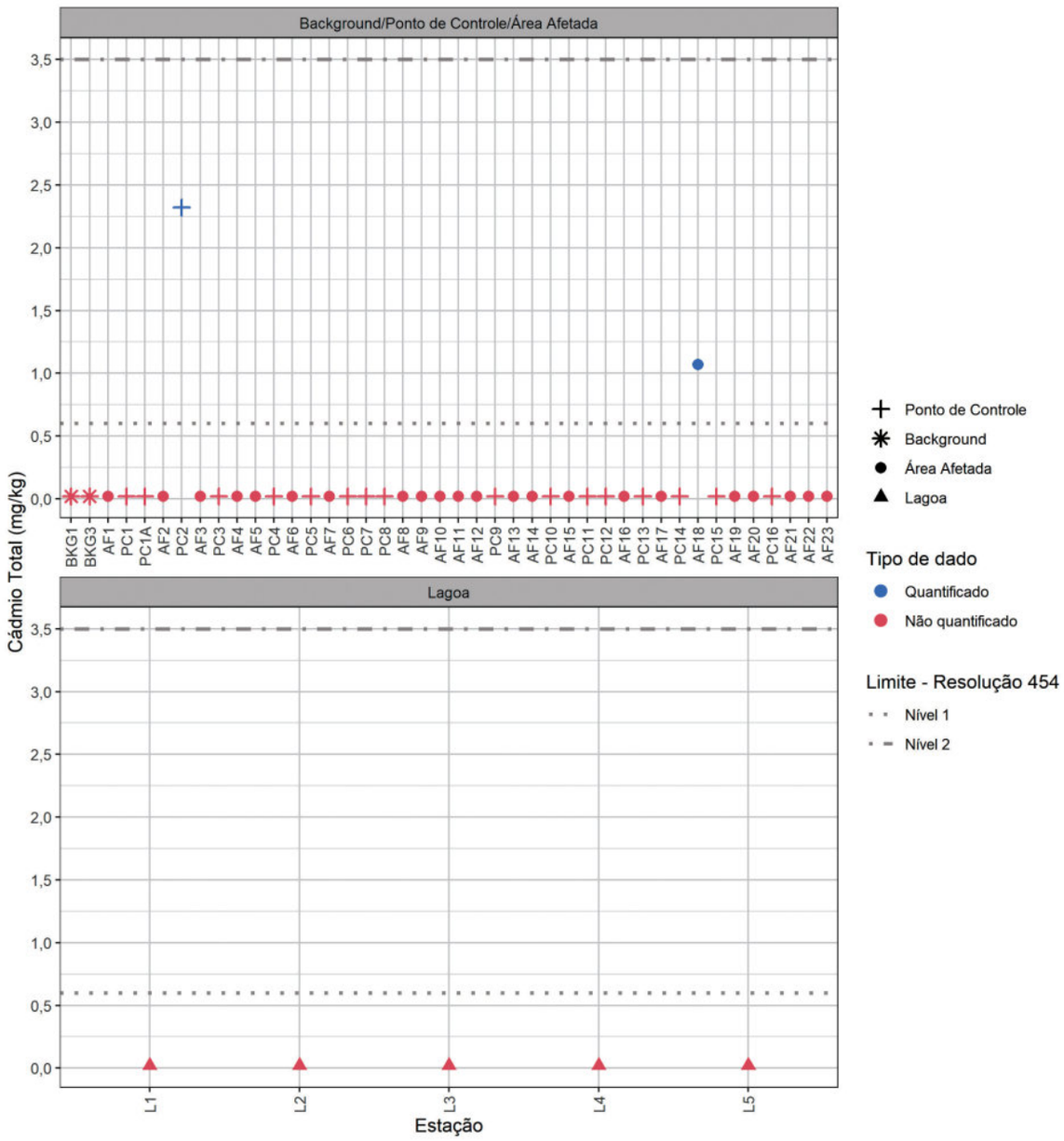
Figura 300 – Resultados obtidos para o elemento Ba total



3.5.4.7.4 *Cádmio total*

A Figura 301 apresenta os valores obtidos para o elemento Cd total, que não foi quantificado para a maioria das amostras. Nos pontos de controle, todas as amostras tiveram valores abaixo do nível 1, com exceção do PC2. Nas amostras da área afetada, somente o ponto AF18 apresentou concentração acima do nível 1 da resolução do CONAMA, que é de 0,6 mg/kg.

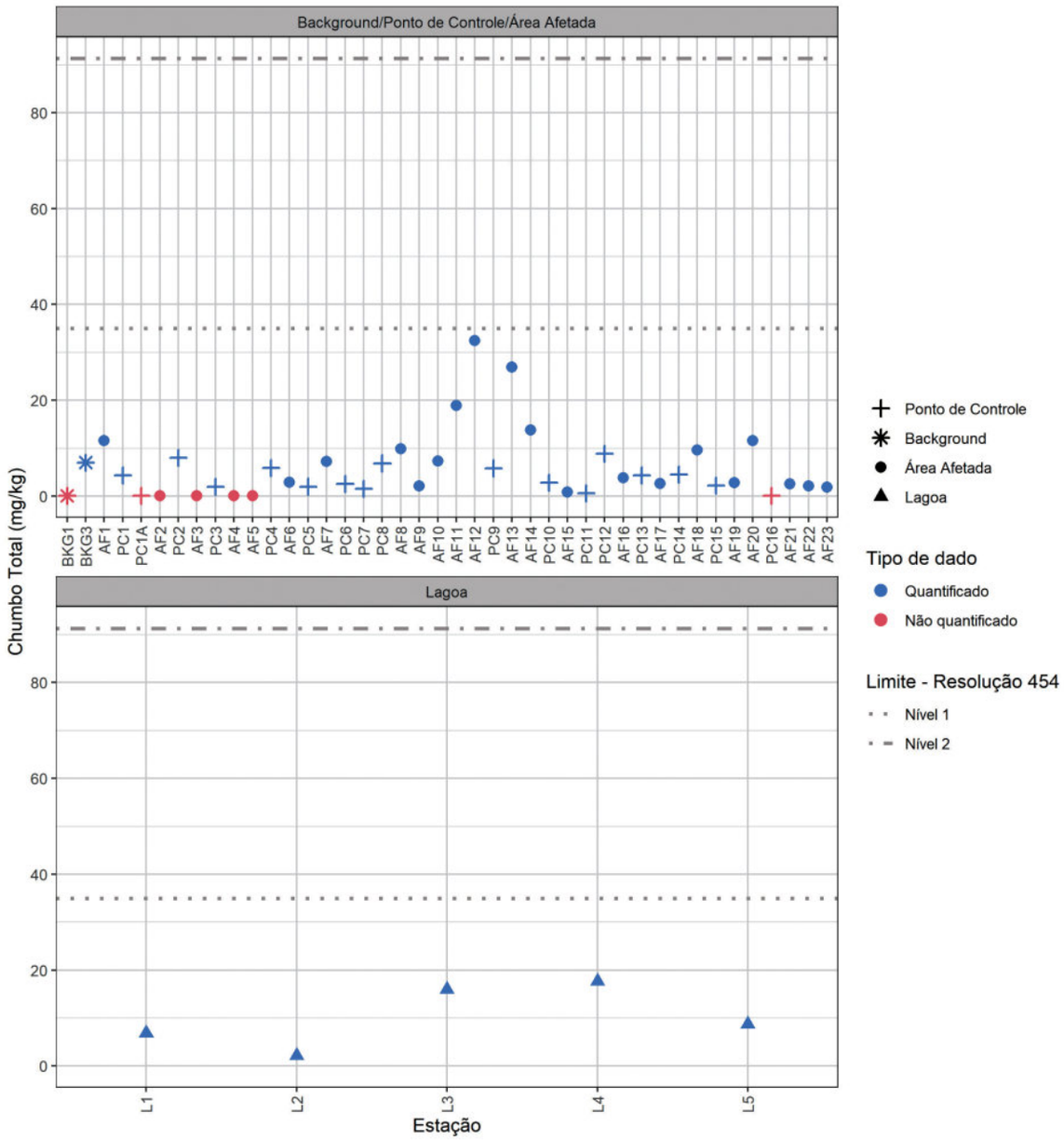
Figura 301 – Resultados obtidos para o elemento Cd total



3.5.4.7.5 *Chumbo total*

Na Figura 302, estão apresentadas as concentrações para o elemento Pb total. Não foram encontradas concentrações acima do nível 1 ou 2 (Tabela 78) da Resolução CONAMA nº 454/2012. Alguns valores próximos ao nível 1 foram observados nos pontos AF11, AF12 e AF13.

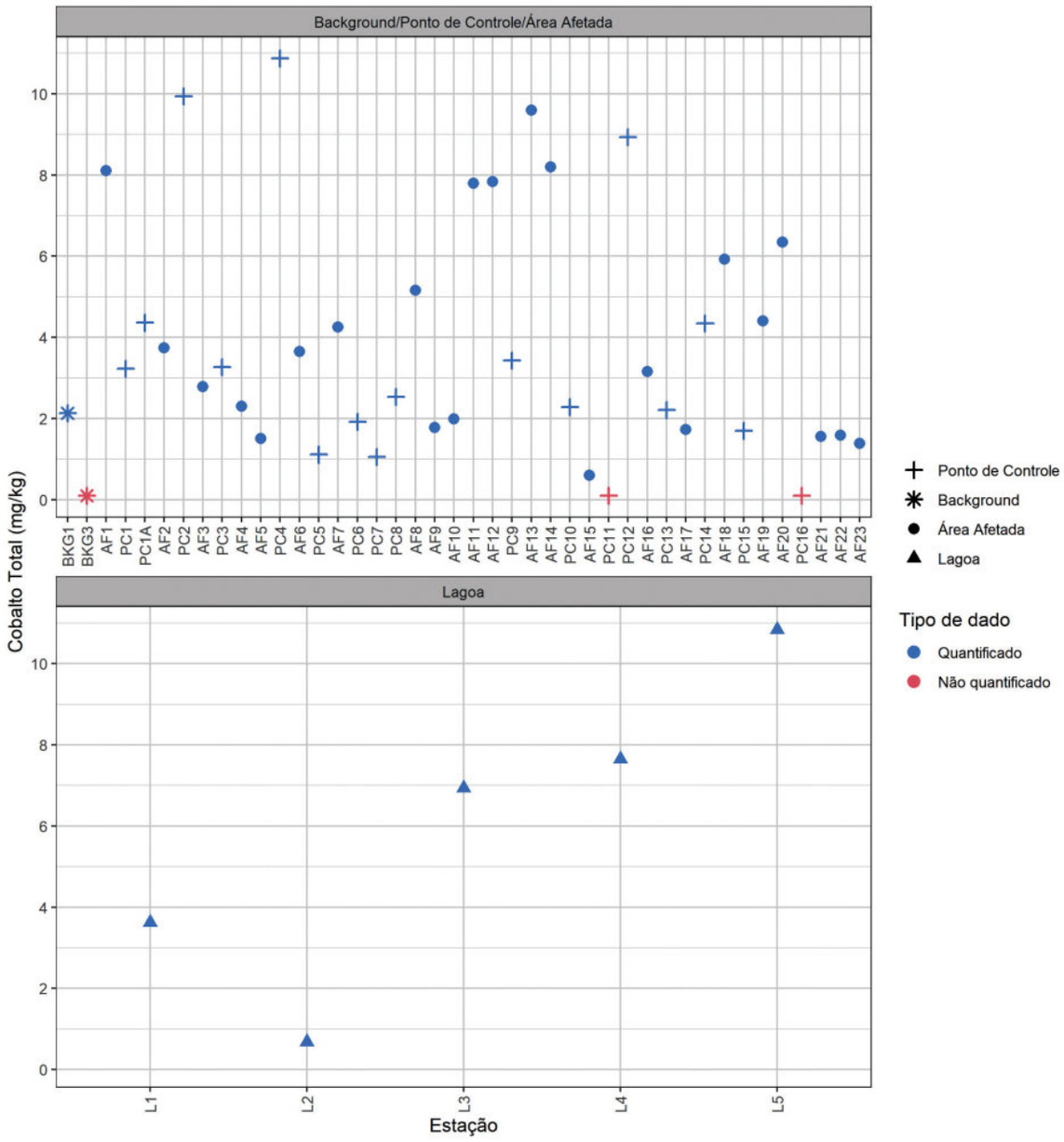
Figura 302 – Resultados obtidos para o elemento Pb total



3.5.4.7.6 *Cobalto total*

A Figura 303 apresenta as concentrações obtidas para o elemento Co total, que não possui limites pela Resolução CONAMA nº 454/2012. As concentrações observadas não ultrapassaram 11 mg/kg.

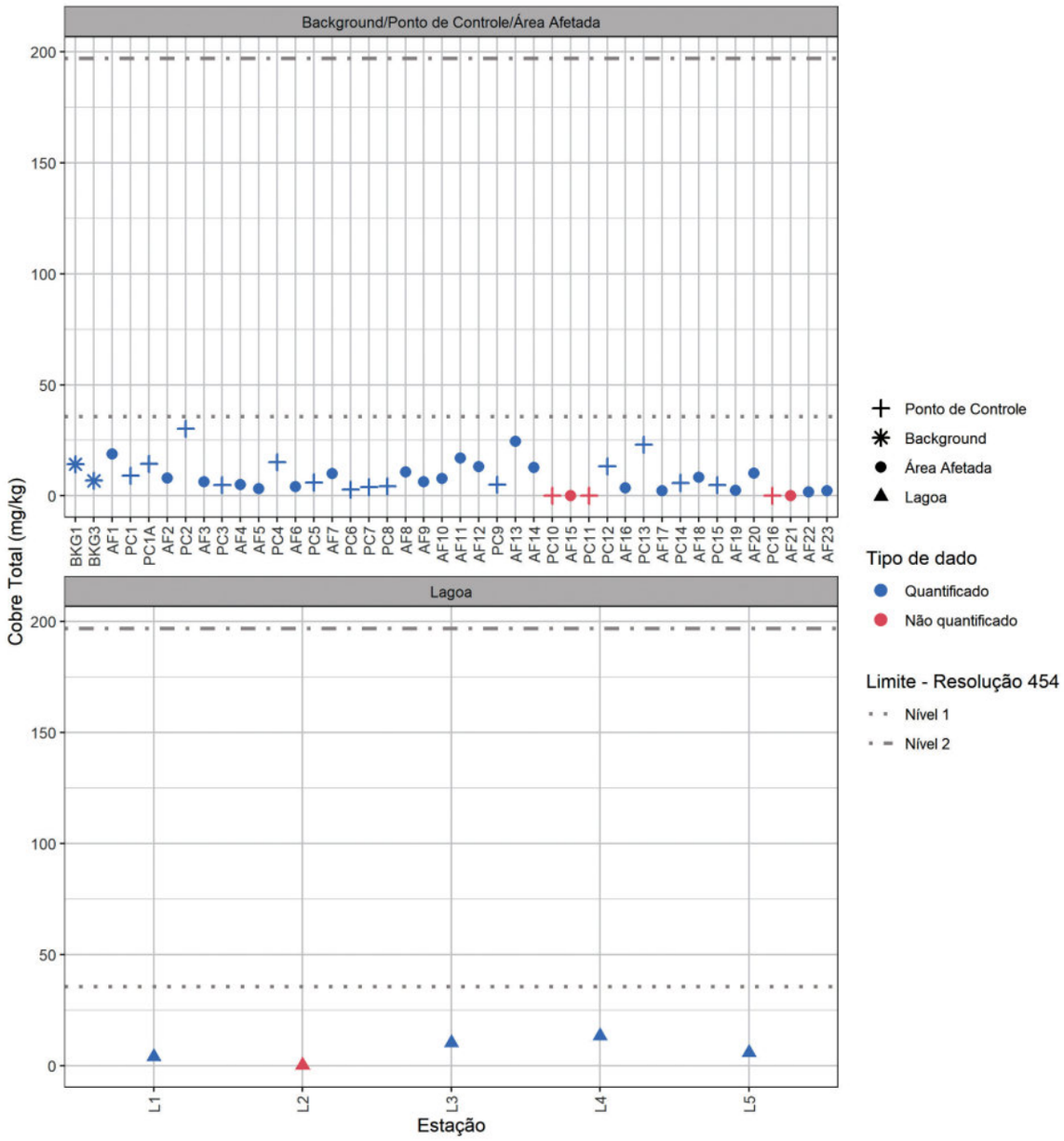
Figura 303 – Resultados obtidos para o elemento Co total



3.5.4.7.7 *Cobre total*

Observando a Figura 304, pode-se perceber que as concentrações obtidas para o elemento Cu total encontram-se abaixo dos níveis 1 e 2 (Tabela 78) da Resolução CONAMA nº 454/2012.

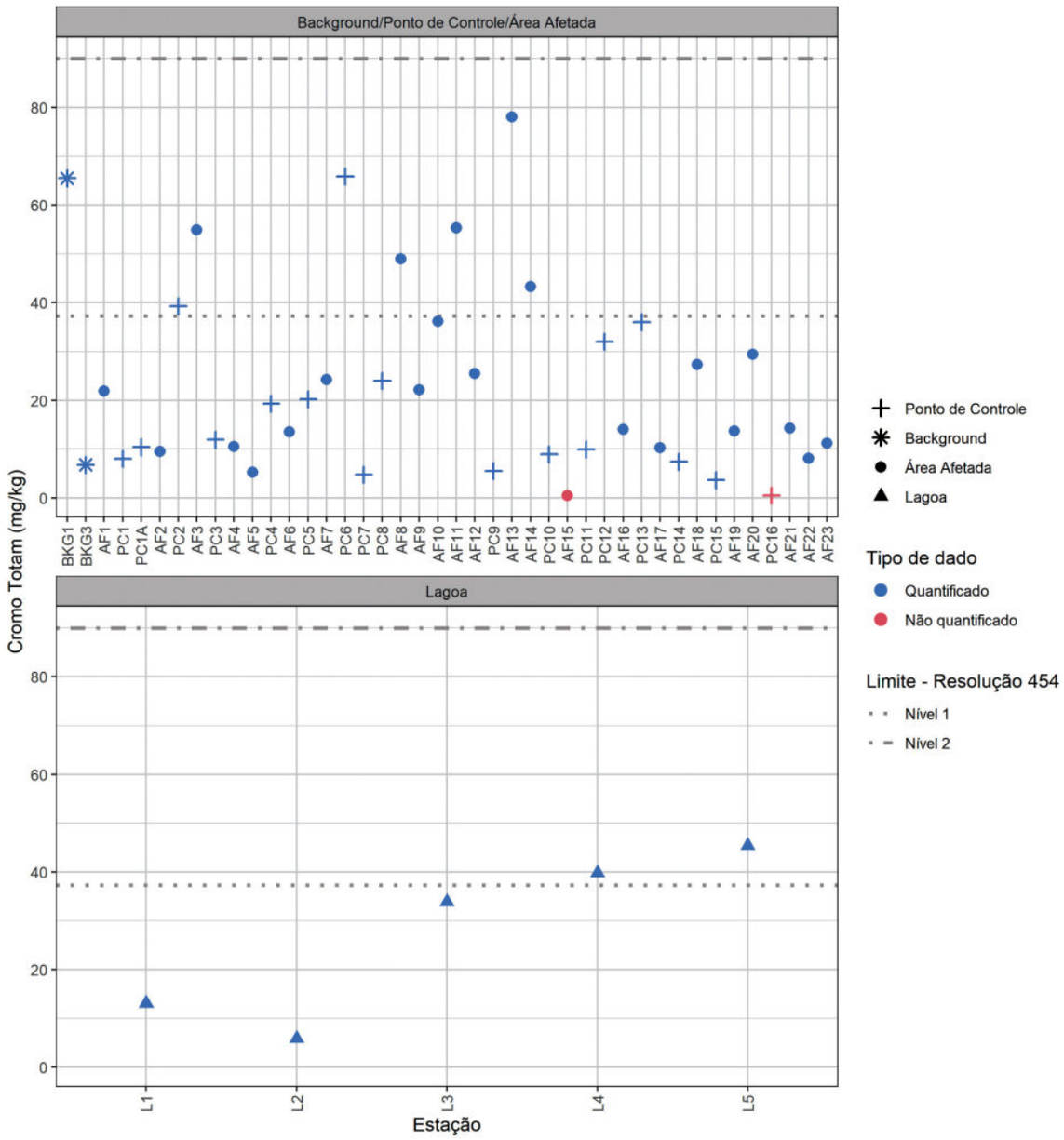
Figura 304 – Resultados obtidos para o elemento Cu total



3.5.4.7.8 *Cromo total*

Na Figura 305, estão as concentrações obtidas para o elemento Cr total. Para as amostras de ponto de controle, foram observadas duas com valores acima do estabelecido para o nível 1 (Tabela 78) (PC2 e PC6), assim como para as lagoas (L4 e L5). Para os pontos de *background*, apenas o BKG1 apresentou concentração acima do nível 1. Nas coletas realizadas na área afetada, cinco pontos apresentaram valores acima do nível 1: AF3, AF8, AF11, AF13 e AF14. Nenhum apresentou concentrações acima do nível 2.

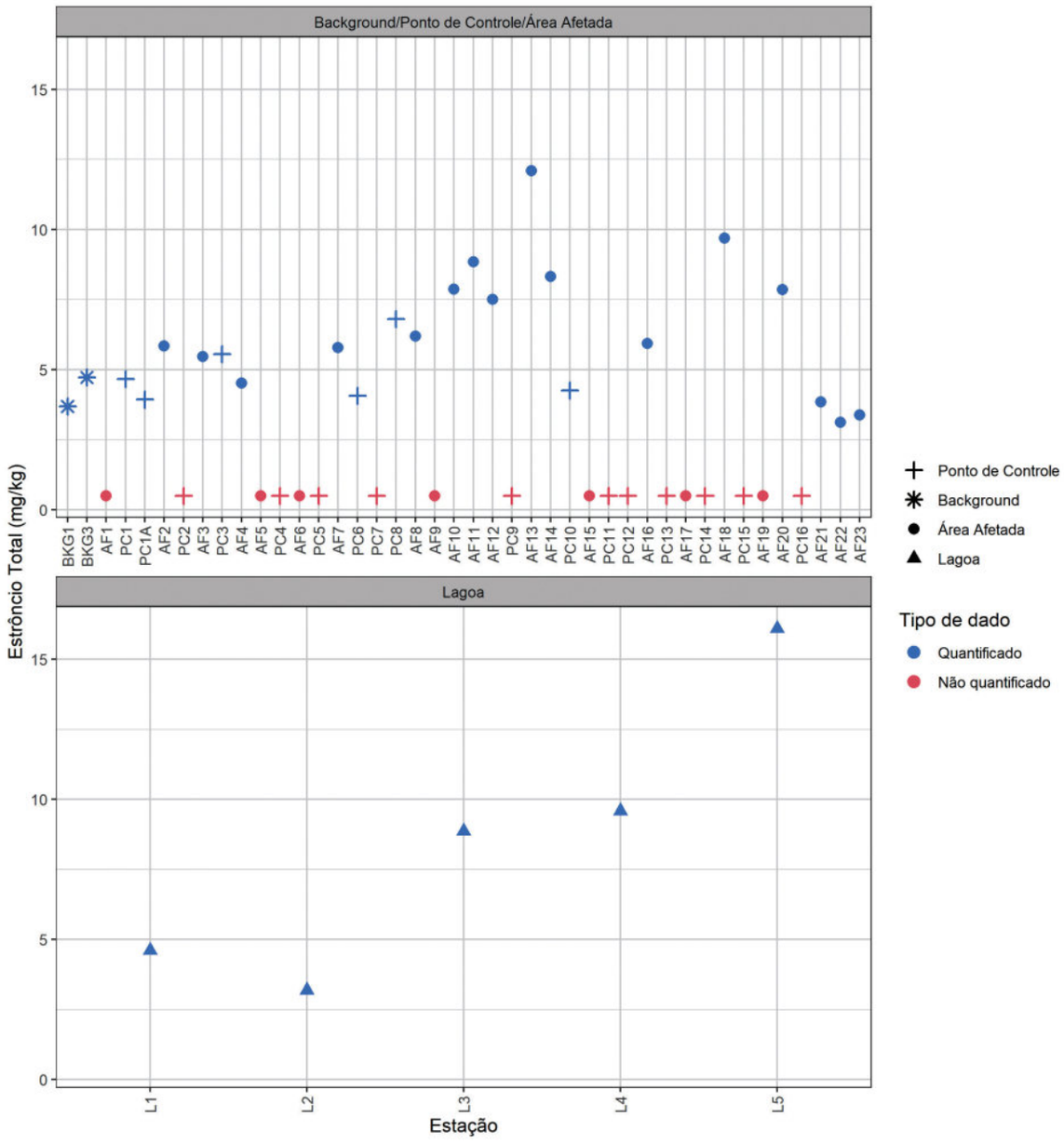
Figura 305 – Resultados obtidos para o elemento Cr total



3.5.4.7.9 *Estrôncio total*

Na Figura 306, estão apresentados os valores obtidos para o elemento Sr total, que não possui limites de quantificação segundo a Resolução CONAMA nº 454/2012. As concentrações foram baixas, não ultrapassando 13 mg/kg.

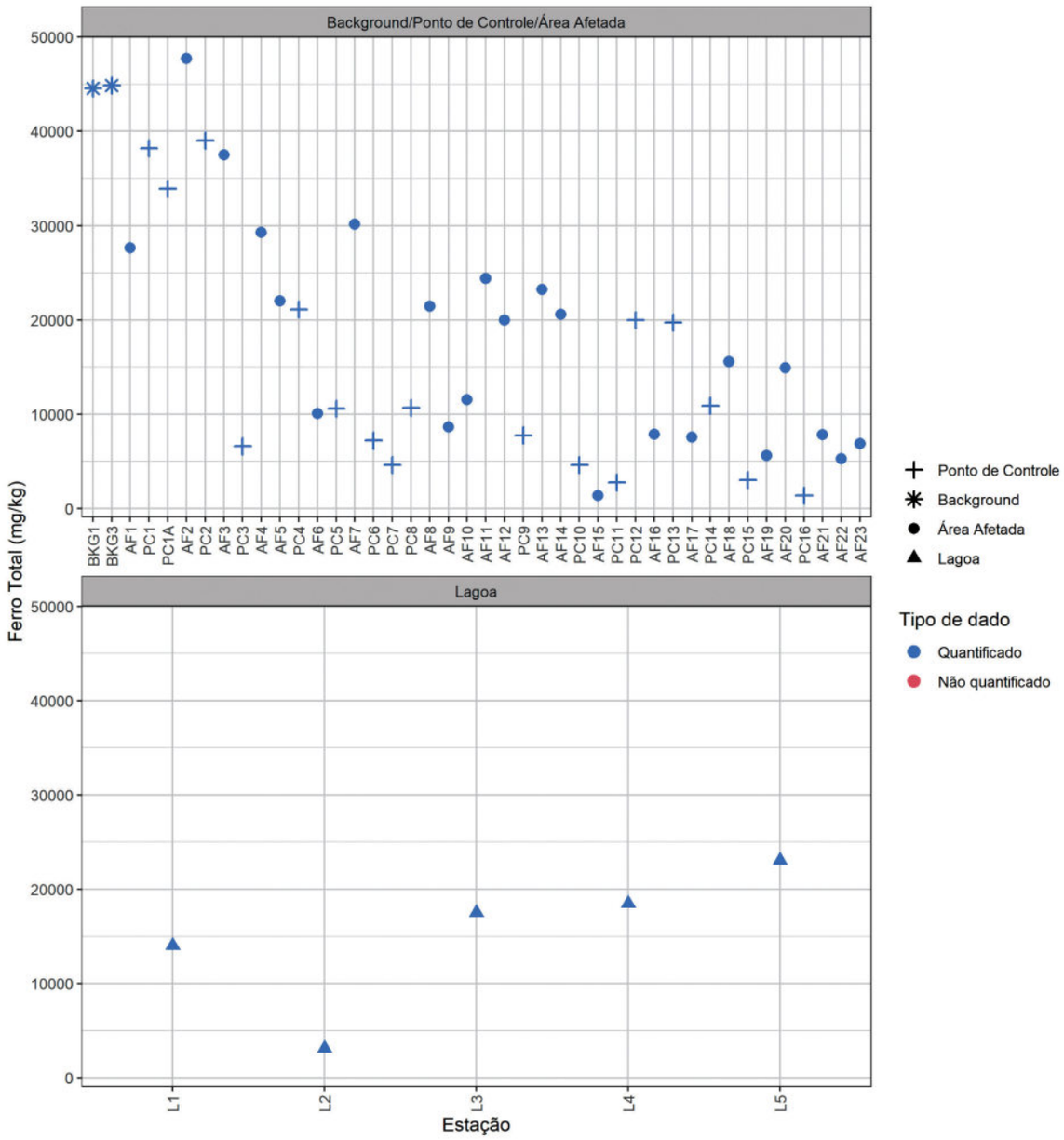
Figura 306 – Resultados obtidos para o elemento Sr total



3.5.4.7.10 *Ferro total*

Na Figura 307, estão apresentados os valores obtidos para o elemento Fe total, que não possui limites na Resolução CONAMA nº 454/2012, por ser um elemento abundante na crosta terrestre. Em especial nos pontos localizados no Quadrilátero Ferrífero, são esperadas concentrações altas desse elemento. As concentrações mais elevadas foram encontradas nas amostras de *background* e área afetada, além dos pontos de controle PC1, PC1A e PC2, localizados no Quadrilátero Ferrífero. As concentrações variaram de 1.394,0 a 47.700,0 mg/kg.

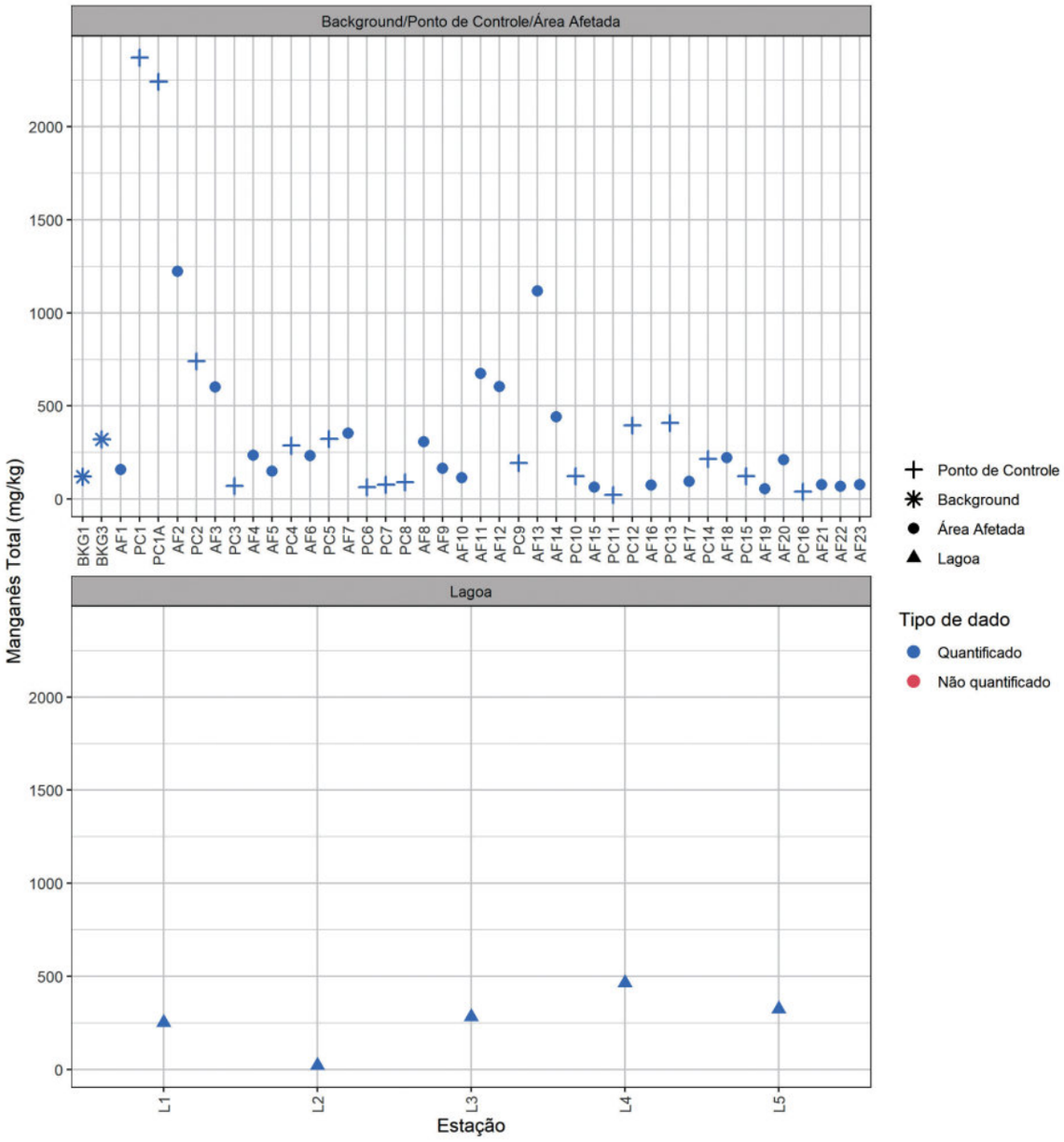
Figura 307 – Resultados obtidos para o elemento Fe total



3.5.4.7.11 *Manganês total*

Na Figura 308, estão apresentados os valores obtidos para o elemento Mn total, que não possui limites de quantificação segundo a Resolução CONAMA nº 454/2012, por ser um elemento abundante na crosta terrestre. As concentrações variaram entre 20,50 mg/kg e 2.371,00 mg/kg, sendo as mais elevadas encontradas nas amostras dos pontos de controle PC1 e PC1A.

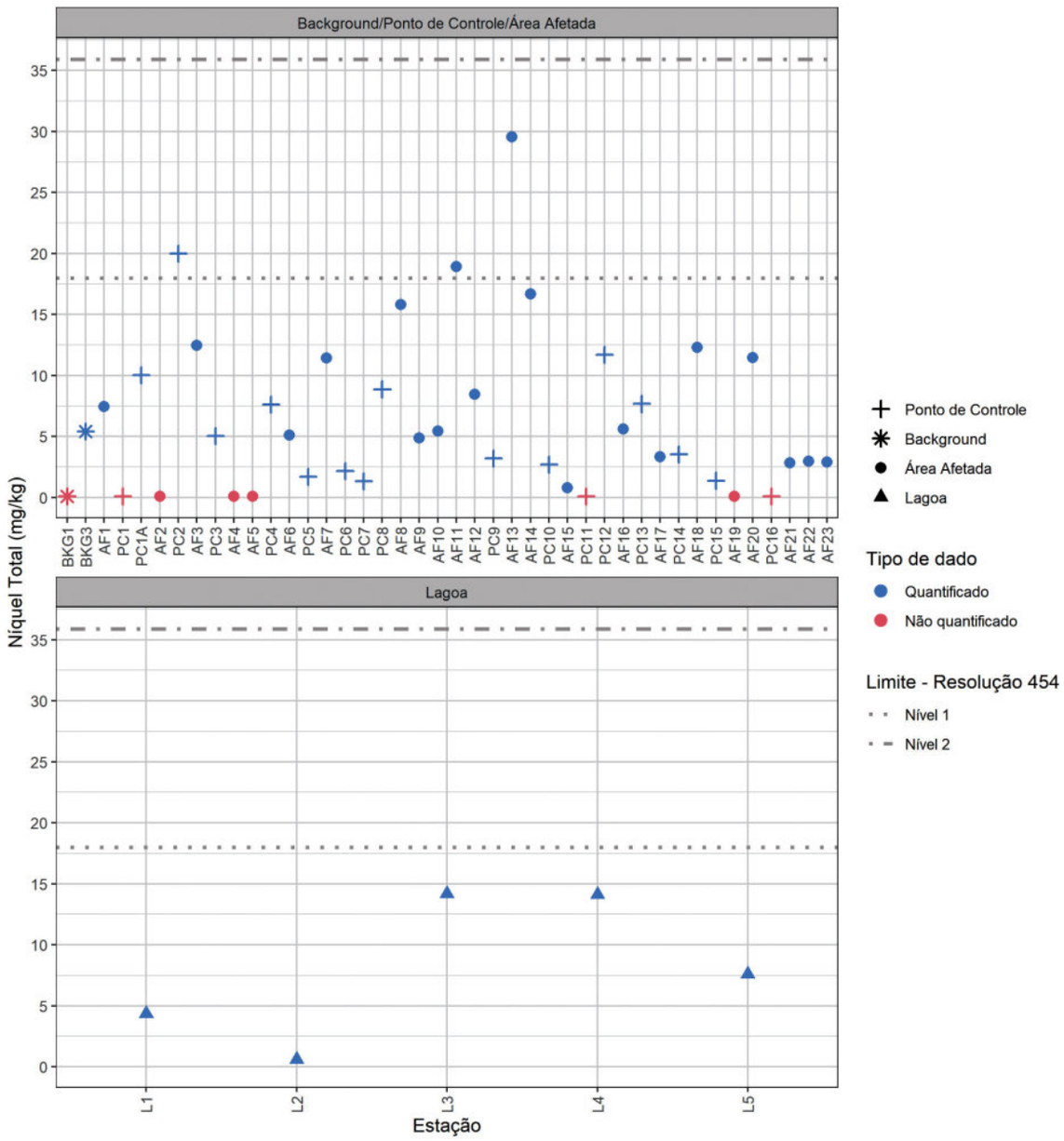
Figura 308 – Resultados obtidos para o elemento Mn total



3.5.4.7.12 *Níquel total*

Na Figura 309, estão apresentados os valores obtidos para o elemento Ni total. O ponto de controle PC2 apresentou concentração acima no nível 1 (Tabela 78), enquanto na área afetada esse nível foi ultrapassado nos pontos AF11 e AF13. Para os pontos de *background* e os localizados nas lagoas, não foram observados valores acima do nível 1.

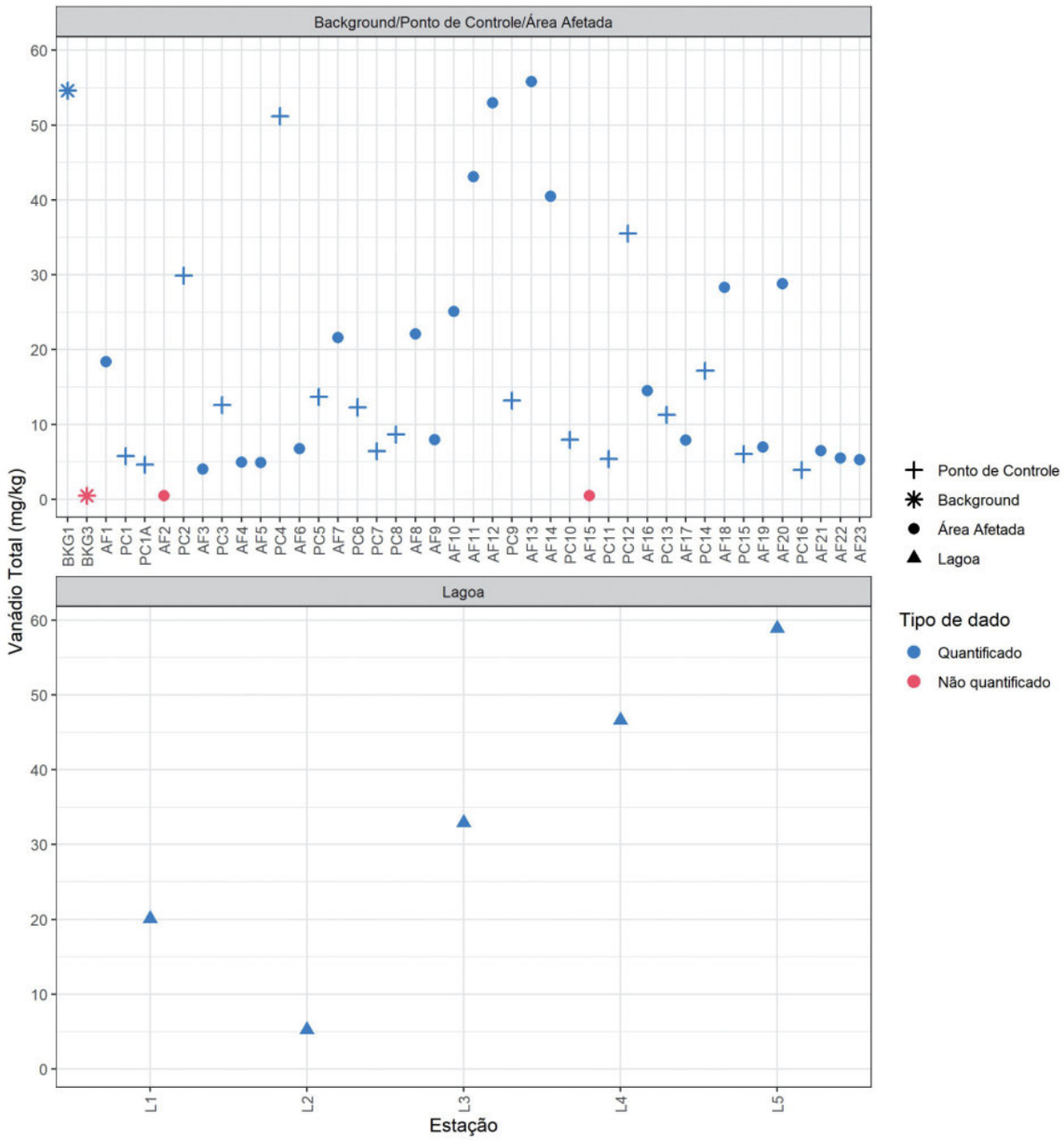
Figura 309 – Resultados obtidos para o elemento Ni total



3.5.4.7.13 *Vanádio total*

Na Figura 310, estão apresentados os valores obtidos para o elemento V total, que não possui limites segundo a Resolução CONAMA nº 454/2012. As concentrações não ultrapassaram 58,90 mg/kg.

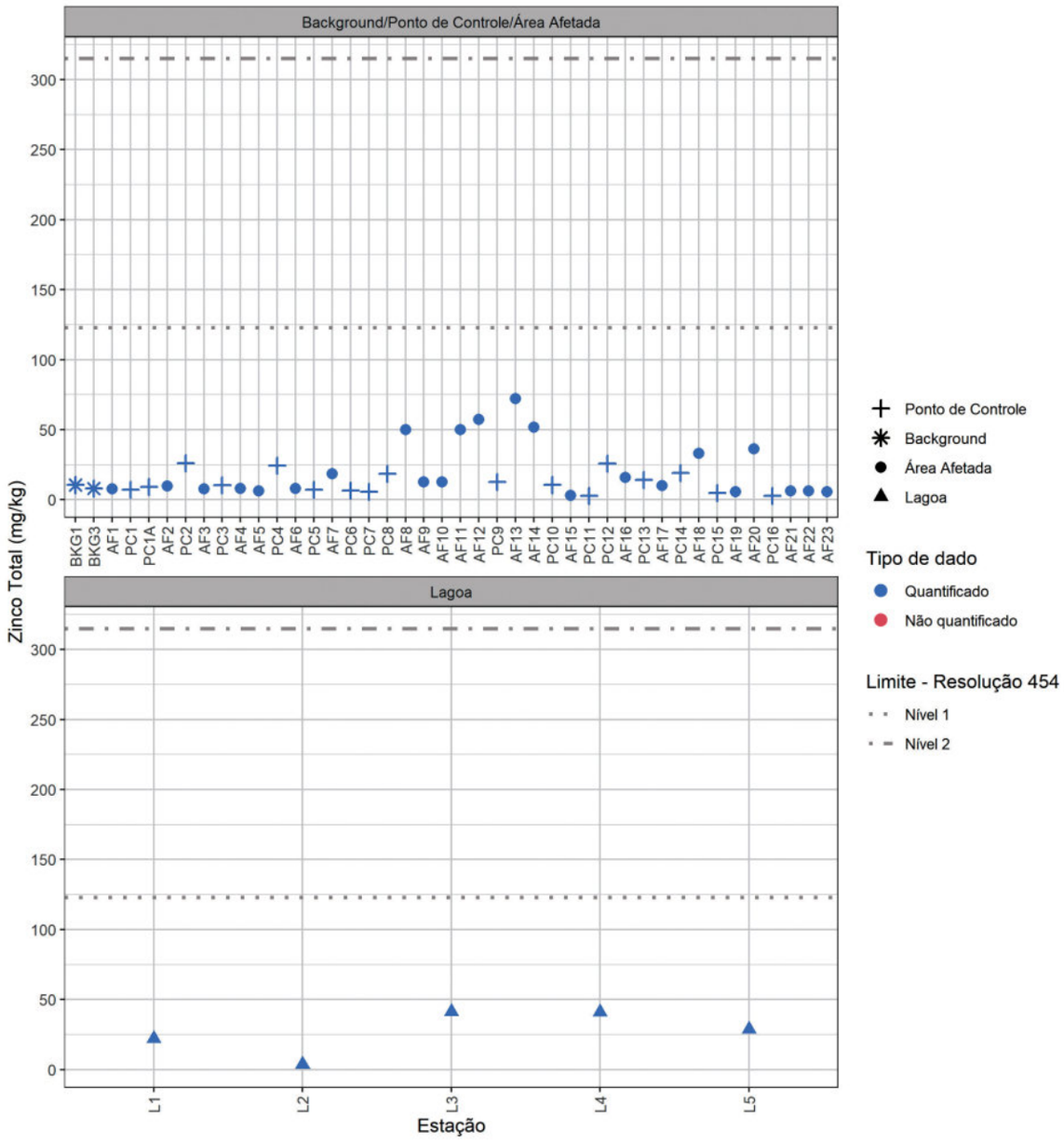
Figura 310 – Resultados obtidos para o elemento V total



3.5.4.7.14 *Zinco total*

Na Figura 311, estão apresentados os valores obtidos para o elemento Zn total. Todas as amostras analisadas apresentaram concentrações inferiores ao nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 (Tabela 78).

Figura 311 – Resultados obtidos para o elemento Zn total



3.5.4.8 Macroinvertebrados bentônicos

A primeira campanha foi realizada entre os dias 19 de junho e 3 de julho de 2018, no período de seca na bacia do rio Doce, e todas as estações foram amostradas. Os resultados ainda são preliminares. Algumas amostras ainda estão sendo analisadas e posteriormente todas passarão por confirmação de identificação dos organismos, o que poderá alterar o resultado.

As amostras coletadas nas estações de amostragem localizadas na APDL: AF1, AF2, AF3, AF4, AF5, AF6, AF7, AF8, AF9, AF10, AF11, AF13, AF14, AF15, AF16, AF17, AF18, AF19, AF20, AF21 e AF22 e nas estações de controle: PC1, PC3, PC6, PC8 e PC10 já tiveram a triagem e identificação inicial de organismos concluídas (Tabela 79). Os resultados das análises preliminares dessas amostras serão apresentados a seguir.

Entre as amostras já analisadas, foram encontrados 72.333 indivíduos pertencentes a 62 táxons diferentes de macroinvertebrados (Tabela 97). Foram registrados os grupos *Nematoda*, *Annelida* (*Oligochaeta*), *Mollusca* (*Bivalvia* e *Gastropoda*) e *Arthropoda* (*Araneae*, *Acari*, *Palaemonidae*, *Collembola*, *Ephemeroptera*, *Odonata*, *Hemiptera*, *Coleoptera*, *Megaloptera*, *Trichoptera*, *Diptera* e *Lepidoptera*). A classe *Insecta* apresentou maior riqueza (50 táxons) e abundância (89% do total de indivíduos amostrados).

Entre os grupos identificados, *Pleidae* e *Saldidae* (*Hemiptera*), *Hydroscaphidae*, *Ptilodactylidae* e *Staphilinidae* (*Coleoptera*), *Corydalidae* (*Megaloptera*), *Polycentropodidae* (*Trichoptera*) e *Dolichopodidae* e *Syrphidae* (*Diptera*) não estavam presentes na APDL nos estudos analisados no Relatório de Linha-Base, mas existe registro anterior ao desastre de todos os grupos na bacia do rio Doce (BARBOSA et al., 1997; MARQUES; FERREIRA; BARBOSA, 1999; CALLISTO; MAYRINK; MORETTI, 2001; BARBOSA; MARTINS, 2002; CALLISTO et al., 2004; MORETTI; CALLISTO, 2005; BARBOSA; MARTINS, 2006; FRANÇA; CALLISTO, 2007; MAGALHÃES; GUARDA; SANTOS, 2016). Os grupos *Pleidae* (*Hemiptera*) e *Hydroscaphidae* (*Coleoptera*) foram amostrados apenas na estação de amostragem PC6, considerada um ponto de controle. *Ptilodactylidae* (*Coleoptera*) foi amostrado, além da estação de amostragem PC6, também na estação AF10, considerada APDL. Os demais grupos (*Saldidae*, *Corydalidae*, *Polycentropodidae*, *Dolichopodidae* e *Syrphidae*) foram amostrados em estações de amostragem localizadas no leito principal do rio Doce.

A ausência dos grupos na APDL antes do desastre está provavelmente relacionada à falta de estudos anteriores ao desastre na região. As metodologias de coleta e análise utilizadas nos diferentes estudos também podem influenciar os grupos amostrados.

Tabela 97 – Táxons de macroinvertebrados encontrados até o momento no diagnóstico ambiental do rio Doce

Filo *Nematoda*

Filo *Annelida*

Classe *Oligochaeta*

Filo *Mollusca*

Classe *Bivalvia*

Corbiculidae

Classe *Gastropoda*

Ancylidae

Thiaridae

Melanoides sp.

Hydrobiidae

Physidae

Lymnaeidae

Planorbidae

Filo *Arthopoda*

Classe *Chelicerata*

Ordem *Araneae*

Ordem *Acari*

Hydracarina

Subfilo *Crustacea*

Classe *Malacostraca*

Ordem *Decapoda*

Palaemonidae

Macrobrachium sp.

Classe *Insecta*

Ordem *Collembola*

Ordem *Ephemeroptera*

Baetidae

Caenidae

Leptohyphidae

Leptophlebiidae

Polymitarcyidae

Ordem *Odonata*

Calopterygidae

Coenagrionidae

Protoneuridae

Gomphidae

Corduliidae

Libellulidae

Ordem *Hemiptera*

Gelastocoridae

Gerridae

Naucoridae

Nepidae

Notonectidae

Pleidae

Saldidae

Vellidae

Ordem *Coleoptera*

Dryopidae

Elmidae

Gyrinidae

Hydrophilidae

Hydroscaphidae

Noteridae

Ptilodactylidae

Staphilinidae

Ordem *Megaloptera*

Corydalidae

Ordem *Trichoptera*

Glossosomatidae

Helicopsychidae

Hydropsychidae

Hydroptilidae

Leptoceridae

Odontoceridae

Philopotamidae

Polycentropodidae

Ordem *Diptera*

Ceratopogonidae

Chironomidae

Culicidae

Dolichopodidae

Empididae

Muscidae

Psychodidae

Simuliidae

Syrphidae

Tabanidae

Tipulidae

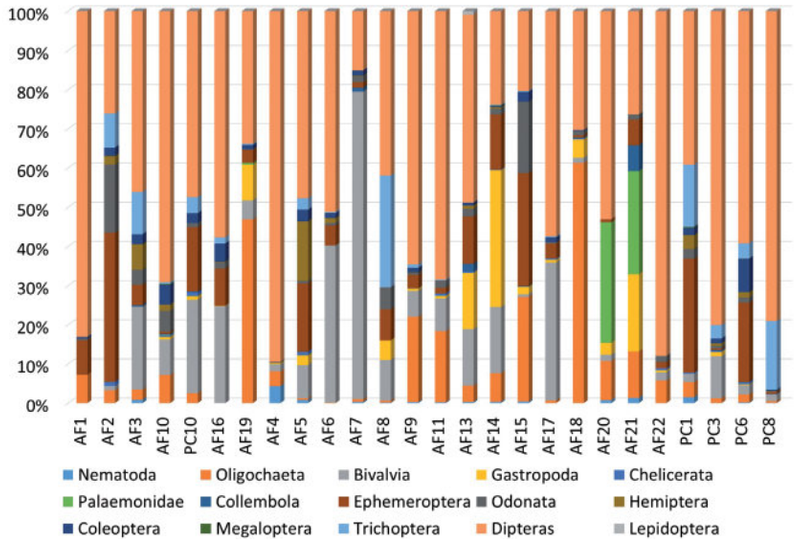
Ordem *Lepidoptera*

Pyralidae

Os grupos *Chironomidae* (aproximadamente 69,0% do total de indivíduos identificados), *Hydropsychidae* (11,0% dos indivíduos), *Bivalve* (6,0% dos indivíduos), *Oligochaeta* (2,6% dos indivíduos) e *Baetidae* (1,8% dos indivíduos) apresentaram maior número de indivíduos nas amostras analisadas até o momento; os demais táxons apresentaram menos de 8,2% do total de indivíduos identificados.

O grupo *Chironomidae* (*Diptera*) esteve presente em todas as amostras analisadas até o momento, enquanto *Oligochaeta* não esteve presente apenas em uma das estações de amostragem; estes são considerados organismos mais tolerantes e generalistas. Os *Chironomidae* (*Diptera*) apresentaram também maior abundância em grande parte das amostras (76% do total de amostras) (Figura 312). Esses organismos são tolerantes à poluição orgânica e reduções de O dissolvido (JOHNSON; WIEDERHOLM; ROSENBERG, 1993). *Bivalvia*, *Ceratopogonidae* (*Diptera*) e *Baetidae* (*Ephemeroptera*) também estiveram presentes em grande parte das amostras analisadas (84%, 74% e 60%, respectivamente) (Figura 312).

Figura 312 – Abundância relativa dos grupos de macroinvertebrados encontrados nas amostras analisadas até o momento no rio Doce



A maior densidade média de macroinvertebrados foi de 170.512,58 indivíduos/m^2 no ponto PC8, seguida do ponto AF16, com 21.757,08 indivíduos/m^2, do ponto AF4, com 18.257,43 indivíduos/m^2 e do ponto PC6, com 6.454,91 indivíduos/m^2 (Figura 313); em todos os casos, os *Chironomidaes* foam os organismos mais abundantes nas amostras. O aumento da abundância de grupos tolerantes a alterações ambientais, como *Chironomidae*, pode ser um indicativo da presença de efluentes orgânicos no corpo d'água (JOHNSON; WIEDERHOLM; ROSENBERG, 1993). A menor densidade média foi observada no ponto AF21, com 281,45 indivíduos/m^2, seguida do ponto AF2, com 340,71 indivíduos/m^2, do ponto AF20, com 481,43 indivíduos/m^2 e do ponto AF22, com 707,34 indivíduos/m^2.

A menor riqueza encontrada foi de dez táxons nos pontos AF20 e AF21, seguida de 11 táxons no ponto AF22, 12 táxons no ponto AF6 e 13 táxons nos pontos AF18 e AF1, todos localizados na APDL. A maior riqueza encontrada foi de 30 táxons no ponto PC6, seguida de 29 táxons nos pontos PC8 e AF13, 27 táxons no ponto AF16 e 25 táxons nos pontos PC1 e PC10 (Figura 314). A maior parte dos pontos de controle (PC1, PC6, PC8 e PC10) apresentou riqueza variando entre 30 e 25 táxons; apenas o PC3 apresentou riqueza menor, de 19 táxons.

O índice de diversidade de Shannon variou entre 1,94 e 0,63. O menor valor (0,63) foi encontrado no ponto AF4, seguido de 0,66 no ponto AF22 e 0,78 no ponto AF7. O maior valor (1,94) foi encontrado no ponto PC1, seguido de 1,78 no ponto PC10, 1,77 no ponto AF5, 1,72 no ponto AF14 e 1,71 no ponto PC6 (Figura 315). Assim como observado na riqueza de táxons, as estações de amostragem localizadas em áreas de controle (PC1, PC6 e PC10) apresentaram maiores valores de diversidade e os menores valores foram encontrados nas estações localizadas na APDL.

No fim da triagem de todas as amostras da primeira campanha, serão realizadas análises para verificar se existe diferença estatisticamente significativa entre as estações localizadas em áreas de controle e na APDL.

Figura 313 – Média de densidade de macroinvertebrados (indivíduos/ m^2) nas estações de amostragem analisadas até o momento

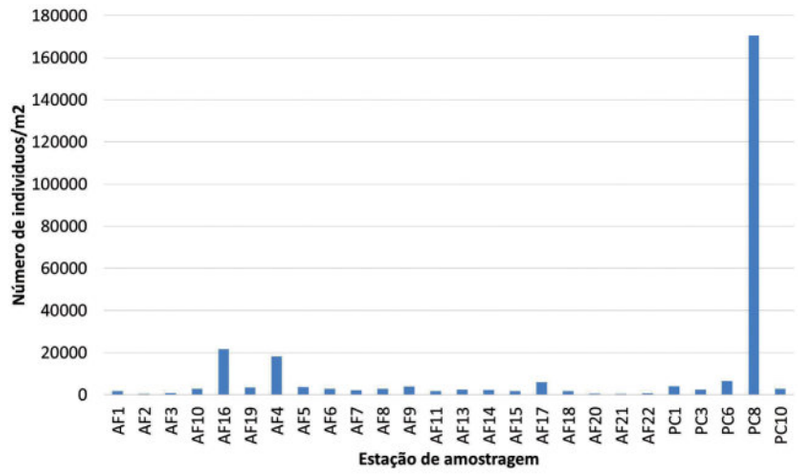


Figura 314 – Riqueza de táxons nas estações de amostragem analisadas até o momento

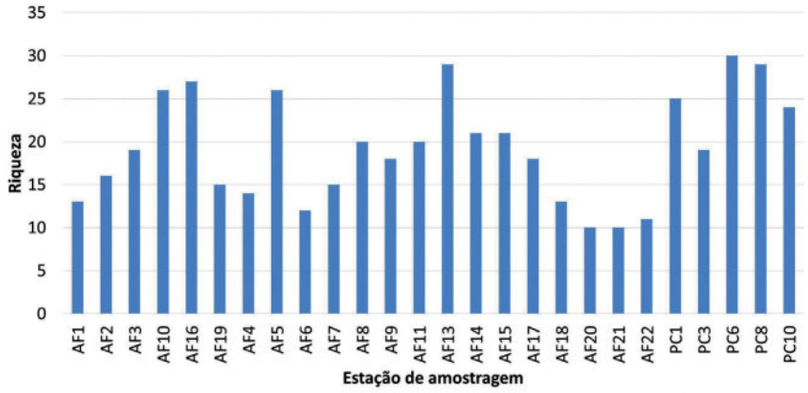
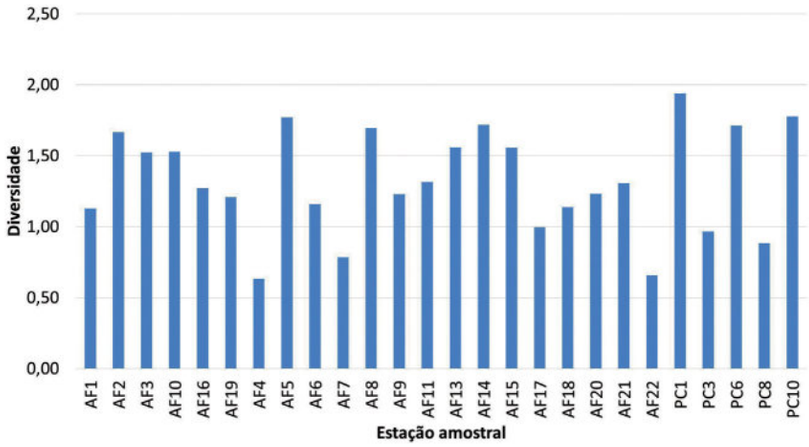


Figura 315 – Índice de diversidade de Shannon nas estações de amostragem analisadas até o momento



3.5.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dos 19 EPTs mais relevantes para a análise de contaminação ambiental, 14 foram quantificados: Al total, As total, Ba total, Cd total, Pb total, Co total, Cr total, Sr total, Fe total, Mn total, Ni total, V total e Zn total. Comparando as concentrações das amostras com os níveis 1 e 2 definidos pela Resolução CONAMA nº 454/2012, os pontos amostrais que apresentaram desacordos foram: BKG1, PC1, PC2, AF2, AF3, AF4, AF6, PC8, AF8, AF9, AF11, AF13, AF14, PC6, PC13, AF18, L4 e L5. Os elementos que apresentaram concentrações acima do nível 1 (que indicam baixa probabilidade de efeito à biota) foram: As, Cd, Cr e Ni. Apenas o elemento As revelou concentrações acima do nível 2 (maior probabilidade de efeitos adversos à biota) e foi o mais representativo, estando presente na maioria das amostras.

A análise comparativa dos resultados das concentrações dos elementos-foco deste estudo demonstrou que a maioria dos elementos analisados apresenta concentrações semelhantes, tanto na área afetada quanto nos pontos de controle. Exceção foi observada para os elementos Al, Pb, Sr, Ni, V e Zn, cujas concentrações foram levemente mais elevadas nas áreas afetadas. Na maioria das amostras analisadas, os pontos de *background* apresentaram concentrações semelhantes às áreas afetadas. Exceção foi observada quanto aos elementos Al, Ba, Pb, Co, Mn, Ni e Zn, cujas concentrações foram levemente inferiores às observadas nas amostras coletadas nas áreas afetadas. Quanto ao elemento Fe, este teve concentrações muito semelhantes nas áreas afetadas, nas amostras de *background* e nas amostras coletadas nos pontos de controle. As concentrações observadas nas lagoas foram levemente inferiores às das áreas afetadas. Em geral, as maiores concentrações dos elementos foram verificadas na região do município de Governador Valadares, podendo indicar contaminações oriundas de regiões industriais.

Quanto aos macroinvertebrados bentônicos, os resultados apresentados são preliminares, uma vez que as análises das amostras estão em andamento. Considerando a análise inicial já realizada, a fauna de macroinvertebrados bentônicos pode ser relacionada a ambientes impactados, sendo caracterizada pela predominância de organismos tolerantes à alteração ambiental, resultado já esperado diante do histórico de uso da bacia do rio Doce. Mesmo dentro desse contexto, os índices e métricas aplicados preliminarmente indicaram tendência de resultados relacionados a piores condições ambientais nas estações de amostragem localizadas na APDL em relação à maior parte das estações de amostragem localizadas em áreas de controle.

3.5.6 ATIVIDADES DE CONTINUIDADE

A segunda campanha de coleta de sedimentos estava em andamento até a conclusão deste relatório. Além dos 34 pontos amostrados na primeira campanha, serão amostradas mais quatro estações localizadas nas UHEs ao longo do rio Doce. Os resultados dessas amostras também serão analisados integralmente.

As análises das amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas na primeira campanha serão concluídas e os dados serão analisados de forma mais aprofundada. Será aplicado índice relacionando a comunidade de macroinvertebrados com a qualidade ambiental e realizadas análises estatísticas, buscando resultados mais robustos.

Estudos sobre macroinvertebrados bentônicos realizados por outras instituições terão os resultados compilados, analisados e comparados aos obtidos nas duas primeiras campanhas.

Especificamente para os sedimentos, com base nos dados advindos da segunda etapa de coleta, conforme supramencionado, pretende-se, além das interpretações qualitativas, estabelecer correlação com os dados oriundos dos demais meios envolvidos, principalmente no que se refere às águas superficiais, dado que eventualmente uma melhora nos sedimentos pode ser resultante de maior solubilidade e, consequentemente, eventual piora na qualidade da água. Para essas análises e correlações, pretende-se utilizar os dados secundários de linha-base com os dados primários, apresentados neste documento, correspondentes ao período de estiagem, com os dados da segunda etapa, que correspondem ao período chuvoso, por meio de análises estatísticas multivariadas.

3.6 ICTIOFAUNA

3.6.1 INTRODUÇÃO

A ictiofauna corresponde a todos os peixes existentes num determinado ambiente. A ictiofauna brasileira é uma das mais diversas do planeta, apresentando uma grande variedade de formas, estratégias de vida e padrões de comportamento (AGOSTINHO; JÚLIO JR, 1999). As estratégias de vida das espécies são responsáveis pelos padrões ecológicos da distribuição e abundância das espécies (AGOSTINHO et al., 1999). Os peixes são considerados excelentes bioindicadores para estudos em ambientes aquáticos (Schulz; Martins Junior, 2001). Além da importância dentro das comunidades aquáticas e das cadeias tróficas dos ecossistemas, são recursos alimentares e econômicos para muitas comunidades tradicionais (PAULY et al., 2002).

O monitoramento dos padrões biológicos e ecológicos das espécies de peixes é uma ferramenta importante na identificação e acompanhamento ao longo do tempo dos danos e no desenvolvimento de meios para recuperação do ambiente aquático. Esses padrões podem ser considerados indicadores confiáveis, pois há forte relação com fatores e eventos ambientais, como a relação com a vegetação ripária, que, além de proporcionar uma ampla gama de microambientes, fornece uma variedade de alimentos de origem vegetal e de animais terrestres que caem na água.

Neste relatório, estão contemplados os resultados de um vasto levantamento de dados secundários realizados na bibliografia disponível (artigos, dissertações, teses, periódicos), dados de captura

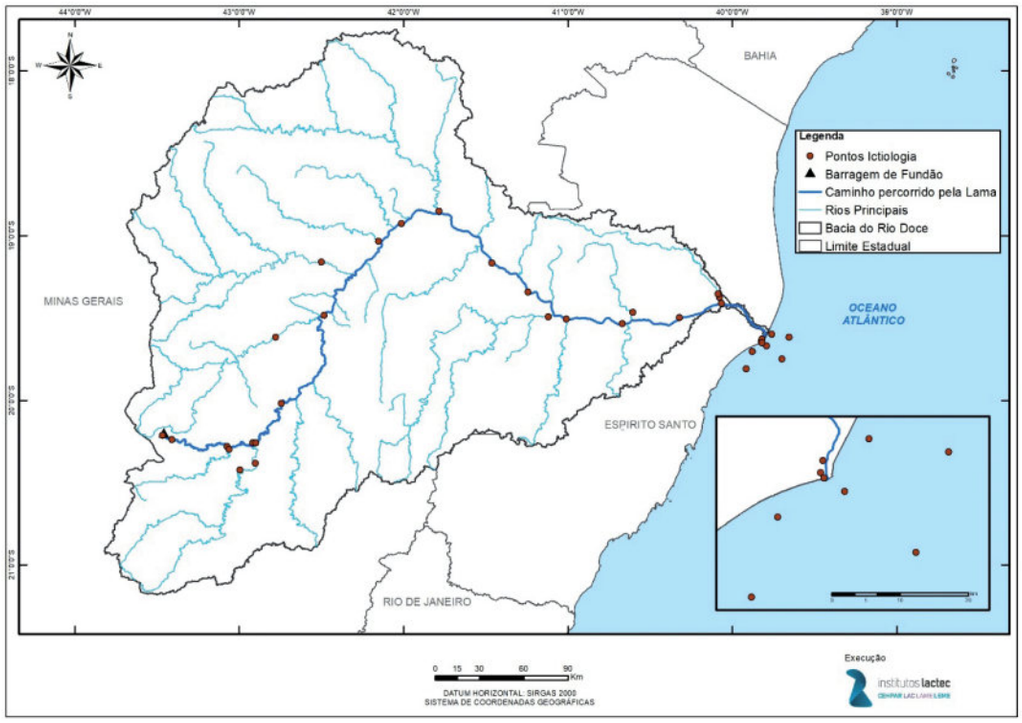
de amostragem realizada pela Fundação Renova no ano de 2017 e dados dos monitoramentos das UHE Aimorés, Baguari e Risoleta Neves (Candonga). Além dos dados secundários, foram coletados dados primários com realização de trabalhos em campo pela equipe de Ictiofauna do Lactec.

3.6.2 METODOLOGIA

3.6.2.1 Área de estudo

Na bacia do rio Doce, foram determinados 26 pontos amostrais, sendo seis na porção do alto rio Doce, 11 na porção do médio rio Doce, seis na porção do baixo rio Doce e três no ambiente estuarino. Todos esses pontos foram distribuídos na calha principal do rio Doce, seus principais afluentes, seus reservatórios e em lagoas (Figura 316).

Figura 316 – Pontos amostrais de ictiofauna na bacia do rio Doce e região marinha adjacente



Considerando os diferentes ambientes aquáticos atingidos pelo rejeito de mineração oriundo do rompimento da barragem de Fundão, no dia 5 de novembro de 2015, além das características das diferentes ictiocenoses e da amplitude da área de extensão do estudo, as coletas foram realizadas em cinco trechos de amostragem para o estudo da ictiofauna, estrategicamente distribuídos ao longo da bacia do rio Doce.

3.6.2.2 Materiais e métodos

A caracterização da ictiofauna da bacia do rio Doce foi realizada por meio de dados secundários disponíveis em bancos de dados, bibliografias, entidades ambientais públicas e privadas e coletas realizadas durante as campanhas de campo. A captura dos exemplares da ictiofauna teve seu esforço sistematizado para cálculos de captura por unidade de esforço e as amostragens foram padronizadas

para a comparação entre todas as coletas que foram e ainda serão realizadas. Nesse ponto, vale ressaltar que, nos resultados obtidos a partir dos dados da Fundação Renova, a comparação foi prejudicada, pois não foi recebida a metodologia utilizada, apenas os dados brutos.

Para a captura dos exemplares, foram utilizadas diversas técnicas ativas e passivas, de acordo com as características de cada ponto amostrado.

Os seguintes apetrechos de pesca foram usados:

- Baterias de redes de emalhe de espera simples com malhas variando de 1,5 a 16 cm entre nós não adjacentes, permanecendo ativas por todo o período de amostragem em cada local/ponto amostral. As redes (seis) foram colocadas na margem em direção ao centro dos cursos de água, armadas à tarde e retiradas na manhã seguinte, permanecendo expostas por aproximadamente 16h em cada ponto amostral (Figura 317).

Figura 317 – Redes de emalhe de espera



- Arremessos de tarrafa. Foram realizados dez arremessos em cada ponto amostral (malhas de 1,5 e 2,5 cm – 10 m de circunferência) (Figura 318).

Figura 318 – Tarrafa utilizada na coleta



- Redes de arrasto manual, com 10 m de comprimento, 2 m de altura e malha de 0,5 mm (Figura 319). Foram realizados dois arrastos em cada ponto amostral.

Figura 319 – Rede de arrasto manual



Após serem coletados, quando necessário, os exemplares foram anestesiados conforme os procedimentos descritos na Resolução CFBio nº 301/2012. Os peixes capturados foram posteriormente fixados em formol 10% em sacos plásticos etiquetados com as informações do ponto de coleta e armazenados em tambores plásticos. Os exemplares com comprimento maior que 30 cm receberam injeção de formol na cavidade abdominal para fins de melhor preservação do material.

Os exemplares coletados foram encaminhados ao laboratório do Lactec, em que foram identificados conforme literatura específica. Para *Characiformes*, foram caracterizados e identificados segundo Fink e Weitzman (1974), Menezes e Weitzman (1990), Vari (1992), Buckup (1993), Bertaco e Malabarba (2001), Britski, Birindelli e Garavello (2012), Bifi (2013), Lucena e Soares (2016) e Ramirez, Birindelli e Galetti (2017); para *Siluriformes*, segundo Tchernavin (1944), Boeseman (1968), Britski e Garavello (1984), Lundberg, Bornbusch e Mago-Leccia (1991), De Pinna (1992), Schaefer (1997), Malabarba e Mahler (1998), Reis e Cardoso (2001), Lundberg e Parisi (2002), Sarmento-Soares e Buckup (2005), Bertaco e Cardoso (2005) e Souza (2017); para *Perciformes*, segundo Rican e Kullander (2003); e, para *Cyprinodontiformes*, segundo Lucinda (2005). A classificação das ordens, classes e grupos de *Perciformes* segue Betancur-Rodriguez et al. (2017).

Cada indivíduo foi registrado com as seguintes informações:

- data e ponto de amostragem;
- aparelho de pesca utilizado;
- espécie;
- comprimento total;
- comprimento padrão;
- peso total;
- graus de repleção gástrica;
- peso do estômago;
- sexo;
- estágio de maturação gonadal;
- peso da gônada.

Após a triagem, todas essas informações foram tabuladas em planilhas do Excel. Esses dados tabulados e os dados recebidos da Fundação Renova sobre a comunidade ictiofaunística foram avaliados e descritos em função de estimativas de riqueza, diversidade, abundância e similaridade entre locais amostrados (parâmetros ecológicos de riqueza, abundância e diversidade).

A riqueza de espécies (S) consiste simplesmente no número de táxons registrados em determinado local e período (PEET, 1974), sendo esta a forma mais direta e comum de medir a diversidade.

Para o cálculo da diversidade de espécies, foi utilizado o índice de diversidade de Shannon (H'), que assume que os indivíduos são amostrados ao acaso a partir de uma população "indefinidamente grande" e que todas as espécies estão representadas na amostra (PIELOU, 1975; MAGURRAN, 2004). Para o cálculo desse índice, foram empregados os dados quantitativos obtidos pelas capturas. Tal índice é descrito pela Equação 20:

$$H' = - \sum (Pi) \cdot \log (Pi) \qquad (20)$$

Em que H' representa o índice de Shannon; *pi* é o número de indivíduos da espécie *i* dividido pelo número total de indivíduos da amostra e *log* é o logaritmo aplicado.

A estrutura da comunidade foi avaliada também por meio da equitabilidade (E) (PIELOU, 1969). Esse índice foi calculado pela Equação 21:

$$E = \frac{H}{\ln(N)} \qquad (21)$$

Em que *E* corresponde à equitabilidade; *H'* é o índice de diversidade de Shannon e *N* representa o número de espécies. Para o cálculo desse índice, foram considerados os dados quantitativos.

Análises multivariadas foram utilizadas para descrição dos padrões de distribuição das espécies em relação aos fatores espaciais (pontos amostrados). Foram realizadas análises de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) e de quebra de percentagem 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 (capturas) por meio do coeficiente de Bray-Curtis em função da utilização de dados estandardizados e transformados (log x+1) de abundância. A ordenação por NMDS foi efetuada com o intuito de detectar diferenças no padrão de composição da assembleia de peixes entre os diferentes pontos amostrados. O escalonamento multidimensional é uma técnica para a análise de dados de similaridade (ou dissimilaridade) entre um conjunto de dados, ou seja, o objetivo é rearranjar a distribuição das variáveis em estudo, de modo a detectar as menores dimensões significativas para explicar as similaridades (distâncias) entre elas.

A relação entre o peso e o comprimento padrão dos indivíduos foi estabelecida, quando possível, para machos e fêmeas (diante da determinação do sexo de indivíduos adultos), utilizando o ajuste dos dados de peso e comprimento à equação potencial, de acordo com a Equação 22 (VAZZOLER, 1996):

$$Wt = a \cdot Ls^{b} \qquad (22)$$

Em que *Wt* é o peso total; *Ls*, o comprimento padrão; *a*, o coeficiente linear da regressão; e *b*, o coeficiente angular da regressão.

Variações na relação entre peso e comprimento resultam em importantes informações acerca do ritmo de crescimento. Nessa relação, os valores do coeficiente *b* para os peixes podem variar entre 2,5 e 4, sendo geralmente registrados em torno de 3. Quando o valor de *b* é igual a 3, a espécie tem um incremento em peso isométrico, ou seja, o peso aumenta proporcionalmente ao comprimento (VAZZOLER, 1996). No entanto, quando *b* é menor ou maior que 3, esse incremento é alométrico,

podendo ser negativo (incremento em peso é menor que em comprimento) ou positivo (incremento em peso é maior que em comprimento).

Para a determinação de diferenças na proporção sexual entre machos e fêmeas, foi utilizado o teste qui-quadrado (X^2) (VAZZOLER, 1996), conforme Equação 23, utilizada para comparar se um conjunto de frequências observadas é igual ou não ao que se esperava observar teoricamente. Para grau de liberdade igual a 1, valores de X^2 maiores que 3,84 foram considerados significativamente diferentes.

$$X2 = 2 \times \frac{(O-E)^2}{E} \qquad (23)$$

A atividade reprodutiva das espécies foi avaliada por meio da análise da frequência dos estádios de maturidade sexual (VAZZOLER, 1996). Os estádios de desenvolvimento gonadal foram determinados pelas características macroscópicas relacionadas com a cor, transparência, flacidez, tamanho e visualização dos ovócitos, além do volume proporcional da gônada na cavidade abdominal, vascularização e tamanho dos ovócitos. Para os diagnósticos duvidosos, fragmentos das gônadas foram separados e submetidos à análise histológica para confirmação da classificação macroscópica de maturação gonadal (VAZZOLER, 1996).

Os estádios de desenvolvimento das gônadas foram classificados como imaturo, em maturação (desenvolvimento), maduro (apto à desova), esvaziado (regressão) e descanso (regeneração) para machos e fêmeas. Indivíduos imaturos foram aqueles que não atingiram o período reprodutivo. Peixes em maturação (desenvolvimento) foram os que apresentaram gametas em crescimento antes do início do período de desova, mas classificados no início do período reprodutivo. Indivíduos maduros (aptos a desovar) foram os que se encontravam principalmente no período reprodutivo. Indivíduos classificados como esvaziados (regressão) foram os que finalizaram a desova e o período reprodutivo (VAZZOLER, 1996). A classificação descanso (regeneração) foi dada para os indivíduos adultos, porém fora do período reprodutivo.

A Relação Gonadossomática (RGS) ou Índice Gonadossomático (IGS) dos exemplares das fêmeas das espécies analisadas foi calculado por meio da Equação 24. A RGS é utilizada como auxiliar na determinação dos estádios de desenvolvimento do ciclo reprodutivo dos peixes, devido à maturação das células reprodutivas ocorrer concomitantemente ao aumento do peso das gônadas (VAZZOLER, 1996).

$$IGS = \frac{W_o}{W_c} \times 10^3 \qquad (24)$$

$$W_c = W_t - W_g \qquad (25)$$

Em que W_o é o peso dos ovários; W_c, o peso do corpo; W_t, o peso total; e W_g, o peso das gônadas (ovários).

Os estômagos, após pesagem, foram seccionados e os itens alimentares, dispostos em placa de Petri, sendo então triados, identificados e quantificados. O peso dos estômagos foi utilizado para calcular o Índice de Repleção Relativo (IRR), de acordo com a Equação 26:

$$IRR = \frac{\text{Peso do conteúdo estomacal}}{W_t} \times 100 \qquad (26)$$

A identificação dos itens alimentares foi realizada no menor nível taxonômico possível, sendo agrupados em categorias taxonômicas e/ou ecológicas de acordo com sua natureza e origem (por exemplo, itens vegetais, estágios imaturos aquáticos de insetos, insetos aquáticos, insetos terrestres, detritos, poliquetas, microcrustáceos e crustáceos decápodes).

Para análise da importância efetiva de cada item na alimentação da espécie, foi aplicado o Índice Alimentar (IAi) modificado, proposto por Kawakami e Vazzoler (1980), empregando a Equação 27:

$$IAi = \frac{(Fi \times Vi)}{\sum_{j=1}^{n}(Fi \times Vi)} \qquad (27)$$

Em que: *IAi* = índice alimentar; *i* = 1,2,... n = item alimentar; *Fi* = frequência de ocorrência (%) do item *i*; *Vi* = peso/pontos (%) do item *i*.

Os resultados das análises alimentares foram utilizados para a determinação das categorias tróficas (guildas tróficas) das espécies. O cruzamento desses dados com os dados de captura (riqueza, abundância e biomassa) foi realizado para gerar uma análise espaçotemporal da dinâmica trófica das comunidades.

Além dessas análises, foram realizadas análises comparativas entre todos os dados já obtidos, levando em consideração cada um dos índices descritos. A partir da comparação entre os dados secundários e primários, foi gerado o resultado parcial deste relatório.

Análises multivariadas foram utilizadas para descrição dos padrões de distribuição das espécies em relação aos fatores espaciais (trechos amostrados) e temporais (períodos de amostragem). Foram realizadas análises de NMDS, de PERMANOVA e de SIMPER. As análises foram feitas 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 (capturas) por meio do coeficiente de Bray-Curtis em função da utilização de dados estandardizados e transformados (log x+1) de abundância. A ordenação por NMDS foi efetuada com o intuito de detectar diferenças no padrão de composição da assembleia de peixes entre as diferentes fases e pontos amostrados, com a indicação das espécies com maior relação com o diagrama observado (vetores).

A análise de diferença significativa entre os trechos amostrados foi realizada por meio de PERMANOVA, com 999 permutações dos resíduos dentro de um modelo reduzido. Resultados significativos foram posteriormente analisados por comparação par a par pela estatística pseudo-*t* permutacional. As percentagens de contribuição das espécies nas similaridades observadas foram avaliadas por meio da SIMPER (CLARKE; GORLEY, 2006).

3.6.3 RESULTADOS

3.6.3.1 Composição da ictiofauna

Com base nos resultados obtidos no levantamento dos dados bibliográficos para a elaboração do Relatório de Linha-Base, foram identificadas para a bacia do rio Doce 112 espécies. Esse número variou entre os estudos pesquisados, sendo o valor uma compilação de todos os dados encontrados (Tabela 98).

Tabela 98 – Lista da composição geral da ictiofauna da bacia hidrográfica do rio Doce registrada por meio de levantamento de dados secundários

Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Pesca	Característica
Rio	*Cypriniformes*	*Cyprinidae*	*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758	Carpa	Sim	Introduzida
Rio	*Cypriniformes*	*Cyprinidae*	*Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844)	Carpa-capim	Sim	Introduzida
Rio	*Cypriniformes*	*Cyprinidae*	*Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844)	Carpa-prateada	Sim	Introduzida
Rio	*Cypriniformes*	*Cyprinidae*	*Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson, 1845)	Carpa-cabeçuda	Sim	Introduzida
Rio	*Characiformes*	*Curimatidae*	*Cyphocharax gilbert* (Quoy & Gaimard, 1824)	Saguiru	Sim	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Anostomidae*	*Leporinus conirostris* Steindachner, 1875	Piapara	Sim	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Anostomidae*	*Leporinus copelandii* Steindachner, 1875	Piau	Sim	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Anostomidae*	*Leporinus macrocephalus* Garavello & Britski, 1988	Piau	Sim	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Anostomidae*	*Hypomasticus mormyrops* (Steindachner, 1875)	Piau	Sim	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Anostomidae*	*Hypomasticus thayeri* (Borodin, 1929)	Piapara	Não	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Prochilodontidae*	*Prochilodus costatus* Valenciennes, 1850	Curimatã	Sim	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Prochilodontidae*	*Prochilodus vimboides* Kner, 1859	Curimatã	Sim	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Characidae*	*Astyanax aff. lacustres* (Lütken, 1875)	Lambari	Não	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Characidae*	*Astyanax aff. fasciatus* (Cuvier, 1829)	Lambari	Não	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Characidae*	*Astyanax aff. scabripinnis* (Jenyns, 1842)	Lambari	Não	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Characidae*	*Astyanax taeniatus* (Jenyns, 1842)	Lambari	Não	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Characidae*	*Astyanax intermedius* Eigenmann, 1908	Lambari	Não	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Characidae*	*Knodus moenkhausii* Eigenmann & Kennedy, 1903)	Lambari	Não	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Characidae*	*Deuterodon pedri* Eigenmann, 1908	Lambari	Não	Endêmica
Rio	*Characiformes*	*Characidae*	*Charax sp.*	Lambari-dentudo	Não	Nativa

Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Pesca	Característica
Rio	*Characiformes*	*Characidae*	*Galeocharax gulo* (Cope, 1870)	Dentudo	Não	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Characidae*	*Hasemania sp.*	Lambari	Não	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Characidae*	*Hyphessobrycon bifasciatus* Ellis, 1911	Lambari	Não	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Characidae*	*Hyphessobrycon cf. reticulatus* Ellis, 1911	Lambari	Não	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Characidae*	*Moenkhausia doceana* (Steindachner, 1877)	Lambari	Não	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Characidae*	*Mimagoniates microlepis* (Steindachner, 1877)	Piabanha	Não	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Characidae*	*Oligosarcus acutirostris* Menezes, 1987	Saicanga	Não	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Characidae*	*Oligosarcus argenteus* Günther, 1864	Saicanga	Não	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Characidae*	*Oligosarcus solitarius* Menezes, 1987	Saicanga	Não	Endêmica
Rio	*Characiformes*	*Characidae*	*Piabina argentea* Reinhardt, 1867	Lambari	Não	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Characidae*	*Serrapinus cf. heterodon* (Eigenmann, 1915)	Lambari	Não	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Bryconidae*	*Brycon devillei* (Castelnau, 1855)	Piabanha	Sim	Endêmica
Rio	*Characiformes*	*Bryconidae*	*Brycon opalinus* (Cuvier, 1819)	Pirapitinga	Sim	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Bryconidae*	*Henochilus wheatlandii* Garman, 1890	Andirá	Não	Endêmica
Rio	*Characiformes*	*Bryconidae*	*Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816)	Dourado	Não	Introduzida
Rio	*Characiformes*	*Serrasalmidae*	*Metynnis maculatus* (Kner, 1858)	Pacu-manchado	Não	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Serrasalmidae*	*Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887)	Pacu	Sim	Introduzida
Rio	*Characiformes*	*Serrasalmidae*	*Pygocentrus nattereri* Kner, 1858	Piranha	Não	Introduzida
Rio	*Characiformes*	*Serrasalmidae*	*Colossoma macropomum* (Cuvier, 1816)	Tambaqui	Sim	Introduzida
Rio	*Characiformes*	*Crenuchidae*	*Characidium sp. "doce"* (sensu Lopes, 2015)	Canivete	Não	Endêmica
Rio	*Characiformes*	*Crenuchidae*	*Characidium sp. "cricaré"* (sensu Lopes, 2015)	Canivete	Não	Endêmica
Rio	*Characiformes*	*Erythrinidae*	*Hoplias aff. malabaricus* (Bloch, 1794)	Traíra	Sim	Nativa
Rio	*Characiformes*	*Erythrinidae*	*Hoplias intermedius* (Günther, 1864)	Trairão	Sim	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Ariidae*	*Potamarius grandoculis* (Steindachner, 1877)	Bagre	Não	Endêmica
Rio	*Siluriformes*	*Clariidae*	*Clarias gariepinus* (Burchell, 1822)	Bagre-africano	Sim	Introduzida
Rio	*Siluriformes*	*Ictaluridae*	*Ictalurus punctatus* (Rafinesque, 1818)	Bagre-do-canal	Sim	Introduzida
Rio	*Siluriformes*	*Auchenipteridae*	*Glanidium botocudo* Sarmento-Soares & Martins-Pinheiro, 2013	Bocudo	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Auchenipteridae*	*Pseudauchenipterus affinis* (Steindachner, 1877)	Bocudo	Não	Nativa

Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Pesca	Característica
Rio	*Siluriformes*	*Auchenipteridae*	*Trachelyopterus striatulus* (Steindachner, 1877)	Bocudo	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Auchenipteridae*	*Aspidoras virgulatus* Nijssen & Isbrücker, 1980	Cascudinho	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Callichthyidae*	*Callichthys callichthys* (Linnaeus, 1758)	Coridoras	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Callichthyidae*	*Corydoras aeneus* (Gill, 1858)	Coridoras	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Callichthyidae*	*Corydoras nattereri* Steindachner, 1876	Coridoras	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Callichthyidae*	*Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828)	Cascudinho	Sim	Introduzida
Rio	*Siluriformes*	*Callichthyidae*	*Scleromystax prionotos* (Nijssen & Isbrücker, 1980)	Cascudinho	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Loricariidae*	*Hypostomus affinis* (Steindachner, 1877)	Cascudo	Sim	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Loricariidae*	*Hypostomus luetkeni* (Steindachner, 1877)	Cascudo	Sim	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Loricariidae*	*Loricariichthys castaneus* (Castelnau, 1855)	Cascudo	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Loricariidae*	*Neoplecostomus doceensis* Roxo, Silva, Zawadzki & Oliveira, 2014	Cascudo	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Loricariidae*	*Neoplecostomus espiritosantensis* Langeani, 1990	Cascudo	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Loricariidae*	*Pareiorhaphis scutula* Pereira, Vieira & Reis, 2010	Cascudo	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Loricariidae*	*Pareiorhaphis nasuta* Pereira, Vieira & Reis, 2007	Cascudo	Não	Endêmica
Rio	*Siluriformes*	*Loricariidae*	*Pareiorhaphis ruschii* Pereira, Lehmann A. & Reis, 2012	Cascudo	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Loricariidae*	*Delturus carinotus* (La Monte, 1933)	Cascudo	Sim	Endêmica
Rio	*Siluriformes*	*Loricariidae*	*Harttia loricariformis* Steindachner, 1877	Cascudo	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Loricariidae*	*Rineloricaria sp.*	Cascudo-viola	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Loricariidae*	*Parotocinclus doceanus* Miranda Ribeiro, 1918)	Cascudo	Não	Endêmica
Rio	*Siluriformes*	*Loricariidae*	*Parotocinclus planicauda* Garavello & Britski, 2003	Cascudo	Não	Endêmica
Rio	*Siluriformes*	*Loricariidae*	*Pogonopoma wertheimeri* (Steindachner, 1867)	Cascudo	Não	Introduzida
Rio	*Siluriformes*	*Heptapteridae*	*Pimelodella sp.*	Mandi	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Heptapteridae*	*Imparfinis sp.*	Bagre	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Heptapteridae*	*Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824)	Jundiá	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Pimelodidae*	*Lophiosilurus alexandri* Steindachner, 1876	Pacamã	Sim	Introduzida
Rio	*Siluriformes*	*Pimelodidae*	*Pimelodus maculatus* La Cepède, 1803	Mandi	Sim	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Pimelodidae*	*Steindachneridion doceanum* (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	Surubim	Sim	Endêmica

Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Pesca	Característica
Rio	*Siluriformes*	*Pimelodidae*	*Duopalatinus emarginatus* (Valenciennes, 1840)	Mandi-açu	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Pimelodidae*	*Pseudoplatystoma sp.*	Pintado	Sim	Introduzida
Rio	*Siluriformes*	*Pseudopimelodidae*	*Microglanis parahybae* (Steindachner, 1880)	Bagre	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Trichomycteridae*	*Trichomycterus cf. alternatus* (Eigenmann, 1917)	Candiru	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Trichomycteridae*	*Trichomycterus cf. brasiliensis* Lütken, 1874	Candiru	Não	Nativa
Rio	*Siluriformes*	*Trichomycteridae*	*Trichomycterus cf. immaculatus* (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	Candiru	Não	Nativa
Rio	*Synbranchiformes*	*Synbranchidae*	*Synbranchus aff. marmoratus* Bloch, 1795	Muçum	Não	Nativa
Rio	*Gymnotiformes*	*Gymnotidae*	*Gymnotus carapo* Linnaeus, 1758	Tuvira	Não	Nativa
Rio	*Gymnotiformes*	*Sternopigidae*	*Sternopygus macrurus* (Bloch & Schneider, 1801)	Tuvira	Não	Nativa
Rio	*Perciformes*	*Centrarchidae*	*Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802)	*Black-bass*	Não	Introduzida
Rio	*Perciformes*	*Centrarchidae*	*Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758)	Perca-sol	Não	Introduzida
Rio	*Perciformes*	*Cichlidae*	*Australoheros ipatinguensis* Ottoni & Costa, 2008	Acará-vovó	Não	Nativa
Rio	*Perciformes*	*Cichlidae*	*Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824)	Acará	Não	Nativa
Rio	*Perciformes*	*Cichlidae*	*Geophagusaltifrons* Heckel, 1840	Acará	Não	Introduzida
Rio	*Perciformes*	*Cichlidae*	*Astronotus ocellatus* (Agassiz, 1831)	Oscar	Sim	Introduzida
Rio	*Perciformes*	*Cichlidae*	*Crenicichla lacustres* (Castelnau, 1855)	Joaninha	Não	Nativa
Rio	*Perciformes*	*Cichlidae*	*Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758)	Tilápia-do-nilo	Sim	Introduzida
Rio	*Perciformes*	*Cichlidae*	*Coptodon rendalli* (Boulenger, 1897)	Tilápia	Sim	Introduzida
Rio	*Perciformes*	*Cichlidae*	*Cichla kelberi* Kullander & Ferreira, 2006	Tucunaré	Sim	Introduzida
Rio	*Perciformes*	*Cichlidae*	*Cichla piquiti* Kullander & Ferreira, 2006	Tucunaré	Sim	Introduzida
Rio	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Pachyurus adspersus* Steindachner, 1879	Pescada	Sim	Nativa
Rio	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Awaous tajacica* (Lichtenstein, 1822)	Amborê	Não	Nativa
Rio	*Cyprinodontiformes*	*Poeciliidae*	*Phallocero selachistos* Lucinda, 2008	Barrigudinho	Não	Endêmica
Rio	*Cyprinodontiformes*	*Poeciliidae*	*Poecilia reticulata* Peters, 1859	Lebiste	Não	Introduzida
Rio	*Cyprinodontiformes*	*Poeciliidae*	*Xiphophorus hellerii* Heckel, 1848	Espada	Não	Introduzida
Rio	*Cyprinodontiformes*	*Rivulidae*	*Xenurolebias izecksohni* (Da Cruz, 1983)	Peixe-annual	Não	Endêmica

No estudo realizado por Valle et al. (2017) entre os dias 11 e 19 de setembro de 2016, em cinco pontos amostrais no rio Doce, foram coletados 298 espécimes pertencentes à ictiofauna de água doce, correspondentes a 11 espécies de quatro famílias e três ordens. Entre essas espécies, sete eram nativas e quatro, introduzidas. A abundância das espécies introduzidas correspondeu a 60% dos organismos de água doce registrados. As espécies mais abundantes nos ambientes de água doce foram *Oreochromis niloticus* (tilápia) e *Poecilia vivipara* (barrigudinho).

No estudo de Santos et al. (2017), no qual foram realizadas três coletas de campo ao longo da bacia, totalizando 20 pontos amostrais, no período da estação chuvosa, foi coletado um total de 39 espécies de peixes, número reduzido em comparação aos dados de linha-base. Nessas coletas, foram registradas quatro espécies que figuram nas listas de espécies ameaçadas de extinção – a estadual de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2010), a lista estadual do Espírito Santo (IPEMA, 2007) e a nacional (BRASIL, 2014) –, a saber: *Prochilodus vimboides*, *Centropomus undecimalis*, *Genidens genidens* e *Steindachneridion doceanum*, além de serem registradas as seguintes espécies de peixe exóticas: *Clarias gariepinnus*, *Poecilia reticulata*, *Pygocentrus nattereri*, *P. piraya*, *O. niloticus*, *Salminus brasiliensis* e *Lophiosilurus alexandri*.

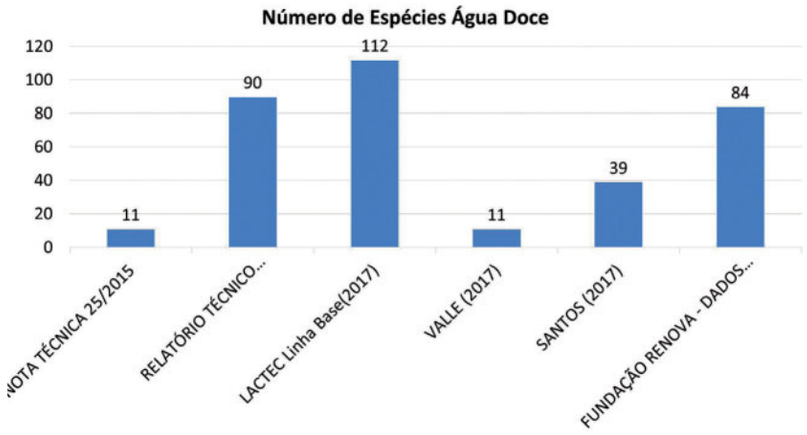
Na Nota Técnica 25/2015 – CEPTA/DIBIO/ICMBio, a qual utilizou dados de coleta de carcaças de peixes encontradas no trecho entre Aimorés/MG e Regência/ES, realizada entre 16 e 23 de novembro de 2015, foram registradas 11 espécies (*Prochilodus* sp., *Pimelodus* sp., *Cichla* sp., *Salminus brasiliensis*, *Hoplias* sp., *Coptodon rendalli*, *O. niloticus*, *Hypostomus* sp., *P. nattereri*, *Acestrorhynchus* sp., *Metynnis* sp. e *Astyanax* sp).

Em levantamentos presentes no Relatório Técnico DEAMB/SEMAD/SISEMA nº 011/2016 – Mortandade de peixes na bacia do rio Doce após rompimento da barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues (Mariana – MG), em 05/11/2015, foram estimadas 90 espécies mortas, totalizando 222.768 indivíduos, o que representa em biomassa 112.320 kg somente no estado de Minas Gerais. Do total de espécies provavelmente afetadas, 12 estão na lista de ameaçadas de extinção e 11 são endêmicas da bacia do rio Doce. Entre as espécies ameaçadas de extinção, estão: *Leporinus thayeri* (piau), *Brycon devillei* (piabanha), *Brycon opalinus* (pirapitinga), *Henochilus wheatlandii* (andirá), *Oligosarcus solitarius* (lambari-bocarra), *Prochilodus vimboides* (curimba), *Centropomus* spp (robalo), *Awaous tajasica* (amboré), *Genidens genidens* (caçari), *Pareiorhaphis nasuta* (cascudo), *Lophiosilurus alexandri* (pacamã) e *Steindachneridion doceanum* (surubim); entre as espécies endêmicas do rio Doce: *Brycon devillei* (piabanha), *Deuterodon pedri* (lambari), *Henochilus wheatlandii* (andirá), *Oligosarcus solitarius* (lambari-bocarra), *Phalloceros elachistos* (barrigudinho), *Australoheros ipatinguensis* (acará), *Delturus carinotus* (cascudo-lage), *Pareiorhaphis nasuta* (cascudo), *Parotocinclus doceanus* (cascudo), *Parotocinclus planicauda* (cascudo) e *Steindachneridion doceanum* (surubim).

Dessas 90 espécies catalogadas, o levantamento realizado indicou que a quantidade de peixes com importância para a pesca que podem ter sido afetados foi de 41 espécies.

Com os dados brutos recebidos da Fundação Renova oriundos das coletas realizadas no ano de 2017, foram registradas 84 espécies de peixes na bacia do rio Doce. Compilando os dados secundários obtidos por meio de levantamento bibliográfico, foi possível verificar a diferença entre os números de espécies coletadas e registradas para a bacia do rio Doce nos diferentes estudos apresentados (Figura 320).

Figura 320 – Número de espécies catalogadas para água doce nos dados secundários pesquisados



3.6.3.2 Levantamento de dados primários

As atividades de levantamento e monitoramento da ictiofauna para o diagnóstico do dano ambiental da bacia do rio Doce e região marinha adjacente foram iniciadas no mês de junho de 2018. Foram abordados os ambientes de água doce, estuarino e região marinha adjacente. Durante o período, foram realizadas duas campanhas de campo, a primeira no período de 18 de junho a 10 de julho de 2018 e a segunda no período de 7 a 19 de setembro de 2018.

Para a padronização das amostragens, foram realizadas coletas sistematizadas utilizando diversos apetrechos, de acordo com o ambiente a ser amostrado.

Comparando os três ambientes amostrados nas duas campanhas, foi possível verificar que o ambiente de água doce apresentou os maiores valores nos índices: diversidade, riqueza, equitabilidade e biomassa total (Figuras 321 e 322).

Figura 321 – Riqueza (log), diversidade (H´), equitabilidade (J) e biomassa total (log) da primeira campanha de campo

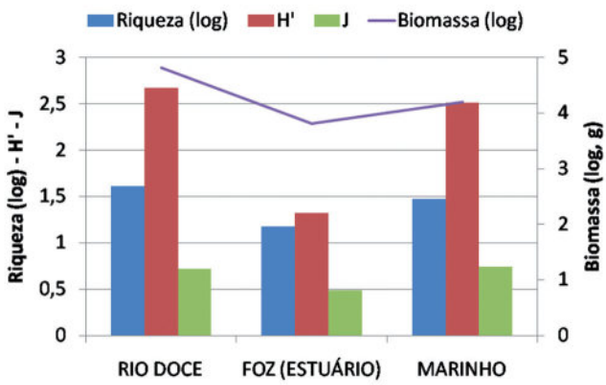
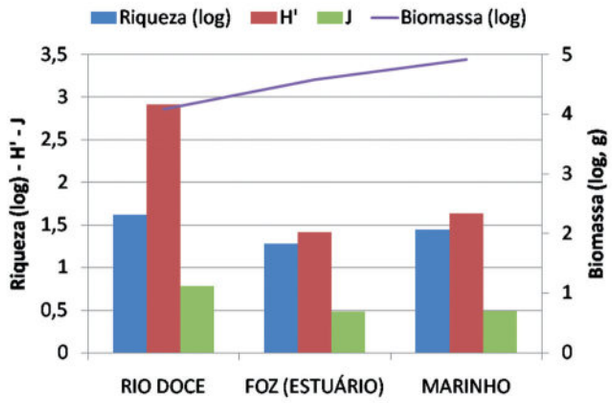


Figura 322 – Riqueza (log), diversidade (H´), equitabilidade (J) e biomassa total (log) da segunda campanha de campo

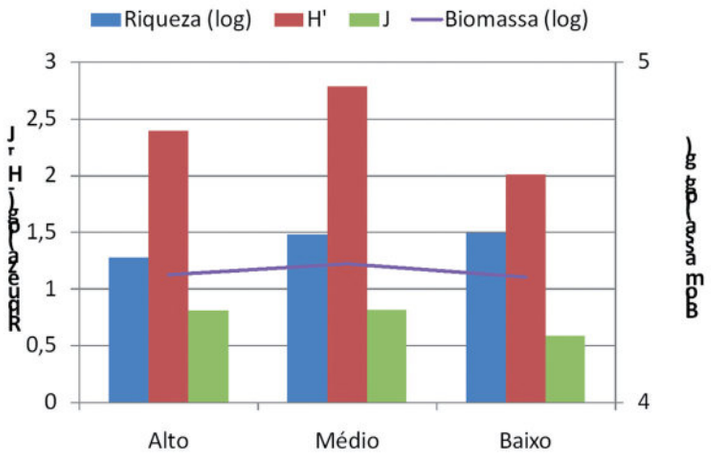


Na primeira amostragem realizada pela equipe de Ictiologia do Lactec, foi coletado, no ambiente de água doce e estuário, um total de 822 indivíduos de peixes pertencentes a 52 espécies; no ambiente estuarino, 15 espécies pertencentes a grupos de água doce e grupos marinhos.

A composição da ictiofauna no rio Doce, seus principais afluentes e estuário foi de 52 táxons, pertencentes a 12 ordens e 24 famílias. As principais espécies coletadas nessa fase foram o lambari *Knodus moenkhausii* (22,63% das capturas totais), o tamboatá *Hoplosterum littorale* (11,07% das capturas totais), o bagre-estuarino *Genidens genidens* (9,85% das capturas totais), o lambari *Astyanax bimaculatus* (7,3% das capturas totais) e a tilápia *Oreochromis niloticus* (6,57% das capturas totais), que juntos representaram 57,42% das capturas. Em biomassa, as maiores capturas foram dos trairões *Hoplias brasiliensis* (21,81%) e *Hoplias intermedius* (11,99%), do tamboatá *Hoplosterum littorale* (7,88%) e do bagre-estuarino *Genidens genidens* (5,33%).

Com relação aos atributos da assembleia de peixes nos trechos amostrais, os valores de riqueza, diversidade, equitabilidade e biomassa apresentaram variações entre os pontos. A maior riqueza (31 espécies) foi registrada no trecho baixo da bacia e os maiores valores de diversidade e equitabilidade, nos trechos alto e médio. A maior biomassa total foi registrada no trecho médio e a menor, na foz do rio Doce (Figura 323).

Figura 323 – Riqueza (log), diversidade (H´), equitabilidade (J) e biomassa total (log) da ictiofauna capturada nos trechos de amostragem no rio Doce entre 18 de junho e 10 de julho de 2018

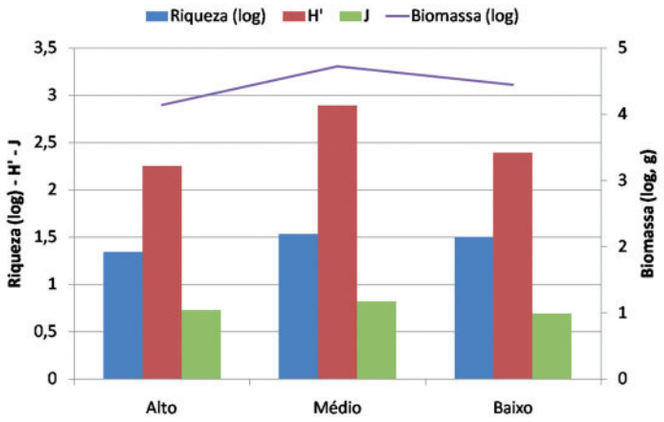


Na segunda campanha de campo, a composição da ictiofauna no rio Doce, seus principais afluentes e estuário foi de 59 táxons, distribuídos em 15 ordens e 28 famílias. As principais espécies coletadas nessa fase foram o lambari *Astyanax bimaculatus* (17,16% das capturas totais), o tamboatá *Hoplosterum littorale* (11,07% das capturas totais), a tilápia *Oreochromis niloticus* (10,45% das capturas totais), o bagre *Genidens genidens* (10,01% das capturas totais) e o guaru *Poecilia vivipara* (7,48% das capturas totais), que juntos representaram 45% das capturas. Em biomassa, as maiores capturas foram dos trairões *Hoplias brasiliensis* (13,45%) e *Prochilodus vimboides* (12,73%), do cascudo *Hypostomus affinis* (7,26%) e do bagre-estuarino *Genidens genidens* (7,66%).

Com relação aos atributos da assembleia de peixes nos trechos amostrais, os valores de riqueza, diversidade, equitabilidade e biomassa apresentaram variações entre os pontos. As maiores riquezas foram registradas nos trechos médio (34 espécies) e baixo (32 espécies) da bacia e os maiores valores de diversidade e equitabilidade, no trecho médio, assim como a maior biomassa total.

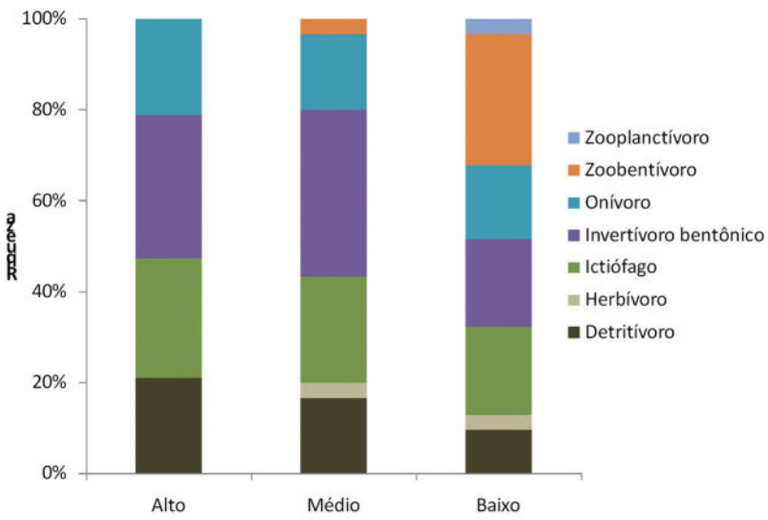
É importante destacar que, na área estudada, foi registrada pela equipe de Ictiologia do Lactec a espécie de peixe ameaçada de extinção *Prochilodus vimboides*, constante na lista nacional.

Figura 324 – Riqueza (log), diversidade (H´), equitabilidade (J) e biomassa total (log) da ictiofauna capturada nos trechos de amostragem no rio Doce entre 7 e 19 de setembro de 2018



Considerando os hábitos alimentares levantados, na primeira coleta, foram registradas espécies detritívoras, herbívoras, invertívoras bentônicas, onívoras, zoobentívoras, zooplanctófagas e ictiófagas nos trechos alto, médio e baixo da bacia do rio Doce. Considerando a riqueza, as espécies zoobentívoras dominaram as amostragens no trecho baixo e as invertívoras bentônicas, nos trechos alto e médio da bacia. Em termos de abundância, espécies invertívoras bentônicas, onívoras e ictiófagas predominaram nos trechos superiores (alto e médio), enquanto, no trecho baixo, a abundância foi maior de invertívoras bentônicas. A biomassa de ictiófagos foi dominante em praticamente todos os trechos amostrados, com importância equivalente para detritívoros e zoobentívoros no trecho baixo (Figura 325).

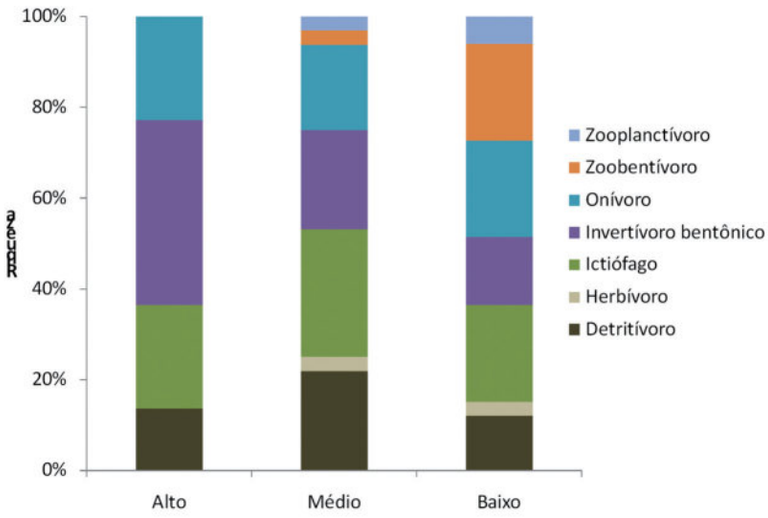
Figura 325 – Riqueza relativa (%) dos grupos tróficos da ictiofauna registrada nos trechos alto, médio e baixo da bacia do rio Doce



Na segunda coleta, considerando os hábitos alimentares levantados, foram registradas espécies detritívoras, herbívoras, invertívoras bentônicas, onívoras, zoobentívoras, zooplanctófagas e ictiófagas nos trechos alto, médio e baixo da bacia do rio Doce. Considerando a riqueza, as espécies zoobentívoras

e ictiófagas dominaram as amostragens no trecho baixo e as invertívoras bentônicas e ictiófagas, nos trechos alto e médio da bacia. Em termos de abundância, espécies invertívoras bentônicas, onívoras e ictiófagas predominaram nos trechos superiores (alto e médio), enquanto, no trecho baixo, a abundância foi maior de zoobentívoras e onívoras. A biomassa de ictiófagos foi dominante em praticamente todos os trechos amostrados, com importância equivalente para detritívoros e zoobentívoros no trecho baixo.

Figura 326 – Riqueza relativa (%) dos grupos tróficos da ictiofauna registrada nos trechos alto, médio e baixo da bacia do rio Doce



Considerando o aspecto reprodutivo, nas coletas de água doce, a maior parte dos indivíduos analisados da primeira campanha apresentou gônadas imaturas ou em estágio inicial de maturação. As espécies *Astyanax fasciatus, Cichla* sp., *Hypostomus affinis*, *Megaleporinus obtusidens* e *Rhamdia quelen* apresentaram gônadas maduras. As espécies *Genidens barbus, Genidens genidens, Geophagus* aff. *brasiliensis, Hoplias intermedius, Hoplosterum littorale, Knodus moenkhausii, Megaleporinus conirostris* e *Pseudauchenipterus affinis* apresentaram uma significativa maior quantidade média de machos nas amostras, enquanto as fêmeas predominaram para *Australoherus ipatinguensis, Hoplias brasiliensis, Loricariichthys castaneus, Oligosarcus acutirostris, Pachyurus adspersus* e *Pimelodus maculatus*. Na segunda campanha, a maior parte dos indivíduos analisados apresentou gônadas imaturas ou em estágio inicial de maturação. As espécies *Astyanax bimmaculatus, A. fasciatus, Astyanax* sp.*, Cichla* sp., *Clarias gariepinus, Hypostomus affinis*, *Megaleporinus obtusidens, Genidens genidens, Geophagus* aff. *brasiliensis, Hoplias* aff. *malabaricus, Hoplosterum littorale, Hypostomus affinis Knodus moenkhausii, Lophiosilurus alexandri, Loricariichthys castaneus, Megaleporinus conirostris, Metynnis lippincottianus, Oligosarcus argenteus, Oligosarcus* sp.*, Oreochromis niloticus, Pachyurus adspersus, Pimelodus maculatus, Pterygoplichthys* sp.*, Pygocentrus nattereri, Rhamdia quelen* e *Trachelyopterus striatulus* apresentaram gônadas maduras. As espécies *Cichla* sp.*, Coptodon rendalli, Genidens barbus, Hoplosternum littorale, Knodus moenkhausii*, *Poecilia vivípara* e *Rhamdia quelen* apresentaram uma significativa maior quantidade média de machos nas amostras, enquanto as fêmeas predominaram para *Hoplias brasiliensis, Metynnis lippincottianus, Pachyurus adspersus* e *Pimelodus maculatus*.

A alternância na presença e dominância de espécies marinhas e dulcícolas nos trechos inferiores da bacia está relacionada com a variação do gradiente de salinidade, tanto pelo aporte de água doce durante períodos de maior pluviosidade quanto pela entrada de água salgada proveniente das marés. A diversidade de modos de vida está relacionada ao fato de esses ambientes serem dinâmicos, continuamente submetidos a trocas nas suas propriedades físicas e químicas, sendo a água do mar misturada com a água doce da drenagem continental.

A constância e abundância das espécies *Genidens genidens*, *Geophagus brasiliensis*, *Loricariichthys castaneus*, *Astyanax bimaculatus*, *Pimelodus maculatus*, *Pachyurus adspersus* e *Pygocentrus nattereri* indicam que elas são residentes na área estudada e, de acordo com Lowe-McConell (1999), fazem parte da comunidade aquática da área de estudo. Em uma análise geral, a ocorrência dessas espécies pode ser explicada pelo amplo espectro alimentar e comportamento oportunista.

De forma geral, os resultados revelaram que a ictiofauna da bacia do rio Doce é constituída por um conjunto de espécies de água doce residentes, que são aquelas que completam todo o seu ciclo de vida nesses ambientes, e de espécies estuarino-dependentes, que são espécies marinhas que dependem dos estuários e da foz dos rios para reprodução e/ou desenvolvimento.

Foram observadas diferenças na composição das comunidades entre os trechos alto e baixo da bacia, reflexo da alternância na dominância de espécies estuarinas e de água doce nas amostragens.

Nos trechos médio e baixo, grande parcela (> 20%) da ictiofauna registrada tem interesse para a pesca. Em todos os trechos amostrados, foram registradas espécies introduzidas, com exceção do estuário.

3.6.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise dos dados secundários pretéritos da bacia do rio Doce em conjunto com os dados coletados em campo permitiu identificar as variações pelas quais a ictiofauna está exposta no ambiente. Os estudos apresentados na linha-base foram de suma importância para o entendimento da ictiofauna existente na bacia do rio Doce e região marinha adjacente. Os dados foram utilizados de forma qualitativa, sendo considerados apenas os índices ecológicos apresentados, pois houve casos em que não foi possível determinar as metodologias utilizadas; dessa forma, a comparação entre os estudos poderia causar discrepâncias.

Conclui-se com a análise dos dados do diagnóstico da ictiofauna, realizado pela Fundação Renova e ao Lactec cedido, de forma geral, que a ictiofauna da bacia do rio Doce é constituída por um conjunto de espécies de água doce residentes, que são aquelas que completam todo o seu ciclo de vida nesses ambientes, e de espécies estuarino-dependentes, que são espécies marinhas que dependem dos estuários e da foz dos rios para reprodução e/ou desenvolvimento.

Nos compartimentos II e III, grande parcela (> 20%) da ictiofauna registrada tem interesse para a pesca. Em todos os trechos amostrados, foram registradas espécies introduzidas, com exceção do estuário. Entre as espécies amostradas, destaca-se a ameaçada de extinção *Prochilodus vimboides*, constante na lista nacional.

Nos estudos feitos pelo Lactec quanto aos índices ecológicos analisados, foi possível verificar diferenças. Com o avanço do diagnóstico e a realização de mais campanhas de campo, será possível identificar se as diferenças encontradas foram causadas pela sazonalidade e/ou pela passagem de rejeitos e a ressuspensão do rejeito presente na calha do rio e em suas margens. Essas variações ocorreram na riqueza, diversidade e distribuição das espécies, sendo possíveis indicativos de que houve danos à comunidade íctica do ambiente estudado.

Da mesma forma, os dados de alimentação demonstraram variações significativas, sendo encontradas diversas espécies com os mais variados hábitos alimentares, com aumento de espécies com hábito alimentar detritívoro e redução no hábito alimentar zoobentívoro. Considerando a reprodução, já era esperado esse comportamento das espécies, uma vez que elas se reproduzem nas estações mais quentes do ano, ou seja, primavera e verão. As variações serão analisadas mais profundamente no próximo relatório, com base nos indicativos determinados para a mensuração dos danos sobre a ictiofauna.

A mensuração dos danos com mais acurácia será exposta no próximo relatório de danos sobre a ictiofauna. Os danos serão abordados com mais detalhamento para que seja feita uma avaliação mais completa, na qual serão listados todos os danos e os respectivos métodos de identificação.

3.7 QUELÔNIOS

3.7.1 INTRODUÇÃO

O monitoramento de quelônios da bacia hidrográfica do rio Doce e de sua área de deságue no oceano Atlântico objetiva avaliar o estado atual de conservação das espécies integrantes do grupo frente aos danos do rompimento da barragem de Fundão, localizada no município de Mariana/MG. Tal estudo se justifica em função da alta sensibilidade natural das espécies aquáticas desse grupo frente a alterações de seus *habitats*, bem como pelo *status* de ameaça de extinção atualmente incidente sobre diversas espécies, com destaque às tartarugas marinhas. Nesse sentido em especial, ressalta-se que o estado do Espírito Santo contempla diversas praias e outros ambientes costeiros que consistem em importantes locais de reprodução e alimentação de tais espécies, sendo que a costa do estado abrange uma das principais regiões brasileiras a receber esforços de conservação pelo Projeto TAMAR.

Além dos aspectos de conservação das espécies do grupo em si, muitos quelônios destacam-se por ocupar posição ápice ou no mínimo intermediária em cadeias alimentares. Nessa posição, tais espécies podem ser utilizadas como bioindicadores do estado de saúde dos ecossistemas em que habitam, dado o fato de que influências sentidas pelos organismos que constituem a base de sua dieta podem gerar danos à estrutura das populações das espécies em questão. O monitoramento de quelônios, portanto, consiste em um projeto capaz de subsidiar discussões referentes aos estudos sobre os demais grupos biológicos (RUEDA-ALMONACID et al., 2007; RHODIN; VAN DIJK; PARHAM, 2008).

3.7.2 METODOLOGIA

3.7.2.1 Área de estudo

O estudo de quelônios da bacia hidrográfica do rio Doce e das regiões costeira e marinha adjacentes, como parte integrante do monitoramento da fauna afetada pela lama de rejeitos proveniente da barragem de Fundão, está sendo desenvolvido por meio de campanhas amostrais de caráter trimestral. O estudo abrange as regiões costeira e estuarina do Espírito Santo e o ambiente fluvial do rio Doce a montante até as proximidades da barragem de Fundão, em Minas Gerais, incluindo os tributários pelos quais a lama escoou ao rio.

Em campo, o estudo é realizado em 29 áreas amostrais, sendo três em ambiente marinho, duas em ambiente estuarino, 20 em ambiente fluvial, uma em reservatório de UHE e três em ambiente lacustre. Os pontos amostrais foram selecionados considerando a área de abrangência da pluma de rejeitos, os diferentes ambientes afetados e as condições de acesso a essas áreas. Além disso, alguns pontos localizados fora da área de deposição da lama de rejeitos foram selecionados como controle.

Durante os estudos de campo da segunda campanha, alguns pontos amostrais continentais tiveram que ser realocados, seja por questões de segurança (os locais amostrados durante a primeira campanha se mostraram como de alto risco de navegação ou com dificuldade de acesso), seja em função da maior probabilidade de encontro de cágados, nesse caso, considerando os resultados da primeira campanha.

A Tabela 99 apresenta a relação e a distribuição dos pontos continentais e marinhos na área de estudo amostrados nas duas primeiras campanhas, indicando os pontos que foram relocados e/ou renomeados. Por sua vez, as Figuras 327 e 328 mostram os pontos continentais e marinhos amostrados ao longo da primeira e da segunda campanha, respectivamente.

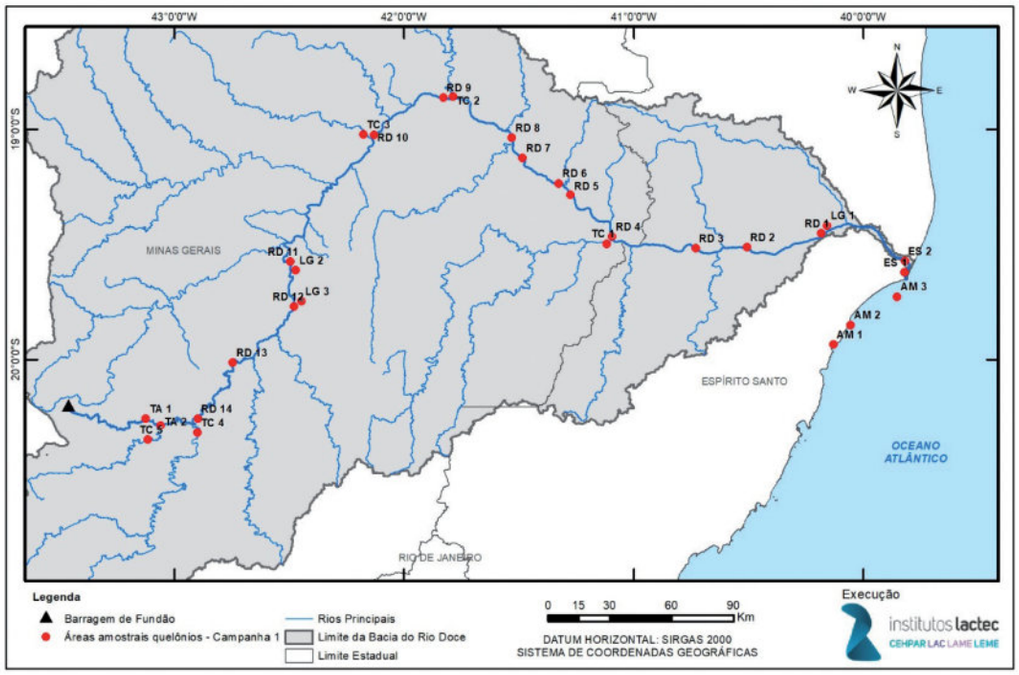
Tabela 99 – Pontos amostrais do monitoramento de quelônios durante a primeira e a segunda campanha de campo nos diferentes ambientes abordados e suas respectivas coordenadas em Universal Transversa de Mercator (UTM)

Sigla	Ambiente	Fuso	Coordenadas (UTM)	Campanhas
AM1	Marinho 1 m	24 K	0381743 / 7795353	1, 2
AM2	Marinho 4 m	24 K	0389490 / 7804723	1, 2
AM3	Marinho 20 m	24 K	0410673 / 7818482	1,
ES1*	Estuarino	24 K	0414033 / 7830141	1
			0414021 / 7835662	2
ES2*	Estuarino	24 K	0414021 / 7835662	1
			0410979 / 7836607	2
RD1	Fluvial (Linhares)	24 K	0375897 / 7848702	1, 2
LG1	Lacustre (Linhares)	24 K	0378476 / 7852463	1, 2
RD2**	Fluvial (Bonicegna)	24 K	0341930 / 7841730	1
	Fluvial (Colatina)	24 K	0318534 / 7841023	2
RD3**	Fluvial (Colatina)	24 K	0318534 / 7841023	1
	Fluvial (Aimorés)	24 K	0280338 / 7846312	2

Sigla	Ambiente	Fuso	Coordenadas (UTM)	Campanhas
TC1**	Fluvial (Manhuaçu)	24 K	0277783 / 7842799	1
	Fluvial (Pancas)	24 K	0330625 / 7844964	2
RD4**	Fluvial (Aimorés)	24 K	0280338 / 7846312	1
	Fluvial (Resplendor I)	24 K	0261005 / 7866169	2
RD5**	Fluvial (Resplendor I)	24 K	0261005 / 7866169	1
	Fluvial (Resplendor II)	24 K	0255601 / 7871548	2
RD6**	Fluvial (Resplendor II)	24 K	0255601 / 7871548	1
	Fluvial (Palmital)	24 K	0238750 / 7883480	2
RD7**	Fluvial (Palmital)	24 K	0238750 / 7883480	1
	Fluvial (Urucum)	24 K	0233755 / 7893319	2
RD8**	Fluvial (Urucum)	24 K	0233755 / 7893319	1
	Fluvial (Valadares)	24 K	0202014 / 7912140	2
TC2**	Fluvial (Suaçuí)	24 K	0206436 / 7912774	1
	Fluvial (Manhuaçu)	24 K	0277783 / 7842799	2
RD9**	Fluvial (Valadares)	24 K	0202014 / 7912140	1
	Reservatório (Baguari)	23 K	0802158 / 7894001	2
RD10**	Reservatório (Baguari)	23 K	0802158 / 7894001	1
	Fluvial (Ponte Perdida)	23 K	0760060 / 7836043	2
TC3**	Fluvial (Corrente)	23 K	0797244 / 7894235	1
	Fluvial (Rio Suaçuí)	24 K	0206436 / 7912774	2
RD11**	Fluvial (Revés)	23 K	0762963 / 7833630	1
	Fluvial (Ponte Queimada)	23 K	0764328 / 7814445	2
LG2	Lacustre (Cristal)	23 K	0765324 / 7829421	1, 2
LG3	Lacustre (Pingo D'Água)	23 K	0767682 / 7814513	1, 2
RD12**	Fluvial (PERD)	23 K	0764345 / 7811991	1
	Fluvial (S.J. Goiabal)	23 K	0736005 / 7785430	2
RD13**	Fluvial (S.J. Goiabal)	23 K	0736005 / 7785430	1
	Fluvial (Rio Doce)	23 K	0719815 / 7758488	2
RD14	Fluvial (Rio Doce)	23 K	0719815 / 7758488	1
TC4**	Fluvial (Piranga)	23 K	0719357 / 7751842	1
	Fluvial (Corrente)	23 K	0797244 / 7894235	2
TC5**	Fluvial (do Carmo)	23 K	0696883 / 7748836	1
	Fluvial (Piranga)	23 K	0719117 / 7755120	2
TC6	Fluvial (do Carmo)	23 K	0696883 / 7748836	2
TA2	Fluvial (do Carmo)	23 K	0702660 / 7755498	1, 2
TA1	Fluvial (Gualaxo)	23 K	0695966 / 7758792	1, 2

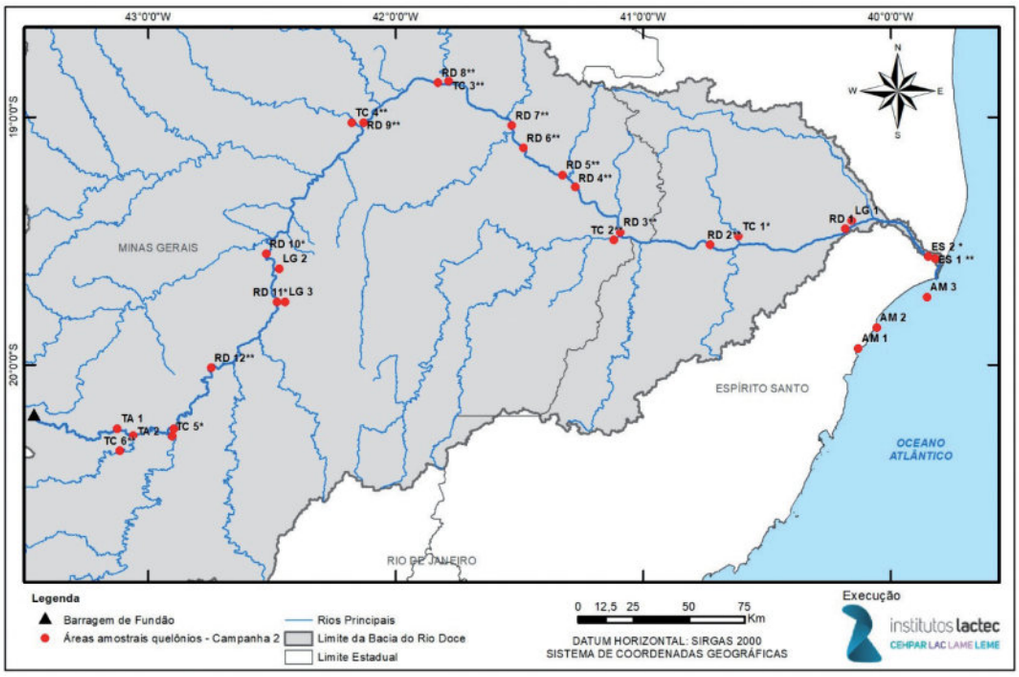
Nota: AM = ambiente marinho; ES = estuário; RD = rio Doce, LG = lagoa, TA = tributário afetado; TC = tributário de controle. Pontos realocados em relação à primeira campanha são assinalados com * e pontos renomeados, com **

Figura 327 – Pontos amostrais de quelônios amostrados na primeira campanha



Nota: RD = rio Doce; LG = lagoa; TA = tributário afetado; TC = tributário de controle.

Figura 328 – Pontos amostrais de quelônios amostrados na segunda campanha



Nota: RD = rio Doce; LG = lagoa; TC = tributário de controle.

3.7.2.2 Procedimentos amostrais

A primeira campanha de campo teve início em 18 de junho de 2018, perdurando até 8 de julho de 2018, totalizando 22 dias, sendo quatro de deslocamento e 18 dias efetivos de amostragem do grupo taxonômico. O estudo teve início na região costeira do Espírito Santo, posteriormente abrangendo a região estuarina e, em seguida, contemplando o ambiente fluvial a montante, buscando alcançar os tributários pelos quais a lama teve aporte ao rio Doce.

Os estudos de campo da segunda campanha tiveram início no dia 29 de setembro, tendo sido conduzidos inicialmente na região litorânea, haja vista o início da temporada de desova na região da Reserva Biológica (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. Além disso, foram vistoriados os pontos de coleta de algas junto à costa (AM1 e AM2).

A etapa de avaliação dos ambientes continentais na segunda campanha teve início no dia 1º de outubro, quando foram efetuadas vistorias no ambiente estuarino. As inspeções do rio Doce em si, de lagoas e de seus tributários tiveram início a partir do dia 2 de outubro, tendo esta etapa se estendido até o fim da campanha, em 19 de outubro de 2018.

Os procedimentos adotados para a obtenção de dados de diferentes comunidades de quelônios da área de estudos são apresentados a seguir.

3.7.2.2.1 *Quelônios continentais*

Quanto à amostragem dos quelônios continentais do rio Doce, tributários e lagoas interiores, ela foi realizada em 24 áreas amostrais, além de dois pontos no estuário, onde existe a possibilidade de ocorrência de espécies dulcícolas. A amostragem ocorreu por meio de instalação de duas redes de espera por área, com 25 m de comprimento e 2 m de altura cada uma (Figuras 329 a 331), as quais permaneceram ativas por cerca de 6h em cada ponto amostral e foram revisadas a cada hora no intuito de evitar o afogamento de espécimes do grupo (BATISTELLA, 2008; OLIVEIRA et al., 2018).

Entre os 24 pontos amostrais implantados em ambiente de água doce, quatro foram estabelecidos na altura do PERD, sendo dois nas margens do rio homônimo e dentro dos limites da UC, para amostragem de espécimes nas APDLs, e dois em lagoas interiores, representando áreas de controle.

Figura 329 – Instalação de redes de espera na área amostral RD8, no rio Doce, município de Conselheiro Pena/MG



Figura 330 – Rede de espera e covo instalados na margem do rio Doce, na área amostral RD2, município de Colatina/ES



Figura 331 – Rede de espera instalada próximo à confluência do rio Gualaxo do Norte com o rio do Carmo, na área amostral TA2, Barra Longa/MG



Também foram instaladas quatro armadilhas do tipo covo iscadas com peixe (Figuras 332 e 333), as quais permaneceram ativas por cerca de 20h em cada ponto amostral e com uma porção emersa, para garantir a capacidade de respiração para indivíduos de quelônios eventualmente capturados. Outro método de captura foi a utilização de puçás e tarrafas durante os deslocamentos de barco nas áreas amostrais e entorno (Figura 334), em momentos em que os espécimes emergem para respirar (INGOLD; WILLBERN; ROBERTS, 1996; ERNST; BARBOUR, 1989; RUEDA-ALMONACID et al., 2007; OLIVEIRA et al., 2018).

Por fim, caminhamentos foram realizados nas margens do rio Doce, tributários e lagoas em busca de carcaças e indivíduos realizando termorregulação (BATISTELLA, 2008) (Figura 335).

Figura 332 – Armadilha do tipo covo instalada na área amostral RD4, no rio Doce, a jusante da UHE Aimorés, localizada no município homônimo, em Minas Gerais



Figura 333 – Armadilha do tipo covo instalada na confluência do rio Urucum com o rio Doce (ponto RD8), Conselheiro Pena/MG



Figura 334 – Busca ativa por exemplares de quelônios dulcícolas no rio Doce por meio de observação durante deslocamento de barco, na área amostral RD13, Rio Casca/MG



Figura 335 – Observação do rio Doce durante o caminhamento, na área amostral de ambiente fluvial RD5



3.7.2.2.2 *Quelônios terrestres*

Quanto à amostragem de quelônios terrestres, inicialmente este grupo não era esperado para a região de estudo devido ao avançado grau de antropização e à pequena inter-relação com os danos do rompimento da barragem. Entretanto, alguns registros do gênero *Chelonoidis*, popularmente conhecido por jabuti, foram obtidos durante a primeira e a segunda campanhas de campo, bem como pelos estudos realizados com outros grupos faunísticos. Dessa forma, eventuais registros da espécie são também apresentados neste estudo.

3.7.2.3 Procedimentos gerais

Durante os trabalhos de campo, todos os registros de quelônios obtidos foram demarcados mediante aparelho de GPS, bem como descritos os aspectos gerais evidenciados quanto aos *habitats*, número de indivíduos avistados, aspectos biológicos evidenciados (como sexo, idade, reprodução, alimentação, entre outros) e estado aparente de saúde dos indivíduos (RUEDA-ALMONACID et al., 2007; OLIVEIRA et al., 2018).

Uma vez capturados, os quelônios foram acondicionados em caixas plásticas para os devidos procedimentos, que consistiram em tomada de medidas de tamanho, peso, marcação e coleta de tecido para análises laboratoriais (RUEDA-ALMONACID et al., 2007). As carcaças encontradas foram recolhidas para análise de presença de elementos-traço nos tecidos.

A retirada de tecido para análise em laboratório ocorreu a partir de incisões, preferencialmente nas membranas interdigitais, quando o porte do animal permitia a aquisição de material biológico suficiente para análise ecotoxicológica sem interferir na sua capacidade motora (aproximadamente 2 g). Quanto à marcação dos espécimes capturados, esta se deu por meio de corte nos escudos marginais da carapaça, seguindo uma ordem preestabelecida de identificação (RHODIN; VAN DIJK; PARHAM, 2008).

Além das observações diretas, contou-se com o auxílio dos profissionais das demais equipes de pesquisadores no registro de espécimes de quelônios, em especial a equipe de Ictiologia, a qual atuou nas mesmas regiões desta pesquisa. Parte dos trabalhos de campo foi realizada concomitantemente com essa equipe. Os profissionais de Ictiologia e das demais equipes foram instruídos a efetuar, 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, entre outros), registro do local mediante GPS e fotografias.

Por fim, em cada área amostral, também buscou-se entrevistar moradores e frequentadores, visando à obtenção de informações acerca da ocorrência das espécies de quelônios previamente e após o rompimento da barragem de Fundão e a passagem da lama de rejeitos. Nessas entrevistas, foram inicialmente buscadas descrições livres das características das espécies, para somente após serem utilizadas pranchas e fotografias dos quelônios com possibilidade de ocorrência na região. Esse procedimento objetivou maior confiabilidade das informações, uma vez que muitos entrevistados, no ensejo de querer colaborar com o estudo, podem por vezes informar a ocorrência de espécies que não ocorrem de fato na região. Por sua vez, também se permitiu 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).

3.7.3 RESULTADOS

3.7.3.1 Primeira campanha

O monitoramento de quelônios em ambiente fluvial propriamente dito, sem influência marinha, teve sua primeira área amostral demarcada no município de Linhares, sendo nomeada RD1. Apesar de alguns relatos de observações de cágados realizando termorregulação em praias e afloramentos rochosos, durante a campanha de campo não foram registrados indivíduos nessa área e alguns pescadores relataram nunca ter visto esses animais na região.

Já na área amostral RD2, em uma localidade chamada Bonicegna, município de Colatina/ES, moradores afirmaram ocorrer um cágado com marcas vermelhas nas laterais da cabeça, o que pode indicar a presença da espécie exótica de tartaruga-de-orelha-vermelha (*Trachemys scripta*) ou tratar-se de filhotes de cágado-amarelo (*Acanthochelys radiolata*), que apresentam variação ontogenética, nascendo com coloração vermelha sobre matriz negra e alterando para amarelo sobre negro por volta de três meses (MOCELIN, 2001). No entanto, não foram verificados espécimes de quelônios nesse ponto. Por outro lado, nessa região, foram avistados, pela equipe de estudos da ictiofauna, dois indivíduos de cágados no rio Pancas, importante tributário da margem esquerda do rio Doce.

A área amostral RD3, também no município de Colatina/ES, fica na margem do rio Doce, em uma propriedade rural de criação de gado e cavalos, com a mata ciliar bastante alterada. Nesse ponto, os funcionários relataram nunca ter avistado quelônios. Também não foram registrados espécimes do grupo pela equipe de monitoramento.

No estado de Minas Gerais, município de Aimorés, a primeira área amostral em ambiente fluvial foi no rio Manhuaçu (TC1), afluente de grande porte da margem direita do rio Doce, selecionado

como ponto de controle. Apesar de relatos vagos de ocorrência de quelônios, não foram registrados espécimes na primeira campanha. Ainda em Aimorés, outra área amostral de ambiente fluvial foi a RD4, situada logo à jusante da barragem da UHE Aimorés. Nessa região, tem início grande ocorrência de afloramentos rochosos no leito do rio Doce. Nesse ponto, também não houve registro de quelônios. Durante visita ao Instituto Terra, localizado na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fazenda Bulcão, foi constatada a presença de alguns indivíduos de cágados em um tanque artificial, confirmando a ocorrência do cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) em diferentes estágios de desenvolvimento (Figuras 336 e 337). Ali também foi confirmada a presença de um indivíduo de jabuti-vermelho (*Chelonoidis carbonarius*), uma espécie de quelônio terrestre (Figura 338). Entretanto, não foi possível determinar se o espécime é nativo ou se foi trazido de outro local.

Figura 336 – Espécime juvenil de cágado-de-barbicha (***Phrynops geoffroanus***) registrado em lagoa na RPPN Fazenda Bulcão (Instituto Terra), em Aimorés/MG



Figura 337 – Filhote de cágado-de-barbicha (***Phrynops geoffroanus***) registrado em lagoa na RPPN Fazenda Bulcão (Instituto Terra), em Aimorés/MG



Figura 338 – Indivíduo de jabuti-vermelho (***Chelonoidis carbonarius***) registrado na RPPN Fazenda Bulcão, em Aimorés/MG



Nas duas áreas amostrais no município de Resplendor/MG (RD5 e RD6), não houve captura de espécimes de quelônios dulcícolas, tampouco os moradores entrevistados por ocasião da primeira campanha tinham conhecimento da presença desses animais na região.

As áreas amostrais RD7 e RD8 estão localizadas no município de Conselheiro Pena/MG, sendo a primeira próxima à confluência do rio Palmital e a segundo na confluência do rio Urucum. No primeiro caso, foi indicada pelos moradores a existência de carcaça às margens do rio Doce, sendo constatado tratar-se de um indivíduo adulto de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) (Figuras 339 e 340). No outro ponto, moradores relataram nunca terem visto espécimes de cágados e não houve captura nas armadilhas.

Figura 339 – Vista dorsal evidenciando o casco de carcaça de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) encontrada na área amostral RD7, na margem esquerda do rio Doce, próximo à confluência do rio Palmital, em Conselheiro Pena/MG



Figura 340 – Vista ventral evidenciando o plastrão de carcaça de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) encontrada na área amostral RD7, na margem esquerda do rio Doce, próximo à confluência do rio Palmital, em Conselheiro Pena/MG



Em Governador Valadares/MG, estão as áreas amostrais TC2, no rio Suaçuí, tributário da margem esquerda do rio Doce, e RD9, na margem esquerda deste. No rio Suaçuí, o relato dos moradores e de funcionário de uma dragagem de areia instalada ali indicou a existência de cágados no local. Entretanto, não foram capturados espécimes do grupo taxonômico nesse ponto. No ponto RD9, também não houve registros de cágados, tampouco os relatos de moradores indicaram a sua ocorrência.

A área amostral RD10 está localizada no reservatório da UHE Baguari, que represa o rio Doce e ainda é considerado um ambiente lótico, por se tratar de um corpo hídrico com baixa residência, uma vez que é uma barragem a fio d'água, daí a razão de ser incluído nos ambientes fluviais. Não houve captura de cágados nesse local, apesar do relato de sua presença por parte de alguns funcionários da UHE. Por outro lado, o especialista em ictiologia, que monitora a região há anos, disse nunca ter avistado cágados por ali.

No rio Corrente, aproximadamente 3 km a montante da confluência com o rio Doce, está localizada a área amostral TC3. Apesar da ausência de registros de cágados por parte do ictiólogo, moradores da região afirmaram que frequentemente são avistados cágados na área. Entretanto, não houve registros por parte da equipe de monitoramento de quelônios.

Em Revés de Belém/MG, na altura do PERD, na porção mais ao norte, foi demarcada a área amostral RD11 na margem direita do rio Doce. É uma área com mata ciliar nativa com um misto de

cabruca. Moradores locais relataram nunca terem visto cágados na região, tampouco houve registros nas campanhas. No entanto, em um trecho urbano do rio Doce em Ipatinga/MG, tendo a área RD11 como ponto mais próximo, a equipe de monitoramento da ictiofauna capturou um indivíduo jovem de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) (Figuras 341 e 342).

A área amostral RD12 está localizada no município de Pingo-d'Água/MG, também na altura do PERD, mas na porção sul, em ambiente com corredeiras e remansos. Moradores e pescadores afirmaram encontrar cágados com certa frequência na região. Não foram registrados quelônios nessa área.

Figura 341 – Exemplar jovem de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) capturado no rio Doce em rede de espera, na região de Ipatinga/MG



Figura 342 – Processo de marcação de indivíduo de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) – placas marginais posteriores do casco – para reconhecimento em eventuais recapturas e comparação de dados biométricos



A área amostral RD13 corresponde a um ponto estabelecido no rio Doce, no município de Rio Casca. Junto a uma extração de areia, funcionários do local disseram haver muitos cágados na localidade, apesar de ter sido severamente atingido pela pluma de rejeitos. Inclusive, teria havido um acréscimo de animais após o desastre. Durante saída de barco, inicialmente não foram registrados espécimes de quelônios; após alguns minutos, foram avistados seis indivíduos de quelônios dulcícolas que emergiam esporadicamente para respirar. Embora muito ligeiros, aparentavam ser cágados-de-barbicha (*P. geoffroanus*) em diferentes estágios de desenvolvimento, evidenciando a existência de uma população estabelecida. Contudo, não ocorreram capturas nas armadilhas.

No município de Rio Doce, está localizada a área amostral RD-14. Trata-se uma grande área urbana atingida pela lama, assim como Barra Longa. Nesse ponto, não houve registros de cágados, tampouco foram relatados encontros com esses animais.

Na confluência do rio Piranga com o rio do Carmo, tem início o rio Doce propriamente dito. A área amostral TC4 foi estabelecida no rio Piranga, no município de Ponte Nova. Não houve registros de quelônios nesse ponto. Entretanto, pescadores locais afirmaram a ocorrência de cágados na região.

No rio do Carmo, município de Acaiaca, está localizada a área amostral TC5. Aqui também não foram registrados espécimes de cágados, mas moradores afirmaram já ter visto cágados na região.

Em Barra Longa, logo após a confluência do rio Gualaxo do Norte com o rio do Carmo, no início da área urbana, foi instalada a área amostral TA2. Esse município foi um dos mais afetados pela avalanche de lama de rejeitos. Alguns moradores relataram a presença de cágados, enquanto outros, inclusive ribeirinhos, disseram nunca ter visto esses animais. Não houve registros de quelônios.

A área amostral mais a montante estabelecida foi a TA1, na localidade de Gesteira, no próprio rio Gualaxo do Norte. Aqui, moradores relataram a ocorrência de cágados antes do desastre, mas que, depois da passagem da lama, nunca mais foram vistos. Não houve registro de cágados.

3.7.3.2 Segunda campanha

Mediante os estudos de campo realizados ao longo do rio Doce e demais ambientes dulcícolas, durante a segunda campanha de campo foi possível obter o registro de três indivíduos de quelônios aquáticos. Tais registros referem-se a dois avistamentos e uma captura (Figuras 343 e 344).

Figura 343 – Indivíduo jovem de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) capturado em área amostral de controle no rio Manhuaçu, Aimorés/MG



Figura 344 – Vista ventral do mesmo indivíduo de *P. geoffroanus*



A captura ocorreu no dia 4 de outubro, no ponto de controle do rio Manhuaçu, em Aimorés/MG, tendo sido efetuada sobre um indivíduo de *Phrynops geoffroanus* (cágado-de-barbicha) e realizada mediante armadilha do tipo covo (jequi). O indivíduo capturado consistiu em um exemplar juvenil (comprimento carapaça = 10 cm; largura carapaça = 9,5 cm; comprimento plastrão = 8,1 cm; largura plastrão = 5 cm; peso = 115 g; caída = 0,9 cm; marcação = 01). O espécime foi submetido à biometria, marcação e coleta de sangue e tecido, sendo o material enviado para laboratório para análise ecotoxicológica.

Os outros dois registros ocorreram mediante visualização no dia 13 de outubro, no rio Doce, em São José do Goiabal/MG, sendo dois indivíduos jovens, provavelmente também de cágado-de-barbicha (*P. geoffroanus*). Os indivíduos estavam em atividade de assoalhamento sobre troncos emersos e foram visualizados a grande distância, tendo rapidamente mergulhado após a aproximação da embarcação. Nesse mesmo ponto, houve registros da espécie durante a primeira campanha, corroborando a existência de população residente no local. Um dos indivíduos ora avistados tinha comprimento da carapaça estimado em 10 cm e, caso sejam efetivamente de *P. geoffroanus*, a condição sugere recrutamento de novos indivíduos nesse ponto. O outro indivíduo era maior, com aproximadamente 20 cm de carapaça.

Os demais dias da campanha não permitiram outros registros de quelônios. Aos 15 dias de outubro de 2018, a equipe efetuou buscas na região do município de Rio Doce/MG, no ponto RD14 no próprio rio Doce e no ponto TC4, controle no rio Piranga, não evidenciando a presença de quelônios. Entretanto, entrevistas com a população local indicaram que houve soltura de espécimes de cágados resgatados na lama de rejeito na região do reservatório da UHE Candonga.

Nos dias subsequentes, foram amostrados os pontos de Barra Longa, que contemplam o rio do Carmo em sua porção afetada e o rio Gualaxo do Norte, na localidade de Gesteira, uma das comunidades mais afetadas pela avalanche de lama, compreendendo os pontos de tributários afetados, TA2 e TA1, respectivamente. No rio Gualaxo do Norte, em decorrência da chuva, foi possível notar grande diferença na coloração da água, de translúcida a um alaranjado intenso, provavelmente devido ao carreamento de resíduos provenientes de Fundão. Em Acaiaca, foi realizada a amostragem no rio do Carmo na porção não afetada (TC5), onde também não houve registros de cágados, apesar de relatos de sua ocorrência por moradores. Nesse último ponto, o aumento da pluviosidade já tornou o rio caudaloso e turvo.

Um registro de cágado-de-barbicha (*P. geoffroanus*) foi realizado pela equipe de Ictiofauna no rio Piracicaba, tributário da região de Ipatinga/MG. Nesse local, já havia sido capturado um indivíduo jovem dessa espécie durante a primeira campanha, no qual foi apenas realizada a biometria, indicando tratar-se de um indivíduo adulto.

Relatos de funcionários do Parque Estadual do Rio Verde indicaram a ocorrência frequente de cágados na região da Ponte Perdida, em Revés de Belém/MG, mas em menor número do que se costumava observar anteriormente ao desastre em avaliação. Também foi mencionada a ocorrência do jabuti-vermelho (*Chelonoidis carbonarius*), porém há algum tempo não é mais visto na área.

Por fim, outros registros de quelônios para a bacia foram obtidos pela equipe de Herpetofauna, a qual registrou o cágado-da-serra (*Hydromedusa maximiliani*) em duas oportunidades; primeiramente, em um córrego antropizado, localizado cerca de 9 km do rio Gualaxo do Norte na região de Mariana, foram registrados dois indivíduos (Figura 345).

Figura 345 – Detalhe da cabeça de cágado-da-serra (*Hydromedusa maximiliani*) registrada pela equipe de estudos de herpetofauna a cerca de 9 km do rio Gualaxo do Norte, evidenciando a presença da espécie na bacia hidrográfica



O outro registro (Figura 346) ocorreu a cerca de 700 m do rio Gualaxo do Norte, em um canal artificial, também na região de Mariana. Neste caso, foi coletada amostra de sangue para análise de ecotoxicidade.

Figura 346 – Indivíduo adulto de cágado-da-serra (*Hydromedusa maximiliani*) registrado em ponto de estudo da herpetofauna, a cerca de 700 m do rio Gualaxo do Norte, na região de Mariana



A mesma equipe foi responsável pelo registro de um jabuti-amarelo (*Chelonoidis denticulatus*), a cerca de 2 km do rio Doce, na Floresta Nacional de Goytacazes, em Linhares/ES (Figura 347). Nesse caso, também foi realizada a coleta de material biológico (sangue) e repassada à equipe de estudo de ecotoxicologia. É importante mencionar que *H. maximiliani* se encontra sob o *status* vulnerável em nível mundial e estadual, tanto para Minas Gerais quanto para o Espírito Santo; *C. denticulatus* é considerada vulnerável em nível mundial. Nesse sentido, são espécies que demandam especial atenção no que se refere à sua conservação.

Figura 347 – Exemplar de jabuti-amarelo (***Chelonoidis denticulatus***) registrado na Floresta Nacional de Goytacazes, Linhares/ES. Trata-se de uma espécie ameaçada de extinção



3.7.3.3 Ambiente lacustre

Na região de Linhares/ES, foi implantada a primeira área amostral em ambiente lacustre (LG1), mais especificamente na Lagoa Nova (Figura 348). Apesar do relato de apenas uma funcionária do balneário já ter avistado um indivíduo de quelônio há alguns anos no local, não houve registro de nenhum espécime nos trabalhos de campo.

Figura 348 – Vista de parte da área amostral em ambiente lacustre LG1, em Linhares/ES



A área amostral LG2 está localizada em Revés de Belém/MG, em uma lagoa conhecida regionalmente por Lago Cristal (Figura 349), cujos proprietários disseram ter encontrado um cágado se deslocando entre um brejo e a lagoa. Não foram registrados cágados nesse ponto.

Figura 349 – Rede de espera instalada na área amostral LG2, em Revés de Belém/MG



Em Pingo-d'Água, está localizada uma lagoa em que foi determinada a área amostral LG3 (Figura 350). Funcionários da fazenda relataram ter visto cágados no local há alguns anos, porém não foram registrados cágados nas campanhas.

Figura 350 – Rede de espera instalada na área amostral LG3, em Pingo-d'*Água*



3.7.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Quanto aos quelônios continentais, apesar da baixa incidência de registros em campo, a análise dos pontos amostrais, atrelada à distribuição conhecida das espécies e às suas exigências ambientais (PRITCHARD, 1967; ERNST; BARBOUR, 1989; IVERSON, 1992; RHODIN; VAN DIJK; PARHAM, 2008), pressupõe tratar-se de ambientes capazes de suportar populações de diversas espécies do grupo.

Os dados obtidos nas duas primeiras campanhas não permitem ainda a realização de conclusões quanto aos danos sofridos pelas espécies em função do desastre. Entretanto, a ausência de registros no rio Doce de espécies conspícuas, como é o caso do cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*), assim como de *Caretta caretta* no estuário, permite supor que o rompimento da barragem deve ter afetado as espécies do grupo de maneira significativa.

Na maioria dos ambientes fluviais brasileiros de grandes dimensões, como é o caso do rio Doce, quelônios do gênero *Phrynops* tendem a ser encontrados em grandes concentrações (PRITCHARD, 1967; ERNST; BARBOUR, 1989; SOUZA et al., 2008), inclusive em áreas com elevada antropização (SOUZA; ABE, 2000). Mesmo ambientes fortemente impactados podem ser ocupados pelas espécies (ou parte delas), desde que haja disponibilidade de alimentos e condições estruturais dos sítios reprodutivos, conforme as exigências de cada espécie (SOUZA; ABE, 2000; MOLL; MOLL, 2004; BOUR, 2008; SOUZA et al., 2008).

A ausência de dados históricos sobre a espécie na região não permite inferir se esta era sua condição natural local, porém o fato de os registros até o momento obtidos terem sido efetuados exclusivamente no interior ou nas proximidades dos maiores tributários regionais sugere que as populações do rio Doce em si tenham sofrido depleções importantes. Tais tributários, por sua vez, devem ser vistos como locais de grande importância para a recolonização do talvegue do rio Doce pelas espécies aquáticas regionais, tanto de quelônios quanto de demais organismos (MOLL; MOLL, 2004). Essa condição impõe a necessidade de estabelecimento de estratégias de conservação das bacias em questão.

4 AMBIENTES COSTEIROS

Dentro dos ambientes costeiros, são apresentados resultados parciais referentes à qualidade das águas costeiras, qualidade dos sedimentos costeiros, ictiofauna, quelônios e cetáceos. A subdivisão dos ambientes costeiros em estuários, manguezal, ambiente praial e ambiente marinho é apresentada conforme cada área do conhecimento.

4.1 QUALIDADE DAS ÁGUAS COSTEIRAS

4.1.1 ÁREA DE ABRANGÊNCIA

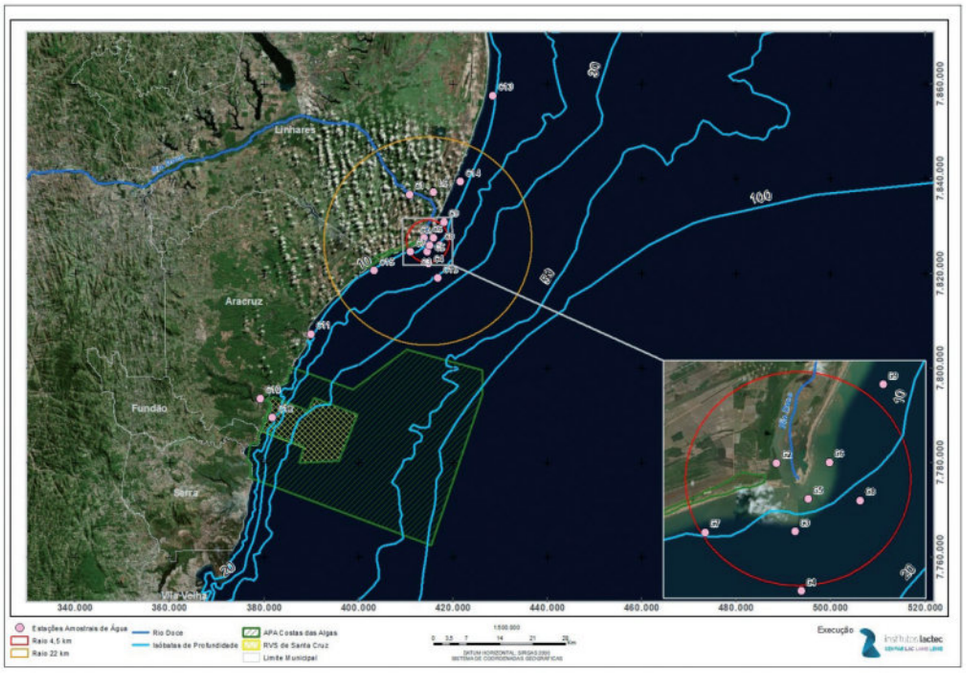
Na região costeira, foram avaliados diferentes tipos de ambiente, áreas estuarinas compostas pelo estuário do rio Doce, estuário do rio Piraquê-Açu e laguna Monsarás, bem como áreas marinhas próximas à costa até uma profundidade de, aproximadamente, 20 m.

As estações de monitoramento na região costeira avaliadas pelo Lactec são apresentadas na Tabela 100, com suas coordenadas geográficas, e a localização pode ser visualizada na Figura 351. As estações C1, C2, C10 e L6 se encontram em ambientes de transição, áreas estuarinas, estando as estações C1 e C2 localizadas dentro do estuário do rio Doce, a estação C10 no estuário do rio Piraquê-Açu e a estação L6 na laguna Monsarás, em um canal mais próximo do possível recebimento de águas do rio Doce. As demais estações estão localizadas em ambiente marinho, principalmente nas proximidades da foz do rio Doce, abrangendo até 35 km ao norte (estação C13) e até 50 km ao sul (estação C12, localizada dentro da Área de Proteção Ambiental Costa das Algas).

Tabela 100 – Estações de monitoramento em ambientes de água salobra/salina

Estação de monitoramento			Longitude	Latitude
Região Costeira	Lagoa	L6	-39,8016	-19,5587
	Estuários	C1	-39,8502	-19,5627
		C2	-39,8216	-19,6461
		C10	-40,154	-19,9509
	Marinha	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

Figura 351 – Localização das estações amostrais na região costeira



4.1.2 METODOLOGIA

4.1.2.1 Coleta de amostras de água visando à avaliação das variáveis físicas, químicas e biológicas

Para a determinação da localização dos pontos amostrais, foi utilizado o equipamento GPSMAP 64s Garmin, empregando 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 48h anteriores, informações sobre a localização do ponto de amostragem incluindo as coordenadas geográficas, profundidade do local e presença ou ausência de pluma do rio Doce no ponto de coleta.

No momento das coletas, foram determinados parâmetros físico-químicos de qualidade das águas *in situ* pela utilização de sonda multiparamétrica YSI EXO2. *In situ*, foram determinados os seguintes parâmetros: temperatura da amostra (°C), OD (%), OD (mg/L), condutividade (uS/cm), salinidade, pH e turbidez (UNT ou FNU).

Foram coletadas amostras de água em duas profundidades para o ambiente marinho: na subsuperfície e a 2 m do fundo. Além disso, foi realizada a leitura do perfil vertical, registrando com a sonda multiparamétrica os dados a cada 1 m de profundidade, no intuito de obter a variação dos parâmetros ao longo da coluna de água.

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.

Ainda, posteriormente à coleta de amostras, foram registradas as condições de contorno ou meteoceanográficas no momento da coletada. Essas condições podem influenciar diretamente os resultados de qualidade das águas, visto que a pluma do rio Doce se desloca para sul ou para o norte de acordo com essas condições. Dessa maneira, será possível comparar os resultados de qualidade das águas de diferentes campanhas amostrais, levando em consideração as condições de contorno no momento das coletas. Os dados que representam as condições de contorno foram retirados de diversas fontes (Tabela 101).

Tabela 101 – Dados que representam as condições de contorno no momento das coletas e respectivas fontes

Condições de contorno	Fonte
Dados oceanográficos	
Maré (vazante/enchente)	Marégrafo Barra do Riacho
Altura da maré (m)	Marégrafo Barra do Riacho
Altura de onda (m)	Previsão - *Site* windguru.com
Direção de onda	Previsão - *Site* windguru.com
Dados fluviométricos (foz do rio Doce)	
Nível (m)	Estações RENOVA RDO16, RDO15
Dados qualitativos (foz do rio Doce)	
Turbidez (UNT)	Estação automática Renova: RDO-16 BÓIA
Temperatura (°C)	Estação automática Renova: RDO-16 BÓIA
pH	Estação automática Renova: RDO-16 BÓIA
OD (mg/L)	Estação automática Renova: RDO-16 BÓIA
Condutividade (µS/cm)	Estação automática Renova: RDO-16 BÓIA
Dados meteorológicos	
Temperatura (°C)	Estação automática Renova: RDO-16
Pressão (mBar)	Estação automática Renova: RDO-16
Umidade (%)	Estação automática Renova: RDO-16
Precipitação	Estação automática Renova: RDO-16
Direção do vento (°)	Estação automática Renova: RDO-16
Velocidade do vento (m/s)	Estação automática Renova: RDO-16

A coleta de amostras de água visando à avaliação da comunidade fitoplanctônica foi realizada nos mesmos locais de qualidade de água. Com exceção dos ambientes de transição, nos quais foram coletadas amostras na subsuperfície, as amostras do ambiente marinho foram coletadas, sempre que possível, em duas profundidades, com o auxílio de garrafa de van Dorn presa a uma corda graduada, assim como realizado para a coleta das amostras para avaliação de variáveis físico-químicas. As amostras foram fixadas com solução de lugol acético a 1% (WETZEL; LIKENS, 1991). A determinação da concentração de clorofila-a nos locais amostrados foi realizada por fluorescência, submergindo sonda multiparamétrica YSI EXO2, cujo limite de detecção varia de 0 a 400 µg/L.

As amostras qualitativas e quantitativas do zooplâncton da lagoa Monsarás foram coletadas por balde, filtrando 400 L (0,4 m^3) de água em malha de 64 µm. Já as amostras do zooplâncton da foz do rio Doce e sua área costeira adjacente foram coletadas por arrasto horizontal com uma rede cilindrocônica com 200 µm de tamanho de malha, 30 cm de diâmetro de boca, equipada com fluxômetro. As amostras foram imediatamente fixadas em álcool 96% e, posteriormente, levadas para análise em laboratório (CETESB, 2011).

4.1.2.2 Variáveis de qualidade de água e comunidades biológicas

As variáveis monitoradas pela sonda multiparamétrica YSI EXO2 e os alcances das medições estão dispostos na Tabela 102.

Tabela 102 – Variáveis monitoradas pela sonda multiparamétrica

Variável	Alcance
Temperatura (°C)	-5 até 50
Profundidade do ponto (m)	0 até 250
OD (%)	0 até 500
OD (mg/L)	0 até 50
Condutividade (µS/cm)	0 até 200
Salinidade	0 até 70 ppt
pH	0 até 14 unidades
Turbidez (UNT)	0 até 4.000
Clorofila-a (µg/L)	0 até 400

As variáveis analisadas em laboratório, seus limites de quantificação e o método de análise estão descritos na Tabela 103. Os laudos laboratoriais encontram-se no Apêndice K.

Tabela 103 – Limites de quantificação e métodos de análise das águas salobras e salinas

Variável	Limite de quantificação	Método	Laboratório
Alcalinidade total (mg/L)	5,0	SMEWW 2320B 2012	Controle Analítico
Al dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Al total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Sb (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Sb dissolvido (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
As dissolvido (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
As total (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Be dissolvido (mg/L)	0,001	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Be total (mg/L)	0,001	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Bi dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Bi total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Bo total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Cd dissolvido (mg/L)	0,001	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Cd total (mg/L)	0,001	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico

Variável	Limite de quantificação	Método	Laboratório
CO dissolvido (mg/L)	0,2	POP 089 2017	Controle Analítico
CO total (mg/L)	0,2	IAC - B. técnico 106	Controle Analítico
Pb dissolvido (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Pb total (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Cianeto livre (mg/L)	0,005	SMEWW 4500 CN - E 2012	Controle Analítico
Cianeto total (mg/L)	0,005	SMEWW 4500 CN - E 2012	Controle Analítico
Cloreto (mg/L)	5,00	SMEWW 4500B 2012	Controle Analítico
Co dissolvido (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Co total (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Cu dissolvido (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Cu total (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Cr dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Cr total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Sn dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Sn total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Fenol (mg/L)	0,00002	HACH 8047	Controle Analítico
Fe dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Fe total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
P total (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Mg dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Mg total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Mn dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Mn total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Hg dissolvido (mg/L)	0,0001	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Hg total (mg/L)	0,0001	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Mo dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Mo total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Ni dissolvido (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Ni total (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Pd dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Pd total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Pt dissolvida (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Pt total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Ag dissolvida (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Ag total (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Rh dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Rh total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Se dissolvido (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Se total (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	0,1	SMEWW 2540F 2012	Controle Analítico
SSTs (mg/L)	30	SMEWW 2540D e E 2012	Controle Analítico
Sólidos totais (mg/L)	20,0	SMEWW 2540 B 2012	Controle Analítico

Variável	Limite de quantificação	Método	Laboratório
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	20,0	-	Controle Analítico
Tl dissolvido (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Tl total (mg/L)	0,005	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Te dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Te total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Ti dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Ti total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
U dissolvido (mg/L)	0,001	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
U total (mg/L)	0,001	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
V dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
V total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Zn dissolvido (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Zn total (mg/L)	0,025	SMEWW 3120B 2012	Controle Analítico
Cr hexavalente (mg/L)	0,01	POP-FQ-052 Anexo IX Rev. 16	Tommasi
Cr total (mg/L)	0,01	POP-FQ-081 Rev. 06	Tommasi
Cr trivalente (mg/L)	0,01	POP-FQ-052 AnexoXI, Rev. 15	Tommasi
Nitrato (mg/L)	0,23	SMARTCHEM-Method N-(1-Naphthyl) Ethylendiamin	Tommasi
Nitrito (mg/L)	0,015	SMARTCHEM-Method Sulfanilamid	Tommasi
N amoniacal total (mg/L)	0,01	POP-FQ-052 Anexo I E II, Rev. 15	Tommasi

Para a avaliação da comunidade fitoplanctônica, alíquotas de 2 a 25 mL foram colocadas para sedimentar em câmaras de Utermöhl (UTERMÖHL, 1958) e analisadas em microscópio óptico invertido Olympus CKX41, sob aumento de 600x. A sedimentação das amostras seguiu o tempo determinado por Lund, Kipling e Lecren (1958), ou seja, 3h para cada centímetro de altura da cubeta. A contagem dos organismos seguiu as indicações de Huszar e Giani (2004), que consideram transectos e curva de estabilização de espécies. Dependendo da amostra, também foram contados pelo menos cem 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/mL de amostra, foi utilizada a Equação 28 de Ross (1979):

$$\text{Densidade} = (n / sc) \cdot (1 / h) \cdot F \qquad (28)$$

Sendo n = número de indivíduos contados, s = área do campo (mm^2), 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 determinação das espécies dos ambientes de transição

foi baseada em literatura específica, tais como: Komárek e Fott (1983), Tomas (1997), Faust e Gulledge (2002), Bicudo e Menezes (2006) e artigos científicos. Para os ambientes marinhos, foram utilizadas as seguintes referências: Ricard (1987), Tomas (1997), Faust e Gulledge (2002), Hallegraeff, Anderson e Cembella (2003), Hoppenrath et al. (2014) e artigos científicos.

A ilustração dos táxons foi realizada com câmera de captura de imagem Sony IMX183 e *software* Rising View, em aumento de 600x.

A diversidade específica do fitoplânton foi calculada pelo índice de Shannon (H'), a partir dos dados de densidade, segundo a Equação 29:

$$H' = -\Sigma \cdot pi \cdot \log 2 \cdot pi \qquad (29)$$

Em que pi = ni / N, ni = 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.

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 cem organismos (BOLTOVSKOY, 1981).

Quando necessário, organismos foram analisados em microscópio biológico para a sua classificação no menor nível taxonômico possível, a qual foi auxiliada pelo uso das referências de Boltovskoy (1981, 1999), Reid (1985), Montú e Gloeden (1986), Dussart e Defaye (1995), Elmoor-Loureiro (1997), entre outras.

4.1.2.3 Avaliação dos resultados

4.1.2.3.1 Variáveis de qualidade de água avaliadas *in situ*

A salinidade representa a quantidade de sais presentes na água, sendo que a concentração de sais altera os processos químicos, físicos e biológicos do ambiente aquático. Primeiramente, buscou-se determinar o tipo de água que foi coletado (doce, salobra ou salina), de acordo com os resultados de salinidade medidos, visto que foi amostrado mais de um tipo de ambiente na zona costeira, podendo ter sido amostradas águas com diferentes níveis de salinidade. Foi utilizada a classificação definida na Resolução CONAMA nº 357/2005, que estabelece: para águas doces, salinidade inferior a 0,5; águas salobras, superior a 0,5 e inferior a 30; águas salinas, superior a 30.

Os dados de temperatura e salinidade medidos *in situ* foram ainda utilizados para determinação dos tipos de massas de água que estavam ocorrendo na região marinha durante as coletas, visto que a distribuição da temperatura e da salinidade nas bacias oceânicas fornece informações valiosas sobre massas de água, correntes, processos de mistura e outros componentes físicos do meio marinho. Visando a essa caracterização, analisou-se a frequência de ocorrência de valores característicos (Tabela 104).

Tabela 104 – Tipos e características de temperatura e salinidade das massas de água

Tipo de massa de água	Característica	Referência
Água Tropical (AT)	Temperatura > 20 °C; salinidade > 36	Dias, Araujo e Bonecker (2009)
Água Central do Atlântico Sul (ACAS)	Temperatura < 20°C; salinidade < 36	
Água Costeira (AC)	Temperatura > 20 °C; salinidade < 34,5	
Água de Mistura (AM)	Temperatura > 20 °C; salinidade > 34,5 e < 36	

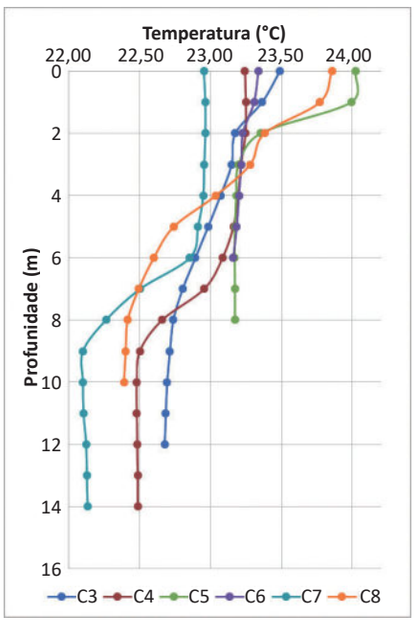
A análise das concentrações de OD e dos valores de pH envolveu a comparação com os limites para águas salobras e salinas de Classe 1 definidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

A turbidez é uma das características físicas da água, e indica o grau de redução da passagem do feixe de luz ao atravessá-la. Essa redução, causada pela absorção ou pelo espalhamento dos feixes de luz, ocorre em função da presença de sólidos em suspensão e detritos de origem orgânica, além dos elementos do plâncton aquático (PIVELI; KATO, 2005). De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, para águas salinas de Classe 1, substâncias que produzem odor e turbidez devem ser virtualmente ausentes. Conforme relatado por Knorst (2012), valores de turbidez em torno de 8 UNT não são perceptíveis a olho nu, de forma que este limiar foi utilizado como referência para verificação de adequação à característica pretendida pela Classe 1 do CONAMA. Ainda, foi realizada a comparação com valores de referência da literatura, ligados ao potencial de interferência na estrutura trófica (30 UNT).

Outros parâmetros medidos *in situ* foram avaliados com vistas a diferenciar as características entre as diferentes estações amostrais.

Ainda, foram elaborados gráficos para os perfis verticais que foram medidos por meio dos registros da sonda multiparamétrica a cada metro de profundidade, da superfície da água até 2 m antes de atingir o fundo, visando à representação da variação de uma determinada variável ao longo da coluna d'água, conforme modelo do gráfico da Figura 352.

Figura 352 – Exemplo dos gráficos utilizados para representação dos perfis verticais medidos em campo



4.1.2.3.2 *Variáveis de qualidade de água avaliadas em laboratório*

As variáveis de qualidade das águas analisadas em laboratório (*ex situ*) tiveram seus valores comparados com padrões de qualidade de água nacionais e internacionais no intuito de se verificar não conformidades ou valores elevados. Os padrões de qualidade nacional utilizados foram os estabelecidos pela Resolução CONAMA Nº 357/2005 para águas salinas e salobras de Classe 1. Os padrões internacionais utilizados são 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. Como referência são utilizados dois valores-padrão para a proteção da vida aquática, "critério de efeitos agudos" ou "critério de concentração máxima (CCM)", que é a concentração máxima de um determinado parâmetro químico na água para a qual organismos aquáticos podem ser expostos agudamente sem causar um efeito adverso; e o "critério de efeitos crônicos" ou "critério de concentração contínua", 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.

Tabela 105 – Padrões de qualidade das águas utilizados para avaliação dos resultados

Parâmetro	CONAMA 357 Águas Salinas Classe 1	CONAMA 357 Águas Salobras Classe 1	McNeely, Neimanis, Dwyer (1979); NEFF (1997); FEQG (2016)	SQUIRTS Table Cronic - Marine	SQUIRTS Table Acute - Marine
Carbono Orgânico Total (mg/L)	3	3			
Alumínio dissolvido (mg/L)	1,5	0,1	0,1		
Antimônio dissolvido (mg/L)					
Arsênio dissolvido (mg/L)			0,05	0,036	0,069
Berílio dissolvido (mg/L)					
Bismuto dissolvido (mg/L)					
Cádmio dissolvido (mg/L)			0,005	0,0087472	0,03976
Chumbo dissolvido (mg/L)			0,05	0,0077031	0,19971
Cobalto dissolvido (mg/L)					
Cobre dissolvido (mg/L)	0,005	0,005			
Cromo dissolvido (mg/L)			0,1		
Estanho dissolvido (mg/L)					
Ferro dissolvido (mg/L)	0,3	0,3	0,3		
Manganês dissolvido (mg/L)			0,1		
Mercúrio dissolvido (mg/L)			0,02	0,00089394	0,00153
Molibdênio dissolvido (mg/L)					
Níquel dissolvido (mg/L)			0,1	0,008118	0,07326
Paládio dissolvido (mg/L)					
Platina dissolvida (mg/L)					
Prata dissolvida (mg/L)					

Parâmetro	CONAMA 357 Águas Salinas Classe 1	CONAMA 357 Águas Salobras Classe 1	McNeely, Neimanis, Dwyer (1979); NEFF (1997); FEQG (2016)	SQUIRTS Table Cronic - Marine	SQUIRTS Table Acute - Marine
Ródio dissolvido (mg/L)					
Selênio dissolvido (mg/L)				0,070858	0,28942
Tálio dissolvido (mg/L)					
Telúrio dissolvido (mg/L)					
Titânio dissolvido (mg/L)					
Urânio dissolvido (mg/L)					
Vanádio dissolvido (mg/L)					
Zinco dissolvido (mg/L)			0,02	0,076626	0,08514
Alumínio total (mg/L)			0,1		
Antimônio (mg/L)				0,5	0,0015
Arsênio total (mg/L)	0,01	0,01		0,036	0,069
Bário total (mg/L)	1		0,5	0,2	1
Berílio total (mg/L)	0,0053	0,0053		0,1	1,5
Bismuto total (mg/L)					
Boro total (mg/L)	5			0,012	
Cádmio total (mg/L)	0,005	0,005	0,005	0,0088	0,04
Chumbo total (mg/L)	0,01	0,01	0,05	0,0081	0,21
Cobalto total (mg/L)				0,001	
Cobre total (mg/L)			0,05	0,0031	0,09
Cromo total (mg/L)	0,05	0,05	0,1		
Estanho total (mg/L)				0,0000074	0,00042
Ferro total (mg/L)			0,3	0,05	0,3
Fósforo total (mg/L)	0,062	0,124			
Manganês total (mg/L)	0,1	0,1	0,1	0,1	
Mercúrio total (mg/L)	0,0002	0,0002	0,02	0,00094	0,0018
Molibdênio total (mg/L)				0,024	
Níquel total (mg/L)	0,025	0,025	0,1	0,0082	0,074
Paládio total (mg/L)					
Platina total (mg/L)					
Prata total (mg/L)	0,005	0,005			
Ródio total (mg/L)					
Selênio total (mg/L)	0,01	0,01		0,071	0,29
Tálio total (mg/L)	0,1			0,017	2,13
Telúrio total (mg/L)					
Titânio total (mg/L)					
Urânio total (mg/L)	0,5			0,1	0,5
Vanádio total (mg/L)				0,05	
Zinco total (mg/L)	0,09	0,09	0,02	0,081	0,09
Alcalinidade Total (mg/L)					
Cianeto Livre (mg/L)	0,001				

Parâmetro	CONAMA 357 Águas Salinas Classe 1	CONAMA 357 Águas Salobras Classe 1	McNeely, Neimanis, Dwyer (1979); NEFF (1997); FEQG (2016)	SQUIRTS Table Cronic - Marine	SQUIRTS Table Acute - Marine
Cianeto Total (mg/L)					
Cloreto (mg/L)					
Fenol (mg/L)					
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)					
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)					
Sólidos Totais (mg/L)					
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)					
Carbono Orgânico Dissolvido (mg/L)					

Além destes, os valores de alguns metais e do metaloide arsênio na água do mar foram comparados com *benchmarks*, concentrações ou níveis de referência para proteção da vida aquática estabelecidos em outras literaturas (Tabela 106).

Tabela 106 – Limites complementares para proteção da vida aquática

Variável de qualidade de água	Limite para proteção da vida aquática	Referência
Alumínio	0,1 mg/L	CCME (2008)
Arsênio dissolvido	0,05mg/L	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)
Bário	0,5 mg/L	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)
Cádmio	0,005 mg/L	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)
Chumbo	0,05 mg/L	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)
Cobre	0,05 mg/L	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)
Cromo (total dissolvido)	0,1 mg/L	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)
Cromo trivalente	0,056 mg/L	CCME (2008)
Cromo hexavalente	0,0015 mg/L	CCME (2008)
Estrôncio	Baixa relevância quanto à toxicidade. Sem limite de toxicidade.	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)
Ferro	0,3 mg/L	CCME (2008);
Manganês	0,1 mg/L	CCME (2008)
Mercúrio	0,02 mg/L	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)
Níquel	0,1 mg/L	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)
Vanádio	0,005 mg/L	FEQG (2016)
Zinco	0,02 mg/L	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)

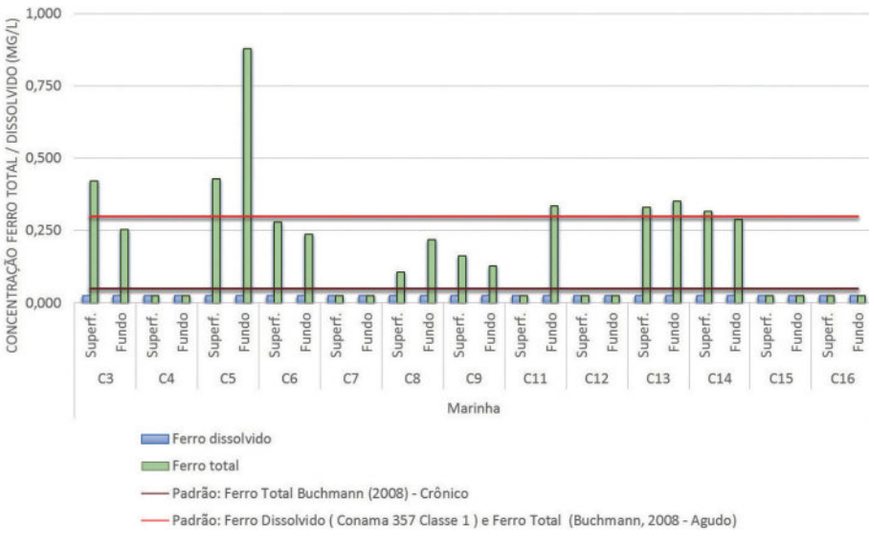
Para parâmetros relacionados com as concentrações de sólidos nas águas, que podem representar um aporte de material oriundo do extravasamento da barragem, foram definidos por meio da literatura limites de referência para os parâmetros sólidos suspensos totais e turbidez, a partir dos quais poderia haver interferência na estrutura trófica da região (Tabela 107).

Tabela 107 – Indicadores relacionados à pluma de material em suspensão

Variável de qualidade de água	Valor de referência	Referência
Sólidos suspensos totais (*Valores normalmente registrados em regiões sobre a influência continental de rios da região como Jequitinhonha, Mucuri e rio Doce*)	8 e 38 mg/L	Rezende et al. (2006)
Turbidez (valor imperceptível a olho nu)	8 UNT	Knorst (2012)
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)

Para os parâmetros que apresentaram resultados acima dos limites de quantificação definidos, 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 353.

Figura 353 – 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 detectadas.

4.1.2.3.3 *Comunidade fitoplanctônica*

Os resultados obtidos com a primeira campanha de amostragem realizada em julho/2018 foram comparados, sempre que possível, com os dados apresentados no Relatório de Linha-Base. Para avaliar a comunidade fitoplanctônica foram analisadas informações sobre (a) concentração de clorofila-a, (b) densidade do fitoplâncton, (c) riqueza de espécies, e (d) diversidade específica.

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 em 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.

4.1.2.3.4 *Comunidade zooplanctônica*

Os pontos amostrais foram distribuídos entre ambientes transicionais, como lagoa (#L6), estuários (#C1, #C2 e #C10) e ambiente marinho (#C3, #C4, #C5, #C6, #C7, #C8, #C9, #C11, #C12, #C13, #C14, #C15 e #C16), cujos resultados serão apresentados separadamente por ambiente.

Para a análise da estrutura da comunidade zooplanctônica, os dados foram avaliados a partir da aplicação da:

- **Frequência de Ocorrência**

  Calculada pela fórmula:

$$Fo = Ta \times 100 / TA \qquad (30)$$

  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 & Ikeda (1984):

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

- **Densidade**

  O cálculo do número total de organismos (N), de cada táxon na amostra, foi estimado utilizando-se a seguinte fórmula:

$$N = Vt \cdot x / Vc \qquad (31)$$

Onde:

N = Densidade (org./m^3);

Vt = volume total da amostra;

Vc = volume da subamostra;

x = número de organismos de cada táxon.

O número total de organismos por unidade de volume (Nº.org./m^3) foi obtido segundo a fórmula:

$$Nº = N / Vf \qquad (32)$$

Onde:

Nº = número total de cada táxon na amostra (org./ m^3);

Vf = 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. Já o volume de água filtrada no ponto amostral da lagoa Monsarás foi previamente definido em 0,4 m^3 (400 litros).

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

- **Abundância Relativa**

Calculada pela fórmula:

$$Ar = N \cdot 100 / Na \qquad (33)$$

Onde:

Ar = abundância relativa (%);

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

Na = 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.

4.1.2.3.4.1 Índices de Riqueza, Diversidade, Equitabilidade

Vários índices de informação da comunidade foram aplicados para a comunidade zooplanctônica. Nesta análise foi utilizada a função de Shannon, também conhecida como Shannon-Wiener, ou Shennon Weaver (OMORI; IKEDA, 1984; SHANNON; WEAVER, 1949), que expressa a informação de conteúdo, H, por indivíduo na amostra. O índice de diversidade de Shannon-Wiener é afetado pelo número de espécies e a proporção em que elas se encontram no ecossistema em estudo. O valor obtido mediante o desenvolvimento da seguinte fórmula determina a diversidade de cada amostra:

$$H' = - \sum(Pi \times Ln\ Pi) \qquad (34)$$

Onde:

H' = Índice de Shannon-Wiener;

Pi = 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-Wiener (1963) em:

> 4 - Muito Alta

3 - 4 - Alta

2 - 3 - Média

1 - 2 - Baixa

< 1 - Muito Baixa

O grau de equitabilidade (índice de Pielou), J, nas abundâncias relativas das espécies nas amostras é expressa como J'=H'/H'max. O índice de equitabilidade mede quão uniformemente os indivíduos são distribuídos entre as espécies encontradas e se baseia em Pielou (1984). O índice de Equitabilidade de Pielou é um dos mais utilizados em estudos ecológicos e estabelece:

$$J' = H' / LN\ S \qquad (35)$$

Onde:

J' = Equitabilidade de Pielou;

H' = Índice de diversidade (Shannon-Wiener);

S = Número total de espécies na amostra.

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).

Foi ainda aplicado o índice de riqueza de Margalef que descreve o número de unidades ponderado pela densidade dos organismos, sendo representado pela equação:

$$R = (S-1)/Ln\ N \qquad (36)$$

Onde:

R = Riqueza de Margalef

S = Número total de espécies na amostra

N = Número total de organismos na amostra

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).

4.1.3 RESULTADOS

4.1.3.1 Condições de contorno durante a campanha de monitoramento

Foram registradas as condições de contorno ou condições meteoceanográficas e hidrológicas no momento em que foram coletadas as amostras. Essas condições podem influenciar diretamente os resultados de qualidade das águas, visto que a pluma do rio Doce se desloca para sul ou para o norte de acordo com essas condições. A Tabela 108 apresenta as condições de contorno no momento das coletas de cada amostra, dessa maneira sendo possível distinguir diferentes momentos, inclusive, ao longo de um dia de amostragem.

Durante o período de coletas na região costeira, a precipitação acumulada foi igual a zero, ou seja, não houve incidência de chuvas ao longo de toda a amostragem. Na maior parte das estações amostrais, o vento predominante foi do quadrante norte, contudo, para algumas estações, foram realizadas coletas durante a incidência de vento sul (C10 e C12) e leste (C8). Para todo o período de coletas a velocidade média do vento foi de 2,8 m/s.

A direção de ondas predominante durante as coletas foi da direção SSE, que se manteve com altura média e máxima de 1,4 e 2,1 m, respectivamente. As condições de maré variaram bastante de estação para estação, sendo que nos pontos marinhos as marés têm uma influência menor, já nos pontos estuarinos as marés têm uma influência maior, forçando a intrusão de águas salinas nos estuários. As estações L6, C1 e C2 tiveram suas amostras coletadas durante as marés vazantes, o que pode ter influenciado os níveis de salinidade nestes pontos como será apresentado nas próximas seções.

O nível do rio Doce variou entre 0,69 e 1,8 m em sua foz, apresentando um nível médio de 1,3 m. Os dados qualitativos na foz do rio Doce apresentaram quanto à turbidez baixos níveis, atingindo um máximo de 10 UNT, quanto ao pH e o OD apresentaram resultados de acordo com o estabelecido para águas salobras de Classe 1 da Resolução CONAMA nº 357/2005 no momento das coletas.

Tabela 108 – Condições meteoceanográficas e hidrológicas ou condições de contorno no momento das coletas realizadas nos ambientes costeiros

Parâmetros de condições de contorno	L6	C1	C2	C10	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C11	C12	C13	C14	C15	C16
Data Amostragem	03/07/2018	05/07/2018	05/07/2018	04/07/2018	09/07/2018	10/07/2018	09/07/2018	09/07/2018	10/07/2018	09/07/2018	09/07/2018	10/07/2018	11/07/2018	08/07/2018	08/07/2018	10/07/2018	10/07/2018
Hora Amostragem	08:45	13:10	09:35	12:50	15:00	10:50	14:00	11:20	12:00	13:04	09:50	15:48	12:50	13:40	16:02	13:40	09:15
Dados oceanográficos																	
Maré (Vazante / Enchente)	Vaz ↓	Vaz ↓	Vaz ↓	Vaz ↓	Vaz ↓	Enc ↑	Vaz ↓	Enc ↑	Enc ↑	Vaz ↓	Enc ↑	Vaz ↓	Enc ↑	Vaz ↓	Vaz ↓	Enc ↑	Enc ↑
Altura Maré (m)	1	0,6	1,1	0,5	1,1	0,9	1,2	1,2	1,2	1,3	0,9	1,1	1,3	1,1	0,7	1,4	0,4
Altura de Onda (m)	-	2,1	2,1	1,3	1,3	1,2	1,3	1,3	1,2	1,3	1,4	1,3	1,5	1,6	1,6	1,2	1,2
Direção de Onda	-	S	S	L	SSE	SSE	SSE	SSE	SSE	SSE	SSE	SSE	SSE	SSE	SSE	SSE	SSE
Dados fluviométricos (foz do rio Doce)																	
Nível (m)	-	0,89	1,44	0,69	1,3	1,35	1,52	1,6	1,59	1,62	1,35	1,29	1,8	1,41	0,95	1,74	0,77
Dados Qualitativos (foz do rio Doce)																	
Turbidez (NTU)	-	6	5	10	9	5	6	5	7	6	6	10	8	5	9	9	8
Temperatura (°C)	-	25,8	24,9	26,3	25,4	24,8	25,3	24,8	25,1	25	24,1	25,3	23,2	24,8	26	25,2	24,5
pH	-	7,4	7,3	7,4	7,6	7,2	7,6	7,3	7,1	7,4	7,2	7,5	7,4	7,5	7,5	7,2	7,1
OD (mg/L)	-	8	7,29	8,07	8,25	7,47	8,22	7,75	7,47	8,06	7,33	8,02	8,13	8,11	8,17	7,75	7,13
Condutividade (uS/cm)	-	109,8	109,1	156,8	119,4	223,4	129,7	165,1	291,5	163,8	184,4	1357,9	515,9	112,5	101,7	939,2	272,8
Dados Meteorológicos																	
Temperatura (°C)	-	25,9	25,7	26,8	27	26,5	26,9	27,6	27,1	26,1	25,9	26,7	21,5	28,5	25,9	27,5	24,8
Pressão (mBar)	-	1019	1021	1018	1015	1018	1016	1017	1018	1016	1018	1016	1020	1016	1016	1016	1019
Umidade (%)	-	78,8	79,3	77,8	78	72,8	77,8	69,1	64,7	80,5	75,5	56,3	84,3	56,1	80,4	62,1	82,7
Precipitação	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Direção do Vento (º)	-	79,1 (ENE)	336,4 (NNW)	186,9 (S)	22,1 (NNE)	352,5 (N)	41 (NE)	344,9 (NNW)	353,1 (N)	81 (E)	334,8 (NNW)	346,7 (NNW)	191,3 (S)	5,3 (N)	357,7 (N)	356,5 (N)	336,3 (NNW)
Velocidade do Vento (m/s)	-	3,4	1,3	1,2	1,8	4,3	1,6	3	4,7	2,7	4	3,8	1,9	2,1	2,8	4,3	3

4.1.3.2 Resultados dos ambientes de transição

4.1.3.2.1 *Variáveis de qualidade de água monitoradas in situ*

Na Tabela 109 podem ser visualizados os resultados das variáveis medidas *in situ nas* estações amostrais localizadas nos ambientes de transição: L6 (laguna Monsarás), C1 e C2 (estuário do rio Doce) e C10 (estuário do rio Piraquê-Açu).

Tabela 109 – Resultados das variáveis medidas *in situ* nas estações amostrais localizadas nos ambientes de transição

Variáveis medidas *in situ*	Lagoas	Estuário do rio Doce		Estuário do rio Piraquê-Açu
	L6	C1	C2	C10
Disco de Secchi (m)	0,55	0,85	1,05	1,40
Profundidade do ponto (m)	3,160	0,850	2,360	6,600
Temperatura da Amostra (°C)	23,800	26,490	24,789	24,960
Pressão (mmHg)	762,1	763,3	765,2	763,7
OD (%)	45,4	110,9	96,1	94,2
OD (mg/L)	3,80	8,92	7,93	6,55
Condutividade (µS/cm)	156,9	81,4	53,5	46.930,0
Salinidade	0,81	0,04	0,25	30,52
pH	7,12	7,88	8,08	7,90
Turbidez (UNT ou FNU)	16,07	10,09	6,58	2,97
Profundidade Sonda (m)	0,700	0,350	0,650	-

As variáveis medidas *in situ* nos ambientes de transição apresentaram uma variação considerável entre os diferentes pontos amostrais, devido às diferentes características geomorfológicas e hidrodinâmicas entre estes. A principal diferença entre os diferentes ambientes amostrados foram os níveis de salinidade nos pontos amostrais, o que demonstrou que alguns pontos foram fortemente influenciados pela salinidade proveniente do mar e outros nem tanto. A salinidade representa a quantidade de sais presentes na água. A concentração de sais altera os processos químicos, físicos e biológicos do ambiente aquático e, consequentemente, recebe classificações para águas doces (salinidade < 0,5); águas salobras (superior a 0,5 e inferior a 30); águas salinas (superior a 30). Essa classificação também é utilizada na Resolução CONAMA nº 357 de 2005 para enquadramento e estabelecimento das condições e padrões de qualidade dos recursos hídricos.

Os valores de salinidade foram baixos nas estações C1e C2, em uma faixa característica de águas doce inclusive, na estação L6 apresentou valores um pouco mais elevados, característicos de águas salobras, e na estação C10 apresentou valores bem mais elevados, característico de águas salinas, evidenciando uma forte influência das águas marinhas nessa estação amostral, conforme a classificação da Resolução CONAMA nº 357/2005. As coletas em todos os locais foram realizadas durante a maré vazante, conforme mencionado na seção 4.1.3.1, o que pode explicar as baixas salinidades nos pontos C1, C2 e L6; caso as coletas tivessem ocorrido durante a maré enchente, poderia ter uma maior influência da intrusão de águas salinas nessas estações amostrais.

Os níveis de salinidade influenciam diretamente nas concentrações de sólidos totais dissolvidos e de condutividade medidos, conforme pode ser visualizado na Tabela 109. A condutividade elétrica registrada para os ambientes de transição amostrados variou de 53,5 µS/cm (C2) a 46,930 µS/cm (C10). As concentrações de sólidos dissolvidos totais foram mais elevadas também no ponto C10 chegando a 30.527,18 mg/L e menores no ponto C1 51,42 mg/L.

O oxigênio dissolvido (OD) é uma variável de grande relevância para a avaliação da qualidade de água, pois é um limitador à manutenção da vida aquática e a processos de depuração destes ecossistemas naturais (CETESB, 2017). Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, as águas salobras de Classe 1 devem apresentar concentrações de oxigênio dissolvido não inferiores a 5,0 mg/L. Os resultados nas estações amostrais C1, C2 e C10 apresentaram valores de OD acima do referido limite e apenas a estação L6 apresentou resultados abaixo desse limite (3,80 mg/L).

Em relação ao pH, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, águas salobras de Classe 1 devem apresentar valor entre 6,5 e 8,5. Nesse contexto, todos os dados medidos nos ambientes de transição se apresentaram dentro dessa faixa, sendo que o valor mínimo registrado foi de 7,12 e o máximo de 8,08.

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, para águas salobras de Classe 1, substâncias que produzem odor e turbidez devem ser virtualmente ausentes. Conforme relatado por Knorst (2012), valores de turbidez em torno de 8 UNT não são perceptíveis a olho nu, de forma que esse limiar foi utilizado como referência para verificação de adequação à característica pretendida pela Classe 1 do CONAMA. Ainda, foi realizada a comparação com valores de referência da literatura, ligados ao potencial de interferência na estrutura trófica. Os resultados nas quatro estações amostrais nos ambientes de transição apresentaram resultados abaixo de 30 UNT, valor utilizado como limite, que, a partir deste, podem ser esperadas alterações na estrutura trófica devido à restrição de luminosidade.

4.1.3.2.2 *Variáveis de qualidade com resultados inferiores ao limite de quantificação*

As variáveis que apresentaram resultados abaixo do limite de quantificação em todas as estações de monitoramento nos ambientes de transição (L6, C1, C2 e C10) foram: alumínio dissolvido, antimônio dissolvido, antimônio, arsênio dissolvido, arsênio total, bário dissolvido, berílio dissolvido, berílio total, bismuto dissolvido, bismuto total, boro dissolvido, cádmio dissolvido, cádmio total, chumbo dissolvido, chumbo total, cianeto livre, cianeto total, cobalto dissolvido, cobalto total, cobre dissolvido, cobre total, cromo total, cromo dissolvido, cromo hexavalente, cromo trivalente, estanho dissolvido, estanho total, mercúrio dissolvido, mercúrio total, molibdênio dissolvido, molibdênio total, níquel dissolvido, níquel total, paládio dissolvido, paládio total, platina dissolvida, platina total, prata dissolvida, prata total, ródio dissolvido, ródio total, selênio dissolvido, selênio total, sólidos suspensos totais, tálio dissolvido, tálio total, telúrio dissolvido, telúrio total, titânio dissolvido, titânio total, urânio dissolvido, urânio total, vanádio dissolvido, vanádio total, nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal total (mg/L). Essas variáveis, portanto, não serão avaliadas individualmente, visto que não foram detectadas. Entretanto, ressalta-se que alguns Limites de Quantificação (LQs) utilizados foram maiores que alguns dos valores de referência utilizados, conforme apresentado na Tabela 105.

Para a variável cianeto livre, foi utilizado um LQ de 0,005 mg/L, acima do limite de 0,001 mg/L para águas salobras Classe 1 definido pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Para as variáveis cobalto

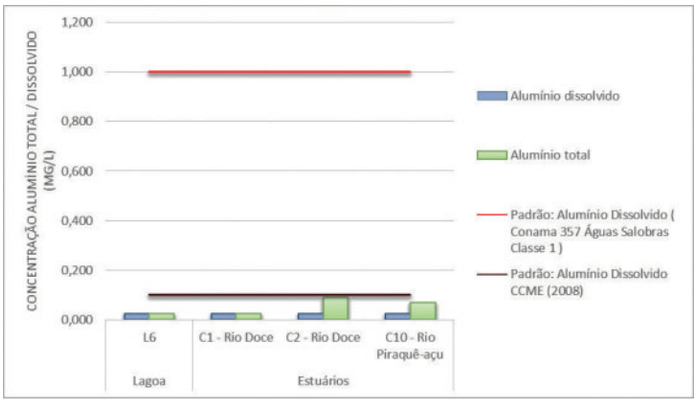
total, cobre total, estanho total e molibdênio total, foram utilizados LQs superiores aos padrões estabelecidos por Buchman (2008).

4.1.3.2.3 *Variáveis de qualidade de água com resultados quantificáveis*

4.1.3.2.3.1 Alumínio total e dissolvido

Para a avaliação das concentrações de alumínio dissolvido, utilizou-se o limite da Resolução CONAMA nº 357/2005 e, para o alumínio total, utilizou-se como referência uma proposta de critério para proteção da vida marinha da International Joint Comission de 1977 para a região dos grandes lagos na América do Norte, cujo valor é de 0,1 mg/L (CCME, 2008). Os resultados para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição estiveram abaixo desses limites tanto para o parâmetro alumínio total quanto para o parâmetro alumínio dissolvido, sendo que os resultados para alumínio dissolvido estiveram abaixo do limite de quantificação para todas as estações amostrais (Figura 354).

Figura 354 – Resultados de alumínio total e dissolvido para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição

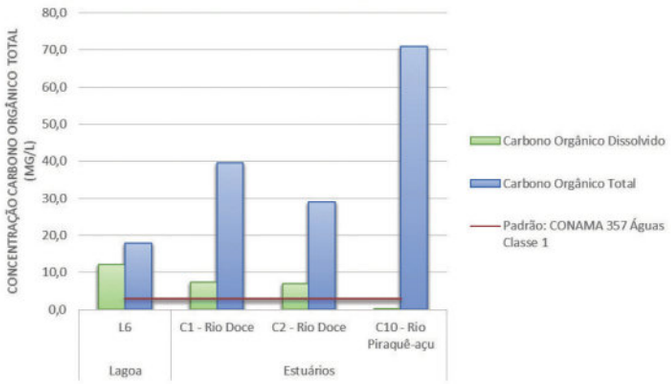


4.1.3.2.3.2 Carbono Orgânico Total

Existem dois tipos de carbono orgânico no ecossistema aquático: Carbono Orgânico Particulado (COP) e Carbono Orgânico Dissolvido (COD), a análise de Carbono Orgânico Total (COT) considera as parcelas biodegradáveis e não biodegradáveis da matéria orgânica, não sofrendo interferência de outros átomos que estejam ligados à estrutura orgânica, quantificando apenas o carbono presente na amostra (CETESB, 2017).

Para o parâmetro COT foi utilizado como referência de qualidade das águas o limite definido na Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras de Classe 1, que estipula um máximo de 3 mg/L. Todos os pontos amostrados apresentaram resultados acima dos limites da referida resolução, sendo que o maior resultado foi encontrado na amostra do estuário do rio Piraquê-Açu, que apresentou uma concentração de 70,9 mg/L (Figura 355). Os resultados para carbono orgânico dissolvido indicam uma presença dominante dessa forma na estação L6 e uma presença dominante de carbono orgânico particulado nas amostras C1, C2 e C10.

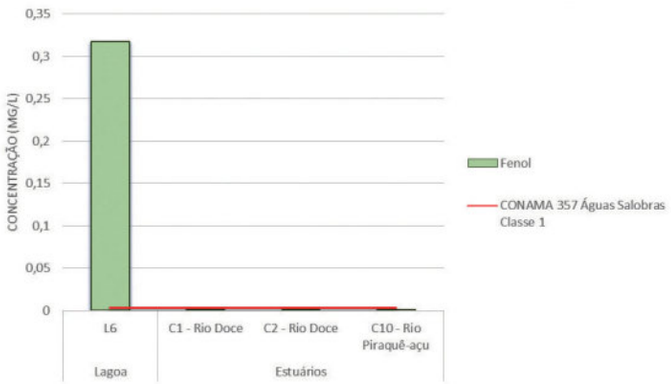
Figura 355 – Resultados de carbono orgânico total e carbono orgânico dissolvido para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição



4.1.3.2.3.3 Fenóis

As amostras das estações C1, C2 e C10 apresentaram resultados abaixo do limite de quantificação para a análise de fenóis. A única amostra que apresentou concentração de fenóis acima do limite de quantificação foi a da laguna Monsarás (L6), que apresentou uma concentração de 0,317 mg/L, mais de 100 vezes superior ao limite estipulado pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras de Classe 1 (0,003 mg/L). Destaca-se que próximo à foz do rio Doce foram identificados campos de exploração da Petrobras.

Figura 356 – Resultados de fenol para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição



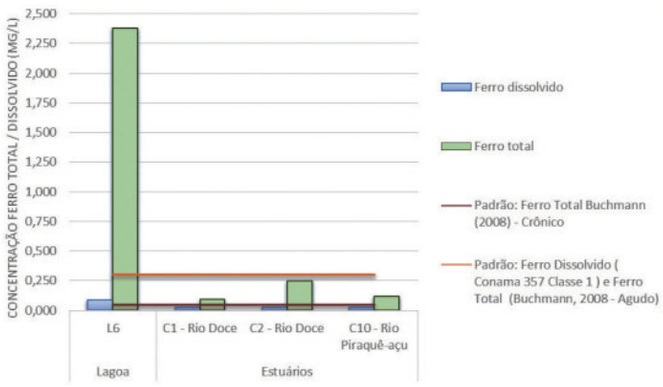
4.1.3.2.3.4 Ferro total e dissolvido

Para a avaliação das concentrações de ferro, utilizou-se como referência o critério para proteção da vida marinha estabelecido na publicação de Buchman (2008), na qual consta uma concentração máxima de 0,3 mg/L para ferro total na água para a qual organismos aquáticos podem ser expostos agudamente sem causar um efeito adverso (limite agudo), e 0,05 mg/L como concentração máxima para a qual organismos aquáticos podem ser expostos indefinidamente sem resultar em um efeito adverso (limite crônico). Também, foi utilizado para ferro dissolvido o limite de 0,3 mg/L estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras de Classe 1.

Para o ferro dissolvido, as concentrações estiveram acima do limite de quantificação apenas na estação amostral L6, que apresentou um resultado de 0,085 mg/L, inferior ao limite estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/2005.

Quanto aos resultados de ferro total, o ponto L6 apresentou uma concentração de 2,38 mg/L, acima do limite de efeito agudo estabelecido em Buchman (2008). Quanto a potenciais efeitos crônicos à biota aquática, todos os pontos no ambiente de transição apresentaram resultados acima do limite da referência supracitada para o parâmetro ferro total.

Figura 357 – Resultados de ferro total e dissolvido para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição

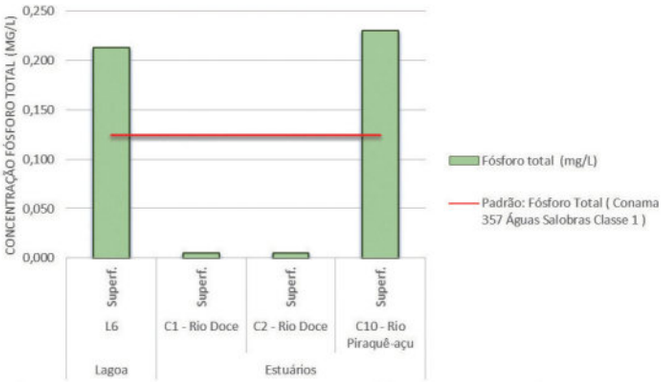


4.1.3.2.3.5 Fósforo total

Em algumas regiões costeiras, a produção primária também pode ser limitada pelas concentrações de fósforo em alguns períodos do ano. A razão nitrogênio/fósforo em águas marinhas (aproximadamente 16:1) se aproxima da verificada no fitoplâncton, com a razão verificada em ambientes marinhos podendo apresentar uma ampla faixa de variação (KENNISH, 2000). Como limite de referência para o parâmetro fósforo total em ambientes de transição, utilizou-se o valor de 0,124 mg/L definido na Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras de Classe 1.

Os resultados de fósforo total estiveram acima desse limite na estação L6, atingindo uma concentração de 0,213 mg/L e, na estação C10, chegando a uma concentração de 0,230 mg/L.

Figura 358 – Resultados de fósforo total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição



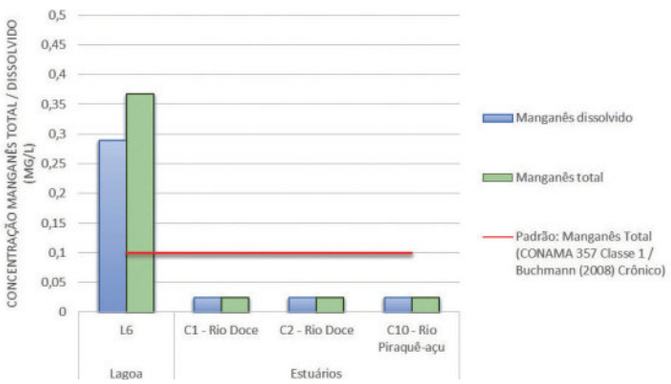
4.1.3.2.3.6 Manganês total e dissolvido

O manganês tem um comportamento químico similar ao ferro e, frequentemente, é encontrado em associação a ele. O manganês é um elemento essencial aos seres vivos e os organismos marinhos são capazes de bioacumular esse elemento com fatores de enriquecimento de 103 a 104 vezes em moluscos, 104 vezes em algas e 102 vezes em peixes (NAS, 1973 apud CCME, 2008). Ainda com relação à bioacumulação, o manganês apresentou uma meia vida de 46 dias em peixes (MILLER; VETTER; ATCHINSON, 1980 apud CCME, 2008).

Para a avaliação das concentrações de manganês total, foi utilizado o limite de 0,1 mg/L estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras de Classe 1. Ainda, utilizou-se como referência um critério para proteção da vida marinha, que também estabelece 0,1 mg/L como concentração máxima para a qual organismos aquáticos podem ser expostos indefinidamente sem resultar em um efeito adverso, limite para efeito crônico (BUCHMAN, 2008).

O gráfico da Figura 359 apresenta as concentrações de manganês total e dissolvido, além dos limites comparativos. As estações amostrais C1, C2 e C10 apresentaram resultados abaixo do limite de quantificação do método analítico utilizado (0,025 mg/L). A estação L6 apresentou concentração de 0,367 mg/L, acima do limite da Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras de Classe 1 e acima também do limite crônico estabelecido em Buchman (2008).

Figura 359 – Resultados de manganês total e dissolvido para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição



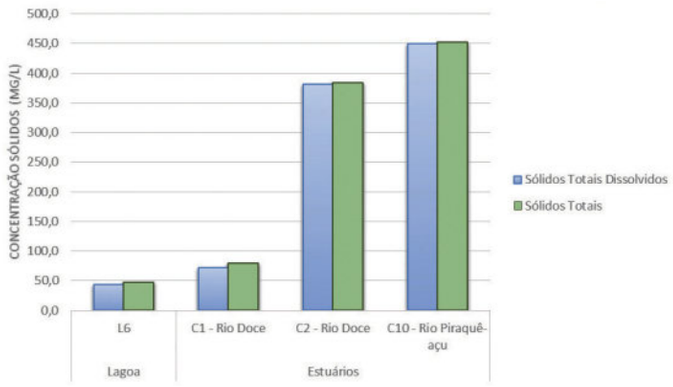
4.1.3.2.3.7 Série de sólidos (sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos totais, sólidos totais dissolvidos e sólidos totais)

Para o recurso hídrico, os sólidos podem causar danos aos peixes e à vida aquática. Eles podem sedimentar no leito dos rios destruindo organismos que fornecem alimentos ou, também, danificar os leitos de desova de peixes (CETESB, 2017).

As concentrações de sólidos suspensos totais apresentaram em todos os pontos nas áreas estuarinas resultados abaixo do limite de quantificação (30 mg/L), bem como as concentrações de sólidos sedimentáveis, que apresentaram concentrações abaixo do limite de quantificação (0,1 mL/L) em todos os pontos amostrais. As concentrações de sólidos totais estiveram sempre muito próximas às concentrações de sólidos dissolvidos, evidenciando que a maior parte dos sólidos totais encontrados

nas amostras é proveniente da fração dissolvida. As concentrações de sólidos dissolvidos nas áreas de transição apresentaram concentrações máximas de, aproximadamente, 450 mg/L no ponto C10 e mínimas de 50 mg/L no ponto C1 (Figura 360).

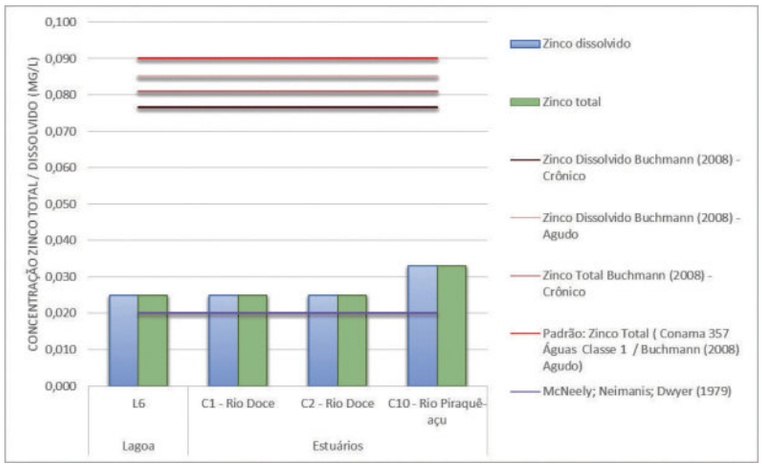
Figura 360 – Resultados de sólidos totais e dissolvidos para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição



4.1.3.2.3.8 Zinco total e dissolvido

Para a variável zinco total e dissolvido, foram utilizados diferentes padrões de referência de qualidade das águas existentes. Em relação ao limite para zinco total de 0,09 mg/L estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/2005, nenhuma das estações amostrais nos ambientes de transição ultrapassou esse valor. Em relação ao limite de 0,02 mg/L para proteção da vida aquática estabelecido por McNeely, Neimanis e Dwyer (1979), não foi possível inferir se as estações L6, C1 e C2 estiveram acima desse limite, pois apresentaram resultados abaixo do limite de quantificação. Assim, para essa campanha amostral, somente a estação C10 apresentou concentrações acima do limite de proteção da vida aquática estabelecido por McNeely, Neimanis e Dwyer (1979), sendo igual a 0,033 mg/L.

Figura 361 – Resultados de zinco total e dissolvido para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição



4.1.3.2.4 *Comunidade fitoplanctônica*

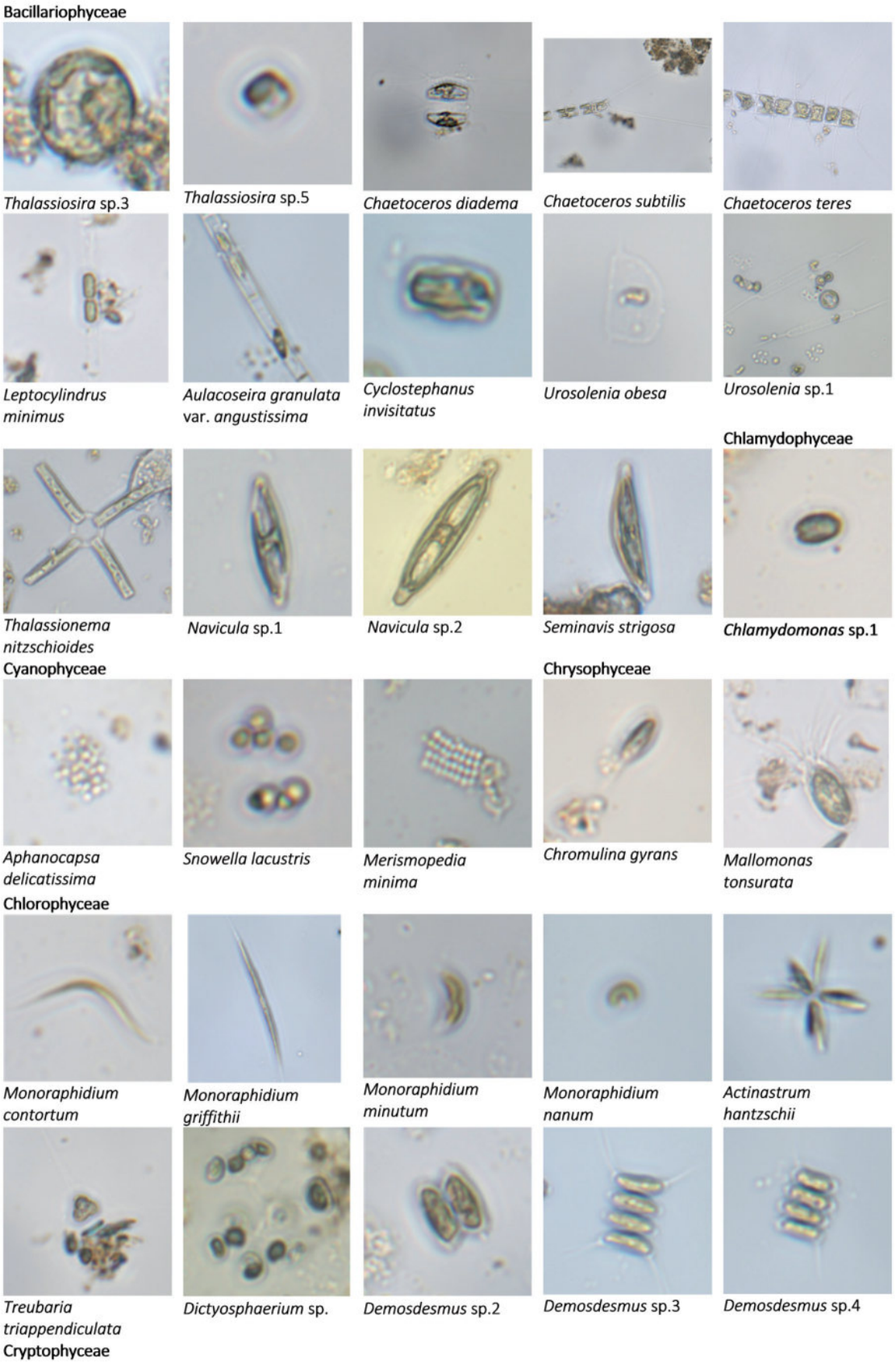
Nas amostras dos ambientes de transição foram encontradas 47 espécies fitoplanctônicas (Tabela 110, Figura 362), sendo a maioria pertencente às diatomáceas (classe Bacillariophyceae) e clorofíceas (classe Chlorophyceae).

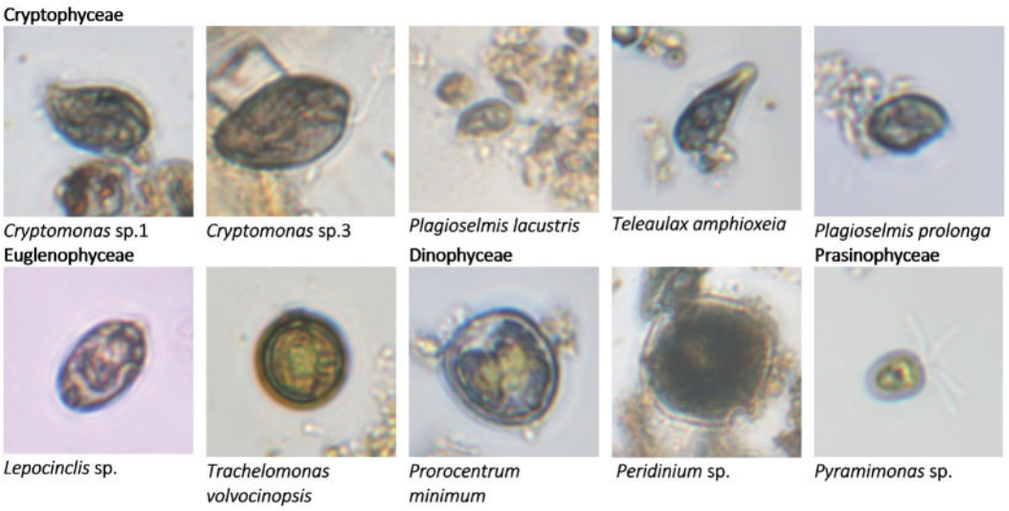
Tabela 110 – Riqueza e ocorrência das espécies do fitoplâncton nos ambientes de transição

Amostra Táxons	L6	C1	C2	C10
Bacillariophyceae				
Aulacoseira granulata var. *angustissima*			x	
Chaetoceros diadema				x
Chaetoceros subtilis				x
Chateoceros teres				x
Cyclostephanus invisitatus		x	x	
Leptocylindrus minimus				x
Navicula sp.1			x	
Navicula sp.2			x	
Nitzschia palea			x	
Seminavis strigosa			x	
Thalassionema nitzschioides				x
Thalassiosira sp.3				x
Thalassiosira sp.5				x
Urosolenia obesa		x	x	
Urosolenia sp.1			x	
Chlamydophyceae				
Chlamydomonas sp.1	x	x	x	
Chlamydomonas sp.2		x		
Chlorophyceae				
Actinastrum hantzschii			x	
Ankyra sp.			x	
Demosdesmus sp.2			x	
Demosdesmus sp.3			x	
Demosdesmus sp.4			x	
Dictyosphaerium sp.			x	
Monoraphidium contortum		x	x	
Monoraphidium griffithii		x		
Monoraphidium minutum		x		
Monoraphidium nanum		x	x	
Treubaria triappendiculata		x		
Chrysophyceae				
Chromulina gyrans		x		
Mallomonas tonsurata		x	x	
Cryptophyceae				
Cryptomonas sp.1	x	x	x	

Amostra Táxons	L6	C1	C2	C10
Cryptomonas sp.2		x	x	
Cryptomonas sp.3	x			
Plagiselmis lacustris	x	x	x	
Plagioselmis prolonga				x
Plagisoselmis nannoplanctica		x		
Rhodomonas sp.		x		
Teleaulax amphioxeia				x
Cyanophyceae				
Aphanocapsa delicatissima		x	x	
Merismopedia minima		x	x	
Snowella lacustris		x		
Dinophyceae				
Peridinium sp.			x	
Prorocentrum minimum				x
Euglenophyceae				
Lepocinclis sp.	x			
Trachelomonas volvocinopsis	x			
Prasinophyceae				
Pyramimonas sp.				x
Tetraselmis sp.		x	x	
Riqueza	**6**	**20**	**25**	**11**

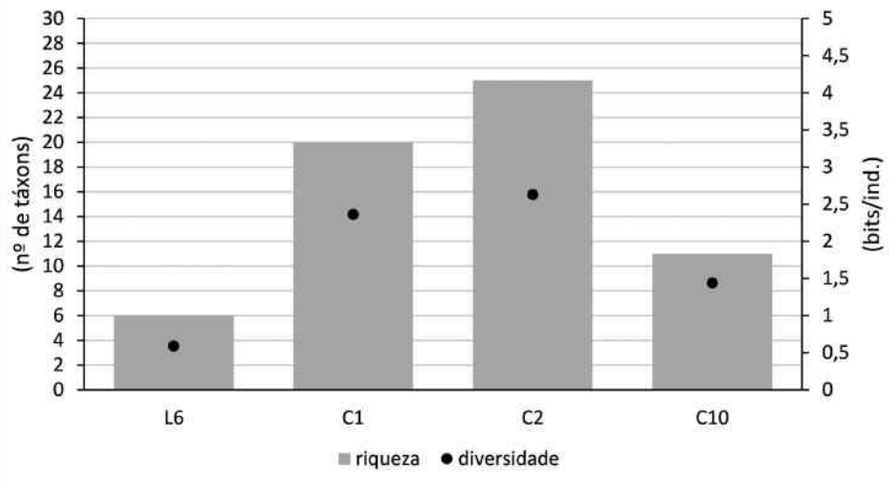
Figura 362 – Ilustração das espécies do fitoplâncton encontradas nos ambientes de transição





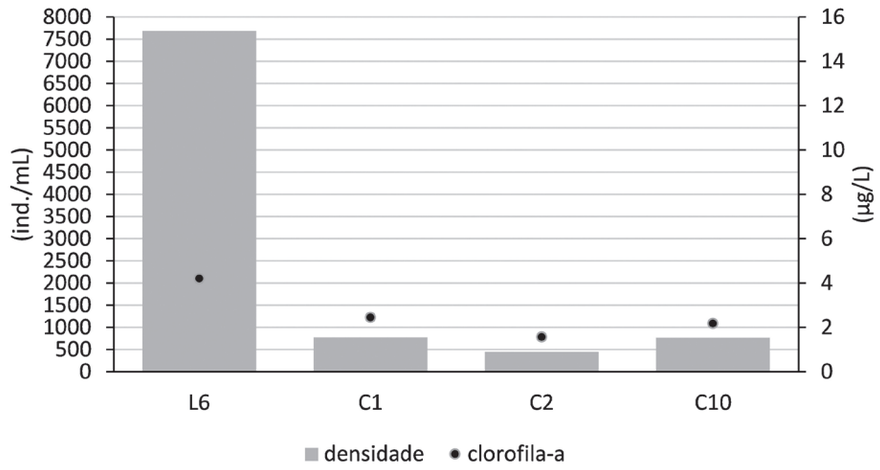
Riqueza mais elevada foi encontrada nas estações situadas próximo à foz do rio Doce (C1 e C2) (Figura 363). Baixo valor de diversidade específica foi registrado na laguna Monsarás (0,59 bits/ind.) devido à dominância da alga flagelada *Plagioselmis lacustris*, a qual representou 84% do fitoplâncton total.

Figura 363 – Riqueza e diversidade específica do fitoplâncton nos ambientes de transição



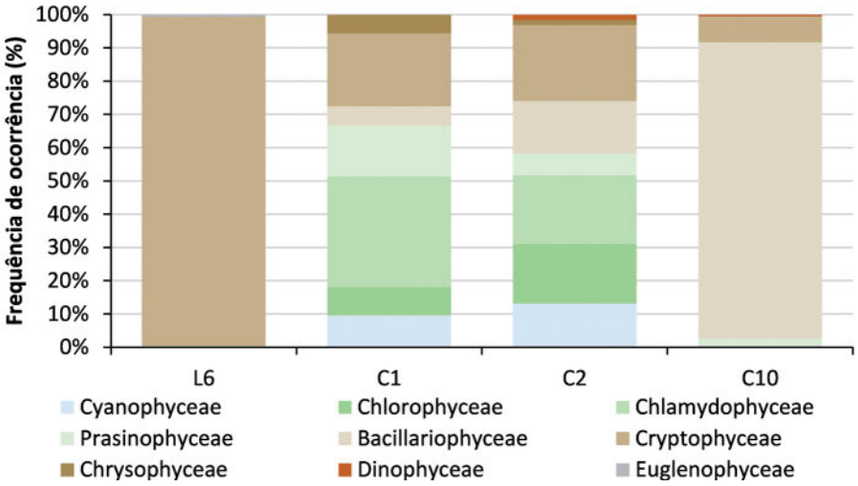
O estuário da laguna Monsarás apresentou a maior abundância de organismos (7.687 ind./mL) (Tabela 110) e concentração de clorofila-a (4,2 µg/L) (Figura 364).

Figura 364 – Densidade de organismos fitoplanctônicos e clorofila-a nos ambientes de transição



A comunidade fitoplanctônica das estações do rio Doce (C1 e C2) apresentou-se diversificada, enquanto na laguna Monsarás foi composta especialmente por fitoflagelados dulcícolas (Figura 365), principalmente criptofíceas, as quais tendem a ser mais abundantes em períodos de mistura da coluna d'água e quando há declínio de outras populações (KUGRENS; CLAY, 2003). Na estação em frente à foz do rio Piraquê-Açu (C10), houve importante contribuição das diatomáceas, especialmente da espécie colonial *Chaetoceros teres*, a qual representou 76% das células contadas.

Figura 365 – Contribuição relativa das classes de algas para a composição da comunidade nos ambientes de transição



Algumas espécies potencialmente produtoras de toxinas ocorreram nas amostras em baixa densidade celular, como o dinoflagelado *Prorocentrum minimum* (WITEK; PLIŃSKI, 2000), e as cianobactérias *Aphanocapsa delicatissima* e *Snowella lacustris* (CETESB, 2013).

4.1.3.2.5 *Comunidade zooplanctônica*

A comunidade zooplanctônica registrada na área de estudo foi composta por 10 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 111). A subclasse Copepoda (Crustacea) foi a que mais contribuiu para o zooplâncton total, representando 74% entre os *taxa* encontrados.

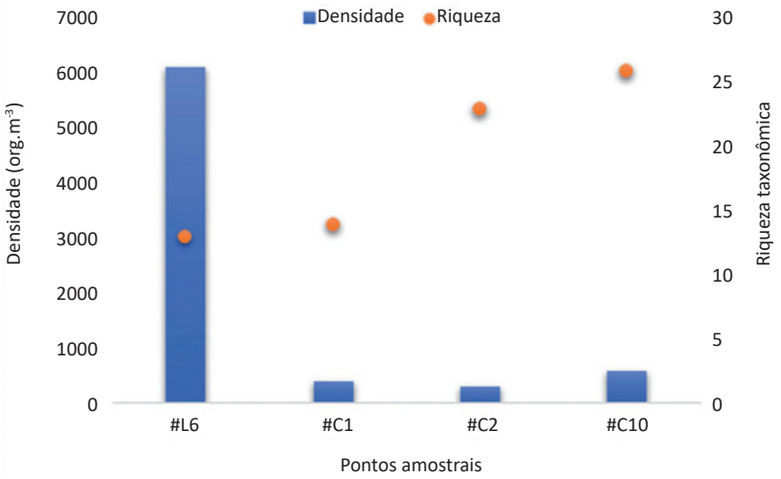
Tabela 111 – Valores de densidade (org/m³), de riqueza taxonômica e de frequência de ocorrência (%) do zooplâncton e dados físico-químicos por ponto amostral dos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018)

Organismos	#L6	#C1	#C2	#C10	FO%
Mollusca	0	0	0	0	0
Veliger gastrópoda	0	0	2	6	50
Veliger bivalve	0	0	0	1	25
Cnidaria	0	0	0	0	0
Hydrozoa	0	0	0	1	25
Cladocera	0	0	0	0	0
Bosmina sp	0	0	2	0	25
Ceriodaphnia quadrangula	267	0	1	0	50
Daphnia gessneri	0	35	1	0	50
Diaphanossoma sp	42	3	0	0	50
Ilyocryptus spinifer	0	48	7	0	50
Moina minuta	1129	0	3	0	50
Copepoda	0	0	0	0	0
Naupliu	3663	0	2	36	75
Copepodito	0	14	10	11	75
Copepodito Diaptominae	0	0	1	0	25
Copepodito Pseudodiaptomus	0	23	3	0	50
Acartia sp	0	0	0	10	25
Acartia lilljeborgi	0	0	3	29	50
Calanoida	0	54	28	20	75
Corycaeus sp	0	0	0	6	25
Corycaeus giesbrechti	0	0	0	13	25
Cyclopoida	429	0	2	0	50
Cyclopinae	79	0	0	0	25
Dussartius baeticus	0	18	4	0	50
Eucyclopinae	54	0	0	0	25
Eucyclops sp	25	0	0	0	25
Euterpina acutifrons	0	10	0	12	50
Harpacticoida	0	0	0	1	25

Organismos	#L6	#C1	#C2	#C10	FO%
Mesocyclops sp	92	0	0	0	25
Oithona sp	0	0	1	0	25
Oithona hebes	83	8	30	256	100
Oithona plumifera	0	0	0	1	25
Paracalanus sp	0	71	0	0	25
Paracalanus quasimodo	0	0	0	18	25
Paracyclops sp	179	0	0	0	25
Parvocalanus crassirostris	42	0	37	94	75
Pseudodiaptomus sp	0	0	1	0	25
Rhincalanus cornutus	0	0	0	1	25
Temora turbinata	0	0	1	11	50
Cirripedia	0	0	0	0	0
Ciprys	0	0	1	1	50
Naupliu	0	38	153	32	75
Decapoda	0	0	0	0	0
Mysis	0	0	0	1	25
Protozoea	0	8	0	1	50
Zoea	0	0	0	1	25
Euphausiacea	0	0	0	0	0
Calyptopis	0	0	0	1	25
Insecta	0	8	12	0	50
Chauborus sp	67	50	1	0	75
Appendicularia	0	0	0	0	0
Oikopleura sp	0	0	0	2	25
Chaetognatha	0	0	0	0	0
Sagitta sp	0	0	0	1	25
Densidade total (org/m³)	6150	387	308	567	
Riqueza taxonômica	13	14	23	26	
Temperatura (°C)	22	27	23	24,4	
Salinidade	0,81	0,04	0,25	32,4	
pH	7,12	7,88	8,08	7,95	
OD (mg/L)	3,8	8,92	7,93	6,38	
Turbidez (NTU)	16,1	10,1	6,58	4,76	
Transparência (m)	0,55	0,85	1,05	1,4	

Considerando a densidade do zooplâncton por ponto amostral durante julho de 2018 nos ambientes transicionais (Tabela 111; Figura 366), o ponto amostral #L6 teve a maior densidade com valor de 6.150 org.m^{-3}, e o ponto #C2 com 308 org.m^{-3} registrou a menor. A densidade total do zooplâncton alcançou 7.412 org.m^{-3} e a densidade média 1.853 org.m^{-3} entre os pontos amostrais. Já a riqueza taxonômica teve o maior valor no ponto amostral #C10 com 26 *taxa* zooplanctônicos registrados e o menor valor foi no ponto #L6, com 13 *taxa* e, assim, média de 19 *taxa* por ponto amostral na área de estudo.

Figura 366 – Variação da densidade (org.m^{-3}) e de riqueza taxonômica para os organismos zooplanctônicos por ponto amostral nos ambientes de transição na foz do rio Doce (julho/2018)



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 (Figura 367).

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 Ambientes de Transição no presente trabalho. Tais ambientes apresentaram fauna similar à registrada em julho de 2018, como foi observado nos trabalhos que nortearam a linha-base, como PSG Equilibrium (2013), entre outros.

Entre os pontos amostrais (Figura 368), foi observada alta dominância de Copepoda, sugerindo certa homogeneidade do zooplâncton encontrado na área de estudo. Porém, nos pontos #C1 (foz do rio Doce) e #L6 (Lagoa de 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 nos pontos #L6, #C1 e #C2, corroborando a comunidade límnica registrada no local.

Figura 367 – Abundância relativa (%) dos grupos do zooplâncton ocorrentes nas amostras coletadas nos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018)

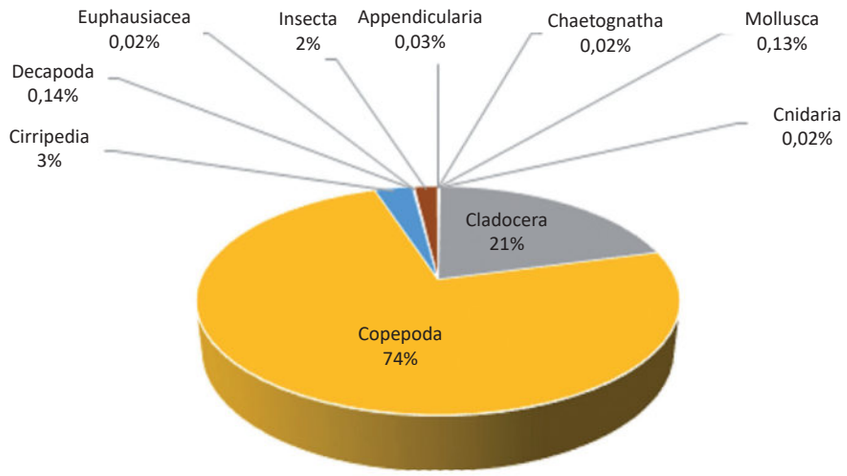
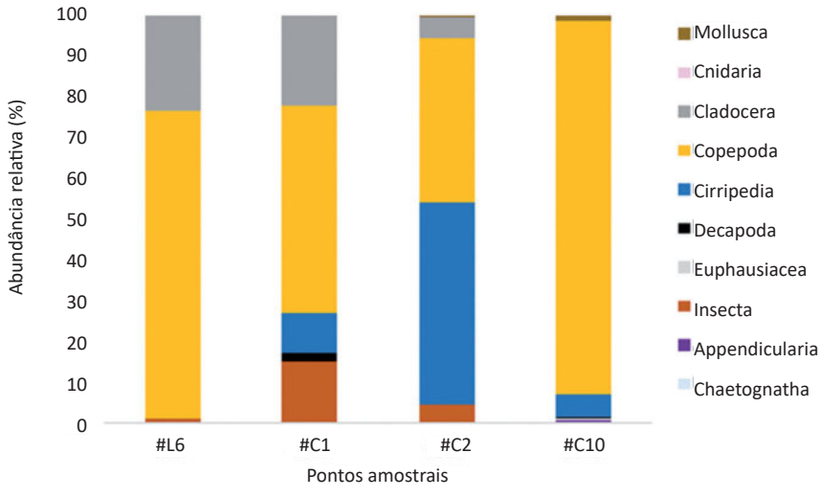


Figura 368 – Abundância relativa (%) dos grupos do zooplâncton por ponto amostral nos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018)



Durante o período de julho de 2018, a comunidade zooplanctônica foi dominada por organismos holoplanctônicos na área de estudo (Figura 369; Figura 370). Sua contribuição foi de 95%, enquanto o meroplâncton chegou a 5% do zooplâncton total. 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 (Figura 371; Figura 372). Assim, o meroplâncton foi bem representado por Cirripedia, porém nos pontos de menor salinidade, como #C1 e #L6, houve domínio de Insecta, enquanto a Cirripedia dominou nos pontos mais próximos da foz, como o #C2 e mais ao sul da foz do rio Doce, próximo à costa, como o #C10. Tal distribuição sugere a preferência das larvas de Insecta por ambiente dulcícola (MIRANDA; PINTO-COELHO; GONZAGA, 2013).

Figura 369 – Abundância relativa (%) do meroplâncton e do holoplâncton ocorrentes nas amostras coletadas nos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018)

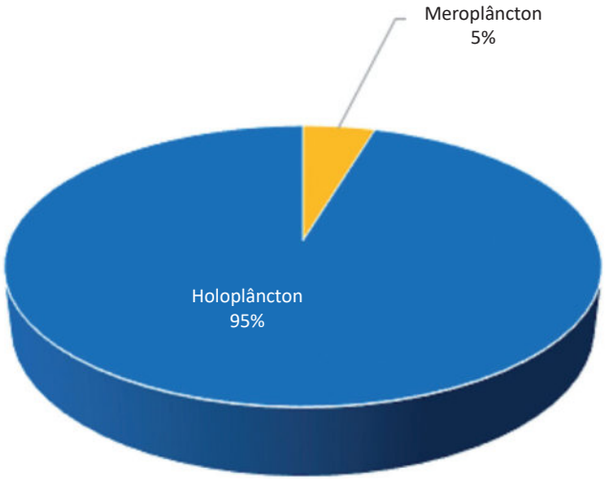


Figura 370 – Abundância relativa (%) do meroplâncton e do holoplâncton por ponto amostral nos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018)

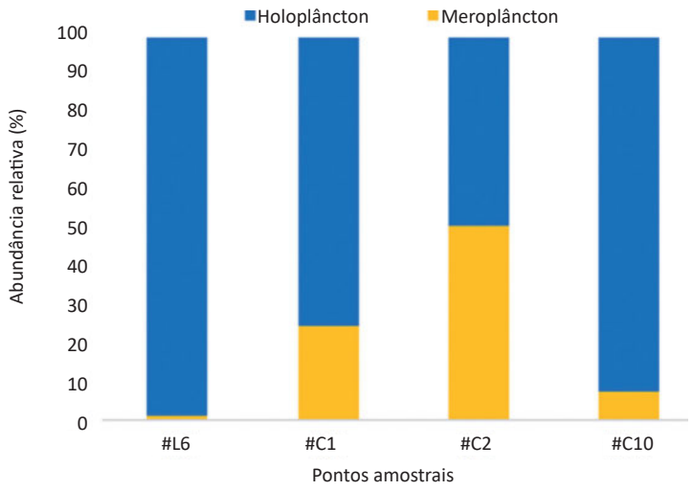


Figura 371 – Abundância relativa (%) dos grupos do meroplâncton ocorrentes nas amostras coletadas nos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018)

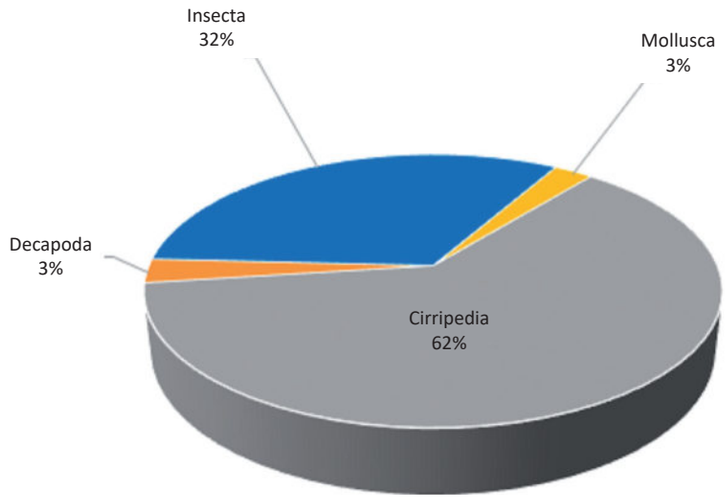
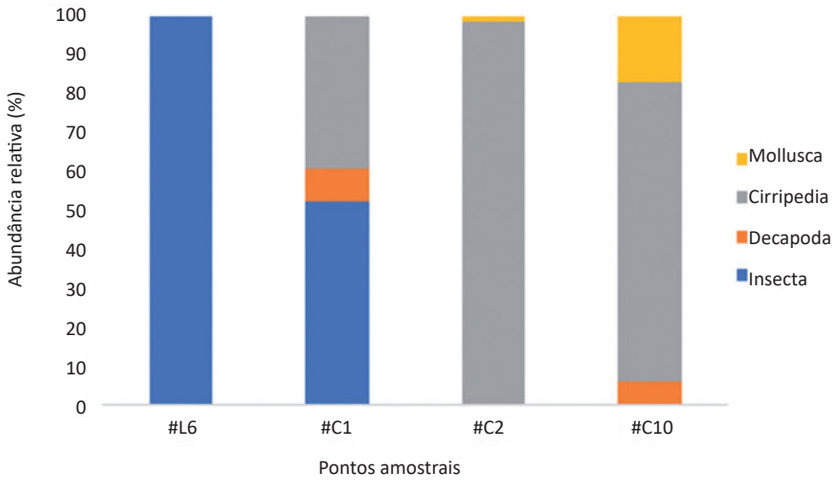


Figura 372 – Abundância relativa (%) dos grupos do meroplâncton por ponto amostral nos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018)



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* zooplanctônicos. Já pouco frequente acumulou 24 *taxa*, enquanto organismo classificado como esporádico não foi registrado nas amostras. Sendo assim, os organismos pouco frequente representaram 52% dos grupos observados. Tal característica indica certa heterogeneidade na comunidade, sugerindo maior ocorrência de organismos pouco frequentes entre os pontos amostrais distribuídos nos ambientes transicionais na foz do rio Doce durante julho de 2018 (Tabela 111).

O Copepoda *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.

Observando os índices de estrutura da comunidade (Figura 373; Tabela 112), quanto à riqueza de Margalef, seu maior valor foi encontrado no ponto #C2 com 1,40 Nits, e o menor no ponto #L6 com 0,46 Nits. Esse índice apresentou média de 0,99 Nits entre os pontos amostrais.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener teve o maior valor no ponto amostral #C10 com 1,19 Nits e o menor no ponto amostral #L6 com 0,57 Nits. A diversidade média foi de 0,84 Nits entre os pontos amostrais.

Para o índice de equitabilidade de Pielou, o maior valor foi no ponto amostral #C10 com 0,54 Nits e o menor valor no ponto amostral #C2 com 0,35 Nits. Sua média foi de 0,43 Nits entre os pontos amostrais.

De um modo geral, os índices de estrutura da comunidade apontaram baixa diversidade de espécies zooplanctônicas na região de estudo, o que pode ser reflexo da dominância de Copepoda sobre os demais grupos, influenciando a redução da diversidade.

Figura 373 – Índices de riqueza de Margalef, de diversidade de Shannon-Wiener, de equitabilidade de Pielou para as espécies do zooplâncton por ponto amostral nos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018)

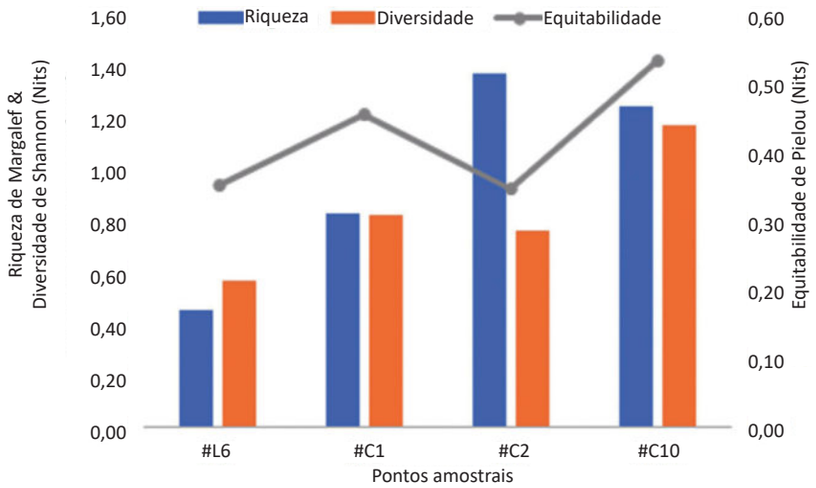


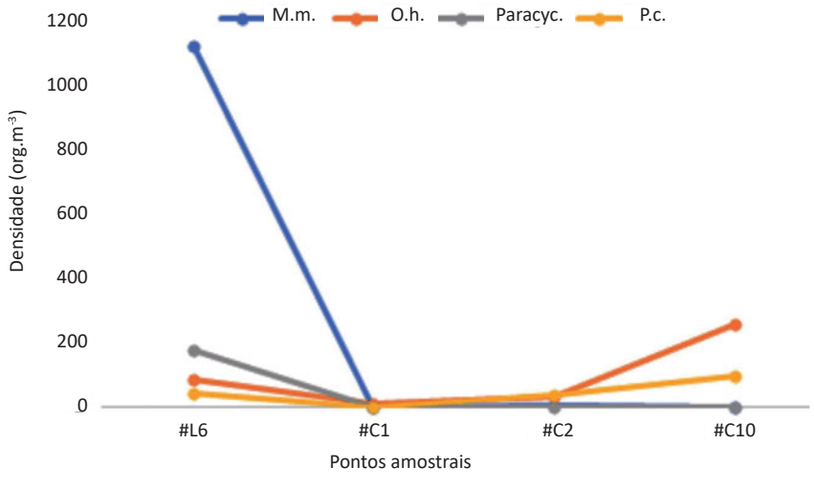
Tabela 112 – Índices ecológicos das espécies zooplanctônicas por ponto amostral nos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018) – R (riqueza de Margalef em Nits); H' (diversidade de Shannon-Wiener em Nits) e E (equitabilidade de Pielou em Nits)

Índices	#L6	#C1	#C2	#C10
Diversidade (H)	0,57	0,83	0,77	1,19
Equitabilidade (E)	0,36	0,46	0,35	0,54
Riqueza (R)	0,46	0,84	1,40	1,26

Em nível específico, a comunidade zooplanctônica foi dominada pelos Copepoda *Oithona hebes* com 378 org.m^{-3} e *Parvocalanus crassirostris* com 173 org.m^{-3} (Figura 374). Vale destacar o gênero de Copepoda *Paracyclops* sp. com 179 org.m^{-3}, típico de ambiente dulcícola (REID, 1985). Com relação à 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). As espécies encontradas nos

ambientes transicionais da área de estudo são típicas dos sistemas de águas continentais e costeiros do litoral do Brasil (BOLTOVSKOY, 1981, 1999; REID, 1985; ELMOOR-LOUREIRO, 1997). Tais organismos foram registrados na região em estudos anteriores ao desastre de Mariana/MG, como os de CEPEMAR (2011), CPMAIS (2015), entre outros, associando a fauna registrada aos ambientes estuarinos e costeiros do litoral brasileiro.

Figura 374 – Valores de densidade (org.m^{-3}) das espécies Moina minuta (M.m.); Oithona hebes (O.h.); Paracyclops sp. (Paracyc.); Parvocalanus crassirostris (P.c.) por ponto amostral nos Ambientes de Transição na foz do rio Doce (julho/2018)



De forma geral, a fauna dominante de Copepoda e Cladocera acompanhou o aumento da densidade total entre os pontos amostrais. E isso, somado à sua frequência de ocorrência (muito frequente; frequente), sugere que esses organismos podem ser considerados espécies-chave indicando as condições ambientais da área em questão durante julho de 2018.

4.1.3.3 Resultados do ambiente marinho

4.1.3.3.1 *Variáveis de qualidade de água monitoradas in situ*

Na Tabela 113 podem ser visualizados os resultados das variáveis medidas *in situ* nas estações amostrais localizadas no ambiente marinho. As estações foram agrupadas de acordo com a distância da foz do rio Doce, visando à identificação de uma menor ou maior influência das águas do rio Doce sobre as estações amostrais, conforme:

- até 4,5 km da foz do rio Doce: C3, C4, C5 C6 e C7;
- entre 4,5 e 22 km da foz do rio Doce: C9, C14, C15 e C16;
- acima de 22 km da foz do rio Doce: C11, C12 e C13.

As temperaturas medidas nas águas das estações amostrais marinhas variaram entre 21,68 e 25,29 °C, apresentando uma média de 23,03 °C. Todas as medições encontradas estiveram dentro da faixa estipulada para águas tropicais (AT), águas de mistura (AM) ou águas costeiras (AC).

A salinidade representa a quantidade de sais presentes na água. A concentração de sais altera os processos químicos, físicos e biológicos do ambiente aquático e, consequentemente, recebe classificações para águas doces (salinidade < 0,5); águas salobras (superior a 0,5 e inferior a 30); águas salinas

(superior a 30), conforme faixas estipuladas na Resolução CONAMA nº 357 de 2005. Alguns pontos amostrais apresentaram valores muito baixos de salinidade (< 5), mesmo a distâncias consideráveis da foz do rio Doce, possivelmente decorrentes de problemas de estabilização do equipamento durante o registro dos dados. Em geral, a maior parte das estações apresentou salinidade superior a 36, característica de massas de águas tropicais (AT). As estações C3 e C5, localizadas mais próximas à foz do rio Doce, foram as que apresentaram as salinidades mais baixas (< 34,5), característica de águas de mistura (AM). Ressalta-se que, para essas duas estações amostrais, visualmente foi possível identificar a presença da pluma do rio Doce no momento das coletas, conforme pode ser visualizado na Tabela 113.

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, as águas salinas de Classe 1 devem apresentar concentrações de oxigênio dissolvido não inferiores a 6,0 mg/L. Valores inferiores a 6,0 mg/L foram medidos em algumas amostras de fundo, que são concentrações normais de OD para águas mais profundas. Todas as amostras de superfície apresentaram resultados acima dos limites estipulados para a Classe 1.

Em relação ao pH, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, águas salinas de Classe 1 devem apresentar valores entre 6,5 e 8,5. Nesse contexto, todos os dados medidos no ambiente marinho apresentaram resultados dentro dessa faixa, sendo que o valor mínimo registrado foi de 8,07 e o máximo de 8,22.

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, para águas salinas de Classe 1, substâncias que produzem odor e turbidez devem ser virtualmente ausentes. Conforme relatado por Knorst (2012), valores de turbidez em torno de 8 UNT não são perceptíveis a olho nu, de forma que esse limiar foi utilizado como referência para verificação de adequação à característica pretendida pela Classe 1 do CONAMA. Ainda, foi realizada a comparação com valores de referência da literatura, ligados ao potencial de interferência na estrutura trófica (30 UNT).

De forma geral, os resultados de turbidez acima de 30 UNT foram encontrados nos pontos mais próximos à foz do rio Doce (raio < 4,5 km), com exceção do ponto C9, que apresentou resultados acima de 30 UNT tanto na profundidade I (superfície) quanto na profundidade 2 (fundo). Praticamente todas as medições apresentaram valores acima de 8 UNT, evidenciando que as águas mais próximas à costa do Espírito Santo apresentam níveis de turbidez visíveis a olho nu naturalmente.

Visando a uma maior discussão sobre os parâmetros medidos *in situ*, na próxima seção serão apresentados os perfis verticais de variação de temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido e turbidez.

Tabela 113 – Resultados das variáveis medidas *in situ* nas estações amostrais localizadas no ambiente marinho. As células em tons de vermelho indicam os valores mais elevados de uma variável e as células em tom de verde indicam os valores mais baixos para uma determinada variável

Distância da Foz do rio Doce	Estação de Monitoramento	Prof	Profundidade de Coleta (m)	Profundidade do ponto (m)	Presença de pluma do rio Doce	Disco de Secchi (m)	Temperatura da Amostra (°C)	Pressão (mmHg)	OD (%)	OD (mg/L)	Condutividade (µS/cm)	Salinidade	pH	Turbidez (UNT ou FNU)
Até 4,5 km	C3	Prof I	0,3	12,000	Sim/ Leve	0,800	23,490	761,000	91,7	7,7	49.531,0	33,51	8,16	28,86
		Prof II	10				22,690	761,000	86,8	6,1	53.026,0	36,83	8,15	85,4
	C4	Prof I	0,3	14,000	Não	1,450	23,240	763,400	99,3	8,3	6.558,0	3,72	8,15	5,12
		Prof II	12			-	22,480	763,400	84,8	5,9	52.755,0	36,8	8,14	32,07
	C5	Prof I	0,3	8,000	Sim	0,650	23,980	761,200	101,5	7,4	38.572,0	25,07	8,21	40,72
		Prof II	6			-	23,170	761,100	88,8	6,1	53.483,0	36,79	8,21	79,1
	C6	Prof I	0,3	8,000	Sim	0,650	23,330	762,500	99,1	6,8	53.524,0	36,68	8,13	31,79
		Prof II	6			-	23,140	762,500	88,0	6,1	53.499,0	36,82	8,14	19,89
	C7	Prof I	0,3	14,200	Não	1,250	22,950	762,500	94,8	6,6	53.256,0	36,73	8,16	7,02
		Prof II	12			-	22,120	762,500	85,8	6,0	52.324,0	36,76	8,16	108,6
	C8	Prof I	0,3	11,000	Não	0,850	23,910	761,600	95,1	6,5	54.278,0	36,78	8,11	10,12
		Prof II	9			-	22,400	761,600	88,8	6,2	52.719,0	36,84	8,13	27,78
Entre 4,5 e 22 km	C9	Prof I	0,3	10,000	Não	0,900	23,330	762,500	98,9	6,8	53.521,0	36,69	8,13	32,05
		Prof II	8			-	22,700	763,500	86,0	6,0	53.075,0	36,86	8,11	35,09
	C14	Prof I	0,3	10,000	Não	1,050	23,790	761,400	94,9	7,9	4.734,0	2,6	8,19	12,45
		Prof II	8			-	23,340	761,300	84,8	5,9	53.707,0	36,82	8,18	14,9
	C15	Prof I	0,3	16,080	Não	1,400	22,840	761,600	92,8	6,5	53.148,0	36,81	8,17	4,68
		Prof II	14			-	21,680	761,500	90,0	6,4	51.813,0	36,73	8,19	19,02
	C16	Prof I	0,3	23,000	Não	1,300	23,005	763,700	94,8	8,1	1.617,0	0,85	8,15	12,11
		Prof II	21			-	22,007	763,700	88,7	6,3	52.197,0	36,76	8,15	28,26
Acima de 22 km	C11	Prof I	0,3	10,300		1,300	23,000	761,000	93,3	6,5	53.330,0	36,81	8,17	7,6
		Prof II	8			-	22,470	761,100	84,9	5,9	52.767,0	36,81	8,17	16,4
	C12	Prof I	0,3	11,380	Não	1,000	22,470	764,600	95,9	6,7	52.711,0	36,77	8,11	12,95
		Prof II	9			-	22,440	764,600	94,4	6,6	52.702,0	36,79	8,07	15,47
	C13	Prof I	0,3	14,800	Não	1,050	25,290	761,800	107,0	7,1	55.580,0	36,63	8,22	9,77
		Prof II	10			-	24,640	761,800	87,2	5,9	54.966,0	36,7	8,17	14,11

institutos lactec
INOVADORES POR NATUREZA

4.1.3.3.1.1 Perfis verticais

Os perfis verticais das variáveis oxigênio dissolvido, temperatura, salinidade e turbidez foram realizados por meio da sonda multiparamétrica, com tomadas de medida a cada metro de profundidade, desde a superfície até 2 m antes de atingir o fundo, representando a variação de uma determinada variável ao longo da coluna d'água.

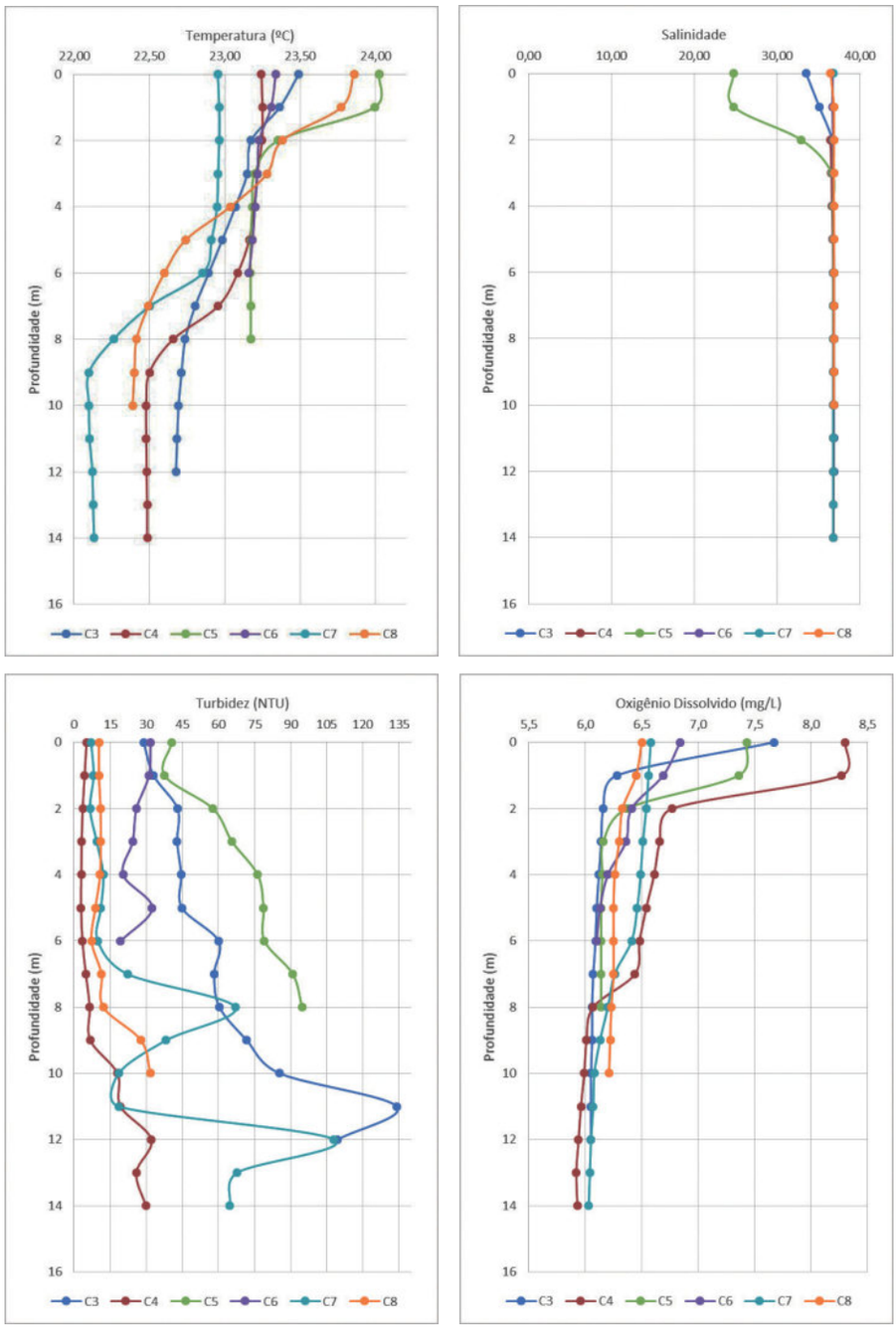
Os perfis verticais das estações de monitoramento localizadas a menos de 4,5 km da foz do rio Doce são apresentados nos gráficos da Figura 375. É possível verificar que a temperatura na superfície esteve entre 23 e 24 °C, diminuindo levemente com a profundidade, até atingir um mínimo de quase 22 °C. Ainda se tratam de temperaturas características de águas costeiras, tropicais ou de mistura, conforme classificação de Dias, Araujo e Bonecker (2009), não sendo possível identificar diferentes massas d'água em diferentes profundidades.

Menores níveis de salinidade foram encontrados próximos à superfície nas estações C5 e C7, que pode evidenciar a influência de águas provenientes do rio Doce próximas à superfície nesses dois pontos. Após a profundidade de 4 metros, essa diferença não pode ser mais visualizada e a salinidade desses pontos se aproximou da salinidade medida já na superfície em todos os outros pontos, aproximadamente 36.

Na superfície, os maiores níveis de turbidez ocorreram nas estações C3 e C5, que são as mais próximas à foz do rio Doce. Analisando as variações com a profundidade, é possível verificar um gradual aumento da turbidez nos pontos C3, C5 e C7 até a profundidade de 8 m, atingindo 60, 70 e 90 UNT, respectivamente. Após 8 m, foi verificado para algumas estações um aumento substancial da turbidez, que pode indicar que a ressuspensão de sedimentos do fundo marinho altera os níveis de turbidez nessas profundidades.

Quanto ao parâmetro oxigênio dissolvido, para todos os pontos foi observada uma diminuição mais significativa até a profundidade de 2 m e após uma diminuição leve até atingir valores próximos a 6 mg/L.

Figura 375 – Perfis verticais de temperatura, salinidade, OD e turbidez nas estações de monitoramento localizadas a menos de 4,5 km da foz do rio Doce (C3, C4, C5, C6, C7e C8)



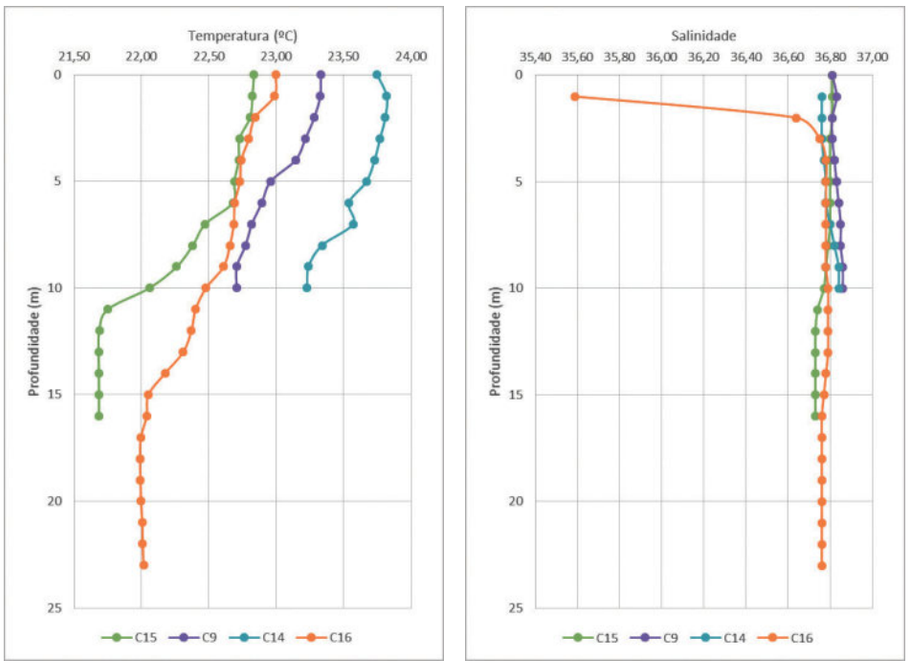
O perfil vertical das estações de monitoramento localizadas entre 4,5 e 22 km da foz do rio Doce é apresentado nos gráficos da Figura 376. É possível verificar que a temperatura na superfície esteve entre 23 e 24 °C, diminuindo levemente com a profundidade, atingindo um mínimo de 21,69 °C. Da mesma forma que, para os pontos localizados a menos de 4,5 km da foz do rio Doce, ainda são temperaturas características de águas costeiras, tropicais ou de mistura, conforme classificação de Dias, Araujo e Bonecker (2009), não sendo possível identificar diferentes massas d'água em diferentes profundidades.

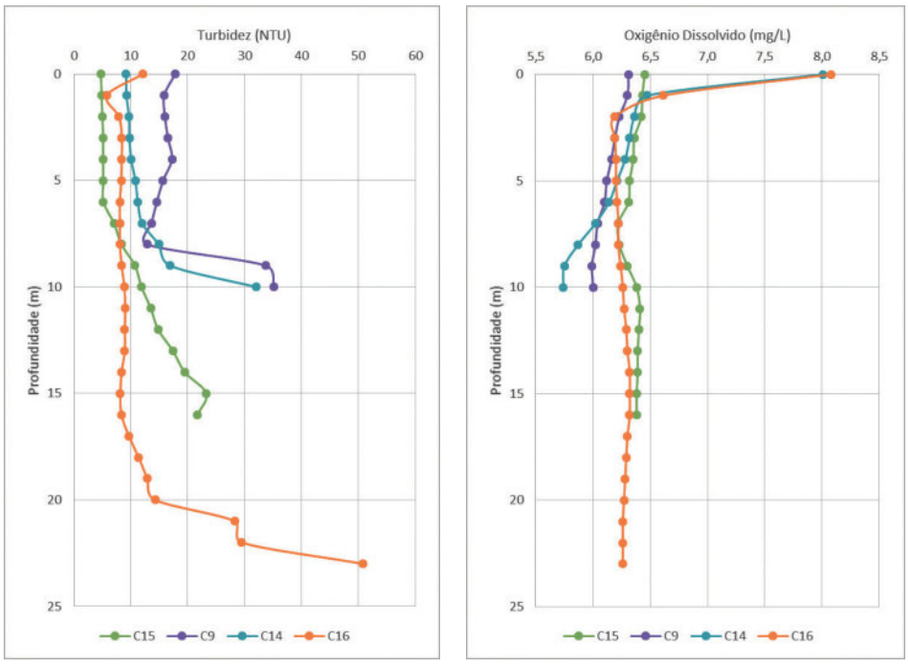
Salinidades menores que 36 foram medidas apenas na superfície do ponto C16. Todas as outras medições apresentaram valores de salinidade maiores de 36, característica de águas tropicais (AT) conforme classificação de Dias, Araujo e Bonecker (2009), e não variaram com a profundidade.

Foi possível identificar uma leve elevação dos valores de turbidez com o aumento da profundidade, entretanto, próximo ao fundo, as estações apresentaram um aumento significativo nos níveis de turbidez, indicando que a ressuspensão de sedimentos do fundo marinho alterou os níveis de turbidez significativamente até uns 3 m do fundo.

Quanto ao parâmetro oxigênio dissolvido, da mesma forma que para as estações mais próximos à foz, em todas as estações localizadas entre 4,5 e 22 km da foz foi observada uma diminuição mais significativa até a profundidade de 2 m e, então, uma diminuição leve até atingir valores próximos a 6 mg/L.

Figura 376 – Perfis verticais de temperatura, salinidade, OD e turbidez nas estações de monitoramento localizadas entre 4,5 e 22 km da foz do rio Doce (C9, C14, C15 e C16)





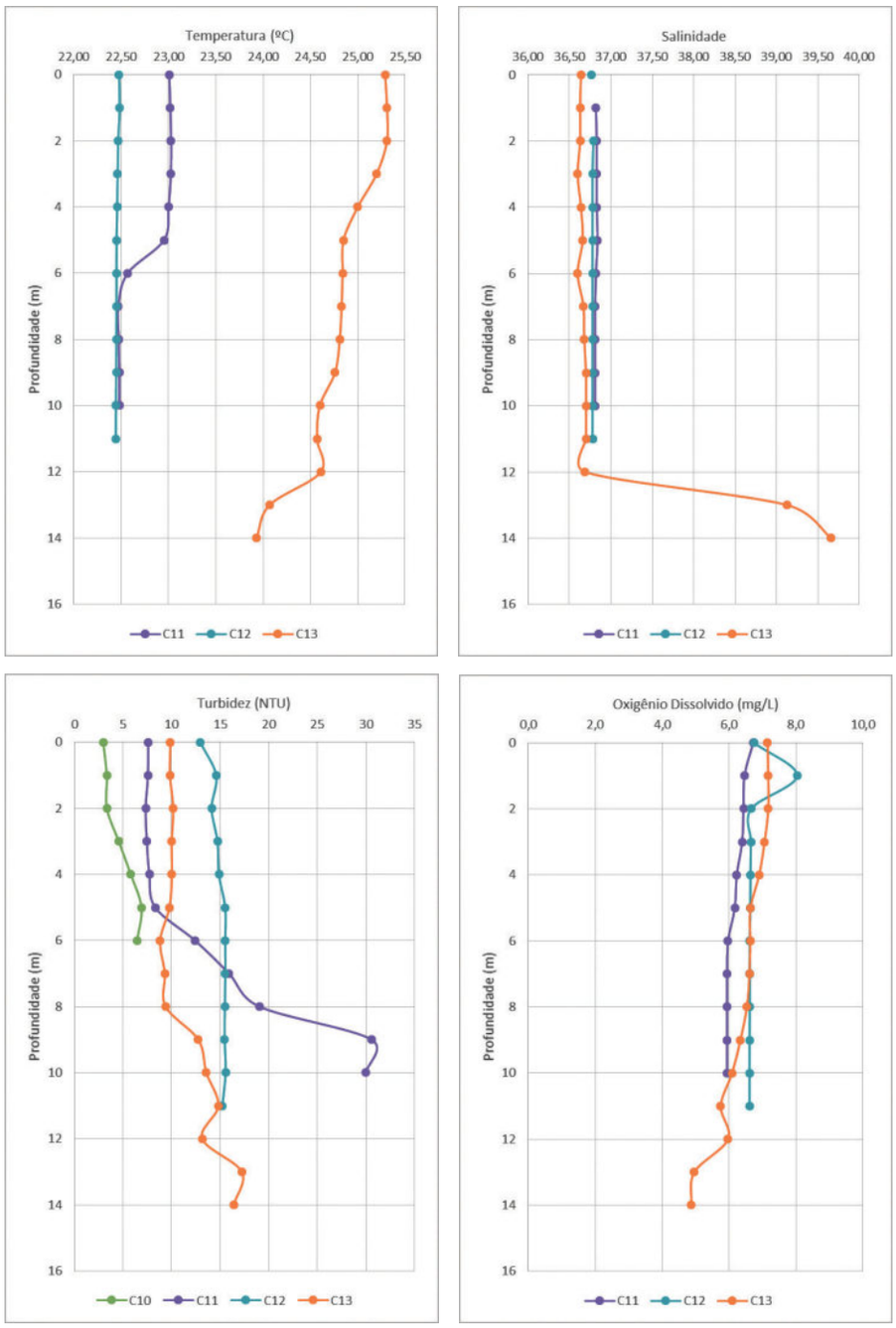
Os perfis verticais das estações de monitoramento localizadas a mais de 22 km da foz do rio Doce são apresentados nos gráficos da Figura 377. É possível verificar que a temperatura na superfície das estações C11 e C12 esteve entre 22,5 e 23 °C, sendo que na estação C12 a temperatura não variou com a profundidade, e na estação C11 variou muito pouco, apenas 0,5 °C. A estação C13 foi a que apresentou as temperaturas mais elevadas, tanto na superfície (25,3 °C) quanto no fundo (23,9 °C). Da mesma forma que para as outras estações amostrais, ainda são temperaturas características de águas costeiras, tropicais ou de mistura, conforme classificação de Dias, Araujo e Bonecker (2009), não sendo possível identificar diferentes massas d'água em diferentes profundidades.

Nas estações C11, C12 e C13, os valores de salinidades permaneceram constantes, entre 36 e 37, ou seja, não variaram com a profundidade, com exceção para as medições bem próximas ao fundo na estação C13, que apresentaram valores mais altos de salinidade, entretanto, essas medições podem ter sido influenciadas pela ressuspensão de sedimentos do fundo.

Da mesma forma que para as estações localizadas entre 4,5 e 22 km da foz do rio Doce, foi possível identificar uma leve elevação da turbidez com o aumento da profundidade, entretanto, próximo ao fundo, algumas estações apresentaram um aumento significativo nos níveis de turbidez, indicando que a ressuspensão de sedimentos do fundo marinho alterou os níveis de turbidez significativamente até uns 3 metros do fundo.

Quanto ao parâmetro oxigênio dissolvido, da mesma forma que para as estações mais próximas à foz, em todas as estações localizadas a mais de 22 km da foz foi observada uma leve diminuição das concentrações de OD à medida que a profundidade aumentou.

Figura 377 – Perfis verticais de temperatura, salinidade, OD e turbidez nas estações de monitoramento localizadas a mais de 22 km da foz do rio Doce (C9, C14, C15 e C16)



4.1.3.3.2 *Variáveis de qualidade de água com resultados inferiores ao limite de quantificação*

As variáveis que resultaram abaixo do limite de quantificação em todas as estações de monitoramento no ambiente marinho foram: alumínio dissolvido, antimônio dissolvido, antimônio total, arsênio dissolvido, arsênio total, bário dissolvido, berílio dissolvido, berílio total, bismuto dissolvido, bismuto total, cádmio dissolvido, cádmio total, chumbo dissolvido, chumbo total, cianeto livre, cianeto total, cobalto dissolvido, cobalto total, cobre dissolvido, cobre total, cromo total, cromo dissolvido, cromo hexavalente. cromo trivalente, estanho dissolvido, estanho total, fenol, ferro dissolvido, manganês

dissolvido, mercúrio dissolvido, mercúrio total, molibdênio dissolvido, molibdênio total, níquel dissolvido, níquel total, paládio dissolvido, paládio total, platina dissolvida, platina total, prata dissolvida, prata total, ródio dissolvido, ródio total, selênio dissolvido, selênio total, sólidos suspensos totais, tálio dissolvido, tálio total, telúrio dissolvido, telúrio total, titânio dissolvido, titânio total, urânio dissolvido, urânio total, vanádio dissolvido, vanádio total, nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal total (mg/L). Essas variáveis, portanto, não foram avaliadas individualmente, visto que não foram detectadas.

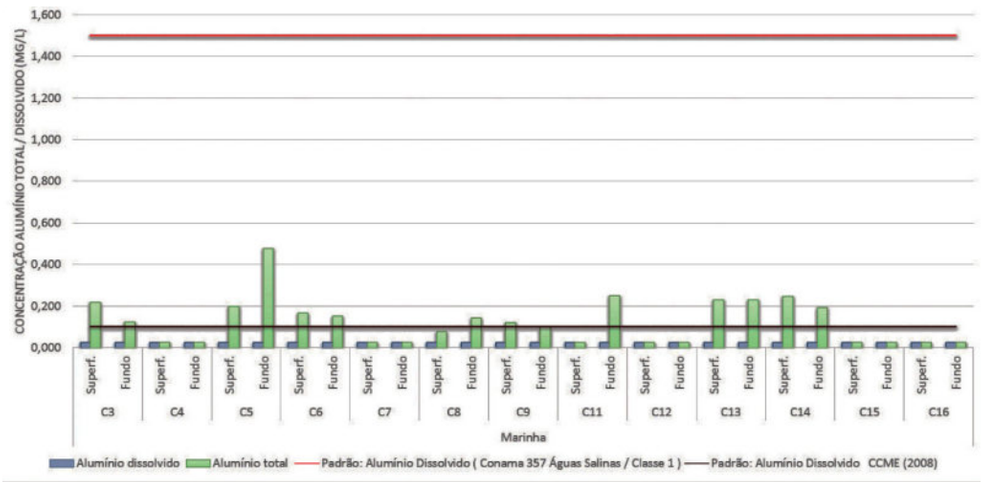
Entretanto, ressalta-se que alguns LQs utilizados foram maiores que alguns dos valores de referência utilizados conforme apresentado na Tabela 105. Para a variável cianeto livre, foi utilizado um LQ de 0,005 mg/L, acima do limite de 0,001 mg/L para águas salinas de Classe 1 definido pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Para as variáveis cobalto total, cobre total, estanho total e molibdênio total, foram utilizados LQs superiores aos padrões estabelecidos por Buchman (2008).

4.1.3.3.3 *Variáveis de qualidade de água com resultados quantificáveis*

4.1.3.3.3.1 Alumínio total e dissolvido

Para a avaliação das concentrações de alumínio dissolvido, utilizou-se o limite da Resolução CONAMA nº 357/2005, e para o alumínio total utilizou-se como referência uma proposta de critério para proteção da vida marinha da International Joint Comission de 1977 para a região dos grandes lagos na América do Norte, cujo valor é de 0,1 mg/L (CCME, 2008). Os resultados para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho estiveram abaixo desses limites tanto para o alumínio total quanto para o alumínio dissolvido, sendo que os resultados para alumínio dissolvido estiveram abaixo do limite de quantificação para todas as estações amostrais (Figura 378). A maior concentração de alumínio total foi encontrada na amostra da estação C5, estação mais próxima à foz do rio Doce, localizada a, aproximadamente, 900 m da desembocadura, que apresentou uma concentração de 0,476 mg/L.

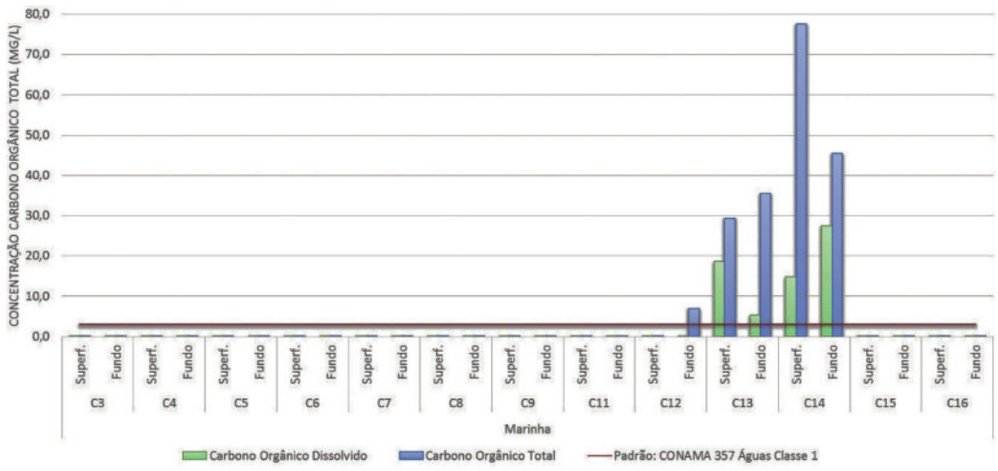
Figura 378 – Resultados de alumínio total e dissolvido para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho



4.1.3.3.3.2 Carbono Orgânico Total

Para a avaliação do COT, foi utilizado como referência o limite definido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salinas de Classe 1, que estipula um valor máximo de 3 mg/L. As estações amostrais C12 fundo, C13 superfície e fundo e C14 superfície e fundo apresentaram resultados acima dos limites da Resolução CONAMA nº 357/2005, sendo que o maior resultado foi encontrado na amostra de superfície do C14, que apresentou uma concentração de 77,5 mg/L (Figura 379). Os resultados para carbono orgânico dissolvido indicaram uma presença significativa dessa forma nos pontos amostrados, com exceção do ponto C12 e C13 fundo. As estações C12, C13 e C14 estão localizadas a mais de 22 km da foz do rio Doce, indicando que as concentrações de carbono encontradas podem não estar ligadas à foz do rio Doce e sim a outras contribuições ao longo da costa, estuários e ressuspensão de sedimentos.

Figura 379 – Resultados de carbono orgânico total e carbono orgânico dissolvido para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho



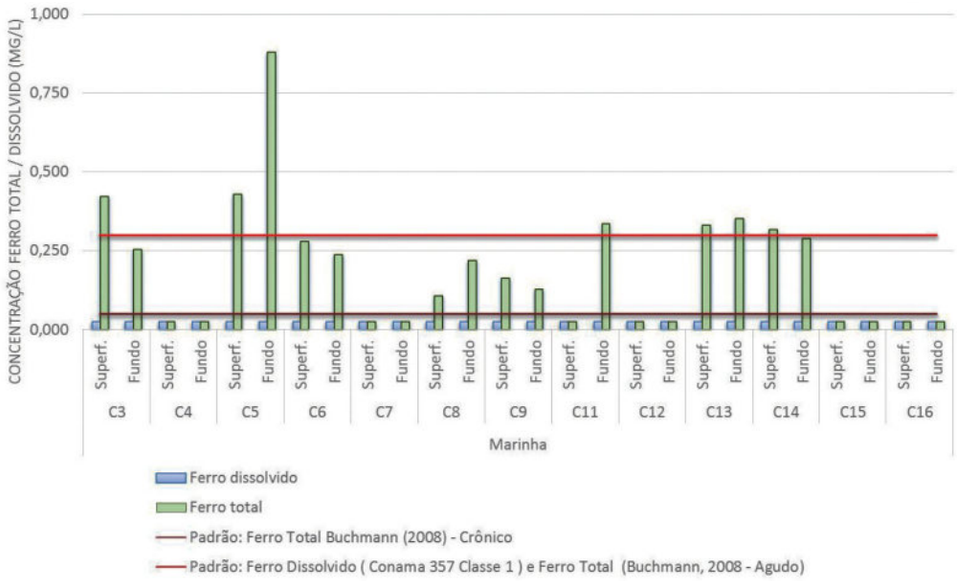
4.1.3.3.3.3 Ferro Total e Dissolvido

Para a avaliação das concentrações de ferro total, utilizou-se como referência o critério para proteção da vida marinha segundo Buchman (2008). No documento, uma concentração máxima de 0,3 mg/L é estabelecida para a qual organismos aquáticos podem ser expostos agudamente sem causar um efeito adverso (limite agudo), e 0,05 mg/L como concentração máxima para a qual organismos aquáticos podem ser expostos indefinidamente sem resultar em um efeito adverso (limite crônico). Para o ferro dissolvido, foi utilizado o limite de 0,3 mg/L estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salinas de Classe 1.

Para ferro dissolvido, as concentrações estiveram abaixo do limite de quantificação no método utilizado para todas as estações amostrais, dessa maneira estando em acordo com o padrão de águas salinas de Classe 1 definido na Resolução CONAMA nº 357/2005. As baixas concentrações de ferro dissolvido também indicaram que as concentrações de ferro presentes na água estão mais associadas à forma particulada.

Quanto aos resultados de ferro total, as amostras de superfície dos pontos C3, C5, C13 e C14 e as amostras de fundo dos pontos C5, C11 e C13 apresentaram concentrações acima do limite de efeito agudo estabelecido em Buchman (2008). Quanto a potenciais efeitos crônicos à biota aquática, as amostras de superfície dos pontos C3, C5, C6, C8, C9, C13, e C14 e as amostras de fundo dos pontos C3, C5, C6, C8, C9, C11, C13 e C14 apresentaram concentrações acima do limite da referência supracitada para o parâmetro ferro total.

Figura 380 – Resultados de ferro total e dissolvido para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho

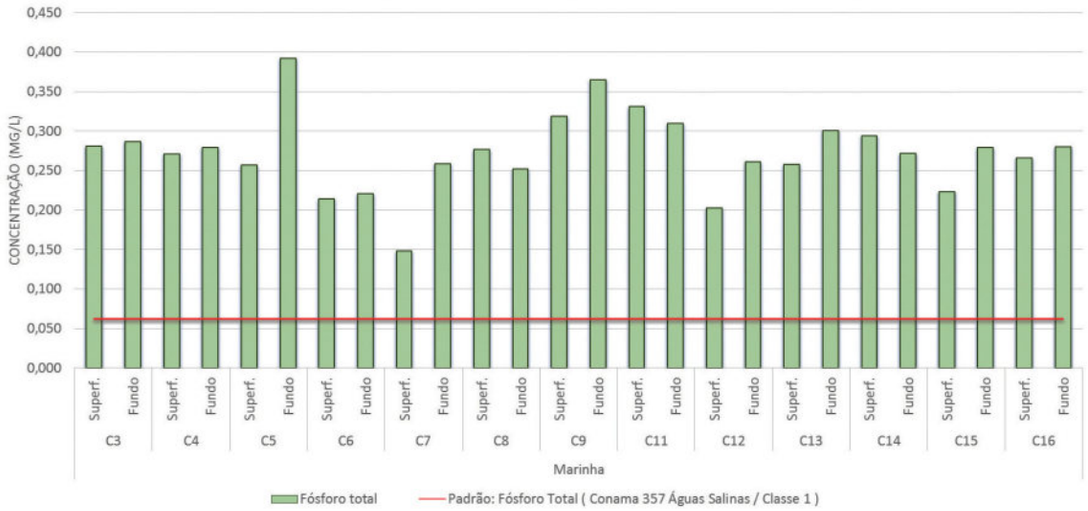


4.1.3.3.3.4 Fósforo total

Em algumas regiões costeiras, a produção primária também pode ser limitada pelas concentrações de fósforo em alguns períodos do ano. A razão nitrogênio/fósforo em águas marinhas (aproximadamente 16:1) se aproxima da verificada no fitoplâncton, com a razão verificada em ambientes marinhos podendo apresentar uma ampla faixa de variação (KENNISH, 2000). Como limite de referência para o parâmetro fósforo total em ambientes marinhos, utilizou-se o valor definido na Resolução CONAMA nº 357/2005 para água salinas Classe 1 (0,062 mg/L).

Os resultados de fósforo total estiveram acima desse limite em todas as estações amostrais no ambiente marinho, indicando uma distribuição relativamente constante do fósforo ao longo da região amostrada. A concentração mais elevada foi identificada na estação C5 fundo (0,932 mg/L) e a menor concentração, na estação C7 Superfície (0,148 mg/L).

Figura 381 – Resultados de fósforo total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho

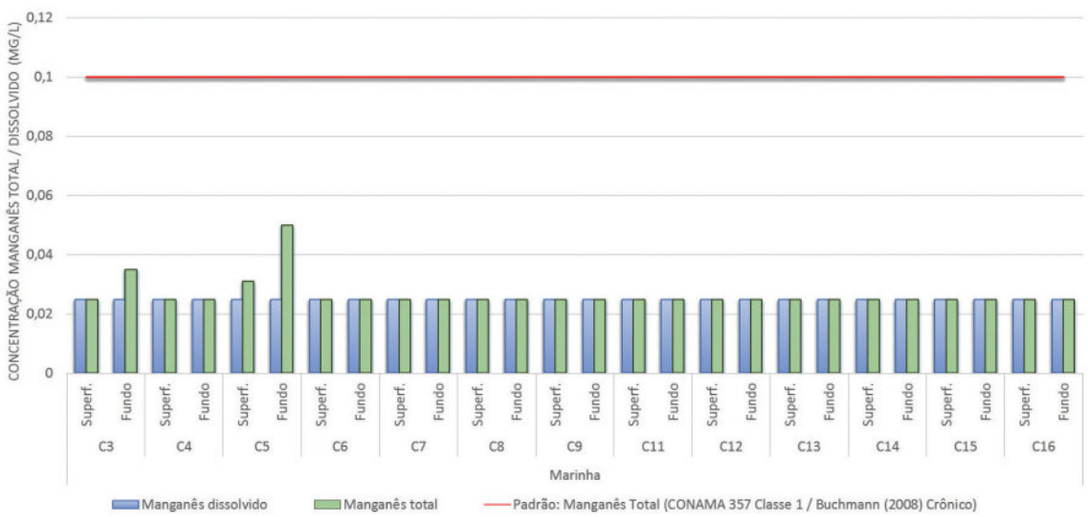


4.1.3.3.3.5 Manganês total e dissolvido

A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece para águas salinas de Classe 1 o limite de 0,1 mg/L, assim como o critério para proteção da vida marinha, que também estabelece esse valor como concentração máxima para a qual organismos aquáticos podem ser expostos indefinidamente sem resultar em um efeito adverso, limite para efeito crônico (BUCHMAN, 2008).

O gráfico da Figura 382 apresenta as concentrações de manganês total e dissolvido, bem como o limite comparativo. Todas as estações de monitoramento apresentaram resultados abaixo do limite de quantificação do método analítico utilizado (0,025 mg/L), com exceção das estações C3 fundo, C5 superfície e fundo. Nessas estações, as concentrações de manganês total mantiveram-se abaixo do limite da Resolução CONAMA nº 357/2005 e também do limite crônico estabelecido em Buchman (2008).

Figura 382 – Resultados de manganês total e dissolvido para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho

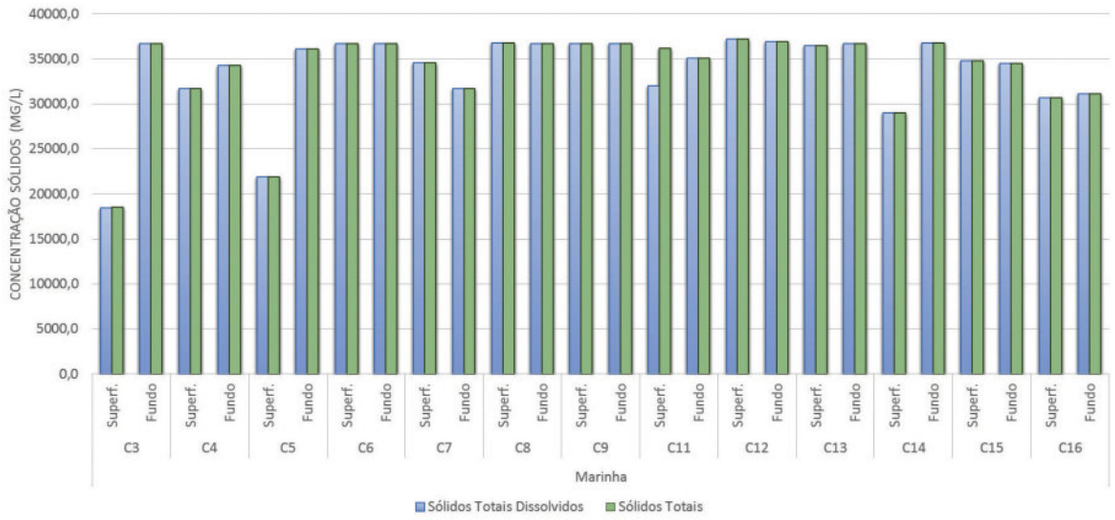


4.1.3.3.3.6 Série de sólidos (sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos totais, sólidos totais dissolvidos sólidos totais)

As concentrações de sólidos suspensos totais apresentaram em todas as estações amostrais no ambiente marinho resultados abaixo do limite de quantificação (30 mg/L), bem como as concentrações de sólidos sedimentáveis, que apresentaram concentrações abaixo do limite de quantificação (0,1 mL/L) em todos os pontos amostrais, com exceção do ponto C6 superfície, que apresentou concentração levemente acima desse limite (0,2 mL/L).

As concentrações de sólidos totais estiveram sempre muito próximas às concentrações de sólidos dissolvidos, inclusive nas amostras coletadas na profundidade 2 (fundo), evidenciando que a maior parte dos sólidos totais encontrados nas amostras é proveniente da fração dissolvida. As concentrações de sólidos dissolvidos nas áreas de transição apresentaram concentrações máximas de, aproximadamente, 37.000 mg/L na estação C12 e mínimas de, aproximadamente, 18.500 mg/L na estação C3 (Figura 383).

Figura 383 – Resultados de sólidos totais e dissolvidos para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho



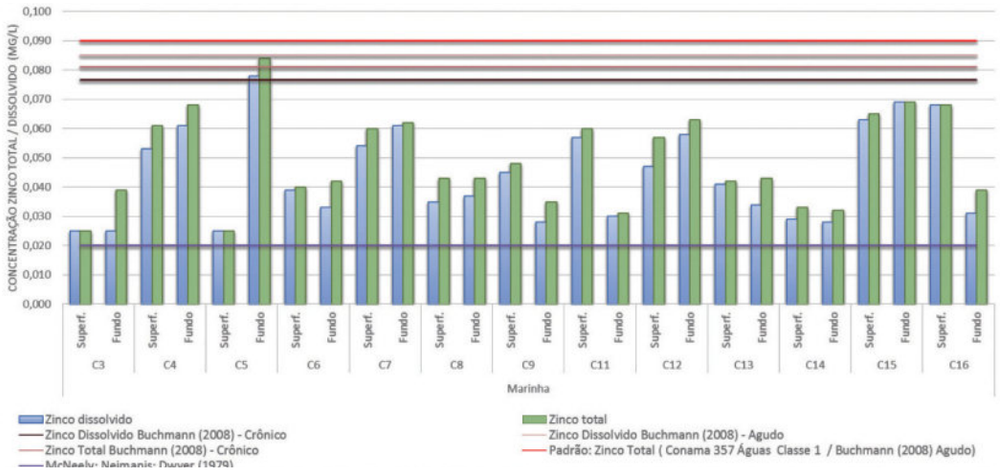
4.1.3.3.3.7 Zinco total e dissolvido

A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece um limite de 0,009 mg/L para o zinco total para águas salinas de Classe 1, sendo que todas as estações amostrais em ambiente marinho apresentaram valor inferior ao referido limite.

Para proteção da vida aquática, McNeely, Neimanis e Dwyer (1979) estabeleceram concentração máxima de 0,02 mg/L para zinco dissolvido, sendo que esta foi ultrapassada em todos os locais amostrados na área marinha, com exceção das estações C3 superfície e C5 fundo, que apresentaram resultados abaixo do limite de quantificação.

Para os outros limites utilizados para a avaliação dos resultados, apenas a estação C5 fundo apresentou concentrações que superaram levemente o limite para zinco dissolvido quanto a efeitos crônicos para a biota aquática (0,081 mg/L), e o limite para zinco total quanto a efeitos crônicos para a biota aquática (0,0766 mg/L) (BUCHMAN, 2008), atingindo uma concentração de zinco total de 0,084 mg/L e zinco dissolvido de 0,078 mg/L.

Figura 384 – Resultados de zinco total e dissolvido para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho



4.1.3.3.4 *Comunidade fitoplanctônica*

A comunidade fitoplanctônica nas estações amostradas na região costeira foi composta por 72 espécies (Tabela 114, Figura 385), em sua maioria diatomáceas e dinoflagelados (Figura 386). A riqueza encontrada foi condizente com os dados de linha-base (70 espécies, FIORAVANTI, 2016) para a região. Algumas espécies dulcícolas foram encontradas em estações próximas à foz do rio Doce (C3 e C5). As espécies mais frequentes, ou seja, que ocorreram em mais de 70% das amostras, foram *Cylindrotheca closterium, Diploneis aestuarii* e *Thalassionema nitzschioides* (Tabela 114).

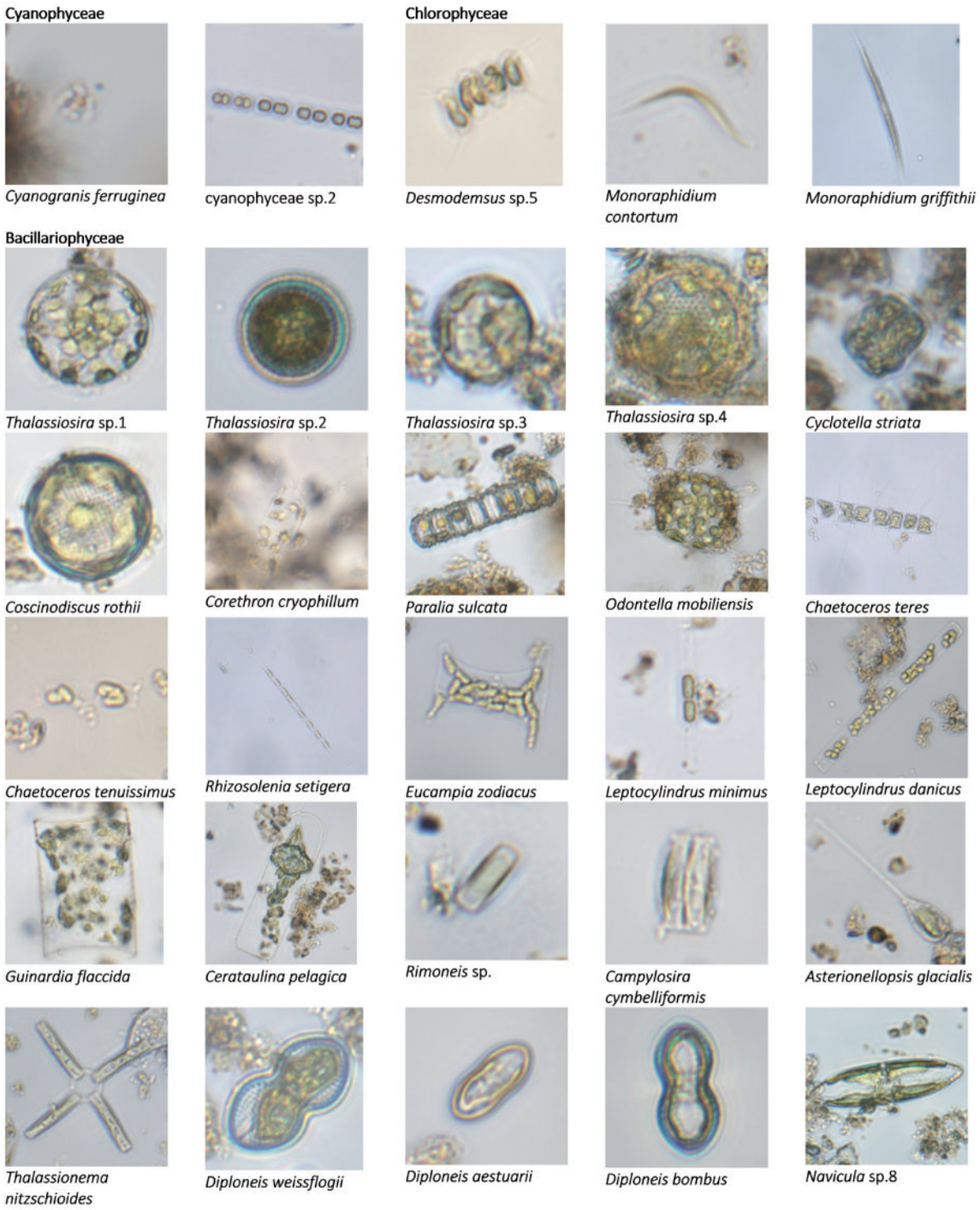
Tabela 114 – Riqueza e ocorrência das espécies do fitoplâncton na região costeira

Estações	C3		C4		C5		C6		C7		C8		C9		C11		C12		C13	C14		C15		C16	
Táxons	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	I	II	I	II	I	II
Bacillariophyceae																									
Asterionellopsis glacialis	x				x	x	x	x			x	x	x	x					x	x	x				
Campylosira cymbelliformis	x				x							x		x											
Chaetoceros tenuissimus												x													x
Chaetoceros teres			x										x										x		
Corethron cryophillum																			x						
Coscinodiscus rothii																			x						
Cyclostephanus invisitatus					x																				
Cyclotella striata													x												
Cylindrotheca closterium	x		x	x	x		x		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
Cymatonitzschia marina											x				x								x		
Diploneis aestuarii		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x

Estações	C3		C4		C5		C6		C7		C8		C9		C11		C12		C13	C14		C15		C16	
Táxons	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	I	II	I	II	I	II
Diploneis bombus					x		x		x																x
Diploneis weissflogii																		x							
Entomoneis paludosa																		x				x			
Eucampia zodiacus																		x							
Geissleria aikenensis	x																								
Guinardia flaccida																	x								
Gyrosigma sp.							x																		
Haslea sp.																	x	x							
Leptocylindrus danicus																		x							
Leptocylindrus minimus				x																					
Navicula sp.2					x																				
Navicula sp.4																		x							
Navicula sp.8							x																		
Navicula sp.9																						x			
Navicula sp.10																			x				x		x
Nitzschia sp.3		x			x											x					x				x
Nitzschia sp.4										x											x	x			
Nitzschia sp.5												x												x	x
Nitzschia sp.6																	x								
Odontella mobiliensis													x						x						
Paralia sulcata				x	x			x	x				x			x	x	x	x				x	x	
Pleurosigma diversistriatum													x	x									x		
Psammodyction constrictum							x								x										
Psammodyction panduriforme		x		x														x	x		x		x		x
Rhizosolenia setigera												x													
Rimoneis sp.	x					x																			
Tetramphora decussata				x								x			x										
Thalassionema nitzschioides	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Thalassiosira sp.1					x		x		x			x			x				x		x				
Thalassiosira sp.2																				x	x				x
Thalassiosira sp.3							x					x				x		x	x			x	x	x	
Thalassiosira sp.4																							x		
Trachyneis aspera					x																				
Tryblionella sp.																							x		
Chlamydophyceae																									

Estações	C3		C4		C5		C6		C7		C8		C9		C11		C12		C13	C14		C15		C16	
Táxons	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	I	II	I	II	I	II
Chlamydomonas sp.2	x				x																				
Chlorophyceae																									
Ankyra sp.	x				x																				
Desmodesmus sp.5																								x	
Monoraphidium contortum	x				x																				
Monoraphidium griffithii					x																				
Cryptophyceae																									
Cryptomonas sp.2					x																				
Plagioselmis prolonga			x		x		x		x		x								x	x		x	x	x	
Teleaulax amphioxeia	x														x				x						
Cyanophyceae																									
Aphanocapsa delicatissima	x																								
Cyanophgranys ferruginea	x				x																				
cyanophyceae sp.2																	x		x						
Dinophyceae																									
Azadinium poporum			x				x	x	x				x						x	x		x			
Dinophysis ovum																						x		x	
Gonyaulax sp.																			x						
Gymnodinium sp.			x				x				x		x							x		x		x	
Gyrodinium sp.1									x																
Gyrodinium sp.2																									x
Karenia mikimotoi									x															x	x
Peridionopsis sp.									x												x				
Pfiesteria sp.			x																x					x	
Properidinium sp.											x														
Prorocentrum gracile													x						x						
Procentrum sigmoides			x																						
Prorocentrum triestinum							x		x		x	x	x	x								x		x	
Scrippsiella trochoidea			x								x		x									x			
Euglenophyceae																									
Eutreptiella eupharingea									x			x	x	x	x					x		x		x	
Prasinophyceae																									
Pyramimonas sp.			x		x				x		x				x				x			x		x	
Riqueza	**12**	**4**	**11**	**7**	**20**	**4**	**14**	**5**	**14**	**4**	**11**	**13**	**14**	**8**	**10**	**6**	**8**	**10**	**20**	**9**	**10**	**15**	**13**	**15**	**12**

Figura 385 – Ilustração das espécies do fitoplâncton encontrado na região costeira



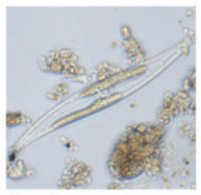
Bacillariophyceae

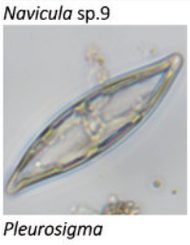

Navicula sp.9


Navicula sp.10


Haslea sp.


Trachyneis aspera

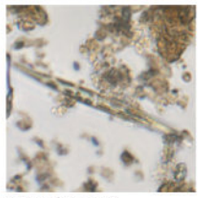

Gyrosigma sp.


Pleurosigma diversistriatum


Nitzschia sp.3


Nitzschia sp.4


Nitzschia sp.5


Nitzschia sp.6


Cymatonitzschia marina

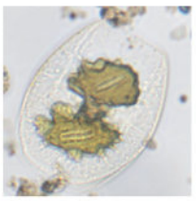

Cylindrotheca closterium

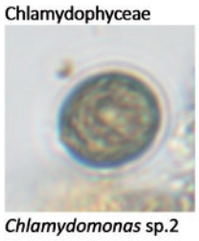

Tryblionella sp.


Psammodyction constrictum


Psammodyction panduriformis

Chlamydophyceae


Tetramphora decussata

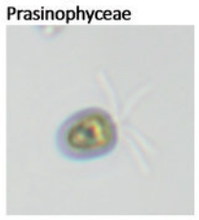

***Chlamydomonas* sp.2**

Cryptophyceae


Teleaulax amphioxeia


Plagioselmis prolonga

Prasinophyceae

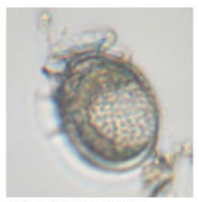

Pyramimonas sp.

Dinophyceae


Prorocentrum triestinum


Prorocentrum sigmoides

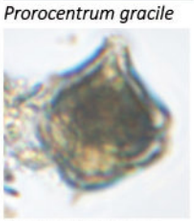

Prorocentrum gracile


Dinophysis ovum


Azadinium poporum


Pfiesteria sp.


Peridioniopsis sp.

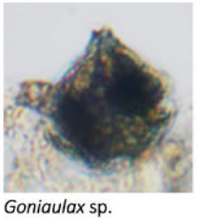

Protoperidinium sp.


Scrippsiella trochoidea


Gymnodinium sp.


Gyrodinium sp.1


Gyrodinium sp.2

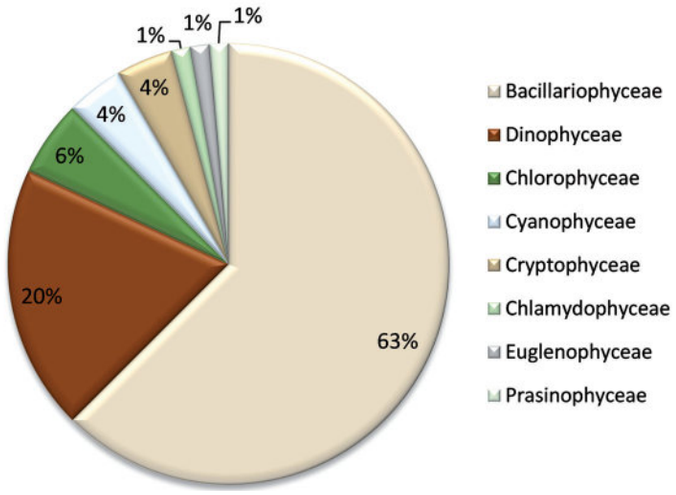

Goniaulax sp.


Karenia mikimotoi

Euglenophyceae

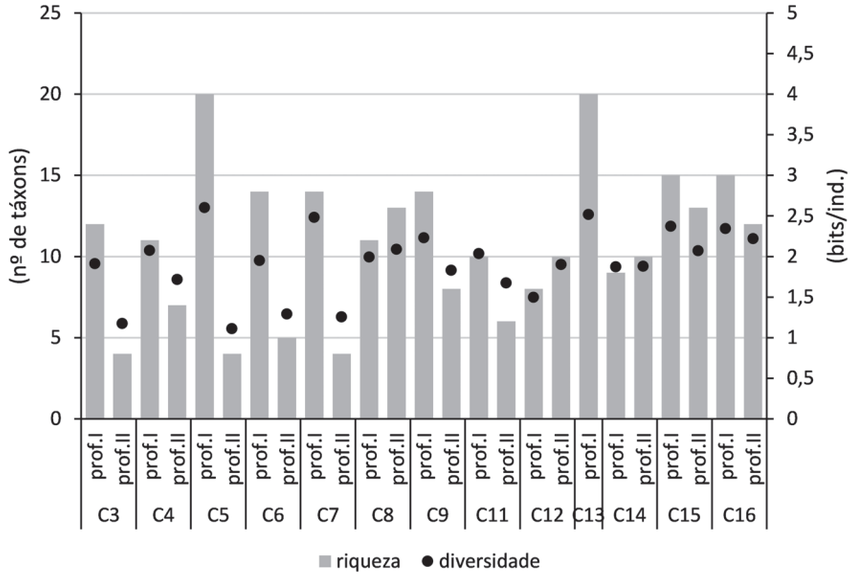

Eutreptiella eupharingea

Figura 386 – Contribuição relativa das classes para a composição específica do fitoplâncton na região costeira



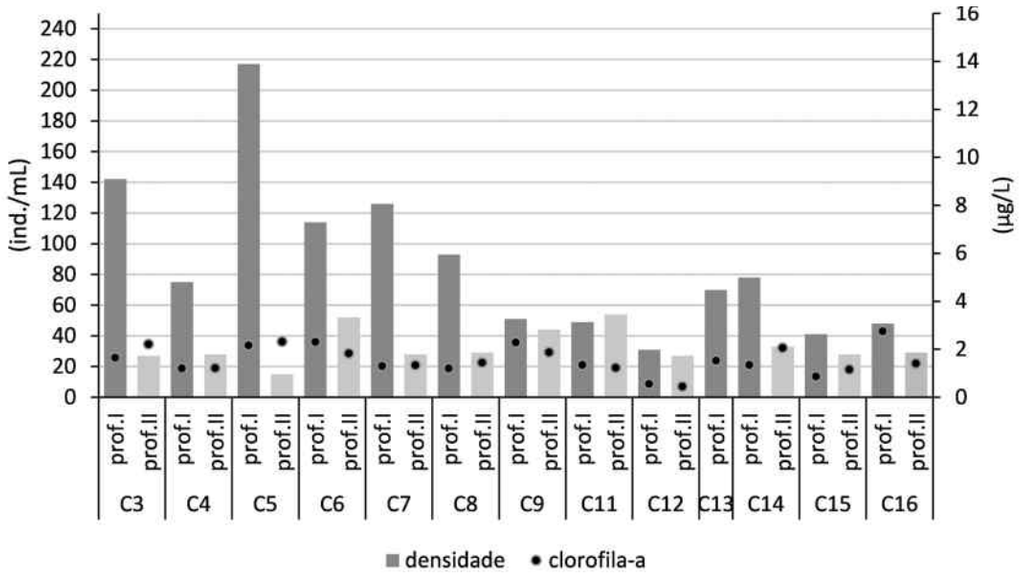
Entre as estações de coleta, a maior riqueza foi obtida na amostra de superfície em C5 e C13, 20 espécies cada (Figura 387). Os valores de diversidade de espécies foram baixos (1,1 a 2,6 bits/ind.) e acompanharam os de riqueza.

Figura 387 – Riqueza e diversidade específica do fitoplâncton na região costeira



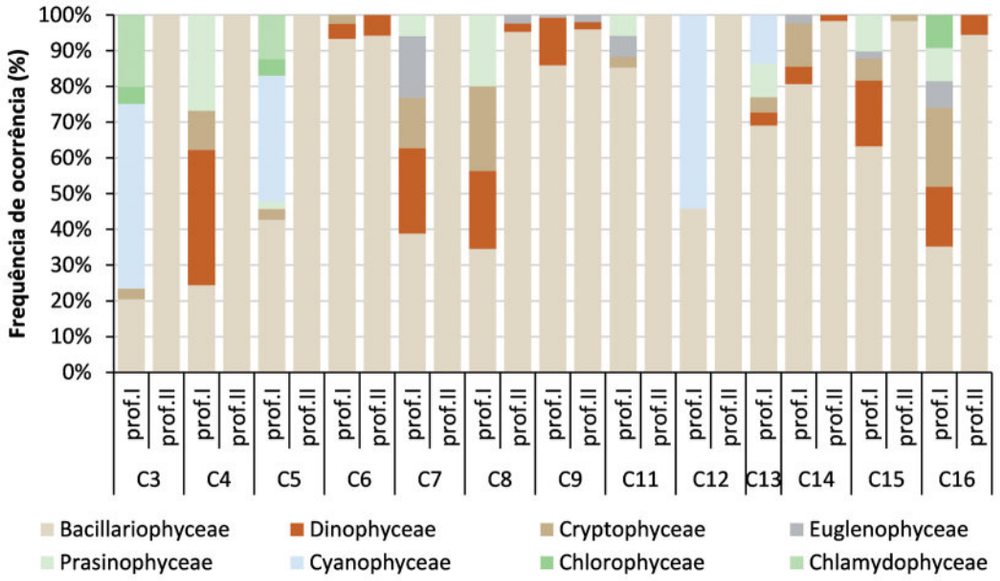
A abundância dos organismos foi mais baixa e a concentração de clorofila-a pouco mais elevada do que a registrada no período de linha-base (densidade média 189x106 ind./mL, clorofila-a <1 µg/L, PETROBRAS, 2015 apud UFES, 2017) (Figura 388). Densidades mais elevadas foram registradas nas amostras de superfície em quase todas as estações de amostragem, com máximo de 217 ind./mL em C5.

Figura 388 – Densidade de organismos fitoplanctônicos e clorofila-a na região costeira



Com base em dados de densidade celular, constatou-se que as diatomáceas (classe Bacillariophyceae) foram os principais componentes da comunidade fitoplanctônica em quase todas as estações de amostragem, especialmente nas amostras de profundidade (Figura 389). Dinoflagelados e criptofíceas foram mais representativos nas amostras de superfície, como em C4, C7, C8, C14, C15 e C16. Cianobactéria filamentosa ocorreu em C12 e C13 e espécies cocoides coloniais dulcícolas em C3 e C5.

Figura 389 – Contribuição relativa das classes de microalgas para composição da comunidade da região costeira



Entre as espécies registradas nas amostras, algumas são potencialmente produtoras de toxinas, como os dinoflagelados *Azadinium poporum* (TILLMAN et al., 2016; KIM et al., 2017), *Pfiesteria* sp. (MORRIS JR., 1999) e *Karenia mikimotoi* (CHEN et al., 2011). Entretanto, esses organismos ocorreram em abundâncias muito baixas (≤12 cél./mL).

4.1.3.3.5 *Comunidade zooplanctônica*

A comunidade zooplanctônica registrada na área de estudo foi composta por 16 grandes grupos distribuídos entre 52 *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 115). A subclasse Copepoda (Crustacea) foi a que mais contribuiu para o zooplâncton total, representando 89% entre os *taxa* encontrados.

Tabela 115 – Valores de densidade (org.m^{-3}), de riqueza taxonômica e de frequência de ocorrência (%) do zooplâncton e dados físico-químicos por ponto amostral no Ambiente Marinho na foz do rio Doce (julho/2018) e zona costeira adjacente

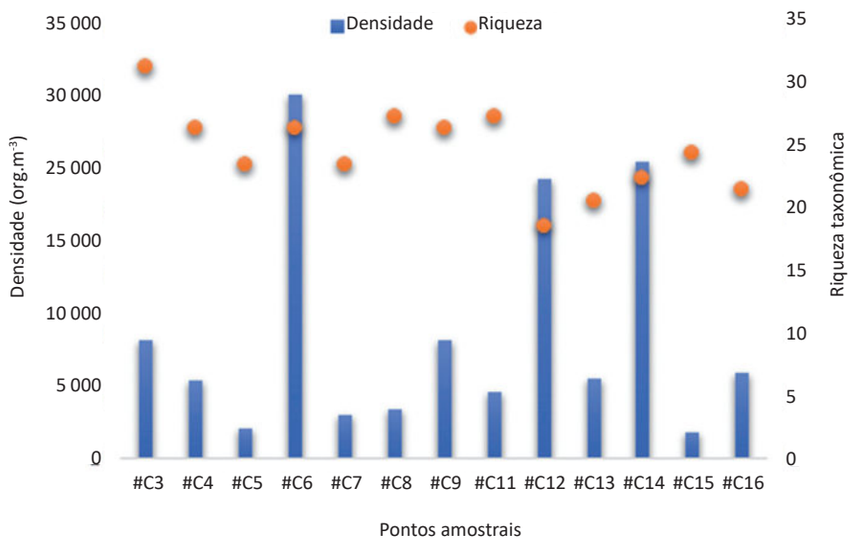
Organismos	#C3	#C4	#C5	#C6	#C7	#C8	#C9	#C11	#C12	#C13	#C14	#C15	#C16	FO%
Mollusca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Veliger gastrópoda	0	17	3	0	8	0	7	12	0	0	0	5	0	46
Veliger bivalve	8	11	0	39	20	23	10	0	0	0	283	17	42	69
Cnidaria	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydromedusae	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	8
Hydrozoa	77	28	15	0	5	0	0	0	50	35	167	0	89	62
Hydrozoa (larva)	0	11	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
Annelida	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polychaeta	20	17	0	25	0	0	0	0	300	0	0	8	0	38
Trocophora	8	0	5	29	0	0	17	4	50	0	0	5	0	54
Echinodermata	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ophiopluteus	20	50	0	0	5	3	40	2	0	0	233	0	0	54
Cladocera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bosmina sp	20	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
Daphnia gessneri	28	17	34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23
Ilyocryptus spinifer	8	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
Moina minuta	0	50	5	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	23
Penilia avirostris	0	0	0	0	0	8	0	6	0	0	0	17	0	23
Copepoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Naupliu	17	28	26	286	57	47	86	34	0	12	133	0	5	85
Copepodito	45	44	15	329	22	27	131	84	650	12	0	0	10	85
Copepodito Diaptominae	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Acartia sp	20	0	0	179	8	3	34	66	350	0	0	31	0	62
Acartia lilljeborgi	0	33	0	50	0	8	17	10	0	0	0	0	0	38
Acartia tonsa	45	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
Calanoida	148	122	24	807	23	13	159	106	400	24	317	52	302	100
Calanopia americana	0	22	0	950	0	0	0	0	150	0	233	21	47	46
Calocalanidae	0	0	0	0	0	0	400	0	0	0	0	0	0	8
Calocalanus pavo	28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8

Organismos	#C3	#C4	#C5	#C6	#C7	#C8	#C9	#C11	#C12	#C13	#C14	#C15	#C16	FO%
Centropages sp	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	8	83	23
Centropages velificatus	8	0	0	0	40	14	0	20	50	24	0	0	0	46
Corycaeus sp	0	39	0	43	53	36	0	54	350	24	67	30	177	77
Corycaeus giesbrechti	33	28	34	239	68	133	340	14	500	237	550	93	47	100
Cyclopoida	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Euterpina acutifrons	807	339	60	2032	127	216	1676	919	3100	262	1417	167	219	100
Harpacticoida	8	0	5	0	0	0	0	12	0	12	0	0	0	31
Oithona sp	20	0	0	0	15	6	20	33	200	0	67	30	16	69
Oithona hebes	5998	461	1451	10839	658	231	1124	2290	9300	476	2517	392	1203	100
Oithona plumifera	25	0	11	0	0	0	80	32	0	0	0	0	52	38
Paracalanus sp	8	0	0	75	0	0	0	0	0	0	0	9	10	31
Paracalanus quasimodo	423	1306	56	3161	617	1008	2283	396	1950	549	933	127	938	100
Parvocalanus crassirostris	1540	2772	447	8136	1103	1507	1476	739	3800	3915	5850	685	2328	100
Rhincalanus cornutus	70	0	39	1196	0	16	87	71	0	59	450	22	89	77
Temora turbinata	70	494	132	404	345	382	846	197	700	525	3750	254	495	100
Isopoda	0	0	0	25	0	0	0	2	0	0	0	0	0	15
Cirripedia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Naupliu	0	0	0	0	8	4	0	4	150	0	0	0	5	38
Decapoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ovo	0	0	0	0	0	0	0	0	150	0	67	0	0	15
Naupliu	25	150	0	214	165	147	350	180	0	95	500	67	505	85
Megalopa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67	0	0	8
Mysis	0	0	0	25	0	3	10	0	0	0	0	0	0	23
Zoea	20	0	0	14	0	0	10	10	0	0	0	0	0	31
Euphausiacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calyptopis	0	0	13	14	0	7	10	10	0	12	50	9	0	62
Mysidacea	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	8
Insecta	0	17	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
Chauborus sp	20	0	0	0	0	3	7	0	0	0	0	0	0	23
Radiolaria	8	156	0	0	75	9	0	0	0	0	250	30	229	54
Appendicularia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oikopleura sp	0	94	24	25	180	139	297	111	650	47	150	5	130	92
Oikopleura dioica	0	0	0	0	5	0	0	0	0	110	6017	42	0	31
Oikopleura fusiformes	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Chaetognatha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sagitta sp	42	28	0	514	17	26	84	34	0	60	217	8	0	77
Sagitta enflata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	49	0	0	0	8

Organismos	#C3	#C4	#C5	#C6	#C7	#C8	#C9	#C11	#C12	#C13	#C14	#C15	#C16	FO%
Ictioplâncton	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ovo de peixe	8	0	34	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	23
Densidade total (org.m^{-3})	9628	6367	2447	29700	3630	4024	9609	5453	22850	6551	24283	2134	7021	
Riqueza taxonômica	32	27	24	27	24	28	27	28	19	21	23	25	22	
Temperatura (°C)	23	22,9	23,4	23,2	22,6	22,9	23	22,8	22,5	24,9	23,6	22,5	22,7	
Salinidade	36,4	31,5	33,7	36,8	34,2	36,8	36,8	33,8	34,2	36,7	33,5	36,8	33,9	
pH	8,15	8,15	8,14	8,13	8,16	8,12	8,11	8,17	8,08	8,2	8,19	8,17	8,14	
OD (mg/L)	6,22	6,62	6,45	6,32	6,33	6,29	6,13	6,19	6,75	6,62	6,29	6,35	6,4	
Turbidez (NTU)	62,8	8,65	69	27,5	25,9	15,8	19	14	15	10,9	13,3	7,81	8,49	
Transparência (m)	0,8	1,45	0,65	0,65	1,25	0,85	0,9	1,3	1	1,05	1,05	1,4	1,3	

Considerando a densidade do zooplâncton por ponto amostral durante julho de 2018 na foz do rio Doce e sua região costeira adjacente (Tabela 115, Figura 390), o ponto amostral #C6 teve a maior densidade com valor de 29.700 org.m^{-3} e o ponto #15 com 2.134 org.m^{-3} registrou a menor. A densidade total do zooplâncton alcançou 133.696 org.m^{-3} e a densidade média 10.284 org.m^{-3} entre os pontos amostrais. Já a riqueza taxonômica teve o maior valor no ponto amostral #C3 com 32 *taxa* zooplanctônicos registrados e o menor valor foi no ponto #C12 com 19 *taxa* e, assim, média de 25 *taxa* por ponto amostral na área de estudo. Tais valores de densidade são similares àqueles encontrados em ambientes costeiros próximos como na região litorânea de Vitória/ES (DIAS; BONECKER, 2008; STERZA; OVALE; LOUREIRO FERNANDES, 2008), conforme estes e outros estudos do zooplâncton que constituíram a linha-base para a caracterização dessa comunidade na região da foz do rio Doce e sua área costeira adjacente, sugerindo, assim, um padrão de ocorrência típico de ambientes marinhos.

Figura 390 – Variação da densidade (org.m^{-3}) e de riqueza taxonômica para os organismos zooplanctônicos por ponto amostral no ambiente marinho na foz do rio Doce (julho/2018) e zona costeira adjacente



Em termos de abundância relativa, 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 391).

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; 2011), Ekau (1999), Valentin e Monteiro-Ribas (1993), entre outros.

Já entre os pontos amostrais (Figura 392) foi observada alta dominância de Copepoda, sugerindo certa homogeneidade do zooplâncton encontrado na área de estudo.

Figura 391 – Abundância relativa (%) dos grupos do zooplâncton ocorrentes nas amostras coletadas no ambiente marinho na foz do rio Doce (julho/2018) e zona costeira adjacente

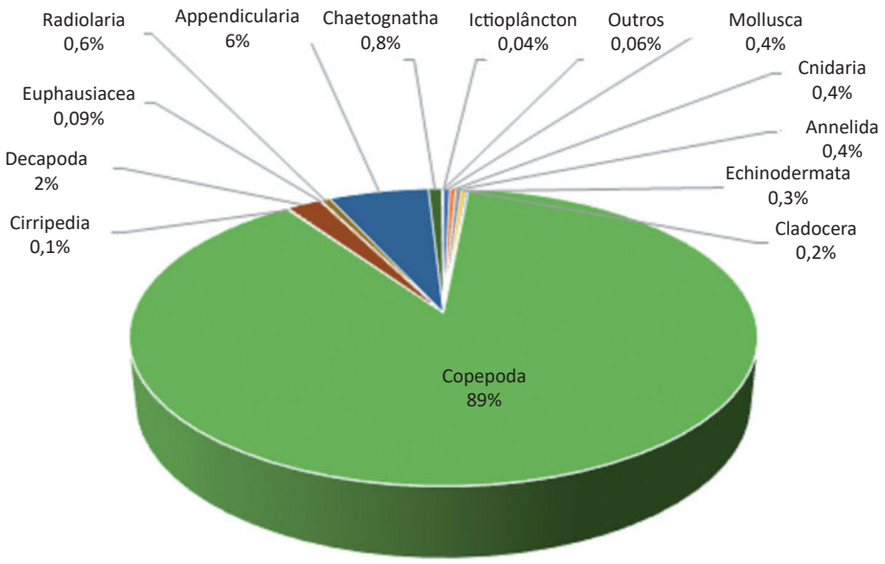
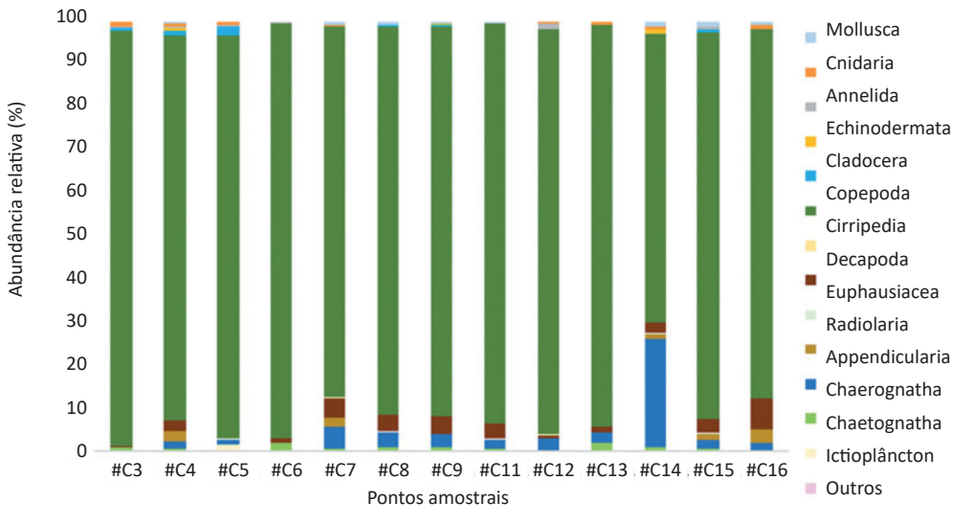


Figura 392 – Abundância relativa (%) dos grupos do zooplâncton por ponto amostral no ambiente marinho na foz do rio Doce (julho/2018) e zona costeira adjacente



Durante o período de julho de 2018, a comunidade zooplanctônica foi dominada por organismos holoplanctônicos na área de estudo (Figura 393; Figura 394). Sua contribuição foi de 97%, enquanto 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, e com variação entre os pontos amostrais (Figura 395; Figura 396). Assim, o meroplâncton foi bem representado por Decapoda e Mollusca, com exceção dos pontos #C12 e #C13, onde Mollusca foi ausente. O Ictioplâncton foi registrado, principalmente, no ponto #C5, próximo à foz do rio Doce. 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, porém nos pontos #C3, #C5 e #C6.

A composição do meroplâncton se mostrou semelhante à 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 esses organismos zooplanctônicos, caracterizando o ambiente em períodos anteriores ao desastre de Mariana/MG.

Figura 393 – 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

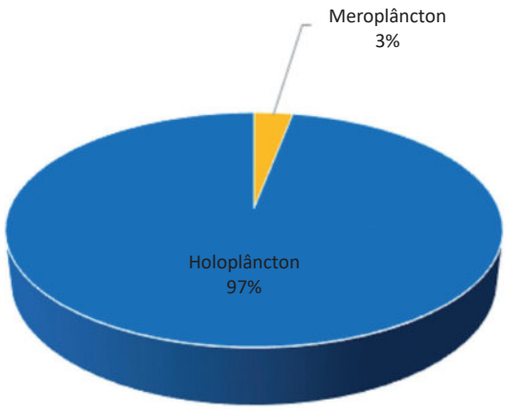


Figura 394 – Abundância relativa (%) do meroplâncton e do holoplâncton por ponto amostral no ambiente marinho na foz do rio Doce (julho/2018) e zona costeira adjacente

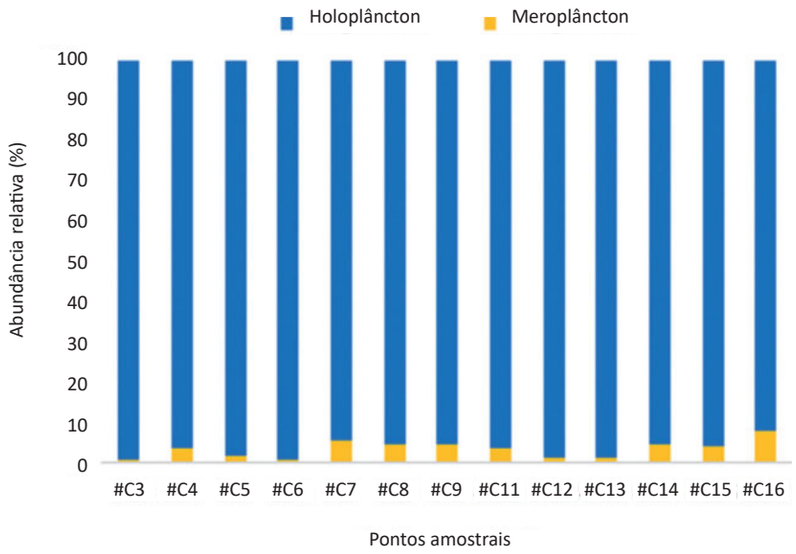


Figura 395 – Abundância relativa (%) dos grupos do meroplâncton ocorrentes nas amostras coletadas no ambiente marinho na foz do rio Doce (julho/2018) e zona costeira adjacente

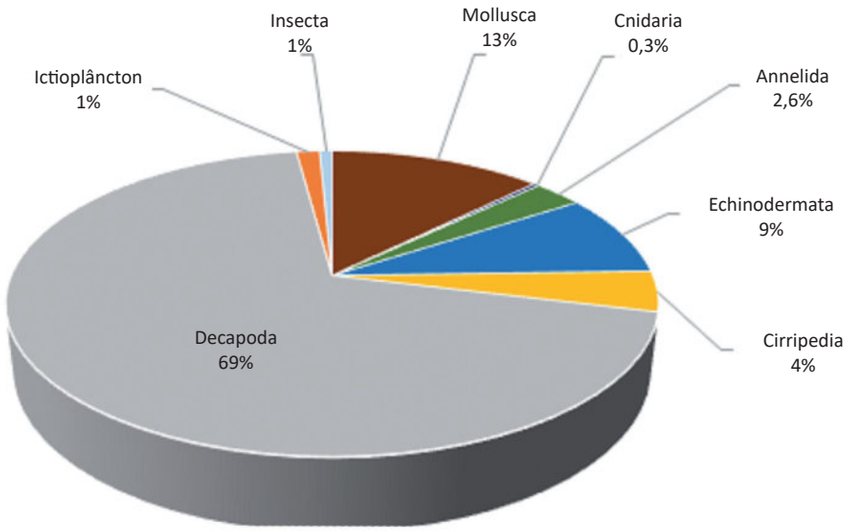
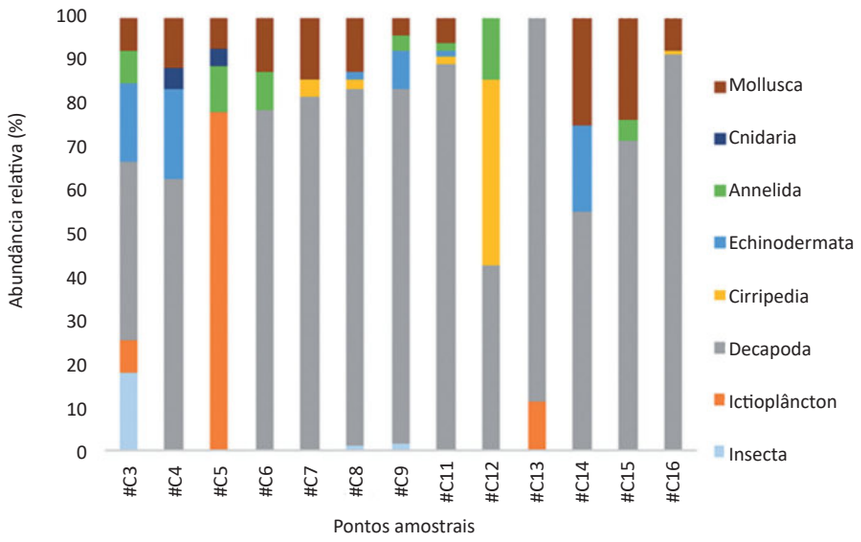


Figura 396 – Abundância relativa (%) dos grupos do meroplâncton por ponto amostral no ambiente marinho na foz do rio Doce (julho/2018) e zona costeira adjacente



A partir da distribuição das classes de frequência de ocorrência dos organismos, 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 organismo classificado como esporádico acumulou 16 *taxa* nas amostras. Sendo assim, os organismos pouco frequente e esporádico representaram 55% dos grupos observados. Tal característica indica heterogeneidade na comunidade, sugerindo maior ocorrência de organismos pouco frequentes e esporádico entre os pontos amostrais distribuídos no ambiente marinho na foz do rio Doce e sua área costeira adjacente durante julho de 2018 (Tabela 115).

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. Portanto, podem ser consideradas espécies típicas da área e indicadoras das condições ambientais do local.

Observando os índices de estrutura da comunidade (Tabela 116, Figura 397), quanto à riqueza de Margalef, seu maior valor foi encontrado no ponto #C3 com 1,31 Nits, e o menor no ponto #C12 com 0,70 Nits. Esse índice apresentou média de 1,02 Nits entre os pontos amostrais.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener teve o maior valor no ponto amostral #C14 com 1,71 Nits e o menor no ponto amostral #C3 com 1,11 Nits. A diversidade média foi de 1,42 Nits entre os pontos amostrais.

Para o índice de equitabilidade de Pielou, o maior valor foi no ponto amostral #C14 com 0,78 Nits, e o menor valor no ponto amostral #C3 com 0,43 Nits. Sua média foi de 0,62 Nits entre os pontos amostrais.

De um modo geral, os índices de estrutura da comunidade apontaram baixa diversidade de espécies zooplanctônicas na região de estudo, o que pode ser reflexo da dominância de Copepoda sobre os demais grupos, influenciando a redução da diversidade.

Figura 397 – 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 zona costeira adjacente

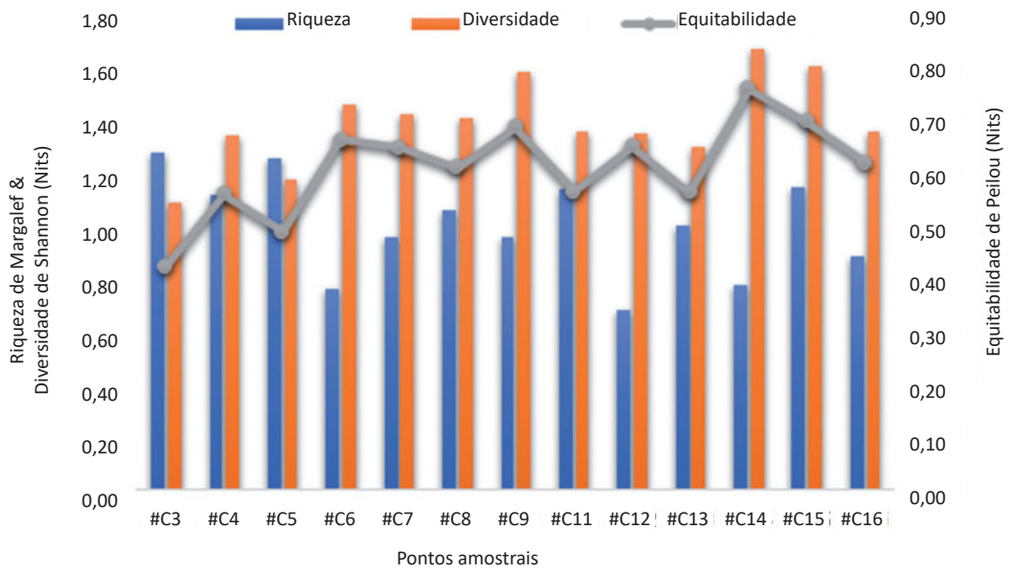
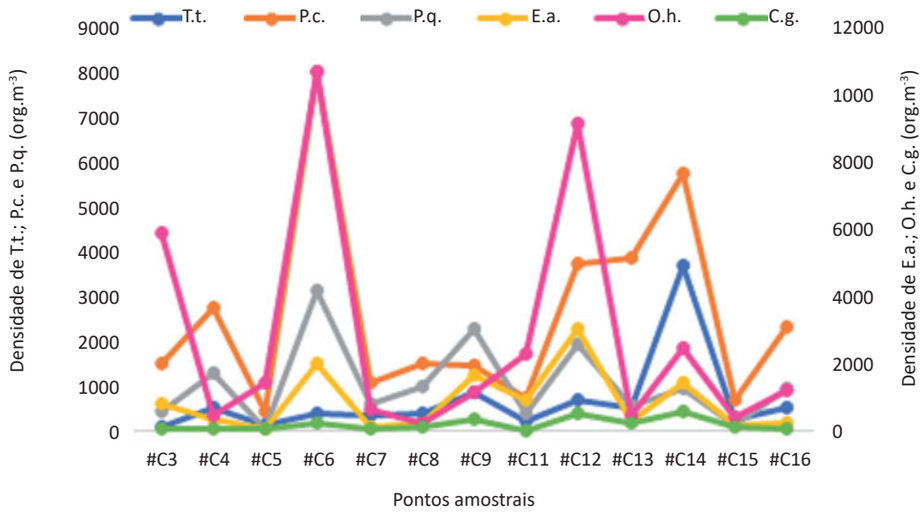


Tabela 116 – Índices ecológicos das espécies zooplanctônicas por ponto amostral no ambiente marinho na foz do rio Doce (julho/2018) e zona costeira adjacente – R (riqueza de Margalef em Nits); H' (diversidade de Shannon-Wiener em Nits) e E (equitabilidade de Pielou em Nits)

Índices	#C3	#C4	#C5	#C6	#C7	#C8	#C9	#C11	#C12	#C13	#C14	#C15	#C16
Diversidade (H)	1,11	1,37	1,20	1,49	1,46	1,44	1,62	1,39	1,38	1,32	1,71	1,64	1,39
Equitabilidade (E)	0,43	0,57	0,50	0,68	0,66	0,62	0,70	0,58	0,66	0,58	0,78	0,71	0,63
Riqueza (R)	1,31	1,14	1,28	0,78	0,98	1,08	0,98	1,16	0,70	1,02	0,79	1,17	0,90

Em nível específico, a comunidade zooplanctônica 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} (Figura 398). As espécies de Copepoda encontradas na área de estudo são típicas do litoral do Brasil, indicando águas costeiras (BOLTOVSKOY, 1981, 1999). Sua composição é similar à fauna encontrada em outros estudos da região no que se refere à linha-base caracterizando o zooplâncton, em períodos anteriores ao desastre de Mariana/MG, como os registros feitos pelos estudos de CEPEMAR (2011), CPMAIS (2015), entre outros, associando tais espécies a ambientes estuarinos e costeiros do litoral brasileiro.

Figura 398 – 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 zona costeira adjacente



De forma geral, a fauna dominante de Copepoda acompanhou o aumento da densidade total entre os pontos amostrais. E isso, somado à sua frequência de ocorrência (muito frequente; frequente), sugere que esses organismos podem ser considerados espécies-chave indicando as condições ambientais da área em questão durante julho de 2018.

Considerando a fauna zooplanctônica registrada nos ambientes transicionais e no ambiente marinho da área de estudo em questão, os organismos dominantes são comuns em sistemas estuarinos e costeiros-marinhos e sua descrição se dá a seguir.

Quanto ao Cladocera *Moina minuta* e ao Copepoda *Paracyclops* sp., esses organismos foram registrados em altas densidades na lagoa de Monsarás (#L6), representando a comunidade límnica dos ambientes transicionais da área de estudo em questão. Típicos de ambiente dulcícola no Brasil, foram registrados na linha-base do zooplâncton que compilou trabalhos sobre o tema em ambientes transicionais (estuários) em períodos anteriores ao desastre de Mariana/MG. *Moina minuta,* organismo indicador de ambientes oligomesotróficos, 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 Copepoda *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 *Oithona hebes* e *Parvocalanus crassirostris* representaram a comunidade estuarina e marinha nos ambientes transicionais, mas também no ambiente marinho, sendo registradas na linha-base do zooplâncton referente à região em estudo.

Assim, os autores Bradford-Grieve et al. (1999) relatam que a espécie *Oithona hebes* (Copepoda Cyclopoida) é um Copepoda 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) (BJÖRNBERG, 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 essa espécie seja associada a condições de eutrofização, como foi relatado por Machado (2002) estudando a composição de Copepoda na baía de Guanabara/RJ. O Copepoda Calanoida *T. turbinata*, que, assim como os demais representantes de Copepoda descritos acima foram representativos nos estudos levantados para a elaboração da linha-base caracterizando o zooplâncton em períodos anteriores ao desastre de Mariana/MG, 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 (ARAÚJO; MONTU, 1993; LOPES, 2004), no entanto, é considerada membro importante para a produção secundária em regiões estuarinas, como a de Cananéia/SP (ARA, 2002, 2004). Quanto à *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). Os *taxa* encontrados não são endêmicos da região visto que foram registrados em outras áreas da costa brasileira.

Organismo zooplanctônico que merece destaque, apesar de não ser muito frequente, foi o representante de Appendicularia, *Oikopleura dioica* (6.173 org.m^{-3}). Essa espécie foi comumente encontrada nos ambientes marinhos estudados para a elaboração da linha-base do zooplâncton da área de estudo em questão, indicando águas costeiras (CEPEMAR, 2009a). 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.

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 dessas populações. O registro de organismos meroplanctônicos na região costeira adjacente à foz do rio Doce 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, dessa forma, a integração entre os ambientes transicionais e o ambiente marinho do local de estudo. O padrão de representatividade desses 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). A presença do meroplâncton merece atenção, pois a persistência desses 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 (ambientes transicionais e ambiente marinho) apresentaram composição específica da comunidade zooplanctônica similar à encontrada nos estudos das áreas de transição (estuários, lagoas), marinhas e oceânicas que formaram a linha-base do zooplâncton em períodos anteriores ao desastre de Mariana/MG. Portanto, 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.

A intensificação de estudos é importante para a compreensão da ecologia e da variação espacial e temporal desses organismos no ambiente, fornecendo subsídios para planos de monitoramento de bioindicadores hidrológicos e de possível impacto ambiental proveniente de atividades antrópicas no seu entorno.

4.1.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Qualidade da água

As variáveis de qualidade de água medidas *in situ* nos ambientes de transição apresentaram uma variação considerável entre as diferentes estações amostrais, devido às diferentes características geomorfológicas e hidrodinâmicas entre estas. Os valores de salinidade foram baixos nas estações C1 e C2, em uma faixa característica de águas doces. A estação L6 apresentou valor de salinidade mais elevado,

característico de água salobra, e a estação C10 apresentou valor ainda mais elevado, característico de água salina. Em relação aos limites definidos na Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras de Classe 1, na estação amostral L6, registrou-se desacordo para a variável oxigênio dissolvido. Quanto à turbidez, os resultados nas 4 estações amostrais nos ambientes de transição indicaram resultados abaixo de 30 UNT, valores de turbidez acima desse valor podem acarretar alterações na estrutura trófica devido à restrição de luminosidade

As variáveis que resultaram abaixo do limite de quantificação em todas as estações de monitoramento nos ambientes de transição (L6, C1, C2 e C10) foram: alumínio dissolvido, antimônio dissolvido, antimônio, arsênio dissolvido, arsênio total, bário dissolvido, berílio dissolvido, berílio total, bismuto dissolvido, bismuto total, boro dissolvido, cádmio dissolvido, cádmio total, chumbo dissolvido, chumbo total, cianeto livre, cianeto total, cobalto dissolvido, cobalto total, cobre dissolvido, cobre total, cromo dissolvido, cromo total, estanho dissolvido, estanho total, mercúrio dissolvido, mercúrio total, molibdênio dissolvido, molibdênio total, níquel dissolvido, níquel total, paládio dissolvido, paládio total, platina dissolvida, platina total, prata dissolvida, prata total, ródio dissolvido, ródio total, selênio dissolvido, selênio total, sólidos suspensos totais, tálio dissolvido, tálio total, telúrio dissolvido, telúrio total, titânio dissolvido, titânio total, urânio dissolvido, urânio total, vanádio dissolvido e vanádio total. Essas variáveis, portanto, não foram avaliadas individualmente, visto que não foram detectadas.

As seguintes variáveis de qualidade de água amostradas nos ambientes de transição e analisadas em laboratório apresentaram resultados acima dos limites estabelecidos para águas salobras de Classe 1 pela Resolução CONAMA nº 357/2005: carbono orgânico total, fenóis, fósforo total e manganês total. A estação amostral que apresentou o maior número de não conformidades com a Classe 1 do CONAMA foi a L6, localizada na laguna Monsarás. Ainda, o ferro total e o manganês total apresentaram resultados acima dos limites estipulados para proteção da vida aquática (BUCHMAN, 2008) com destaque também na estação L6.

No ambiente marinho, com relação às medições *in situ*, as temperaturas variaram entre 21,68 e 25,29 °C, apresentando uma média de 23,03 °C. Todas as medições encontradas estiveram dentro da faixa estipulada para águas tropicais (AT), águas de mistura (AM) ou águas costeiras (AC). As estações C3 e C5, próximas à foz do rio Doce, foram as que apresentaram os valores de salinidade mais baixos (< 34,5), característica de águas de mistura (AM). Os demais locais amostrados apresentaram resultados compatíveis com a faixa de águas tropicais (AT). De forma geral, os resultados de turbidez acima de 30 UNT foram encontrados nos pontos mais próximos à foz do rio Doce (raio < 4,5 km), com exceção da estação C9, que apresentou resultados acima de 30 UNT tanto na profundidade I (superfície) quanto na profundidade 2 (fundo). Praticamente todas as medições apresentaram valores acima de 8 UNT, evidenciando que as águas mais próximas à costa do Espírito Santo apresentaram níveis de turbidez visíveis a olho nu. Os perfis verticais em diversos pontos indicaram um aumento da turbidez pouco antes do fundo, o que pode indicar que a ressuspensão de sedimentos do fundo marinho altera os níveis de turbidez nessas profundidades.

As variáveis que apresentaram resultados abaixo do limite de quantificação em todas as estações de monitoramento no ambiente marinho foram: alumínio dissolvido, antimônio dissolvido,

antimônio total, arsênio dissolvido, arsênio total, bário dissolvido, berílio dissolvido, berílio total, bismuto dissolvido, bismuto total, cádmio dissolvido, cádmio total, chumbo dissolvido, chumbo total, cianeto livre, cianeto total, cobalto dissolvido, cobalto total, cobre dissolvido, cobre total, cromo dissolvido, cromo total, estanho dissolvido, estanho total, fenol, ferro dissolvido, manganês dissolvido, mercúrio dissolvido, mercúrio total, molibdênio dissolvido, molibdênio total, níquel dissolvido, níquel total, paládio dissolvido, paládio total, platina dissolvida, platina total, prata dissolvida, prata total, ródio dissolvido, ródio total, selênio dissolvido, selênio total, sólidos suspensos totais, tálio dissolvido, tálio total, telúrio dissolvido, telúrio total, titânio dissolvido, titânio total, urânio dissolvido, urânio total, vanádio dissolvido e vanádio total. Essas variáveis, portanto, não foram avaliadas individualmente, visto que não foram detectadas.

Os seguintes parâmetros amostrados nos ambientes marinhos e analisados em laboratório apresentaram resultados acima dos limites estabelecidos para águas salobras de Classe 1 pela Resolução CONAMA nº 357/2005: carbono orgânico total e fósforo total. Observou-se uma tendência das concentrações de carbono orgânico total se elevarem nos pontos localizados ao norte da foz do rio Doce.

Ainda, os parâmetros ferro total, zinco dissolvido e zinco total apresentaram resultados acima dos limites estipulados para proteção da vida aquática. Não houve uma padronização espacial clara nas distribuições das não conformidades com os limites para proteção da vida aquática estipulados, entretanto pode-se observar uma tendência de maior ocorrência próxima à foz do rio Doce.

Foram realizados ensaios de ecotoxicidade com ouriço do mar (*Echinometra lucunter*) com as amostras das estações de monitoramento C2, C6, C7 e C13, sendo que todos os ensaios apresentaram resultados não tóxicos.

Comunidade fitoplanctônica

No tocante à comunidade fitoplanctônica, de maneira geral, os ambientes de transição apresentaram baixos valores de densidade fitoplanctônica, clorofila-a e riqueza de espécies. Devido à ausência de informações sobre o fitoplâncton desses locais durante o período pré-desastre, não foi possível realizar análise comparativa dos resultados com a linha-base. O fitoplâncton dos ambientes amostrados foi composto, principalmente, por organismos flagelados que apresentam alta taxa de crescimento e são tolerantes a estresse ambiental. Algumas cianobactérias e dinoflagelado potencialmente produtores de toxinas foram registrados em baixo número nas amostras, e não constituem risco à saúde humana ou animal.

Os valores de densidade fitoplanctônica e clorofila-a da região costeira, de maneira geral, apresentaram valores muito baixos quando comparados com os dados de linha-base. Devido à escassez de informações do período pré-desastre, não foi possível estabelecer se essa diminuição nos parâmetros foi decorrente de variação sazonal ou da influência da lama de rejeitos sobre a comunidade planctônica. O fitoplâncton encontrado na região amostrada foi composto, principalmente, por diatomáceas e dinoflagelados, grupos considerados de maior abundância e riqueza no ambiente marinho. Alguns dinoflagelados potencialmente produtores de toxinas foram registrados em baixo número nas amostras, e não constituem risco à saúde humana ou animal.

Comunidade zooplanctônica

A comunidade zooplanctônica foi bem representada pelo grande grupo Copepoda, principalmente na área costeira adjacente (ambiente marinho), enquanto Cladocera foi o grupo que também dominou na área da lagoa Monsarás (ambientes transicionais) em julho de 2018.

As espécies dominantes nos ambientes transicionais foram o Cladocera *Moina minuta* e os Copepoda *Paracyclops* sp., *Oithona hebes* e *Parvocalanus crassirostris*. No ambiente marinho, foram as espécies de Copepoda *Corycaeus giesbrechti*, *Euterpina Acutifrons*, *Oithona hebes, Paracalanus quasimodo, Parvocalanus crassirostris* e *Temora turbinata*. Tais organismos foram considerados as espécies-chave por se apresentarem com alta frequência de ocorrência e por terem as maiores densidades na área de estudo, durante o período investigado.

A composição da comunidade meroplanctônica nos ambientes transicionais se deu por Mollusca, Cirripedia, Decapoda e Insecta, enquanto no ambiente marinho se deu por Mollusca, Cnidaria, Annelida, Echinodermata, Cirripedia, Insecta, Decapoda e Ictioplâncton. Cirripedia foi o grupo dominante nos ambientes transicionais, e Decapoda foi o grupo dominante no ambiente marinho. A presença desses organismos é semelhante ao meroplâncton encontrado em outros ambientes costeiros. Ainda, os estágios iniciais da vida de crustáceos, peixes e moluscos no local do estudo sugerem que essas populações utilizem a área como criadouro, denotando, então, a importância ecológica e o potencial econômico da fauna encontrada nos pontos amostrais da lagoa Monsarás, na foz do rio Doce e na sua área costeira adjacente, durante o período investigado.

Os índices de estrutura da comunidade apontaram baixa diversidade de espécies zooplanctônicas na área de estudo, mostrando que organismos pouco frequentes ou esporádicos são registrados no local. No entanto, o domínio de Copepoda pode influenciar a baixa diversidade zooplanctônica registrada na área em questão.

A comunidade zooplanctônica registrada na foz do rio Doce e em sua área costeira adjacente (ambientes transicionais e ambiente marinho) foi similar à encontrada em outros ambientes costeiros, como apresentados na compilação dos estudos que nortearam a linha-base do zooplâncton, bem como em outras áreas do litoral do Brasil. Assim, 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 durante o período investigado.

Para uma melhor compreensão da ecologia dos ambientes estuarinos e costeiros da região de estudo, se faz necessário o emprego de estudos a longo prazo contemplando a comunidade planctônica em todos os seus níveis. Tais dados servirão como subsídios para identificar organismos indicadores hidrológicos e de dano ambiental quando existente e, assim, compor possíveis padrões de distribuição ao longo do tempo na região do baixo estuário do rio Doce e sua área costeira adjacente.

4.2 QUALIDADE DOS SEDIMENTOS COSTEIROS

Esta seção apresenta os resultados da primeira campanha, realizada em julho de 2018, para a caracterização dos sedimentos costeiros, no intuito de auxiliar no diagnóstico dos danos nesse ambiente causados pelo rompimento da barragem de Fundão. A caracterização da qualidade dos sedimentos foi realizada por meio de análises físico-químicas e biológicas dos sedimentos, sendo as características biológicas representadas pela comunidade de bentos de fundos inconsolidados.

4.2.1 ÁREA DE ABRANGÊNCIA

Na região costeira, foi avaliada a qualidade dos sedimentos em diferentes tipos de ambiente: áreas estuarinas compostas pelo estuário do rio Doce, estuário do rio Piraquê-Açu e lagoa Monsarás, praias, mangues e áreas marinhas próximas à costa até uma profundidade de aproximadamente 20 m. As estações de monitoramento na região costeira avaliadas pelo Lactec são apresentadas na Tabela 117, com suas coordenadas geográficas, e a localização pode ser visualizada na Figura 399, sendo 13 no ambiente marinho e oito em ambientes de transição.

As estações C1, C2, C10 e L6 se encontram em ambientes de transição (áreas estuarinas), estando C1 e C2 localizadas dentro do estuário do rio Doce, C10 no estuário do rio Piraquê-Açu e L6 na lagoa Monsarás. As estações de monitoramento BS2 e BS3 estão localizadas em ambientes praiais e as amostras foram coletadas na berma das praias, durante a maré seca. As estações de monitoramento BS4 e BS5 representam sedimentos de áreas de manguezais localizadas nos estuários de Barra Nova e rio Piraquê-Açu, respectivamente.

O restante das estações está localizado em ambiente marinho, principalmente nas proximidades da foz do rio Doce, abrangendo até 35 km ao norte dela (estação C13) e até 50 km ao sul (estação C12, dentro da Área de Proteção Ambiental Costa das Algas).

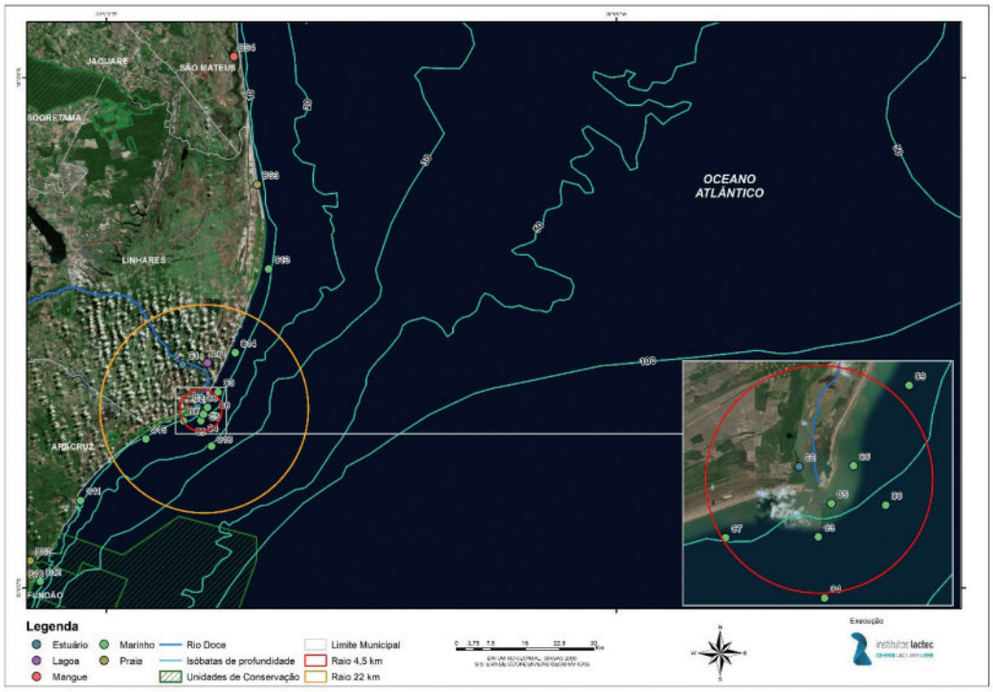
Para a caracterização da fauna bêntica dos ambientes de transição (estuários, manguezais e praias) atingidos em decorrência do rompimento da barragem de Fundão, em Mariana/MG, foi considerada área de abrangência toda a zona costeira do Espírito Santo, onde efetivamente ocorreu a passagem da pluma de sedimentos proveniente do desastre.

Tabela 117 – Estações de monitoramento – rio Doce

Ambiente	Estação de monitoramento	Longitude	Latitude
Lagoa	L6	415.915,11	7.837.154,82
Estuário	C1	410.637,00	7.836.670,00
	C2	413.795,00	7.827.462,00
	C10	379.236,00	7.793.532,00
Praia	BS2	408.633,00	7.824.967,00
	BS3	416.705,00	7.831.780,00
Mangue	BS4	421.245,00	7.902.524,00
	BS5	377.158,00	7.793.644,00

Ambiente	Estação de monitoramento	Longitude	Latitude
Marinho	C3	414.624,71	7.824.591,77
	C4	414.866,67	7.822.096,77
	C5	415.127,76	7.825.968,29
	C6	415.967,96	7.827.509,30
	C7	411.025,77	7.824.540,37
	C8	417.216,03	7.825.916,61
	C9	418.108,03	7.830.811,55
	C11	389.979,44	7.807.142,43
	C12	381.794,90	7.789.574,23
	C13	428.427,27	7.857.531,40
	C14	421.624,33	7.839.388,40
	C15	403.313,03	7.820.562,21
	C16	416.811,04	7.819.099,50
Testemunho	C3 - 0-12	414.624,71	7.824.591,77
	C3 - 12-19	414.624,71	7.824.591,77
	C4 - 0-5	414.866,67	7.822.096,77
	C5 - 0-8	415.127,76	7.825.968,29
	C7 - 0-5	411.025,77	7.824.540,37
	C7 - 5-10	411.025,77	7.824.540,37
	C7 - 10-15	411.025,77	7.824.540,37
	C8 - 0-5	417.216,03	7.825.916,61
	C8 - 5-15	417.216,03	7.825.916,61
	C9 - 0-13	418.108,03	7.830.811,55
	C9 - 13-24	418.108,03	7.830.811,55
	C16 - 0-8	416.811,04	7.819.099,50

Figura 399 – Localização das estações amostrais de qualidade do sedimento na região costeira



4.2.2 ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA DOS SEDIMENTOS

Nesta seção, é apresentada a metodologia utilizada para a coleta de amostras de sedimento e análises laboratoriais para determinação de variáveis granulométricas e químicas relacionadas à qualidade do sedimento amostrado. Após, é descrita a metodologia aplicada para a avaliação das características dos sedimentos na região costeira após o rompimento da barragem de Fundão, comparando dados sedimentológicos e respectivos dados químicos de potencial interesse ecológico com os valores de concentrações consideradas limiares em modelos de avaliação da qualidade de sedimentos.

4.2.2.1 Materiais e métodos – análise físico-química dos sedimentos

4.2.2.1.1 *Coleta de amostras*

Em cada estação amostral, pelo uso de draga Petersen, da marca Limnotec, foram coletadas amostras de sedimentos superficiais (Figura 400), destinadas à análise granulométrica e de parâmetros químicos conforme as diretrizes estabelecidas (CETESB, 2011). As análises de metais pesados nos sedimentos requerem cuidados especiais de amostragem; para tanto, foram retiradas subamostras que não tiveram contato com a parte metálica do equipamento, a fim de evitar possível contaminação. As campanhas amostrais para coleta de amostras – dados primários de qualidade do sedimento – têm periodicidade semestral.

Figura 400 – Draga tipo Petersen utilizada para coleta de sedimentos superficiais (LIMNOTEC, 2019)



Também foram coletadas amostras com o equipamento Uwitec Corer, que é um amostrador do tipo *core sampler* ou testemunhador, que permite a coleta não somente de sedimentos superficiais, como também de amostras subsuperficiais indeformadas (Figura 401) até uma profundidade de 60 cm abaixo do leito marinho. Essas amostras indeformadas são chamadas “testemunhos”. As coletas com esse equipamento foram realizadas em apenas alguns pontos, de acordo com as características do leito marinho. Em locais com o fundo muito compactado, o equipamento não consegue penetrar e retirar amostras, assim como também não é indicado para a coleta em fundo de areia grossa, uma vez que esta é pouco coesa e os grãos não ficam retidos no tubo de acrílico. Após a coleta, os testemunhos foram armazenados nos próprios tubos de acrílico, sob resfriamento, para posterior fatiamento.

O fatiamento dos testemunhos para produção das amostras enviadas ao laboratório foi realizado de acordo com as características visuais do testemunho, diferenciando as possíveis camadas oriundas de distintos tipos de deposição (Figura 402). As fotografias das amostras dos testemunhos e a identificação das camadas observadas estão apresentadas no Apêndice O.

Figura 401 – Amostrador de sedimentos – Uwitec Corer Sampler (UWITEC, 2019)

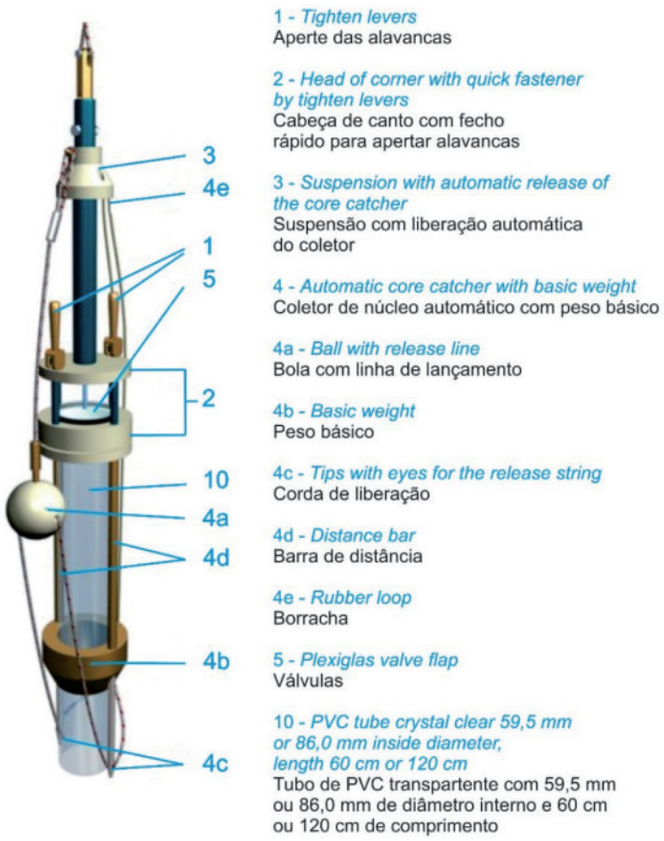


Figura 402 – Testemunho com a identificação das amostras fatiadas para envio ao laboratório



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 (Tabela 122).

4.2.2.1.2 *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 será a descrição da variabilidade dimensional das partículas que constituem o sedimento (DIAS, 2004). Quanto à análise de granulometria dos sedimentos, é importante inferir sobre a classificação adotada. Nessa análise, os sedimentos são classificados com base no tamanho da partícula, neste caso, a classificação foi realizada de acordo com o disposto no Boletim Técnico 106 do Instituto Agronômico de Campinas (CAMARGO et al., 2009). A Tabela 118 apresenta as variáveis utilizadas para classificação granulométrica do sedimento, de acordo com o tamanho da partícula e o referido boletim técnico.

Tabela 118 – Variáveis físicas (granulométricas) analisadas nos sedimentos superficiais no ambiente costeiro

Variável	Método	Laboratório
Teor de sólidos secos (%)	ABNT NBR 6457:2016	Controle Analítico
Argila (%)	Boletim Técnico 106 2009	Controle Analítico
Silte (%)	Boletim Técnico 106 2009	Controle Analítico
Areia muito fina (%)	Boletim Técnico 106 2009	Controle Analítico
Areia fina (%)	Boletim Técnico 106 2009	Controle Analítico
Areia média (%)	Boletim Técnico 106 2009	Controle Analítico
Areia grossa (%)	Boletim Técnico 106 2009	Controle Analítico
Areia muito grossa (%)	Boletim Técnico 106 2009	Controle Analítico
Cascalho (%)	Boletim Técnico 106 2009	Controle Analítico
Classificação textural	Boletim Técnico 106 2009	Controle Analítico

4.2.2.1.3 *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 119. Os laudos com os resultados das análises laboratoriais estão disponíveis no Apêndice P.

Tabela 119 – Variáveis químicas, limites de quantificação e métodos de análise dos sedimentos no ambiente costeiro

Variável	Limite de quantificação (mg/kg)	Método	Laboratório
Al total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Sb (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
As total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Ba total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Cd total (mg/kg)	0,02	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Pb total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Co total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Cu total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Cr total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Sr total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico

Variável	Limite de quantificação (mg/kg)	Método	Laboratório
Fe total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
P total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Mn total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Hg total (mg/kg)	0,002	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Mo total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Ni total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Ag total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Se total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
V total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
Zn total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22	Controle Analítico
NKT (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
N Total (mg/kg)	5	SMEWW 4500N Ed. 22	Controle Analítico
CO total (%)	0,01	POP 089 Ed. 15	Controle Analítico
Fenol (mg/kg)	3	EPA 9065	Controle Analítico
Cr Total (mg/kg)	0,5	POP-FQ-081 Rev. 07	Tommasi
Cr trivalente (mg/kg)	2	POP PA 016 - Rev.07	Tommasi
Cr hexavalente (mg/kg)	0,01	EPA 6010 D:2014/EPA 3060 A:1996	Tommasi

4.2.2.1.4 *Avaliação dos resultados*

Este monitoramento visa a avaliar as características dos sedimentos marinhos adjacentes à foz do rio Doce após o rompimento da barragem de Fundão, comparando dados sedimentológicos e respectivos dados químicos de potencial interesse ecológico com os valores de concentrações consideradas limiares em modelos de avaliação da qualidade de sedimentos.

As frações de sedimento foram classificadas como 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 120, pode ser visualizado o tamanho de grão correspondente a cada fração classificada.

Tabela 120 – Classificação granulométrica de sedimento, de acordo com o tamanho da partícula (CAMARGO et al. 2009)

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

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 nesses compartimentos têm sido avaliados em relação à Resolução CONAMA nº 454/2012, relativa à 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 determinadas pela referida norma, para águas salinas e salobras:

- Nível 1: limiar abaixo do qual se prevê baixa probabilidade de efeitos adversos à biota.
- Nível 2: limiar acima do qual se prevê provável efeito adverso à biota.

Na Tabela 121, podem ser visualizados os padrões de qualidade definidos na resolução do CONAMA e utilizados na avaliação dos resultados.

Tabela 121 – Padrões de qualidade dos sedimentos, definidos na Resolução CONAMA nº 454/2012 e utilizados para avaliação dos resultados de qualidade dos sedimentos

Variável	**Águas salobras e salinas**	
Metais e semimetais	**Nível 1**	**Nível 2**
As total	≤ 19 mg/kg	≤ 70 mg/kg
Cd total	≤ 1,2 mg/kg	≤ 7,2 mg/kg
Pb total	≤ 46,7 mg/kg	≤ 218 mg/kg
Cu total	≤ 34 mg/kg	≤ 270 mg/kg
Cr total	≤ 81 mg/kg	≤ 370 mg/kg
Hg total	≤ 0,3 mg/kg	≤ 1,0 mg/kg
Ni total	≤ 20,9 mg/kg	≤ 51,6 mg/kg
Zn total	≤ 150 mg/kg	≤ 410 mg/kg
CO total e nutrientes	**Valor de alerta**	
CO total	≤ 10 %	
NKT	2000 mg/kg	
P total	4800 mg/kg	

Na Resolução CONAMA nº 454/2012, são definidos padrões apenas para algumas das variáveis analisadas neste relatório; dessa 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 National Oceanic and Atmospheric Administration (BUCHMAN, 2008). Foram utilizados os índices de concentração provável de efeito (PEL), que é a

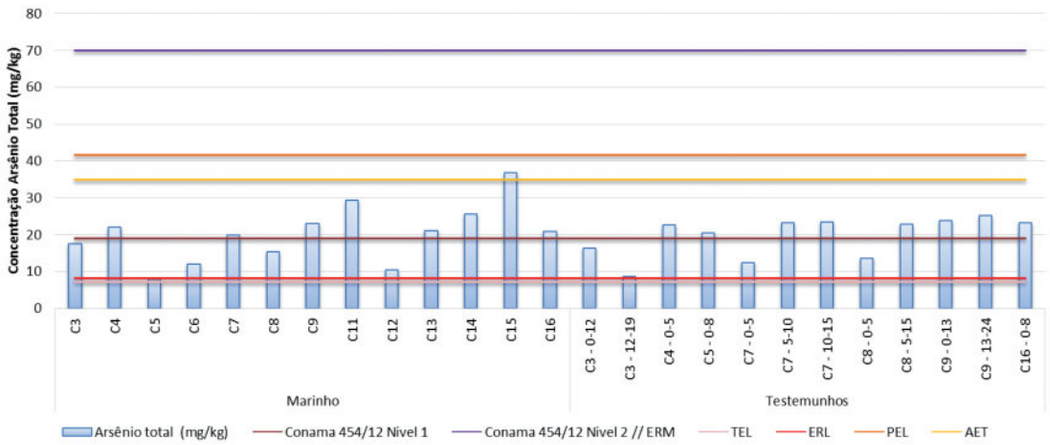
concentração acima da qual efeitos biológicos adversos ocorrem com frequência, e de concentração limiar de efeito (TEL), que é a concentração abaixo da qual efeitos biológicos adversos ocorrem raramente (WENNING, 2002). Também foram utilizados os índices de faixa média de efeitos (ERM), que é a concentração acima da qual os efeitos são observados com frequência; e de faixa baixa de efeito (ERL), que é a concentração abaixo da qual raramente são observados efeitos biológicos adversos. Utilizou-se, ainda, o índice de qualidade de sedimentos denominado limite de efeitos aparentes (AET), que identifica concentrações no sedimento acima das quais efeitos adversos possivelmente ocorrerão. A Tabela 122 apresenta os valores de referência utilizados para comparação dos elementos avaliados no sedimento marinho, de acordo com os autores citados.

Tabela 122 – Valores de referência utilizados para comparação das concentrações dos elementos avaliados no sedimento marinho (BUCHMAN, 2008)

Variável	Valor de referência				
	TEL – Marine	ERL – Marine	PEL – Marine	ERM – Marine	AET – Marine
As (mg/kg)	7,24	8,2	41,6	70	35
Ba (mg/kg)	130,1	-	-	-	48
Cd (mg/kg)	0,68	1,2	4,21	9,6	3
Pb (mg/kg)	30,24	46,7	112	218	400
Cu (mg/kg)	18,7	34	108	270	390
Cr (mg/kg)	52,3	81	160	370	62
Hg (mg/kg)	0,13	0,15	0,7	0,71	410
Ni (mg/kg)	15,9	20,9	42,8	51,6	110
Zn (mg/kg)	124	150	271	410	410
Sb (mg/kg)	-	-	-	-	9,3
Al (%)	-	-	-	-	1,80
Co (mg/kg)	-	-	-	-	10
Sn (mg/kg)	-	-	-	-	3,4
Fe (%)	-	-	-	-	22
Mn (mg/kg)	-	-	-	-	260
Se (mg/kg)	-	-	-	-	1
Ag (mg/kg)	-	-	-	-	3,1
V (mg/kg)	-	-	-	-	57

Para as variáveis que apresentaram resultados acima dos limites de quantificação definidos, foram elaborados gráficos de barra com as concentrações das amostras e a representação dos padrões estabelecidos para aquele parâmetro, no intuito de demonstrar graficamente o comportamento daquela variável em todos os pontos amostrais. Um exemplo de gráfico pode ser verificado na Figura 403.

Figura 403 – 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.

4.2.2.2 Resultados – análise físico-química dos sedimentos

4.2.2.2.1 *Condições de contorno no momento das coletas*

Foram registradas as condições de contorno ou condições meteoceanográficas e hidrológicas no momento em que foram coletadas as amostras. Essas condições podem influenciar diretamente os resultados de qualidade das águas, visto que a pluma do rio Doce se desloca para o sul ou para o norte de acordo com essas condições. A Tabela 123 apresenta as condições de contorno no momento das coletas de cada amostra, possibilitando distinguir diferentes momentos, inclusive ao longo de um dia de amostragem.

Quanto à incidência de chuvas, durante o período de coletas na região costeira, a precipitação acumulada foi igual a zero. Na maior parte das estações amostrais, o vento predominante foi do quadrante norte; contudo, para algumas estações, foram realizadas coletas durante a incidência de vento sul (C10 e C12) e leste (C8). Para todo o período de coletas, a velocidade média do vento foi de 2,8 m/s.

A direção de ondas predominante durante as coletas foi da direção sul-sudeste, que se manteve com altura média e máxima de 1,4 e 2,1 m, respectivamente. As condições de maré variaram bastante de estação para estação, sendo que, nos pontos marinhos, as marés têm influência menor, enquanto, nos pontos estuarinos, têm influência maior, forçando a intrusão de águas salinas nos estuários. As estações L6, C1 e C2 tiveram suas amostras coletadas durante as marés vazantes, o que pode ter influenciado os níveis de salinidade nesses pontos, como será apresentado nas próximas seções.

O nível do rio Doce variou entre 0,69 e 1,8 m em sua foz, apresentando um nível médio de 1,3 m. Os dados qualitativos na sua foz apresentaram, quanto à turbidez, baixos níveis, atingindo um máximo de 10 UNT; quanto ao pH e OD, demonstraram resultados de acordo com o estabelecido para águas salobras de Classe 1 da Resolução CONAMA nº 357/2005 no momento das coletas.

Tabela 123 – Condições meteoceanográficas e hidrológicas ou condições de contorno no momento das coletas realizadas nos ambientes costeiros

Parâmetros de condições de contorno	L6	C1	C2	C10	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C11	C12	C13	C14	C15	C16
Data da amostragem	03/07/2018	05/07/2018	05/07/2018	04/07/2018	09/07/2018	10/07/2018	09/07/2018	09/07/2018	10/07/2018	09/07/2018	09/07/2018	10/07/2018	11/07/2018	08/07/2018	08/07/2018	10/07/2018	10/07/2018
Hora da amostragem	08:45	13:10	09:35	12:50	15:00	10:50	14:00	11:20	12:00	13:04	09:50	15:48	12:50	13:40	16:02	13:40	09:15
Dados oceanográficos																	
Maré (vazante/ enchente)	Vaz ↓	Vaz ↓	Vaz ↓	Vaz ↓	Vaz ↓	Enc ↑	Vaz ↓	Enc ↑	Enc ↑	Vaz ↓	Enc ↑	Vaz ↓	Enc ↑	Vaz ↓	Vaz ↓	Enc ↑	Enc ↑
Altura da maré (m)	1	0,6	1,1	0,5	1,1	0,9	1,2	1,2	1,2	1,3	0,9	1,1	1,3	1,1	0,7	1,4	0,4
Altura de onda (m)	-	2,1	2,1	1,3	1,3	1,2	1,3	1,3	1,2	1,3	1,4	1,3	1,5	1,6	1,6	1,2	1,2
Direção de onda	-	S	S	L	SSE	SSE	SSE	SSE	SSE	SSE	SSE	SSE	SSE	SSE	SSE	SSE	SSE
Dados fluviométricos (foz do rio Doce)																	
Nível (m)	-	0,89	1,44	0,69	1,3	1,35	1,52	1,6	1,59	1,62	1,35	1,29	1,8	1,41	0,95	1,74	0,77
Dados qualitativos (foz do rio Doce)																	
Turbidez (NTU)	-	6	5	10	9	5	6	5	7	6	6	10	8	5	9	9	8
Temperatura (°C)	-	25,8	24,9	26,3	25,4	24,8	25,3	24,8	25,1	25	24,1	25,3	23,2	24,8	26	25,2	24,5
pH	-	7,4	7,3	7,4	7,6	7,2	7,6	7,3	7,1	7,4	7,2	7,5	7,4	7,5	7,5	7,2	7,1
OD (mg/L)	-	8	7,29	8,07	8,25	7,47	8,22	7,75	7,47	8,06	7,33	8,02	8,13	8,11	8,17	7,75	7,13
Condutividade (uS/ cm)	-	109,8	109,1	156,8	119,4	223,4	129,7	165,1	291,5	163,8	184,4	1357,9	515,9	112,5	101,7	939,2	272,8
Dados meteorológicos																	
Temperatura (°C)	-	25,9	25,7	26,8	27	26,5	26,9	27,6	27,1	26,1	25,9	26,7	21,5	28,5	25,9	27,5	24,8
Pressão (mBar)	-	1019	1021	1018	1015	1018	1016	1017	1018	1016	1018	1016	1020	1016	1016	1016	1019
Umidade (%)	-	78,8	79,3	77,8	78	72,8	77,8	69,1	64,7	80,5	75,5	56,3	84,3	56,1	80,4	62,1	82,7
Precipitação	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Direção do vento (°)	-	79,1 (ENE)	336,4 (NNW)	186,9 (S)	22,1 (NNE)	352,5 (N)	41 (NE)	344,9 (NNW)	353,1 (N)	81 (E)	334,8 (NNW)	346,7 (NNW)	191,3 (S)	5,3 (N)	357,7 (N)	356,5 (N)	336,3 (NNW)
Velocidade do vento (m/s)	-	3,4	1,3	1,2	1,8	4,3	1,6	3	4,7	2,7	4	3,8	1,9	2,1	2,8	4,3	3

4.2.2.2.2 *Resultado das análises dos sedimentos em ambientes de transição*

Nesta seção, são apresentados os resultados de qualidade dos sedimentos coletados nos ambientes de transição, assim como é realizada a comparação dos resultados com valores de concentração considerados limiares em modelos de avaliação da qualidade de sedimentos.

4.2.2.2.2.1 Variáveis granulométricas

Os resultados de granulometria são apresentados na Tabela 124 e na Figura 404. Na Figura 404, podem ser visualizados os percentuais de cada fração granulométrica das amostras coletadas nos ambientes de transição na campanha amostral de julho de 2018, bem como os resultados acumulados das frações areia e cascalho e das frações silte e argila.

Tabela 124 – Resultados da análise granulométrica para as amostras localizadas nos ambientes de transição

Pontos Lactec		Data da coleta	Hora da coleta	Argila (%)	Silte (%)	Areia muito fina (%)	Areia fina (%)	Areia média (%)	Areia grossa (%)	Areia muito grossa (%)	Cascalho (%)	Classificação textural
Lagoa	L6	03/07/2018	08:45	2,78	1,9	1,99	10,7	41,42	26,16	7,25	7,8	Arenosa
Estuário	C1	05/07/2018	13:10	1,09	16,98	37,46	1,12	0,35	17,92	13,9	11,2	Arenosa
	C2	05/07/2018	09:35	3,79	13,4	54,14	18,12	10,2	0,35	0	0	Franco-arenosa
	C10	04/07/2018	12:50	8,4	9,2	17,73	11	10,96	3,56	27,98	11,17	Franco-arenosa
Praia	BS2	11/07/2018	06:25	3,17	0,30	52,21	42,08	2,20	0,03	0,00	0,00	Arenosa
	BS3	07/07/2018	15:10	1,29	22,05	48,01	18,22	9,97	0,46	0,00	0,00	Franco-arenosa
Mangue	BS4	06/07/2018	11:30	19,44	39,35	25,81	8,72	3,93	1,76	0,78	0,21	Franca
	BS5	04/07/2018	14:00	23,31	6,83	40,96	8,21	10,14	0,03	0,33	10,18	Franco-argiloso-arenosa

Todas as amostras coletadas nos ambientes de transição apresentaram uma predominância das frações areia e cascalho (acima de 69%), com exceção da estação amostral BS4, com predominância de argila e silte, em torno de aproximadamente 60%.

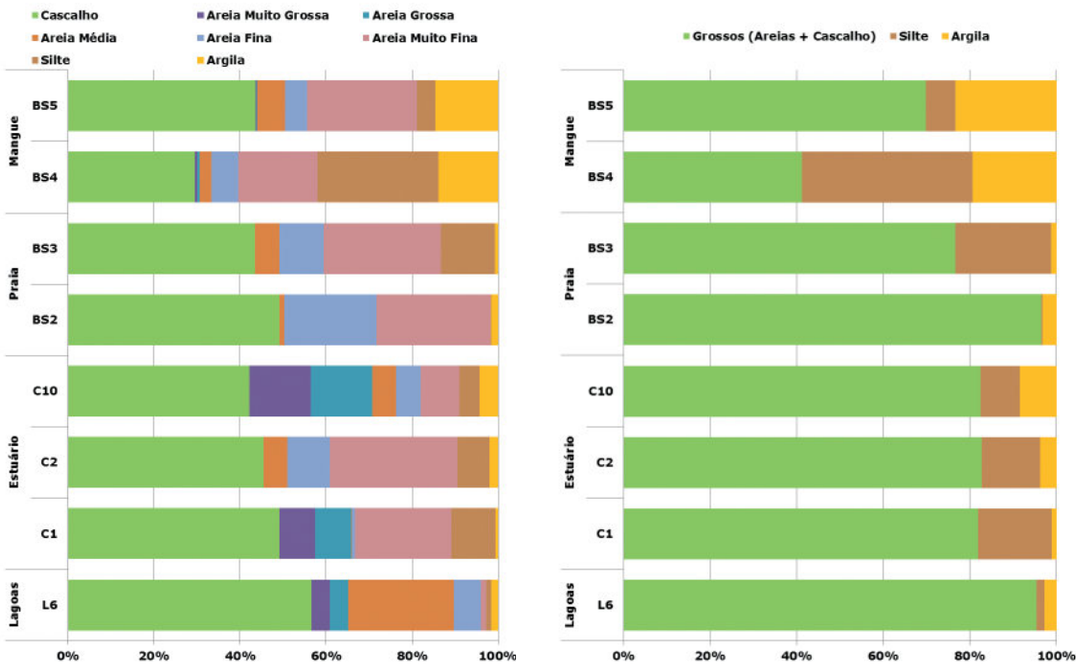
As amostras coletadas no estuário do rio Doce apresentaram percentuais de finos (silte e argila) bastante reduzidos (menor que 20% nas amostras C1 e C2) entre as frações areia + cascalho, predominando as frações cascalho e areia muito fina. A amostra coletada na entrada do estuário do rio Piraquê-Açu (C10) apresentou 8,4% de argila, 9,2% de silte e 82,4% de frações areia + cascalho, destacando-se cascalho e areia grossa.

Nas amostras coletadas nos ambientes de praia (BS2 e BS3), também predominaram as frações cascalho e areia muito fina, conforme esperado para esses ambientes, em que existe uma menor quantidade de finos (silte e argila).

A amostra coletada na lagoa Monsarás (L6) apresentou o menor percentual de finos – menor que 5% na somatória das duas frações.

As amostras coletadas nos ambientes de mangue apresentaram os maiores percentuais de argila e silte, conforme esperado para as características desse ambiente, destacando-se a amostra BS4, com 39,35% de silte e 19,44% de argila.

Figura 404 – Granulometria dos ambientes de transição



4.2.2.2.2.2 Variável de qualidade com resultados inferiores aos limites de quantificação

As variáveis que resultaram abaixo do limite de quantificação do método analítico em todas as estações de monitoramento nos ambientes de transição (L6, C1, C2, C10, BS2, BS3, BS4 e BS5) foram: Sb, Cd total, Hg total, Mo total, Ag total, Se total, nitrito, fenol e Cr hexavalente. Essas variáveis, portanto, não serão avaliadas individualmente, visto que não foram quantificadas.

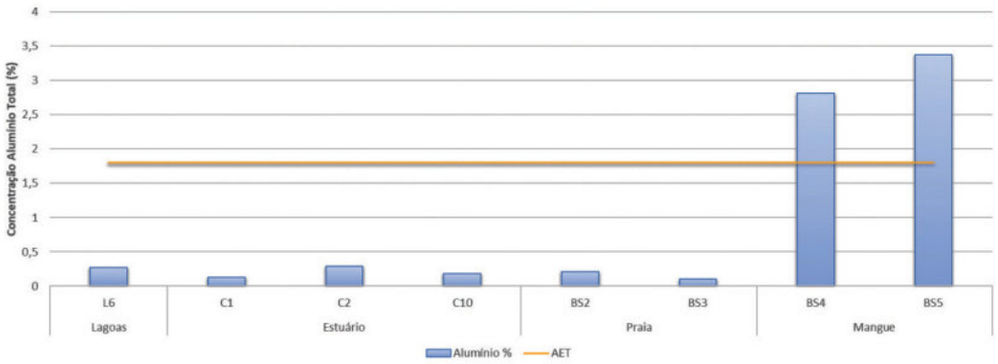
4.2.2.2.2.3 Variáveis de qualidade dos sedimentos com resultados quantificáveis

4.2.2.2.2.3.1 *Alumínio total*

Para a avaliação da concentração de Al total, utilizaram-se apenas os níveis de referência estabelecidos por Buchman (2008) para concentração de AET, ou seja, a partir dessa concentração, são esperados efeitos à biota aquática.

Os resultados para o ambiente marinho apresentaram concentrações ou percentuais de alumínio acima do AET (1,80% de Al) apenas nas estações amostrais localizadas em ambiente de mangue, BS4 e BS5 (Figura 405). As amostras das estações BS4 e BS5 apresentaram 2,816% e 3,380% de Al em sua composição, respectivamente, ambas superando o AET em mais de 1%.

Figura 405 – Resultados de Al total (%) para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição

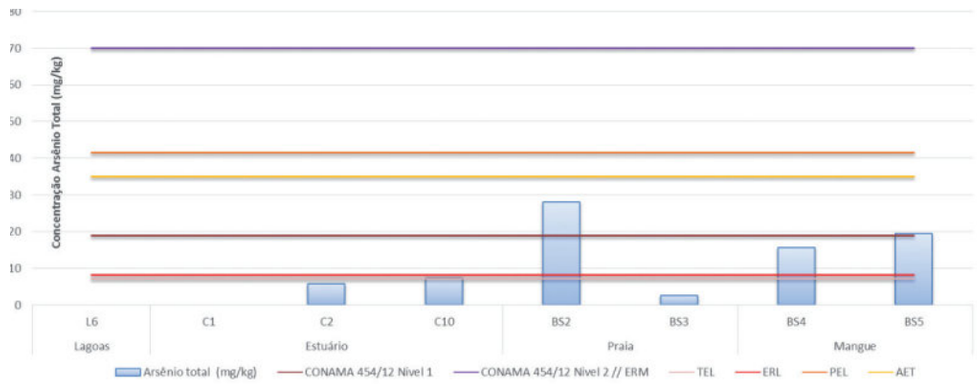


4.2.2.2.2.3.2 *Arsênio total*

Para a avaliação da concentração de As total, utilizaram-se os níveis determinados pela Resolução CONAMA nº 454/2012 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 transição foram acima dos limites estabelecidos para a ERL (8,2 mg/kg) e nível 1 (19 mg/kg) da resolução do CONAMA nas estações amostrais BS2, localizada em ambiente de praia, que apresentou uma concentração de 28,11 mg/kg de As, e BS5, localizada em ambiente de mangue, que apresentou uma concentração de 19,52 mg/kg (Figura 406). Além delas, as estações amostrais BS4 e C10 apresentaram concentrações acima de alguns dos limites mais conservadores definidos: BS4 teve concentração de 15,70 mg/kg, acima do limite de TEL (7,24 mg/kg) e ERL, e C10, de 7,52 mg/kg, acima do limite de TEL apenas.

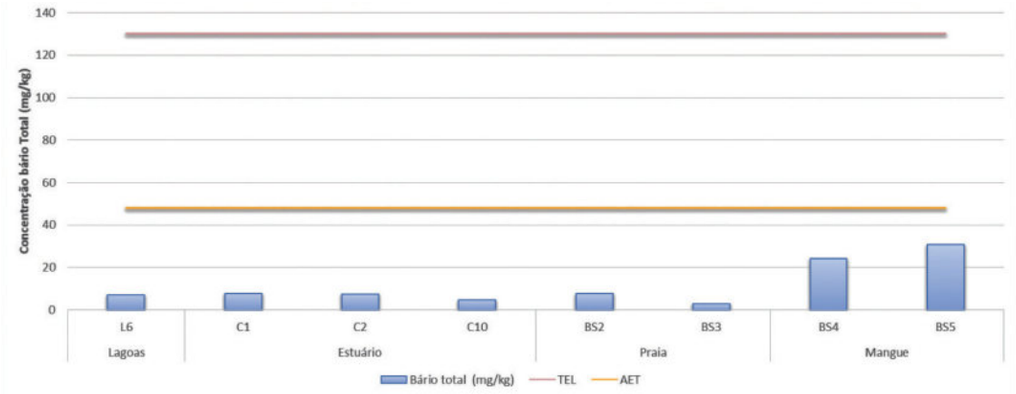
Figura 406 – Resultados de As total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição



4.2.2.2.2.3.3 *Bário total*

Para a avaliação das concentrações de Ba total, utilizaram-se os níveis de referência de TEL e AET como uma proposta de critério para proteção da vida marinha. Os resultados para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição estiveram todos abaixo desses limites (Figura 407).

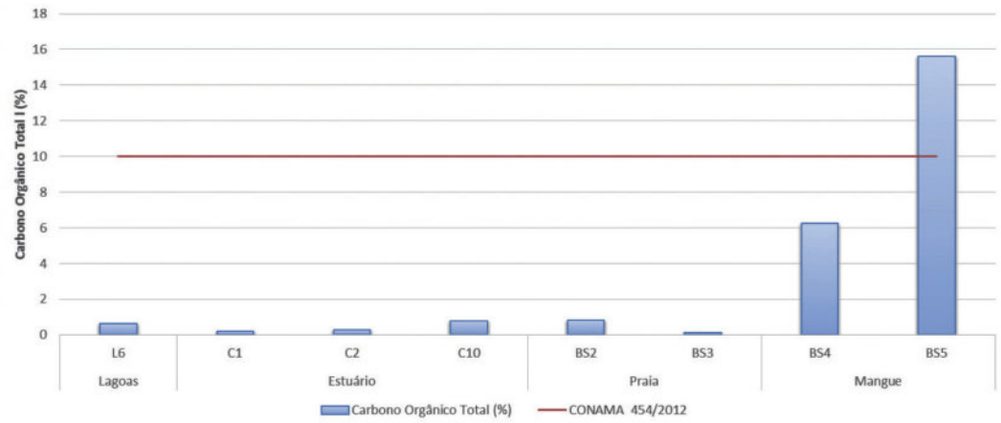
Figura 407 – Resultados de Ba total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição



4.2.2.2.2.3.4 *CO total*

Para a avaliação das concentrações de CO total, utilizou-se a concentração de valor de alerta da Resolução CONAMA nº 454/2012. Os resultados para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição estiveram, em sua maioria, abaixo desse valor (Figura 408). A única exceção observada foi na amostra BS5 (mangue), que apresentou 15,8% de CO total em sua composição, ultrapassando o valor de 10,0% do nível 1. Ressalta-se que, no ambiente de mangue, são esperadas concentrações mais elevadas de CO total nos sedimentos, por se tratar de um ambiente rico em matéria orgânica.

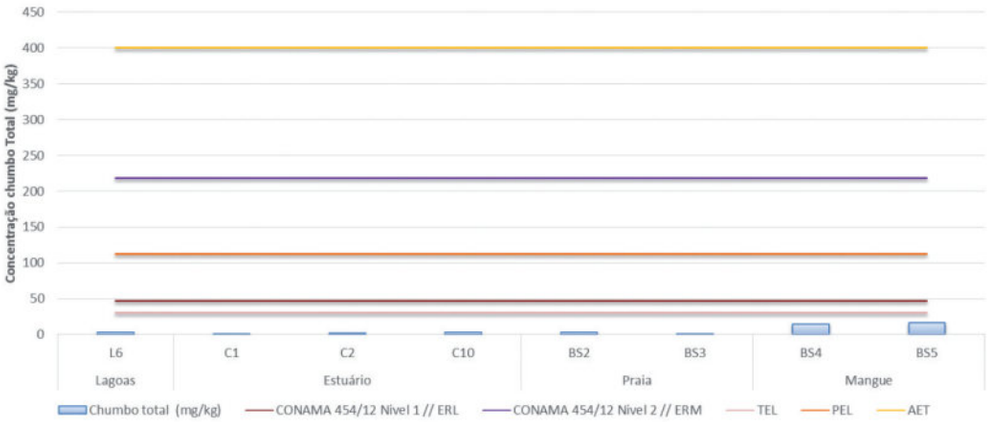
Figura 408 – Resultados de CO total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição



4.2.2.2.2.3.5 *Chumbo total*

Para a avaliação das concentrações de Pb total, utilizaram-se os níveis de referência da Resolução CONAMA nº 454/2012 e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para a proteção da vida marinha (PEL, TEL e AET). Os resultados para todas as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição estiveram abaixo desses limites (Figura 409).

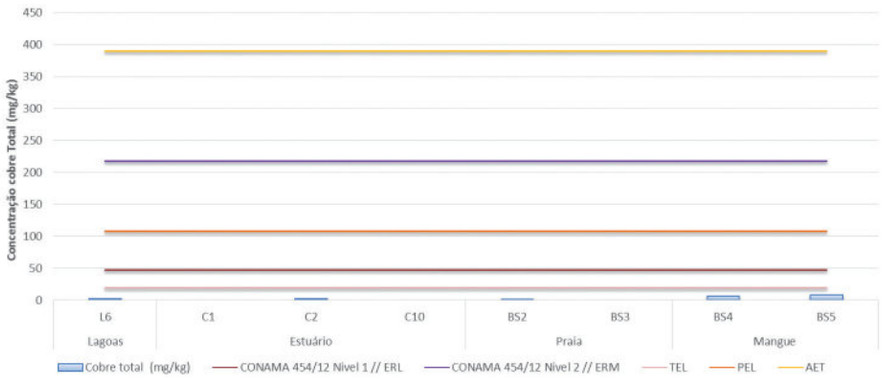
Figura 409 – Resultados de Pb total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição



4.2.2.2.2.3.6 *Cobre total*

Para a avaliação das concentrações de Cu total, utilizaram-se os níveis de referência da Resolução CONAMA nº 454/2012 e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (PEL, TEL e AET). Os resultados para todas as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição estiveram abaixo desses limites (Figura 410).

Figura 410 – Resultados de Cu total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição

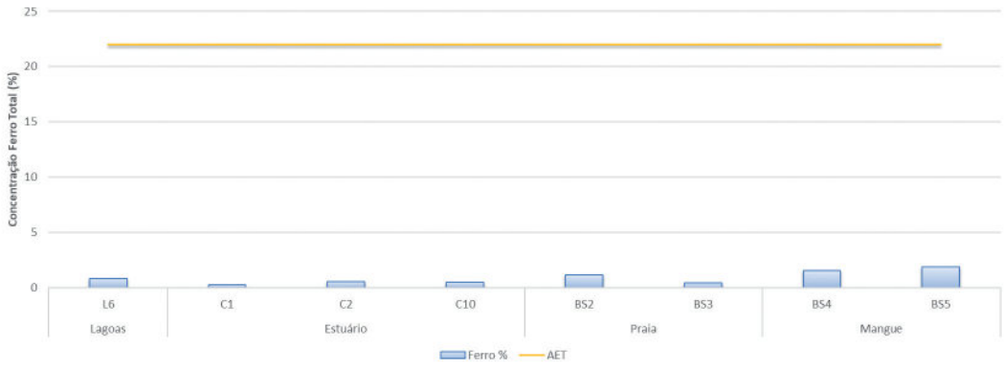


4.2.2.2.2.3.7 *Ferro total*

Para a avaliação da concentração de Fe total, utilizaram-se apenas os níveis de referência definidos por Buchman (2008) para concentração de AET, ou seja, a partir dessa concentração, são esperados efeitos à biota aquática.

Os resultados nos ambientes de transição apresentaram concentrações ou percentuais de Fe abaixo do AET em todas as estações amostrais (Figura 411).

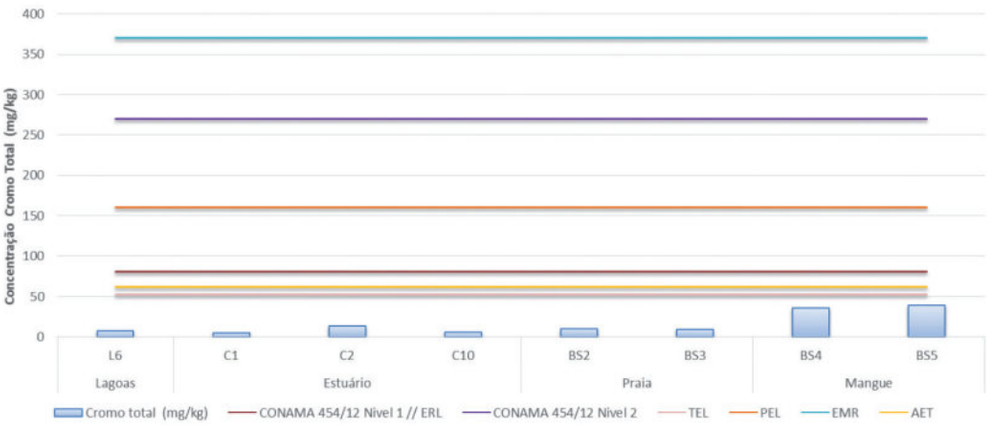
Figura 411 – Resultados de Fe total (%) para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição



4.2.2.2.2.3.8 *Cromo total*

Para a avaliação das concentrações de Cr total, utilizaram-se os níveis de referência da Resolução CONAMA nº 454/2012 e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (PEL, TEL, ERM e AET). Os resultados para todas as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição estiveram abaixo desses limites (Figura 412).

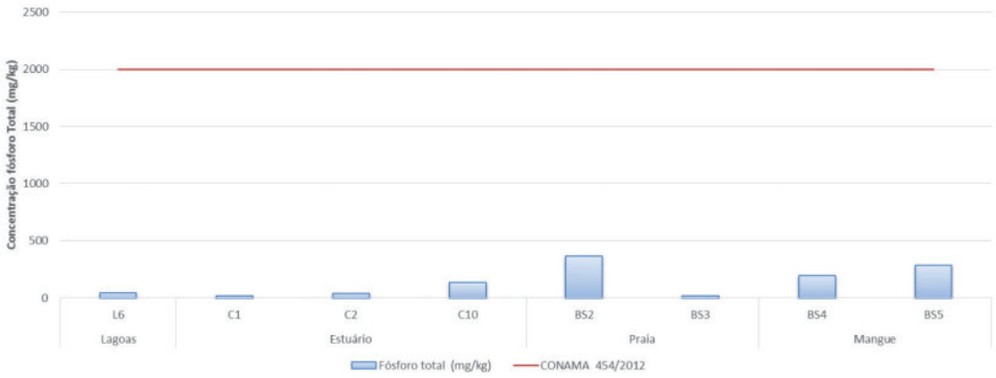
Figura 412 – Resultados de Cr total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição



4.2.2.2.2.3.9 *Fósforo total*

Para a avaliação das concentrações de P total, utilizou-se o valor de alerta da Resolução CONAMA nº 454/2012. Os resultados para todas as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição estiveram abaixo desse limite (Figura 413).

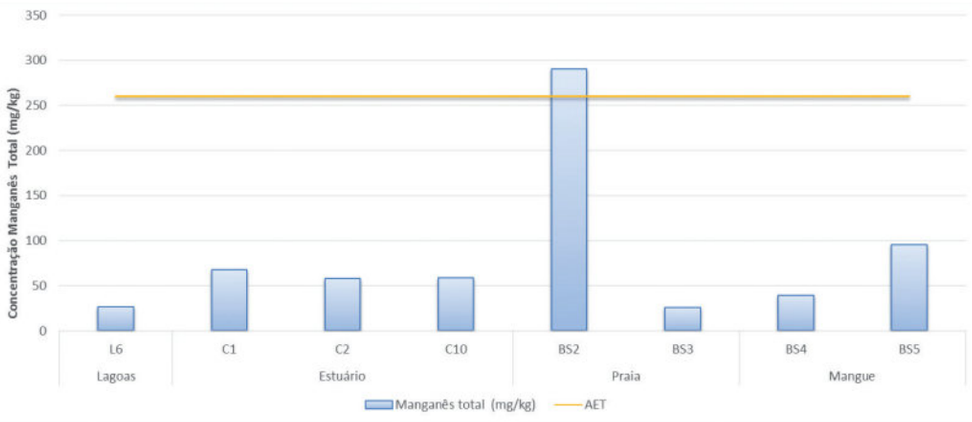
Figura 413 – Resultados de P total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição



4.2.2.2.2.3.10 *Manganês total*

Para a avaliação das concentrações de Mn total, utilizaram-se como referência de critério para proteção da vida marinha os níveis de AET, que identifica concentrações no sedimento acima das quais efeitos adversos são esperados. Os resultados para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho estiveram, na sua maioria, abaixo do limite estabelecido (Figura 414), com exceção da estação amostral BS2, que apresentou uma concentração de 290 mg/kg de Mn, pouco acima de 290 mg/kg, limite de AET definido por Buchman (2008).

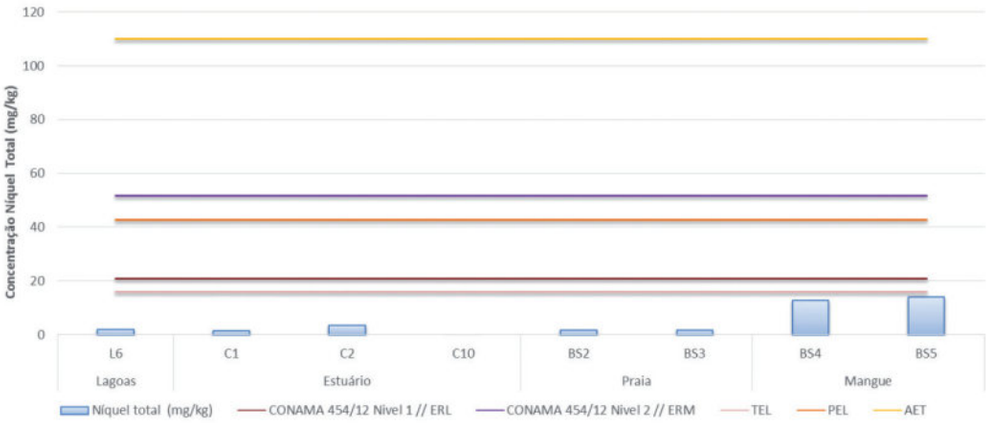
Figura 414 – Resultados de Mn total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição



4.2.2.2.2.3.11 *Níquel total*

Para a avaliação das concentrações de Ni total, utilizaram-se os níveis de referência da Resolução CONAMA nº 454/2012 e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (PEL, TEL e AET). Os resultados para todas as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição estiveram abaixo desses limites (Figura 415).

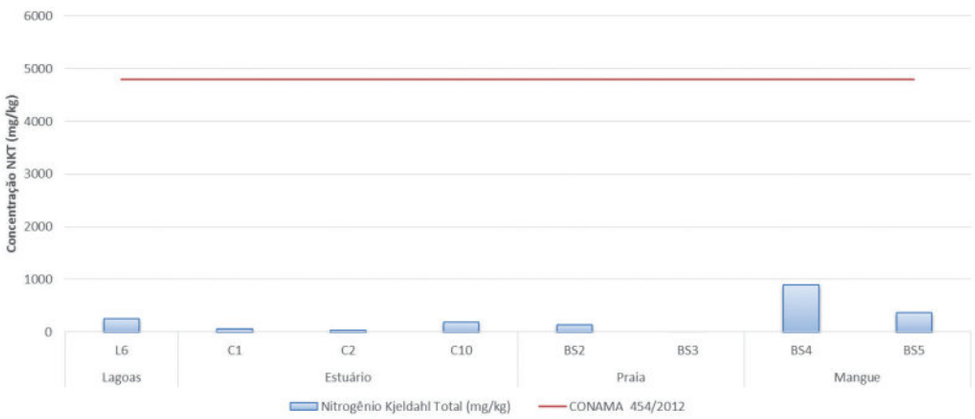
Figura 415 – Resultados de Ni total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição



4.2.2.2.2.3.12 *NKT*

Para a avaliação das concentrações de Nitrogênio Kjedahl Total (NKT), utilizou-se o valor de alerta da Resolução CONAMA nº 454/2012. Os resultados para todas as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição estiveram abaixo desse limite (Figura 416).

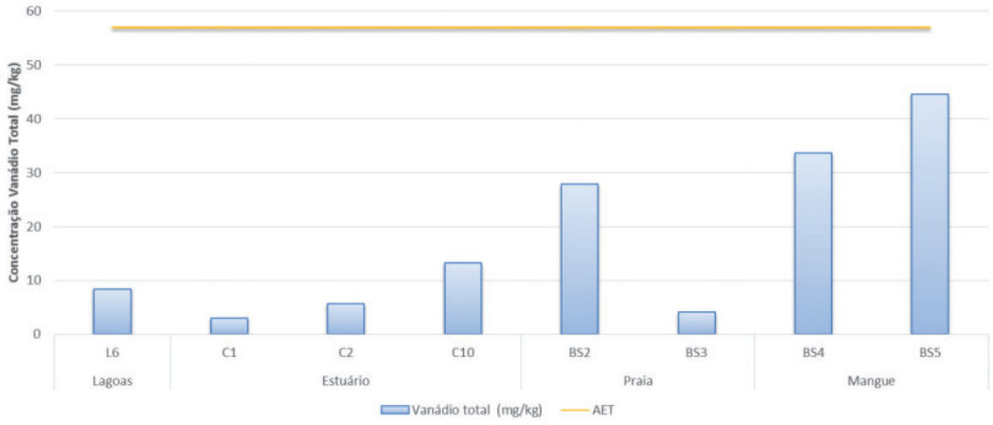
Figura 416 – Resultados de NKT para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição



4.2.2.2.2.3.13 *Vanádio total*

Para a avaliação das concentrações de V total, utilizou-se o AET, que identifica concentrações no sedimento acima das quais efeitos adversos possivelmente ocorrerão. Os resultados para todas as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição estiveram abaixo desse limite (Figura 417).

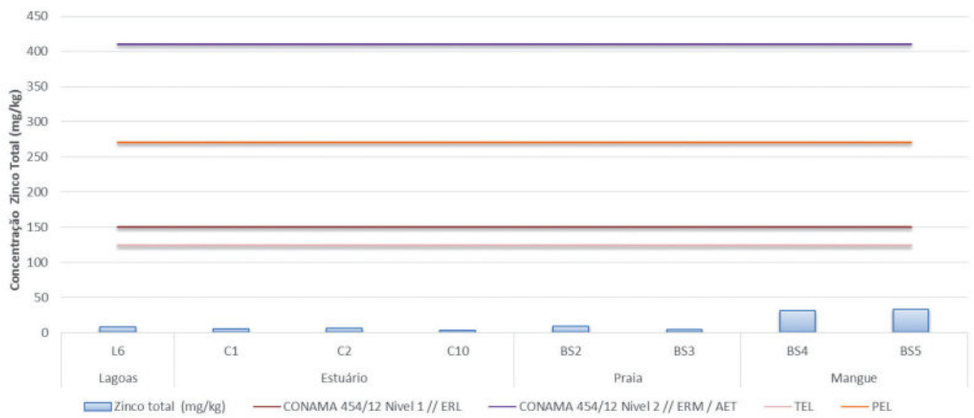
Figura 417 – Resultados de V total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição



4.2.2.2.2.3.14 *Zinco total*

Para a avaliação das concentrações de Zn total, utilizaram-se os níveis de referência da Resolução CONAMA nº 454/2012 e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (PEL e TEL). Os resultados para todas as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição estiveram abaixo desses limites (Figura 418).

Figura 418 – Resultados de Zn total para as estações amostrais localizadas nos ambientes de transição



4.2.2.2.3 *Resultados das análises dos sedimentos em ambiente marinho*

Nesta seção, são apresentados os resultados de qualidade dos sedimentos coletados no ambiente adjacente à foz do rio Doce, assim como é realizada sua comparação com valores de concentrações considerados limiares em modelos de avaliação da qualidade de sedimentos.

4.2.2.2.3.1 Variáveis granulométricas

Os resultados de granulometria das amostras coletadas no ambiente marinho na campanha amostral de julho de 2018 são apresentados na Tabela 125 e na Figura 419. Nos gráficos da Figura 419, podem ser visualizados os percentuais de cada fração granulométrica, bem como os resultados acumulados de granulometrias grosseiras (areia + cascalho), silte e argila.

Conforme identificado no mapa da Figura 399, as estações amostrais no ambiente marinho foram agrupadas de acordo com a distância da foz do rio Doce. As amostras localizadas mais próximas dela (menos de 4,5 km), em geral, apresentaram predominância de frações granulométricas mais finas (argila, silte e areia muito fina), com exceção das estações amostrais C5 e C6, com percentuais menores de silte e argila em relação às demais nessa região. Destacam-se as altas frações de argila nas estações amostrais C4 (26,2%), C7 (26,0%), C8 (40,2%) e C9 (46,7%).

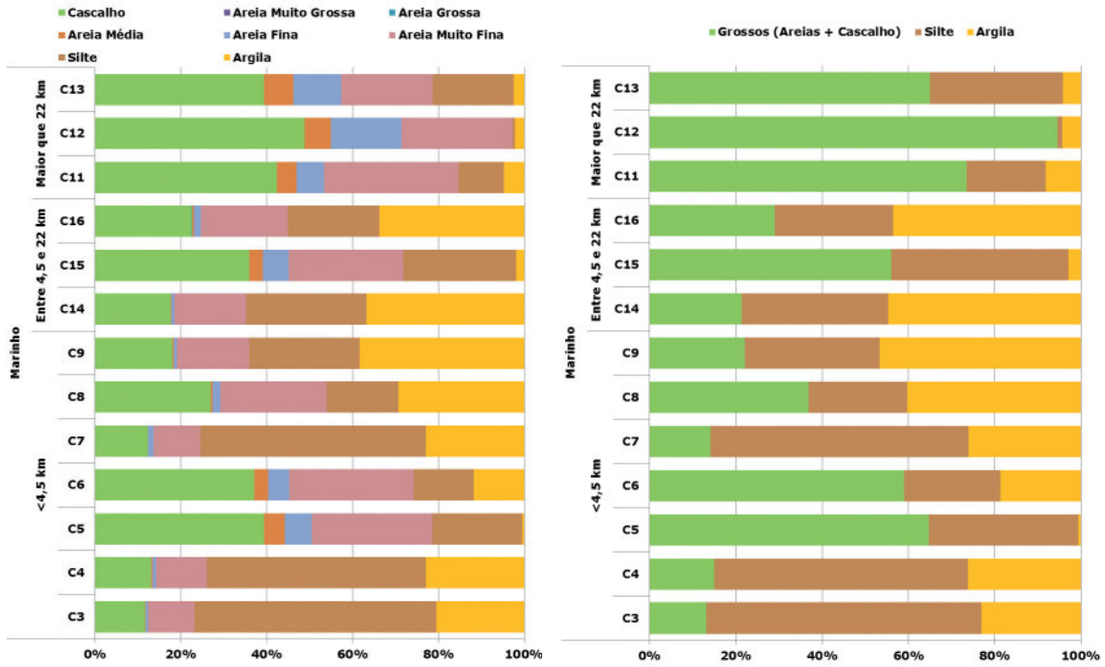
As estações amostrais localizadas entre 4,5 e 22 km da foz do rio Doce apresentaram um padrão granulométrico similar ao das estações localizadas a menos de 4,5 km da foz, com predominância das frações mais finas (silte e argila). Destacam-se os altos percentuais de argila nas estações amostrais C14 (44,6%) e C16 (43,6%).

As amostras mais distantes da foz do rio Doce (mais de 22 km de distância), mesmo bem distantes entre si, apresentaram um padrão granulométrico similar, com a predominância de frações mais grossas (cascalho e areia). Os percentuais de argila nestas estações não ultrapassaram 10% e de silte chegaram a até 30% na estação C13.

Tabela 125 – Resultados da análise granulométrica para as amostras localizadas no ambiente marinho

Distância da foz	Estação amostral	Argila (%)	Silte (%)	Areia muito fina (%)	Areia fina (%)	Areia média (%)	Areia grossa (%)	Areia muito grossa (%)	Cascalho (%)	Classificação textural
Menos de 4,5 km	C3	23,06	63,8	12,33	0,6	0,18	0,04	0	0	Franco-siltosa
	C4	26,24	58,75	13,61	1,04	0,32	0,03	0	0	Franco-siltosa
	C5	0,62	34,65	46,23	10,17	8,22	0,12	0	0	Franco-arenosa
	C6	18,6	22,4	46	7,78	5,13	0,09	0	0	Franco-arenosa
	C7	26,02	59,95	12,51	1,34	0,15	0,03	0	0	Franco-siltosa
	C8	40,2	22,9	33,66	2,65	0,55	0,04	0	0	Argilosa
	C9	46,7	31,25	20,5	0,92	0,32	0,31	0	0	Argilosa
Entre 4,5 e 22 km	C14	44,64	33,95	20,37	0,9	0,14	0	0	0	Argilosa
	C15	2,85	41,05	41,77	9,36	4,97	0	0	0	Franco-arenosa
	C16	43,6	27,35	26,25	2,03	0,57	0,1	0,09	0	Argilosa
Mais de 22 km	C11	8,17	18,28	54,31	11,25	7,79	0,21	0	0	Franco-arenosa
	C12	4,25	1,15	49,98	32	11,75	0,87	0	0	Arenosa
	C13	4,08	30,97	35,2	18,29	11,45	0	0	0	Franco-arenosa

Figura 419 – Granulometria nos ambientes marinhos



4.2.2.2.3.2 Variáveis de qualidade com resultados inferiores ao limite de quantificação

As variáveis que resultaram abaixo do limite de quantificação em todas as estações de monitoramento nos ambientes marinhos (C3, C4, C5, C6, C7, C8, C9, C11, C12, C13, C14, C15 e C16), incluindo os testemunhos, foram: Sb, Hg total, Mo total, Ag total, Se total, nitrito, fenol e Cr hexavalente. Essas variáveis, portanto, não serão avaliadas individualmente, visto que não foram quantificadas.

4.2.2.2.3.3 Variáveis de qualidade dos sedimentos com resultados quantificáveis

As variáveis de qualidade de sedimentos quantificadas e apresentadas nesta seção são: Alumínio total, As total, Ba total, Cd total, CO total, Pb total, Cu total, Fe total, Cr total, P total, Mn total, Ni total, NKT, V total e Zn total.

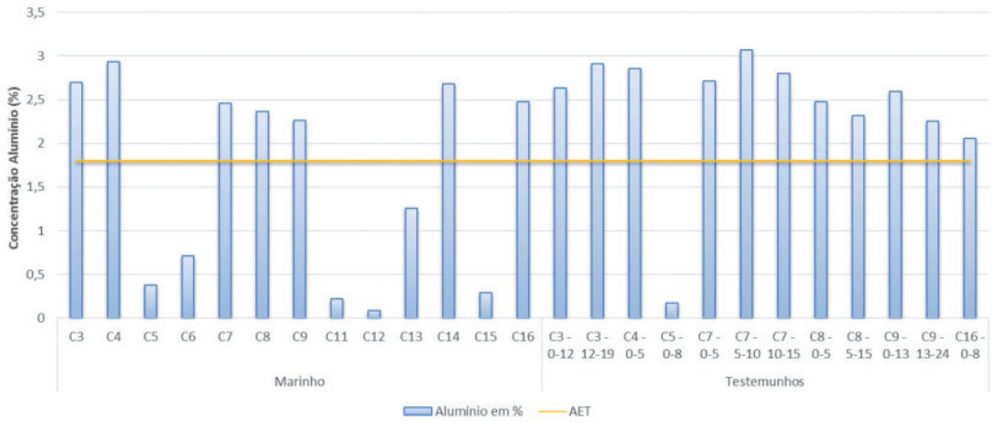
4.2.2.2.3.3.1 *Alumínio total*

Para a avaliação da concentração de Al total, utilizaram-se apenas os níveis de referência estabelecidos por Buchman (2008) para concentração de AET, ou seja, a partir dessa concentração, são esperados efeitos à biota aquática.

No ambiente marinho, foram observadas concentrações ou percentuais de Al acima do AET nas seguintes estações amostrais: C3, C4, C7, C8, C9, C14 e C16 (Figura 420). Esses pontos, conforme destacado na seção 4.2.2.1.1, foram os que apresentaram as maiores frações de argila (> 20%) na análise granulométrica, podendo associar essas concentrações aos percentuais de argila das amostras.

Com relação às amostras retiradas dos testemunhos, apenas C5 - 0-8 apresentou concentração inferior ao AET definido.

Figura 420 – Resultados de Al total (%) para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho

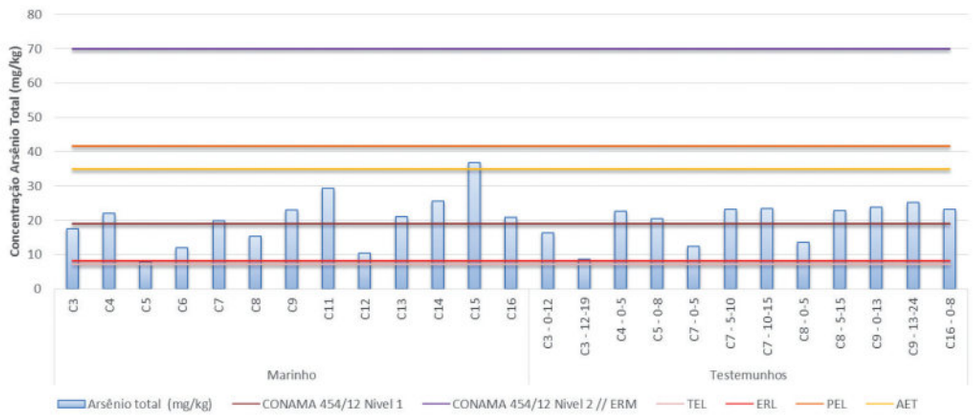


4.2.2.2.3.3.2 *Arsênio total*

Para a avaliação da concentração de As total, utilizaram-se os níveis de referência da Resolução CONAMA nº 454/2012 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 todas as estações amostrais localizadas no ambiente marinho, incluindo os testemunhos, estiveram acima dos limites estabelecidos para a ERL e nível 1 da resolução do CONAMA, demostrando que as concentrações de As nos sedimentos coletados ultrapassaram os limites em que se observam efeitos à biota. As amostras das seguintes estações apresentaram concentrações de As acima do nível 2: C4, C7, C9, C1, C13, C14, C15 e C16. A maior parte das amostras retiradas dos testemunhos também ultrapassou o nível 1 da resolução, com exceção de C3 - 12-19, C5 - 0-8 e C8 - 0-5. Além disso, uma amostra (C15) ultrapassou o AET, que identifica concentrações no sedimento acima das quais efeitos adversos são esperados (Figura 421).

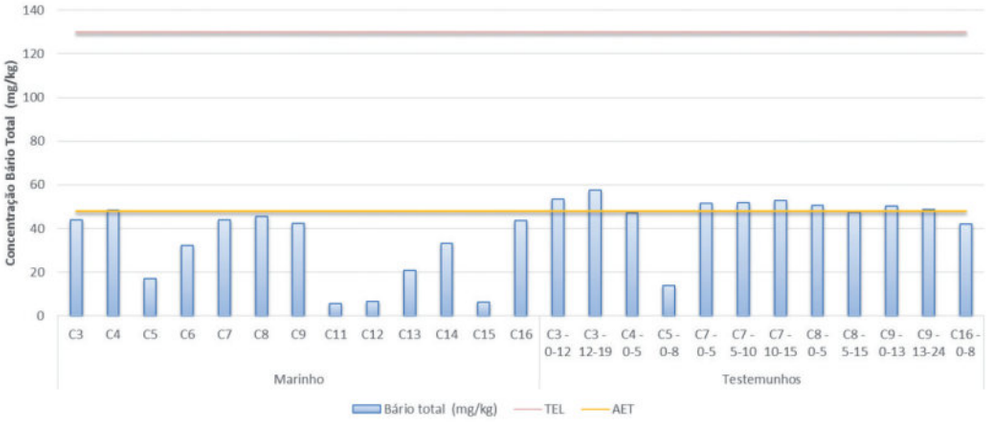
Figura 421 – Resultados de As total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho



4.2.2.2.3.3.3 *Bário total*

Para a avaliação das concentrações de Ba total, utilizaram-se os níveis de referência de TEL e AET estabelecidos por Buchman (2008). Os resultados para as todas estações amostrais localizadas no ambiente marinho, incluindo os testemunhos, estiveram abaixo do limite de TEL (Figura 422). Apenas a amostra da estação amostral C4 apresentou concentrações de Ba total acima do limite de AET. Quanto aos testemunhos, as seguintes amostras apresentaram concentrações superiores a ele: C3 - 0-12 e C3 - 12-19.

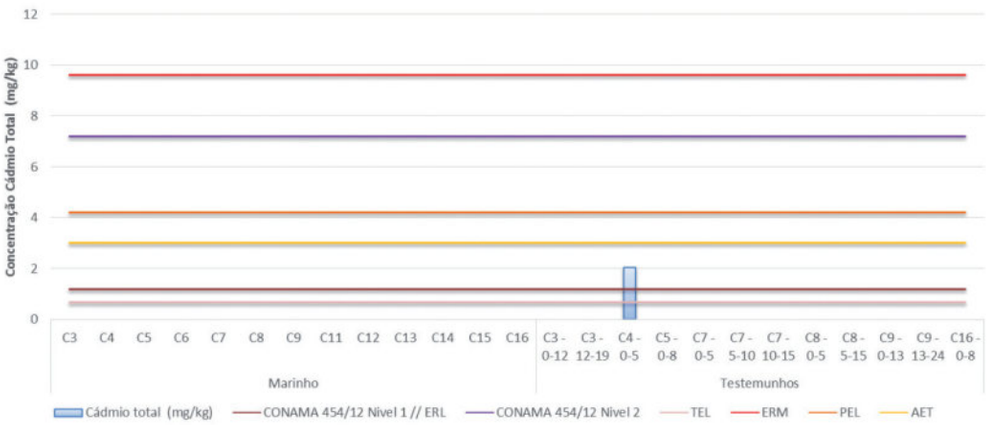
Figura 422 – Resultados de Ba total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho



4.2.2.2.3.3.4 *Cádmio total*

Para a avaliação das concentrações de Cd total, utilizaram-se os níveis de referência da Resolução CONAMA nº 454/2012 e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (PEL, TEL, ERM e AET). Os resultados para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho, incluindo os testemunhos, estiveram, em sua maioria, abaixo desses limites, inclusive do limite de quantificação (Figura 423). A única exceção observada foi no testemunho C4 - 0-5, que apresentou uma concentração de 2,03 mg/kg, acima do limite de 1,2 mg/kg definido na referida resolução e do limite de TEL (0,68 mg/kg), concentrações abaixo das quais efeitos biológicos adversos ocorrem raramente.

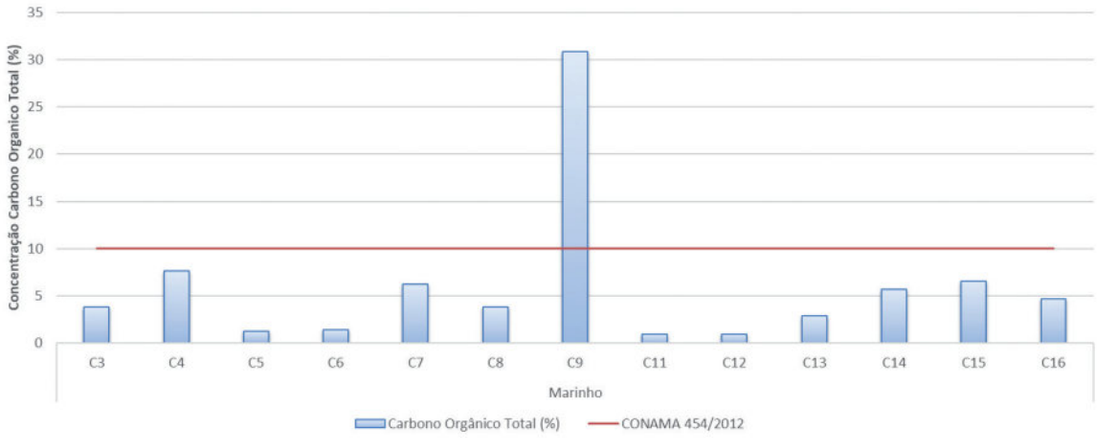
Figura 423 – Resultados de Cd total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho



4.2.2.2.3.3.5 *CO total*

Para a avaliação das concentrações de CO total, utilizou-se o valor de alerta da Resolução CONAMA nº 454/2012. Os resultados para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho, estiveram, em sua maioria, abaixo desse limite (Figura 424). A única exceção observada foi na amostra C9, que apresentou um percentual de 30,83% de CO, ultrapassando o limite de 10% estabelecido na norma.

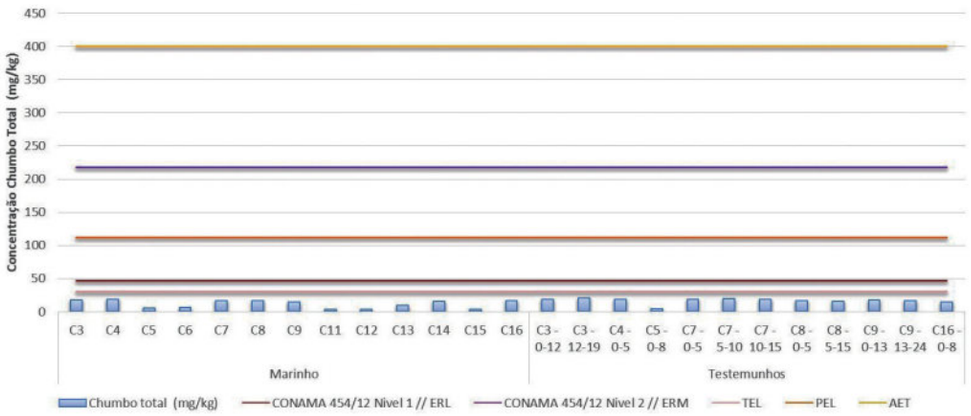
Figura 424 – Resultados de CO total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho



4.2.2.2.3.3.6 *Chumbo total*

Para a avaliação das concentrações de Pb total, utilizaram-se os níveis de referência da Resolução CONAMA nº 454/2012 e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (PEL, TEL e AET). Os resultados para todas as estações amostrais localizadas no ambiente marinho, incluindo os testemunhos, estiveram abaixo desses limites (Figura 425).

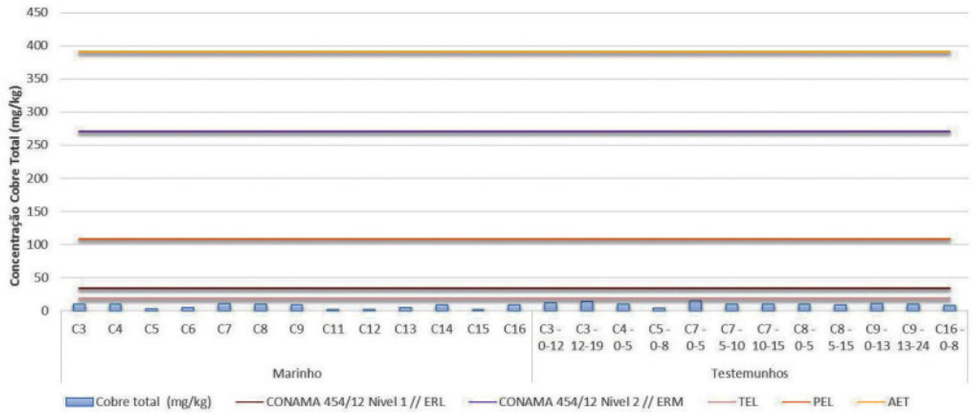
Figura 425 – Resultados de Pb total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho



4.2.2.2.3.3.7 *Cobre total*

Para a avaliação das concentrações de Cu total, utilizaram-se os níveis de referência da Resolução CONAMA nº 454/2012 e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (PEL, TEL e AET). Os resultados para todas as estações amostrais localizadas no ambiente marinho, incluindo os testemunhos, estiveram abaixo desses limites (Figura 426).

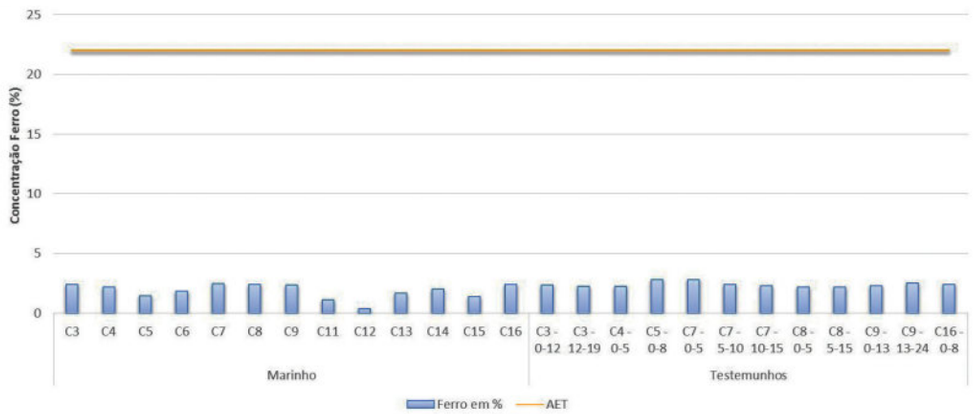
Figura 426 – Resultados de Cu total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho



4.2.2.2.3.3.8 *Ferro total*

Para a avaliação da concentração de Fe total, utilizaram-se apenas os níveis de referência estabelecidos por Buchman (2008) para concentração de AET, ou seja, a partir dessa concentração, são esperados efeitos à biota aquática. Os resultados no ambiente marinho apresentaram concentrações ou percentuais de Fe total abaixo do AET em todas as estações amostrais (Figura 427).

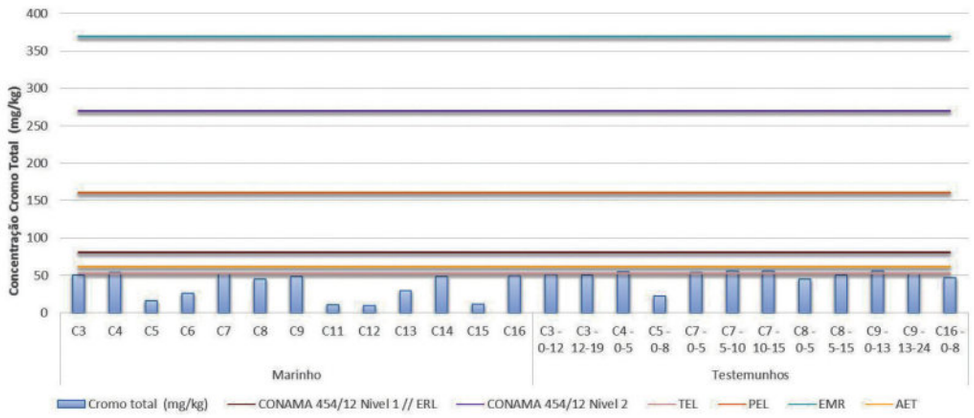
Figura 427 – Resultados de Fe total (%) para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho



4.2.2.2.3.3.9 *Cromo total*

Para a avaliação das concentrações de Cr total, utilizaram-se os níveis de referência da Resolução CONAMA nº 454/2012 e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (PEL, TEL, ERM e AET). Os resultados para todas as estações amostrais localizadas no ambiente marinho, incluindo os testemunhos, estiveram abaixo dos limites da norma (Figura 428). Apenas a amostra da estação amostral C4 apresentou concentrações acima do limite de TEL; algumas amostras retiradas dos testemunhos também apresentaram concentrações acima desses limites, a saber: C7 - 0-5, C7 - 5-10, C7 - 10-15, C9 - 0-13 e C9 - 13-24. Ressalta-se que, quando as concentrações de Cr total ultrapassaram o limite de TEL, estiveram muito pouco acima dele, ultrapassando em no máximo 3,8 mg/kg, no caso da amostra C7 - 5-10.

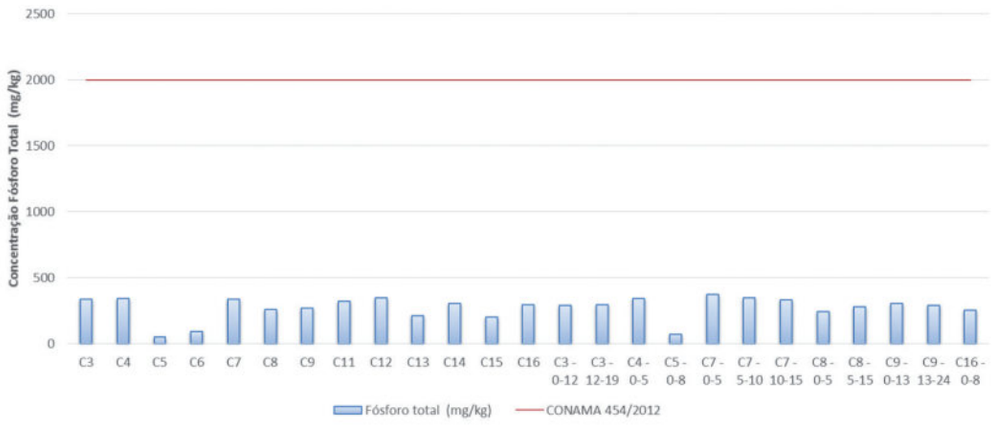
Figura 428 – Resultados de Cr total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho



4.2.2.2.3.3.10 *Fósforo total*

Para a avaliação das concentrações de P total, utilizou-se o valor de alerta da Resolução CONAMA nº 454/2012. Os resultados para todas as estações amostrais localizadas no ambiente marinho, incluindo os testemunhos, estiveram abaixo desse limite (Figura 429).

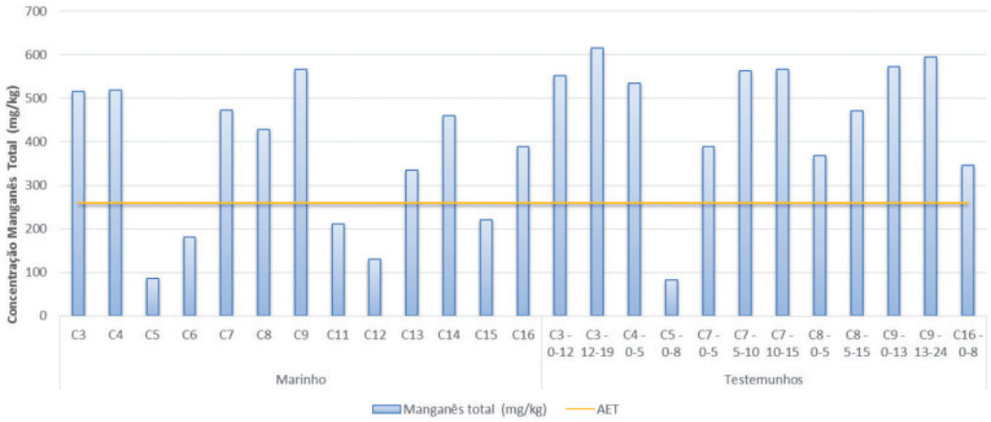
Figura 429 – Resultados de P total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho



4.2.2.2.3.3.11 *Manganês total*

Para a avaliação das concentrações de Mn total, utilizaram-se como referência de critério para proteção da vida marinha os níveis de AET, que identificam concentrações no sedimento acima das quais efeitos adversos são esperados à biota aquática. Os resultados para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho, incluindo os testemunhos, estiveram na sua maioria acima do limite estabelecido (Figura 430); algumas estações amostrais apresentaram concentrações superiores duas vezes ao limite de AET (260 mg/kg). As amostras com as maiores concentrações de Mn foram C3 - 12-19 (615 mg/kg) e C9 - 13-24 (595 mg/kg).

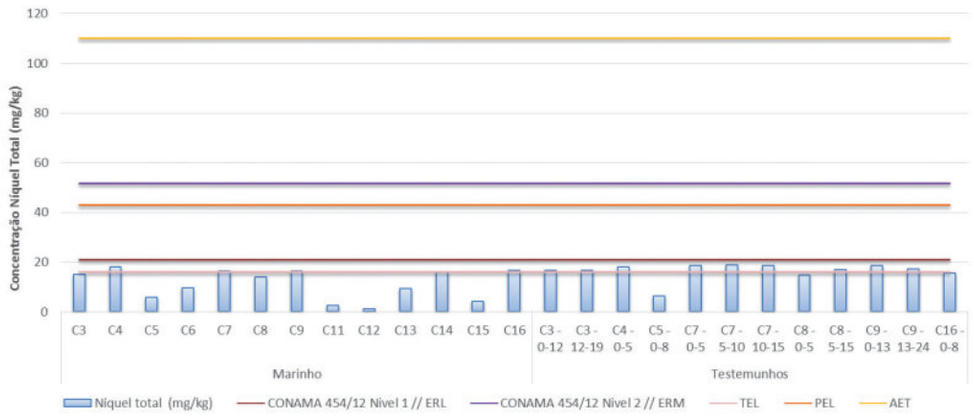
Figura 430 – Resultados de Mn total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho



4.2.2.2.3.3.12 *Níquel total*

Para a avaliação das concentrações de Ni total, utilizaram-se os níveis de referência da Resolução CONAMA nº 454/2012 e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (PEL, TEL e AET). Os resultados para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho, incluindo os testemunhos, estiveram abaixo dos limites da norma e de PEL e AET (Figura 431). Apenas o padrão de referência de TEL (15,9 mg/kg) foi ultrapassado, que é a concentração abaixo da qual efeitos biológicos adversos ocorrem raramente, nas seguintes estações amostrais: C4 (17,95 mg/kg), C7 (16,38 mg/kg), C9 (16,31 mg/kg), C14 (16,26 mg/kg) e C16 (16,77 mg/kg). Grande parte das amostras dos testemunhos também apresentou concentrações superiores à TEL, porém, como nas amostras de sedimentos superficiais, o limite foi suplantado em no máximo 2,98 mg/kg.

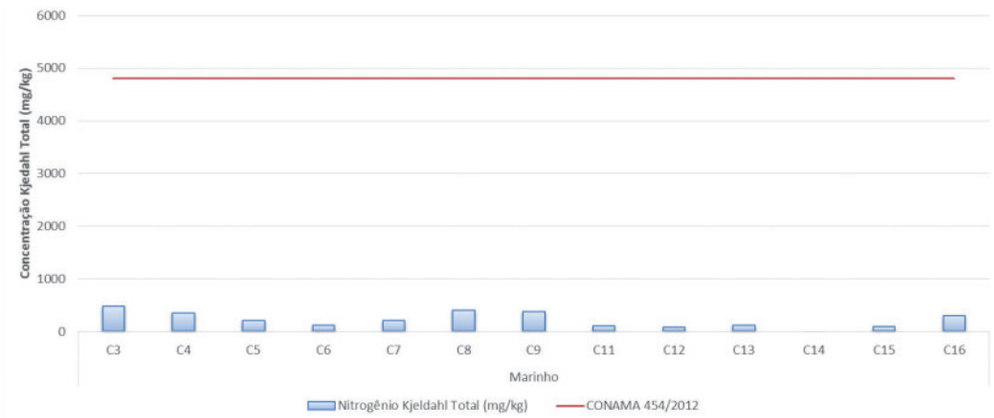
Figura 431 – Resultados de Ni total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho



4.2.2.2.3.3.13 *NKT*

Para a avaliação das concentrações de NKT, utilizou-se o valor de alerta da Resolução CONAMA nº 454/2012. Os resultados para todas as estações amostrais localizadas no ambiente marinho estiveram abaixo desse limite (Figura 432).

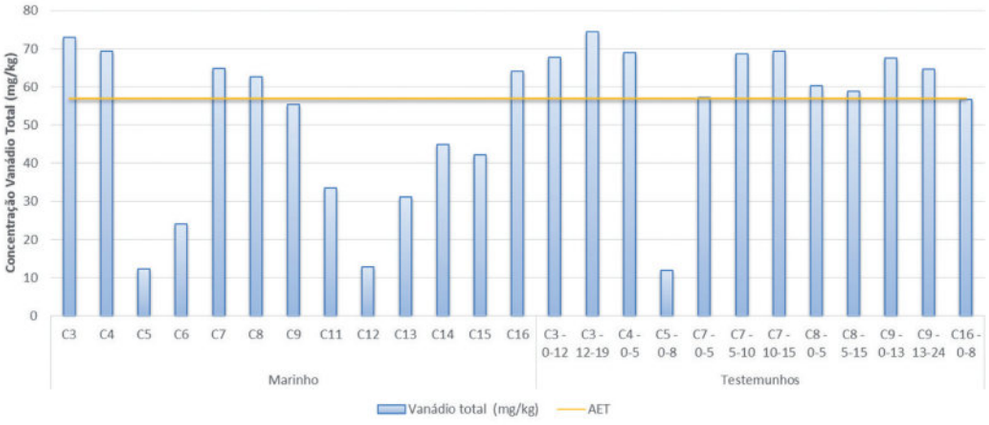
Figura 432 – Resultados de NKT para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho



4.2.2.2.3.3.14 *Vanádio total*

Para a avaliação das concentrações de V total, utilizou-se o AET, que identifica concentrações no sedimento acima das quais efeitos adversos possivelmente ocorrerão. Os resultados para algumas estações amostrais localizadas no ambiente marinho, incluindo os testemunhos, estiveram acima desse limite (57 mg/kg) (Figura 433). As maiores concentrações de V foram encontradas na amostra de testemunho C9 - 12-19 (74,5 mg/kg) e na amostra de sedimento superficial C3 (73 mg/kg).

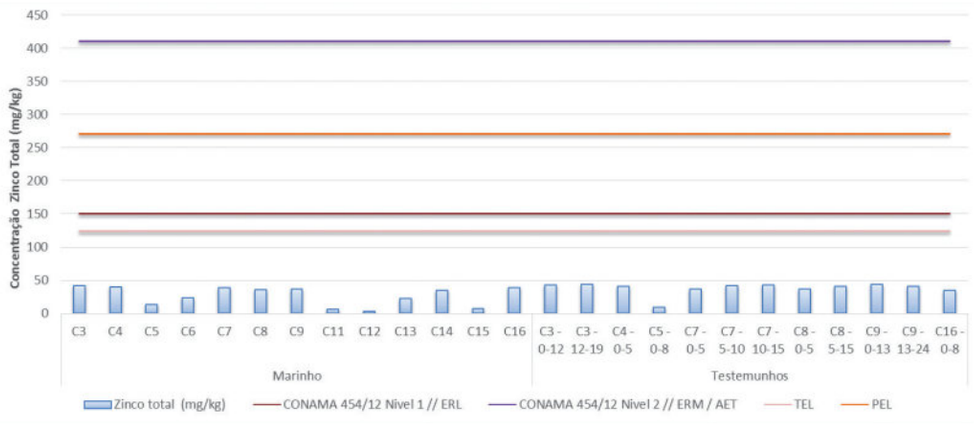
Figura 433 – Resultados de V total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho



4.2.2.2.3.3.15 *Zinco total*

Para a avaliação das concentrações de Zn total, utilizaram-se os níveis de referência da Resolução CONAMA nº 454/2012 e diferentes índices de concentração de efeitos biológicos como referência de critério para proteção da vida marinha (PEL e TEL). Os resultados para todas as estações amostrais localizadas no ambiente marinho, incluindo os testemunhos, estiveram abaixo desses limites (Figura 434).

Figura 434 – Resultados de Zn total para as estações amostrais localizadas no ambiente marinho



4.2.2.3 Considerações finais – análise físico-química do sedimento

As amostras coletadas nos ambientes de transição apresentaram uma predominância das frações mais grossas (cascalho e areia), acima de 69%, nas amostras coletadas nos ambientes estuarinos (C1, C2 e C10), lagoa costeira (L6) e praia (BS1 e BS2). As amostras coletadas no ambiente de mangue

apresentaram uma granulometria mais distribuída, com maiores percentuais de frações finas (silte e argila), principalmente na estação amostral BS5, que teve um percentual em torno de 60%.

As variáveis que resultaram abaixo do limite de quantificação em todas as estações de monitoramento nos ambientes de transição (L6, C1, C2, C10, BS1, BS2, BS4 e BS5) foram: Sb, Cd total, Hg total, Mo total, Ag total, Se total, nitrito, fenol e Cr hexavalente.

Nos ambientes de transição, apenas a variável As total apresentou resultados acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 454/2012, ultrapassando o nível 1 (19 mg/kg), limiar abaixo do qual se prevê baixa probabilidade de efeitos adversos à biota, nas estações amostrais BS2 e BS5, que apresentaram concentrações de 28,11 e 19,52 mg/kg, respectivamente. 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 em que efeitos negativos à biota aquática são observados com pouca frequência, foram suplantados, também, apenas para o parâmetro As total em todos os ambientes de transição, com exceção do ponto L6, localizado na lagoa Monsarás. O padrão de AET, que identifica concentrações no sedimento acima das quais efeitos adversos possivelmente ocorrerão, foi suplantado para as variáveis Al em ambas as amostras dos ambientes de mangue (BS4 e BS5) e Mn na amostra localizada em ambiente de praia (BS2).

No ambiente marinho, as amostras localizadas mais próximas à foz do rio Doce (menos de 4,5 km de distância da foz), em geral, apresentaram uma predominância de frações granulométricas mais finas (argila e silte), sendo que os percentuais de areia muito fina também foram dominantes em algumas estações amostrais. As localizadas entre 4,5 e 22 km da foz do rio Doce apresentaram um padrão granulométrico similar às estações localizadas a menos de 4,5 km da foz, com predominância das frações mais finas (silte e argila). As amostras mais distantes da foz do rio Doce (mais de 22 km de distância), apesar de bem distantes entre si, apresentaram um padrão granulométrico similar, com a predominância de frações mais grossas (cascalho e areia).

As variáveis que resultaram abaixo do limite de quantificação em todas as estações de monitoramento nos ambientes marinhos, incluindo os testemunhos, foram: Sb total, Hg total, Mo total, Ag total, Se total, nitrito, fenol e Cr hexavalente. Essas variáveis, portanto, não foram avaliadas individualmente, visto que não foram detectadas.

No ambiente marinho, as variáveis As total e Cd total apresentaram resultados acima dos limites do nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012. As concentrações de As acima do nível 1 foram encontradas tanto nas estações amostrais localizadas a menos de 4,5 km da foz (C4 – 22,13 mg/kg e C7 – 20 mg/kg) quanto nas estações amostrais entre 4,5 e 22 km (C9 – 23,06 mg/kg, C15 – 36,77 mg/kg e C16 – 20,94 mg/kg) e mais de 22 km da foz (C11 – 29,43 mg/kg). A maior parte das amostras retiradas dos testemunhos também ultrapassou o nível 1 dessa resolução para o parâmetro As, atingindo uma concentração máxima de 25,24 mg/kg na amostra C9 - 13-24. Quanto à variável Cd total, apenas a amostra de testemunho C4 - 0-5 apresentou uma concentração de 2,03 mg/kg, acima do limite de 1,2 mg/kg definido na Resolução CONAMA nº 454/2012.

Com relação aos padrões internacionais de qualidade dos sedimentos quanto a efeitos sobre a biota aquática no ambiente marinho, os padrões mais restritivos (TEL e ERL), que são relacionados a concentrações para as quais efeitos negativos à biota aquática são observados com pouca frequência, foram suplantados nos resultados das variáveis As total, Cd total (em apenas uma amostra), Cr total e

Ni total. O padrão de ERM foi suplantado apenas nos resultados da variável As total, que apresentou 24 das 25 amostras acima desse limite; já o padrão de PEL não foi suplantado em nenhuma variável. O padrão de AET, que identifica concentrações no sedimento acima das quais efeitos adversos são esperados, foi suplantado pelos resultados das variáveis Al total (somente nas amostras localizadas a menos de 22 km da foz do rio Doce), As total (apenas uma amostra – C15), Ba total (somente nas amostras localizadas a menos de 22 km da foz do rio Doce), Mn total (na maior parte das amostras) e V total (somente nas amostras localizadas a menos de 22 km da foz do rio Doce).

4.2.3 BENTOS DE FUNDOS INCONSOLIDADOS

Os organismos bênticos são aquelas espécies que vivem em relação íntima com o fundo, seja para se fixar (organismos sésseis), escavar e/ou caminhar sobre sua superfície (epifaunais), seja para nadar próximo ao fundo (nectônicos) ou mesmo alojar-se nele (infaunais) (VÉLEZ, 1971).

Os animais bênticos compreendem uma grande comunidade ecológica, podendo habitar desde ambientes considerados semiterrestres até as grandes profundidades, mas sempre apresentando alguma relação com o fundo. A comunidade bêntica é complexa, incluindo desde bactérias a plantas superiores (fitobentos) e animais (zoobentos), em diferentes níveis da cadeia alimentar. Essa comunidade é extremamente diversificada e caracterizada pelo grande número de táxons. Encontram-se representantes bênticos praticamente em todos os filos, desde protozoários até macroinvertebrados de grandes dimensões e vertebrados. Os grupos zoológicos mais expressivos com relação ao número de táxons são os cnidários, poliquetas, moluscos e crustáceos (NYBAKKEN, 2001).

As comunidades de organismos bênticos podem ser divididas levando em consideração o tipo de substrato explorado pelos animais. Os organismos bênticos de fundos inconsolidados são animais que podem ser encontrados em ambientes costeiros, como estuários, manguezais, marismas, bancos não vegetados, praias e regiões marinhas mais profundas compostas basicamente por sedimentos que podem ser carregados pela ação da energia local, como areia, silte e argila. Já os animais que utilizam os ambientes cujos substratos são imóveis, como recifes de corais, algas calcárias e costões rochosos, são considerados bentos de fundos duros ou consolidados.

A distribuição dos organismos nos ambientes é influenciada pelo tempo de exposição à dessecação, tipo de substrato, marés e correntes marinhas, iluminação, temperatura, salinidade, O, competição e disponibilidade de alimento (ALONGI, 1989).

Os animais bênticos também podem ser classificados de acordo com seu tamanho. Os microbentos são compostos por organismos com tamanho inferior a 0,063 mm; os meiobentos, pelos organismos entre 0,064 e 1,0 mm; os macrobentos, acima de 1,0 mm; e os megabentos, acima de 10 mm (NYBAKKEN, 2001).

Apesar de alguns registros desde meados do século XVII, o conhecimento dos invertebrados bênticos no Brasil continua insatisfatório, principalmente com relação à micro e meiofauna. A partir da década de 1970, houve um incremento significativo no conhecimento da zoologia no país. Entretanto, alguns filos nunca foram registrados para a costa nacional, evidentemente por falta de estudos, como *Placozoa*, *Mesozoa*, *Gnathostomulida*, *Loricifera* e *Cycliophora*. Os bentos das regiões Sudeste e Sul são, sem dúvida, os mais conhecidos da costa brasileira, com exceção do Espírito Santo. Isso se deve à existência de grupos de pesquisa já consolidados e à grande quantidade de amostras coletadas (LANA et al., 1996; AMARAL; JABLONSKI, 2005).

4.2.3.1 Bentos de estuário

Um estuário, de acordo com a definição de Pritchard (1967), é uma massa de água costeira semicercada que tem alguma ligação livre com o mar. Desse modo, é fortemente influenciado pela ação das marés e, no seu interior, a água do mar mistura-se com a água doce proveniente da drenagem terrestre. Os estuários podem ser considerados zonas de transição ou ecótonos entre os *habitats* de água doce e marinho, embora muitas de suas características físicas e biológicas não sejam de transição, mas, sim, específicas.

Os estuários são de interesse internacional não somente por seu significado ecológico, mas também por seu valor para a qualidade de vida das populações litorâneas. Embora compreendam uma pequena fração da área total e volume da hidrosfera marinha, esses complexos ambientes costeiros servem como ambiente para um número considerável de organismos aquáticos. São utilizados como áreas de refúgio para várias espécies de água doce, como *habitat* para diversas formas especialmente adaptadas para sobrevivência em condições estuarinas e como região essencial para a história de vida e desenvolvimento de muitas populações marinhas (KENNISH, 1986).

A água do estuário pode ser classificada como oligo, meso, poli ou euri-halina, conforme sua salinidade média. A variabilidade da salinidade é uma característica fundamental e os organismos que vivem nesse *habitat* necessitam possuir grandes tolerâncias.

As comunidades bênticas dos estuários são constituídas por um conjunto de espécies tipicamente da zona de estuário e outras que nele penetram vindas do mar, mais um pequeno número de espécies com capacidade osmorreguladora que lhes permite entrar e sair do meio de água doce. *Polychaeta* é o filo mais expressivo em número de táxons nos estuários (VÉLEZ, 1971).

Nas últimas décadas, atividades antrópicas têm contribuído para a transformação dos ecossistemas estuarinos, seja pela massiva introdução de efluentes, ocupação urbana e remoção de áreas vegetadas, seja por intervenções na hidrodinâmica costeira ou crescentes atividades pesqueiras e de maricultura. Além dos intensos impactos locais e regionais sobre os estuários, mudanças climáticas globais poderiam exercer pressão sobre a dinâmica desses ecossistemas e suas comunidades, de uma maneira, escala e intensidades ainda pouco estudadas (BERNARDINO et al., 2015).

Os usos e abusos praticados nos estuários pelo homem estão a tornar-se de tal maneira críticos que é importante que se compreendam bem as suas características próprias.

Regiões estuarinas no litoral do Espírito Santo podem ser encontradas basicamente nas regiões de foz do rio Doce (Regência), rios Piraquê-Açu e Mirim (Santa Cruz), rio Riacho (Aracruz), rio Urussuquara (Barra Seca), rio Mariricu e córrego de Barra Nova (São Mateus), rio São Mateus (São Mateus e Conceição da Barra), rio Caravelas e na Baía de Vitória.

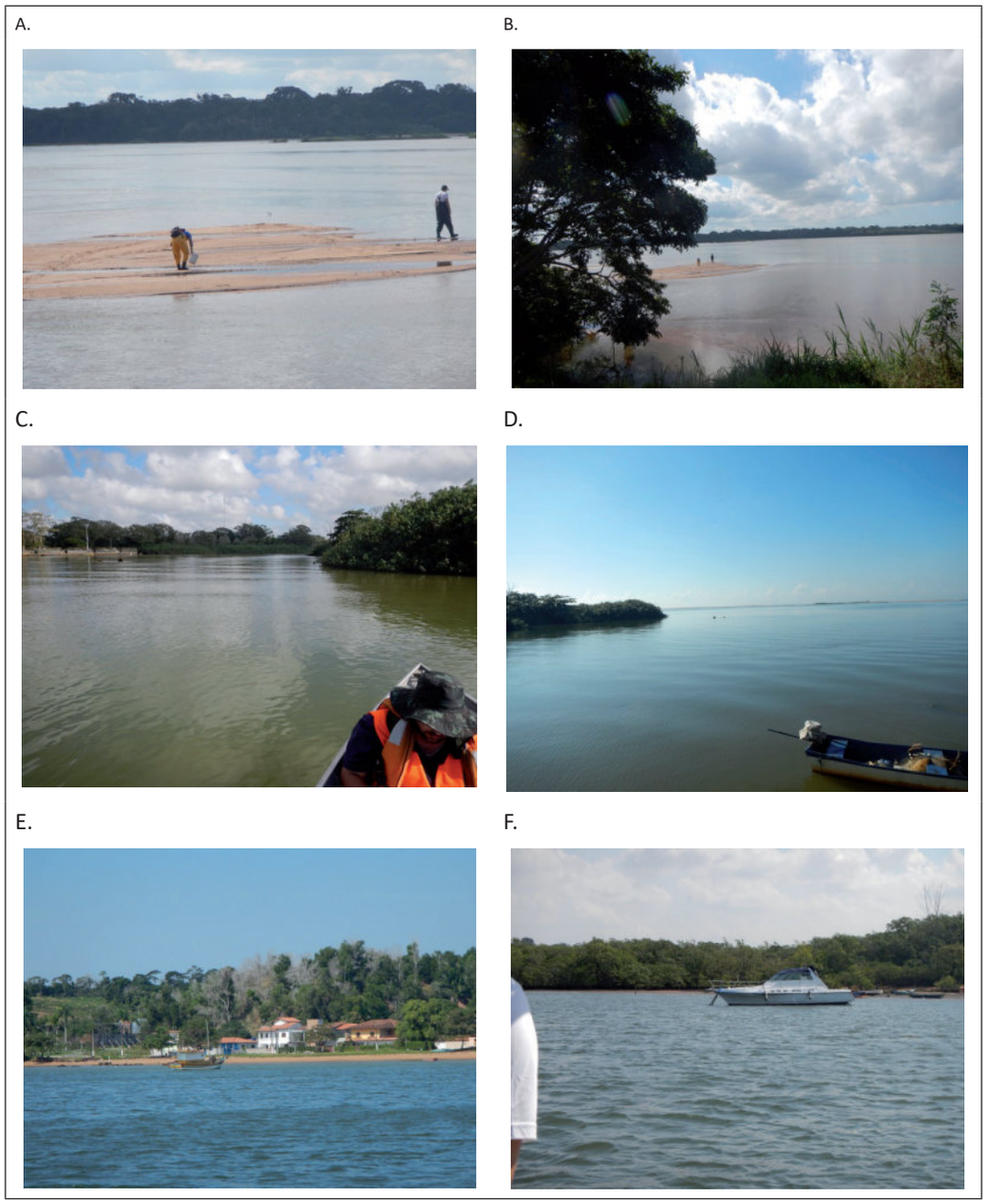
Poucos estudos foram realizados com espécies bênticas nas áreas estuarinas do estado, como descrito na revisão realizada no Relatório de Linha-Base (MAGRIS; FERNANDES, 2005; NALESSO et al., 2005; AUGUSTO, 2010; VENEKEY; FONSECA-GENEVOIS; SANTOS, 2010; ZALMON; KROHLING; FERREIRA, 2011; NEVES, 2014; BERNARDINO et al., 2016; GOMES et al., 2017). Além das pesquisas científicas nos estuários do Espírito Santo, os relatórios técnicos representam uma boa contribuição para o conhecimento da fauna bêntica desses ambientes (BIODINÂMICA, 2007; ALGADERMIS, 2010; PETROBRAS, 2010; MARINHA DO BRASIL, 2016).

4.2.3.2 Materiais e métodos

A caracterização e o monitoramento das comunidades bênticas de fundos estuarinos foram realizados mediante três pontos de coleta. Dois deles (C1 e C2) foram plotados no estuário do rio Doce próximo da foz, em Regência/ES, e o terceiro (C10), na foz do rio Piraquê-Açu, no balneário de Santa Cruz, em Aracruz/ES (Tabela 117 e Figura 435).

As coletas foram realizadas nas mesmas estações das equipes de qualidade de água, sedimentos, fitoplâncton e zooplâncton marinho, respectivamente, nos dias 5 e 4 de julho de 2018.

Figura 435 – Pontos estuarinos utilizados para a caracterização e monitoramento das comunidades bênticas da zona costeira do Espírito Santo: A e B) pontos C1, C e D) ponto C2, em Regência/ES; E e F) ponto C10, em Aracruz/ES



Para as coletas das amostras, foi utilizado um amostrador do tipo busca-fundo, modelo Petersen (Figura 436A). O volume de sedimento no interior do amostrador constituiu uma amostra, considerada válida quando pelo menos dois terços do volume do amostrador estavam preenchidos por sedimento (Figura 436B). Além das amostras da fauna, foi colhida uma amostra para a caracterização granulométrica do sedimento.

No campo, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos identificados e fixadas com uma solução de formalina a 4%. No laboratório, foram lavadas sob peneira com malha de abertura de 0,5 mm e posteriormente triadas em cubas plásticas. Os organismos foram coletados e transferidos para frascos com álcool etílico 70% (Figura 437A e B) (AMARAL; RIZZO; ARRUDA, 2005). A amostra de sedimento foi enviada para o laboratório *in natura* no dia posterior à coleta no campo.

Com o auxílio de um microscópio estereoscópico, os organismos foram identificados no menor nível taxonômico possível, a partir de consultas às bibliografias especializadas (Figura 437C). 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 (Figura 437D).

Figura 436 – Equipamento utilizado para as coletas das amostras do bentos de fundos inconsolidados do ambiente estuarino da zona costeira do Espírito Santo (A e B) e amostra considerada válida no ponto C2, localizado na foz do rio Doce

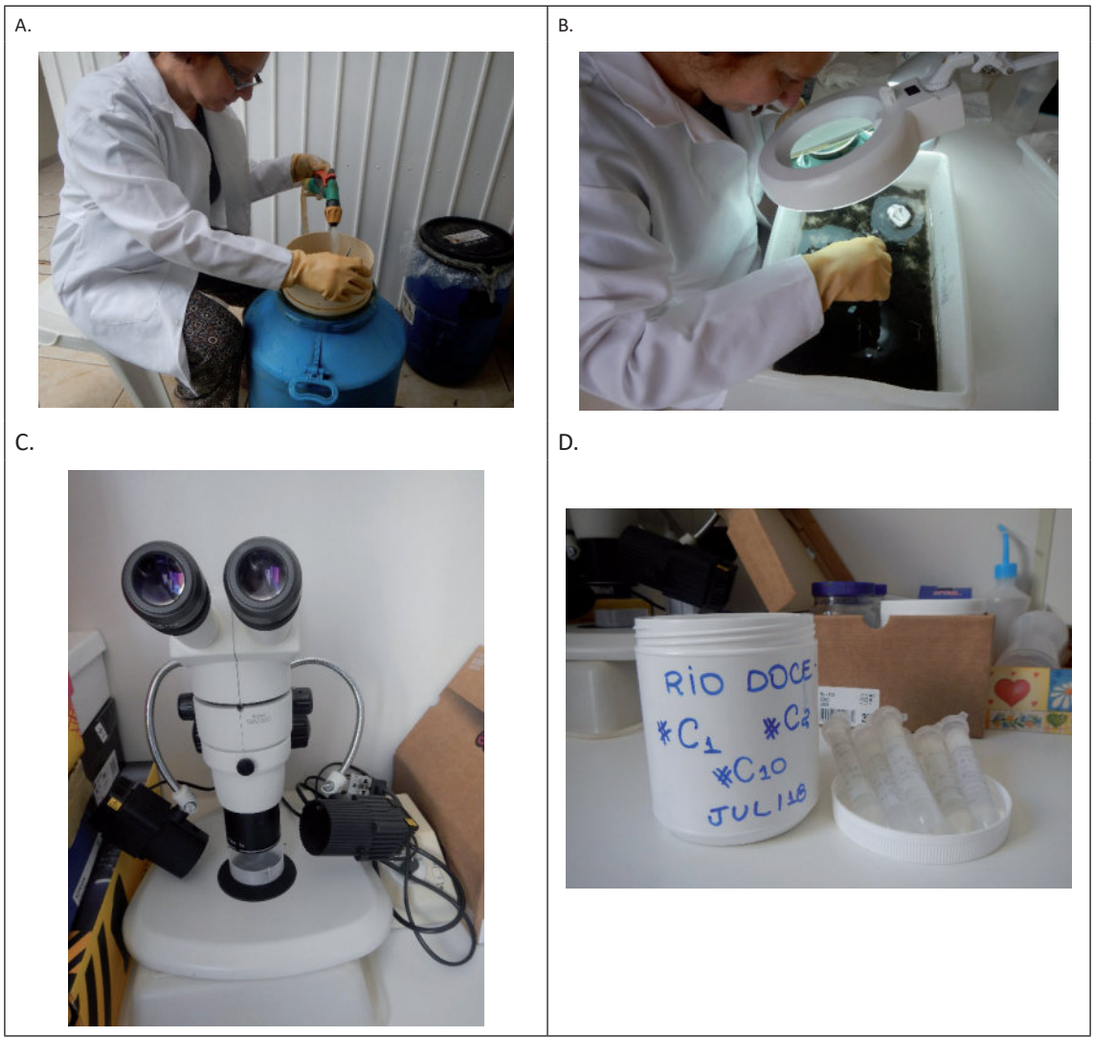
A.



B.



Figura 437 – Equipamentos de laboratório e procedimentos de lavagem (A), triagem das amostras (B), identificação dos organismos bênticos (C) e amostras para o tombamento (D)



4.2.3.3 Resultados e discussão

A estrutura e comunidade bêntica de estuários dependem da interação de fatores abióticos e bióticos e das modificações ambientais promovidas pela influência antropogênica. A salinidade, as características do sedimento e a temperatura são consideradas os principais condicionantes da distribuição dos animais na região estuarina (DAY et al., 1989; MCLUSKY, 1989; COULL; CHANDLER, 1992; GIERE, 1993).

Neste estudo, o número de *táxons* coletados nas três estações não ultrapassou 13. Foram amostrados 152 animais distribuídos em 17 *táxons*. Os exemplares coletados pertenciam aos filos *Plathyhelminthes*, *Nematoda*, *Mollusca*, *Insecta*, classe *Polychaeta*, subfilo *Crustacea* e *Cephalocordata*. Entre os *Mollusca*, foram amostrados representantes de *Bivalvia* e *Scaphopoda* e dos *Crustacea*, *Amphipoda* e *Tanaidacea* (Tabela 126). A dominância da amostra foi de *Bivalvia Ervilia* sp1. e *Anomalocardia brasiliana*, do *Diptera Chironominae* sp1., do *Polychaeta Nereis oligohalina* e do *Cephalocordata Branchiostoma caribaeum* (Tabela 127). Esses grupos são típicos de áreas estuarinas. Apenas *Plathyelminthes* ocorreu nos três pontos de coleta de estuários.

Tanto as abundâncias quanto o número de táxons foram muito baixos quando comparados a estudos realizados em estuários no Brasil. As abundâncias médias não apresentaram diferenças significativas entre os três pontos de coleta, variando de 4,00 ± 6,02 ind./0,07 m² a 21,20 ± 20,63 ind./0,07 m² na C10 (Figura 438A). A maior riqueza foi observada no C10, seguido do C2 e C1. Os valores variaram de 1,02 ± 1,30 táxons/0,07 m² a 4,02 ± 4,08 táxons/0,07 m² (Figura 438B).

O ponto C1, localizado próximo da foz do rio Doce, foi o ponto estuarino com menor número de *táxons* capturados: apenas quatro de *Platyhelminthes*, *A. brasiliana*, *Ervilia* sp1. e *Chironomidae*, somando 12 exemplares. O táxon com a maior contribuição para a abundância nesse ponto foi *Chironomidae* (sete exemplares) (Tabela 127). A abundância média em C1 foi de 4,00 ± 6,08 ind./0,07 m² e a riqueza, de 1,33 ± 1,53 táxons/0,07 m² (Figura 438A e B).

No ponto C2, foram amostrados 34 exemplares, distribuídos em três *táxons*: *Platyhelminthes*, *Nereis oligohalina* e *Chironominae* sp1. *N. oligohalina* e *Chironominae* sp1. contribuíram com 94% da abundância total da amostra. A abundância média no C2 foi de 6,8, ± 9,42 ind./0,07 m² e a riqueza, 1,2 ± 1,30 táxons/0,07 m² (Figura 438A e B).

Courtney e Merrit (2008) classificaram os *Chironomidae* como predadores, minadores, coletores, raspadores e filtradores. Essa ampla adaptação alimentar permite o sucesso do grupo em muitos ambientes dulcícolas e estuarinos. Além disso, a principal adaptação do grupo está relacionada com sua respiração. As larvas de *Chironomidae* são apnêusticas e capazes de respirar o O dissolvido na água através da superfície do corpo, permitindo sua sobrevivência em ambientes com baixa táxons de O na água. Além disso, a hemoglobina no fluido corpóreo de espécies vermelhas participa da respiração das larvas (TRIVINHO-STRIXINO, 2014).

O C10 foi o ponto com maior riqueza de *táxons* registrados, apresentando 13. Foram amostrados *Platyhelminthes*, *Nematoda*, os *Mollusca Ervilia* sp1., *Macoma constrica* e *Antalis disparile*, os *Polychaeta Magelona* sp1., *Hemipodia californiensis*, *Hemipodus olivieri*, *Hesionidae* sp1. e *Owenia* sp1, os *Crustacea Caprellidae* sp1., *Tanaidacea* sp1. e *Atlantochestoidea brasiliensis* e o *Cephalocordata Branchiostoma caribaeum* (Tabela 127).

O total de exemplares capturados foi de 106, sendo que somente *B. caribeuaum* contribuiu com 69% da abundância total (Tabela 127). Silva, Tavares e Soares-Gomes (2008) sugerem uma reprodução contínua ao longo do ano para essa espécie, o que pode corroborar os resultados, uma vez que foram amostrados no inverno. Nesse estudo, a maior abundância da espécie foi na primavera e apresentou correlação positiva com sedimentos grossos, o que foi verificado no ponto C10.

Segundo Alves (2001), os cefalocordados demonstram preferência por areias limpas, de granulometria média a grossa, geralmente com muitos fragmentos de origem orgânica, principalmente algas calcárias, conchas de moluscos e carapaças de crustáceos. Para Silva, Tavares e Soares-Gomes (2008), o tipo de sedimento é a principal variável abiótica que impulsiona a distribuição do anfioxo, de modo que alterações nas características dos sedimentos refletem na distribuição desse organismo. Consoante Barbosa et al. (2018), *B. caribeum* é um bom indicador de contaminação por efluentes domésticos. A abundância média no C10 foi de 21,20 20,63 ind./0,07 m² e a riqueza, 4,20 ± 4,09 táxons/0,07 m² (Figura 438A e B).

Aparentemente, o ponto C10 pode ser considerado melhor preservado quando comparado com os pontos da foz do rio Doce, pois apresentou maiores abundâncias e riqueza de espécies.

Tabela 126 – Lista de *táxons* dos bentos de fundos inconsolidados de estuários da zona costeira do Espírito Santo

FILO	FAMÍLIA	ESPÉCIE
PLATYHELMINTHES	*Turbellaria*	*Platyhelminthes* sp1.
NEMATODA		*Nematoda* sp1.
MOLLUSCA		
Bivalvia	*Semelidae*	*Ervillia* sp1.
	Veneridae	*Anomalocardia brasiliana*
	Tellinidae	*Macoma constricta*
Scaphopoda	*Dentaliidae*	*Antalis disparile*
INSECTA	*Diptera*	*Chironominae* sp1.
ANNELIDA		
Polychaeta	*Glyceridae*	*Hemipodia californiensis*
		Hemipodus olivieri
	Hesionidae	Hesionidae sp1.
	Magelonidae	*Magelona* sp1.
	Nereididae	*Nereis oligohalina*
	Oweniidae	*Owenia* sp1.
CRUSTACEA		
Amphipoda	*Caprellidae*	*Caprellidae* sp1.
	Talitridae	*Atlantochestoidea brasiliensis*
Tanaidacea		*Tanaidacea* sp1.
CEPHALOCORDATA	*Branchiostomidae*	*Branchiostoma caribaeum*

Tabela 127 – Número de *táxons*, abundâncias totais e abundâncias por *táxons* nos pontos estuarinos da zona costeira do Espírito Santo

Táxons	**C1**	**C2**	**C10**
Número de *táxons*	4	3	14
Abundâncias totais	12	34	106
Platyhelminthes	1	2	1
Nematoda	0	0	1
Anomalocardia brasiliana	2	0	0
Ervillia sp1.	2	0	13
Macoma constricta	0	0	3
Antalis disparile	0	0	5
Magelona sp1.	0	0	1
Nereis oligohalina	0	15	0
Hemipodia californiensis	0	0	3

Hemipodus olivieri	0	0	1
Hesionidae sp1	0	0	1
Owenia sp1.	0	0	1
Chironominae sp1.	7	17	0
Caprellidae sp1.	0	0	1
Atlantochestoidea brasiliensis	0	0	1
Tanaidacea sp1.	0	0	1
Branchiostoma caribaeu	0	0	73

Figura 438 – Valores médios, erros e desvios padrões das abundâncias (A) e número de táxons (B) dos organismos bênticos estuarinos nos três pontos de coleta (C1, C2 e C10) no litoral do Espírito Santo

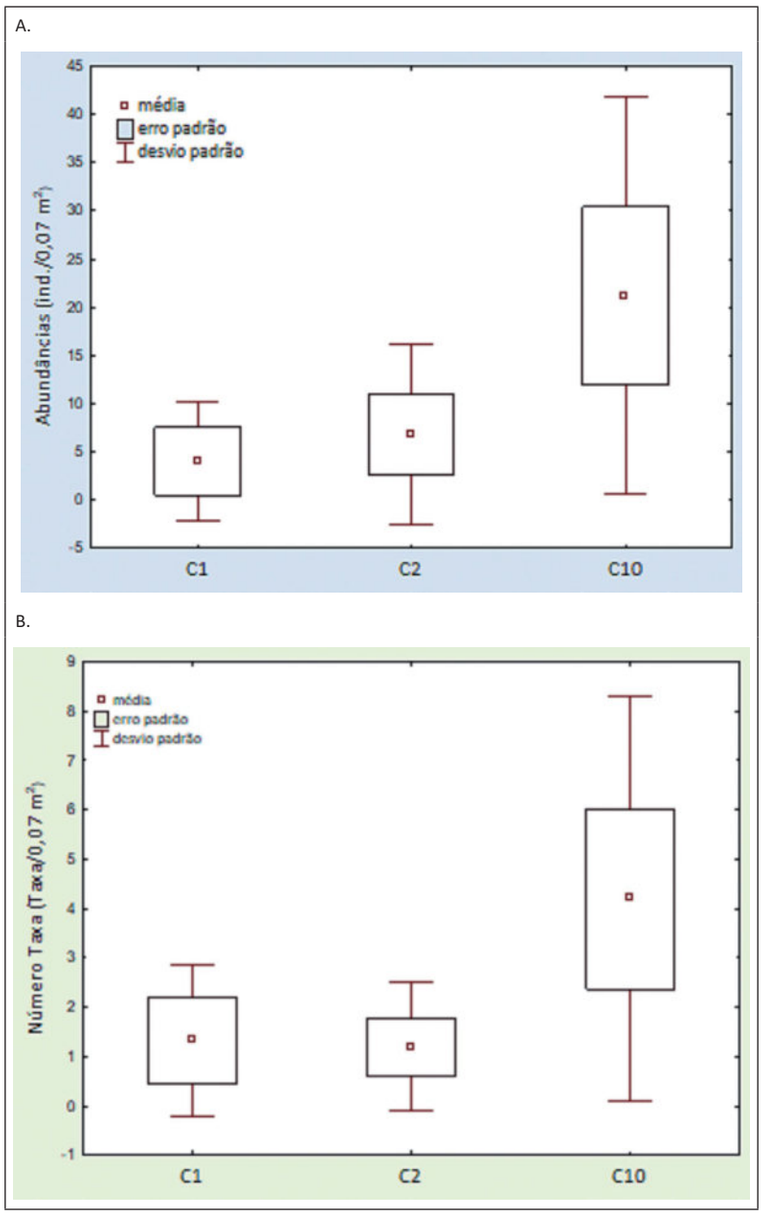


Figura 439 – Amostra do ponto C10 localizado na foz do estuário do rio Piraquê-Açu em Aracruz/ES. Na foto, são apresentados três exemplares do *Cephalocordata Branchiostoma caribaeum* capturados em julho de 2018



4.2.3.4 Considerações finais – bentos de fundos inconsolidados

Neste estudo, foi possível verificar, pelas amostras coletadas nos pontos C1 e C2, que a comunidade bêntica da foz do rio Doce é composta por poucos grupos taxonômicos. *Chironomidae*, que foi o táxon mais abundante, trata-se de um grupo característico de áreas com pouco oxigenação e degradadas. O *Polychaeta N. oligohalina* presente no C2 é uma espécie com ampla distribuição em estuários, podendo ser frequente desde setores oligo a euri-halinos. O ponto C10 foi mais diverso e com maior abundância que C1 e C2, demonstrando ser um ambiente aparentemente mais preservado. O *Cephalocordata B. caribeaum* foi o táxon mais abundante em C10.

4.2.4 PRAIAS – MACROFAUNA BÊNTICA DE PRAIAS ARENOSAS

As praias constituem sistemas dinâmicos, em que elementos básicos como ventos, água e areia interagem, resultando em processos hidrodinâmicos e deposicionais complexos (BROWN; MCLACHLAN, 1990), e compreendem uma porção subaérea (supra e mediolitoral) e outra subaquática, que inclui a zona de arrebentação e se estende até a base orbital das ondas (WRIGHT; SHORT, 1983).

A morfologia dos perfis praiais em determinada região é função do nível energético das ondas, uma vez que essa energia é liberada nas zonas costeiras. Nesse sentido, quanto ao grau de exposição, as praias podem ser identificadas desde muito expostas a muito protegidas, sendo a variabilidade física resultante da combinação de parâmetros básicos, como característica das ondas e granulometria do sedimento (MCLACHLAN, 1980). Ainda, as praias podem ser classificadas de dissipativas a reflexivas, dependendo da morfologia do fundo, do padrão de circulação e da dinâmica de correntes (VILLWOCK, 1994).

Vários motivos justificam o marcado interesse pelo conhecimento da fauna de praias. Muitas espécies têm importância econômica direta, como é o caso dos crustáceos e moluscos utilizados na alimentação humana ou como isca para pesca, somados aos poliquetas, que também constituem rica fonte de alimento para alguns organismos, principalmente peixes, crustáceos e aves (AMARAL et al., 1994).

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. A macrofauna bêntica 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).

Amaral et al. (2003) e Amaral et al. (2016) constataram que o maior volume de informações 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.

A grande maioria dos estudos realizados no litoral do Espírito Santo em ambiente praial ocorreu nas últimas duas décadas (CASTRO; SANTOS, 1989; GROMMANN; NOGUEIRA, 1992; GROHMANN, 1997; LONGO, 1997; EUTRÓPIO, 2009; GUAST; MORANDINI; NUNES, 2009; MARIELA; NUNES; BRAGA, 2010; OLIVEIRA et al., 2010; VENEKEY; FONSECA-GENEVOIS; SANTOS, 2010; DUTRA; RÉGIS; KROHLING, 2011; NUNES, 2011; BERLANDI; FIGUEIREDO; PAIVA, 2012; BRAGA et al., 2012; LAINO et al., 2012; MARQUETTI; RAMOS, 2012; SILVA, 2012; EUTRÓPIO et al., 2013; CRUZ, 2014; MAGALHÃES et al., 2014a, 2014b; COUTINHO, 2015; FERREIRA et al., 2015; MAGALHÃES et al., 2015; BERNARDINO et al., 2016; SOARES; BERNARDINO, 2016; TAVARES et al., 2016; TEIXEIRA, 2016; COUTINHO; BERNARDINO, 2017; ZANETTI, 2017). Alguns relatórios técnicos contribuíram para o conhecimento da flora e fauna das praias capixabas (BIODINÂMICA, 2007; ALGADERMIS, 2010; PETROBRAS, 2010; APLYSIA..., 2016; ECOSERVATION..., 2016).

4.2.4.1 Materiais e métodos – macrofauna bêntica de praias arenosas

Para a caracterização e o monitoramento da fauna bêntica das praias do litoral do Espírito Santo, foram selecionados dois pontos amostrais, cujas coordenadas geográficas são apresentadas na Tabela 117. 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 acidente da barragem de Fundão/MG.

Os pontos foram denominados BS2, localizado ao sul da foz do rio Doce no município de Aracruz, e BS3, ao norte na zona litorânea do Espírito Santo, no município de Linhares (Tabela 117, Figura 399 e Figura 440A e B). As coletas foram realizadas nos dias 11 e 7 de julho de 2018, respectivamente. As duas localidades apresentavam faixa de restinga bem preservada, com plantas características desse bioma.

Figura 440 – Praias utilizadas para o monitoramento das comunidades bênticas da zona costeira do Espírito Santo: A) BS2, no município de Aracruz; B) BS3, no município de Linhares



Para a escolha de cada local de estudo, foram levados em consideração: o acesso para realizar as amostragens, o pouco impacto antrópico no local e que a praia fosse do tipo dissipativa ou tendendo a dissipativa, segundo as classificações propostas por Wright e Short (1984). Segundo Defeo et al. (2009 apud ROSA FILHO et al., 2015), as praias dissipativas abrigam maior biodiversidade.

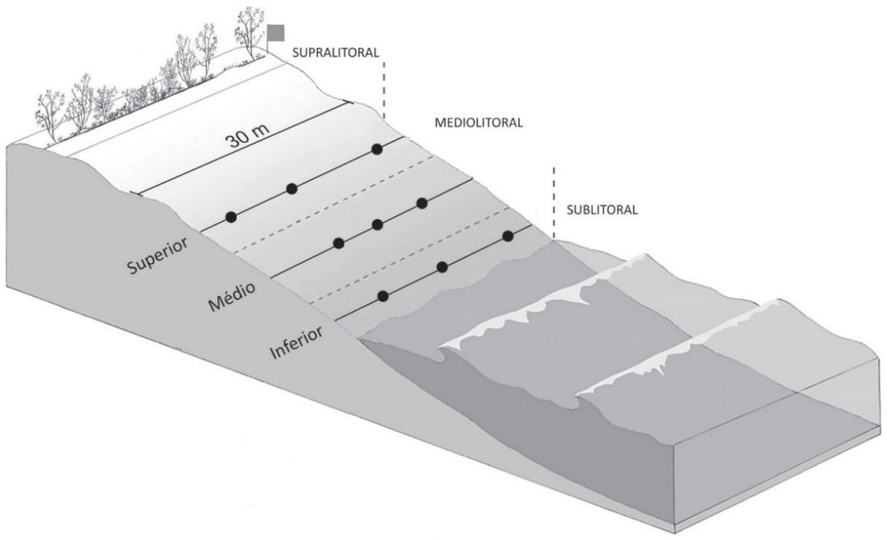
A Figura 441 apresenta um desenho esquemático do método utilizado para a obtenção das amostras. A escolha da metodologia de amostragem foi adaptada dos *Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros*, produzidos por Bernardino et al. (2015).

Em cada praia, foi estabelecido um setor de 30 m de comprimento, paralelo à linha de 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 441). Um marco fixo georreferenciado foi instalado em cada praia, na região das dunas, no início da vegetação arbustiva que servirá como referência para o monitoramento semestral da macrofauna bêntica ao longo do programa 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 marco 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 nove réplicas amostrais. Em cada faixa, foi estendida uma trena com 30 m de comprimento, sendo que cada metro correspondeu a uma possibilidade de sorteio para as réplicas. Para cada faixa, foram sorteadas aleatoriamente três réplicas amostrais, totalizando nove réplicas em cada praia (Figura 441).

Figura 441 – 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



As amostras da macroinfauna bêntica foram coletadas utilizando um amostrador cilíndrico com 20 cm de diâmetro (0,031 m^2) enterrado até 20 cm de profundidade. O volume de sedimento no interior do amostrador constituiu uma amostra (Figura 442A, 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, utilizando um amostrador cilíndrico com 10 cm de diâmetro enterrado até 20 cm de profundidade (Figura 442D).

Também foi verificada e registrada a presença de tocas do caranguejo-fantasma (*Ocypode quadrata*) na região do supralitoral ao longo dos 30 m da área amostral (Figura 442E e F).

Figura 442 – Coletas e 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 (E e F)



Após as coletas, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e as amostras da fauna, fixadas com uma solução de formalina a 4%. No laboratório, foram lavadas sob peneira com malha de abertura de 0,5 mm e posteriormente triadas em cubas plásticas. Os organismos foram coletados e transferidos para frascos com álcool etílico 70% (Figura 442, da seção sobre estuários). A amostra de sedimento foi enviada para o laboratório *in natura* no dia da coleta no campo.

Com o auxílio de um microscópio estereoscópico, os organismos foram identificados no 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.

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.

4.2.4.2 Resultados e discussão – macrofauna bêntica de praias arenosas

O ecossistema de praias arenosas pode ser definido, de maneira simples, como a região costeira em que as ondas retrabalham ativamente o sedimento, o qual usualmente inclui uma variedade de tipos e tamanhos de partícula, como areias grosseiras e finas. Ele abrange desde o mesolitoral, ou região entremarés, até aproximadamente 20 m de profundidade. Mudanças na estrutura populacional e na dinâmica da fauna bentônica em praias podem fornecer uma rápida avaliação do estado ecológico desses ecossistemas (COUTINHO, 2013).

Este estudo visa a dar suporte para a avaliação da passagem da pluma de rejeitos oriunda do rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, pelas praias do litoral do Espírito Santo. A base de dados gerada poderá fornecer subsídios para a avaliação do estado de conservação e representatividade espacial das comunidades praiais.

Nas duas praias estudadas, havia a presença da vegetação típica de restinga bem preservada. Na amostragem dos organismos bênticos dessas praias, foram registrados 13 *táxons* distribuídos entre os *Mollusca*, *Annelida* e *Crustacea*. Foram registrados dois *táxons* de *Bivalvia Macoma constricta* e *Anomalocardia brasiliana*, cinco *táxons* de *Gastropoda*, *Achaticna fulica*, *Echinolittorina lineolata*, *Mulinia cleryana, Olivella minuta* e *Tegula viridula*, *Oligochaeta*, dois *táxons* de *Polycaheta Hemipodus olivieri* e *Sphiophanes bombyx* e três de *Crustacea*, *Atlantochestoidea brasiliensis*, *Excirolana armata* e *Ocypode quadrata* (Tabela 128). Todos os *táxons* amostrados já haviam sido citados em estudos anteriores.

A dominância na amostra foi de *E. armata*, um *Isopoda* típico das praias brasileiras (Tabela 129). As abundâncias médias não apresentaram diferenças significativas entre os dois pontos de coleta (Figura 443). As abundâncias nos dois pontos amostrais foram de 2,00 ± 2,45 (ind./0,031 m^2) no BS2 e, no BS3, 3,44 ± 4,95 (ind./0,031 m^2) (Figura 443A). O maior número de *táxons* foi no BS2, com média de 1,44 ± 1,51 (táxons/0,031 m^2); no BS3, foi de 1,00 ± 0,87 (táxons/0,031 m^2) (Figura 443B).

No ponto BS2, localizado na praia de Santa Cruz, foram amostrados sete *táxons*, que são: *M. constricta*, *A. brasiliana*, *E. lineolata*, *O. minuta*, *T. viridula*, *Oligochaeta* e *H. olivieri*. *H. olivieri* e *T. viridula* foram dominantes na amostra (Tabela 129). A praia BS3 apresentou apenas três *táxons*: *M. cleryana*, *A. brasiliensis* e *E. armata*. O *Amphipoda E. armata* foi dominante na amostra.

Além dos *táxons* da infauna bêntica, foram registradas várias tocas do caranguejo-fantasma *Ocypode quadatra* nas duas praias avaliadas. Na praia BS2, em Santa Cruz, foi verificada a ocorrência do *Gastropoda* exótico *Achatina fulica* no supralitoral.

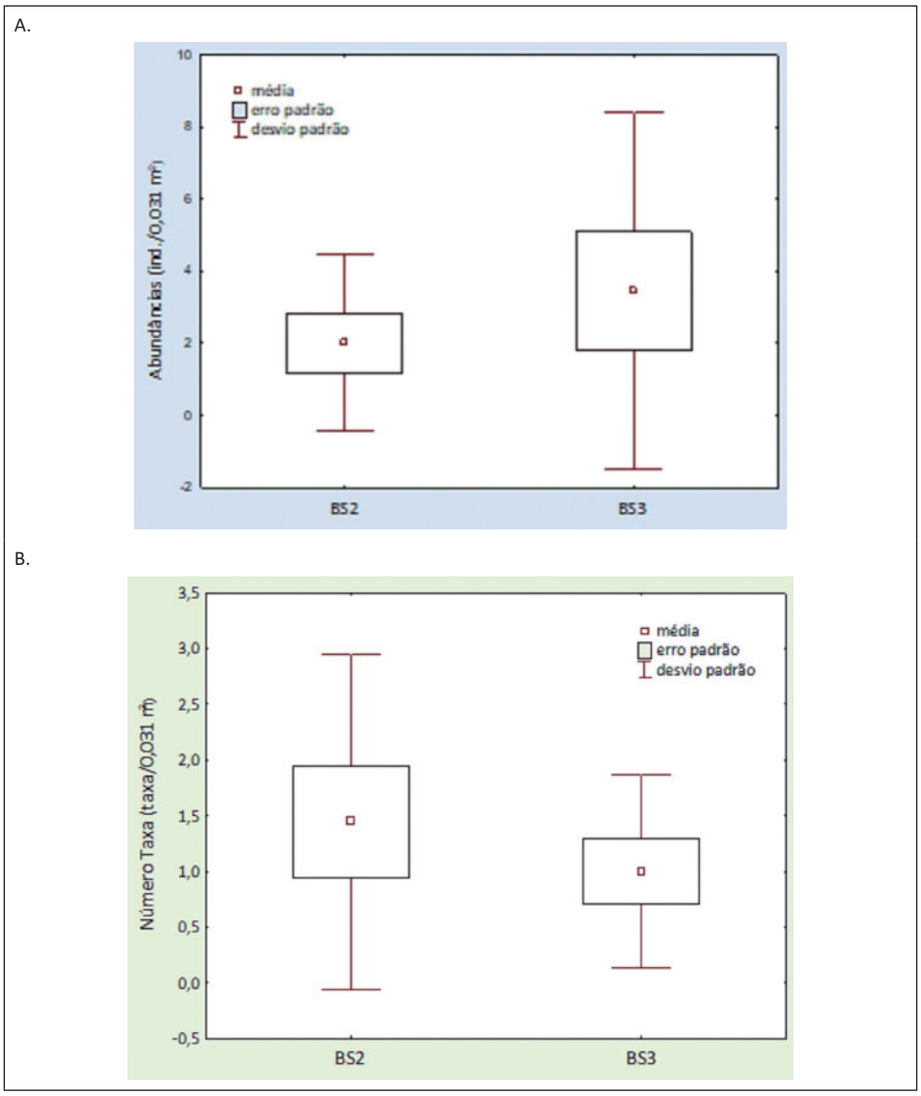
Tabela 128 – Lista de *táxons* da fauna bêntica registrados nos dois pontos de praias no estado do Espírito Santo

FILO	FAMÍLIA	ESPÉCIE
MOLLUSCA		
Bivalvia	*Tellinidae*	*Macoma constricta*
	Veneridae	*Anomalocarida brasiliana*
Gastropoda	*Achatinidae*	*Achatina fulica*
	Littorinidae	*Echinolittorina lineolata*
	Mactridae	*Mulinia cleryana*
	Olividae	*Olivella minuta*
	Trochidae	*Tegula viridula*
ANNELIDA		
Oligochaeta		*Oligochaeta* sp1.
Polychaeta	*Glyceridae*	*Hemipodus olivieri*
		Sphiophanes bombyx
CRUSTACEA		
Amphipoda	*Talitridae*	*Atlantochestoidea brasiliensis*
Isopoda	*Cirolanidae*	*Excirolana armata*
Decapoda	*Ocypodidae*	*Ocypode quadrata*

Tabela 129 – Lista de *táxons* e abundância por *táxons* da fauna bêntica registrados nos dois pontos de praias no estado do Espírito Santo

TÁXONS	BS2	BS3
Macoma constricta	2	0
Anomalocarida brasiliana	1	0
Echinolittorina lineolata	2	0
Olivella minuta	1	0
Tegula viridula	4	0
Mulinia cleryana	0	2
Oligochaeta	1	0
Hemipodus olivieri	7	0
Atlantochestoidea brasiliensis	0	3
Excirolana armata	0	26

Figura 443 – Valores médios, erros e desvios padrões das abundâncias (A) e número de táxons (B) da macrofauna de praias nos dois pontos de coletas (BS2 e BS3) no litoral do Espírito Santo



4.2.4.3 Considerações finais – macrofauna bêntica de praias arenosas

Os dois pontos avaliados apresentaram baixas abundâncias e número de *táxons* característico de ambientes praiais de todo o Brasil. Algumas variações na composição e abundâncias ainda poderão ser verificadas após a análise das amostras coletadas em fevereiro de 2019.

Todos os *táxons* capturados neste estudo já haviam sido citados para o litoral do Espírito Santo.

4.2.5 MANGUEZAIS – MACROFAUNA BÊNTICA DE MANGUEZAIS

O manguezal é um ecossistema complexo, altamente resiliente e resistente. A cobertura vegetal, ao contrário do que acontece nas praias arenosas e nas dunas, se instala em substratos de vasa de formação recente, de pequena declividade, sob a ação diária das marés de água salgada ou, pelo menos, salobra (SNEDAKER; SNADEKER, 1984). A vegetação típica dos manguezais brasileiros são as espécies arbóreas *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle*. Além das espécies citadas no Espírito Santo, *A. germinans* foi registrada entre as árvores de mangue, sempre em baixa densidade.

Manguezais e as planícies não vegetadas encontram-se distribuídos ao longo de praticamente todo o litoral brasileiro. Esses ecossistemas dominam a zona entremarés associada às margens de baías, enseadas, barras, desembocaduras de rios, lagunas e reentrâncias costeiras, onde haja encontro de águas de rios com a do mar ou diretamente expostos à linha da costa.

Mais de 70% da desembocadura de rios e estuários ao longo das costas tropical e subtropical é coberta por bosques de mangue, cuja extensão mundial é estimada em mais de 181.000 km^2 (SPALDING; BLASCO; FIEL, 1997). A estimativa feita pelo Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2010) da área total de manguezais é de 1.277.684 ha; desse total, apenas 7.943 ha, menos de 1%, estão localizados no Espírito Santo. Estima-se que 2.780 ha sejam a área suprimida para empreendimentos de salinas e carcinocultura (SOUZA; JUCÁ, 2012).

Os manguezais acabam de ter reconhecida sua função como componente-chave no ciclo do C atmosférico, sendo considerado, entre as florestas tropicais, a mais rica em C, tanto na estrutura arbórea quanto no sedimento, como reservatório desse elemento. Pela importância como provedor de bens e serviços ecossistêmicos, o quilômetro quadrado de manguezal teve seu valor anual estimado entre US$ 200 mil e 900 mil (SOUZA; JUCÁ, 2012).

Embora a diversidade de espécies seja considerada baixa quando comparada a outros ecossistemas tropicais, como recifes de corais e flores úmidas, a produtividade primária dos manguezais está entre as maiores do mundo (HUTCHINGS; RECHER, 1982; ALONGI, 1988; ROBERTSON; ALONGI, 1992). Estudos sobre a fauna de manguezais e planícies de maré são extremamente necessários pela elevada importância ecológica e econômica desses sistemas. Algumas espécies apresentam importância comercial, como os caranguejos, teredos, berbigões e ostras. Por outro lado, muitas espécies fazem parte da cadeia alimentar de peixes, aves e mamíferos.

A fauna dos manguezais é responsável pela transformação da matéria orgânica vegetal em detrito, por meio das atividades mecânicas, tornando-a disponível para os organismos estuarinos em geral, como também pela aeração e incorporação de matéria orgânica nos solos, por meio do processo de bioturbação.

O levantamento e detalhamento dos estudos desenvolvidos nos manguezais do Espírito Santo foram apresentados no Relatório de Linha-Base deste programa, tendo sido a fauna mais estudada do que a vegetação. A vegetação foi abordada por Carmo et al. (1995, 1998a, 1998b, 2000), Silva, Bernini e Carmo (2005), Vale (2006), Pereira et al. (2009), Lima (2011), Petri et al. (2011), Silva (2011), Vale e Ross (2011), Vale, Deel'Orto-e-Silva, Wanderley (2012), Lima et al. (2013), Londe et al. (2013), Lima (2014), Pascoalini (2014) e Santos (2016). As espécies de crustáceos e moluscos de interesse comercial foram as que obtiveram maior enfoque (AVELINE, 1980; SOUZA; JESUS, 1999; SOUZA; NALESSO; JESUS, 1999; RODRIGUES et al., 2000; COSTA; NALESSO, 2002; SAMPAIO, 2002; SOUZA, 2002; NALESSO; GARCIA-PRADO, 2003; CONHOLATO, 2004; MÜLLER; LANA, 2004; MIRANDA et al., 2005; NALESSO; BARROSO, 2005; ALVARENGA; NALESSO, 2006; CONTI, 2006; NALESSO; BARROSO, 2007; CONTI; NALESSO; CUNHA, 2010; GÓES et al., 2010; SAMPAIO et al., 2011; SILVA, 2011; SOUZA, 2012; SILVA, 2012; SILVA; TOGNELLA, 2013; VIANNA, 2013). Os poliquetos de manguezais tiveram menos destaque nas pesquisas (CONTI; CARMO, 1995; CONTI; CARMO; ROCHA, 1996; DAOLIO, 2014).

Estudos de comunidades bênticas nos manguezais e aspectos sociais do ecossistema foram realizados por Nalesso e Mazioli (2000), Nalesso e Barroso (2005, 2007), Costa e Nalesso (2006), Melo et al. (2007), Reis (2013), Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA, 2014) e Bernardino et al. (2018).

4.2.5.1 Materiais e métodos – macrofauna bêntica de manguezais

Para a caracterização e o monitoramento da fauna bêntica dos manguezais do litoral do Espírito Santo, foram selecionados dois pontos amostrais, cujas coordenadas geográficas são apresentadas na Tabela 117. O primeiro ponto foi posicionado ao norte do litoral do Espírito Santo e foi denominado BS4. Esse ponto localiza-se no estuário de Barra Nova, no município de São Mateus/ES (coordenadas (UTM 24K): 421.055,00 e 7.903.551,00) (Tabela 117, Figura 351 e Figura 444). O segundo ponto (BS5) trata-se de um manguezal localizado ao sul, nas terras indígenas da tribo Guarani, no balneário de Santa Cruz, em Aracruz/ES. O manguezal encontra-se na foz do rio Piraquê-Açu (coordenadas (UTM 24K): 377.401,00 e 7.794.037,00) (Tabela 117, Figura 351 e Figura 444). As amostragens foram realizadas nos dias 6, no BS4, e 4 de julho de 2018, no BS5.

Ambos os bosques eram compostos pelas espécies de árvores *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia schaueriana* e *A. germinans*.

Figura 444 – Áreas de manguezais utilizadas para o monitoramento das comunidades bênticas da zona costeira do Espírito Santo: A) BS4, município de Aracruz; B) BS5, município de São Mateus



A Figura 445 apresenta um desenho esquemático do método utilizado para a obtenção das amostras. Os bosques selecionados para o estudo estão localizados no setor euri-halino dos estuários, conforme a recomendação de Bernardino et al. (2015).

Em cada localidade, foi selecionado um bosque que aparentemente possuía pouco impacto antrópico. Para a determinação do esforço amostral, levaram-se em consideração a disponibilidade de tempo, os recursos logísticos e a sazonalidade dos animais.

As coletas foram realizadas a 20 m da região de borda, como representado na Figura 445. Na localidade, foi estendida uma trena com 30 m de comprimento e realizadas cinco réplicas amostrais para a identificação da macroinfauna bêntica. Os locais de coleta das réplicas foram sorteados previamente, levando em consideração 1 m de distância entre eles. Para as coletas, foi utilizado um amostrador cilíndrico com 15 cm de diâmetro, que possu*í*a uma serra na extremidade e foi enterrado a uma profundidade de 15 cm (Figura 445 e Figura 446A e B).

A ocorrência e densidade da megafauna das árvores do mangue e a densidade do caranguejo-uçá foram estimadas pela demarcação de cinco *quadrats* com 4 m^2 cada, plotados paralelamente às réplicas da macroinfauna. Para a demarcação, foi utilizada uma trena graduada formando um quadrado com 2 m de lado (Figura 446). Em cada *quadrat*, foi estimada a densidade de *Littorina angullifera*, contando o número de animais nos troncos das árvores até 1 m do solo (Figura 446C). Também foi anotada a ocorrência de ostras e cracas aderidas aos troncos, pneumatóforos e raízes escoradas no perímetro de cada *quadrat*.

A densidade do caranguejo-uçá foi determinada por meio da contagem do número de tocas em cada *quadrat*, totalizando 20 m^2 (Figura 446D).

Além desses procedimentos, foi realizada uma busca ativa de fauna móvel com o objetivo do registro de ocorrência de algumas espécies móveis 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”). A busca ativa foi realizada durante 10 min e alguns exemplares foram coletados, visando à confirmação das identificações taxonômicas, e serão tombados com os demais lotes da fauna bêntica desses ambientes.

Para a caracterização granulométrica dos sedimentos, uma réplica foi colhida nas proximidades da primeira réplica da macroinfauna, com o auxílio de um amostrador cilíndrico com 10 cm de diâmetro enterrado a 15 cm de profundidade (Figura 446E).

Figura 445 – 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, em julho de 2018

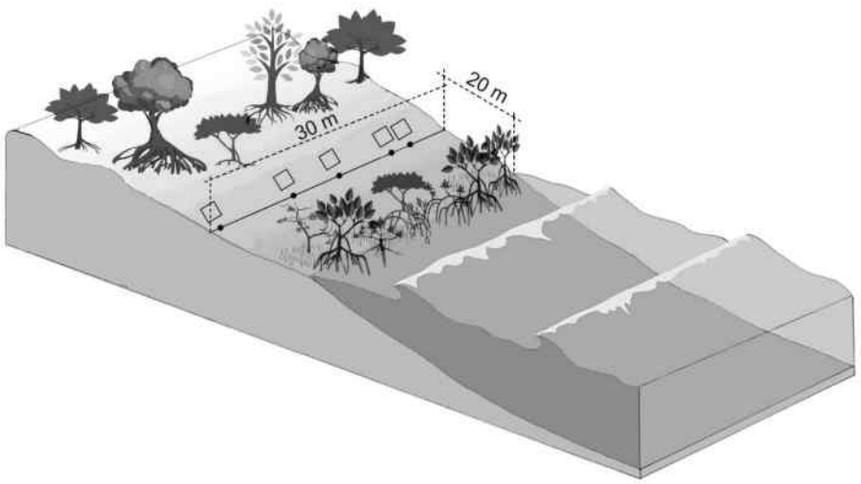


Figura 446 – Coletas da macroinfauna bêntica dos manguezais do Espírito Santo (A e B), medida para contagem da epifauna nas árvores (C), contagem das tocas de ***Ucides cordatus*** (D) e amostra para a análise dos sedimentos (E)

A.



B.



C.



D.



E.



Após as coletas, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos. As amostras da fauna foram fixadas com uma solução de formalina a 4%.

Em laboratório, as amostras da macroinfauna foram lavadas sob peneira com malha de abertura de 0,5 mm e posteriormente triadas em cubas plásticas. Os organismos foram coletados e transferidos para frascos com álcool etílico 70% (Figura 437, da seção sobre estuários).

Com o auxílio de um microscópio estereoscópico, os organismos foram identificados no 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 e de cada metodologia. A amostra de sedimento foi enviada para o laboratório *in natura* no dia da coleta no campo para as análises granulométricas.

4.2.5.2 Resultados e discussão – macrofauna bêntica de manguezais

Os manguezais, por meio do crescimento dos bosques, produzem grande quantidade de matéria orgânica e o excedente é exportado para outros sistemas ou armazenado; por esse motivo, o ecossistema apresenta grande importância ecológica para muitas comunidades animais estuarinas e marinhas (ODUM, 1988).

Os principais motivos que ameaçam os manguezais brasileiros, segundo Lacerda (1984), são o desmatamento para expansão industrial, urbana e portuária; o uso potencial para aquicultura; poluição ambiental; crimes ambientais; acidentes ambientais; especulação imobiliária; extração de madeira; terras para agricultura; contaminação por metais pesados; pesca predatória; e poluição por dejetos sanitários.

Este estudo foi desenvolvido com o intuito de dar subsídios à análise dos impactos causados pela passagem dos rejeitos de mineração no litoral do Espírito Santo e que, consequentemente, atingiram os estuários em que se localizam os manguezais.

Na amostra, foram registados 20 *táxons* nas duas áreas de manguezais avaliados. Os *táxons* representam a infauna, fauna móvel e epifauna móvel e séssil dos manguezais. Os grandes grupos taxonômicos amostrados foram os *Mollusca Bivalvia* e *Gastropoda*, os *Annelida Oligochaeta* e *Polychaeta*, os *Crustacea Cirripedia* e *Decapoda* (Tabela 130). A infauna bêntica foi composta por 12 *táxons* típicos de áreas estuarinas: o *Mollusca Lucina pectinata*, os *Polychaeta Leonereis acuta*, *Sphiophanes bombyx*, *Polydora neocaeca*, *Notomastus* sp1., *Onuphidae* sp1., *Glycinde multidens*, *Capitela capitata*, *Heteromastus* sp1., *Oligochaeta*, *Muscidae*, os *Crustacea Alpheus heterochaelis* e *Uca uruguayensis*. O grupo dominante e com maior riqueza de espécies foi *Polychaeta*, que representou 69% da abundância da amostra.

Os *táxons C. capitata* e *U. uruguayensis* foram os mais abundantes na amostra. Apenas *C. capitata* ocorreu nos dois pontos de coleta (Tabela 131). As abundâncias médias foram baixas, não ultrapassando cinco animais. A abundância média no BS4 foi de 3,40 ± 1,34 ind./0,018 m^2 e, no BS5, 2,40 ± 1,67 ind./0,018 m^2. Não houve diferença significativa entre os pontos amostrais em função de as médias estarem dentro da margem de erro (Figura 447A).

Embora a maior riqueza tenha sido verificada em BS4, também não houve diferença significativa entre os pontos, pois os valores estão dentro da margem de erro e desvio padrão das amostras. O número de *táxons* no BS4 foi de 2,40 ± 0,89 táxons/0,018 m^2 e, no BS5, 1,2 ± 0,83 táxons/0,018 m^2 (Figura 447B). Esses valores foram inferiores aos registrados por Brogim (2001) em manguezais das baías de Paranaguá e Antonina.

O número de *L. angulifera* e de tocas nos dois manguezais estudados não apresentou diferenças significativas.

No manguezal BS4, foram amostrados oito *táxons*: *L. acuta*, *S. bombyx*, *P. neocaeca*, *Notomastus* sp1., *C. capitata*, *Heteromastus* sp1., *Muscidae* sp1. e *U. uruguayensis.* O táxon com maior número de exemplares foi *U. uruguayensis* (Tabela 131). O número médio de exemplares de *L. angulifera* no BS4 foi de apenas 1,00 ind./4 m^2 em cada *quadrat* e o número médio de tocas de *U. cordatus* foi de 10,80 ± 4,66 tocas/4 m^2 (Tabela 131A e B; Figura 447B e C). Foram verificadas tocas fechadas de *U. cordatus* nos dois pontos de coleta (Figura 451).

O manguezal BS5 apresentou apenas cinco *táxons*: *L. pectinata*, *Oligochaeta*, *C. capitata*, *G. multidens* e *A. heterochaelis* (Tabela 131). O *Polychaeta C. capitata* foi dominante na amostra. *L. angulifera* apresentou densidade de 1,20 ± 1,30 ind./4 m^2 no BS5 e 14,70 ± 5,77 tocas/4 m^2 de tocas de *U. cordatus* (Tabela 131A e B).

O número de tocas de *U. cordatus* foi semelhante ao registrado em manguezais da Ilha do Mel, na baía de Paranaguá/PR, Canal do Linguado, em São Francisco do Sul/SC, e nos manguezais de Joinville e nas margens do rio Cubatão/SC (IBAMA, 1998).

Durante a busca ativa da fauna móvel e séssil, foram verificadas e coletadas seis espécies: os *Mollusca Crassostrea rhizophore* e *Melampus coffeus* e os *Crustacea Chthamalus rhizophorae*, *Aratus pisonii*, *Goniopsis cruentata*, *Cardissoma guanhumi* e *Eurytium limosum* (Figura 449A, Figura 450A a D e Figura 451 A a D).

Um fato importante que foi verificado durante as coletas foi o uso de armadilhas para a captura do caranguejo *U. cordatus*. Nos dois pontos de coleta, foram registradas armadilhas do tipo "redinha" na entrada das tocas dos caranguejos (Figura 452A a C). 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 (1994). Tocas do caranguejo *Cardissoma guanhumi*, o guanhamum, também foram registradas reviradas para a captura do animal. A proibição de captura dessa espécie está em vigor, uma vez que o recurso na região foi considerado superexplotado. Contudo, pode-se constatar que os recursos vêm sendo utilizados como fonte proteica pelas comunidades locais, ao longo dos anos, após o desastre de Mariana, em 2015.

Toda fauna registrada já havia sido citada em artigos científicos desenvolvidos no estado ou catálogos de espécies bênticas brasileiras.

Tabela 130 – Lista de *táxons* da fauna bêntica registrados nos dois pontos de manguezais no estado do Espírito Santo

FILO	FAMÍLIA	
MOLLUSCA		
Bivalvia	*Lucinidae*	*Lucina pectinata*
	Ostreidae	*Crassostrea rhizophorae*
Gastropoda	*Ellobiidae*	*Melampus coffeus*
	Littorinidae	*Littorina angulifera*
ANNELIDA		
Oligochaeta		*Oligochaeta* sp1.
Polychaeta	*Capitellidae*	*Capitela cf. capitata*
		Heteromastus sp.
		Notomastus sp.
	Goniadidae	*Glycinde multidens*
	Nereididae	*Laeonereis acuta*
	Spionidae	*Polydora neocaeca*
		Sphiophanes bombyx
INSECTA	*Muscidae*	*Muscidae* sp1.

FILO	FAMÍLIA	
CRUSTACEA		
Cirripedia	*Chthamalidae*	*Chthamalus rhizophorae*
Decapoda	*Alpheidae*	*Alpheus heterochaelis*
	Gecarcinidae	*Cardisoma guanhumi*
	Grapsidae	*Aratus pisonii*
		Goniopsis cruentata
	Ocypodidae	*Uca uruguayensis*
		Ucides cordatus
	Xanthidae	*Eurytium limosum*

Tabela 131 – Lista de *táxons* e abundâncias totais e por táxons da infauna bêntica registrados nos dois pontos de manguezais no estado do Espírito Santo

Táxons	BS4	BS5
Número de *táxons*	8	5
Abundâncias totais	17	12
Lucina pectinata	0	1
Oligochaeta	0	2
Leonereis acuta	2	0
Sphiophanes bombyx	1	0
Polydora neocaeca	1	0
Notomastus sp1.	2	0
Capitella capitata	3	6
Heteromastus sp1.	3	0
Glycinde multidens	0	2
Muscidae sp1.	1	0
Alpheus heterochaelis	0	1
Uca uruguayensis	4	0

Figura 447 – Valores médios, erros e desvios padrões das abundâncias (A) e número de *táxons* (B) dos organismos bênticos estuarinos nos dois pontos de coleta (BS4 e BS5) em manguezais do Espírito Santo

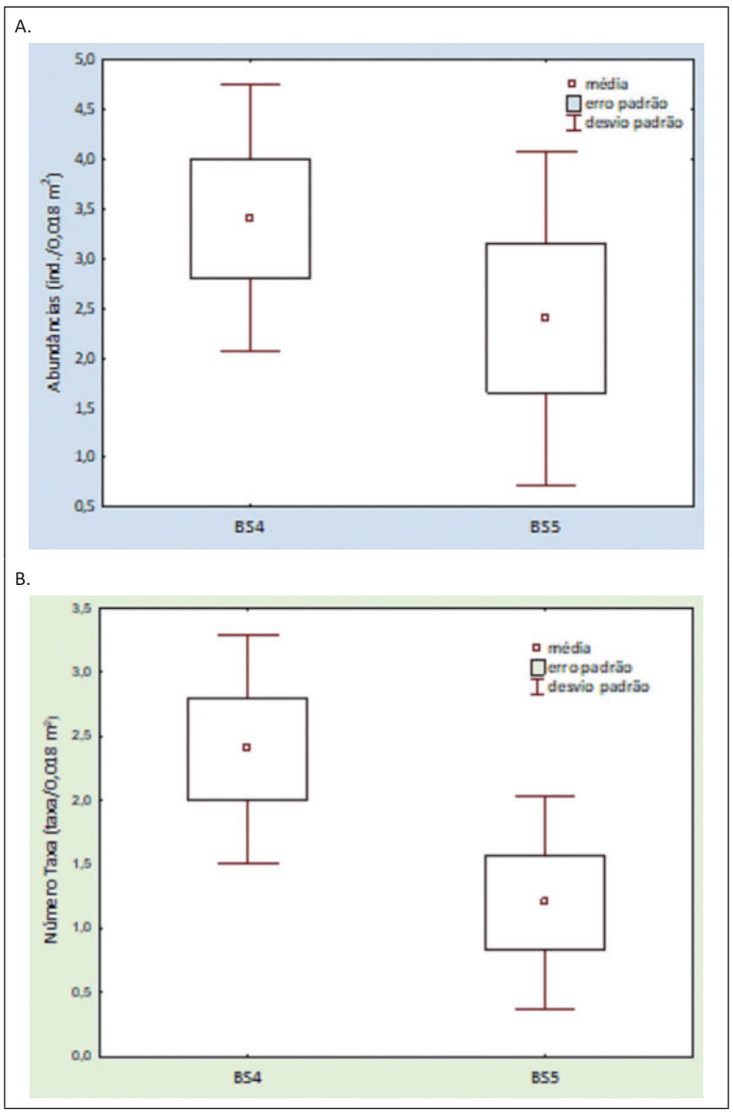


Figura 448 – Valores médios, erros e desvios padrões das abundâncias de ***Littorina angulifera*** (A) e tocas de ***Ucides cordatus*** (B) nos dois pontos de coleta (BS4 e BS5) no litoral do Espírito Santo

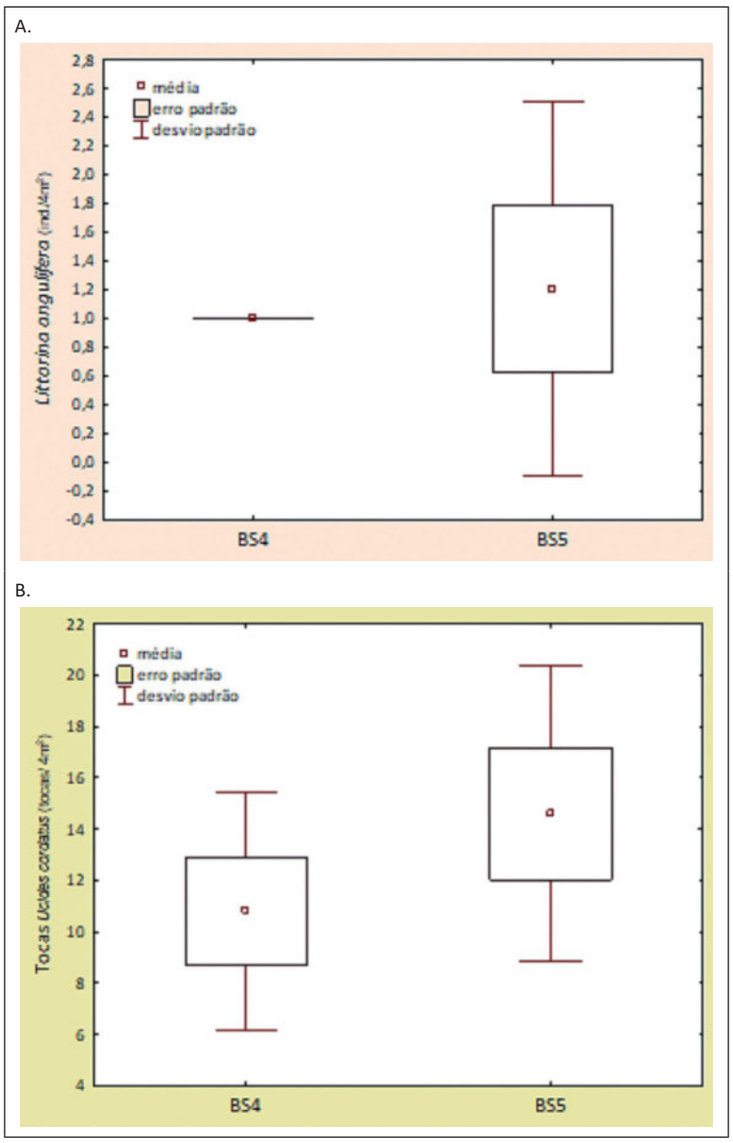


Figura 449 – Exemplares de *Chthamalus rhizophorae* (A) e *Littorina angulifera* (B e C) nos dois pontos de coleta (BS4 e BS5) no litoral do Espírito Santo



Figura 450 – Exemplares dos *Mollusca Melampus coffeus* (A e B) e *Crassostrea rhizophorae* (C e D) coletados nos dois pontos de manguezais (BS4 e BS5) no litoral do Espírito Santo, em julho de 2018



Figura 451 – Tocas dos *Crustacea Cardissoma guanhumi* (A) e *Ucides cordatus* (B) e exemplares de *Aratus pisonii* (C) e *Goniopsis cruentata* (D) coletados nos dois pontos de manguezais (BS4 e BS5) no litoral do Espírito Santo, em julho de 2018



Figura 452 – Armadilha do tipo “redinha” instalada na entrada das tocas de *Ucides cordatus* nos pontos de manguezais (A) BS5, na foz do Piraquê-Açu, em Aracruz, e (B e C) BS4, em Barra Nova, São Mateus, no litoral do Espírito Santo, em julho de 2018

A.



B,



C.



4.2.5.3 Considerações finais – macrofauna bêntica de manguezais

Este estudo buscou apresentar os resultados obtidos em dois pontos de manguezais na área litorânea do Espírito Santo. Todas as espécies coletadas já haviam sido citadas para o Espírito Santo.

O número de tocas de *U. cordatus* foi semelhante ao verificado em estudos realizados na região Sul do Brasil. Os caranguejos *U. cordatus*, o caranguejo-uçá, e *C. guanhumi*, o guanhamum, continuam sendo utilizados como recursos alimentares pelas comunidades locais mesmo depois do acidente em Mariana. A pesca de *U. cordatus* tem sido realizada por armadilha do tipo redinha.

4.2.6 AMBIENTE MARINHO – BENTOS DE FUNDOS INCONSOLIDADOS RASOS

Estudos sobre a fauna bêntica são extremamente necessários pela elevada importância ecológica e econômica. Os invertebrados bênticos são responsáveis pela transformação da matéria orgânica animal e vegetal em detritos. Pelas atividades mecânicas de alimentação e escavação, os detritos tornam-se disponíveis para outros organismos. Também são responsáveis pela aeração e incorporação de matéria orgânica nos solos por meio da bioturbação. Além disso, são considerados fundamentais na cadeia trófica de peixes, aves e mamíferos.

Nas últimas décadas, a fauna bêntica de fundos inconsolidados foi utilizada como indicadora de qualidade de água, funcionando como importante mecanismo de monitoramento de áreas naturais, com relevante interesse ecológico e econômico. Populações de macroinvertebrados bênticos têm sido utilizadas 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 (KENNISH, 1986).

O uso dos organismos é realizado com a avaliação da maneira como ocupam um *habitat* em função das suas exigências ambientais. Os animais bênticos apresentam uma série de características que os tornam particularmente úteis em avaliações de efeitos de impactos antrópicos sobre ecossistemas aquáticos. Apresentam grande diversidade de formas de vida e de *habitats*, podendo ser encontrados em todos os tipos de ambiente marinho; possuem mobilidade limitada, fazendo com que sua presença ou ausência esteja intimamente associada às alterações das condições do *habitat*; as comunidades são compostas de muitas espécies, gerando ampla variedade de respostas aos estresses ambientais; alguns *táxons* apresentam ciclo de vida longo, o que possibilita a somatória temporal dos efeitos antrópicos. Qualquer alteração nas condições ambientais se reflete nas estruturas das comunidades que ali habitam.

Outro aspecto importante a ressaltar é que os invertebrados bênticos apresentam uma grande importância, seja nas teias alimentares marinhas, como fonte de alimento para recursos pesqueiros pelágicos e demersais, seja como recursos vivos com importância econômica (LAVRADO; IGNÁCIO, 2006).

A caracterização dos bentos da porção continental marinha do Espírito Santo tem sido levantada e descrita basicamente mediante relatórios técnicos. Vários programas ambientais têm sido desenvolvidos junto ao processo de licenciamento ambiental de empreendimentos como gasodutos e estaleiros instalados na costa do estado (BIODINÂMICA, 2000, 2007; EQUILIBRUIM, 2001, 2002a, 2002b, 2002c; CEPEMAR, 2003, 2004, 2006b, 2006c, 2006d, 2006e, 2009b; UFES, 2007; PETROBRAS, 2011; EJA, 2015).

Alguns estudos contribuíram para o monitoramento das espécies bênticas de fundos rasos após o episódio do rompimento da barragem de Fundão, em Mariana/MG (BIANCHINI, 2016; FAURG, 2016a, 2016b; ICMBIO, 2016a, 2016b, 2016c, 2016d; COPPETEC, 2017).

4.2.6.1 Materiais e métodos – bentos de fundos inconsolidados rasos

Para a caracterização e o monitoramento da macrofauna bêntica do compartimento marinho da zona costeira, foram selecionados 13 pontos amostrais. As localidades foram posicionadas a fim de monitorar as características das comunidades de macroinvertebrados bênticos de fundos inconsolidados que foram diretamente atingidas pelos rejeitos provenientes do acidente da barragem de Fundão/MG. Um total de oito pontos foi localizado nas proximidades da foz do rio Doce (C3, C4, C5, C6, C7, C8, C9 e C13) no município de Regência/ES, dois (C11 e C12), na região de Aracruz/ES e três (C14, C15 e C16), na região de Linhares/ES (Figura 399). As coletas foram realizadas no período de 4 a 11 de julho de 2018, nas mesmas estações das equipes de qualidade de água, sedimentos, fitoplâncton e zooplâncton marinhos.

As amostras da macroinfauna bêntica foram coletadas utilizando um amostrador do tipo busca-fundo, modelo Petersen (Figura 453A e B). O volume de sedimento no interior do amostrador constituiu uma amostra, tendo sido considerada válida quando pelo menos dois terços do volume do amostrador estavam preenchidos por sedimento (Figura 453C). Além das amostras da fauna, foi colhida uma amostra para a caracterização granulométrica do sedimento.

Figura 453 – Equipamentos utilizados para as coletas e estocagem das amostras da macroinfauna bêntica do ambiente marinho raso da zona costeira do Espírito Santo (A e B) e de uma amostra considerada válida (C)

A.



B.



C.



No campo, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos identificados e fixadas com uma solução de formalina a 4% (Figura 454A, B e C). No laboratório, foram lavadas sob peneira com malha de abertura de 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 posterior à coleta no campo.

Com o auxílio de um microscópio estereoscópico, os organismos foram identificados no 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.

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.

Figura 454 – Amostra (A) e estocagem (B e C) das amostras da macroinfauna bêntica do ambiente marinho raso da zona costeira do Espírito Santo

A.



B.



c.



4.2.6.2 Resultados e discussão – bentos de fundos inconsolidados rasos

Os bentos do ambiente marinho foram caracterizados por 45 *táxons* nos 13 pontos de coleta. Foram amostrados *Platyhelminthes*, *Mollusca*, *Nemertea*, *Nematoda*, *Annelida*, *Crustacea* e *Echinodermata* (Tabela 132). Entre os *Mollusca*, foram amostrados *Bivalvia* com seis *táxons*, *Gastropoda* com dois e *Scaphopoda* com dois. *Polychaeta* foi o grupo mais diverso, com 20 *táxons*. Os *Crustacea* apresentaram oito *táxons* e *Echinodermata*, três. Os demais grupos tiveram apenas um táxon cada (Tabela 132).

A dominância na amostra foi do *Amphipoda* sp1 no ponto C4. Nenhum táxon foi frequente em todos os pontos de coleta (Tabela 133). As abundâncias médias apresentaram diferenças significativas entre os pontos de coleta. De maneira geral, os pontos mais afastados da foz do rio Doce apresentaram maiores abundâncias médias (C13, C14, C15 e C16) (Tabela 134), com exceção do C4, que apresentou abundância média significativamente maior por causa da contribuição do *Amphipoda* sp1. (Tabela 133).

Os números médios de táxons também apresentaram diferenças entre os pontos amostrais. Os pontos mais afastados da foz do rio apresentaram maiores números médios de *táxons*, como mostram a Figura 455 e a Tabela 134.

A Figura 456 apresenta os resultados da análise de correspondência canônica aplicada sobre a matriz de dados das abundâncias médias e dos parâmetros ambientais de salinidade, profundidade do ponto e granulometria do sedimento. Os dados de abundâncias foram transformados utilizando raiz quadrada.

Pela análise canônica, foi possível verificar que as características granulométricas dos sedimentos, a salinidade e a profundidade dos pontos de coletas explicaram 61,20% da variação dos dados da fauna bêntica. O eixo 1 foi responsável por 33,00% da variabilidade dos dados e o eixo 2, por 28,00% (Figura 456). A profundidade, a salinidade e os valores percentuais de argila nas amostras foram os parâmetros que mais contribuíram para a dispersão dos dados (Figura 456).

Os resultados mostram que a grande maioria dos *táxons* esteve presente nas estações com maiores percentagens de finos. Alguns *táxons* foram frequentes nas estações com menores salinidades (C3 e C5) e a profundidade foi um parâmetro importante na ocorrência dos *táxons* nos pontos C15 e C16. Contudo, é importante salientar que a grande maioria dos *táxons* esteve presente em apenas uma estação e possivelmente pode ser amostrada em outras campanhas em outros pontos.

Tabela 132 – Lista de *táxons* dos bentos de fundos inconsolidados rasos da zona costeira do Espírito Santo

FILO	FAMÍLIA	
PLATYHELMINTHES		Platyhelminthes sp1.
MOLLUSCA		
Bivalvia	*Matridae*	*Mulinia cleryana*
	Semelidae	*Ervillia* sp1.
	Solecurtidae	*Tagelus plebeus*
	Tellinidae	*Macoma constricta*
	Veneridae	*Anomalocardia brasiliana*
		Pitar rostratus
Gastropoda	*Olividae*	*Olivella minuta*
	Littorinidae	*Littorina angulifera*
Scaphopoda	*Dentaliidae*	*Antalis disparile*
		Dentalium sp1.
NEMERTEA		*Nemertea* sp1.
NEMATODA		*Nematoda* sp1.
SIPUNCULA		*Sipuncula* sp1.
ANNELIDA		
Polychaeta	*Ampharetidae*	*Isolda pulchella*
	Chaetopteridae	*Chaetopterus* sp1.
	Eulepethidae	*Grubeulepsis tebblei*
	Glyceridae	*Glycera americana*
		Glycera dibranchiata
	Goniadidae	*Goniada brunnea*
	Lumbrineridae	*Lumbrineris coccinea*
	Magelonidae	*Magelona* sp1.
	Maldanidae	*Axiothella* sp1.
	Nephytidae	*Aglaophamus* sp1.
	Nereididae	*Neanthes bruaca*
	Onuphidae	*Diopatra aciculata*
	Orbiniidae	*Scoloplos* sp1.
	Pilargidae	*Sigambra grubei*
	Spionidae	*Laonice* sp1.
		Paraprionospio pinata
		Sphiophanes bombyx
		Polydora cornuta
	Syllidae	*Sphaerosyllis* sp1.
		Syllis sp1.
CRUSTACEA		
Amphipoda		*Amphipoda* sp1.
		Caprellidae sp1.
Cumacea		*Cumacea* sp1.
Isopoda		*Isopoda* sp1.

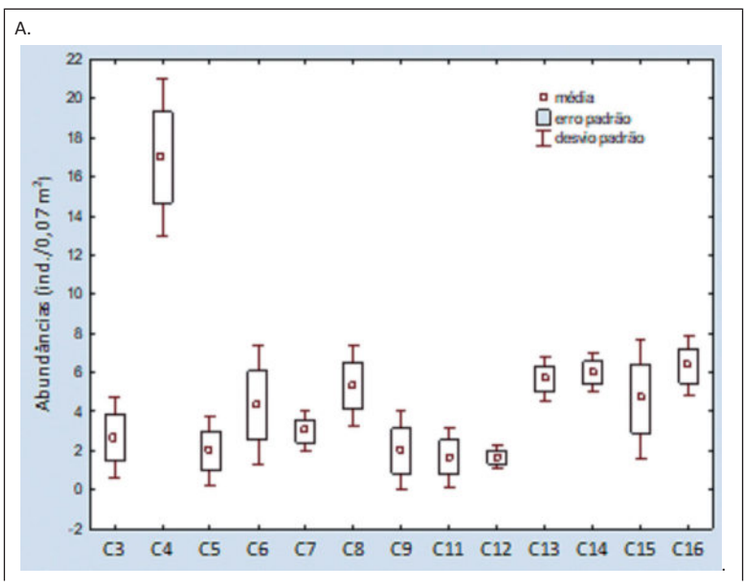
FILO	FAMÍLIA	
Decapoda	*Parthenopidae*	*Heterocrypta granulata*
	Xanthidae	*Garthiope barbadensis*
		Decapoda sp1.
	Ogyridae	*Ogyrides alphaerostris*
ECHINODERMATA		
Holothuroidea		*Holothuroidea* sp1.
Ophiuroidea	*Ophiactidae*	*Hemipholis elongata*
		Ophiactis lymani

Tabela 133 – Abundâncias dos bentos de fundos inconsolidados rasos da zona costeira do Espírito Santo

	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C11	C12	C13	C14	C15	C16
Número de *táxons*	6	15	3	4	6	7	4	4	2	9	8	7	12
Abundâncias totais	8	51	6	13	9	16	6	5	5	17	18	14	19
Platyhelminthes	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nematoda	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0
Nemertea	0	2	0	0	0	4	0	0	0	2	0	1	2
Anomalocardia brasiliana	1	0	0	4	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Ervillia sp1.	0	0	0	0	2	1	0	0	0	4	0	0	0
Lucina pectinata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Macoma constricta	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Pitar rostratus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Tagelus plebeus	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Olivella minuta	0	2	0	0	0	0	2	1	0	0	2	0	0
Mulinia cleryana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Antalis disparile	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
Dentalium sp1.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	1
Sipuncula	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aglaophamus sp1.	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Axiothella sp1.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Chaetopterus sp1.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Diopatra aciculata	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Laonice sp1.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Sphiophanes bombyx	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lumbrineris coccinea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Magelona sp1.	2	7	3	4	1	5	0	0	0	5	5	1	0
Polydora neocaeca	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polydora cornuta	0	0	0	4	2	0	0	0	0	0	1	0	0
Neanthes bruaca	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	1	0
Onuphidae sp1.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0	0
Glycera americana	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	2	0

	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C11	C12	C13	C14	C15	C16
Glycera dibranchiata	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Goniada brunnea	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grubeulepsis tebblei	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Hemipholis elongata	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Isolda pulchella	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paraprionospio sp1.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paraprionospio pinata	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Scoloplos sp1.	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
Sigambra grubei	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Sphaerosyllis sp1.	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Syllis sp1.	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
Syllidae sp1.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cumacea	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Amphipoda sp1.	0	24	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
Caprellidae sp1.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Isopoda sp1.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Ogyrides alphaerostris	0	0	0	0	1	0	2	2	0	1	1	0	2
Heterocrypta granulata	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Garthiope barbadensis	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ophiactidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Holothuroidea sp1.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Figura 455 – Valores médios, erros e desvios padrões das abundâncias (A) e número de *táxons* (B) dos organismos bênticos estuarinos nos 13 pontos de coleta (C3, C4, C5, C6, C7, C8, C9, C11, C12, C13, C14, C15 e C16) situados na zona costeira do Espírito Santo



B.

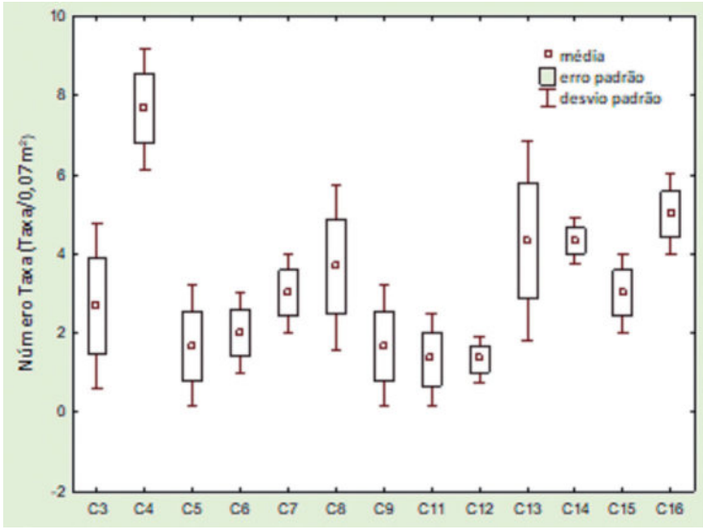
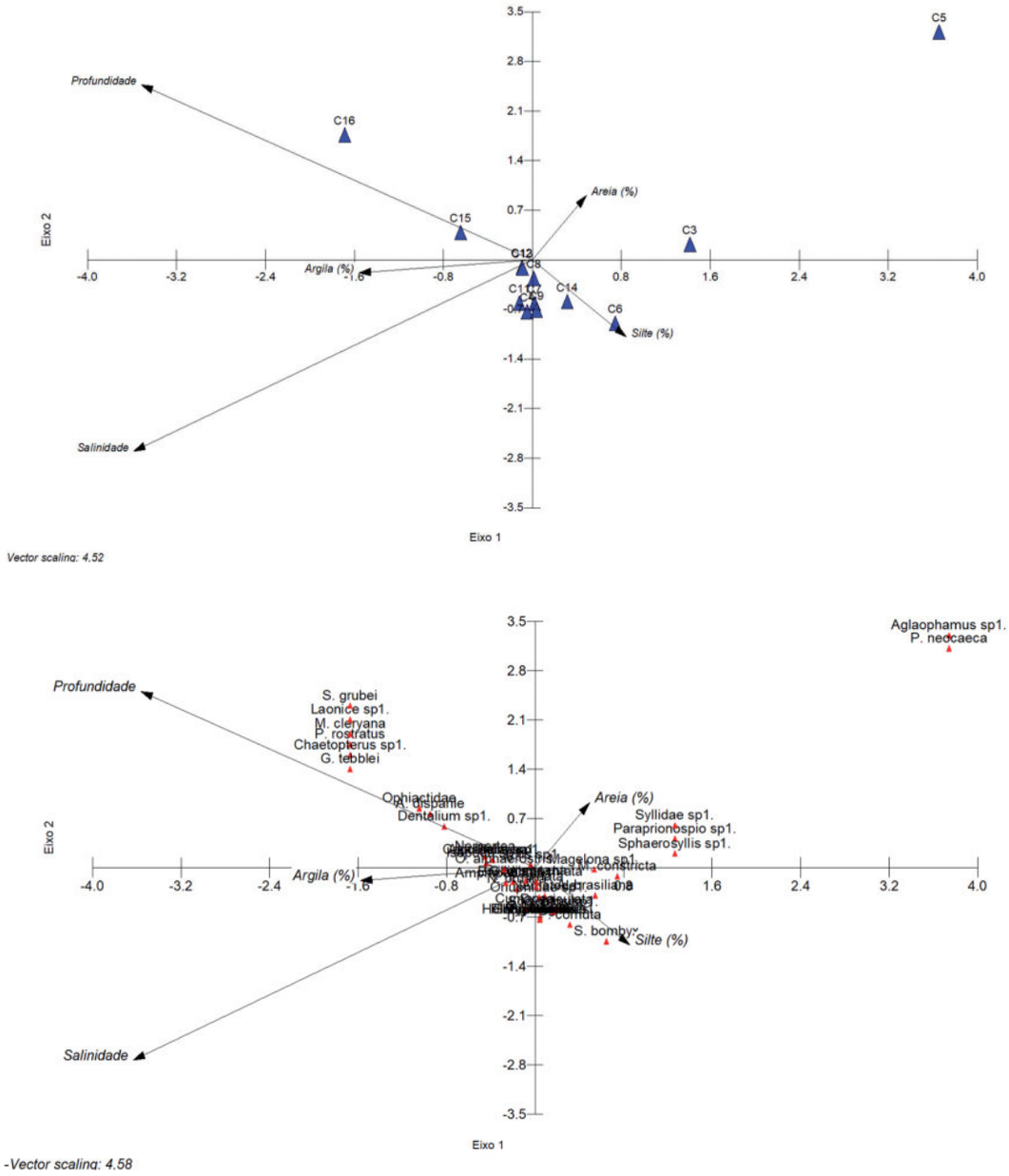


Tabela 134 – Abundâncias, números de *táxons* médios e desvios padrões dos 13 pontos de amostragem de bentos de fundos inconsolidados da zona costeira do Espírito Santo

	Abundância média	**Desvio padrão**	**Número de** *táxons*	**Desvio padrão**
C3	2,67	2,08	2,67	2,08
C4	17,00	4,00	7,67	1,53
C5	2,00	1,73	1,67	1,53
C6	4,33	3,06	2,00	1,00
C7	3,00	1,00	3,00	1,00
C8	5,33	2,08	3,67	2,08
C9	2,00	2,00	1,67	1,53
C11	1,67	1,53	1,33	1,15
C12	1,67	0,58	1,33	0,58
C13	5,67	1,15	4,33	2,52
C14	6,00	1,00	4,33	0,58
C15	4,67	3,06	3,00	1,00
C16	6,33	1,53	5,00	1,00

Figura 456 – Resultados da análise canônica correlacionando as abundâncias dos *táxons* com as características do sedimento, salinidade e profundidade dos 13 pontos de coleta (C3, C4, C5, C6, C7, C8, C9, C11, C12, C13, C14, C15 e C16) situados na zona costeira do Espírito Santo, em julho de 2018



4.2.6.3 Considerações finais – bentos de fundos inconsolidados rasos

Todos os *táxons* coletados neste estudo já haviam sido citados para a zona costeira do Espírito Santo. Tanto as abundâncias médias quanto o número médio de *táxons* registrados foram baixos, com exceção do ponto C4. Boa parte dos *táxons* foi amostrada em um único ponto amostral.

A composição e abundâncias dos *táxons* poderão sofrer algumas alterações em função da sazonalidade, que será analisada após a obtenção dos dados das amostras coletadas em fevereiro de 2019.

4.3 ICTIOFAUNA

4.3.1 METODOLOGIA

4.3.1.1 Área de estudo

No ambiente marinho, foram selecionados seis pontos amostrais, divididos em dois subcompartimentos. São três pontos equidistantes posicionados na área de deposição da camada espessa (> 5 mm) de rejeitos sobre o sedimento marinho, considerando um raio (distância) de até 5 km da foz do rio Doce. Os outros três pontos amostrais estão posicionados na área de deposição da camada fina (< 5 mm) de rejeitos sobre o sedimento marinho, considerando um raio (distância) entre 15 e 20 km da foz do rio Doce (Figura 316).

4.3.1.2 Materiais e métodos

A caracterização da ictiofauna foi realizada por meio de dados secundários disponíveis em bancos de dados, bibliografias, entidades ambientais públicas e privadas e coletas realizadas durante as campanhas de campo. A captura dos exemplares teve seu esforço sistematizado para cálculos de captura por unidade de esforço e as amostragens foram padronizadas para a comparação entre todas as coletas que foram e ainda serão realizadas. Nesse ponto, vale ressaltar que, nos resultados obtidos a partir dos dados da Fundação Renova, a comparação foi prejudicada, pois não foi recebida a metodologia utilizada, apenas os dados brutos.

Para a captura dos exemplares, foram utilizadas diversas técnicas ativas e passivas, de acordo com as características de cada ponto amostrado.

Os seguintes apetrechos de pesca foram utilizados:

- Embarcações de pesca que operam na região (Figura 457) com redes de arrasto cônicas (Figura 458), portas e ensacador, operadas no fundo ou no ambiente pelágico (ambiente marinho). O esforço amostral empregado foi de 15 min de arrasto em cada ponto.

Figura 457 – Embarcação alugada para a realização do arrasto



Figura 458 – Rede de arrasto cônica com porta.



Após serem coletados, quando necessário, os exemplares foram anestesiados conforme os procedimentos descritos na Resolução CFBio nº 301/2012. Os peixes capturados foram posteriormente fixados em formol 10% em sacos plásticos etiquetados com as informações do ponto de coleta e armazenados em tambores plásticos. Quando os exemplares tinham comprimento maior que 30 cm, receberam injeção de formol na cavidade abdominal para fins de melhor preservação do material.

Os exemplares coletados foram encaminhados ao laboratório do Lactec, em que foram identificados conforme literatura específica. Para *Characiformes*, foram caracterizados e identificados segundo Fink e Weitzman (1974), Menezes e Weitzman (1990), Vari (1992), Buckup (1993), Bertaco e Malabarba (2001), Britski, Birindelli e Garavello (2012), Bifi (2013), Lucena e Soares (2016) e Ramirez, Birindelli e Galetti (2017); para *Siluriformes*, segundo Tchernavin (1944), Boeseman (1968), Britski e Garavello (1984), Lundberg, Bornbusch e Mago-Leccia (1991), De Pinna (1992), Schaefer (1997), Malabarba e Mahler (1998), Reis e Cardoso (2001), Lundberg e Parisi (2002), Bertaco e Cardoso (2005), Sarmento-Soares e Buckup (2005) e Souza (2017); para *Perciformes*, segundo Rican e Kullander (2003); e, para *Cyprinodontiformes*, segundo Lucinda (2005). A classificação das ordens, classes e grupos de *Perciformes* seguiu Betancur-Rodriguez et al. (2017).

Cada indivíduo foi registrado com as seguintes informações:

- data e ponto de amostragem;
- aparelho de pesca utilizado;
- espécie;
- comprimento total;
- comprimento padrão;
- peso total;
- graus de repleção gástrica;
- peso do estômago;
- sexo;
- estágio de maturação gonadal;
- peso da gônada.

Após a triagem, todas essas informações foram tabuladas em planilhas do Excel. Esses dados tabulados e os recebidos da Fundação Renova sobre a comunidade ictiofaunística foram avaliados e descritos em função de estimativas de riqueza, diversidade, abundância e similaridade entre locais amostrados (parâmetros ecológicos de riqueza, abundância e diversidade), conforme metodologia detalhada na seção 3.6.2.2.

4.3.2 RESULTADOS

4.3.2.1 Composição da ictiofauna

De acordo com os resultados obtidos no levantamento dos dados bibliográficos para a elaboração do Relatório de Linha-Base, foram identificadas para a região marinha 399 espécies. Após a primeira expedição de reconhecimento da área e a adição de dados obtidos mediante bibliografia especializada, foram encontrados dados de riqueza de espécies diferentes dos obtidos para o referido relatório (Tabela 135).

Tabela 135 – Lista da composição geral da ictiofauna do ambiente marinho adjacente à foz do rio Doce registrada por meio de levantamento de dados secundários

Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Pesca	Distribuição
Marinho	*Perciformes*	*Pomacentridae*	*Abudefduf saxatilis* (Linnaeus, 1758)	Sargentinho	Não	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Ostraciidae*	*Acanthostracion polygonius* Poey, 1876	Peixe-cofre	Não	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Ostraciidae*	*Acanthostracion quadricornis* (Linnaeus, 1758)	Peixe-cofre	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Acanthuridae*	*Acanthurus bahianus* Castelnau, 1855	Cirurgião	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Acanthuridae*	*Acanthurus chirurgus* (Bloch, 1787)	Cirurgião	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Acanthuridae*	*Acanthurus coeruleus* Bloch & Schneider, 1801	Cirurgião	Não	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Achiridae*	*Achirus achirus* (Linnaeus, 1758)	Linguado	Não	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Achiridae*	*Achirus declivis* Chabanaud, 1940	Linguado	Não	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Achiridae*	*Achirus lineatus* (Linnaeus, 1758)	Linguado	Não	Ampla
Marinho	*Myliobatiformes*	*Myliobatidae*	*Aetobatus narinari* (Euphrasen, 1790)	Raia-pintada	Sim	Ampla
Marinho	*Anguilliformes*	*Ophichthidae*	*Ahlia egmontis* (Jordan, 1884)	Enguia	Não	Ampla
Marinho	*Albuliformes*	*Albulidae*	*Albula vulpes* (Linnaeus, 1758)	Ubarana	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Alphestes afer* (Bloch, 1793)	Garoupa-rajada	Sim	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Monacanthidae*	*Aluterus monóceros* (Linnaeus, 1758)	Peixe-porco	Sim	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Monacanthidae*	*Aluterus scriptus* (Osbeck, 1765)	Cangulo-pavão	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Cirrhitidae*	*Amblycirrhitus pinos* (Mowbray, 1927)	Sarampinho	Não	Ampla
Marinho	*Clupeiformes*	*Engraulidae*	*Anchoa filifera* (Fowler, 1915)	Manjuba	Sim	Ampla
Marinho	*Clupeiformes*	*Engraulidae*	*Anchoa januaria* (Steindachner, 1879)	Manjuba	Sim	Atlântico Sul
Marinho	*Clupeiformes*	*Engraulidae*	*Anchoa lyolepis* (Evermann & Marsh, 1900)	Manjuba	Sim	Ampla
Marinho	*Clupeiformes*	*Engraulidae*	*Anchoa tricolor* (Spix & Agassiz, 1829)	Manjuba	Sim	Atlântico Sul
Marinho	*Clupeiformes*	*Engraulidae*	*Anchovia clupeoides* (Swainson, 1839)	Manjuba	Sim	Ampla
Marinho	*Clupeiformes*	*Engraulidae*	*Anchoviella brevirostris* (Günther, 1868)	Manjuba	Sim	Ampla
Marinho	*Clupeiformes*	*Engraulidae*	*Anchoviella lepidentostole* (Fowler, 1911)	Manjuba	Sim	Ampla

Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Pesca	Distribuição
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Bothidae*	*Ancylopsetta cycloidea* Tyler, 1959	Linguado	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Haemulidae*	*Anisotremus moricandi* (Ranzani, 1842)	Sargo	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Haemulidae*	*Anisotremus surinamensis* (Bloch, 1791)	Sargo-de-beiço	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Haemulidae*	*Anisotremus virginicus* (Linnaeus, 1758)	Salema	Sim	Ampla
Marinho	*Lophiiformes*	*Antennariidae*	*Antennarius striatus* (Shaw, 1794)	Peixe-pescador	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Caproidae*	*Antigonia capros* Lowe, 1843	Periquito	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Apogonidae*	*Apogon americanos* Castelnau, 1855	*Cardinalfish*	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Apogonidae*	*Apogon maculatus* (Poey, 1860)	*Cardinalfish*	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Apogonidae*	*Apogon pseudomaculatus* Longley, 1932	*Cardinalfish*	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sparidae*	*Archosargus probatocephalus* (Walbaum, 1792)	Sargo-de-dente	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sparidae*	*Archosargus rhomboidalis* (Linnaeus, 1758)	Sargo	Sim	Ampla
Marinho	*Anguilliformes*	*Congridae*	*Ariosoma opisthophtalma* (Ranzani, 1839)	Moreia	Não	Brasil
Marinho	*Siluriformes*	*Ariidae*	*Aspistor luniscutis* (Valenciennes, 1840)	Bagre	Sim	Atlântico Sul
Marinho	*Perciformes*	*Uranoscopidae*	*Astroscopus y-graecum* (Cuvier, 1829)	Mira-céu	Não	Ampla
Marinho	*Atheriniformes*	*Atherinopsidae*	*Atherinella blackburni* (Schultz, 1949)	Peixe-rei	Sim	Ampla
Marinho	*Atheriniformes*	*Atherinopsidae*	*Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1825)	Peixe-rei	Sim	Ampla
Marinho	*Rajiformes*	*Arhynchobatidae*	*Atlantoraja castelnaui* (Miranda Ribeiro, 1907)	Raia	Sim	Atlântico Sul
Marinho	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Awaous tajacica* (Lichtenstein, 1822)	Maria-da-toca	Não	Brasil
Marinho	*Siluriformes*	*Ariidae*	*Bagre bagre* (Linnaeus, 1766)	Bagre	Sim	Ampla
Marinho	*Siluriformes*	*Ariidae*	*Bagre marinus* (Mitchill, 1815)	Bagre	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Bairdiella ronchus* (Cuvier, 1830)	Cangauá	Sim	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Balistidae*	*Balistes capriscus* (Gmelin, 1789)	Peixe-porco	Sim	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Balistidae*	*Balistes vetula* Linnaeus, 1758	Peroá-rei	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Barbulifer ceuthoecus* (Jordan & Gilbert, 1884)	Maria-da-toca	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Barbulifer enigmaticus* J.-C. Joyeux et al., 2009	Maria-da-toca	Não	Brasil
Marinho	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Bathygobius mystacium* Ginsburg, 1947	Maria-da-toca	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Bathygobius soporator* (Valenciennes, 1837)	Maria-da-toca	Não	Ampla
Marinho	*Scorpaeniformes*	*Triglidae*	*Bellator brachychir* (Regan, 1914)	Cabrinha	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Percophidae*	*Bembrops heterurus* (Miranda Ribeiro, 1903)	Peixe-lagarto	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Labridae*	*Bodianus pulchellus* (Poey, 1860)	Bodião	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Labridae*	*Bodianus rufus* (Linnaeus, 1758)	Bodião	Não	Ampla

Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Pesca	Distribuição
Marinho	*Perciformes*	*Haemulidae*	*Boridia grossidens* Cuvier, 1830	Roncador	Não	Atlântico Sul
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Bothidae*	*Bothus lunatus* (Linnaeus, 1758)	Linguado	Não	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Bothidae*	*Bothus ocellatus* (Agassiz, 1831)	Linguado	Não	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Bothidae*	*Bothus robinsi* Topp & Hoff, 1972	Linguado	Não	Ampla
Marinho	*Gadiformes*	*Bregmacerotidae*	*Bregmaceros atlanticus* Goode & Bean, 1886	Abrótea	Não	Ampla
Marinho	*Clupeiformes*	*Clupeidae*	*Brevoortia pectinata* (Jenyns, 1842)	Sardinha	Não	Atlântico Sul
Marinho	*Syngnathiformes*	*Syngnathidae*	*Bryx dunckeri* (Metzelaar, 1919)	Peixe-cachimbo	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Eleotridae*	*Butis koilomatodon* (Bleeker, 1849)	Dorminhoco	Não	Introduzida
Marinho	*Perciformes*	*Sparidae*	*Calamus penna* (Valenciennes, 1830)	Peixe-pena	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Callionymidae*	*Callionymus bairdi* Jordan, 1888	Dragãozinho	Não	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Monacanthidae*	*Cantherhines macrocerus* (Hollard, 1853)	Peixe-porco	Não	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Monacanthidae*	*Cantherhines pullus* (Ranzani, 1842)	Peixe-porco	Não	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Tetraodontidae*	*Canthigaster figueiredoi* Moura & Castro, 2002	Peixe-porco	Não	Brasil
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Carangoides bartholomaei* (Cuvier, 1833)	Xaréu	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Carangoides ruber* (Bloch, 1793)	Xaréu	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Caranx crysos* (Mitchill, 1815)	Xaréu	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Caranx hippos* (Linnaeus, 1766)	Xaréu	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Caranx latus* Agassiz, 1834	Xaréu	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Caranx ruber* (Bloch, 1793)	Xaréu	Sim	Ampla
Marinho	*Carcharhiniformes*	*Carcharhinidae*	*Carcharhinus brevipinna* (Müller & Henle, 1839)	Cação	Sim	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Achiridae*	*Catathyridium garmani* (Jordan, 1889)	Bagre	Não	Atlântico Sul
Marinho	*Siluriformes*	*Ariidae*	*Cathorops spixii* (Spix & Agassiz, 1829)	Bagre	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Centropomidae*	*Centropomus parallelus* Poey, 1860	Robalo	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Centropomidae*	*Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792)	Robalo-flecha	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Pomacanthidae*	*Centropyge aurantonota* (Burgess, 1974)	Anjo	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Cephalopholis fulva* (Linnaeus, 1758)	Catuá	Sim	Ampla
Marinho	*Clupeiformes*	*Engraulidae*	*Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1829)	Manjuba	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Ephippidae*	*Chaetodipterus faber* (Broussonet, 1782)	Parú	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Chaetodontidae*	*Chaetodon sedentarius* Poey, 1860	Borboleta	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Chaetodontidae*	*Chaetodon striatus* Linnaeus, 1758	Borboleta	Não	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Diodontidae*	*Chilomycterus antillarum* Jordan & Rutter, 1897	Baiacu	Não	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Diodontidae*	*Chilomycterus reticulatus* (Linnaeus, 1758)	Baiacu	Não	Ampla

Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Pesca	Distribuição
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Diodontidae*	*Chilomycterus spinosus spinosus* (Linnaeus, 1758)	Baiacu	Não	Ampla
Marinho	*Clupeiformes*	*Clupeidae*	*Chirocentrodon bleckerianus* (Poey,1867)	Manjuba	Não	Ampla
Marinho	*Anguilliformes*	*Chlopsidae*	*Chlopsis bicolor* Rafinesque, 1810	Moreia	Não	Ampla
Marinho	*Aulopiformes*	*Chlorphthalmidae*	*Chlorophthalmus agassizi* Bonaparte, 1840	Olho-vivo	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Chloroschombrus chrysurus* (Linnaeus, 1766)	Palombeta	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Pomacentridae*	*Chromis flavicauda* (Günther, 1880)	Anteninha	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Pomacentridae*	*Chromis jubauna* Moura, 1995	Donzela	Não	Brasil
Marinho	*Perciformes*	*Pomacentridae*	*Chromis multilineata* (Guichenot, 1853)	Donzela	Não	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Paralichthyidae*	*Citharichthys arenaceus* Evermann & Marsh, 1902	Linguado	Não	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Paralichthyidae*	*Citharichthys dinoceros* Goode & Bean, 1886	Linguado	Não	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Paralichthyidae*	*Citharichthys macrops* Dresel, 1889	Linguado	Não	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Paralichthyidae*	*Citharichthys spilopterus* Günther, 1862	Linguado	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Labridae*	*Clepticus brasiliensis* Heiser, Moura & Robertson, 2000	Peixe-fantasma	Não	Brasil
Marinho	*Anguilliformes*	*Congridae*	*Conger triporiceps* Kanazawa, 1958	Congrio	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Haemulidae*	*Conodon nobilis* (Linnaeus, 1758)	Roncador	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Coryphopterus dicrus* Bohlke & Robins, 1960	Budião	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Coryphopterus glaucofraenum* Gill, 1863	Budião	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Scaridae*	*Cryptotomus roseus* Cope, 1871	Budião	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Ctenogobius boleosoma* (Jordan & Gilbert, 1882)	Maria-da-toca	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Ctenogobius saepepallens* (Gilbert & Randall, 1968)	Maria-da-toca	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Ctenogobius smaragdus* (Valenciennes, 1837)	Maria-da-toca	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Ctenogobius stigmaticus* (Poey, 1861)	Maria-da-toca	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Ctenosciaena gracilicirrhus* (Metzelaar, 1919)	Maria-da-toca	Não	Ampla
Marinho	*Anguilliformes*	*Muraenesocidae*	*Cynoponticus savana* (Bancroft, 1831)	Muçum	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Cynoscion acoupa* (Lacepède, 1801)	Pescada	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Cynoscion jamaicensis* (Vaillant & Bocourt, 1883)	Pescada	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Cynoscion leiarchus* (Cuvier, 1830)	Pescada	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Cynoscion microlepidotus* (Cuvier, 1830)	Pescada	Sim	Ampla

Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Pesca	Distribuição
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Cynoscion steindachneri* (Jordan, 1889)	Pescada	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Cynoscion striatus* (Cuvier, 1829)	Pescada	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Cynoscion virescens* (Cuvier, 1830)	Pescada	Sim	Ampla
Marinho	*Scorpaeniformes*	*Dactylopteridae*	*Dactylopterus volitans* (Linnaeus, 1758)	Peixe-voador	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Dactyloscopidae*	*Dactyloscopus tridigitatus* Gill, 1859	Peixe-voador	Não	Ampla
Marinho	*Myliobatiformes*	*Dasyatidae*	*Dasyatis centroura* (Mitchill, 1815)	Raia	Sim	Ampla
Marinho	*Rajiformes*	*Dasyatidae*	*Dasyatis guttata* (Bloch & Schneider, 1801)	Raia	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Decapterus punctatus* (Cuvier, 1829)	Chicharro	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gerreidae*	*Diapterus auratus* Ranzani, 1842	Caratinga	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gerreidae*	*Diapterus olisthostomus* (Goode & Bean, 1822)	Caratinga	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gerreidae*	*Diapterus rhombeus* (Cuvier, 1829)	Caratinga	Sim	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Diodontidae*	*Diodon holocanthus* Linnaeus, 1758	Baiacu	Não	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Diodontidae*	*Diodon hystrix* Linnaeus, 1758	Baiacu	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Diplectrum formosum* (Linnaeus, 1766)	Aipim	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Diplectrum radiale* (Quoy & Gaimard, 1824)	Aipim	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Labridae*	*Doratonotus megalepis* Gunther, 1862	Folha-verde	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Eleotridae*	*Dormitator maculatus* (Bloch, 1792)	Dorminhoco	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Dules auriga* Cuvier, 1829	Mariquita	Não	Atlântico Sul
Marinho	*Perciformes*	*Echeneidae*	*Echeneis naucrates* Linnaeus, 1758	Rêmora	Não	Ampla
Marinho	*Anguilliformes*	*Ophichthidae*	*Echiophis intertinctus* (Richardson, 1848)	Muçum	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Elacatinus fígaro* Sazima, Moura & Rosa, 1997	Amborê	Não	Brasil
Marinho	*Perciformes*	*Eleotridae*	*Eleotris pisonis* (Gmelin, 1789)	Dorminhoco	Não	Ampla
Marinho	*Elopiformes*	*Elopidae*	*Elops saurus* Linnaeus, 1766	Ubarana	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Chaenopsidae*	*Emblemariopsis signifer* (Ginsburg, 1942)	Macaquinho	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Epinephelus adscensionis* (Osbeck, 1765)	Garoupa-pintada	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Epinephelus itajara* (Lichtenstein, 1822)	Mero	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834)	Garoupa	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Epinephelus morio* (Valenciennes, 1828)	Garoupa	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Equetus lanceolatus* (Linnaeus, 1758)	Maria-nagô	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Eleotridae*	*Erotelis smaragdus* (Valenciennes, 1837)	Dorminhoco	Não	Ampla

Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Pesca	Distribuição
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Paralichthyidae*	*Etropus crossotus* Jordan & Gilbert, 1882	Linguado	Não	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Paralichthyidae*	*Etropus longimanus* Norman, 1933	Linguado	Não	Atlântico Sul
Marinho	*Perciformes*	*Gerreidae*	*Eucinostomus argenteus* Baird & Girard, 1855	Escrivão	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gerreidae*	*Eucinostomus gula* (Quoy & Gaimard, 1824)	Escrivão	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gerreidae*	*Eucinostomus lefroyi* (Goode, 1874)	Escrivão	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gerreidae*	*Eucinostomus melanopterus* (Bleeker, 1863)	Escrivão	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gerreidae*	*Eugerres brasilianus* (Cuvier, 1830)	Caratinga	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Scombridae*	*Euthynnus alletteratus* (Rafinesque, 1810)	Cavala	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Evorthodus lyricus* (Girard, 1858)	Amborê	Não	Ampla
Marinho	*Syngnathiformes*	*Fistulariidae*	*Fistularia petimba* Lacepéde, 1803	Cachimbau	Não	Ampla
Marinho	*Syngnathiformes*	*Fistulariidae*	*Fistularia tabacaria* Linnaeus, 1758	Cachimbau	Não	Ampla
Marinho	*Siluriformes*	*Ariidae*	*Genidens genidens* (Cuvier, 1829)	Bagre	Sim	Atlântico Sul
Marinho	*Perciformes*	*Haemulidae*	*Genyatremus luteus* (Bloch, 1790)	Roncador	Sim	Ampla
Marinho	Ophidiiformes	*Ophidiidae*	*Genypterus blacodes* (Forster, 1801)	Congrio	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gerreidae*	*Gerres aprion* (Cuvier, 1829)	Escrivão	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Dactyloscopidae*	*Gillellus greyae* Kanazawa, 1952	Miraceu	Não	Ampla
Marinho	*Orectolobiformes*	*Ginglymostomatidae*	*Ginglymostoma cirratum* (Bonnaterre, 1788)	Lixa	Sim	Ampla
Marinho	*Osmeriformes*	*Argentinidae*	*Glossanodon pygmaeus* Cohen, 1958	Agulho	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Gnatholepis thompsoni* Jordan, 1904	Sabãozinho	Não	Ampla
Marinho	*Anguilliformes*	*Congridae*	*Gnathopis aff. mystax* (Delaroche 1809)	Congrio	Não	Ampla
Marinho	*Gobiesociformes*	*Gobiesocidae*	*Gobiesox barbatulus* Starks, 1913	Peixe-ventosa	Não	Ampla
Marinho	*Gobiesociformes*	*Gobiesocidae*	*Gobiesox strumosus* Cope, 1870	Peixe-ventosa	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Gobioides broussonnetii* Lacépède, 1800	Maria-da-toca	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Gobionellus oceanicus* (Pallas, 1770)	Maria-da-toca	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Gobionellus stomatus* Starks, 1913	Maria-da-toca	Não	Brasil
Marinho	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Gobiosoma hemigymnum* (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	Maria-da-toca	Não	Atlântico Sul
Marinho	*Perciformes*	*Grammatidae*	*Gramma brasiliensis* Sazima, Gasparini & Moura, 1998	Grama	Sim	Brasil
Marinho	*Perciformes*	*Eleotridae*	*Guavina guavina* (Valenciennes, 1837)	Maria-da-toca	Não	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Soleidae*	*Gymnachirus nudus* Kaup, 1858	Linguado	Não	Ampla

Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Pesca	Distribuição
Marinho	*Anguilliformes*	*Muraenidae*	*Gymnothorax funebris* Ranzani, 1839	Moreia	Não	Ampla
Marinho	*Anguilliformes*	*Muraenidae*	*Gymnothorax miliaris* (Kaup, 1856)	Moreia	Não	Ampla
Marinho	*Anguilliformes*	*Muraenidae*	*Gymnothorax moringa* (Cuvier, 1829)	Moreia	Não	Ampla
Marinho	*Anguilliformes*	*Muraenidae*	*Gymnothorax ocellatus* Agassiz, 1831	Moreia	Não	Ampla
Marinho	*Anguilliformes*	*Muraenidae*	*Gymnothorax vicinus* (Castelnau, 1855)	Moreia	Não	Ampla
Marinho	*Myliobatiformes*	*Gymnuridae*	*Gymnura altavela* (Linnaeus, 1758)	Raia	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Haemulidae*	*Haemulon aurolineatum* Cuvier, 1830	Catinga	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Haemulidae*	*Haemulon macrostomum* Günther, 1859	Cocoroca	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Haemulidae*	*Haemulon parra* (Desmarest, 1823)	Sargo	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Haemulidae*	*Haemulon plumierii* (Lacepède, 1801)	Biquara	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Haemulidae*	*Haemulon steindachneri* (Jordan & Gilbert, 1882)	Catinga	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Labridae*	*Halichoeres brasiliensis* (Bloch, 1791)	Budião	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Labridae*	*Halichoeres dimidiatus* (Agassiz, 1831)	Budião	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Labridae*	*Halichoeres penrosei* Starks, 1913	Budião	Não	Brasil
Marinho	*Perciformes*	*Labridae*	*Halichoeres poeyi* (Steindachner, 1867)	Budião	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Labridae*	*Halichoeres sazimai* Luiz, Ferreira & Rocha, 2009	Budião	Não	Brasil
Marinho	*Clupeiformes*	*Clupeidae*	*Harengula clupeola* (Cuvier, 1829)	Sardinha	Não	Ampla
Marinho	*Clupeiformes*	*Clupeidae*	*Harengula jaguana* Poey, 1865	Sardinha	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Hemicaranx amblyrhynchus* (Cuvier, 1833)	Chicharro	Sim	Ampla
Marinho	*Beloniformes*	*Hemiramphidae*	*Hemiramphus balao* Lesuer, 1823	Agulha	Não	Ampla
Marinho	*Beloniformes*	*Hemiramphidae*	*Hemiramphus brasiliensis* (Linnaeus, 1758)	Agulha	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Priacanthidae*	*Heteropriacanthus cruentatus* (Block & Shineider, 1801)	Olho-de-cão	Não	Ampla
Marinho	*Syngnathiformes*	*Syngnathidae*	*Hippocampus erectus* Perry, 1810	Cavalo-marinho	Sim	Ampla
Marinho	*Syngnathiformes*	*Syngnathidae*	*Hippocampus reidi* Ginsburg, 1933	Cavalo-marinho	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Pomacanthidae*	*Holacanthus ciliare* Linnaeus, 1758	Peixe-anjo	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Pomacanthidae*	*Holacanthus tricolor* Bloch, 1795	Peixe-anjo	Sim	Ampla
Marinho	*Beryciformes*	*Holocentridae*	*Holocentrus adscensionis* (Osbeck, 1765)	Mariquita	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Blenniidae*	*Hypleurochilus fissicornis* (Quoy & Gaimard, 1824)	Maria-da-toca	Não	Atlântico Sul

Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Pesca	Distribuição
Marinho	*Perciformes*	*Blenniidae*	*Hypleurochilus pseudoaequipinnis* Bath, 1994	Maria-da-toca	Não	Ampla
Marinho	*Beloniformes*	*Hemiramphidae*	*Hyporhamphus unifasciatus* (Ranzani, 1841)	Agulha	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Blenniidae*	*Hypsoblennius invemar* Smith-Vaniz & Acero P., 1980	Maria-da-toca	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Isopisthus parvipinnis* (Cuvier, 1830)	Pescada	Sim	Ampla
Marinho	*Clupeiformes*	*Clupeidae*	*Jenkinsia lamprotaenia* (Gosse, 1851)	Sardinha	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Kyphosidae*	*Kyphosus sectatrix* (Linnaeus, 1758)	Pirangica	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Labrisomidae*	*Labrisomus cricota* Sazima, Gasparini & Moura, 2002	Maria-da-toca	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Labrisomidae*	*Gobioclinus kalisherae* (Jordan,1904)	Maria-da-toca	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Labrisomidae*	*Labrisomus nuchipinnis* (Quoy & Gaimard, 1824)	Maria-da-toca	Não	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Ostraciidae*	*Lactophrys trigonus* (Linnaeus, 1758)	Cofre	Não	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Tetraodontidae*	*Lagocephalus laevigatus* (Linnaeus, 1766)	Baiacu-ará	Não	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Tetraodontidae*	*Lagocephalus lagocephalus* (Linnaeus, 1758)	Baiacu-ará	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Larimus breviceps* Cuvier, 1830	Boca-torta	Não	Ampla
Marinho	*Anguilliformes*	*Ophichthidae*	*Letharchus aliculatus* McCosker, 1974	Muçum	Não	Brasil
Marinho	*Clupeiformes*	*Clupeidae*	*Lile piquitinga* (Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903)	Sardinha	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Lobotidae*	*Lobotes surinamensis* (Bloch, 1790)	Dorminhoco	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Lutjanidae*	*Lutjanus alexandrei* Moura & Lindeman, 2007	Vermelho	Sim	Brasil
Marinho	*Perciformes*	*Lutjanidae*	*Lutjanus analis* (Cuvier, 1828)	Cioba	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Lutjanidae*	*Lutjanus cyanopterus* (Cuvier, 1828)	Caranha	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Lutjanidae*	*Lutjanus jocu* (Bloch & Schneider, 1801)	Dentão	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Lutjanidae*	*Lutjanus synagris* (Linnaeus, 1758)	Ariocó	Sim	Ampla
Marinho	*Clupeiformes*	*Engraulidae*	*Lycengraulis grossidens* (Spix & Agassiz, 1829)	Manjuba	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Macrodon ancylodon* (Bloch & Schneider, 1801)	Pescada	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Macrodon atricauda* (Günther, 1880)	Pescada	Sim	Atlântico Sul
Marinho	*Perciformes*	Malacanthidae	*Malacanthus plumieri* (Bloch, 1786)	Pirá	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Labrisomidae*	*Malacoctenus aff. triangulatus* Springer, 1959	Maria-da-toca	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Labrisomidae*	*Malacoctenus delalandii* (Valenciennes, 1836)	Maria-da-toca	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Menticirrhus americanos* (Linnaeus, 1758)	Betara	Sim	Ampla

Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Pesca	Distribuição
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Menticirrhus littoralis* (Holbrook, 1847)	Betara	Sim	Ampla
Marinho	*Gadiformes*	*Merlucciidae*	*Merluccius hubbsi* Marini, 1933	Bacalhau	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Microdesmidae*	*Microdesmus bahianus* Dawson, 1973	Peixe-verme	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Microdesmidae*	*Microdesmus longipinnis* (Weymouth,1910)	Peixe-verme	Não	Ampla
Marinho	*Syngnathiformes*	*Syngnathidae*	*Micrognathus crinitus* (Jenyns, 1842)	Peixe-cachimbo	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gobiidae*	*Microgobius meeki* Evermann & Marsh, 1899	Amborê	Não	Ampla
Marinho	*Syngnathiformes*	*Syngnathidae*	*Microphis brachyurus* (Blecker, 1853)	Peixe-cachimbo	Não	Ampla
Marinho	*Syngnathiformes*	*Syngnathidae*	*Microphis lineatus* (Kaup, 1856)	Peixe-cachimbo	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823)	Corvina	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Pomacentridae*	*Microspathodon chrysurus* (Cuvier, 1830)	Morocota	Sim	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Monacanthidae*	*Monacanthus ciliatus* (Mitchill, 1818)	Baiacu	Não	Ampla
Marinho	*Mugiliformes*	*Mugilidae*	*Mugil brevirostris* (Ribeiro, 1915)	Tainha	Sim	Brasil
Marinho	*Mugiliformes*	*Mugilidae*	*Mugil curema* Valenciennes, 1836	Tainha	Sim	Ampla
Marinho	*Mugiliformes*	*Mugilidae*	*Mugil liza* Valenciennes, 1836	Tainha	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Mullidae*	*Mulloidichthys martinicus* (Cuvier, 1829)	Trilha	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Mycteroperca acutirostris* (Valenciennes, 1828)	Mira	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Mycteroperca bonaci* (Poey, 1860)	Badejo-quadrado	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Mycteroperca interstitialis* (Poey, 1860)	Mané-nego	Sim	Ampla
Marinho	*Anguilliformes*	*Ophichthidae*	*Myrichthys breviceps* (Richardson, 1848)	Moreia	Não	Ampla
Marinho	*Anguilliformes*	*Ophichthidae*	*Myrichthys ocellatus* (Lesueur, 1825)	Moreia	Não	Ampla
Marinho	Beryciformes	*Holocentridae*	*Myripristis jacobus* Cuvier, 1829	Vermelho	Não	Ampla
Marinho	*Anguilliformes*	*Ophichthidae*	*Myrophis platyrhynchus* Breder, 1927	Moreia	Não	Ampla
Marinho	*Anguilliformes*	*Ophichthidae*	*Myrophis punctatus* Lütken, 1852	Moreia	Não	Ampla
Marinho	*Torpediniformes*	*Narcinidae*	*Narcine brasiliensis* (Olfers, 1831)	Raia-elétrica	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Nebris microps* Cuvier, 1830	Pescada-banana	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Scaridae*	*Nicholsina usta usta* (Valenciennes, 1840)	Budião	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Lutjanidae*	*Ocyurus chrysurus* (Bloch, 1791)	Guaiuba	Sim	Ampla
Marinho	*Atheriniformes*	*Atherinopsidae*	*Odontesthes bonariensis* (Valenciennes, 1835)	Peixe-rei	Não	Atlântico Sul
Marinho	*Clupeiformes*	*Pristigasteridae*	*Odontognathus mucronatus* Lacepède, 1800	Sardinha	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Odontoscion dentex* (Cuvier, 1830)	Pescada	Não	Ampla

Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Pesca	Distribuição
Marinho	*Lophiiformes*	*Ogcocephalidae*	*Ogcocephalus notatus* (Valenciennes, 1837)	Morcego	Não	Ampla
Marinho	*Lophiiformes*	*Ogcocephalidae*	*Ogcocephalus vespertilio* (Linnaeus, 1758)	Morcego	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Oligoplites palometa* (Cuvier, 1832)	Guaivira	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Oligoplites saliens* (Bloch, 1793)	Guaivira	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Oligoplites saurus* (Bloch & Schnerider, 1801)	Guaivira	Sim	Ampla
Marinho	*Anguilliformes*	*Ophichthidae*	*Ophichthus cylindroideus* (Ranzani, 1840)	Moreia	Não	Ampla
Marinho	*Anguilliformes*	*Ophichthidae*	*Ophichthus gomesii* (Castelnau, 1855)	Moreia	Não	Ampla
Marinho	*Anguilliformes*	*Ophichthidae*	*Ophichthus ophis* (Linnaeus, 1758)	Moreia	Não	Ampla
Marinho	*Anguilliformes*	*Ophichthidae*	*Ophichthus parilis* (Richardson, 1848)	Moreia	Não	Ampla
Marinho	*Ophidiiformes*	*Ophidiidae*	*Ophidion holbrookii* Putnam, 1874	Moreia	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Ophioscion punctatissimus* Meek & Hildebrand, 1925	Canguá	Não	Ampla
Marinho	*Clupeiformes*	*Clupeidae*	*Opisthonema oglinum* (Lesueur, 1818)	Sardinha	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Opistognathidae*	*Opistognathus aurifrons* (Jordan & Thompson, 1905)	*Jawfish*	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Opistognathidae*	*Opistognathus cuvieri* Valenciennes, 1836	*Jawfish*	Não	Brasil
Marinho	*Perciformes*	*Opistognathidae*	*Opistognathus whitehursti* (Longley, 1927)	*Jawfish*	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Haemulidae*	*Orthopristis ruber* (Cuvier, 1830)	Corcoroca	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sparidae*	*Pagrus pagrus* (Linnaeus, 1758)	Pargo	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Blenniidae*	*Parablennius marmoreus* (Poey, 1875)	Blenio	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Blenniidae*	*Parablennius pilicornis* (Cuvier, 1829)	Blenio	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Labrisomidae*	*Paraclinus arcanus* Guimarães & Bacellar, 2002	Blenio	Não	Brasil
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Paralichthyidae*	*Paralichthys brasiliensis* (Ranzani, 1840)	Linguado	Sim	Atlântico Sul
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Paralichthyidae*	*Paralichthys orbignyanus* (Valenciennes, 1839)	Linguado	Sim	Atlântico Sul
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Paralonchurus brasiliensis* (Steindachner, 1875)	Maria-luiza	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Pareques acuminatus* (Bloch & Schneider, 1801)	Pescada	Não	Ampla
Marinho	*Clupeiformes*	*Pristigasteridae*	*Pellona harroweri* (Fowler, 1917)	Sardinha	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Pempheridae*	*Pempheris schomburgki* Müller & Troschel, 1848	Lambari-do-mar	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Stromateidae*	*Peprilus paru* (Linnaeus, 1758)	Paru	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Percophidae*	*Percophis brasiliensis* Quoy & Gaimard, 1825	Tira-vira	Não	Atlântico Sul
Marinho	*Perciformes*	*Mugiloididae*	*Pseudopercis semifasciata* (Cuvier, 1829)	Namorado	Não	Atlântico Sul

Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Pesca	Distribuição
Marinho	*Perciformes*	*Apogonidae*	*Phaeoptyx pigmentaria* (Poey, 1860)	Apogon-pintado	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Polynemidae*	*Polydactylus oligodon* (Günther, 1860)	Parati-barbudo	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Polynemidae*	*Polydactylus virginicus* (Linnaeus, 1758)	Parati-barbudo	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Pomacanthidae*	*Pomacanthus arcuatus* Linnaeus, 1758	Paru	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Pomacanthidae*	*Pomacanthus paru* Bloch 1787	Paru	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Haemulidae*	*Pomadasys corvinaeformis* (Steindachner, 1868)	Roncador	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Haemulidae*	*Pomadasys crocro* (Cuvier, 1830)	Roncador	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Haemulidae*	*Pomadasys ramosus* (Poey, 1860)	Roncador	Não	Ampla
Marinho	*Cyprinodontiformes*	*Poeciliidae*	*Poecilia vivípara* Bloch & Schneider, 1801	Guaru	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Pomatomidae*	*Pomatomus saltatrix* (Linnaeus, 1766)	Salteira	Sim	Ampla
Marinho	*Batrachoidiformes*	*Batrachoididae*	*Porichthys porosissimus* (Cuvier, 1829)	Miraceu	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Stromateidae*	*Prepilus paru* (Linnaeus, 1758)	Gordinho	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Priacanthidae*	*Priacanthus arenatus* Cuvier, 1829	Catalufa	Não	Ampla
Marinho	*Scorpaeniformes*	*Triglidae*	*Prionotus punctatus* (Bloch, 1793)	Cabrinha	Não	Ampla
Marinho	*Rajiformes*	*Rajidae*	*Psammobatis lentiginosa* McEachran, 1983	Raia	Não	Atlântico Sul
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Pseudocaranx dentex* (Bloch & Schneider, 1801)	Xaréu	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Mullidae*	*Pseudupeneus maculatus* (Block, 1793)	Trilha	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Microdesmidae*	*Ptereleotris randalli* Gasparini, Rocha & Floeter, 2001	Linha-azul	Não	Brasil
Marinho	*Perciformes*	*Rachycentridae*	*Rachycentron canadum* (Linnaeus, 1766)	Cobia	Sim	Ampla
Marinho	*Rajiformes*	*Rajidae*	*Rioraja agassizi* (Müller & Henle, 1841)	Raia	Sim	Atlântico Sul
Marinho	*Ophidiiformes*	*Ophidiidae*	*Raneya brasiliensis* (Kaup, 1856)	Moreia	Não	Atlântico Sul
Marinho	*Perciformes*	*Echeneidae*	*Remora rêmora* (Linnaeus, 1758)	Remora	Não	Ampla
Marinho	*Rajiformes*	*Rhinobatidae*	*Rhinobatos horkelii* Müller & Henle, 1841	Viola	Sim	Ampla
Marinho	*Rajiformes*	*Rhinobatidae*	*Rhinobatos percellens* (Walbaum, 1792)	Viola	Sim	Ampla
Marinho	*Clupeiformes*	*Clupeidae*	*Rhinosardinia bahiensis* (Steindachner, 1879)	Sardinha	Sim	Ampla
Marinho	*Carcharhiniformes*	*Carcharhinidae*	*Rhizoprionodon porosus* (Poey, 1861)	Cacão	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Clinidae*	*Ribeiroclinus eigenmanni* (Jordan, 1888)	Clinídeo	Não	Atlântico Sul
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Rypticus bistrispinus* (Mitchill, 1818)	Sabão	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Rypticus randalli* Courtenay, 1967	Sabão	Não	Ampla

Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Pesca	Distribuição
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Rypticus saponaceus* (Bloch & Schneider, 1801)	Sabão	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Rypticus subbifrenatus* Gill, 1861	Sabão	Não	Ampla
Marinho	*Clupeiformes*	*Clupeidae*	*Sardinella aurita* Valenciennes, 1847	Sardinha	Sim	Ampla
Marinho	*Clupeiformes*	*Clupeidae*	*Sardinella brasiliensis* (Steindachner, 1879)	Sardinha	Sim	Ampla
Marinho	*Aulopiformes*	*Synodontidae*	*Saurida brasiliensis* Norman, 1935	Peixe-lagarto	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Blenniidae*	*Scartella cristata* (Linnaeus, 1758)	Amborê	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Scaridae*	*Scarus trispinosus* Valenciennes, 1840	Budião	Sim	Brasil
Marinho	*Perciformes*	*Scaridae*	*Scarus zelindae* Moura, Figueiredo & Sazima, 2001	Budião	Sim	Brasil
Marinho	*Perciformes*	*Scombridae*	*Scomberomorus brasiliensis* Collette, Russo & Zavala-Camin, 1978	Sororoca	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Scombridae*	*Scomberomus cavalla* (Cuvier, 1829)	Cavala	Sim	Ampla
Marinho	*Scorpaeniformes*	*Scorpaenidae*	*Scorpaena brasiliensis* Cuvier, 1829	Pedra	Não	Ampla
Marinho	*Scorpaeniformes*	*Scorpaenidae*	*Scorpaena isthmensis* Meek & Hildebrand, 1928	Pedra	Não	Ampla
Marinho	*Scorpaeniformes*	*Scorpaenidae*	*Scorpaena plumieri* Bloch, 1789	Pedra	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Selene brownii* (Cuvier, 1816)	Galo	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Selene setapinnis* (Mitchill, 1815)	Galo	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Selene vomer* (Linnaeus, 1758)	Galo	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Serranus atrobranchus* (Cuvier, 1829)	Garoupinha	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Serranus baldwini* (Evermann & Marsh, 1899)	Garoupinha	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Serranus flaviventris* (Cuvier, 1829)	Garoupinha	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Serranidae*	*Serranus phoebe* Poey, 1851	Garoupinha	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Scaridae*	*Sparisoma amplum* (Ranzani, 1841)	Budião	Sim	Brasil
Marinho	*Perciformes*	*Scaridae*	*Sparisoma axillare* Steindachner, 1878)	Budião	Sim	Brasil
Marinho	*Perciformes*	*Scaridae*	*Sparisoma frondosum* (Agassiz, 1831)	Budião	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Scaridae*	*Sparisoma radians* (Valenciennes, 1840)	Budião	Não	Brasil
Marinho	*Perciformes*	*Scaridae*	*Sparisoma tuiupiranga* Gasparini, Joyeux & Floeter, 2003	Budião	Não	Brasil
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Tetraodontidae*	*Sphoeroides greeleyi* Gilbert, 1900	Baiacu	Não	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Tetraodontidae*	*Sphoeroides pachygaster* (Müller & Troschel, 1848)	Baiacu	Não	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Tetraodontidae*	*Sphoeroides spengleri* (Bloch, 1785)	Baiacu	Não	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Tetraodontidae*	*Sphoeroides testudineus* (Linnaeus, 1758)	Baiacu	Não	Ampla

Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Pesca	Distribuição
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Tetraodontidae*	*Sphoeroides tyleri* Shipp, 1972	Baiacu	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sphyraenidae*	*Sphyraena guachancho* Cuvier, 1829	Barracuda	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sphyraenidae*	*Sphyraena tome* (Walbum, 1789)	Tubarão-martelo	Não	Ampla
Marinho	*Carcharhiniformes*	*Sphyrnidae*	*Sphyrna tudes* (Valenciennes, 1822)	Tubarão-martelo	Sim	Ampla
Marinho	*Carcharhiniformes*	*Sphyrnidae*	*Sphyrna zygaena* (Valenciennes, 1822)	Tubarão-martelo	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Labrisomidae*	*Starksia brasiliensis* (Gilbert, 1900)	Maria-da-toca	Não	Brasil
Marinho	*Perciformes*	*Pomacentridae*	*Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830)	Donzela	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Pomacentridae*	*Stegastes pictus* (Castelnau, 1855)	Donzela	Não	Brasil
Marinho	*Perciformes*	*Pomacentridae*	*Stegastes variabilis* (Castelnau, 1855)	Donzela	Não	Brasil
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Stellifer brasiliensis* (Schultz, 1945)	Roncador	Não	Brasil
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Stellifer naso* (Jordan, 1889)	Roncador	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Stellifer rastrifer* (Jordan, 1889)	Roncador	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Stellifer stellifer* (Bloch, 1790)	Roncador	Não	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Monacanthidae*	*Stephanolepis hispidus* (Linnaeus, 1758)	Peixe-porco	Não	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Monacanthidae*	*Stephanolepis setifer* (Bennett, 1831)	Peixe-porco	Não	Ampla
Marinho	*Beloniformes*	*Belonidae*	*Strongylura marina* (Walbaum, 1792)	Trombeta	Não	Ampla
Marinho	*Beloniformes*	*Belonidae*	*Strongylura timucu* (Walbaum, 1792)	Trombeta	Não	Ampla
Marinho	*Ophidiiformes*	*Bythitidae*	*Stygnobrotula latebricola* Bohlke, 1957	Muçum	Não	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Paralichthyidae*	*Syacium micrurum* Ranzani, 1840	Linguado	Não	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Paralichthyidae*	*Syacium papillosum* (Linnaeus, 1758)	Linguado	Não	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Cynoglossidae*	*Symphurus diomedeanus* (Goode & Bean, 1885)	Linguado	Não	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Cynoglossidae*	*Symphurus ginsburgi* Menezes & Benvegnú, 1976	Linguado	Não	Atlântico Sul
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Cynoglossidae*	*Symphurus plagusia* (Bloch & Schneider, 1801)	Linguado	Não	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Cynoglossidae*	*Symphurus tessellatus* (Quoy & Gaimard, 1824)	Linguado	Não	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Cynoglossidae*	*Symphurus trewavasea* Chabanaud, 1948	Linguado	Não	Atlântico Sul
Marinho	*Perciformes*	*Acropomatidae*	*Synagrops spinosus* Schultz, 1940	Mariquita	Não	Ampla
Marinho	*Syngnathiformes*	*Syngnathidae*	*Syngnathus folletti* Herald, 1942	Cachimbo	Não	Atlântico Sul
Marinho	*Syngnathiformes*	*Syngnathidae*	*Syngnathus pelagicus* Linnaeus, 1758	Cachimbo	Não	Ampla
Marinho	*Syngnathiformes*	*Syngnathidae*	*Syngnathus scovelli* (Evermann & Kendall, 1896)	Cachimbo	Não	Ampla
Marinho	*Aulopiformes*	*Synodontidae*	*Synodus foetens* (Linnaeus, 1766)	Lagarto	Não	Ampla

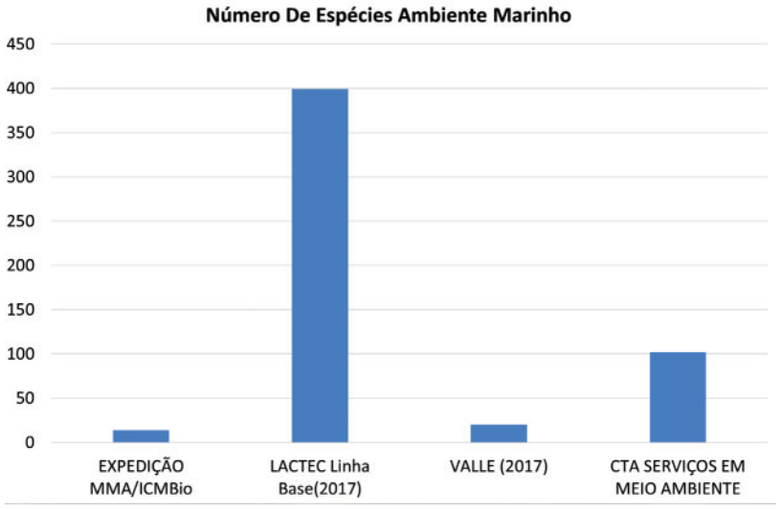
Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Pesca	Distribuição
Marinho	*Aulopiformes*	*Synodontidae*	*Synodus intermedius* Spix & Agassiz, 1829)	Lagarto	Não	Ampla
Marinho	*Aulopiformes*	*Synodontidae*	*Synodus synodus* (Linnaeus, 1758)	Lagarto	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Labridae*	*Thalassoma noronhanum* (Boulenger, 1890)	Budião	Não	Brasil
Marinho	*Gobiesociformes*	*Gobiesocidae*	*Tonicodon australis* Briggs, 1955	Peixe-ventosa	Não	Brasil
Marinho	*Gobiesociformes*	*Gobiesocidae*	*Tomicodon fasciatus* (Peters, 1859)	Pampo	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Trachinotus carolinus* (Linnaeus, 1766)	Pampo	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Trachinotus falcatus* (Linnaeus, 1758)	Pampo	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Trachinotus goodei* Jordan & Evermann, 1896	Pampo	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Trachinotus marginatus* (Cuvier,1832)	Pampo	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Trachurus lathami* Nichols, 1920	Chicharro	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Trichiuridae*	*Trichiurus lepturus* Linnaeus, 1758	Espada	Sim	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Achiridae*	*Trinectes microphthalmus* (Chabanaud, 1928)	Linguado	Não	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Achiridae*	*Trinectes paulistanus* (Miranda & Ribeiro, 1915)	Linguado	Não	Atlântico Sul
Marinho	*Beloniformes*	*Belonidae*	*Tylosurus acus acus* (Lacepède, 1803)	Peixe-agulha	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Gerreidae*	*Ulaema lefroyi* (Goode, 1874)	Escrivão	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Umbrina canosai* Berg, 1895	Roncador	Sim	Atlântico Sul
Marinho	*Perciformes*	*Sciaenidae*	*Umbrina coroides* Cuvier, 1830	Roncador	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Mullidae*	*Upeneus parvus* Poey, 1852	Trilha	Não	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Carangidae*	*Uraspis secunda* (Poey, 1860)	Pampo	Não	Ampla
Marinho	*Tetraodontiformes*	*Monacanthidae*	*Xanthichthys ringens (Linnaeus, 1758)*	Peixe-porco	Sim	Ampla
Marinho	*Perciformes*	*Labridae*	*Xyrichtys novacula* (Linnaeus, 1758)	Budião	Sim	Ampla
Marinho	*Pleuronectiformes*	*Paralichthyidae*	*Xystreurys rasile* (Jordan, 1891)	Linguado	Não	Atlântico Sul
Marinho	*Rajiformes*	*Rhinobatidae*	*Zapteryx brevirostris* Müller & Henle, 1841)	Cação-viola	Não	Atlântico Sul

Segundo estudos de Valle et al. (2017), foram realizadas amostragens em dois pontos no sistema recifal marinho identificado recentemente ao norte da foz do rio Doce, tendo sido coletados 336 espécimes.

Para o ambiente marinho, em expedição do Ministério do Meio Ambiente/Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), na qual se realizaram coletas na foz do rio Doce (27, 28 e 31 de janeiro e 1º de fevereiro de 2016), Abrolhos (29 e 30 de janeiro de 2016), Barra Nova (31 de janeiro), Área de Proteção Ambiental Costa das Algas e Refúgio de Vida Silvestre de Santa Cruz (2 de fevereiro), foram encontradas 14 espécies de peixes (*Chloroscombrus chryurus, Anchoviella* spp*., Conodon nobilis, Cynoscion* sp*., Eugerres brasilianus, Balistes capriscus, Oligophites saliens, Larimus breviceps, Lutjanus synagris, Eucinostomus sp., Calamus* sp*., Stellifer stellifer, Pagrus pagrus* e linguados).

Em estudos realizados pelo CTA Serviços em Meio Ambiente, em 2016, a serviço da Samarco, foram registradas 102 espécies de peixes para a região marinha adjacente à foz do rio Doce.

Figura 459 – Número de espécies catalogadas para ambiente marinho nos dados secundários pesquisados



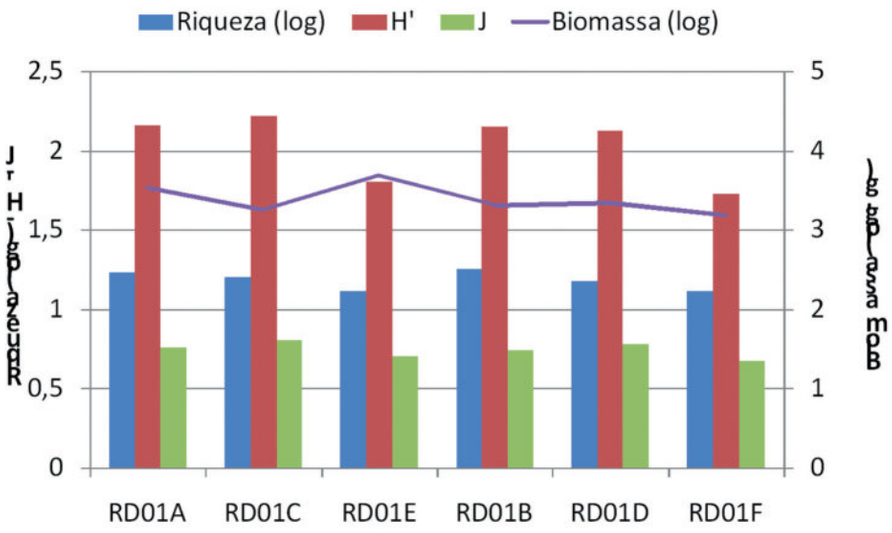
4.3.2.2 Levantamentos de dados primários

Os dados de riqueza, diversidade, equitabilidade e biomassa total já foram apresentados na seção 3.6.3.2. A primeira coleta no ambiente marinho realizada pela equipe do Lactec registrou 974 peixes de 30 táxons, distribuídos em 17 ordens e 34 famílias. As principais espécies coletadas nesta fase foram: o canganguá *Stellifer naso* (17,66% das capturas totais), a sardinha *Pellona harroweri* (15,71% das capturas totais), o canganguá *Stellifer rastrifer* (12,83% das capturas totais), a pescada *Macrodon ancylodon* (10,47% das capturas totais) e o bagre *Cathorops spixii* (10,37% das capturas totais), que juntos representaram 67,04% das capturas. Em biomassa, as maiores capturas foram do bagre *Cathorops spixii* (42,25%) e do canganguá *Stellifer naso* (10,35%), sendo essas espécies abundantes em todos os arrastos realizados.

Considerando o conjunto de pontos amostrais nas áreas de deposição da camada espessa de rejeitos sobre o sedimento no ambiente marinho adjacente, a pescada *Macrodon ancylodon* (17,79%), o canganguá *Stellifer naso* (16,25%), o canganguá *Stellifer rastrifer* (16,05%) e o bagre *Cathorops spixii* (11,22%) dominaram as capturas; *Cathorops spixii* foi a espécie com maior biomassa total (39,24%). Para o conjunto de pontos amostrais nas áreas de deposição da camada fina de rejeitos sobre o sedimento, a sardinha *Pellona harroweri* (29,98%) e o canganguá *Stellifer naso* (19,26%) dominaram as capturas; *Cathorops spixii* novamente foi a espécie com maior biomassa total (47,51%).

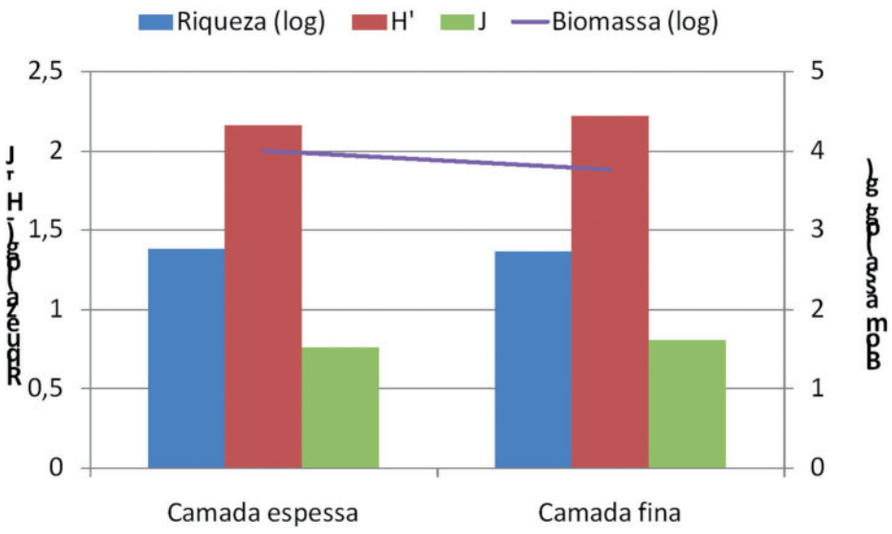
Com relação aos atributos da assembleia de peixes nos seis pontos amostrais, os valores de riqueza, diversidade, equitabilidade e biomassa apresentaram pequena variação entre os pontos (Figura 460). Os maiores valores de riqueza e diversidade foram registrados nos pontos RD01B e RD01A e os menores, nos pontos RD01E e RD01F. A maior biomassa total foi registrada no ponto RD01E e a menor, no ponto RD01F.

Figura 460 – Riqueza (log), diversidade (H´), equitabilidade (J) e biomassa total (log) da ictiofauna capturada nos seis pontos de amostragem no ambiente marinho adjacente entre 18 de junho e 10 de julho de 2018



Considerando o conjunto de pontos amostrais nas áreas de deposição das camadas espessa e fina de rejeitos sobre o sedimento no ambiente marinho adjacente, não foram observadas diferenças entre os atributos analisados (Figura 461).

Figura 461 – Riqueza (log), diversidade (H´), equitabilidade (J) e biomassa total (log) da ictiofauna capturada nas áreas de deposição das camadas espessa e fina de rejeitos sobre o sedimento no ambiente marinho adjacente entre 18 de junho e 10 de julho de 2018

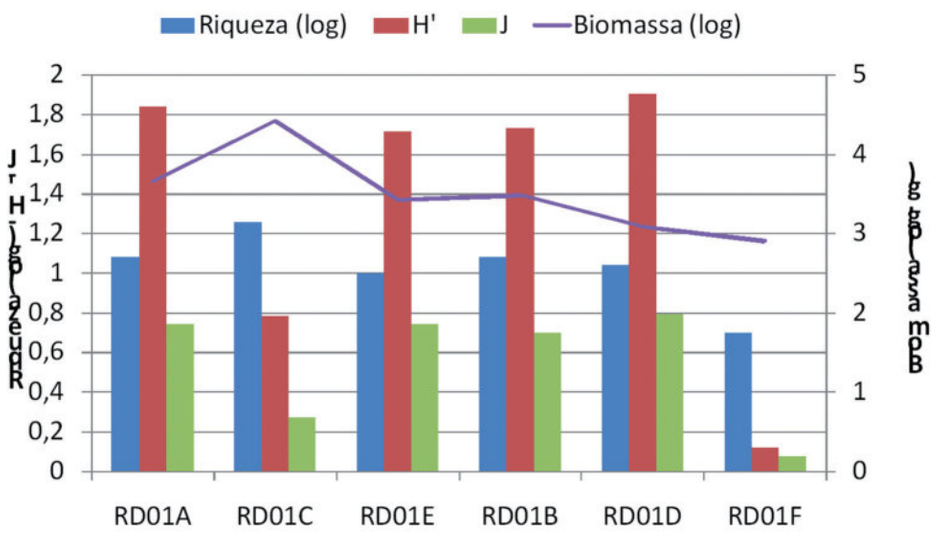


A segunda campanha de campo registrou 3.097 peixes de 28 táxons, distribuídos em nove ordens e 12 famílias. As principais espécies coletadas nesta fase foram o canganguá *Stellifer rastrifer* (54,34% das capturas totais), o bagre *Cathorops spixii* (12,27% das capturas totais) e a manjuba *Anchoa lyolepis* (12,11% das capturas totais), que juntos representaram 78,72% das capturas. Em biomassa, as maiores capturas foram do bagre *Cathorops spixii* (41,3%) e do canganguá *Stellifer rastrifer* (33,2%), sendo essas espécies abundantes em todos os arrastos realizados, principalmente na área denominada de camada espessa.

Considerando o conjunto de pontos amostrais nas áreas de deposição da camada espessa de rejeitos sobre o sedimento no ambiente marinho adjacente, o canganguá *Stellifer rastrifer* (70,51%) e o bagre *Cathorops spixii* (15,02%) dominaram as capturas; *Cathorops spixii* foi a espécie com maior biomassa total (42,74%). Para o conjunto de pontos amostrais nas áreas de deposição da camada fina de rejeitos sobre o sedimento, as manjubas *Anchoa lyolepis* (43,38%) e *Anchoa tricolor* (18,59%) dominaram as capturas; *Cathorops spixii* novamente foi a espécie com maior biomassa total (31,98%).

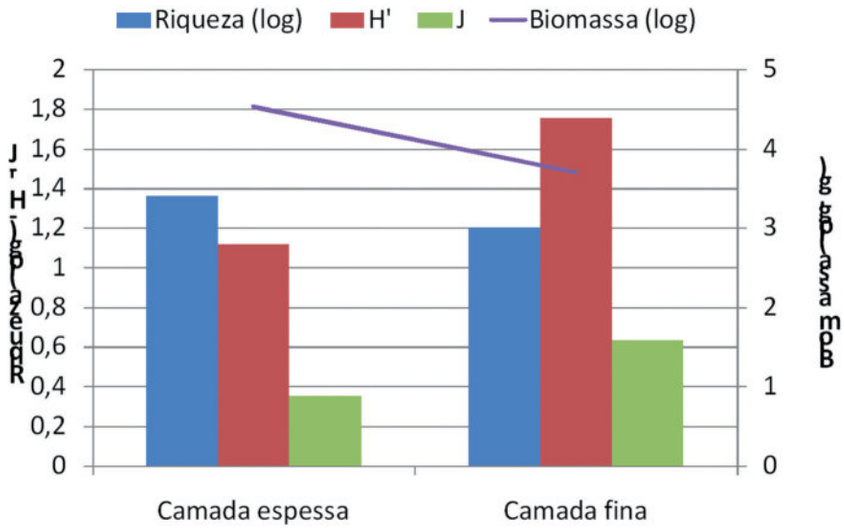
Com relação aos atributos da assembleia de peixes nos seis pontos amostrais, os valores de riqueza, diversidade, equitabilidade e biomassa apresentaram variação entre os pontos. Os maiores valores de riqueza e diversidade foram registrados nos pontos RD01C e RD01A e os menores, nos pontos RD01E e RD01F. A maior biomassa total foi registrada no ponto RD01C e a menor, no ponto RD01F (Figura 462).

Figura 462 – Riqueza (log), diversidade (H´), equitabilidade (J) e biomassa total (log) da ictiofauna capturada nos seis pontos de amostragem no ambiente marinho adjacente entre 7 e 19 de setembro de 2018



Considerando o conjunto de pontos amostrais nas áreas de deposição das camadas espessa e fina de rejeitos sobre o sedimento no ambiente marinho adjacente, não foram observadas diferenças entre os atributos analisados (Figura 463).

Figura 463 – Riqueza (log), diversidade (H´), equitabilidade (J) e biomassa total (log) da ictiofauna capturada nas áreas de deposição das camadas espessa e fina de rejeitos sobre o sedimento no ambiente marinho adjacente entre 7 e 19 de setembro de 2018



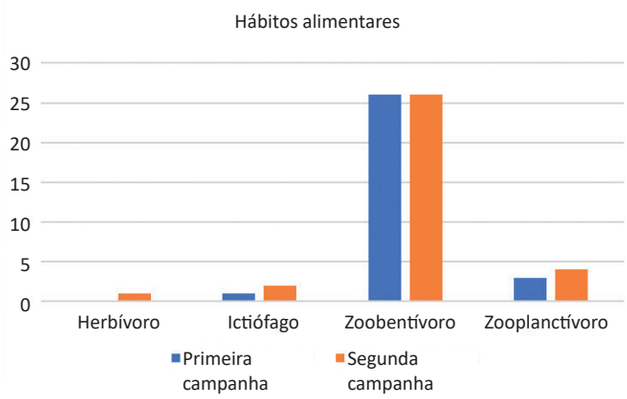
No ambiente marinho, foram registradas 30 espécies, com destaque para o canganguá *Stellifer naso*, a sardinha *Pellona harroweri*, o canganguá *Stellifer rastrifer*, a pescada *Macrodon ancylodon* e o bagre *Cathorops spixii*. Não foram observadas diferenças entre as amostragens realizadas em cada área de deposição das camadas espessa e fina de rejeitos sobre o sedimento marinho. A predominância numérica e em biomassa de espécies da família *Sciaenidae*, principalmente *Stellifer* spp. e *M. ancylodon*, foi um padrão esperado e documentado em regiões de plataforma rasa costeira da região Sudeste-Sul do Brasil (VAZZOLER, 1975; PAIVA FILHO; SCHMIEGELOW, 1986; RUFFINO; CASTELLO, 1992; ALMEIDA, 2004; VIANA; ALMEIDA, 2005; FREITAS; SPACH; HOSTIM-SILVA, 2011). Os *Sciaenidae* são comuns em águas rasas com fundos de areia ou lama, coincidindo com o tipo de substrato em que atua a frota artesanal do camarão-sete-barbas (FIGUEIREDO; MENEZES, 1980). Essa dominância se ajusta à visão de espécies-chave, sendo, neste caso, a estrutura da ictiofauna determinada por alguns peixes cuja ausência resultaria em uma ictiofauna substancialmente diferente (MAHON; SMITH, 1989; FREITAS; SPACH; HOSTIM-SILVA, 2011).

Padrões semelhantes ao encontrado nesta fase, em que foi registrada uma dominância numérica de poucas espécies e um grande número de espécies ocasionais, são comumente relatados em estudos abrangendo diversos ambientes, como próximo à zona de arrebentação de praia (GODEFROID et al., 2003; FÉLIX et al., 2007) e zonas entre marés (VENDEL et al., 2003; SPACH et al., 2004). A presença de espécies recifais (*Scorpaema dispar, S. isthmensis* e *Serranus flaviventris*) nos arrastos pode indicar que os pontos amostrais podem ter compreendido áreas recifais (como parcéis, bancos de rodolitos etc.).

Das espécies encontradas, 40% apresentam importância comercial (pesca), uma espécie se encontra na Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção (Portaria mmA nº 445/2014) – *Zapteryx brevirostris* (raia-viola-de-focinho-curto) – e uma espécie está ameaçada de sobre-exploração pela atividade pesqueira (Instrução Normativa nº 05/2014) – *Macrodon ancylodon* (pescada-foguete).

Considerando os hábitos alimentares levantados, na primeira e segunda coletas de campo foram registradas espécies zoobentívoras, zooplanctófagas e ictiófagas nos pontos amostrais das áreas de deposição das camadas espessa (RD1A, RD1C e RD1E) e fina (RD1B, RD1D e RD1F) de rejeitos sobre o sedimento no ambiente marinho adjacente. Houve pouca diferença na riqueza de espécies coletadas em relação aos diferentes hábitos alimentares entre a primeira e a segunda coleta realizada (Figura 464).

Figura 464 – Riqueza relativa (%) dos grupos tróficos da ictiofauna registrada nos pontos amostrais no ambiente marinho adjacente nas duas coletas realizadas



Considerando o aspecto reprodutivo no ambiente marinho, na primeira coleta realizada no ambiente marinho, a maior parte dos indivíduos analisados apresentou gônadas imaturas ou em estágio inicial de maturação. As espécies *Aspidor luniscutis, Macrodon ancylodon, Stellifer brasiliensis, Larimus breviceps, Stellifer rastrifer* e *Trinectes paulistanus* apresentaram gônadas maduras. As espécies *Cathorops spixii, Paralonchurus brasiliensis, Stellifer naso* e *Stellifer rastrifer* apresentaram uma significativa maior quantidade média de machos nas amostras. Já na segunda coleta no ambiente marinho, a maior parte dos indivíduos analisados apresentou gônadas imaturas ou em estágio inicial de maturação. As espécies *Anchoa tricolor, Paralonchurus brasiliensis, Stellifer brasiliensis, S. rastrifer, S. stellifer* e *Trinectes paulistanus* apresentaram gônadas maduras. As espécies *Anchoa lyolepis, Aspistor luniscutis e Stellifer brasiliensis* apresentaram uma quantidade significativa maior de machos nas amostras.

Com relação aos aspectos reprodutivos avaliados, a maior parte dos indivíduos analisados apresentou gônadas imaturas ou em estágio inicial de maturação. Esse foi um padrão esperado, principalmente para ictiofauna acompanhante da pesca de arrasto de fundo para camarões, a qual pode apresentar cerca de 70% da captura formada por juvenis (ALMEIDA, 2004). Essa constatação reforça a importância desses ambientes e os caracteriza como áreas de criação e crescimento para diversas espécies marinhas. Poucas espécies apresentaram gônadas maduras, sendo elas: *Aspidor luniscutis, Macrodon ancylodon, Stellifer brasiliensis, Larimus breviceps, Stellifer rastrifer, Trinectes paulistanus, Astyanax fasciatus, Cichla* sp., *Hypostomus affinis*, *Megaleporinus obtusidens* e *Rhamdia quelen*. A proporção sexual das populações analisadas apresentou diferença significativa para algumas espécies, com alternância no predomínio de fêmeas e machos. Essas observações, associadas aos indicadores corporais de acúmulo de gordura e de desenvolvimento das gônadas, poderão indicar a estação reprodutiva das espécies ao longo do diagnóstico.

4.3.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise dos dados secundários pretéritos da bacia do rio Doce e dos dados coletados em campo permitiu identificar as variações a que a ictiofauna está exposta no ambiente. Os estudos apresentados na linha-base foram de suma importância para o entendimento da ictiofauna existente antes do desastre. Os dados foram utilizados de forma qualitativa, sendo considerados apenas os índices ecológicos apresentados, pois houve casos em que não foi possível determinar as metodologias utilizadas; dessa forma, a comparação entre os estudos poderia causar discrepâncias.

Das espécies encontradas, 40% apresentam importância comercial (pesca), uma espécie se encontra na Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção – *Zapteryx brevirostris* (raia-viola-de-focinho-curto) – e uma espécie está ameaçada de sobre-exploração pela atividade pesqueira – *Macrodon ancylodon* (pescada-foguete).

A mensuração dos danos com mais acurácia será exposta no próximo relatório de danos sobre a ictiofauna. Os danos serão abordados com mais detalhamento para que seja feita uma avaliação mais completa, na qual serão listados todos os danos e os respectivos métodos de identificação.

4.4 QUELÔNIOS

4.4.1 METODOLOGIA

O estudo de quelônios da bacia hidrográfica do rio Doce e das regiões costeira e marinha adjacentes, como parte integrante do monitoramento da fauna afetada pela lama de rejeitos proveniente da barragem de Fundão, está sendo desenvolvido por meio de campanhas amostrais de caráter trimestral. O estudo abrange as regiões costeira e estuarina do Espírito Santo e o ambiente fluvial do rio Doce a montante até as proximidades da barragem de Fundão, em Minas Gerais, incluindo os tributários pelos quais a lama escoou ao rio. Mais detalhes já foram apresentados neste relatório na seção 3.7.2.

A pesquisa em ambiente marinho envolveu a busca por espécimes desse grupo em situação de alimentação ou desova, além de carcaças eventualmente encontradas nas praias ao longo dos três pontos amostrais, sendo um localizado dentro da Área de Proteção Ambiental Costa das Algas, na praia do Coqueiral, município de Aracruz (Figuras 465 e 466); um ponto localizado próximo ao terminal de dutos da Petrobras, no molhe do Porto Especializado em Celulose (Portocel) (Figuras 467 e 468); e um terceiro ponto localizado em mar aberto na região da foz do rio Doce (Figura 469). Para registro das espécies, foram efetuadas incursões por meio de embarcações motorizadas com deslocamento constante de aproximadamente 30 km/h. 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 90° a partir da proa. Quando do avistamento de indivíduos ou carcaças, o deslocamento era interrompido de forma que se pudessem confirmar a espécie e demais dados bióticos (se adulto ou jovem, se macho ou fêmea, se em bom estado de saúde, entre demais aspectos). Os dados verificados eram então registrados, para somente após ser retomado o deslocamento. Os períodos de realização dessa atividade deram-se geralmente entre 8h e 16h.

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 essa atividade não conflitasse com o uso público local (BJORNDAL, 1995; CAMILLO et al., 2009).

Além da busca por indivíduos, foram realizadas amostragens de algas macrófitas nesses pontos, por meio de coletas em afloramentos rochosos no primeiro, de mergulho autônomo no segundo e rede de arrasto no terceiro.

Figura 465 – Área amostral em ambiente marinho (AM3), inserida na Área de Proteção Ambiental Costa das Algas, Aracruz/ES



Figura 466 – Coleta de algas marinhas durante a primeira campanha nos afloramentos de rochas vulcânicas na praia do Coqueiral, próximo à foz do rio Piraquê-Açu e do Refúgio da Vida Silvestre de Santa Cruz, Aracruz/ES



Figura 467 – Segunda área amostral em ambiente marinho (AM2), localizada no molhe do Portocel e do terminal de dutos da Petrobras, junto à praia dos Hóspedes, Aracruz/ES



Figura 468 – Coleta de amostras de algas marinhas durante a primeira campanha, por meio de mergulhos autônomos na área amostral AM2, ambiente marinho inserido na Área de Proteção Ambiental Costa das Algas, Aracruz/ES

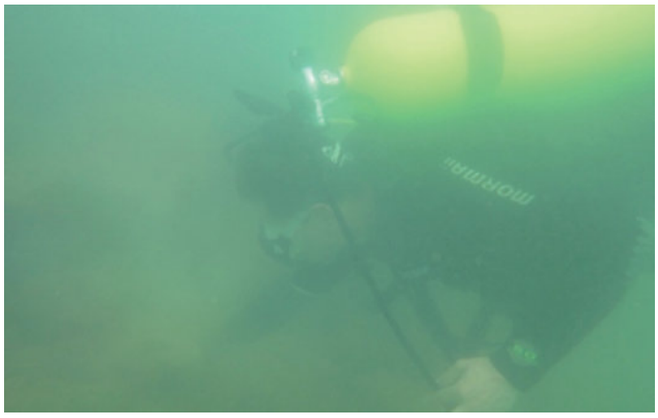


Figura 469 – Rede utilizada durante pesca de arrasto, em que foram coletadas as algas marinhas da área amostral AM3, na primeira campanha



As algas coletadas foram identificadas e classificadas se componentes da dieta da tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), para posteriormente serem analisadas em laboratório quanto à presença de metais pesados. Para tal classificação, recorreu-se à literatura disponível e a observações *in loco* de indivíduos da espécie em atividade de forrageio (SEMINOFF; RESENDIZ; NICHOLS, 2002) . Também

foram analisados os conteúdos estomacais de indivíduos encontrados mortos nas praias, bem como a provável *causa mortis* (como ingestão de resíduos, colisão com embarcações, aprisionamento em redes etc.) (SEMINOFF; RESENDIZ; NICHOLS, 2002). Essa análise visa também a verificar possíveis relações do óbito dos animais com o rompimento da barragem.

A identificação das algas foi realizada até o menor nível taxonômico possível. Nesse sentido, espécies de algas puderam ser identificadas em nível infragenérico. Contudo, no intuito de utilizar os estudos realizados na região por Santos (2014), em que foram considerados os gêneros, para efeito de comparação, aqui também optou-se por abordar esse nível taxonômico.

No caso de encontro de carcaças de quelônios ainda em boas condições, elas foram coletadas e utilizadas como fonte de dados mediante análise laboratorial para avaliação da presença de metais pesados. Dados obtidos a partir de material biológico recolhido pelo Programa de Monitoramento de Praias (PMP) também foram utilizados para a avaliação da presença de contaminantes. Até o momento, essa atividade não logrou resultados.

Além do registro das espécies em si, informações biológicas foram sendo coletadas, referindo-se, por exemplo, a dados reprodutivos, como número de desovas e recrutamento das espécies marinhas nas praias na área de estudo. Nesse caso, as informações foram obtidas com base nos dados fornecidos pelo PMP e/ou do Projeto TAMAR. Entretanto, eventuais avistamentos de ninhos e de animais em desova poderão oportunamente compor os resultados do estudo, especialmente quando do encontro em locais distantes das praias monitoradas pelo projeto. Além disso, foram efetuados registros da dieta das espécies, obtidos mediante visualização de animais em forrageamento em áreas de bancos de algas ou análise de conteúdo estomacal das carcaças encontradas.

4.4.2 RESULTADOS

As campanhas de monitoramento de quelônios no ambiente marinho objetivam a obtenção de dados das espécies que ocorrem nesse ambiente dentro da região de estudo, tanto a utilizando como área de alimentação quanto para reprodução ou passagem.

A primeira campanha transcorreu após a época de desova na região de estudo. Assim, os dados relativos aos parâmetros reprodutivos foram obtidos de forma secundária, na literatura referente ao tema. A segunda campanha ocorreu durante o início da temporada de desova na região de estudo.

4.4.2.1 Ambiente bentônico

Na área amostral AM1, localizada na praia do Coqueiral, próximo à foz do rio Piraquê-açu, município de Aracruz, e inserida na Área de Proteção Ambiental Costa das Algas, durante a maré baixa, foram coletadas e identificadas 12 espécies de algas macrófitas marinhas presas ao substrato de afloramentos rochosos próximos à faixa de areia (infralitoral), pertencentes a 11 diferentes gêneros, a saber: *Caulerpa, Chondracanthus, Dichotomaria, Stypopodium, Tricleocarpa, Ulva* (Figura 470)*, Zonaria* (Figura 471)*, Sargassum* (Figura 472)*, Dictyopteris* (Figura 473)*, Bryothamnion* (Figura 474) e *Acanthophora* (Figura 475). Destes, apenas *Dichotomaria* e *Zonaria* não foram identificados como componentes da dieta de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) (SANTOS, 2014). No entanto, essa possibilidade ainda não deve ser descartada, uma vez que, nesse ponto, foram avistados três espécimes juvenis de

tartaruga-verde em forrageio, comprovando tratar-se de uma área importante para a avaliação dessa espécie, quanto à sua presença, abundância e atividade de forrageio.

Por sua vez, durante o mergulho autônomo realizado na área amostral AM2, foram coletadas cinco espécies de algas, pertencentes a cinco gêneros: *Caulerpa, Halimeda* (Figura 476)*, Centroceras, Padina* e *Sargassum* (Figura 477). Neste caso, todas as amostras são consideradas integrantes da dieta de *C. mydas* (SANTOS, 2014). Nesta área, foram registrados dois indivíduos de tartaruga-verde forrageando.

Durante o acompanhamento da equipe de estudos de ictiofauna para a pesca de arrasto, foram avaliados seis pontos amostrais. Por ocasião do arrasto de fundo, efetuado por 10 min em cada ponto, foi verificada a presença de campo de algas marinhas macrófitas em apenas um deles, sendo então definida a área amostral AM3. Nessa ocasião, foram coletados e identificados dois gêneros de algas macrófitas marinhas: *Halymenia* (Figura 478) e *Dictyota*. Segundo Santos (2014), ambos os gêneros correspondem a itens alimentares habituais de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*). A Tabela 136 mostra a relação das macroalgas amostradas durante a campanha.

Tabela 136 – Relação das macroalgas marinhas coletadas ao longo da primeira campanha de campo do monitoramento de quelônios e suas respectivas áreas amostrais

AM1	AM2	AM3
Caulerpa	*Halimeda*	*Halymenia*
Gracilaria	*Sargassum* sp.2	*Dictyota*
Dichotomaria	*Centroceras*	
Stypopodium	*Padina*	
Tricleocarpa	*Caulerpa*	
Ulva		
Zonaria		
Sargassum sp.1		
Dictyopteris sp.1		
Dictyopteris sp.2		
Bryothamnion		
Acanthophora		

As amostras de algas macrófitas marinhas coletadas em todas as áreas citadas ainda estão sendo analisadas para identificação da presença de contaminantes. Elas passaram primeiramente por uma triagem para identificação e, posteriormente, foram encaminhadas para análise quanto à presença de elementos-traço. Os resultados dos exames laboratoriais não estavam disponíveis até a elaboração deste relatório.

Os resultados da primeira campanha indicaram que a área de estudo ainda contempla registros de quelônios marinhos, especialmente *Chelonia mydas*. Durante a segunda campanha, a vistoria dos pontos de coleta AM1 e AM2 permitiu registrar, respectivamente, um e dois indivíduos juvenis de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) forrageando em busca de macroalgas marinhas, denotando que os fitais em questão consistem em importantes áreas de alimentação da espécie (SANTOS, 2014).

Durante a segunda campanha de campo, não foram coletadas algas, haja vista a condição de alta turbidez das águas, fato que impossibilita a visualização desses elementos da flora marinha e aumenta

o risco de acidentes com os pesquisadores. Essa turbidez não deve necessariamente ser atribuída ao rompimento da barragem, uma vez que os sedimentos encontrados em suspensão apresentavam-se ricos em matéria orgânica e areias, sendo possivelmente oriundos do substrato marinho, em função de seu revolvimento devido a condições naturais da dinâmica de marés locais. Os bancos de algas presentes têm sido explorados pela espécie como área de alimentação. Em termos comportamentais, portanto, não se verificaram danos derivados do rompimento da barragem sobre a espécie. Entretanto, uma vez que ainda não estão disponíveis as avaliações da presença de contaminantes nas algas, não é possível, neste primeiro momento, dimensionar a magnitude exata do impacto. Além disso, deve-se considerar que este estudo teve início em fins do ano de 2018, não sendo descartada a possibilidade de que mudanças comportamentais ou até mesmo na densidade das espécies tenham ocorrido antes desse período. Essa condição não é passível de avaliação, haja vista a inexistência de dados secundários.

Figura 470 – Alga macrófita marinha do gênero ***Ulva***, coletada na AM1

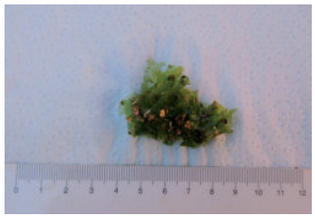


Figura 471 – Alga macrófita marinha pertencente ao gênero ***Zonaria***, coletada na AM1



Figura 472 – Alga macrófita marinha do gênero ***Sargassum*** sp.1, coletada na AM1



Figura 473 – Alga macrófita marinha do gênero ***Dictyopteris***, coletada na AM1



Figura 474 – Alga macrófita do gênero ***Bryotamnion***, coletada na AM1



Figura 475 – Alga macrófita marinha do gênero ***Acantophora***, coletada na AM1



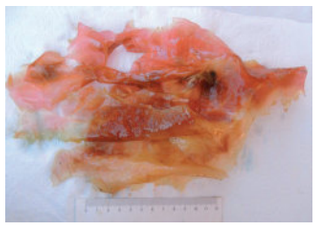
Figura 476 – Macroalga marinha do gênero ***Halimeda***, coletada na AM2



Figura 477 – Macroalga marinha *Sargassum* sp. 2, coletada na AM2



Figura 478 – Alga macrófita marinha do gênero ***Halymenia***, coletada na AM3



4.4.2.2 Ambiente de praia

Em relação à utilização dos ambientes de praia para reprodução, não estão ainda disponíveis dados para o ano de 2018 na literatura. As campanhas subsequentes visarão à realização de entrevistas com os pesquisadores com atuação regional, com vistas ao dimensionamento desse dano específico.

Conforme mencionado anteriormente, a primeira campanha ocorreu fora da temporada de desova das tartarugas-marinhas que utilizam as praias da área de estudo para tal fim. Nesse sentido, não foram coletados dados referentes a esse tema em campo. Apenas um fragmento de plastrão ("escudo" ventral dos quelônios) de espécie não identificada foi encontrado nas proximidades da AM1, sendo, portanto, descartado.

A etapa em ambiente marinho da segunda campanha do estudo teve início no dia 29 de setembro. Por ocasião do estudo de campo, foi constatado, mediante entrevista com funcionários do Projeto TAMAR, que estava ocorrendo o início da temporada de desova da tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) e da tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*). Tais desovas estavam concentradas nas regiões da Rebio de Comboios e na localidade de Regência. Na área de estudo deste projeto, durante buscas ativas pela praia, foi registrado apenas um ninho na localidade de Regência, sem possibilidade de identificação da espécie. Entretanto, a equipe do Projeto TAMAR acompanhou diversos episódios de desova (Figura 479 e Figura 480).

Quanto ao registro de carcaças, durante os trabalhos de campo não foram encontrados animais mortos nas praias vistoriadas.

Figura 479 – Exemplar de tartaruga-gigante ou tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*) em processo de desova na praia na região de Regência/ES



Foto: TAMAR (2018).

Figura 480 – Indivíduo de tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) desovando em praia na região de Regência/ES



4.4.2.3 Ambiente estuarino

Neste ambiente, foram implantados dois pontos amostrais, com diferentes graus de influência das marés. Entretanto, em nenhum deles houve registro de espécies de quelônios. Na área amostral ES2, onde a mata ciliar do rio Doce é composta por cabruca, que consiste em mata nativa com cultivo de cacau no sub-bosque, os moradores relataram a ocorrência de cágados que se deslocam nesse ambiente e habitam os banhados interiores e pequenos rios. É possível que estivessem se referindo ao cágado-amarelo (*Acantochelys radiolata*), ao cágado-da-serra (*Hydromedusa maximiliani*) ou, ainda, à aperema (*Rhinoclemmys* sp.), que costumam ocupar esses ambientes e são aptos a se deslocar por longas extensões por terra (BODIE; SEMLISTSCH, 2000; FIGUEIREDO, 2010; SOUZA et al., 2002; SOUZA, 2005; SOUZA; MOLINA, 2007).

Devido à intensa influência marinha no ponto ES1, que praticamente inibe a presença de cágados devido à salinidade da água, ele foi deslocado para montante na segunda campanha de campo, tornando-se ES2.

Em nenhuma das campanhas, foram obtidos registros de quelônios no ambiente estuarino da foz do rio Doce. Na porção desse ambiente sem influência direta da maré, moradores locais relataram a ocorrência de cágados que se deslocam por ele e habitam os banhados interiores e pequenos rios. Já segundo relatos dos funcionários do Projeto TAMAR, na porção com influência de águas salinas do estuário do rio Doce, a espécie que costuma frequentar é a tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*), diferentemente do usual em outras baías, onde as espécies mais comuns são a tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) e a tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*).

A ausência de registros de quelônios nesse ambiente impõe a necessidade de continuidade de monitoramento. Deve-se ressaltar que se trata de um ambiente que sofreu forte influência do rompimento da barragem. Dados sobre monitoramento de demais organismos aquáticos serão analisados em relatórios futuros, com vistas à verificação da incidência atual de espécies que possam consistir em elementos constituintes da dieta de quelônios, em especial de *Caretta caretta*, cuja dieta fundamenta-se em organismos bentônicos.

4.4.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em relação aos quelônios marinhos, durante as duas campanhas, foram observados indivíduos de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) forrageando. O registro desses indivíduos nos bancos de algas avaliados demonstra que tais locais são de grande relevância para a população local da espécie (SANTOS, 2014), o que é um indicativo de que ela ainda depende dessa região para fins alimentares. Contudo, ainda se faz necessária a conclusão das análises das algas marinhas, que são um dos principais componentes de dieta da espécie (SANTOS, 2014), para verificar se existe algum grau de contaminação nesse nível trófico.

A turbidez das águas observada na segunda campanha não parece deter relação com o rompimento da barragem, uma vez que os sedimentos observados eram escuros e ricos em matéria orgânica, portanto distintos dos sedimentos oriundos do desastre (em geral, avermelhados e finos), além de não terem ocorrido chuvas, fato que poderia ter carreado rejeito a partir da área de Fundão ou, ainda, revolvido o rejeito eventualmente presente no leito dos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Doce e suas margens. Assim, os sedimentos presentes parecem ser originários da dinâmica das marés locais. Deve-se, entretanto, ressaltar que o período de observação dos fitais (tanto na primeira campanha quanto na segunda) coincidiu com época de estiagem, na qual há pouca influência hidrológica dos rios locais. Com vistas a avaliar se houve influência de sedimentos oriundos do rompimento, os bancos de algas devem ser monitorados após eventos de chuvas torrenciais que tendam a aumentar a vazão do rio Doce.

4.5 CETÁCEOS

4.5.1 INTRODUÇÃO

Os cetáceos são um grupo de mamíferos exclusivamente marinhos que habita praticamente todos os oceanos do mundo. Além de ser um grupo importante ecologicamente, são sensíveis a impactos antropogênicos de diversas naturezas (LODI; BOROBIA, 2013). Frequentemente, esse grupo tem sido utilizado como sentinela dos ecossistemas, ou seja, seu estado de saúde e sobrevivência reflete a saúde do ecossistema que habita (WELLS et al., 2004). Assim, o monitoramento desses mamíferos de vida longa e reprodução relativamente lenta é importante no contexto da presença de impactos ambientais gerados pelo homem.

A intoxicação por Elementos e Substâncias Potencialmente Tóxicas (ESPTs) pode afetar negativamente e de diferentes formas as populações de cetáceos, ocasionando problemas de saúde que ultimamente afetam a sobrevivência e reprodução dos indivíduos (REIJNDERS; GUILAR, 2009). Por serem animais de vida relativamente longa, os efeitos da intoxicação podem se estender por décadas em determinadas populações (MATKIN et al., 2008).

Este relatório tem por objetivo apresentar um diagnóstico preliminar dos danos ocasionados aos cetáceos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. Para isso, foram comparados os dados sobre cetáceos do período pré-desastre, detalhados no Relatório de Linha-Base, com os dados secundários e primários obtidos após o desastre até o momento.

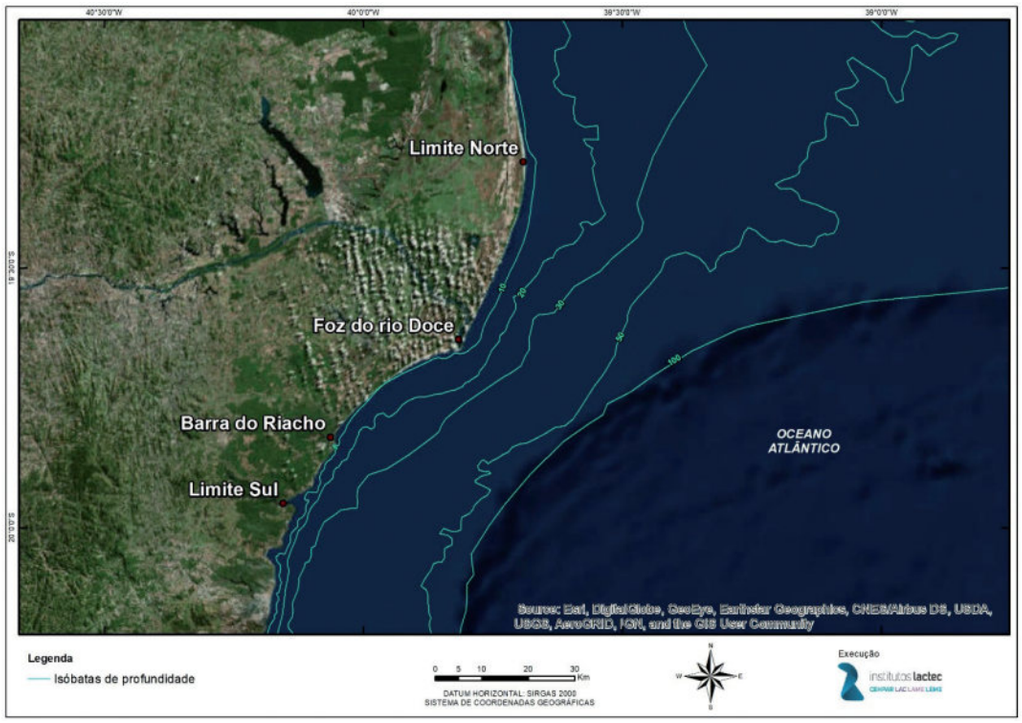
4.5.2 MATERIAIS E MÉTODOS

4.5.2.1 Área de estudo

A área de estudo definida para a realização deste diagnóstico 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 grande extensão da área de estudo é justificada pelos grandes deslocamentos que os cetáceos são capazes de realizar e pela natureza do meio aquático, na qual contaminantes podem persistir no ambiente e se dispersar pelas correntes marítimas. Nessa escala mais ampla, foram realizadas a revisão bibliográfica e as coletas de amostras de animais encalhados.

A área de estudo para o diagnóstico populacional por meio de embarcações no período pós-desastre abrangeu uma região menor, entre a barra do rio Piraquê-Açú (19,96°S), 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 481). O limite externo da área de estudo foi definido como a isóbata de 30 m. A definição dessa área de estudo visou a abranger a distribuição dos golfinhos (família *Delphinidae*) costeiros, que são residentes em águas rasas e próximas da costa e se alimentam exclusivamente nesses *habitats*, como o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e a toninha (*Pontoporia blainvillei*).

Figura 481 – Área de estudo das saídas de amostragem embarcada pós-desastre de cetáceos na região da foz do rio Doce



4.5.2.2 Obtenção de dados secundários

Para a obtenção dos dados secundários usados neste relatório, realizou-se revisão bibliográfica referente aos cetáceos. 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 suas instituições executoras ou detentoras, como a Petrobras, Instituto Baleia Jubarte e CTA Serviços em Meio Ambiente. Entre os projetos com informações disponíveis, destacam-se os dados obtidos por meio das seguintes condicionantes ambientais executadas em virtude de atividades da Petrobras: (i) monitoramento do Terminal Aquaviário de Barra do Riacho (TABR); (ii) PMP da Bacia de Campos e Espírito Santo (PMP-BC/ES); (iii) Programa de Monitoramento de Cetáceos dos Campos Cangoá e Peroá. Outra condicionante que forneceu dados importantes foi o monitoramento de cetáceos em área de tráfego de barcaças de celulose, pela Veracel Celulose.

4.5.2.3 Coleta de dados primários

Foram realizadas saídas embarcadas para coleta de dados primários sobre cetáceos entre dezembro de 2017 e outubro de 2018, totalizando 21 dias em mar. 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 m de comprimento, casco de madeira ou fibra, e motorização a diesel de centro (Figura 482). A embarcação percorreu rotas visando a cobrir a área da forma mais homogênea possível, 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).

A amostragem geralmente começou no início da manhã e se estendeu até o fim da tarde, com no mínimo 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 fim 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 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 segunda campanha, também foram coletadas oportunisticamente a transparência em metros (com um disco de Secchi) e a turbidez em NTU (usando um turbidímetro digital portátil) nos locais de avistamento de cetáceos ou em pontos ao longo da rota de amostragem.

Assim que um grupo de cetáceo era avistado, registravam-se a hora, posição geográfica, tamanho do grupo, presença de filhotes, comportamento e espécie (quando era possível a identificação taxonômica nesse nível). A embarcação iniciava a aproximação para fotoidentificação individual, que consiste em tirar fotografias da nadadeira dorsal de pequenos cetáceos (Figura 483). 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 coespecíficos (LOUGHLIN et al., 2010). A fotoidentificação foi feita usando câmeras digitais SLR e lentes de *zoom* intercambiáveis (200-500 mm, 70-300 mm, 18-140 mm).

Foram tiradas fotos de intervalo para separá-las por cada grupo detectado. Um grupo de golfinhos (família *Delphinidae*) 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, foi possível identificar pequenos subgrupos com nado sincronizado e a uma distância entre indivíduos nadando lado a lado de menos de dois corpos d'distância (aproximadamente 4 m).

Figura 482 – 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 fotoidentificação de um grupo de botos-cinza



Figura 483 – Exemplos de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) identificados individualmente entre 2017 e 2018 na região costeira da foz do rio Doce



4.5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com a revisão bibliográfica, pelo menos 32 espécies de cetáceos ocorrem potencialmente na área de abrangência definida para o diagnóstico (PETROBRAS, 2004; SICILIANO et al., 2006; NUTRIPETRO, 2013; CTA, 2016). Desse conjunto de espécies, as de maior interesse para a mensuração dos danos do rompimento da barragem em Mariana são aquelas residentes em regiões costeiras e rasas, como águas que tiveram contato com a pluma de rejeitos. Nesse sentido, pelo menos seis espécies podem estar mais suscetíveis aos efeitos do desastre, por usarem as regiões costeiras 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 em regiões costeiras e ameaçadas de extinção. O boto-cinza é citado na Lista Nacional de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (Portaria mmA nº 444/2014) como “vulnerável” e a toninha, como “criticamente ameaçada”.

As informações apresentadas a seguir foram organizadas a partir dos danos identificados e descritos na matriz de danos.

4.5.3.1 Concentração de matais pesados nos tecidos de cetáceos da região de foz do rio Doce

As informações sobre dosagens de ESPTs nos tecidos de cetáceos do Brasil são escassas. Também não existem informações sobre os níveis de contaminação em cetáceos disponíveis para a costa do estado do Espírito Santo, que poderiam servir de linha-base ou para caracterizar o período pós-desastre. Dessa maneira, ainda não é possível responder a esta pergunta.

Entretanto, diferentes instituições coletaram cetáceos mortos encalhados na costa do Espírito Santo no período anterior e posterior ao desastre. Entre essas instituições, está o Instituto Baleia Jubarte (BA), que cedeu amostras congeladas de diferentes tecidos e órgãos de cetáceos que encalharam nas praias do Banco dos Abrolhos no período pré e pós-desastre. Amostras de um total de 85 espécimes de cetáceos estão no laboratório em Curitiba prontas para iniciar os procedimentos laboratoriais para dosagem de ESPTs. Essas amostras consistem em pedaços de gordura, músculo, rim e fígado, sendo a maioria do boto-cinza (n = 61 espécimes), seguido da baleia-jubarte (n = 20) e da toninha (n = 4). Em relação ao período do desastre, 11 foram no período pré-desastre e 74, no período pós-desastre.

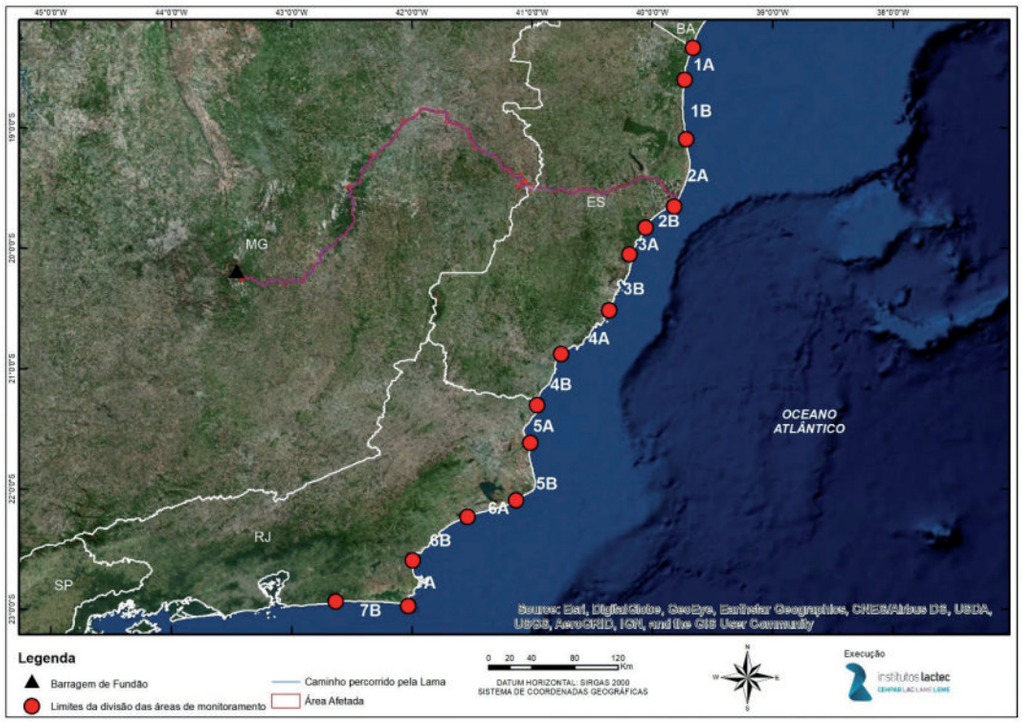
Além desses tecidos e órgãos, estuda-se a viabilidade de utilizar dentes de cetáceos encalhados na região da foz do rio Doce no período pré e pós-desastre, que se encontram tombados na coleção científica do Instituto Baleia Jubarte. Além deles, se busca obter otólitos de peixes que foram ingeridos pelos cetáceos que encalharam na região. Com esses dados, acredita-se que será possível realizar um estudo abrangente e aprofundado sobre a cadeia de contaminação por ESPTs no período pré e pós-desastre.

Atualmente, também se encontra em andamento um projeto que tem por objetivo comparar os níveis de contaminantes em toninhas (*Pontoporia blainvillei*) antes e depois do desastre de Mariana. Esse projeto é desenvolvido pelo Laboratório de Mamíferos Aquáticos e Bioindicadores (Maqua) da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) e financiado pelo Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (Funbio). Ainda não existem dados disponíveis advindos desse projeto e as análises encontram-se em andamento.

4.5.3.2 Mortalidade de cetáceos após o desastre

A mortalidade por intoxicação direta ou indireta foi um dos potenciais efeitos em nível populacional do desastre de Mariana sobre os cetáceos. Um conjunto de dados robusto para responder se houve aumento da mortalidade proveio do PMP-BC/ES, realizado por diferentes empresas a serviço da Petrobras. Esse programa é uma das condicionantes impostas pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) para realização de atividades de explorAção e produção de petróleo e gás nos estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro, consistindo no monitoramento sistemático de praias visando a registrar as carcaças de cetáceos (e outros animais, como aves e quelônios) encalhados na costa. Os dados utilizados aqui foram coletados de outubro de 2010 a setembro de 2016 na região costeira monitorada, que foi dividida em 14 áreas (Figura 484) (SCITECH, 2017).

Figura 484 – Região de abrangência do PMP-BC/ES, com 14 divisões geográficas estabelecidas (SCITECH, 2017)



Foram selecionados dados sobre as duas espécies mais frequentes registradas no monitoramento de praias, o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e a toninha (*Pontoporia blainvillei*), com um total de 499 e 153 carcaças registradas durante o período monitorado, respectivamente. Foram feitas uma análise exploratória e modelagem estatística com todos os dados do PMP-BC/ES, abrangendo a costa do Espírito Santo e Rio de Janeiro. Essa análise visou a descrever alguns padrões espaçotemporais na frequência de encalhes de cetáceos. Optou-se por considerar na análise todo o conjunto de dados disponíveis (Espírito Santo e Rio de Janeiro) para verificar se possíveis eventos de mortalidade são localizados geograficamente ou acontecem em uma ampla escala espacial. Além disso, apesar de os rejeitos que chegaram à 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 (MARTA-ALMEIDA et al., 2016).

Os dados do PMP-BC/ES mostraram uma grande variabilidade espacial e temporal na ocorrência de encalhes para as duas espécies de cetáceos (Figuras 485 e 486). Como potencial efeito do desastre de Mariana, seria esperado um aumento abrupto do número de encalhes de 2015 para 2016 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 desastre e a emigração dos animais.

Na região 2A, foi observado um aumento do número de toninhas encalhadas entre 2015 e 2016 de dois para oito animais, ou seja, um incremento de 300%. Entretanto, foram verificadas nessa região uma tendência de crescimento ao longo de todo o período analisado e oscilações dessa ordem de magnitude nos anos anteriores. A oscilação dos encalhes da toninha na região 2A foi similar 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 dessa espécie sem precedentes entre 2015 e 2016 na região 1B, com incremento de 13 para 35 animais encalhados (aumento de quase 170%). A cronologia dessa mortalidade é coerente com o evento, sendo um efeito do desastre de Mariana, mas não é possível chegar a alguma conclusão sem uma análise mais aprofundada de outros dados complementares (como exames de necropsia dessas carcaças e níveis de contaminantes nos cetáceos da região).

Figura 485 – Tendência anual do número de encalhes do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) por região monitorada durante o PMP-BC/ES, realizado pela Petrobras

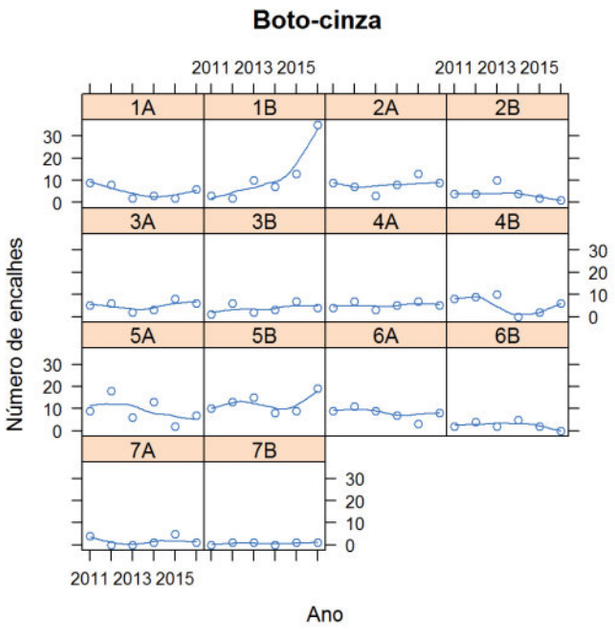
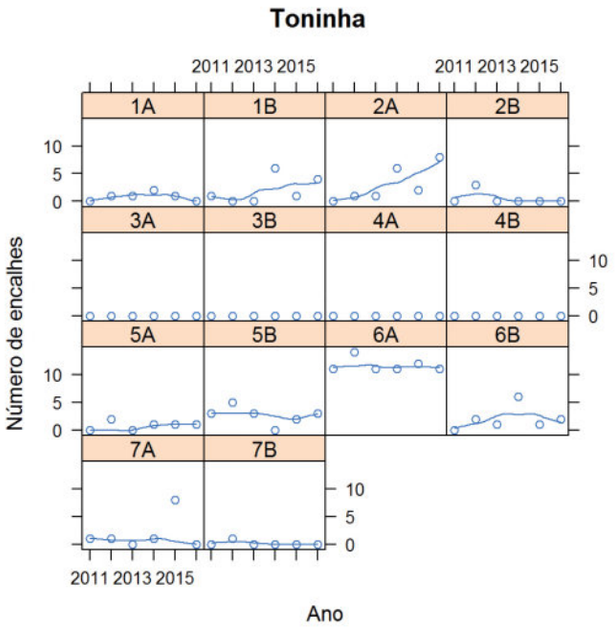


Figura 486 – Tendência anual do número de encalhes da toninha (*Pontoporia blainvillei*) por região monitorada durante o PMP-BC/ES, realizado pela Petrobras



Para a modelagem estatística, foram usados modelos generalizados lineares (GLMs) (MCCULLAGH; NELDER, 1989), que permitem verificar quais variáveis explicativas interferem em determinada variável-resposta, neste caso 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 quilômetros e transformado pelo logaritmo natural) pela inclusão de um termo *offset* no modelo. A distribuição dos erros 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.

Os modelos considerados foram construídos usando diferentes combinações de variáveis explanatórias, correspondendo a distintas hipóteses para os dados. Uma das principais etapas da análise consistiu 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 a bondade do 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 0). Convenciona-se que todos os modelos com delta AICc menor que 2 são considerados plausíveis e válidos (BURNHAM; ANDERSON, 2002).

Para o boto-cinza, apesar de ser o modelo com maior número de parâmetros entre os considerados, o melhor considerou o número de encalhes da espécie variando em função das regiões geográficas e ao longo dos anos (Tabela 137). Esse 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. Seus termos ressaltam a tendência distinta da área 1B, que apresentou um crescimento abrupto do número de encalhes da espécie após o desastre (de 2015 para 2016). Os gráficos de diagnóstico apontam para um bom ajuste do modelo aos dados.

Tabela 137 – GLMs 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

Variável 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

Nota: * Interação entre as variáveis; + efeito aditivo entre as variáveis.

Para a toninha, o melhor modelo, entre o conjunto considerado, teve uma tendência anual de crescimento do número de encalhes, mas com magnitudes diferentes entre as regiões geográficas (Tabela 138). Os coeficientes estimados do modelo 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 de diagnóstico do melhor modelo mostram que seu ajuste não foi bom, o que se deve, provavelmente, à menor quantidade de dados para essa espécie. Do total de amostras (cada região geográfica em cada ano), quase 54% não apresentaram registros da toninha. Essa inflação de zeros pode ser problemática para as estimativas de parâmetros do modelo (ZUUR; IENO; SMITH, 2007).

Tabela 138 – GLMs considerados para explicar a variação do número de encalhes da toninha na costa do Espírito Santo e Rio de Janeiro entre 2010 e 2016

Variável 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

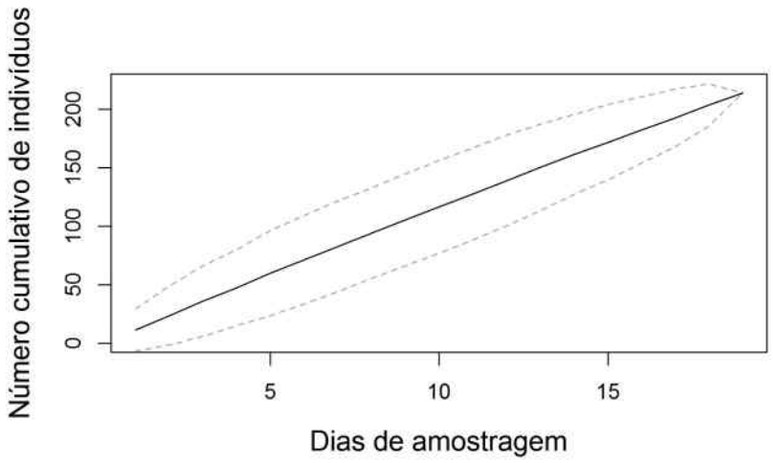
Nota: * Interação entre as variáveis; + efeito aditivo entre as variáveis.

Em resumo, sobre a mortalidade foi possível detectar um aumento de encalhes de botos-cinza e toninhas em regiões adjacentes (2A) ou próximas (1B) da foz do rio Doce. Essas duas espécies são provavelmente os cetáceos mais suscetíveis aos impactos do desastre de Mariana, por dependerem de *habitats* costeiros para a sua sobrevivência e por serem residentes neles, muitas vezes permanecendo

durante todo o ano na mesma região (ROSSI-SANTOS; WEDEKIN; SOUSA-LIMA, 2006; DANILEWICZ et al., 2009). A avaliação dos dados disponíveis sobre a saúde desses animais (coletados durante exames pós-morte) e a dosagem dos níveis de ESPT podem ajudar a investigar se o aumento da mortalidade observado foi decorrente do desastre de Mariana.

Por meio dos dados de fotoidentificação de botos-cinza coletados entre 2017 e 2018 pela equipe do Lactec, foi possível estimar a abundância da população dessa espécie, que utiliza as regiões costeiras adjacentes à foz do rio Doce. Um total de 214 indivíduos foi fotoidentificado 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 487). A baixa taxa de recaptura de indivíduos por meio do esforço empregado também reforça que existe uma grande população de botos na região.

Figura 487 – 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



Para estimar a abundância, foram construídos oito modelos de marcação-recaptura para populações fechadas, assumindo que, no período amostral de 12 meses de estudo, não houve mortes, nascimentos, imigração ou emigração (AMSTRUP; MCDONALD; MANLY, 2005). Esse período amostral de um ano tem sido usualmente utilizado como período fechado por conta da expectativa de vida longa dos botos-cinza (podem ter mais de 30 anos de idade) e das altas taxas de sobrevivência verificadas de ano para ano (CANTOR et al., 2012). Esses modelos consideraram diferentes fatores que podem interferir nas probabilidades de captura dos botos, como o tempo, comportamento em relação à primeira captura e heterogeneidade individual (Tabela 139). 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.

A estimativa de abundância de botos-cinza marcados foi de 1.645 botos (erro padrão = 325; coeficiente de variação = 19,75%; intervalo de confiança 95% = 1.136 - 2.436). Entretanto, não levou em consideração os indivíduos não marcados, ou seja, animais com a nadadeira dorsal lisa (sem marcas). Esses animais não marcados consistem em filhotes e jovens, que ainda não adquiriram marcas em sua nadadeira dorsal. Para incorporá-los, calculou-se a proporção de indivíduos marcados, dividindo o número destes pelo número total de indivíduos em cada grupo (CANTOR et al., 2012). A proporção média de animais marcados foi de 74% (desvio padrão = 0,26). Para a correção da estimativa de abundância, dividiu-se a estimativa de abundância de animais marcados pela sua proporção. Também foi necessário fazer a correção dos erros, inflados pelo método Delta (CANTOR et al., 2012). Assim, a estimativa total de botos-cinza para a área de estudo durante o período amostrado foi de 2.223 botos (coeficiente de variação = 32,7%; intervalo de confiança 95% = 1.191 - 4.148).

Tabela 139 – 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	18	-540.6	0.0
Tempo + comportamento	37	-536.9	3.7
Tempo	20	-536.6	4.0
Tempo + comportamento + heterogeneidade	38	-534.9	5.7
Comportamento	3	-445.0	95.6
Nulo	2	-443.2	97.4
Comportamento + heterogeneidade	6	-440.5	100.1
Heterogeneidade	4	-439.2	101.4

Com relação à fertilidade, não existem dados do período pré-desastre que possam identificar se houve diminuição da produção de filhotes pelas fêmeas de cetáceos na região afetada. Com o monitoramento das populações residentes de cetáceos, como o boto-cinza, há o potencial de geração de informações sobre fertilidade ao longo do tempo e associação desses dados com os níveis de contaminação da população.

4.5.3.3 Saúde e condição corporal de cetáceos após o desastre

No momento, ainda não é possível responder a esta pergunta. Entretanto, espera-se obter mais dados do PMP-BC/ES sobre os exames pós-morte dos cetáceos encalhados na região que possam fornecer dados biométricos, da provável causa de morte e outras sobre a saúde dos animais encontrados mortos nas praias da região. Entretanto, essas informações são limitadas por conta do avançado estágio de decomposição da maior parte das carcaças encontradas ao longo da costa.

Um grande volume de fotografias de cetáceos foi obtido durante o monitoramento do TABR da Petrobras, realizado entre janeiro de 2011 e dezembro de 2012. Os dados consistem principalmente em fotografias de botos-cinza observados entre Barra do Riacho e a foz do rio Doce em um período pré-desastre, totalizando 8,47 GB de arquivos. Foram realizadas a triagem e a análise desses dados, mas, apesar do grande volume de fotos, a baixa qualidade dos registros impediu uma análise sobre as lesões epidérmicas que pudesse fornecer informações sobre a saúde dos animais.

A ocorrência e prevalência de doenças e lesões na pele de cetáceos estão sendo avaliadas nas fotografias retiradas durante o monitoramento embarcado desenvolvido entre 2017 e 2018. Já foram identificados diferentes tipos de lesão, como nódulos, feridas abertas ou cicatrizadas e mutilações. Entre as causas sugeridas para algumas mutilações, estão interações com artefatos de pesca e atropelamento por embarcações, evidenciando que outros impactos antrópicos também interferem na saúde dessa população. Essas informações podem ser monitoradas ao longo do tempo em conjunto com o nível de contaminação nos tecidos dos cetáceos, fornecendo importantes dados sobre a associação da contaminação com problemas de saúde dos cetáceos, especialmente doenças relacionadas com imunossupressão. Contudo, a baixa taxa de recaptura individual pode ser um problema para estudos sobre prevalência dessas lesões.

4.5.3.4 Oferta e qualidade das presas de cetáceos após o desastre

As dietas do boto-cinza e da toninha já foram descritas para a costa do Espírito Santo, incluindo informações relevantes obtidas na região da foz do rio Doce (RODRIGUES, 2014; RUPIL, 2016). Ambas as espécies se alimentam de cefalópodes, crustáceos e uma grande variedade de peixes (quase 30 espécies). Em relação aos peixes, os dados indicam que as presas do boto-cinza variaram sazonalmente, sendo a maioria de hábito demersal, predominantemente de fundos não consolidados e estuarinos (RODRIGUES, 2014). Foi possível obter acesso aos dados de quatro espécimes de botos-cinza que encalharam na região da foz do rio Doce e tiveram seus estômagos analisados, totalizando 352 presas distribuídas em 15 táxons. Entre os peixes mais comuns na dieta dessa espécie na região da foz do rio Doce, estão: a corvina (*Isopisthus parvipinnis*), a manjuba (*Anchoa* sp.), a pescada (*Macrodon* sp.) e o cangoá (*Stellifer rastrifer*).

Registros 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 488). O contato direto com o fundo em indivíduos dessa 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).

Está em fase de negociação com o Instituto Baleia Jubarte a obtenção de conteúdos estomacais de cetáceos coletados no período pós-desastre para comparação com as informações obtidas no período pré-desastre. Assim, será possível verificar se houve mudança na dieta do boto-cinza e da toninha depois do desastre, o que poderia indicar um impacto sobre as suas presas. Os otólitos de peixes obtidos nos conteúdos estomacais também devem servir para a obtenção de históricos de contaminação pela análise das diferentes camadas de deposição.

Figura 488 – Boto-cinza (*Sotalia guianensis*) com lodo aderido ao corpo, observado durante as amostragens embarcadas realizadas entre 2017 e 2018 pela equipe do Lactec

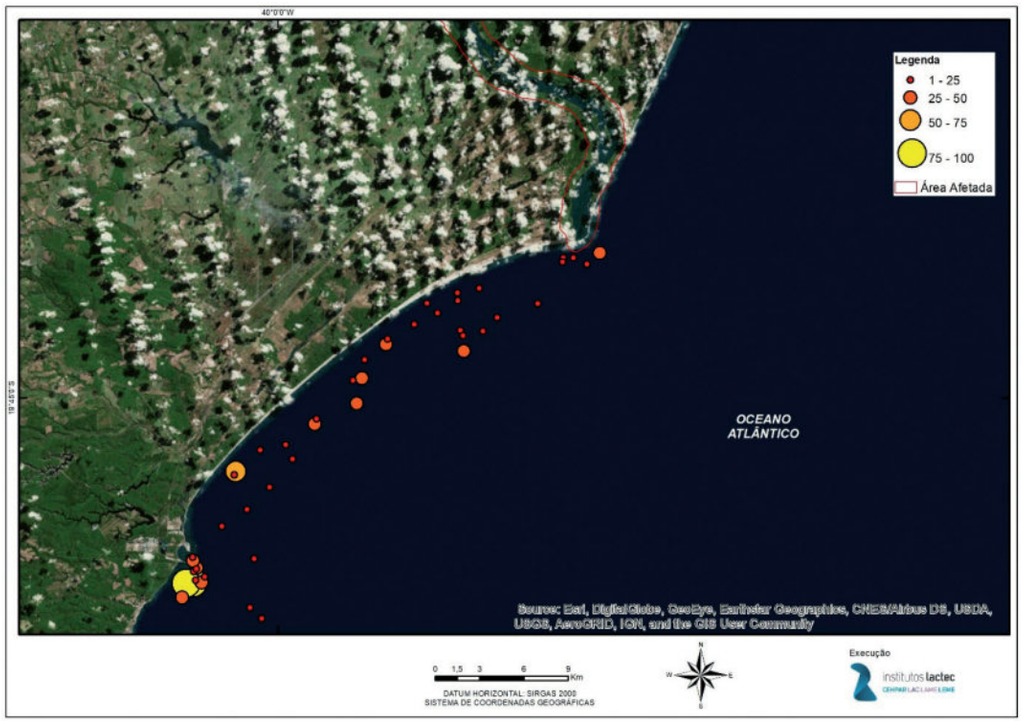


4.5.3.5 Qualidade/degradação dos *habitats* de cetáceos após o desastre

Uma das possíveis respostas dos cetáceos às alterações em seus *habitats* que podem afetá-los direta ou indiretamente (por meio de suas presas) é o deslocamento para outras áreas não afetadas ou com *habitats* de melhor qualidade, ou seja, uma resposta possível da redução da qualidade ou degradação do *habitat*, como o aumento da turbidez após o desastre de Mariana (IGAM, 2015), seria a evasão dos cetáceos das regiões mais próximas da foz do rio Doce.

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 disso, a região da foz do rio Doce é reconhecida como área de concentração de avistamentos 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 resultaram em 49 detecções de grupos do boto-cinza (Figura 489). Os botos se distribuíram por toda a região costeira amostrada entre Barra do Riacho e a foz do rio Doce.

Figura 489 – Detecções de grupos do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) durante monitoramento embarcado do TABR da Petrobras, entre janeiro de 2011 e dezembro de 2012 (pré-desastre)



Não existem informações sistemáticas do período mais crítico que sucedeu a chegada da pluma de sedimentos ao mar. Entretanto, há pelo menos um relato de que, no momento em que a pluma de rejeitos chegou à zona costeira, existiam grupos de botos-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-desastre, em pelo menos dez ocasiões foi possível observar grupos de botos-cinza adentrando a foz do rio Doce (CIRO JARDEL BERGAMO, comunicação pessoal).

Mais recentemente, pouco mais de dois anos após o desastre, levantamentos embarcados realizados pela equipe do Lactec na região, de dezembro de 2017 a outubro de 2018, apontaram para um padrão de distribuição coerente com o período pré-desastre, com a observação de inúmeros grupos de botos-cinza e eventualmente de toninhas na região próxima à foz do rio Doce, conforme descrição a seguir.

Foram realizados 21 dias em campo, sendo percorridas pouco mais de 974 milhas náuticas (cerca de 1.804 km) em esforço de observação de cetáceos (Tabela 140). Em apenas um dos dias, não foi possível observar grupos de cetáceos; no restante das saídas (95%), foi observado mais de um grupo (média de cerca de cinco grupos por dia).

Um total de 97,3% dos grupos detectados pôde ser identificado no 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 avistamentos). As outras espécies observadas incluíram quatro grupos de baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*), dois de toninha (*Pontoporia blainvillei*) e um de golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*).

Tabela 140 – Esforço amostral e número de grupos de cetáceos observados durante as campanhas 1 a 4 de avistamento região marinho-costeira da foz do rio Doce

Data	Campanha	Embarcação	Esforço (horas)	Esforço (milhas náuticas)	Número de grupos de cetáceos	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**

Os botos-cinza foram observados em praticamente toda a região costeira amostrada, mas a maior concentração ocorreu na região adjacente à foz do rio Doce, numa faixa de aproximadamente 20 km de costa, principalmente ao sul da foz (Figura 490). Os dois avistamentos de toninha também foram realizados próximo da foz do rio Doce, enquanto os grupos de baleia-jubarte e de golfinho-de-dentes-rugosos foram observados relativamente mais afastados da costa.

Os botos foram observados a uma distância média de 5,9 km da costa (desvio padrão = 2,6; mín-máx = 1,4 - 13,6) (Figura 491-a). A profundidade em que os botos foram observados variou de 6 a 29 m (média = 16,8; desvio padrão = 5,5) (Figura 491-b). Além das saídas embarcadas, foi possível observar por terra um grupo com dois botos-cinza a aproximadamente 100 m da praia durante uma visita à foz do rio Doce, em 3 de março de 2018.

A profundidade é considerada um descritor universal dos *habitats* de cetáceos. A partir das profundidades em que foram observados os botos-cinza durante a amostragem embarcada entre 2017 e 2018 pelo Lactec, foi possível gerar um modelo simples dos *habitats* potenciais (definidos pela faixa

de profundidade de 95% das detecções) e críticos (definidos pela faixa de profundidade de 50% das detecções). O mapa gerado por esse modelo evidenciou as regiões rasas e próximas da costa como principais *habitats* do boto-cinza (Figura 492).

Figura 490 – 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

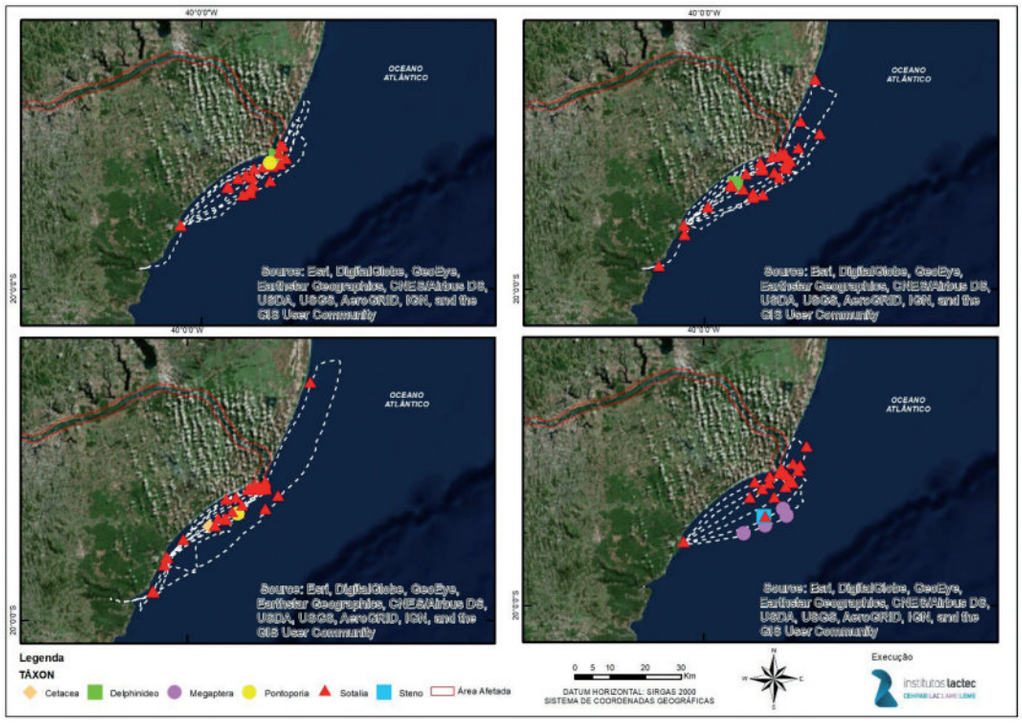
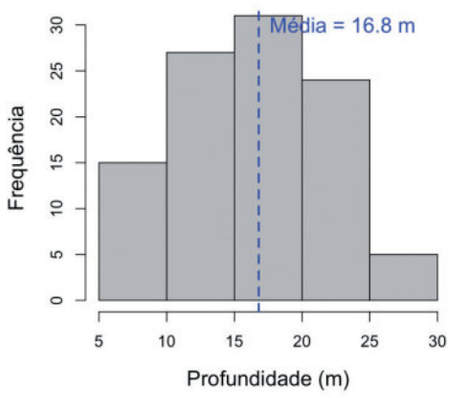


Figura 491 – Número de registros de grupos de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) em função de: A) profundidade (m); B) distância da costa (km), detectados entre dezembro de 2017 e outubro de 2018, durante amostragem visual embarcada de cetáceos na região costeira da foz do rio Doce

A



B

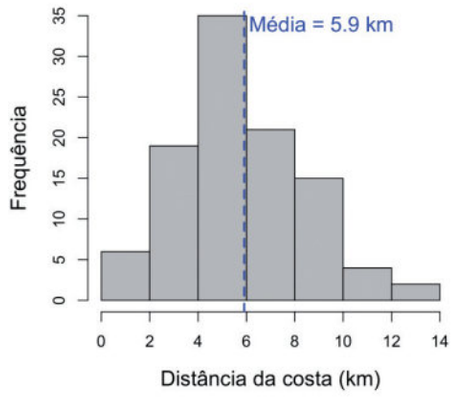
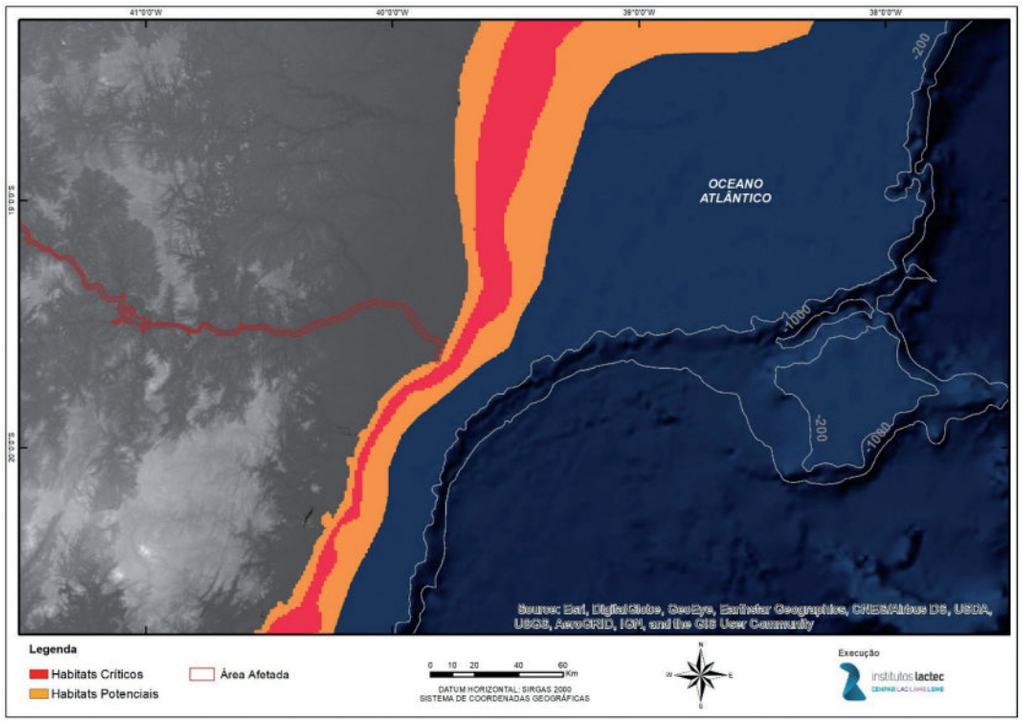


Figura 492 – *Habitats* potenciais (regiões em laranja) e críticos (regiões em vermelho) do boto-cinza na região adjacente à foz do rio Doce



O tamanho de grupo observado para o boto-cinza variou de um a 70 indivíduos, com uma média de oito indivíduos (desvio padrão = 9,5; mediana = 5) (Figura 493). Do total de grupos de boto-cinza observados, 31,4% possuíam pelo menos um filhote entre os indivíduos (Figura 494).

Figura 493 – Distribuição dos grupos de boto-cinza detectados na região adjacente à foz do rio Doce entre 2017 e 2018

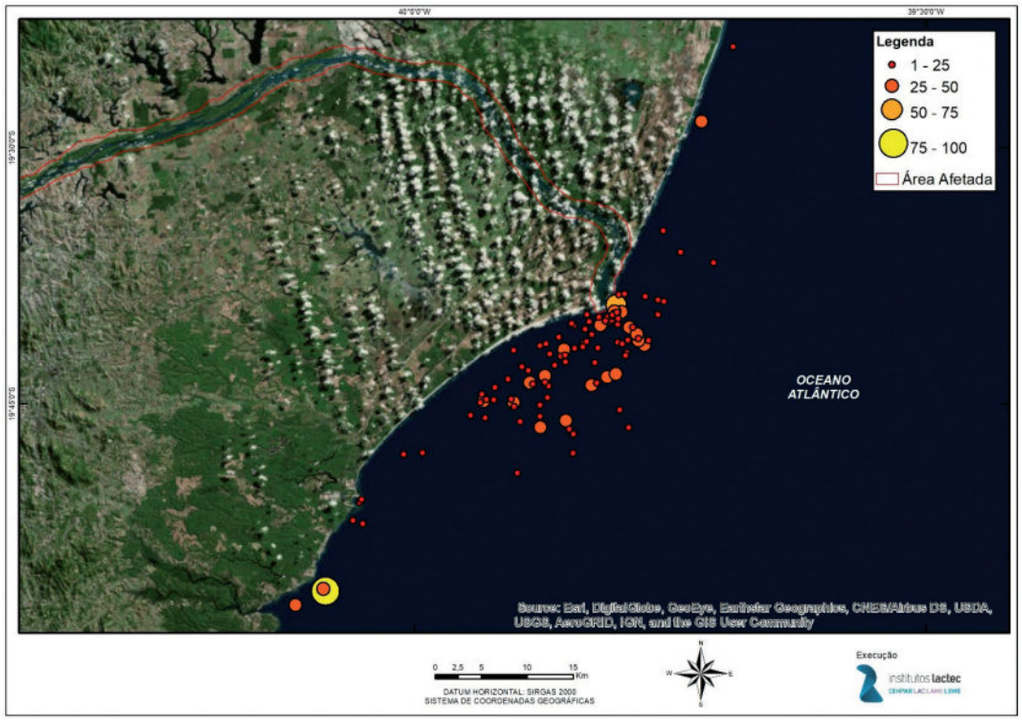
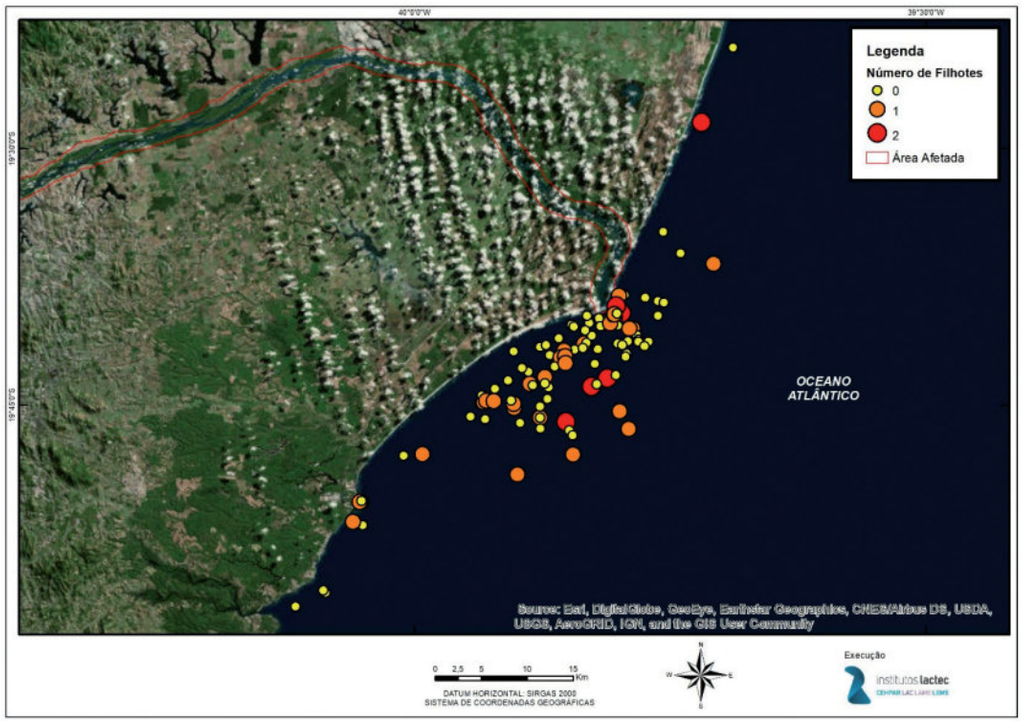


Figura 494 – Distribuição dos grupos de boto-cinza com e sem filhotes na região adjacente à foz do rio Doce entre 2017 e 2018



Nas campanhas 2 a 4, foram realizadas 42 mensurações da turbidez da água na superfície, com variação 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 m (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 495). 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 a turbidez em ocasiões com a presença de botos-cinza e na sua ausência, é evidente que os botos usam tanto águas turvas (como aquelas típicas da região da foz do rio Doce) quanto águas mais claras (Figura 496). Isso sugere que essa espécie tolera uma grande variedade de condições de turbidez, de modo que este não parece ser um fator limitante, desde que existam recursos alimentares disponíveis. Nesse contexto, é crucial entender quais podem ser as respostas das presas dos botos-cinza em relação ao aumento de turbidez que aconteceu após o desastre.

Figura 495 – Fotos aéreas realizadas com um ***drone*** na região da foz do rio Doce: A) 14/12/2017 – vista da região marinha em direção à foz; B) 01/03/2018 – vista da praia em Regência em direção à foz e às regiões de mar aberto

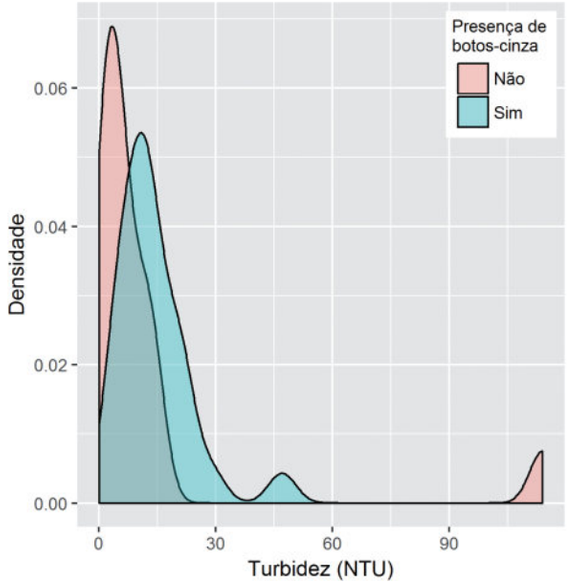
A



B



Figura 496 – Turbidez (em NTU) da superfície da água mensurada 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 essa espécie vive primariamente em regiões rasas e próximas da costa, sendo considerada uma especialista de *habitat* (WEDEKIN; DAURA-JORGE; SIMÕES-LOPES, 2010). Além disso, a concentração de botos-cinza em regiões próximas à desembocadura de rios no Banco dos Abrolhos (ROSSI-SANTOS; WEDEKIN; SOUSA-LIMA, 2006) sugere que essas regiões podem ser consideradas *habitats* críticos para essa 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 esses animais estão diretamente expostos à pluma de água e ESPT proveniente do rio Doce e certamente foram expostos aos rejeitos de mineração provenientes do desastre em Mariana/MG diluídos na água ou, caso tenha havido contaminação da cadeia trófica, por meio das presas consumidas.

4.5.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Podem ser enumerados pelo menos três desafios para mensurar os danos ocasionados aos cetáceos por conta do rompimento da barragem de Fundão, em Mariana/MG: (i) ausência de dados pretéritos robustos que sirvam de linha-base para comparação com o período pós-desastre; (ii) ausência de monitoramento e estudos no período mais crítico, logo após a chegada da lama contaminada ao mar; (iii) presença de múltiplos estressores que também ocasionam danos às populações de cetáceos que vivem na região, incluindo possivelmente outras fontes de contaminantes.

Um dos exemplos da ausência de informações pretéritas (pré-desastre) é a falta de uma estimativa de abundância para as populações residentes de cetáceos na região da foz do rio Doce, ou seja, não se sabe quantos botos-cinza e toninhas existiam na região no período pré-desastre. A única estimativa existente foi realizada com o boto-cinza em uma região muito pequena (CEPILE, 2008), adjacente à foz do rio Doce, e é incompatível com a biologia e deslocamentos da espécie (FLORES; BAZZALO, 2004). Ainda, os modelos de marcação-recaptura utilizados por Cepile (2008) não são adequados, porque não consideram a heterogeneidade individual nas probabilidades de captura. Os dados apresentados neste relatório sugerem populações muito maiores que as estimadas anteriormente para os botos-cinza na região costeira da foz do rio Doce.

Outra lacuna importante de conhecimento é a falta de valores de referência sobre os níveis de contaminação por ESPT dessas mesmas populações. Nesse caso, a questão é se existia contaminação prévia ao desastre dos cetáceos que usam a região costeira do Espírito Santo para realizar suas atividades vitais. Foram obtidas algumas amostras de tecidos de animais encalhados do período prévio ao desastre, mas elas constituem menos de 10% do total de amostras obtidas até o momento. Esse baixo número amostral do período pré-desastre pode prejudicar a comparação com o período pós-desastre. Espera-se preencher essa lacuna com a identificação de contaminantes nos dentes de cetáceos encalhados nas praias da região da foz do rio Doce. A única limitação é que as análises em dentes são qualitativas e não quantitativas. Esse material encontra-se depositado em coleções científicas de instituições que atuam na região, como o Instituto Baleia Jubarte.

O período subsequente à chegada da pluma de rejeitos ao mar foi certamente um período crítico para a fauna marinha. Entretanto, não houve coleta de dados populacionais sobre os cetáceos nesse período inicial e por um período subsequente de dois anos, assumindo-se 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 boto-cinza na região da foz do rio. As poucas evidências sugerem que os botos permaneceram expostos à pluma com rejeitos provenientes do desastre, conforme os dados mais atuais demonstraram.

Finalmente, entre os desafios para a identificação dos danos decorrentes do desastre em Mariana, está a dificuldade de separar o efeito de diferentes estressores presentes nos ambientes marinhos que também podem causar impactos, muitas vezes sendo cumulativos sobre os cetáceos (REIJNDERS; GUILAR, 2009). Além de outras atividades industriais presentes na costa do Espírito Santo que podem gerar contaminação das regiões costeiras, a pesca artesanal (FREITAS NETTO; DI BENEDITTO, 2008) e o tráfego de embarcações podem causar diferentes danos aos cetáceos da região.

Em resumo, as informações coletadas e analisadas até o momento permitem afirmar o seguinte:

- Amostras de 85 espécimes de três espécies de cetáceos (boto-cinza, baleia-jubarte e toninha) encalhadas nas praias da região costeira adjacente à foz do rio Doce estão prontas para iniciar os procedimentos laboratoriais de dosagem de ESPT em Curitiba, no laboratório do Lactec. Apesar de estarem disponíveis amostras tanto do período pré quanto pós-desastre, a maioria advém do período pós-desastre (87%).
- 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 desastre de Mariana. Entretanto, os dados não são conclusivos, sem mais informações sobre a saúde dos animais e níveis de contaminação.
- Existem registros pretéritos do uso das regiões marinhas adjacentes à foz do rio Doce por duas espécies ameaçadas de extinção: o boto-cinza e a toninha. Dados recentes indicam que essas espécies continuam utilizando essa região.
- O boto-cinza foi a espécie mais comum na região marinho-costeira afetada pelo desastre, com uma população atual estimada em aproximadamente 2.223 animais. Os botos-cinza se alimentam de uma ampla variedade de peixes da região, muitas vezes interagindo diretamente com o substrato marinho para captura de presas.
- O boto-cinza utiliza como *habitats* críticos águas rasas (principalmente até 25 m) e próximas da costa, tolerando desde águas turvas até águas mais claras. Assim, com base na sua ocorrência pré e pós-desastre e no seu uso de *habitat*, conclui-se que essa população foi exposta aos rejeitos de mineração descarregados pelo rio Doce sobre seus *habitats* críticos após o desastre.
- Análises investigando a presença e dosagem de contaminantes em cetáceos e suas presas, incluindo o uso de outros tipos de tecido, como dentes, aliadas ao monitoramento das populações (incluindo parâmetros como mortalidade/sobrevivência e abundância), podem contribuir para o aprofundamento e elucidação dos danos decorrentes do desastre de Mariana nos cetáceos.

5 ANÁLISES QUÍMICAS

Considerando que parte dos resultados apresentados neste relatório se baseia em análises químicas, esta seção visa a explicar, de forma sintética, para quem não é conhecedor na área questões relevantes para a realização dos ensaios e interpretação dos resultados.

5.1 PREPARO DE AMOSTRAS E ANÁLISE ELEMENTAR

Quando se pensa em análises químicas, as técnicas analíticas usadas necessitam, geralmente, de algum tipo de preparo de amostra, que transforma sua forma original em outra mais conveniente e/ou mais apropriada para a análise. Esse preparo visa também a eliminar e/ou minimizar possíveis interferências, melhorando a exatidão e a precisão na análise. Além disso, é importante levar em conta as peculiaridades do analito e faixa de concentração na escolha do método de preparo mais adequado, não negligenciando a importância da homogeneidade da porção amostrada para a representatividade da amostra (VOGEL et al., 2002; SKOOG et al., 2006; SOUSA; CAMPOS; ORLANDO, 2015).

Em geral, para a determinação de elementos inorgânicos, que são o objeto da análise elementar, os diferentes métodos de preparo se baseiam em procedimentos de dissolução ou decomposição (principalmente da porção orgânica da amostra) e, para isso, empregam-se ácidos ou reagentes alcalinos. Nessas situações, é importante usar reagentes de grau analítico e, muitas vezes, com alto grau de pureza (SOUSA; CAMPOS; ORLANDO, 2015).

Entre os métodos de preparo existentes, um dos mais utilizados para esse tipo de análise é a digestão da amostra, que consiste na decomposição de compostos orgânicos e inorgânicos em seus elementos constituintes empregando ácidos minerais e aquecimento. O HNO_3 é o ácido mineral oxidante mais utilizado, pois suas soluções (reagentes comerciais) podem ser facilmente encontradas com elevada pureza e seus produtos de reação são geralmente nitratos metálicos, em sua maioria solúveis em meio aquoso. Seu poder oxidante é moderado e esse ácido pode ser usado em temperaturas elevadas (quando sob refluxo ou sistema fechado). Além dele, são empregados o $HClO_4$, que reage violentamente com material orgânico, o H_2SO_4, que também apresenta elevado poder oxidante, e o HF, que promove principalmente a dissolução de materiais com SiO_2 e aços (BARIN et al., 2012; SOUSA; CAMPOS; ORLANDO, 2015).

Considerando essas informações, podem-se utilizar diferentes ácidos, isoladamente ou uma mistura deles, o que é uma prática bastante comum. Alguns exemplos corriqueiros de combinação de ácidos são as misturas HNO_3/H_2SO_4 e HNO_3/HCl. A adição de H_2SO_4 melhora a eficiência do HNO_3 na digestão realizada em frasco aberto por possibilitar o uso de temperaturas mais altas. Já a adição de HCl melhora a eficiência da digestão quando a amostra contém compostos inorgânicos ou constitui uma substância inorgânica (minerais e ligas metálicas, por exemplo). Outra mistura bastante empregada é HNO_3/H_2O_2, devido ao seu caráter oxidante. Além do aumento da eficiência da digestão, a grande vantagem dessa mistura é que a água é um produto da decomposição, o que facilita o descarte dos resíduos (SOUSA; CAMPOS; ORLANDO, 2015).

Os analistas e laboratórios podem contar com guias, manuais, padrões e normas compilados por órgãos internacionais que auxiliam no desenvolvimento, implantação e, se for de interesse, acreditação de ensaios de preparo de amostras. Esses documentos também contemplam vários outros tipos de preparo, para vários outros analitos e diferentes técnicas analíticas. Entre esses materiais referenciais, os mais utilizados são *Test methods for evaluating solid waste* (SW846), da United States Environmental Protection Agency (US-EPA, 1996a, 1996b, 2007), e *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (SMEWW), das agências americanas American Public Health Association, American Water Works Association e Water Environment Federation (APHA et al., 2011a, 2011b).

Neste trabalho, os laboratórios que prestaram serviço de preparo e análise de amostras das diferentes matrizes avaliadas utilizaram os métodos descritos nos documentos dos SMEWW, mais especificamente o método de análise SMEWW3120B, que se refere ao uso do equipamento ICP-OES e remete ao método de preparo de amostra SMEWW3030F. Embora os métodos tenham sido pensados para a qualidade da água, podem ser utilizados para outras matrizes (APHA et al., 2011a, 2011b).

Pelo método 3030F, a amostra é digerida com HNO_3 concentrado, adicionado em duas etapas, num total de 8 mL e 10 mL de HCl 1:1 (v/v), com aquecimento realizado em chapa de aquecimento. Após a digestão, o material é filtrado e avolumado para 100 mL para posterior análise. A norma preconiza que o resultado após a digestão e análise pode ser expresso como “metais totais”. Esse mesmo método remete a outras seções: 3030K, que utiliza HF para dissolução de SiO_2; 3112B, para análise de Hg; e 3114, para análise de As e Se. O método SMEWW utiliza o termo “total” na expressão dos resultados no sentido de que o elemento químico está sendo analisado sem especiação (APHA et al., 2011a, 2011b).

Já para os métodos da US-EPA de preparo da amostra, é feita uma distinção entre o tipo de resultado apresentado, levando em conta a digestão ou não da SiO_2 presente na amostra, se for o caso. Dessa forma, há três métodos diferentes de digestão das amostras. Um deles, denominado *Acid digestion of sediments, sludges, and soils* (EPA 3050), prevê o uso de misturas de HNO_3, HCl e H_2O_2, com aquecimento em chapa de aquecimento, bloco digestor ou micro-ondas, cujos resultados são expressos como sendo “pseudototais”. Um segundo, denominado *Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils* (EPA 3051), utiliza HNO_3 somente ou misturas de HNO_3 e HCl, cujos resultados são expressos como sendo “pseudototais”. Um terceiro método, denominado *Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices* (EPA 3052), utiliza também o HF que consegue digerir a SiO_2, cujos resultados são expressos como sendo “totais”. No caso da presença de matéria orgânica, pode-se utilizar também o H_2O_2 para auxiliar na oxidação. Os métodos da US-EPA, portanto, levam em conta a dissolução da SiO_2 para o uso dos termos “pseudototal” e “total” na expressão dos resultados. Essa distinção é feita porque a SiO_2 pode aprisionar em sua estrutura cristalina certa quantidade de alguns elementos químicos (Ag, Al, Fe e Sb), que, sem a sua dissolução, não será contabilizada no valor obtido de resultado (US-EPA, 1996a, 1996b, 2007).

Vale ressaltar, dessa forma, que a expressão “metal total” nos laudos apresentados pode ter conotações diferentes, dependendo da norma utilizada no preparo e análise das amostras.

5.2 ESPECTROSCOPIA ATÔMICA

Os métodos espectroscópicos atômicos são utilizados na determinação qualitativa e quantitativa de diversos elementos químicos, apresentando alta seletividade, com sensibilidade de detecção na ordem de partes por milhão (ppm), partes por bilhão (ppb) e até partes por trilhão (ppt), dependendo da configuração do equipamento, do fenômeno medido e do método de detecção (VOGEL et al., 2002).

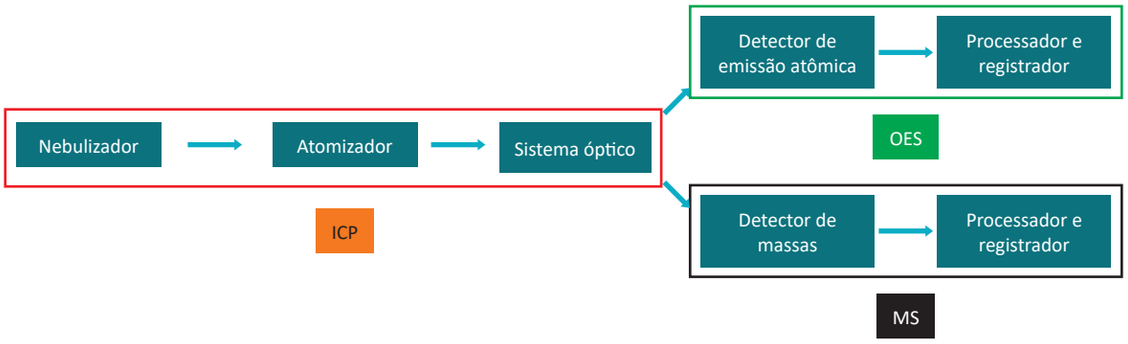
A determinação das espécies atômicas é realizada em meio gasoso, em que os átomos individuais ou íons elementares encontram-se separados um dos outros. Na maioria das vezes, as amostras são introduzidas ao atomizador na forma de solução e o dispositivo de atomização deve converter as espécies dos analitos em átomos ou íons elementares na fase gasosa. Uma das maneiras de promover a atomização da amostra é pela utilização de plasma acoplado indutivamente, que é o método utilizado pelas técnicas de ICP-AES, ICP-OES e espectrometria de massas com plasma acoplado indutivamente (ICP-MS), sendo as temperaturas típicas de atomização de 6.000 °C a 8.000 °C (VOGEL et al., 2002).

A atomização utilizando plasma é denominada atomização contínua, sendo as amostras frequentemente introduzidas em plasma por meio de nebulizadores, que produzem uma névoa ou jato gasoso (VOGEL et al., 2002).

Por definição, o plasma é uma mistura gasosa condutiva contendo uma concentração significativa de cátions e elétrons. No plasma de Ar utilizado para a espectroscopia atômica, os íons e os elétrons são as espécies condutoras principais, embora os cátions da amostra também possam contribuir. Esses íons, uma vez formados no plasma, são capazes de absorver potência suficiente de uma fonte externa para manter a temperatura em dado nível, de forma que a ionização adicional sustenta o plasma indefinidamente e temperaturas tão altas quanto 10.000 K são obtidas (VOGEL et al., 2002).

Na Figura 497, é apresentada uma representação esquemática simplificada das partes de compõem o equipamento ICP. A amostra é introduzida no nebulizador para formar um *spray*. Amostras sólidas podem ser dissolvidas ou introduzidas diretamente pelos métodos de ablasão a *laser* e os gases podem ser introduzidos diretamente. Na sequência, o *spray* passa para o atomizador (plasma), no qual a amostra é decomposta em seus elementos químicos na forma de átomos e íons. A principal diferença entre os métodos OES e MS é o detector utilizado, que, por conseguinte, leva à aquisição de diferentes respostas. No caso de ICP-OES, durante a análise, os elementos químicos absorvem energia no processo de atomização e a liberam na forma de radiação eletromagnética, que é detectada, processada e registrada por um sistema computacional e *software* apropriados. Cada elemento químico emite radiação em distinto comprimento de onda, sendo possível identificar e quantificar os elementos presentes na amostra individualmente. Já o detector ICP-MS detecta razões massa/carga (m/z), que são processadas e registradas. Como cada elemento químico tem uma respectiva massa, é possível identificar e quantificar separadamente os átomos presentes na amostra avaliada (VOGEL et al., 2002).

Figura 497 – Representação esquemática simplificada para comparação dos sistemas ICP-OES e ICP-MS



Entre as vantagens da utilização da técnica de ICP-OES, estão o fato de ser multielementar (determinação de mais de 60 elementos químicos), permitindo análises simultâneas ou sequenciais rápidas, alta sensibilidade e faixa linear de trabalho entre 0,1 e 1.000 µg/mL. As limitações são o alto custo operacional e a utilização de 1 m³ de Ar para cada hora de operação do equipamento. Não é apropriada para análise de metais alcalinos, pois as condições operacionais exigidas não são compatíveis com as dos outros elementos, além de as linhas espectrais mais intensas desses elementos localizarem-se no infravermelho próximo e não serem detectadas facilmente pelos detectores usuais (VOGEL et al., 2002).

A interferência nessa técnica é espectral, quando há analitos com linhas espectrais próximas, como, por exemplo, o Na, com emissão em 285,28 nm, e o Mg, com emissão em 285,21 nm. Em um espectrômetro de resolução moderada, qualquer quantidade de Na gera leituras mais altas para Mg. As interferências do analito podem estar relacionadas ao processo de aspiração, nebulização, dessolvatação e volatilização da amostra. A ICP-OES é amplamente utilizada na determinação de traços de metais em amostras ambientais, produtos de petróleo, alimentos, amostras geológicas, materiais biológicos e controle de qualidade industrial (VOGEL et al., 2002).

As interferências em ICP-MS são espectroscópicas e de efeitos da matriz, fazendo com que o analito se comporte de forma diferente na amostra e nas soluções de calibração (VOGEL et al., 2002).

As interferências espectrais ocorrem quando as espécies iônicas no plasma apresentam o mesmo valor m/z do íon do analito, sendo normalmente causadas por íons poliatômicos gerados pela recombinação dos íons formados no plasma com outros íons da amostra, da atmosfera ou do próprio Ar. Também ocorrem por elementos que possuem isótopos com a mesma massa, por íons duplamente carregados e por óxidos de materiais refratários. Os espectrômetros de alta resolução podem diminuir ou eliminar essas interferências (VOGEL et al., 2002).

Os efeitos de matriz estão relacionados com as características da solução da amostra que podem promover alterações na resposta do analito, propriedades como viscosidade, teor de sólidos dissolvidos, pH e outras. Esses efeitos podem ser minimizados pela diluição da amostra, mudanças no processo de introdução da amostra ou remoção das espécies interferentes (VOGEL et al., 2002).

A técnica de ICP-MS é adequada para análises multielementares de mais de 70 elementos químicos em poucos minutos e para determinações de razões isotópicas. Apresenta ampla faixa dinâmica, normalmente de quatro ordens de grandeza, e produz espectros que geralmente são mais fáceis de interpretar que os gerados por outras técnicas, como os de emissão óptica. A ICP-MS tem sido amplamente utilizada na indústria de semicondutores e eletrônicos, geoquímica, em análises ambientais, pesquisas médicas e biológicas. Os instrumentos com espectrômetro de massa do tipo quadrupolo permitem a detecção de todos os elementos em nível de partes por bilhão. Os instrumentos de alta resolução conseguem atingir limites de detecção de subpartes por trilhão (VOGEL et al., 2002).

6 REFERÊNCIAS

ABREU, C. A.; LOPES, A. S.; SANTOS, G. C. G. Micronutrientes. In: NOVAIS, R. F. et al. (Eds). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 645-736.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. **Encarte especial sobre a bacia do rio Doce**: rompimento da Barragem em Mariana/MG. Brasília, DF: ANA, 2016.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos**. 2018. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/apresentacao.jsf>. Acesso em: 15 fev. 2019.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR., H. F. Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: Lowemcconnell, R. H. (Ed.). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. p. 374-400.

AGOSTINHO, A. A. et al. **Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging**. Theoretical reservoir ecology and its applications. São Carlos: Backhuys Publishers/International Institute of Ecology, 1999.

AKAIKE, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: PETROV, B. N.; CSÁKI, F. **2nd International Symposium on Information Theory**, Tsahkadsor, Armenia, USSR. Budapest: Akadémiai Kiadó, 1973. p. 267-281.

ALGADERMIS. **Estudo de impacto ambiental (EIA) para Atividade de Extração de Sedimento Biodetrítico Marinho em jazidas da Algadermis – Litoral do Espírito Santo**. Serra: ALGADERMIS, 2010.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Metadados**. Disponível em: <http://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home>. Acesso em: 2 maio 2018.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP). **Planos de Desenvolvimento**. 2016. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/exploracao-e-producao-de-oleo-e-gas/gestao-de-contratos-de-e-p/fase-de-producao/planos-de-desenvolvimento>. Acesso em: 13 dez. 2018.

AKAIKE, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: PETROV, B. N.; CSAKI, F. (Org.). **2nd International Symposium on Information Theory, Tsahkadsor, Armenia, USSR, September 2-8, 1971**. Budapest: Akadémiai Kiadó, 1973. p. 267-281.

ALLAN, J. D. Life history patterns in zooplankton. **American Nature**, v. 110, n. 71, p. 165-180, 1976.

ALLEONI, L. R. F.; MELLO, J. W. v. de; ROCHA, W. S. D. Eletroquímica, adsorção e troca iônica no solo**.** In: MELO, v. de F.; ALLEONI, L. R. F. **Química e mineralogia do solo**: parte II - aplicações. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 70-126.

ALMEIDA, p. R. et al. **Programa de Monitorização da Passagem para Peixes do Açude-Ponte de Coimbra**. 4º Relatório de Progesso. Contrato Nº2012/017/APA, I.P. 2014.

ALMEIDA, R. p. **A fauna acompanhante do camarão sete barbas na pesca artesanal com arrasto de portas na região costeira adjacente a Praia Mole e Carapebus - Espírito Santo, Brasil**. 2004. Monografia (Graduação) – Oceanografia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2004.

ALONGI, D. M. Bacterial productivity and microbial biomass in tropical mangrove sediments. **Microb. Ecol**., v. 15, p. 59-79, 1988.

ALONGI, D. M. Ecology of tropical soft-bottom benthos: a review with emphasis on emerging concepts. **Rev. Biol. Trop**., v. 37, n. 1, p. 85-100, 1989.

ALVARENGA, L.; NALESSO, R. C. Preliminary assessment of the potential for mangrove oyster cultivation in Piraquê-açu River Estuary (Aracruz, ES). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 49, n. 1, p. 163-169, 2006.

ALVES, M. Cephalochordata do estuário do Rio Paripe, Itamaracá, Pernambuco. **Tropical Oceanography**, v. 29, n. 2, 129-138, 2001.

AMARAL, A. C. Z. et al. Sobre a macroinfauna bêntica entremarés de praias da Ilha de São Sebastião. Anais III Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira - Subsídios a um Gerenciamento Ambiental. **Publ. ACIESP**, São Paulo, v. 3, n. 87, p. 330-337, 1994.

_____. **Diagnóstico sobre praias arenosas**. Guia preliminar para o licenciamento das atividades sísmica marítima na costa brasileira. Rio de Janeiro: Agência Nacional do Petróleo, 2003. Disponível em: <http://anp.gov.br/meio/guias/sismica/refere/Praias%20arenosas.pdf>. Acesso em: 25 abr. 2019.

_____. Brazilian Sandy beaches: characteristics, ecosystem services, impacts, knowledge and priorities. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. sp2, p. 5-16, 2016.

AMARAL, A. C. Z.; JABLONSKI, S. Conservação da biodiversidade marinha e costeira no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 43-51, 2005.

AMARAL, A. C. Z.; RIZZO, A. E.; ARRUDA, E. p. **Manual de identificação dos invertebrados marinhos da região sudeste-sul do Brasil**. São Paulo: Editora EDUSP, 2005. 1 v.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) et al. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater** (**SMEWW3120B)**. 22th ed. Washington: American Public Health Association, 2011a.

_____. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater** (**SMEWW3030F)**. 22th ed. Washington: American Public Health Association, 2011b.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION (WEF). **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 23. ed. Washington: American Public Health Association, 2017.

AMSTRUP, S. C.; MCDONALD, T. L.; MANLY, B. J. **Handbook of Capture-Recapture Analysis**. Princeton & Oxford: Princeton University Press, 2005.

ANDERSEN, A. n. Global ecology of rainforest ants: functional groups in relation to environment stress and disturbance. In: AGOSTI, D. et al. **Ants Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity**. Washington: Smithsonian Institute Press, 2000. p. 25-34.

ANDERSON, M. J. **PERMANOVA**: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. New Zealand: Department of Statistics/University of Auckland, 2005.

APLYSIA SOLUÇÕES AMBIENTAIS. **Monitoramento ambiental dos efeitos da pluma de turbidez sobre o ecossistema de praia (REBIO Comboios)**. Relatório Técnico número 1763/2016. Belo Horizonte: Samarco Mineração S.A., 2016.

APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. **Geochemistry, groundwater and Pollution**. Rotterdam: A. A. Balkoma, 1994.

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.

ARAÚJO, C. B. **Contribuição ao Estudo do Comportamento de Barragens de Rejeito de Mineração de Ferro**. 2006. Dissertação (Mestrado) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

ARAÚJO, H.; MONTÚ, M. 1993. Novo registro de *Temora turbinata* (Dana, 1949) (Copepoda, Crustácea) para águas atlânticas. **Nauplius**, vol.1, p. 89-90.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA (ABGE). **Manual de sondagem**, 3° edição. São Paulo, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 6502: 1995** – Rochas e Solos. Rio de Janeiro: ABNT, 1995a.

_____. **NBR 13441: 1995** – Rochas e Solos - Simbologia. Rio de Janeiro: ABNT, 1995b.

_____. **NBR 6484: 2001** – Solo – Sondagens de simples reconhecimento com SPT- Método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 2001.

AUGUST, p. V. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. **Ecology**, v. 64, p. 1495-1507, 1983.

AUGUSTO, F. G. A. **Comunidades bentônicas como bioindicadores de estresse**. 2010. Monografia (Graduação) – Departamento de Oceanografia e Ecologia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2010.

AVELINE, L. C. Fauna de manguezais. **Rev.Bras.Geogr.**, v. 42, n. 4, p. 677-924, 1980.

AZEVEDO, A. C.; VIDAL-TORRADO, p. Esmectita, vermiculita, minerais com hidroxi entrecamadas e clorita. In: MELO, v. F.; ALLEONI, L. R. F. (Eds.). **Química e Mineralogia do Solo**. Parte I. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 381-426.

BACCARO, F. B. et al. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil**. Manaus: INPA, 2015.

BAGLIANO, R. v. Principais organismos utilizados como bioindicadores relatados com uso de avaliadores de danos ambientais. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 2, n. 1, jul./dez. 2012.

BANG, H. S. et al. Effects of paracoprid dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) on the growt of pasture herbage and on the underlying soil. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 29, n. 2, p. 165-171, 2005.

BARBOSA, F. A. R.; MARTINS, R. p. **Relatório técnico-científico das atividades de dezembro de 2001 a agosto de 2002**. Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD/CNPq: Site 4 – Mata Atlântica e Sistema Lacustre do médio Rio Doce – MG. Brasília: CNPq, 2002.

_____. **Relatório técnico-científico das atividades de janeiro a dezembro de 2005**. Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD/CNPq: Site 4 – Mata Atlântica e Sistema Lacustre do médio Rio Doce – MG. Brasília: CNPq, 2006.

BARBOSA, F. A. R. et al. Impactos antrópicos e biodiversidade aquática. In: PAULA, J. A. (Ed.). **Biodiversidade, população e economia**. Belo Horizonte: Rona Editora, 1997. p. 455-468.

BARBOSA, F. M. F. et al. Utilização do anfioxo *Branchiostoma caribaeum* (Cephalochordata) como indicador de contaminação por efluentes domésticos na praia da ribeira (Salvador - BA). ***Cientefico***, v. 18, n. 37, 2018.

BARBOSA, F. A. R. et al. Dinâmica biológica e conservação da biodiversidade da Mata Atlântica do médio Rio Doce, MG (PELD/UFMG). In: TABARELLI, M. et al. (Eds.). **PELD-CNPq Dez Anos do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração no Brasil: achados, lições e perspectivas**. Recife: Editora Universitária UFPE, 2013. 1 v.. p. 116-145.

BARIN, J. S. et al. Focused microwave-induced assisted combustion for digestion of botanical samples and metals determination by ICP-OES and ICP-MS. **Talanta**, v. 94, p. 308-314, 2012.

BARQUEZ, R.; DIAZ, M. *Myotis ruber*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2008**: e.T14197A4419780, 2008. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T14197A4419780.en>. Acesso em: 15 fev. 2019.

_____. *Vampyressa pusilla*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016**: e.T22841A22060007, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T22841A22060007.en>. Acesso em: 15 fev. 2019.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, p. 134-143, 2010.

BASELGA, A. et al. **Betapart**: Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. 2013. R Package Version 1.3.

BATISTA, A. H. et al. Identification of Heavy Metals in Crystals of Sand and Silt Fractions of Soils by Scanning Electron Microscopy (SEM EDS/WD-EPMA). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, p. 1-16, 2018.

BATISTELLA, A. M. **Biologia de Trachemys adiutrix (Vanzolini, 1995) (Testudines, Emydidae) no litoral do nordeste – Brasil**. 2008. Tese (Doutorado) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2008.

BELLO, C. et al. **Atlantic frugivory**: a plant-frugivore interaction dataset for the Atlantic Forest. **Ecology**, v. 98, p. 1729, 2017.

BERLANDI, R. M.; FIGUEIREDO, M. A. O.; PAIVA, p. C. Rhodolith morphology and the diversity of polychaetes off the southeastern Brazilian coast. **Journal of Coastal Research**, v. 28, n. 1, p. 280-287, 2012.

BERNARD, E.; FENTON, M. B. Bat mobility and Roosts in a Fragmented Landscape in Central Amazonia, Brazil. **Biotropica**, v. 35, n. 2, p. 262-277, 2003.

BERNARDINO, A. F. et al. (Orgs.). **Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – Rede de Monitoramento de Habitat Bentônicos Costeiros – ReBentos** [online]. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2015. p. 134-154.

_____. Benthic estuarine communities in Brazil: moving forward to long term studies to assess climate change impacts. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. 2, p. 81-96, 2016.

_____. Mangrove clearing impacts on macrofaunal assemblages and benthic food webs in a tropical estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 126, p. 228-235, 2018.

BERTACO, v. A.; CARDOSO, A. R. A new species of Microglanis (Siluriformes: Pseudopimelodidae) from the rio Uruguay drainage, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 3, p. 61-67, 2005.

BERTACO, v. A.; MALABARBA, L. R. Description of two new species of Astyanax (Teleostei: Characidae) from headwater streams of Southern Brazil, with comments on the "A. scabripinnis species complex". **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 12, n. 3, p. 221-234, 2001.

BETANCUR-RODRIGUEZ, R. et al. Phylogenetic Classification of Bony Fishes – Version 4. BMC Evolutionary Biology. **BioMed Central**, v. 17, n. 162, 2017.

BIANCHINI, A. **Avaliação do impacto da lama/pluma Samarco sobre os ambientes costeiros e marinhos (ES e BA) com ênfase nas Unidades de Conservação**. Primeira Expedição do Navio de pesquisa Soloncy Moura do CEPSUL/ICMBio. Relatório Técnico. Rio Grande do Sul: Universidade Federal do Rio Grande/Instituto de Ciências Biológicas, 2016.

BIBBY, C. J.; BURGESS, n. D.; HILL, D. A. **Bird Census Techniques**. Great Britain: Academic Press, 1992.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gênero de Algas de águas Continetais do Brasil**. Chave para identificação e descrição. 2a ed. São Paulo: Ed. Rima. 2006.

BIFI, A. G. **Revisão taxonômica das espécies do grupo Hoplias malabaricus (Bloch, 1794) (Characiformes: Erythrinidae) da bacia do rio da Prata**. 2013. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2013.

BIGARELLA, J. J. et al. Textura superficial dos grãos em areias e arenitos. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v. 10, p. 253-275, 1955.

BIODINÂMICA. **Relatório de Controle Ambiental – RCA para a atividade de perfuração marítima na área do Bloco BES-3**. Relatório Técnico. Repsol/YPF. Botucatu: BIODINÂMICA, 2000.

_____. **Estudo de impacto ambiental do Ductos Cacimbas, Barra do riacho, Terminal Aquaviário da Barra do riacho**. Relatório Técnico. Botucatu: BIODINÂMICA, 2007.

BITTENCOURT, A. v. L. B. Contribuição à caracterização química de águas relacionadas ao Grupo Caiuá. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 4., São Paulo, 1993. **Anais...** São Paulo: CBG, 1993. p. 39-41.

BJÖRNBERG, T. K. S. Copepoda. In: BOLTOVOSKOY, D. (Ed.). **Atlas del Atlantico Sudoocidental y métodos de trabajos com el zooplancton marino**. Mar del Plata: UNIDEP, 1981. p. 587-679.

Bjorndal, K. A. Biology and Conservation of Sea Turtles. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 1995.

BLONDEL, J.; FERRY, C.; FROCHOT, B. La method des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". **Alauda**, v. 38, p. 55-71, 1970.

BODIE, J. R.; SEMLISTSCH, R. D. Spatial and temporal use floodplain habitats by lentic and lotic species of aquatic turtle. **Oecologia**, v. 122, p. 138-146, 2000.

BOESEMAN, M. The genus Hypostomus Lacépède, 1803, and its Surinam representatives (Siluriformes, Loricariidae). **Zoologische Verhandelingen**, v. 99, p. 1-89, 1968.

BOGHICI, R. A Field Manual for Groundwater Sampling. **Texas Water Development Board User Manual**, v. 51, 2003. Disponível em: <www.twdb.texas.gov//groundwater/docs/Ums/UM-51.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2019.

BOLTOVSKOY, D. **Atlas del zooplancton del Atlantico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino**. Mar del Plata: Publ. Esp. INIDEPE, 1981.

BOLTOVSKOY, D. **South Atlantic Zooplancton**. Leiden: Backhuys Publishers, 1999.

BOMFIM, F. F. et al. Adjacent environments contribute to the increase of zooplankton species in a neotropical river. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 29, p. e103, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X10316>. Acesso em: 15 fev. 2019.

BONADA, n. et al. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology**, v. 51, p. 495-523, 2006.

BONECKER, C. C. et al. Zooplankton composition under the influence of liquid wastes from a pilp mil in middle rio Doce river (Belo Oriente, MG, Brazil). **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v. 39, n. 4, p. 893-901, 1996.

BONVICINO, C. R.; OLIVEIRA, J. A.; D'ANDREA, p. S. **Guia dos roedores do Brasil com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos**. Rio de Janeiro: Centro Pan-Americano de Febre Aftosa-OPAS/OMS, 2008.

BOTTRELL, H.H. et al. A review of some problems in zooplankton production studies. **Norwegian Journal of Zoology**, v. 24, p. 419-456, 1976.

BOUR, R. Global diversity of turtles (Chelonii; Reptilia) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, p. 593-598, 2008.

BOZELLI, R. L. et al. Padrões de funcionamento das lagoas do baixo rio Doce: variáveis abióticas e clorofila- a (Espírito Santo – Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v 4, p.13-31. 1992.

BRADFORD-GRIEVE, J. et al. Copepoda. In: BOLTOVSKOY, 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.

BRADY, n. C. **Natureza e propriedades dos solos**. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1983.

BRAGA, A. A. et al. Biodiversidade dos Crustacea Decapoda (Arthropoda) no litoral sul do Espírito Santo, Brasil. In: CONGRESO URUGUAYO DE ZOOLOGÍA, 2., 2012, Montevideo. **Anais...** Montevideo: Congreso Uruguayo de Zoologia, 2012.

BRAGA, R. F. et al. Dung beetle community and functions along a habitat-disturbance gradient in the Amazon: a rapid assessment of ecological functions associated to biodiversity. **PLoS ONE**, v. 8, n. 2, p. e57786, 2013.

BRASIL. Lei nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979. Dispõe sobre o Parcelamento do Solo Urbano e dá outras Providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 20 dez. 1979.

_____. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 19 jul. 2000.

_____. Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. Regulamenta artigos da Lei no 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 23 ago. 2002.

_____. 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.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 mar. 2005.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Programa Nacional de Áreas Protegidas**. Brasília: mmA, 2007.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 7 abr. 2008.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil.** Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros. mmA/SBF/GBA, Brasília, DF, Brasil, 2010.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da União**, Brasília, 30 dez. 2009.

_____. Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe Sobre os Procedimentos de Controle e Vigilância da Qualidade da água Para Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, 13 dez. 2011.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 454, de 1 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. **Diário Oficial da União**, Brasília, 8 nov. 2012.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 dez. 2014.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 dez. 2014.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 dez. 2014.

_____. Ministério da Saúde (MS). Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Diário Oficial da União**, Brasília, 03 out. 2017.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**: volume ii – mamíferos. Brasília: ICMBio, 2018. p. 396-398.

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 – Meio Fìsico**. Curitiba: Lactec, 2017.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Pós-desastre 2 – Meios Fìsico e Biótico**. Curitiba: Lactec, 2018a.

_____. 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, 2018b.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Atualização da Linha-Base - Ambientes Aquáticos Continentais**. Curitiba: Lactec, 2019a.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Atualização da Linha-Base - Ambientes Terrestres e Atmosfera**. Curitiba: Lactec, 2019b.

BRITSKI, H. A.; GARAVELLO, J. C. Two New Southeastern Brazilian Genera of Hypoptopomatinae, and Redescription of Pseudotocinclus Nichols, 1919 (Ostariophysi, Loricariidae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 35, p. 225-241, 1984.

BRITSKI, H. A.; BIRINDELLI, J. L. O.; GARAVELLO, J. C. A new species of Leporinus Agassiz, 1829 from the upper Rio Paraná basin (Characiformes, Anostomidae) with redescription of L. elongatus Valenciennes, 1850 and L. obtusidens (Valenciennes, 1837). **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 52, n. 37, p. 441-475, 2012.

BROGIM, R. A. **Variabilidade espaço-temporal da macroinfauna bêntica de manguezais das baías de Paranaguá e Antonina (Paraná – Brasil)**. 2001. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

BROWN, A. C.; MCLACHLAN, A. **Ecology of Sandy Shores**. Amsterdam: Elsevier, 1990.

BRUNES, T. O. et al. Gene and species trees of a Neotropical group of treefrogs: Genetic diversification in the Brazilian Atlantic Forest and the origin of a polyploid species. **Mol. Phylogenet. Evol**., v. 57, p. 1120-1133, 2010. PMid: 20813192.

BUARQUE, D. C. **Simulação da geração e do transporte de sedimentos em grandes bacias**: estudo de caso do rio Madeira. 2015. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.

BUCHMAN, M. F. **NOAA Screening Quick Reference Tables**. NOAA OR&R Report 08-1. Seattle: Office of Response and Restoration Division/National Oceanic and Atmospheric Administration, 2008.

BUCKLAND, S. T. et al. **Distance sampling**: estimating abundance of biological populations. London: Chapman and Hall, 1993.

_____. **Introduction to distance sampling**: estimating abundance of biological populations. Oxford: Oxford University Press, 2001.

_____. Monitoring change in biodiversity through composite indices. **Phil. Trans. R. Soc. B**., v. 360, p. 243-254, 2005.

BUCKUP, p. A. Review of the characidiin fishes (Teleostei: Characiformes), with descriptions of four new genera and ten new species. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 4, n. 2, p. 97-154, 1993.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model selection and multimodel inference**: a practical information-theoretic approach. 2nd ed. New York: Springer-Verlag, 2002.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 19, p. 465-474, 2003.

CABANNE, G. S. et al. Nuclear and mitochondrial phylogeography of the Atlantic forest endemic Xiphorhynchus fuscus (Aves: Dendrocolaptidae): biogeography and systematics implications. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 49, p. 760-773, 2008.

CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHNICK, n. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **J Appl Ecol**, v. 48, n. 5, p. 1079-1087, 2011.

CALIFORNIA WATER BOARDS. **State Water Resources Control Board**. Disponível em: <https://www.waterboards.ca.gov/drinking_water/certlic/drinkingwater/documents/drinkingwaterlabs/AlkalinityConversions.pdf>. Acesso em: 03 out. 2018.

CALLISTO, M. et al. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de hábitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 34, n. 1, p. 91-98, 2002.

_____. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, **Brazil. Braz. J. Biol.**, v. 64, p. 743-755, 2004.

CALLISTO, M.; MAYRINK, M. N.; MORETTI, M. A comunidade de macroinvertebrados bentônicos de rios e lagos do trecho médio da bacia do Rio Doce, MG. In: BARBOSA, F. A. R.; MARTINS, R. p. Relatório técnico-científico das atividades de 2000. **Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD/CNPq: Site 4 – Mata Atlântica e Sistema Lacustre do médio Rio Doce – MG**. Brasília: CNPq, 2001.

CAMARGO, O. A. de et al. Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas. **Boletim Técnico IAC**, Campinas, n. 106, p. 46-53, 2009.

CAMARGOS, R. M. F.; LANNA, M. T. Cadastro das áreas naturais protegidas em Minas Gerais. **Revista Geonomos**, v. 4, n. 2, 1996.

CAMILLO, C. S. et al. Características da reprodução de tartarugas marinhas (Testudines, Cheloniidae) no litoral sul da Bahia, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 2, p. 131-137, 2009.

CAMPBELL, H. W.; CILRISTMAN, S. p. Field techniques 1'01' herpetotàunal community analysis. In: SCOTT JR., n. J. (Ed.). **Herpetological communities**. Washington: Fish Wild. Servo Wildl, 1982. p. 193-200.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). **Sediment quality guidelines for the protection of aquatic life**. Summary Tables. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment, 2002.

CANTOR, M. et al. 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, T. M. S. et al. Os manguezais da Baía de Vitória, Espírito Santo: um ecossistema ameaçado. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 801-808, 1995.

_____. Caracterização de um trecho do manguezal do rio da Passagem, Baía de Vitória, Vitória, ES, Brasil. **Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros**, São Paulo, ACIESP, v. I, p. 6-16, 1998a.

_____. Caracterização do manguezal do rio Reis Magos, Fundão, Espírito Santo. **Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros**, São Paulo, ACIESP, v. I, p. 17-29, 1998b.

_____. Caracterização da estrutura do manguezal de Goiabeiras Velha, Vitória, Espírito Santo. **Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros**, São Paulo, ACIESP, v. 2, p. 381-388, 2000.

CARVALHO-JUNIOR, O. **No rastro da lontra brasileira**. Florianópolis: Bernúncia, 2007.

CARVALHO-SOUZA, G. et al. Avaliação do Implante Visível de Elastómero Fluorescente (VIFE) em Tricogaster trichopterus (Pallas, 1770) em cativeiro, incluindo informações sobre a técnica utilizada. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 8, n. 1, p. 24-29, 2010.

CASTRO, G. A.; SANTOS, E. F. Levantamento preliminar de moluscos em praias arenosas e areno-lodosas de Piúma, Estado do Espírito Santo, Brasil. **Mem. Inst. Oswaldo Cruz**, v. 84, n. IV, p. 101-104, 1989.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, p. R. Mammal population losses and the extinction crisis. **Science**, v. 296, p. 904-907, 2002.

CECHIN, S. Z.; MARTINS, M. Eficiência de armadilhas de queda (Pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 17, p. 729-749, 2000.

CEPEMAR. RCA – Relatório de Controle Ambiental para a Atividade de Perfuração Marítima no Bloco Exploratório – BM-ES-5 na Bacia do Espírito Santo – PETROBRAS – UN ES. **Relatório Técnico**, CPM RT 047/03, v. 1/2, 2003.

_____. EIA – Estudo de Impacto Ambiental da Terceira Usina de Pelotização da Samarco em Ponta Ubu. Relatório Técnico Samarco S/A. **Relatório Técnico**, CPMRT 139/04, 2004.

_____. EIA – Estudo de Impacto Ambiental 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. **Relatório Técnico**, RT 203/09, 2006a.

_____. Monitoramento Ambiental do Bloco Exploratório BM-ES-5, Bacia do Espírito Santo. Petrobras – UN/ES. **Relatório Técnico**, CPM RT 022/06, 2006b.

_____. Monitoramento Ambiental da Unidade FPSO Seillean na Área do Poço ESS-132 no Campo de Golfinho Bacia do Espírito Santo. Petrobras – UN/ES. **Relatório Técnico**, CPM RT 074/06, 2006c.

_____. Monitoramento Ambiental da Unidade FPSO Capixaba no Campo de Golfinho na Bacia do Espírito Santo. Petrobras – UN/ES. **Relatório Técnico**, CPM RT 086/06, 2006d.

_____. EIA - Estudo de Impacto Ambiental para a Atividade de Perfuração Marítima na Área Geográfica do ES. Petrobras – UN/ES. **Relatório Técnico**, CPM RT 098/06, 2006e.

_____. EIA – Estudo de Impacto Ambiental do Projeto de Expansão do Terminal Portuário de Ubu - Anchieta/ES. **Relatório Técnico**, cmP RT 605/08, 2009a.

_____. EIA - Estudo de Impacto Ambiental 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. Petrobras. **Relatório Técnico**, cmP RT 203/09, 2009b.

_____. **Relatório Técnico do monitoramento do efluente líquido da Fibria no ecossistema marinho**. RT 289/11, 2011.

CEPILE, A. **Estimativa populacional por marcação-recaptura e padrões de atividade do boto cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) em Regência, ES**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora. 2008.

CH2M. **Anexo I – Relatório das atividades de campo para aplicação do plano de manejo no Trecho 08**. 2017.

CHAO, A. et al. Abundance-based similarity indices and their estimation when there are unseen species in samples. **Biometrics**, v. 62, p. 361-371, 2006.

Chao, A.; Ma, K. H.; Hsieh, T. C. **iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) online**: software for interpolation and extrapolation of species diversity. 2016. (Program and user's guide). Disponível em: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/>. Acesso em: 16 nov. 2016.

CHAVES, B. R. N, AMARANTE, M. C, NACIF, W. F. **Mortandade de peixes na Bacia do Rio Doce após rompimento da barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues (Mariana/MG), em 05/11/2015**. Ref. DO1-DOC-05112015. Governo do Estado de Minas Gerais. Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Secretária de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. 30 de agosto de 2016.

CHEN, Y. et al. Toxic effects of *Karenia mikimotoi* extracts on mammalian cells. **Chinese Journal of Oceanology and Limnology**, v. 29, p. 860-868, 2011.

CHIARELLO, A. G. Influência da caça ilegal sobre Mamíferos e Aves das Matas de Tabuleiro do norte do estado do Espírito Santo. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, v. 11-12, p. 229-247, 2000.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia Fluvial**. São Paulo: Edgard Blücher, 1981.

CLARKE, G. M. Relationships between developmental stability and fitness: application for conservation biology. **Conservation Biology**, v. 9, n. 1, p. 18-24, 1995.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **United Kingdon Australian Journal of Ecology**, v. 18, p. 117-143, 1993.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. n. **Primer v6**: user manual/tutorial. Plymouth: PRIMER-E, 2006.

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. (Orgs.). **Amostragem em Limnologia**. São Carlos: Rima, 2004. p. 149-165.

COELHO-BOTELHO, M. J. **Dinâmica da comunidade zooplanctônica e sua relação com o grau de trofia em reservatórios**. São Paulo: CETESB, 2003.

COLLISCHONN, W. et al. The MGB-IPH model for large-scale rainfall—runoff modelling. **Hydrological Sciences Journal**, v. 52, n. 5, p. 878-895, 2007.

COLWELL, R. K. **EstimateS, Version 8.0**: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples (Software and User's Guide). 2005. Disponível em: <purl.oclc.org/estimates>. Acesso em: 15 fev. 2019.

COLWELL, R. K. et al. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. **Journal of Plant Ecology**, v. 5, n.1, 3-21, 2012.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Norma Técnica L5.309 mai/2003**: Determinação de bentos de água doce – macroinvertebrados: métodos qualitativo e quantitativo. São Paulo: CETESB: 2003.

_____. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras**: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

_____. **Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2012.

_____. **Manual de cianobactérias planctônicas**: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais. São Paulo: CETESB, 2013.

_____. **Apêndice E – significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. 2016. Disponível em: <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-2016.pdf>. Acessado em: 10 jul. 2017.

_____. **Oxigênio dissolvido**. São Paulo: CETESB, 2017. Disponível em: <http://mortandadedepeixes.cetesb.sp.gov.br/alteracoes-fisicas-e-quimicas/oxigenio-dissolvido>. Acesso em: 12 maio 2017.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS (COPASA). Área de atuação – Municípios atendidos. 2017. Disponível em: <http://www.copasa.com.br/wps/portal/internet/a-copasa/area-de-atuacao>. Acesso em: 14 jan. 2019.

CONHOLATO, F. A. **Influência da temperatura e salinidade no desenvolvimento larval de *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1825 (Decapoda, Gercacinidae) em laboratório**. 2004. Dissertação (Mestrado) – Centro de Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2004.

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: **Diário Oficial de União** DOU Seção 1, de 28/12/2012.

CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME. **Plano integrado de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce e planos de ações para as unidades e planejamento e gestão de recursos hídricos no âmbito da bacia do rio Doce**: relatório final. Consórcio Ecoplan-Lume, 2010.

CONTI, R. C.; CARMO, T. M. S. do. **Aspectos ecológicos da fauna de anelídeos poliquetos do manguezal do Rio da Passagem, Vitória, Espírito Santo, Brasil**. 1995. Monografia (Especialização) – Departamento de Ecologia e Recursos Naturais, Centro de Estudos Gerais, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1995.

CONTI, R. C. **Dinâmica espaço-temporal de *Ucides cordatus* (Decapoda, Ocypodidae) no manguezal do rio Piraquê-Açu, Aracruz, ES**. 2006. Dissertação (Mestrado) – Centro de Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2006.

CONTI, R. C.; CARMO, T. M. S. do; ROCHA, G. B. Aspectos ecológicos da fauna de anelídeos poliquetos do manguezal do Rio da Passagem, Vitória, ES. In: REUNIÃO ESPECIAL DO SBPC, 3., Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: EDEME Indústria Gráfica e Comunicação S/A., 1996.

CONTI, R. C.; NALESSO, R. C.; CUNHA, R. Status of the population structure of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Decapoda: Ocypodidae) on the Piraquê-açu River estuary, Espírito Santo, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58, p. 81-92, 2010.

COPPETEC FUNDAÇÃO. Avaliação dos impactos da ruptura da barragemde rejeitos de fundão em Mariana nove meses após o desastre. **Relatório Técnico**, 2017.

COSTA, A. C. S.; BIGHAM, J. M. Óxidos de ferro. In: MELO, v. F.; ALLEONI, L. R. F. (Eds.). **Química e Mineralogia do Solo**. Parte I – Conceitos básicos. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 505-572.

COSTA, A. T. **Geoquímica das águas e dos sedimentos da Bacia do Rio Gualaxo do Norte, leste – Sudeste do Quadrilátero Ferrífero (MG)**: estudo de uma área afetada por atividade de extração mineral. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Geologia, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2001.

COSTA, K. G. da; NALESSO, R. C. Effects of mussel farming on macrobenthic community structure in Southeastern Brazil. **Aquaculture International**, v. 258, p. 655-663, 2006.

COSTA, K. G.; NALESSO, R. C. Cultivo Experimental de *Mytella falcata* (d' Orbigny, 1846) e *M. guyanensis* (Lamarck, 1819) no estuário do Rio Piraque-açu, ES. **Acta Limnologica Brasiliense**, Botucatu, v. 14, n. 1, p. 15-22, 2002.

COSTA, L. M. et al. Colony size, sex ratio and cohabitation in roosts of *Phyllostomus hastatus* (Pallas) (Chiroptera: Phyllostomidae). **Braz J Biol**, v. 70, n. 4, p. 1047-1053, 2010.

COSTA, L. p. et al. Biogeography of South American forest mammals: endemism and diversity in the Atlantic forest. **Biotropica**, v. 32, p. 872-881, 2000.

COULL, B. C.; CHANDLER, G. T. Pollution and meiofauna – fiels, laboratory and mesocosm studies. **Oceanography and Marine Biology**, v. 30, p. 191-271, 1992.

COURTNEY, G. W.; MERRITT, R. W. Larvae of aquatic Diptera. In: MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, M. B. (Eds.). **An introduction to the aquatic insects of North America**. 4th ed. Kendall: Hunt Publishing Co., 2008. p. 687-722.

COUTINHO, M. S. **Diversidade da macrofauna bentônica de praias arenosas na APA Costa das Algas - ES, Brasil.** 2013. Monografia (Graduação) – Departamento de Oceanografia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2013.

_____. **Dinâmica espaço-temporal da macrofauna bentônica em duas praias arenosas da ecorregião marinha leste do Brasil**. 2015. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) – Centro de Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2015.

COUTINHO, M. S.; BERNARDINO, A. F. Spatial and seasonal changes in benthic macrofauna from two dissipative sandy beaches in eastern Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 65, n. 4, p. 66-677, 2017.

CPMAIS. Serviços de Consultoria em Meio Ambiente Ltda. 12ª Campanha de monitoramento marinho – Estaleiro Jurong Aracruz**. Relatório Técnico**, CPRT 022/15, 2015.

CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Carta geológica do Brasil ao milionésimo**: Belo Horizonte [Geological Map of Brazil 1:1.000.000 scale: geographic information system-GIS]. Brasília: CPRM, 2004. Escala 1:1.000.000. Programa Geologia do Brasil.

_____. **SIAGAS – Sistema de Informações de Águas Subterrâneas**. Disponível em: <http:\\siagasweb.cprm.gov.br>. Acesso em: jun. 2017.

CRACRAFT, J. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South American avifauna: areas of endemisms. **Ornithological Monographs**, v. 36, p. 49-84, 1985.

CRAWLEY, M. J. **The R book**. UK: John Wiley e Sons Ltd., 2013.

CRUZ, C. v. Composição da fauna associada à *Ulva* spp Delile (Ulvales, Ulvaceae) em três áreas do litoral do estado do Espírito Santo, Brasil. **REB**., v. 7, n. 4, p. 387-417, 2014.

CTA. **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, 2016.

CULLEN JUNIOR, R.; RUDRAN, R. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. In: CULLEN JUNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Orgs.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Editora UFPR e Fundação o Boticário de Proteção à Natureza, 2003. p. 169-179.

CUNHA, S. B. da. Geomorfologia fluvial. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. da (Orgs.). **Geomorfologia**: uma atualização de bases e conceitos. 11a ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2012. p. 211-252.

DANILEWICZ, D. et al. 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, 2009.

_____. Abundance and distribution of an isolated population of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in southeastern Brazil: red alert for FMA I? **Annual Report of the International Whaling Comission**, 2012.

DAOLIO, R. F. **Population biology of the Polychaete *Polydora neocaeca* associated with *Mytella charruana* mussel beds**. 2014. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Campinas, Campinas, 2014.

DARWIN, C. **A origem das espécies**. Rio de Janeiro: Ediouro, 1859.

DAY Jr., J. W. et al. **Estuarine ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1989.

DE PALMA A. et al. Challenges with inferring how land-use affects terrestrial biodiversity: study design, time, space and synthesis, In: BOHAN, D. et al. (Eds.). **Next generation biomonitoring**. Part 1. Amsterdã: Elsevier, 2018. p. 163-199.

DE PINNA, M. A new subfamily of Trichomycteridae (Teleostei, Siluriformes), lower loricarioid relationships and a discussion on the impact of additional taxa for phylogenetic analysis. **Journal of Linnean Society of Zoology**, v. 106, p. 175-229, 1992.

DESMET, p. J. J.; GOVERS, G. A GIS-procedure for automatically calculating the USLE LS-factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 51, n. 5, p. 427-433, 1996.

DEVÁI, G. Ecological background and importance of the change of chironomid fauna in shallow Lake Balaton. **Hidrobiologia**, v. 191, p. 189-198, 1990.

DIAS, C. O.; ARAUJO, A. v. Copepoda. In: BONECKER, S. L. C. (Ed.). **Atlas de zooplâncton da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2006. p. 21-100.

DIAS, C. O.; ARAUJO, A. S. L. C.; BONECKER. Seasonal variability of planktonic copepods (Copepoda: Crustacea) in a tropical estuarine region in Brazil. **Zoologies**, v. 26, p. 705-715, 2009.

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. **A análise sedimentar e conhecimento dos sistemas marinhos**. Faro: Universidade do Algarve, 2004.

DI-BERNARDO, M. et al. Taxocenoses de serpentes de regiões temperadas do Brasil. In: NASCIMENTO, L. B.; BERNARDES, A. T.; COTTA, G. A. (Eds). **Herpetologia no Brasil 2**. Belo Horizonte: PUCMG, 2007.

DREVER, J.I. **The geochemistry of Natural Waters** 2_{nd}. Ed. New Jersey. Prentice Hall. 1988.

DUROV, S. A. Natural Waters and graphic representation of their composition. **Dokl. Akad. Nauk**., v. 59, p. 87-90, 1948.

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, J. G. O.; RÉGIS, R. S.; KROHLING, W. Ocorrência de *Emerita brasiliensis* (Decapoda, Anomura) em ciclo circadiano na Praia do Morro, Guarapari, Espírito Santo, sudeste do Brasil. **Natureza Online**, v. 9, n. 1, p. 38-42, 2011.

ECOSERVATION ESTUDOS E PROJETOS AMBIENTAIS. Análise estatística dos dados do Programa de Monitoramento da Comunidade do Zoobentos do Rio Doce. Período de novembro de 2015 a maio de 2016. Samarco. **Relatório Técnico**, RT ECV 188/16, 2016.

EJA. JURONG. 12ª Campanha de monitoramento marinho – Estaleiro Jurong Aracruz – EJA. **Relatório Técnico**, CP+RT 022/15, 2015.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Brasília: Editora Universa/UCB, 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997.

_____. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: EMBRAPA, 1999.

_____. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2018a. E-book.

_____. **Solos para todos**: perguntas e respostas. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2018b. E-book.

EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Groundwater Well Sampling**, SOPT#-2007. 1995.

EQUILIBRIUM. Monitoramento biológico e de qualidade de águas dragagem de manutenção. RT 1ª Campanha**. Relatório Técnico**, 2001.

_____. Monitoramento biológico e de qualidade de águas dragagem de manutenção. RT 2ª Campanha. **Relatório Técnico**, 2002a.

_____. Monitoramento biológico e de qualidade de águas dragagem de manutenção. RT 3ª Campanha. **Relatório Técnico**, 2002b.

_____. Monitoramento biológico e de qualidade de águas dragagem de manutenção**.** RT 4ª Campanha. **Relatório Técnico**, 2002c.

ERNST, C. H. E.; BARBOUR, R. W. **Turtles of the world**. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 1989.

ESTEVES, F. A.; SUZUKI, M. S. Comunidade fitoplanctônica. In: ESTEVES, F. A. (Coord.). **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011. p. 375-446.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Species composition and reproductive phenology of bats in a tropical landscape at Los Tuxtlas, México. **J. Trop. Ecol**., v. 17, p. 672-646, 2001.

EUTRÓPIO, F. J. **Biologia do camarão *Xiphopenaeus kroyeri* (Dendrobranchiata: Penaeidae) e a fauna acompanhante relacionada a sua pesca em Anchieta, Espírito Santo, Brasil**. 2009. Dissertação (Mestrado) – Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, Centro Universitário Vila Velha, Vila Velha, 2009.

EUTRÓPIO, F. J. et al. Polpulation parameters of the shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea: Penaeidae), caught by artesanal fisheries in Anchieta, Espírito Santo State. **Acta scientiarum Biological Sciences**, v. 35, n. 2, p. 141-147, 2013.

FABRICIUS, K. E. 2005. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. **Marine Pollution Bulletin 50**, p. 125-146, 2005.

FAGUNDES, H. O. **Modelagem hidrossedimentológica de grandes bacias com o apoio de dados in situ e sensoriamento remoto**. 2018. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018.

FAN, F. M. et al. Um mapa de unidades de resposta hidrológica para a América do Sul. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO E RECURSOS HÍDRICOS, 21., 2015, Brasília. **Anais...** Brasília: SBRH, 2015. p. 1-8.

FAN, F. M.; COLLISCHONN, W. Integração do Modelo MGB-IPH com Sistema de Informação Geográfica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 1, p. 243-254, 2014.

FARIA, M. B.; SIQUEIRA, M. L. G.; BONVICINO, C. R. New record of the rare Atlantic Forest rodent Phyllomys lundi (Mammalia: Rodentia). **Zoologia**, v. 33, n. 4, 2016. e20150208.

FARNHAM, I. M.; STETZENBACH, K. J.; SINGH, A. K. & JOHANESSOR, K. H. Treatment of nondetects in multivariate analysis of groundwater geochemistry data. **Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems,** v. 60, p. 265–28, 2002.

FAUST, M. A.; GULLEDGE, R. A. Identifying harmful marine dinoflagellates. **Contributions from the United States National Herbarium**, v. 42, p. 1-144, 2002.

FAUSTINO, J. **Planificación y gestión de manejo de cuencas**. Turrialba: CATIE, 1996.

FÉLIX, F. C. et al. Utilizationpatternsof surf zone inhabitingfishfrombeaches in Southern Brazil. **Pan-AmericanJournalofAquatic Science**, v. 2, n. 1, p. 27-39, 2007.

FERGUSSON, J. E. **Inorganic Chemistry and the Earth - chemical Resources, their extraction, use and environmental impact.** Pergamom Press, 1982.

FERREIRA, K. A. et al. Preferência de habitat do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (HELLER, 1862) (Crustacea: Decapoda) no infralitoral não consolidado de Anchieta, Litoral Sul Capixaba.

In: ENCONTRO LATINO AMERICANO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 19., ENCONTRO LATINO AMERICANO DE PÓS-GRADUAÇÃO, 15., ENCONTRO DE INICIAÇÃO À DOCÊNCIA, 5., 2015, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos: Universidade do Vale do Paraíba, 2015.

FETTER, C. W. **Applied Hydrogeology**. 3rd ed. New Jersey: Prentice Hall, 1994.

_____. **Applied Hydrogeology**. 4th ed. Harlow: Pearson New International Edition, 2014.

FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, n. A. **Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil**: III. Teleostei (2). São Paulo: Museu de Zoologia/Universidade de São Paulo, 1980.

FIGUEIREDO, M. W. **Estrutura populacional, uso de ambientes e crescimento corporal de *Rhinoclemmys punctularia punctularia* (Daudin, 1801) na Ilha de Algodoal/Maiandeua, Maracanã, Pará, Brasil**. 2010. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém, 2010.

FIGUEROA-DE-LEÓN, A. et al. Cavity Occupancy by Lowland Paca (Cuniculus paca) in the Lacandon Rainforest, Chiapas, Mexico. **Tropical Conservation Science**, v. 9, p. 246-263, 2016.

FILGUEIRAS, B. K. C. et al. Cross-taxon congruence in insect responses to fragmentation of Brazilian Atlantic forest. **Ecol. Indic**., v. 98, p. 523-530, 2019.

FINK, W. L.; WEITZMAN, S. H. The so-called cheirodontin fishes of Central America with descriptions of two new species (Pisces: Characidae). **SmithsonianContributionstoZoology**, v. 172, p. 1-46, 1974.

FIORAVANTI, C. Impactos visíveis no mar. **Pesquisa FAPESP**, n. 242, p. 42-47, 2016. Disponível em: <http://revistapesquisa.fapesp.br/wp-content/uploads/2016/04/042-047_Poluentes_242-1.pdf>. Acesso em: 05 jul. 2017.

FLEMING, T. H.; HOOPER, E. T.; WILSON, D. E. Three central american bat communities: structure, reproductive cycles, and movements patterns. **Ecology**, v. 53, n. 4, p. 555-569, 1972.

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.

FONSECA, G. A. B.; KIERULFF, M. C. M. Biology and Natural History of Brazilian Atlantic Forest Small Mammals. Bulletim of the Florida State Museum. **Biologycal Sciences**, v. 34, n. 3-4, p. 99-152, 1989.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Soil Map of the world**. Volume IV South America. Paris: FAO, 1971.

FORATTINI, O. p. **Culicidologia médica**. São Paulo: EDUSP, 2002.

FORMOSO, M. L. L. Difratometria de Raios X. In: GOMES, C. B. (Org.). **Técnicas analíticas instrumentais aplicadas à geologia**. São Paulo: Edgard Blücher Ltda., 1984. p.1-43.

FRANÇA, S. F.; CALLISTO, M. Coleção de macroinvertebrados bentônicos: ferramenta para o conhecimento da biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 2, p. 3-10, 2007.

FRANKIE, G. W. et al. Decline in Bee Diversity and Abundance from 1972-2004 on a Flowering Leguminous Tree, Andira inermis in Costa Rica at the Interface of Disturbed Dry Forest and the Urban Environment. **J Kansas Entomol Soc**, v. 82, p. 1-20, 2009.

FREITAS NETTO, R.; DI BENEDITTO, A. p. M. Interactions between fisheries and cetaceans in Espírito Santo State coast, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 10, n. 1, p. 55-63, 2008.

FREITAS, A. v. L.; FRANCINI, R. B.; BROWN Jr., K. S. Insetos como indicadores ambientais. In: CULLEN Jr., R. RUDRAN, R.; VALLADARES- PÁDUA, C. (Orgs.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Editora da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. p. 125-151.

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. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 6, n. 1, p. 44-54, 2011.

FUGIWARA, F. et al. Antimony as a traffic-related element in size-fractionated road dust samples collected in Buenos Aires. **Microchemical**, v. 97, p. 62-67, 2011.

FUNDAÇÃO DE APOIO À UNIVERSIDADE DO RIO GRANDE (FAURG). **Relatório Técnico-Científico**. Contrato 105/2016. Etapa I. Análise de contaminantes. 2016a. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/dcom_relatorio_contrato_105_2016.pdf>. Acesso em: 23 abr. 2018.

_____. **Relatório Técnico-Científico**. Contrato 105/2016. Etapa 5. Análise de comparativa sobre os resultados entre as Expedições Soloncy Moura I e II e as amostras coletadas antes do evento. 2016b. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/relatorio_contrato_105_2016_ETAPA_5.pdf>.Acesso em: 20 abr. 2018.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (FEAM). **Manual de coleta de solos para valores de referência de qualidade no estado de Minas Gerais**. 2013. Disponível em: <http://www.feam.br/images/stories/solo/manual_coleta_solos_para_vrqs_projeto_solos_de_minas_feam.pdf>. Acesso em: jan 2018.

GALETTI, M. et al. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1229-1241, 2009.

_____. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. **Animal Conservation**, v. 20, n. 3, 2017.

GALETTI, M.; DIRZO, R. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. **Biological Conservation**, v. 163, p. 1-6, 2013.

GALINDO-GONZÁLEZ, J.; GUEVARA, S.; SOSA, v. J. Bat and Bird-generate seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. **Conservation Biology**, v. 14, p. 1693-1703, 2000.

GALRÃO, E. Z. Micronutrientes. In: GOEDERT, W. J. **Solos dos cerrados**: tecnologias e estratégias de manejo. São Paulo: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados, 1986.

GARCIA, p. C. A. et al. Anfíbios da região subtropical da América do Sul: padrões de distribuição. **Ciência e Ambiente**, v. 35, p. 65-100, 2007.

GARDNER, A. L. **Mammals of South America**. Chicago: University of Chicago Press, 2007. p. 1-690.

GARDNER, A. L.; CREIGTON, G. K. **Mammals of South American**. Chicago: Chicago University Press, 2008. (v. 1, Marsupiais, xenarthrans, shrews and bats).

GARRELS, R. M.; CHRIST, C. I. **Solutions, minerals and equilibria**. Nova York: Harper and Row, 1965.

GIERE, O. **Meiobenthology**: the microscopic fauna in aquatic sediments. New York: Heidelberg, 1993.

GODEFROID, R. S. et al. A fauna de peixes da praia do balneário Atami, Paraná, Brasil. **Atlântica**, v. 25, n. 2, p. 147-161, 2003.

GOES, p. et al. Bioecology of the uçá-crab, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), in Vitória Bay, Espírito Santo State, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58, n. 2, p. 153-163, 2010.

GOLDER ASSOCIATES. **Avaliação dos impactos no meio físico resultantes do rompimento da barragem de Fundão**. Relatório Técnico RT-023_159-515-2282_00-J. Belo Horizonte: Golder Associates, jul. 2016.

GOMES, L. E.O. et al. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 120, p. 28-36, 2017.

GOMES, M. A. **Caracterização tecnológica no aproveitamento do rejeito de minério de ferro**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mineral) – Universidade federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2009.

GONÇALVES, F.; et al. Atlantic mammal traits: A dataset of morphological traits of mammals in the Atlantic Forest of South America. **Ecology**, v. 99, n. 2, p. 498-498. 2018.

GONÇALVES, M. A. **Ecohidrologia e gestão integrada de recursos hídricos em uma bacia lacustre costeira (Lagoa Nova, Linhares, ES)**. 2015. Tese (Doutorado) – Curso de Oceanográfica Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2015.

GONÇALVES, v. F. **Assimetria flutuante em aves de ambientes florestais no Cerrado mineiro**. 2012. Dissertação (mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2012.

GRIECO, F. Greater food availability reduces tarsus asymmetry in nestling blue tits. **The Condor**, Los Angeles, v. 105, n. 3, p. 599-603, 2003.

GROHMANN, p. A. **Riqueza de espécies de hidróides (Cnidaria, Hydrozoa) de Vitória, Espírito Santo, Brasil e aspectos da bio-ecologia e biogeografia do grupo**. 1997. Tese (Doutorado) – Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1997.

GROMMANN, p. A.; NOGUEIRA, C. C. Levantamento da fauna de hidróides (Cnidaria, Hydrozoa) do litoral sudeste-nordeste brasileiro, Aracruz, ES. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 19., CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE ZOOLOGIA, 12., 1992, Belém. **Anais...** Belém: Sociedade Brasileira de Zoologia, 1992. p. 14.

GUAST, C. T.; MORANDINI, A. C.; NUNES, T. S. Inventário das espécies de águas-vivas (Cnidaria: Medusozoa) do litoral do Espírito Santo, Brasil. In: CONGRESSO PITÁGORAS DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 2009, Linhares. **Anais...** Linhares: Pitágoras, 2009.

GUEVARA, Y. Z. C. et al. Reference Values of Soil Quality for the Rio Doce Basin. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, 2018.

GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S.; YAPO, p. O. Status of automatic calibration for hydrologic models: comparison with multilevel expert calibration. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 4, n. 2, p. 135-143, 1999.

GUPTA, H. v. et al. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. **Journal of hydrology**, v. 377, n. 1-2, p. 80-91, 2009.

HAIR, J. F. et al. **Multivariate data analysis**. New Jersey: PrenticeHall, 1998.

HAKANSON, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. **Water Research**, v. 14, n. 8, p. 975-1001, 1980.

HALLEGRAEFF, G. M.; ANDERSON, D. M.; CEMBELLA, A. D. **Manual on harmful marine microalgae**. Paris: UNESCO, 2003.

HEM. J. D. **Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water**. 3ª ed. *Geological Survey Water Supply Paper 2254*, Washington, 1985.

HEVIA, v. et al. Effect of land-use on taxonomic and functional diversity: a cross-taxon analysis in a Mediterranean landscape. **Oecologia**, v. 181, p. 959-970, 2016.

Heyer, W. R. et al. **Measuring and monitoring biological diversity**: standart methods for Amphibians. New York: Harper-Collins Publ, 1994.

HIRSCH, A. **Avaliação da fragmentação do habitat e seleção de áreas prioritárias para a conservação dos primatas da Bacia do Rio Doce, Minas Gerais, através da aplicação de um sistema de informações geográficas**. 2003. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

HOFFMEISTER, C. H.; FERRARI, A. Areas of endemism of arthropods in the Atlantic Forest (Brazil): an approach based on a metaconsensus criterion using endemicity analysis. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 119, p. 126-144, 2016.

HOPPENRATH, M. et al. Marine benthic dinoflagellates - unravelling their worldwide biodiversity. **Kleine Senckenberg-Reihe**, v. 54, p. 1-276, 2014.

HUSZAR, v. L. M.; GIANI, A. Amostragem fitoplanctônica em águas continentais: Reconhecimento de padrões espaciais e temporais. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. (Orgs.). Amostragem em Limnologia. São Carlos: Ed. Rima, 2004. p. 133-147.

HUTCHINGS, p. A.; RECHER, H. F. The fauna of Australian mangroves. **Proc. Limn. Soc. n. S. W.**, v. 106, n. 1, p. 83-121, 1982.

INGOLD, D. A.; WILLBERN, S. E.; ROBERTS, D. M. A population estimation technique for aquatic turtles. Bull. Maryland Herpet. **Society**, v. 22, n. 1, 1996.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Mapa Geológico na escala 1:250.000**. Disponível em: <ftp://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/geologia/levantamento_geologico/vetores/escala_250_mil/recorte_milionesimo>. Acesso em: 17 de jun. de 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Lagosta, caranguejo-uçá e camarão-do-nordeste**. Brasília: IBAMA, 1994.

_____. Proteção e controle de ecossistemas costeiros. Brasília: IBAMA, 1998.

_____. **Relatório técnico preliminar – impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais**. Brasília: IBAMA, 2015.

_____. **Nota Técnica nº 001/2016**. Brasília: IBAMA, 2016.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). Complementação da Nota Técnica número 006/2016 Conjunta – Centro TAMAR/APA Costa das Algas/REBio de Combios/RVS de Santa Cruz. **Informação Técnica número 003/2016**, Centro TAMAR/ICMBio, 2016a. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/DCOM_Informacao_Tecnica_03_16_CTAMAR_Metais_e_Pesca_Mar_do_Rio_Doce.pdf>. Acesso em: 19 abr. 2018.

_____. Relatório do cruzeiro de avaliação de efeitos da pluma de sedimentos oriunda da foz do rio Doce sobre a biota marinha, a partir do norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. **Relatório Técnico da Primeira Expedição**, 2016b. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/Documentos/ICMBio_Relatorio_do_cruzeiro_de_levantamento_impactos_lama_biodiversidade_marinha_ES_BA_final_17fev2016.pdf>. Acesso em: 20 abr. 2018.

_____. Consolidação das informações apresentadas pelos pesquisadores da UFES e FURG a partir das campanhas amostrais realizadas na região marinha da foz do rio Doce. **Nota Técnica número 012/2016**, Cento TAMAR/DIBIO/ICMBio, 2016c. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/Documentos/ICMBio_Documentos_Rio_Doce_Tamar_nota_tec01_17maio2016.pdf>. Acesso em> 20 abr. 2018.

_____. 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**, 2016d. 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 abr. 2018.

INSTITUTO DE PESQUISA DA MATA ATLÂNTICA (IPEMA). **Espécies da fauna ameaçadas de extinção no Estado do Espírito Santo**. Vitória: IPEMA, 2007.

INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (IEMA). **Plano de manejo da APA Conceição de Barra**. Vitória: IEMA, 2014.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (IGAM). **Acompanhamento da qualidade das águas do rio Doce após o rompimento da barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues – Mariana/MG**. Belo Horizonte: IGAM, 2015.

_____. **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.

IUCN. **Red List of Threatened Species**. Disponível em: <http://www.redlist.org>. Acesso em: 23 out. 2018.

IVERSON, J. B. **A revised checklist with distribution maps of the turtles of the world**. Indiana: Richmond, 1992.

JANSEN, B. M. et al. Fluctuating wing asymmetry and hepatic concentrations of persistent organic pollutants are associated in European shag (Phalacrocorax aristotelis) chicks. **Science of the Total Environment**, Bethesda, v. 408, n. 3, p. 578-585, 2010.

JENKINS, R.; SNYDER, R. L. **Introduction to X-Ray Powder Diffractometry**. New York: John Wiley e sons, Inc., 1996. (Chemical Analysis, v. 138).

JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, v. H. (Eds.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. Atlanta: Chapman Hall, 1993.

JONES, K. E. et al. PanTHERIA: a species-level database of life history, ecology, and geography of extant and recently extinct mammals. **Ecology**, v. 90, n. 9, p. 2648-2648. 2009.

JORDANO, p. et al. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: ROCHA, C. F. D. et al. (Orgs.). **Biologia da conservação**: essências. São Paulo: Editorial Rima, 2006. p. 411-436.

JUNCÁ F. A. et al. **Girinos como bioindicadores da qualidade da água do Rio Doce**. Relatório final. Feira de Santana: Universidade Estadual de Feira de Santana, 2017. Disponível em: <http://www.greenpeace.org.br/hubfs/Campanhas/Agua_Para_Quem/documentos/GP_girinosbioindicadoresRioDoce.pdf>. Acesso em: 25 jun. 2018.

JUSTE, J. C.; LÓPEZ, G.; STRAUSS, R. E. Analysis of asymmetries in the African fruit bats Eidolon helvum and Rousettus egyptiacus (Mammalia: Megachiroptera) from the islands of the gulf of Guinea. II. Integration and levels of multivariate fluctuating asymmetry across a geographical range. **Journal of Evolutionary Biology, Basle**, v. 14, n. 4, p. 672-680, 2001.

KÄMPF, N.; CURI, N.; MARQUES, J. J. Intemperismo e ocorrência de minerais no ambiente do solo. In: MELO, v. F.; ALLEONI, L. R. F. (Eds.). **Química e mineralogia do solo**. Parte I- Conceitos básicos. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 334-371.

KAPLAN, I. **Física Nuclear**. 2a ed. Rio de Janeiro: Guanabara Dois, 1978.

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado ao estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 29, n. 2, p. 205-207, 1980.

KENNISH, M. J. **Ecology of estuaries**. Biological aspects. Florida: CRC Press, Inc., 1986. 1 v.

_____. **Practical handbook of marine science**. 3th ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 2000.

KIM, J. H. et al. Identification of *Azadinium* species and a new azaspiracid from *Azadinium poporum* in Puget Sound, Washington State, USA. **Hamful Algae**, v. 68, p. 152-167, 2017.

KNORST, A. J. **Estudo da eficiência de coagulação-floculação na remoção de óleo do efluente gerado em uma empresa do ramo petroquímico**. 2012. Monografia (Graduação) – Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.

KOETTKER, A. **Composição e distribuição das larvas de invertebrados bênticos do Banco dos Abrolhos e área adjacente, com ênfase em larvas de caranguejos braquiúros**. 2013. Tese (Doutorado) – Programa de Oceanografia Biológica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 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.

KOMÁREK, J.; FOTT, B. Chlorophyceae – Chlorococcales. In: HUBER-PESTALOZZI, G. **Das Phytoplankton des Süßwassers - Systematik und Biologie**. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchlandlung, 1983. p. 1-1044.

KOSTE, W. **Rotatoria die Radertiere Mitteleuropas begrundet von Max Voight**. Monogononta. Berlin: Gebrüder Borntraeger, 1978.

KRAUSKOPF, K.B. **Introduction to geochemistry.** McGraw-Hill, New York. 721p. 1967.

KREBS, C. J. **Ecological Methodology**. New York: Harper-Collins Publ, 1989.

KUGRENS, P.; CLAY, B. L. **Cryptomonads**. In: WEHR, J. D.; SHEATH, R. G. (Eds.). **Freshwater algae of Norht America**. California: Academic Press, 2003. p. 715-756.

KUNZ T. H. **Ecology of bats**. New York: Plenum Press, 1982.

KURTEN, E. L. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. **Biological Conservation**, v. 163, p. 22-32, 2013.

LAAKE, J. et al. **DISTANCE User's Guide V2.1**. Colorado: Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit/Colorado State University, 1994.

LABORATOIRE D'HYDROGÉOLOGIE D'AVIGNON. **Logiciels**. Disponível em: <http://www.lha.univ-avignon.fr/LHA-Logiciels.htm>. Acesso em: 03 out. 2018.

LACERDA, L. D. Manguezais: floresta de beira-mar. **Rev. Ciência Hoje**, 1984.

LAINO, p. S. et al. Dinâmica populacional de duas espécies de caridea (Decapoda) no litoral sul do Espírito Santo. In: CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE CRUSTÁCEOS, 7., 2012, Belém. **Anais...** Belém: Congresso Brasileiro sobre Crustáceos, 2012.

LANA, p. C. et al. **O bentos da costa brasileira**. Avaliação crítica e levantamento bibliográfico (1858 – 1996). Avaliação do potencial sustentável de recursos vivos na Zona Econômica Exclusiva – REVIZEE. mmA, CIRM e Rio de Janeiro: FEMAR, 1996.

LANSAC-TÔHA, F. A. et al. Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, p. 539-549, 2009.

LARA-RUIZ, P.; CHIARELLO, A. G.; SANTOS, F. R. Extreme population divergence and conservation implications for the rare endangered Atlantic Forest sloth, *Bradypus torquatus* (Pilosa: Bradypodidae). **Biological Conservation**, v. 141, p. 1332-1342, 2008.

LAVRADO, H. P.; IGNÁCIO, B. L. (Eds.). **Biodiversidade bentônica da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2006.

LAWTON, J. H. Population abundance, geographic range and conservation: 1994 Witherby Lecture. **Bird Study**, Londres, v. 43, n. 1, p. 3-19, 1996.

LEAMY, L. et al. Size and fluctuating asymmetry of morphometric characters in mice: their associations with inbreeding and t-haplotype. **Evolution**, Washington, v. 55, n. 11, p. 2333-2341, 2001.

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, v. 129, p. 271-280, 2001.

LEOPOLD, L. B. **A View of the River**. Cambridge: Harvard University Press, 1994.

LEOPOLD, L. B.; MADDOCK, T. The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications. **Professional Paper: USGS Numbered Series**, Washington, v. 252, 1953.

LEOPOLD, L. B.; WOLMAN, M. G.; MILLER, J. p. **Fluvial Processes in Geomorphology**. São Francisco: W. F. Freeman & Co., 1964.

LEPSCH, I. F. **19 lições de pedologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2011.

LESSA, G. et al. Caracterização e monitoramento da fauna de pequenos mamíferos terrestres de um fragmento de mata secundária em Viçosa, Minas Gerais. **Bios, Cadernos do Departamento de Ciências Biológicas da PUC Minas**, v. 7, n. 7, p. 41-49, dez. 1999.

LEWIS, S. E. Roost fidelity in bats: a review. **J. Mamal**, 76, p. 481-496, 1995.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Editora Átomo, 2005.

LICHT, O. A. B. **Prospecção geoquímica**: princípios, técnicas e métodos. Rio de Janeiro: CPRM, 1998.

LIMA, K. O. O. **Manutenção do banco de plântulas em diferentes bosques de mangue na foz do rio Itaúnas, Conceição da Barra, Espírito Santo, Brasil**. 2014. Dissertação (Mestrado) – Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2014.

LIMA, K. O. O. et al. Crescimento inicial de plântulas *Rhizophora mangle* (RHIZOPHORACEAE) dm Conceição da Barra (Brasil). In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 64., 2013, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: Congresso Nacional de Botânica, 2013, p. 10-15.

LIMA, T. M. J. **Efeito da frequência de inundação na estrutura do manguezal da Baía de Vitória, Espírito Santo, Brasil**. 2011. Dissertação (Mestrado) – Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.

LIMA, v. C.; LIMA, M. R. Formação do Solo. In: LIMA, v. C.; LIMA, M. R.; MELO, v. F. (Eds.). **O solo no meio ambiente, abordagem para professores do ensino fundamental e médio e alunos do ensino médio**. Curitiba: Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, 2007. p. 1-10.

LIMA, v. C.; LIMA, M. R.; MELO, v. F. (Eds.). **O solo no meio ambiente, abordagem para professores do ensino fundamental e médio e alunos do ensino médio**. Curitiba: Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, 2007.

LIMNOTEC. **Dragas/Amostradores de Invertebrados Bentônicos**. Disponível em: <http://www.limnotec.com.br/itm/dragas-amostradores-de-invert.-bentonicos.html>. Acesso em: 24 jan. 2019

LLOYD, J. W.; HEATHCOTE, J. A. **Natural inorganic hydrochemistry in relation to groundwater**. An introduction. Oxford: Clarendon Press, 1985.

LODI, L.; BOROBIA, M. **Baleias, botos e golfinhos do Brasil**: guia de identificação. Rio de Janeiro: Editora Technical Books, 2013.

LONDE, v. et al. Estrutura da vegetação de mangue associada ao gradiente de inundação no litoral norte do Espírito Santo, Brasil**. Revista Árvore,** Viçosa-MG, v. 37, n. 4, p. 629-637, 2013.

LONGO, L. L. **Repartição espaço-temporal da cnidofauna em arenito de praia em Santa Cruz (Aracruz-ES).** 1997. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

LOPES, A. S.; COX, F. R. A survey of the fertility status of surface soils under “cerrado” vegetation in Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 41, n. 4, p. 742-747, 1977.

LOPES, R. M. Bioinvasões aquáticas por organismos zooplanctônicos: uma breve revisão In: SILVA, J. S. V.; SOUZA, R. C. C. L. (Orgs.). Água de Lastro e Bioinvasão. Rio de Janeiro: Interciência, 2004, p. 113-131.

LOUGHLIN, T. et al. 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.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999.

LUCENA, C. A. S.; SOARES, H. G. Review of species of the Astyanax bimaculatus “caudal peduncle spot” subgroup sensu Garutti & Langeani (Characiformes, Characidae) from the rio La Plata and rio São Francisco drainages and coastal systems of southern Brazil and Uruguay. **Zootaxa**, v. 4072, n. 1, p. 101-125, 2016.

LUCINDA, p. H. F. Systematics of the genus Cnesterodon Garman, 1895 (Cyprinodontiformes: Poecilidae: Poeciliinae). **Neotropical Ichthyology**, v. 3, p. 259-270, 2005.

LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; LECREN, E. D. The invert microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. **Hydrobiologia**, v. 11, p. 143-170, 1958.

LUNDBERG, J. G.; BORNBUSCH, A. H.; MAGO-LECCIA, F. Gladioglanis conquistador n. Sp. from Ecuador with diagnoses of the subfamilies Rhamdiinae Bleeker and Pseudopimelodinae n. Sub f. (Siluriformes: Pimelodidae). **Copeia**, n. 1, p. 90-209, 1991.

LUNDBERG, J. G.; PARISI, B. M. Propimelodus new genus, and redescription of Pimelodus eigenmanni Van der Stigchel 1946, a long-recognized yet poorly-known South American catfish (Pimelodidae: Siluriformes). **Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia**, v. 152, p. 75-88, 2002.

LUNT, J.; SMEE, D. L. Turbidity influences trophic interactions in estuaries. **Limnol. Oceanogr**., v. 59, n. 6, p. 2002-2012, 2014.

LUZ, J. L. et al. Morcegos (Mammalia, Chiroptera) da Reserva Rio das Pedras, Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil. **Biota Neotrop**., v. 11, n. 1, 2011.

MACHADO, C. F. **Distribuição espaço-temporal da classe Copepoda na Baía de Guanabara, RJ, Brasil**. 2002. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Museu Nacional, Universidade federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

Madalozzo, B. et al. Biodiversity assessment: selecting sampling techniques to access anuran diversity in grassland ecosystems. **Wildlife Research**, v. 44, n. 1, p. 78-91, 2017.

MAGALHÃES, D. P.; FERRÃO FILHO, A. S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossitemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 355-381, 2008.

MAGALHÃES, E. B. et al. Biologia reprodutiva de *Callichirus major* (Thalassinidea) em Piúma, litoral sul do Espírito Santo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CRUSTÁCEOS, 8., 2014, Bonito. **Anais...** Bonito: Congresso Brasileiro de Crustáceos, 2014a.

_____. Distribuição ecológica de *Callichirus major* (Crustacea, Axiidea, Callianassidea) em Piúma, Litoral Sul do Espírito Santo. In: ENCONTRO LATINO AMERICANO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 19., ENCONTRO LATINO AMERICANO DE PÓS-GRADUAÇÃO, 15., ENCONTRO DE INICIAÇÃO À DOCÊNCIA, 5., 2015, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos: Universidade do Vale do Paraíba, 2015.

MAGALHÃES, E. B. et al. Distribuição espaço temporal de *Hepatus pudibundus* (Decapoda, Brachyura) no sublitoral não consolidado de Anchieta, litoral sul do Espírito Santo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CRUSTÁCEOS, 8., 2014, Bonito. **Anais...** Bonito: Congresso Brasileiro de Crustáceos, 2014b.

MAGALHÃES, M. M.; GUARDA, v. L. M.; SANTOS, T. G. Saúde Ambiental e condições de balneabilidade em coleção hídrica do méridio Rio Doce (MG). **RBCIAMB**, v. 39, p. 14-27, 2016.

MAGRIS, R. A.; FERNANDES, L. Levantamento preliminar das larvas de Porcellanidae (Decapoda, Anomura) do sistema estuarino dos rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, Aracruz, Espírito Santo. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.**, v. 9, n. 1, p. 49-54, 2005.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford: Blackwell Science Ltd, 2004.

MAHON, R.; SMITH, R. W. Demersal fishassemblagesontheScotianShelf, north- westAtlantic: spatialdistributionandpersis- tence. **CanadianJournalofFisheriesAquatic Science**, v. 46, p. 134-151, 1989.

MALABARBA, L. R.; MAHLER, J. K. F. Review of the genus Microglanis in the rio Uruguay and coastal drainages of southern Brazil (Ostariophysi: Pimelodidae). **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 9, p. 243-254, 1998.

MALDONADO-COELHO, M. Climatic oscillations shape the phylogeographical structure of Atlantic Forest fire-eye antbirds (Aves: Thamnophilidae). **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 105, p. 900924, 2012.

MANETTA, B. R. et al. Unidades de conservação. **Engenharias On-line**, v. 1, n. 2, p. 1-10, 2016.

MARIELA, S.; NUNES, E. T.; BRAGA, A. A. Morphological characterization of the gills of the shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea: Penaeoidea) from the southern coast of Espírito Santo. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE BIOLOGIA CELULAR, 15., 2010, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Congresso da Sociedade Brasileira de Biologia Celular, 2010.

MARINHA DO BRASIL. **Levantamento Ambiental Expedito em Regência/ES. LH-035/15.** Relatório de levantamento Hidroceanográfico. Navio de Pesquisa Hidroceanográfico Vital de Oliveira. Relatório Final. Brasília: Marinha do Brasil, 2016.

MARINHO-FILHO, A. n. et al. Composição do zooplâncton do lago Água Preta (estuário amazônico, Belém – PA, Brasil). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 3., CONGRESSO IBERO-AMERICANO DE OCEANOGRAFIA, 1., 2008, Fortaleza. **Anais...** Balneário Camboriú: Aoceano, 2008.

MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F. A. R. A. comunidade de macroinvertenrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 59, p. 203-210, 1999.

MARQUETTI, R. M.; RAMOS, R. J. Caracterização de invertebrados bentônicos associados a algas presentes na praia de Manguinhos, Serra - ES. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE BIOLOGIA MARINHA, 14., 2012, Sanros. **Anais...** Santos: UNISANTA, 2012.

MARTA-ALMEIDA, M. et al. Fundão Dam colapse: oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, n. 1-2, p. 359-364, 2016.

MARTINS, F. C. O. **Avaliação ambiental integrada como subsídio ao manejo lacustre (estudo de caso: lagoa do Juparanã - ES).** 2013. Tese (Doutorado) – Curso de Oceanográfica Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Aracruz, 2013.

MARTINS, F. M. Historical biogeography of the Brazilian Atlantic forest and the Carnaval–Moritz model of Pleistocene refugia: what do phylogeographical studies tell us? **Biol. J. Linn. Soc. Lond**., v. 104, p. 499-509, 2011.

MARTINS, M.; OLIVEIRA, E. M. Natural history of snakes in Forests of the Manaus Region, Central Amazonia, Brazil. **Herpetological Natural History**, v. 6, p. 78-150, 1999.

MARTINS, R. F. **Avaliação da presença de metais e de biomarcadores fecais em sedimentos do rio Barigui na região metropolitana de Curitiba – PR**. 2008. Dissertação (Mestrado) – Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

MARZOLF, G. R. Reservoirs as environments for zooplankton. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). **Reservoir limnology**: ecological perspectives. New York: John Wiley & Sons, 1990. p. 195-208.

MASON, B. **Princípios de geoquímica**. Polígono, Ed. USP. 381p. 1971.

MASON, n. W. H. et al. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, p. 112-118, 2005.

MATKIN, C. O. et al. 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.

MATSUMURA-TUNDISI, T. Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshwater aquatic systems of Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 46, p. 527-553, 1986.

MCCULLAGH, P.; NELDER, J. A. **Generalized linear models**. 2nd ed. Monographs on Statistics and Applied Probability 37. London: Chapman & Hall, 1989.

McLACHLAN, A. The definition of sandy beaches in relation to exposure: a simple rating system. **S. Afr. J. Sci., v.** 76, p. 137-138, 1980.

MCLUSKY, D. S. **The estuarine ecosystem**. 2nd ed. New York: John Wiley and Sons, 1989.

MCNEELY, R.N., V.P. NEIMANIS; DWYER, L. In: **Water Quality Sourcebook. A Guide to Water Quality Parameters**, 88p. Ottawa, Canada, 1979.

MDGEO. **Estudo hidrogeológico**: mapa potenciométrico da região de Linhares/ES. Proj. MDGEO - contrato Fund. RENOVA nº 4500170624, nov. 2016.

MEHRA, O. P.; JACKSON, M. L. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. In: CLAYS & CLAY MINERAL CONFERENCE, 7., 1960, London. **Proceedings...** London: CLAYS & CLAY MINERAL CONFERENCE, 1960. 7 v. p. 317-327.

MELLO, M. A. R. de; KALKO, E. K.; SILVA, W. R. Diet and abundance of the bat Sturnira lilium (Chiroptera) in a Brazilian Montane Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, v. 89, n. 2, p. 485-492, 2008.

MELLO-LEITÃO, C. de. **Zoogeografia do Brasil**. 3th ed. Mossoró: Escola Superior de Agricultura de Mossoró, 1980. (Coleção Mossoroense, vol. CXI).

MELO, G. A. et al. Os invertebrados aquáticos ameaçados de extinção no estado do Espírito Santo. In: PASSAMANI, M.; MENDES, S. L. M. (Orgs.). **Espécies da fauna ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo**. Vitória: IPEMA-Instituto de Pesquisa da Mata Atlântica, 2007. p. 121-125.

MELO, v. F. et al. Relationship between heavy metals and minerals extracted from soil clay by standard and novel acid extraction procedures. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, p. 668, 2016.

_____. Reference values for potentially harmful elements in soils from Atlantic Rainforest, Brazil. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 181, p. 138-147, 2017.

MELO, v. F.; ALLEONI, L. R. **Química e mineralogia do solo**. Parte I - conceitos básicos. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. 1 v.

MELO, v. F.; LIMA, v. C. Composição do solo, crescimento de plantas e poluição ambiental. In: LIMA, v. C.; LIMA, M. R.; MELO, V.F . (Eds.). **O solo no meio ambiente, abordagem para professores do ensino fundamental e médio e alunos do ensino médio**. Curitiba: Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, 2007. p. 27-48.

MENEZES, n. A.; WEITZMAN, S. H. Two new species of Mimagoniates (Teleostei: Characidae: Glandulocaudinae), their phylogeny and biogeography and a key to the glandulocaudin fishes of Brazil and Paraguay. **Proceedings of the Biological Society of Washington**, v. 103, n. 2, p. 380-426, 1990.

MEYBECK, M. **Global occurrence of major elements in rivers. In Surface and Groundwater, Weathering and Soils** Oxford: Elsevier -Pergamon, 2005.

MILLER, A. The mouthparts and digestive tract of adult dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae), with reference to ingestion of helminth eggs. **The Journal of Parasitology, Lawrence**, v. 47, n. 5, p. 735-744, 1961.

MINA DA PASSAGEM. **Mariana – Minas Gerais**. Disponível em: <https://mariana.minasdapassagem.com.br/historia/>. Acesso em: 16 jan. 2019.

MINAS GERAIS. Conselho de Política Ambiental (COPAM). Deliberação Normativa COPAM nº 147, de 30 de abril de 2010. Aprova a Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna do Estado de Minas Gerais. **Diário do Executivo do Estado de Minas Gerais**, Belo Horizonte, 4 maio 2010.

_____. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Conselho Estadual de Política Ambiental. Deliberação Normativa COPAM nº 166, de 29 de junho de 2011. **Diário do Executivo do Estado de Minas Gerais**, Belo Horizonte, 26 jul. 2011.

_____. Lei Estadual nº 20.922, de 16 de outubro de 2013. Dispõe sobre as políticas florestal e de proteção à biodiversidade no Estado. **Diário do Executivo do Estado de Minas Gerais**, Belo Horizonte, 17 out. 2013.

_____. **Relatório Técnico nº 4/2015**. Minas Gerais: Instituto Estadual de Florestas, 2015.

MIRANDA, C. L. et al. Análise morfométrica de populações do caranguejo-uçá (*Ucides Cordatus L.)* (Crustacea – Decapoda) em manguezais do litoral do Espírito Santo. **R. Ci. méd. biol.**, v. 4, n. 1, p. 15-23, 2005.

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 Zoociências**, v. 15, n. 1, 2, 3, p. 69-90, 2013.

Mocelin, M. A. O. **Biologia reprodutiva e desenvolvimento dos filhotes de cágado amarelo *Acanthochelys radiolata* (Mikan, 1820) em cativeiro (Reptilia: Testudines: Chelidae)**. Rio de Janeiro: UFRJ/Museu Nacional, 2001.

MOLL, D.; MOLL, E. O. **The ecology, exploitation, and conservation of river turtles**. New York: Oxford University Press, 2004.

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.

MORENO, C. E. et al. Measuring biodiversity in the Anthropocene: a simple guide to helpful methods. **Biodivers Conserv**, v. 26, n. 12, p. 2993-2998, 2017.

MORETTI, M. S.; CALLISTO, M. Biomonitoring of benthic macroinvertebrates in the middle Doce River watershed. **Acta Limnol. Bras.**, v. 17 p. 267-281, 2005.

MORIASI, D. n. et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Trans. Asabe**, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.

MORRIS JR., J. G. *Pfiesteria*, "the cell from hell," and other toxic algal nightmares. **Clinical Infectious Diseases**, v. 28, p. 1191-1198, 1999.

MORRIS, G. L.; FAN, J. **Reservoir Sedimentation**. New York: McGraw-Hill Book Co., 1998.

MORRONE, J. J. Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. **Zootaxa**, v. 3782, n. 1, p. 1-110, 2014.

MOTTA, A. C. V.; LIMA, M. R. Princípios de calagem. In: LIMA, M. R. (Ed.). **Diagnóstico e recomendações de manejo do solo**: aspectos teóricos e metodológicos. Curitiba: UFPR/Setor de Ciências Agrárias, 2006. p. 191-232.

MOTTA, A. C. V.; MELO, v. F. Química dos solos ácidos. In: MELO, v. de F.; ALLEONI, L. R. F. **Química e mineralogia do solo**. Parte II: Aplicações. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 313-371.

MOURÃO, M. A. A. **Caracterização hidrogeológica do Aquífero Cauê, Quadrilátero Ferrífero, MG**. 2007. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

MÜLLER, A. C. P.; LANA, p. C. **Manual de identificação de moluscos bivalves da família dos teredinídeos encontrados no litoral brasileiro**. Curitiba: Editora da UFPR, 2004.

MÜLLER, G. Index of geoaccumulation in the sediments of the Rhine River. **Geojournal**, v. 2, n. 3, p. 108-118, 1969.

MÜLLER, p. **The dispersal centres of terrestrial vertebrates in the Neotropical Realm**. The Hague: Dr. W. Junk B.V., 1973.

MUNRO, n. T. et al. Bird's response to revegetation of different structure and floristics. Are restoration plantings restoring bird communities? *Restoration Ecology, Washington*, v. 19, n. 201, p. 223-235, 2010.

MUNSELL SOIL COLOR COMPANY. **Munsell soil color chats**. Munsell color. Baltimore: Maryland Macbeth Division of Kollmorgen Coporation, 1975.

NALESSO, R. C.; BARROSO, G. F. Cultivo de moluscos no Espírito Santo: situação atual. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 2., 2005, Vitória. **Anais...** Vitória: II Congresso Brasileiro de Oceanografia, 2005. p. 789.

_____. Sistemas de cultivos aquícolas costeiros no Espírito Santo: cultivos de moluscos bivalves. In: BARROSO, G. F.; POERSCH, L. H. S.; CAVALLI, R. O. (Orgs.). **Sistemas de cultivos aquícolas na zona costeira do Brasil**: recursos, tecnologias, aspectos ambientais e sócio-econômicos. Rio de Janeiro: Ed. Museu Nacional, 2007. p. 203-209.

NALESSO, R. C.; GARCIA-PRADO, J. A. Influência dos organismos incrustantes no crescimento do mexilhão *Perna perna* (L.) em estruturas de cultivo, na Praia do Coqueiro, município de Anchieta, ES. In: INTERNATIONAL CONFERENCE MANGROVE: CONNECTING RESEARCH AND PARTICIPATIVE MANAGEMENT OF ESTUARIES AND MANGROVES, 2003, Salvador. **Proceedings…** Salvador: International Conference Mangrove: Connecting Research and Participative Management of Estuaries and Mangroves, 2003.

NALESSO, R. C. & MAZIOLI, C. Fauna macrobentônica da região entre-marés da Praia de Camburi, Vitória, ES. In: **Anais V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação**, Vitória, ES, 109:156-163, 2000.

NALESSO, R. C. et al. Soft macrobenthic communities of Vitoria Bay estuarine system, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of** Oceanography, v. 53, n. ½, p. 23-38, 2005.

NAS, M. **Medical and biologic effects of environmental pollutants**. Washington: Division of Medical Sciences, National Academy of Sciences/U.S. National Research Council, 1973.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. v. River flow forecasting through conceptual models part I: a discussion of principles. **Journal of hydrology**, v. 10, n. 3, p. 282-290, 1970.

NATIONAL INSTITUTE OF STANDARDS AND TECHNOLOGY (NIST). **Certification of Three NIST Renewal Soil Standard Reference Materials for Element Content**: SRM 2709a San Joaquin Soil, SRM 2710a Montana Soil I, and SRM 2711a Montana Soil II. 2010. Disponível em: <https://www.nist.gov/sites/default/files/documents/srm/SP260-172.pdf>. Acesso em: set. 2018.

NEUMANN-LEITÃO, S. et al. Zooplâncton da área estuarina do rio Formoso, PE (Brasil). **Trab. Oceanog.**, v. 23, p. 55-64, 1995.

_____. Biodiversidade do mesozooplâncton no nordeste do Brasil. **Trab. Oceanog.**, v. 26, n. 1, p. 27-34, 1998.

NEVES, J.A. **Fauna bentônica de estuários do norte do Espírito Santo**. 2014. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2014.

NICHOLS, E. et al. Co-declining mammals and dung beetles: An impending ecological cascade. **Oikos**, v. 118, p. 481-487, 2009.

NICHOLS, O. G.; GRANT, C. D. Vertebrate fauna recolonization of restored bauxite mines-key findings from almost 30 years of monitoring and research. **Restoration Ecology**, Washington, v. 15, n. 4 supl, p. 116-126, 2007.

NMT Inc. Visible Implant Elastomer Tag. Project Manual. Guidelines on planning and conducting projects using VIE and associated equipment. **NMT**, v. 2.0, 2008.

NOBLE, B.; STOREY, K. Towards increasing the utility of follow-up in Canadian EIA. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 25, p. 163-180, 2005.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. n. Fósforo. In: NOVAIS, R. F. et al. **Fertilidade do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 472-552.

NOVAIS, S. M. A. et al. Effects of a Possible Pollinator Crisis on Food Crop Production in Brazil. **PLoS ONE**, v. 11, n. 11, p. e0167292, 2016.

NRMMC. Australian Drinking Water Guidelines. In: NATIONAL WATER QUALITY MANAGEMENT STRATEGY, 6., NATIONAL HEALTH AND MEDICAL RESEARCH COUNCIL, NATIONAL RESOURCE MANAGEMENT MINISTERIAL COUNCIL, COMMON WEALTH OF AUSTRALIA, 2011, Canberra. **Proceeding...** Canberra, 2011.

NUNES, E. T. ***Farfantepenaeus brasiliensis* (Crustacea: Penaeoidea)**: morfologia do hepatopâncreas e sua relação com os metais pesados encontrados no litoral sul do espírito santo. 2011. Tese (Doutorado) – Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2011.

NUNES, R. A. **Composição e estrutura da comunidade zooplanctônica de um estuário tropical (Espírito Santo, Brasil)**. 2010. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2010.

NUTRIPETRO S.A. **Estudo de impacto ambiental – EIA - Terminal Portuário de Uso Múltiplo da NutriPetro**. Aracruz: NUTRIPETRO S.A., 2013.

NYBAKKEN, J. W. **Marine Biology**. An ecological approach. 5th ed. Harlow: Pearson Education, 2001.

ODUM, E. p. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 1988.

OKSANEN, J. et al. **Package 'vegan'- Community Ecology**: R Package version 2.5-3. 2013. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 6 dez. 2018.

OLIVEIRA, A. C. M. et al. Caracterização histoquímica do hepatopâncreas de fêmeas adultas do camarão-rosa *Farfantepenaeus brasiliensis* (Decapoda; Penaeoidea) coletadas no litoral sul do Espírito Santo. In: CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE CRUSTÁCEOS, 7., 2010, Belém. **Anais...** Belém: Congresso Brasileiro sobre Crustáceos, 2010.

OLIVEIRA, F. S. et al. Riqueza, hábitats e aspectos ecológicos de quelônios aquáticos nos igarapés da área de influência da mineração do Platô Bacaba e Lago Sapucuá, FLONA de Saracá-Taquera, Pará, Brasil. In: MORATO, S. A. A.; FERREIRA, G. N.; CAVILHA-SCUPINO, M. R. (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., 2018. p. 140-185.

OLIVEIRA, J. B. **Pedologia aplicada**. Piracicaba: FEALQ, 2005.

OLIVEIRA, U.; BRESCOVIT; A. D.; SANTOS, A. J. Delimiting areas of endemism through kernel interpolation. **PLoS ONE**, v. 10, n. 1, p. 1-18, 2015.

OMORI, M.; IKEDA, T. **Method in Marine zooplankton ecology**. New York: Jonh Wiley & Sons, 1984.

OOSTERMEIJER, J. G. B.; VAN SWAAY, C. A. M. The relationship between butterflies and environmental indicator values: a tool for conservation in a changing landscape. **Biological Conservation**, v. 86, p. 271-280, 1998.

PACHECO, A. A. **Avaliação da contaminação em solos e sedimentos da bacia hidrográfica do Rio Doce por metais pesados e sua relação com o fundo geoquímico natural**. Minas Gerais, Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2015.

PACHECO, S. M. et al. Morcegos urbanos: status do conhecimento e plano de ação para a conservação no Brasil. **Chiroptera Neotropical**, v. 16, n. 1, p. 629-647, 2010.

PAGLIA, A. p. et al. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, n. 1, p. 69-79, 1995.

_____. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição. **Occasional Papers in Conservation Biology**, v. 6, n. 6, p. 1-76, 2012.

PAIVA FILHO, A. M.; SCHMIEGELOW, J. M. Estudo sobre a ictiofauna acompanhante da pesca do camarão sete-barbas (Xiphopenaeuskroyeri) nas proximidades da Baía de Santos, SP. I – Aspectos quantitativos. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 34, p. 79-85, 1986.

PAIVA, R. C. D. **Modelagem hidrológica e hidrodinâmica de grandes bacias**. Estudo de caso: bacia do rio Solimões. 2009. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

PALMER, A. R. Waltzing with asymmetry. **BioScience**, v. 46, n. 7, p. 518-532, 1996.

PALMER, A. R.; STROBECK, C. Fluctuating asymmetry Measurement, analysis and patterns. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, p. 391-421, 1986.

_____. Fluctuating asymmetry analyses revisited. In: POLAK, M. (Ed.). **Developmental instability**: causes and consequences. Oxford: Oxford University Press, 2003. p. 279-319.

PANDEY, A. et al. Catena Physically based soil erosion and sediment yield models revisited. **Catena**, v. 147, p. 595-620, 2016.

PASCOALINI, S. S. **Eficiência fotossintética nos manguezais na baía de Vitória, ES**. 2014. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2014.

PASSAMANI, M.; MENDES, S. L. **Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Estado do Espírito Santo**. Vitória: Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica, 2007.

PATTERSON, B. D.; WILLIG, M. R.; STEVENS, R. D. Trophic strategies, niche partitioning, and patterns of ecological organization. In: KUNZ, T. H.; FENTON, M. B. (Eds.). **Bat Ecology**. Chicago: University Chicago Press, 2003. p. 536-579.

PATTON, J. L.; PARDIÑAS, U. F. J.; D'ELÍA, G. **Mammals of South America, Volume 2 – Rodents**. Chicago: The University of Chicago Press, 2015.

PATTON, J. L.; SILVA, M. n. F.; MALCOLM, J. R. Mammals of the Rio Juruá and the evolutionary and ecological diversifications of Amazonia. **Bull.Am.Mus.Nat.Hist**., v. 244, p. 1-306, 2000.

Pauly, D. et al. Towards sustainability in world fisheries. **Nature**, v. 418, p. 689-695, 2002.

PEDRO, W. A. et al. **Morcegos do Brasil**. Londrina: UEL, 2007.

PEET, R. K. The measurement of species diversity. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, v. 5, p. 285-307, 1974.

PELLEGRINO, K. C. M. et al. Phylogeography and species limits in the Gymnodactylus darwinii complex (Gekkonidae, Squamata): genetic structure coincides with river systems in the Brazilian Atlantic forest. **Biol. J. Linn. Soc**., v. 85, p. 13-26, 2005.

PEREIRA, F. v. et al. Estrutura da vegetação em duas áreas com diferentes históricos de antropização no manguezal de Anchieta, ES. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 22, p. 1-8, 2009.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5, p. 402-411, 2002.

PETRI, B. et al. Paternity assessment and population subdivision in a natural population of the Larger Mouse-eared bat *Myotis myotis*. **Mol. Ecol.**, v. 6, p. 235-242, 1997.

PETRI, D. J. C. et al. Distribuição das espécies e estrutura do manguezal do rio Benevente, Anchieta, ES. **Biota Neotrop.**, v. 11, n. 3, p. 107-116, 2011.

PETROBRAS. **EIA – Estudo de impacto ambiental atividade de produção e escoamento de óleo e gás do campo de Jubarte, Bacia de Campos**. Relatório Técnico CPM RT 017/04 VOLUME I/II. Rio de Janeiro: Petróleo Brasileira S.A., 2004.

_____. **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**. Rio de Janeiro: Petróleo Brasileira S.A., 2010.

_____. **EIA – Estudo de impacto ambiental para o gasoduto sul norte capixaba**. Relatório COM RT 086/10. Rio de Janeiro: Petróleo Brasileira S.A., 2011.

PIELOU, E. C. **An introduction to mathematical ecology**. New York: Wiley Interscience, John Wiley & Sons, 1969.

_____. Ecological Diversity. New York: Wiley Interscience, 1975.

_____. **The interpretation of ecological data**. A primer on classification and ordination. New York: Publ. John Wiley & Sons, 1984.

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. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2014.

PIPER, A. M. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses. **American Geophysical Union Transactions**, v. 25, p. 914-923, 1944.

PIRATELLI, A. et al. **Searching for bioindicators of forest ragmentation**: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. 2011. Disponivel em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttextepid=S1519-69842008000200006elang=pt>. Acesso em: 19 set. 2011.

PITMAN, M. R. p. L. et al. **Manual de identificação, prevenção e controle de predação por carnívoros**. Brasília: Ed. IBAMA, 2002.

PIVELI, R. P; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2005.

POCOCK, M. J. O. et al. Developing and enhancing biodiversity monitoring programmes: a collaborative assessment of priorities. **J. Appl. Ecol**., v. 52, p. 686-695, 2015.

POGGERE, G. C. et al. Adsorção de arsenato ($HAsO_4^{2-}$) pela fração argila de solos das Penínsulas Keller e Barton, ilha Rei George, Antártica Marítima. **Revista Ciência Agronômica**, v. 48, n. 1, 2017.

POL, A.; NOGUEIRA, M. R.; PERACCHI, A. L. Primeiro registro da família Furipteridae para o Estado do Rio de Janeiro (Chiroptera: Furipteridae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 3, p. 561-563, 2003.

PORTFORS, C. v. et al. Bats from Fazenda Intervales, Southeastern Brazil – species account and comparison between different sampling methods. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 17, n. 2, p. 533-538, 2000.

POWERS, M. C. A new roundness scale for sedimentary particles. **Journal of Sedimentary Petrology**, v. 23, p. 117-119, 1953.

PRITCHARD, D. W. What is an estuary: physical viewpoint. In: LAUFF, G. H. (Ed.). **Estuaries**. Washington: Amer. Publ. 1967. p. 3-5.

PRITCHARD, p. C. H. **Living turtles of the world**. New Jersey: T.F.H. publications, 1967.

PSG EQUILIBRIUM. **EIA - Terminal Portuário de Uso Múltiplo da Nutripetro**. EA-01-11-0-1. Vitória: PSG EQUILIBRIUM, 2013.

QUINTELA, F. M.; IOB, G.; ARTIOLI, L. G. S. Diet of Procyon cancrivorus (Carnivora, Procyonidae) in restinga and estuarine environments of southern Brazil. **Iheringia**, v. 104, p. 143-149, 2014.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2014.

_____. **R**: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2016.

_____. **R**: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2018.

RAMIREZ, J. L.; BIRINDELLI, J. L.; GALETTI, p. M. A new genus of Anostomidae (Ostariophysi: Characiformes): Diversity, phylogeny and biogeography based on cytogenetic, molecular and morphological data. **Mol Phylogenet Evol**., v. 107, p. 308-323, 2017.

RAVIKUMAR, P.; SOMA SHEKAR, R. K.; PRAKASH, K. L. A comparative study on usage of Durov and Piper diagrams to interpret hydrochemical processes in groundwater from SRLIS river basin. Karnata Ka, India. **Elixir Earth Sci**., v. 80, 2015.

REID, J. W. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustácea, Copepoda)., São Paulo: USP. **Bolm. Zool.**, n. 9, p. 17-143, 1985.

REIJNDERS, p. J. H.; GUILAR, A. Pollution and marine mammals. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Eds.). **Encyclopedia of Marine Mammals**. 2nd ed. San Diego: Academic Press, 2009. p. 890-898.

REIS, D. M. **Ocupação urbana em áreas de preservação permanente: o caso do manguezal da área continental de Vitória/ES**. 2013. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2013.

REIS, M.; MÜLLER, G. A.; MARCONDES, C. B. Inventário de mosquitos (Diptera: Culicidae) da Unidade de Conservação Ambiental Desterro, Ilha de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Biota Neotrop**, 2010.

REIS, R. E.; CARDOSO, A. R. Two new species of Rineloricaria from southern Santa Catarina and northeastern Rio Grande do Sul, Brazil (Teleostei: Loricariidae). **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 10, n. 1, p. 45-51, 2001.

REITER, p. Climate change and mosquito-borne disease. **Environ Health Perspect**, v. 109, p. 141-161, 2001.

RESH, v. H. Which group is best Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. **Environ Monit Assess**, v. 138, p. 131-138, 2008.

REZENDE, C. E. et al. Hidroquímica. In: VALENTIN, J. L. (Ed.). **Características hidrobiológicas da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira (Salvador, BA, ao Cabo de São Tomé, RJ)**. Brasília: Ideal Gráfica e Editora, 2006. p. 31-60.

RHODIN, A. G. J.; VAN DIJK, p. P.; PARHAM, J. F. Turtles of the world: annotated checklist of taxonomy and synonymy. In: RHODIN, A. G. J. et al. (Eds.). **Conservation biology of freshwater turtles and tortoises**: a compilation project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group. Chelonian Research Monographs n. 5, 2008.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, p. T. G.; ALVAREZ, v. H. Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais – CFSEMG. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. Viçosa: Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, 1999.

RIBEIRO, L. S.; ALVES, M. da G. Quantificação de perda de solo por erosão no município de Campos dos Goytacazes/RJ através de técnicas de geoprocessamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos, 2007. p. 3039-3046.

RICAN, Y.; KULLANDER, S. O. 'Cichlasoma' *scitulum*, a new species of cichlid fish from the Rio de la Plata Region in Argentina, Brazil and Uruguay. **Copeia**, v. 4, p. 794-802, 2003.

RICARD, M. **Atlas du Phytoplankton Marin**: Diatomophycées. Paris: Éditions du Centre National de la Recherche Scientifique, 1987. v. 2.

ROBERTSON, A. I.; ALONGI, D. M. (Eds.). **Tropical Mangrove Ecosystems**: coastal and estuarine studies. Washington, D. C.: American Geophysical Union, 1992. v. 41.

ROBINETTE, W. L.; LOVELESS, C. M.; JONES, D. A. Field tests of strip census methods. **The Journal of Wildlife Management**, v. 38, n. 1, p. 81-96, 1974.

ROCHA, C. F. D. et al. **Biologia da conservação**: essências. São Carlos: RiMa, 2006.

RODRIGUES, A. M. T. et al. A explotação do caranguejo *Ucides cordatus* (Decapoda: Ocypodidae) e o processo de gestão participativa para normatização da atividade na região sudeste-sul do Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 26, n. 1, p. 63-78, 2000.

RODRIGUES, A. S. L. **Caracterização da bacia do rio Gualaxo do Norte, MG, Brasil**: avaliação geoquímica ambiental e proposição de valores de background, 2012.

RODRIGUES, M. S.; GÓES DA COSTA, E.; BELÚCIO, L. F. Levantamento do zooplâncton da baía do Guajará (Pará-Brasil). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 3., CONGRESSO IBERO-AMERICANO DE OCEANOGRAFIA, 1., 2008, Balneário Camboriú. **Anais...** Balneário Camboriú, SC, 2008.

RODRIGUES, M. T. et al. Molecular phylogeny, species limits, and biogeography of the Brazilian endemic lizard genus Enyalius (Squamata: Leiosauridae): an example of the historical relationship between Atlantic Forests and Amazonia. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 81, p. 137-146, 2014.

RODRIGUES, v. L. **Dieta e ecologia alimentar do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetartiodactyla: Delphinidae) na região do Banco dos Abrolhos, costa central do Brasil**. 2014. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2014.

ROSA FILHO, J. S. et al. Monitoramento de longo prazo da macrofauna bentônica entremarés de praias arenosas. In: TURRA, A.; DENADAI, M. G. **Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros**. São Paulo: IOUSP, 2015. cap. 14.

ROSENBERG, D. M.; RESH, v. H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993.

ROSS, J. **Prácticas de ecología**. Barcelona: Ed. Omega, 1979.

ROSSA-FERES, D. C. et al. Herpetofauna. In: RODRIGUES, R. R. et al. (Orgs.). **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica; FAPESP, 2008. p. 83-94.

ROSSI, R. v. et al. Ordem Didelphimorphia. In: REIS, n. R. et al. (Orgs.). **Mamíferos do Brasil**: guia de identificação. Rio de Janeiro: Ed. Technical Books, 2010.

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. R.; WEDEKIN, L. L.; SOUSA-LIMA, R. S. Distribution and habitat use of small cetaceans in the Abrolhos Bank, Eastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 5, n. 1, p. 23-28, 2006.

RUEDA, J. V.; CASTRO, F.; CORTEZ, C. 2006. Técnicas para el inventario y muestreo de anfibios: una compilación. In: ANGULO, A. et al. (Eds). **Técnicas de inventario y monitoreo para los anfibios de la región tropical andina**. Conservación Internacional. Bogotá: Panamericana Formas e Impresos S.A., 2006. p. 135-171. (Serie Manuales de Campo 2).

RUEDA-ALMONACID, J. v. et al. **Las tortugas y los cocodrilianos de los países andinos del trópico**. Bogotá: Conservación Internacional, Editorial Panamericana, 2007. (Serie de guías tropicales de campo 6).

RUFFINO, M. L.; CASTELLO, J. p. Alterações na ictiofauna acompanhante da pesca do camarão-barba-ruça (Artemesialonginaris) nas imediações da Barra de Rio Grande, Rio Grande do Sul – Brasil. **Nerítica**, v. 7, n. 1, p. 43-55, 1992.

RUPIL, G. M. **Dieta de golfinhos e sobreposição trófica com a pesca de arrasto na costa central do Brasil**. 2016. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) – Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, 2016.

SAADA, A. et al. Adsorption of arsenic (V) on kaolinite and on kaolinite-humic acids complexes: role of humic acid nitrogen groups. **Chemosphere**, v. 51, n. 8, p. 757-763, 2003.

Saccol, S. A. S. et al. In the shadow of trees: does eucalyptus afforestation reduce herpetofaunal diversity in Southern Brazil? South American **Journal of Herpetology**, v. 12, n. 1, p. 42-56, 2017.

SAMPAIO, F. D. F. **Aspectos reprodutivos relacionados à proteção jurídica do caranguejo *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Decapoda, Brachyura) no Espírito Santo**. 2002. Dissertação (Mestrado) –Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2002.

SAMPAIO, F. D. F. et al. Determinação do período reprodutivo e do tamanho de maturação funcional dos ovários de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Brachyura, Ocypodidae) na baía de Vitória, Espírito Santo. **Archives of Veterinary Science**., v. 16, n. 3, p. 87-96, 2011.

SANQUETTA, C. R. et al. **Inventários florestais**: planejamento e execução. 2a ed. Curitiba: Multi-Graphic, 2009.

SANS, K. et al. **Biodiversidad planctónica en el rio de la Plata**. Montevideo, 2003.

SANSEVERINO, A. M.; NESSIMIAN, J. L. Assimetria flutuante em organismos aquáticos e sua aplicação para avaliação de impactos ambientais. **Oecol. Bras**., v. 12, n. 3, p. 382-405, 2008.

SANTOLIN, C. v. A. **Quantificação e avaliação ambiental da contaminação por metais pesados e arsênio em sedimentos da bacia do rio Doce - MG**. 2015. Tese (Doutorado em Ciências - Química) – Departamento de Química, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

SANTOS et al. **Primeiro levantamento de ictiofauna da bacia do rio Doce após o rompimento da barragem de rejeito da Samarco, em Mariana-MG**. Universidade Federal de Viçosa, 2017.

SANTOS, I.; FILL, H. D.; SUGAI, M. R. v. B.; BUBA, H.; KISHI, R. T.; MARONE, E.; LAUTERT, L. F. **Hidrometria Aplicada**, Curitiba: Editoração CEHPAR – Centro de Hidráulica e Hidrologia Prof. Parigot de Souza. 2001. 372 p.

SANTOS, n. S. dos. **Estrutura de comunidades de macroalgas ao longo do gradiente salino no manguezal do estuário do Rio São Mateus-ES**. 2016. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2016.

SANTOS, R. D. et al. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2015.

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 (Doutorado) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2014.

SANTOS-SILVA, E. n. **Revisão das espécies do "complexo nordestinus" (Wright, 1935) de Notodiaptomus Kiefer, 1936 (Copepoda: Calanoida: Diaptomidae)**. 2000. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

SARMENTO-SOARES, L. M.; BUCKUP, p. A. A new Glanidium from the rio São Francisco basin, Brazil (Siluriformes: Auchenipteridae: Centromochlinae). **Copeia**, v. 4, p. 846-853, 2005.

SAWAYA, R. J.; MARQUES, O. A. V.; MARTINS, M. Composition and natural history of a Cerrado snake assemblage at Itirapina, São Paulo state, southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, p. 129-151, 2008.

SBH. 2018. **Brazilian reptiles – List of species**. Electronic Database accessible at: <http://www.sbherpetologia.org.br> Acessado em: 17.12. 2018.

SCHAEFER, S. A. The neotropical cascudinhos: systematics and biogeography of the Otocinclus catfishes (Siluriformes, Loricariidae). **Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia**, v. 148, p. 1-120, 1997.

SCHNAID, F. **Ensaio de campo e suas aplicações a engenharia de fundações**. São Paulo: Oficina de Texto, 2000.

SCHULZ, U. H.; MARTINS JUNIOR, H. *Astyanax fasciatus* como bioindicador da poluição da água do Rio dos Sinos, RS, Brasil. **Braz. J. Biol**., v. 61, n. 4, p. 615-622, 2001.

SCHWAMBORN, R. **Influence of mangroves on community structure and nutrition of macrozooplankton in Northeast Brazil**. Bremen: Zentrum für Marine Tropenökologie, 1997.

SCHWAMBORN, R. et al. 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.

SCHWERTMANN, U.; TAYLOR, R.M. Iron oxides. In: DIXON, J. B.; WEED, S. B. (Eds.). Minerals in soil environments. 2nd ed. Madison: Soil Science Society of America, 1989. p. 379-438.

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, 2017.

SCOLFORO, J. R. **Inventário florestal**. Lavras: ESAL/FAEPE, 1993.

SCOTT JR., n. J.; WOODWARD, B. D. Surveys at breeding sites, In: HEYER, W. R. et al. (Eds.). **Measuring and monitoring biological diversity**: standard methods for amphibians. Smithsonian Institution Press, 1994. p. 118-125.

SEGERS, H. Rotifera. In: **Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**. The Hague, The Netherlands: SPC Academics, 1995. v. 2.

SEMINOFF, J. A.; RESENDIZ, A.; NICHOLS, W. J. Diet of East Pacific Green Turtles (Chelonia mydas) in the Central Gulf of California, Mexico. **Journal of Herpetology**, v. 36, n. 3, p. 447–453, 2002.

SERVICE, M. W. Agricultural development and arthropod-borne diseases: a review. **Rev Saude Publica**, v. 3, p. 165-78, 1991.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. Urbana: University of Illinois Press. 1949.

SHEPARD, F. p. **Submarine geology**. 3rd ed. Harper & Row, Publ., 1973.

SHIEL, C. B.; SHIEL, R. E.; FAIRLEY, J. S. Seasonal changes in the foraging behaviour of Leisler's bats (*Nyctalus leisleri*) in Ireland as revealed by radio-telemetry. **Journal of Zoology**, v. 249, p. 347-358, 1999.

SHS. Consultoria e Projetos de Engenharia. **Plano Municipal de Saneamento Básico de Belo Oriente - MG**: Relatório Final – Preliminar. Caracterização Geral do Município e do Saneamento Básico Municipal. Belo Oriente: IBIO, 2018. v. 1. Disponível em: <http://www.cbhsantoantonio.org.br/belo-oriente>. Acesso em: 16 jan. 2019.

SICILIANO, S. et al. **Whales, river dolphins, and dolphins in the Campos basin**. Rio de Janeiro, 2006. (Fiel Guide Series). Disponível em: <http://thecre.com/pdf/brazil%20reprt%20e.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2019.

SILVA, C. A.; TOGNELLA, M. M. p. Biodiversidade desconhecida: registro de *Nausitora fusticula* (Bivalvia, Teredinidae) para a região norte do estado do Espírito Santo. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer**, Goiânia, v. 9, n. 16, p. 2453-2461, 2013.

SILVA, C. A. **Levantamento e distribuição da família Teredinidae (Mollusca, Bivalvia) em Conceição da Barra e Aracruz, Espírito Santo, Brasil**. 2011. Trabalho de Conclusão de Curso. Ciências Biológicas – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.

SILVA, D. P.; VITAL, M. v. C.; DE MARCO, p. JR. Assimetria flutuante como ferramenta de bioindicação: os efeitos da cidade de Manaus (AM) sobre Erythemis peruviana (Rambur, 1842) (Insecta: Odonata) junto à bacia do Rio Amazonas. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007, Caxambu. **Anais...** Caxambu, 2007. p. 1-2.

SILVA, F. D. G. B. da et al. Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim - SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 2, p. 141-148, 2010.

SILVA, G. p. et al. Caracterização química, física e mineralógica de estéreis e rejeito da mineração de ferro da Mina de Alegria, Mariana-MG. **Revista Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 36, n. 1, p. 45-52, 2006.

SILVA, I. D.; MENDONÇA, E. D. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. D. et al. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 276-374.

SILVA, L. C. et al. 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. F. B.; TAVARES, M.; SOARES-GOMES, A. Population structure of the lancelet *Branchiostoma caribaeum* (Cephalocordata: Branchiostomidae) in the Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 4, p. 617-623, 2008.

SILVA, L. R. p. et al. Composição do zooplâncton do furo do Combú, Belém – PA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 3., CONGRESSO IBERO-AMERICANO DE OCEANOGRAFIA, 1., 2008, Fortaleza. **Anais...** Balneário Camboriú: Aoceano, 2008.

SILVA, L. S. **Diversidade e distribuição do gênero *Alvania* (Mollusca, Gastropoda: Rissoidae) no litoral brasileiro**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2012.

SILVA, M. A. B.; BERNINI, E.; CARMO, T. M. S. Características estruturais de bosques de mangue do estuário do rio São Mateus, Espírito Santo, Brasil. **Acta bot. bras.**, v. 19, n. 3, p. 465-471, 2005.

SILVA, S. M. et al. Divide to conquer: a complex pattern of biodiversity depicted by vertebrate components in the Brazilian Atlantic forest. **Biol J Linn Soc**, v. 107, p. 39-55, 2012.

SILVEIRA, M. p. **Aplicação do biomonitoramento da qualidade da água em rios**. Meio Ambiente. Documentos n. 36. Rio de Janeiro: Embrapa, 2004.

SIMLER, R. DIAGRAMMES. **Logiciel d'hydrochimie**. Un. d'Avignon. http://www.lha.univ-avignon.fr/setup-Diagrammes.exe, 2018.

SKOOG, D. A. et al. **Fundamentos de química analítica**. 8a ed. London: Cengage Learning, 2006.

SMITH, J. D. et al. The uncertain response in humans and animals. **Cognition**, v. 62, p. 75-97, 1997.

SNEDAKER, S.; SNEDAKER, J.G. **The mangrove ecosystem**: research methods. UNESCO: Printed in the United Kingdom, 1984.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2015**. Brasília: Ministério das Cidades, 2016. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/component/content/article?id=140>. Acesso em: 10 jan. 2019.

SOARES, v. L.; BERNARDINO, A.F. Impacto do derramamento controlado de óleo diesel sobre a macrofauna bentônica de praias arenosas localizadas na APA Costa das Algas, Aracruz ES. In: SEMANA NACIONAL DA OCEANOGRAFIA, 28., 2016, Guarapari. **Anais...** Guarapari, 2016.

SOBRAL-SOUZA, T.; LIMA-RIBEIRO, M. S.; SOLFERINI, v. n. Biogeography of Neotropical Rainforests: past connections between Amazon and Atlantic Forest detected by ecological niche modeling. **Evolutionary Ecology**, v. 29, n. 5, p. 643-655, 2015.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO (SBCS). **Física do solo**. Viçosa: SBCS, 2016.

SOLAR, R. R. C. et al. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecol. Lett**., v. 18, p. 1108-1118, 2015.

SOUSA, R. A.; CAMPOS, n. S.; ORLANDO, R. **Preparação de amostras para análise elementar**. Apostila de Apoio Química Analítica Avançada I. Juiz de Fora: UFJF, 2015.

SOUZA, E. M.; JESUS, H. C. Impacto ambiental de metais no manguezal do Rio Santa Maria, Bubu e Aribir, Vitória/ES, utilizando bioindicadores *Mytella* e *Crassostrea rhizophorae*. In: SEMINÁRIO DE EXTENSÃO E PESQUISA DO ESPÍRITO SANTO, 1., 1999, Vitória. **Anais...** Vitória, 1999.

SOUZA, E. M.; NALESSO, R. C.; JESUS, H. C. Determinação de Metais Pesados em *Crasssotrea rizhophorae* e *Mytella* sp. nos manguezais dos rios Aribiri, Bubu e Santa Maria - Grande Vitória/ES. VII Congresso Brasileiro de Limnologia, 1999. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 7., 1999, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: UFSC, 1999. p. 1-15.

SOUZA, E. S. **Rota de processo para aproveitamento de rochas itabiríticas estéreis da mina de conceição**. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Metalúrgica e de Minas) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.

SOUZA, E. M. **Avaliação da contaminação por metais pesados (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb e Zn) no manguezal do rio Santa Maria da Vitória, Grande Vitória/ES, utilizando *Crassostrea rhizophorae***

(Guildins, 1828) e *Mytella guyanensis* (Lamarck, 1819) como biomonitores. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2002.

SOUZA, F. **Revisão taxonômica de Rhamdia Bleeker, 1858, da bacia do río de La Plata, com a redescrição de Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)**. 2017. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2017.

SOUZA, F. L. Geographical distribution patterns of South American side-necked turtles (Chelidae), with emphasis on Brazilian species. **Rev. Esp. Herp.**, v. 19, p. 33-46, 2005.

SOUZA, F. L.; ABE, A. S. Feeding ecology, density and biomass of the freshwater turtle, *Phrynops geoffroanus*, inhabiting a polluted urban river in southeastern Brazil. **Journal of Zoology**, v. 252, p. 437-446, 2000.

SOUZA, F. L. et al. Partioning of molecular variation at local spatial scales in the vulnerable neotropical freshwater turtle *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae): implications for the conservation of aquatic organisms in natural hierarchical systems. **Biological Conservation**, v. 104, p. 119-126, 2002.

SOUZA, F. L. et al. Dispersal of *Phrynops geoffroanus* (Chelidae) in an urban river in Central Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 7, p. 257-261, 2008.

SOUZA, F. L.; MOLINA, F. Estado atual do conhecimento de quelônios no Brasil, com ênfase para as espécies não amazônicas, p. 264-277. In: NASCIMENTO, L. B; OLIVEIRA, M. E. (Eds.). **Herpetologia no Brasil II**. Belo Horizonte: Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2007.

SOUZA, G.; JUCÁ, K. **Código florestal e a ciência**: o que nossos legisladores ainda precisam saber. Sumários executivos de estudos científicos sobre impactos do projeto de código florestal. Comitê Brasil em Defesa das Florestas e do Desenvolvimento Sustentável, 2012.

SOUZA, K. F. S. de. **Avaliação quantitativa de vírus entéricos em mexilhão (*Mytella guyanensis* e *Mytella charruana*) e ostra (*Crassostrea rhizophorae*) em área de manguezal da Baía de Vitória (ES) com a utilização da PCR em tempo real**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2012.

SPACH, H. L. et al. Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 52, n. 1, p. 47-58, 2004.

SPALDING, M.; BLASCO, F.; FIEL, C.D. (Eds.). **World mangrove atlas**. Okinawa: The international Society for mangrove ecosystems, 1997.

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.

STOA USP – StoaWiki - Universidade de São Paulo, 2009. Disponível em: <http://wiki.stoa.usp.br/Usu%C3%A1rio:Clovisdsn>. Acesso em: 15 dez. 2018.

STRAHLER, A. n. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. **Geological Society of America Bulletin**, v. 63, n. 11, p. 1117-1142, 1952.

STRAUBE, F. C.; BIANCONI, G. v. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. **Chiroptera Neotropical**, Brasília, v. 8, n. 1- 2, p. 150-152, 2002.

SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: Edgard Blücher, 1973.

_____. **Rochas sedimentares**. São Paulo: Edgard Blücher, 1980.

TADDEI, v. A.; PEDRO, W. A. Morcegos (Chiroptera, Mammalia) do Vale do Ribeira, Estado de São Paulo: diversidade de espécies. São Carlos. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1998, São Carlos. **Anais...** São Carlos: 1998. p. 911-919.

TARDY, Y. **Une méthode de détermination des types d'altération actuels par létude des eaux en pays granitiques et gneissiques**. Comptes Rendus de L'Academie des Sciences de Paris, 1968. v. 267. (Serie D).

TAVARES, R. G. et al. Diversidade e distribuição dos portunídeos (CRUSTACEA, BRACHYURA) no Litoral de Anchieta, Espírito Santo, Brasil. In: ENCONTRO LATINO AMERICANO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 20., 2016, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos: 2016.

TCHERNAVIN, v. A revision of some Trichomycterinae based on material preserved in the British Museum (Nat. Hist.). **Proceedings of the Zoological Society of London**, v. 114, p. 234-275, 1994.

TEIXEIRA, B. A. C. **Estrutura da fauna bentônica de duas praias do Norte do Espírito Santo**. 2016. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2016.

TERBORGH, J. et al. 2008. Tree recruitment in an empty forest. **Ecology**, v. 89, p. 1757-1768, 2008.

THIES, C.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Effects of landscape context on herbivory and parasitism at different spatial scales. **Oikos**, v. 101, p. 18-25, 2003.

THOMÉ, M. T. C. et al. Barriers, rather than refugia, underlie the origin of diversity in toads endemic to the Brazilian Atlantic Forest. **Molecular Ecology**, v. 23, n. 24, p. 6152-6164, 2014.

TILLMAN, U. et al. *Azadinium poporum* from the Argentine Continental Shelf, Southwestern Atlantic, produces azaspiracid-2 and azaspiracid-2 phosphate. **Hamful Algae**, v. 51, p. 40-55, 2016.

TOMAS, C. R. **Identifying marine phytoplankton**. San Diego: Academic Press, 1997.

TRIVINHO-STRIXINO, S. Ordem Diptera, Família Chironomidae. Guia de identificação de larvas. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora IMPA, Editora do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2014. p. 457-660.

TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de água**. 3a ed. São Paulo: Escola Politécnica da USP, 2006.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1998.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO (UFES). **8° relatório**: monitoramento ambiental. Projeto RAM: Victory 8B. Vitória: UFES, 2007.

_____. **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. Rede UFES – rio Doce. Vitória: UFES, 2017. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/relatorio_consolidado_ufes_rio_doce.pdf> Acesso em: 29 out. 2018.

UIEDA, W., HARMANI, n. M. S., SILVA, M. M. S. Raiva em morcegos insetívoros (Molossidae) do Sudeste do Brasil. **Rev. Saúde Publica**, v. 29, p. 393-397, 1995.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US-EPA). **Acid digestion of sediments, sludges, and soils – Technical Resource Document (EPA SW-846/3050B)**. Washington, D.C., 1996a. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/epa-3050b.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2019.

_____. **Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices – Technical Resource Document (EPA SW-846/3052)**, Washington, 1996b. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3052.pdf>. Acesso em 15 mar. 2019.

_____. **Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils – Technical Resource Document (EPA SW-846/3051A)**. Washington, D.C., 2007. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3051a.pdf>. Acesso em 15 mar. 2019.

_____. SW-846 EPA Method 3051A. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils. In: _____. **Test methods for evaluating solid waste**. 3rd Update. Washington, D.C.: US Environmental Protection Agency, 2007.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. **Mitteilungen. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie**, v. 9, p. 1-38, 1958.

UWITEC. **Corer Sampler**. Disponível em: <http://www.uwitec.at/html/corer.html>. Acesso em: 16 jan. 2019.

VALE, C. C. do. Caracterização dos manguezais em três diferentes ambientes morfológicos costeiros do estado do Espírito Santo. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA, 6., Goiânia, 2006. **Anais...** Goiânia, 2006. p. 1-11.

VALE, C. C.; ROSS, J. L. S. As transformações morfológicas e fitogeográficas do estuário do rio São Mateus, Litoral Norte do Estado do Espírito Santo, Entre 1970 e 2008. **Revista do Departamento de Geografia**, USP, v. 21, p. 3-23, 2011.

VALE, C. C.; DEEL´ORTO-E-SILVA, E.; WANDERLEY, T. C. Monitoramento de um trecho do bosque de mangue situado na foz do rio São Mateus, Conceição da Barra (ES) entre os anos de 1970 e 2011. **Revista Geonorte**, Edição Especial, v. 1, n. 4, p. 208-220, 2012.

VALENTIN, J.; MONTEIRO-RIBAS, W. 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.

VALLE et al. **Biodiversidade**: avaliação dos danos ambientais decorrentes do rompimento das barragens ao longo da bacia do rio Doce e zona costeira cdjacente /Coppe-20275. Avaliação dos impactos da ruptura da barragem de rejeitos de Fundão em Mariana nove meses após o desastre, 2017. cap. 5.

VANZOLINI, p. E.; RAMOS-COSTA, A. M. M.; VITT, L. J. **Répteis das caatingas**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1980.

VARI, R. p. Systematics of the neotropical characiform genus Cyphocharax Fowler (Pisces, Ostariophysi). **Smithsonian Contribution to Zoology**, n. 529, p. 1-137, 1992.

VASCONCELOS, J. A.; BRANDÃO, p. R. G.; LEMOS, L. n. Estudos de caracterização e concentração de itabirito compacto do Complexo Serra Azul, MG. **Tecnologia em Metalurgia, Materiais e Mineração**, v. 9, n. 2, p. 89-94, 2012.

VÁZQUEZ-FERNÁNDEZ, G. Á. et al. Determinação de sequências culturais em microbacia hidrográfica para caracterização do fator C da EUPS, Utilizando Fotografia Aérea. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 1996, Salvador. **Anais...** Salvador: 1996. p. 63-67.

VAZZOLER, A. E. A. M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos**: teoria e prática. Maringá: EDUEM, 1996.

VAZZOLER, G. Distribuição da fauna de peixes demersais e ecologia dos Sciaenidae da plataforma continental brasileira entre as latitudes 29º 21'S (Torres) e 34º44'S (Chuí). **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 24, p. 85-169, 1975.

VEADO, L. D. **Variação espaço-temporal do zooplâncton do baixo estuário do rio Itajaí-Açu, SC**. 2008. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí, 2008.

_____. Plâncton: fitoplâncton, zooplâncton e ictioplâncton. In: DIEHL, F. L.; GUERRA, C. R. (Coords.). **Atlas ambiental da foz do rio Itajaí Açu**. Itajaí: Chilicom, 2017. p. 130-137.

VÉLEZ, M. v. **Introduccion a la ecologia del bentos marino**. Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Cientifico y Tecnológico. Washington, D.C.: Editora Eva v. Chesneau, 1971.

VELHO, L. F. M. et al. The longitudinal distribution of copepods in Corumbá Reservoir, State of Goiás, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 453/454, p. 385-391, 2001.

VENDEL, A. L. et al. Fish assemblages in a tidal flat. **Braz. arch. biol. technol.**, v. 46, n. 2, p. 233-242, 2003.

VENEKEY, V.; FONSECA-GENEVOIS, v. G.; SANTOS, p. J. p. Biodiversity of free-living marine nematodes on the coast of Brazil: a review. **Zootaxa**, p. 1-28, 2010.

VIANA, M.; ALMEIDA, T. Bony fish bycatch in the southern Brazil pink shrimp (Farfantepenaeus brasiliensis and F. paulensis) fishery. **Braz. arch. biol. technol.**, Curitiba, v. 48, n. 4, p. 611-623, 2005.

VIANNA, L. A. **Estruturas genética e demográfica do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) na costa do Brasil**. 2013. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2013.

VILELA, L. et al. Potássio. In: GOEDERT, W. J. **Solos dos cerrados**: tecnologias e estratégias de manejo. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, São Paulo (Brasil). Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados, 1986.

VILLWOCK, J. A. A. Costa brasileira: geologia e evolução. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA BRASILEIRA - SUBSÍDIOS A UM GERENCIAMENTO AMBIENTAL, 3., 1994, São Paulo. **Anais...** São Paulo: ACIESP, 1994. v. 3, p. 1-15.

VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional. **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882-892, 2007.

VIVO, M. How many species of mammals are there in Brazil? Taxonomic practice and diversity evaluation. In: BICUDO, C. E. M.; MENEZES, n. A. (Eds.). **Biodiversity in Brazil**: a first approach. São Paulo: CNPq, 1996. p. 313-321.

VIZOTTO, L. D.; TADDEI, v. A. Chave para determinação de quirópteros brasileiros. **Revista da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de São José do Rio Preto, Boletim de Ciências**, v. 1, p. 1-72, 1973.

VOGEL, S. Chiropterophilie in der neotropischen Flora. II. **Flora**, v. 158, p. 185-350, 1969.

VOGEL, M. T. et al. **Análise química quantitativa**. 6a ed. São Paulo: LTC, 2002.

VOLPATO, G. H. et al. O Papel ecológico das aves dispersoras de sementes na restauração ecológica. In: MARTINS, S. v. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 191-211.

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.; 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.

WEKSLER, M.; BONVICINO, C. R. Taxonomy of pigmy rice rats (genus *Oligoryzomys*, Rodentia, Sigmodontinae) of the Brazilian Cerrado, with the description of two new species. **Arquivos do Museu Nacional**, v. 63, n. 1, p. 113-130, 2005.

WELLS, R. S. et al. Bottlenose dolphins as marine ecosystem sentinels: developing a health monitoring system. **EcoHealth**, v. 1, p. 246-254, 2004.

WENNING, R. **Summary of the SETAC Pellston workshop on use of sediment quality guidelines and related tools for the assessment of contaminated sediments**. Pensacola, Fl: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 2002.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analysis**. 2nd ed. Berlin: Spriger-Verlag, 1991.

WEYGOLDT, p. Changes in the composition of moutain stream frog communities in the Atlantic moutains of Brazil: frogs as indicators of environmental deteriorations? **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, n. 243, v. 4, p. 249-255, 1989.

WHITTAKER, R. J.; JONES, S. H. The role of frugivorous bats and birds in the rebuilding of a tropical forest ecosystem, Krakatau, Indonesia. **J. Biogeogr.**, v. 21, p. 245-258, 1994.

WILLIAMS, J. R. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In: Proceedings of the Sediment-Yield Workshop, USDA Sedimentation Laboratory, Oxford, Mississippi, 1975.

_____. Chapter 25. The EPIC Model. In: **Computer Models of Watershed Hydrology**. Highlands Ranch: Water Resources Publications, 1995. p. 909-1000.

WILMAN, H. et al. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. **Ecology**, v. 95, n. 7, p. 20-27, 2014.

WILSON, D. E.; REEDER, D. M. (Eds.). **Mammal species of the world**: a taxonomic and geographic reference. 3rd ed. Johns Hopkins University Press, 2005.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses**: a guide to conservation planning. U. S. Department of Agriculture, Agriculture handbook No. 537, 1978.

WITEK, B.; PLIŃSKI, M. The first recorded bloom of *Prorocentrum mimimum* (Pavillard) Schiller in the coastal zone of the Gulf of Gdańsk. **Oceanologia**, v. 42, n. 1, p. 29-36, 2000.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for drinking-water quality**. 4th ed. Genebra: WHO, 2011.

WRIGHT, L. D.; SHORT, A. D. Morphodynamics of beaches and surf zones in Australia. In: KOMAR p. D. (Ed.). **Handbook of coastal processes and erosion**. Boca Raton: CRC Press, 1983. p. 35-64.

_____. Morphodynamic variability of beaches and surf zones: a synthesis. **Marine Geology**, v. 56, p. 92-118, 1984.

XAVIER, A. L.; GUEDES, T. B.; NAPOLI, M. F. Biogeography of anurans from the poorly known and threatened coastal sandplains of Eastern Brazil. **PLOS ONE**, v. 10, p. e0128268, 2015.

YAPO, p. O.; GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S. Multi-objective global optimization for hydrologic models. **Journal of hydrology**, v. 204, n. 1-4, p. 83-97, 1998.

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.

ZANARDO, A.; MARQUES JÚNIOR, J. Conceitos básicos em mineralogia. In: MELO, v. de F.; ALLEONI, L. R. F. **Química e mineralogia do solo**. Parte I: conceitos básicos. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 73-150.

ZANETTI, G. **Macrofauna bêntica da zona de lavado de praias capixabas 80 dias após o desastre de Mariana (MG)**. 2017. Dissertação (Mestrado em Sistemas Aquáticos Tropicais) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, 2017.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; SMITH, G. M. **Analysing ecological data**. New York: Springer, 2007.

GLOSSÁRIO

Ambiente Bentônico: domínio referente ao substrato de sistemas aquáticos.

Ambiente Pelágico: domínio referente às massas d'água.

Ambientes transicionais: ambiente de transição entre o ambiente continental e o ambiente marinho raso.

Antrópico: que se originou da ação do homem.

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 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.

Atingidos: refere-se às pessoas que sofreram algum dano advindo do desastre.

Bacia Hidrográfica: área principal de drenagem de um rio e seus afluentes.

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;

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.

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.

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.

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, efeitos e /ou susceptibilidade dos organismos a agentes estressores.

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.

Dano Ambiental: alteração da condição do ambiente, causada pelo desastre, em relação à linha base, que pode ser mensurada por um indicador.

Desastre: resultado de eventos adversos, naturais ou provocados pelo homem, sobre um ecossistema vulnerável.

Ecotoxicolgia: campo que estuda os efeitos de substâncias tóxicas em organismos.

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.

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.

Equitabilidade: padrão de distribuição dos organismos em relação a sua espécie, sendo geralmente, proporcional a diversidade.

Espécie Exótica: espécies que se encontram fora de sua distribuição natural.

Eutrofização: acúmulo de matéria orgânica em corpos d'água, podendo ser de origem natural ou antrópica, que acarreta no aumento da biomassa fitoplanctônica. Este grande aumento da biomassa de organismos fotossintetizantes causa a diminuição do oxigênio disponível e, consequentemente, o aumento da biomassa de bactéria anaeróbicas.

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.

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.

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 arranjamento das partículas em agregados). A dinâmica das fases líquida e gasosa está diretamente associada a essas duas propriedades.

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}->Fe^{+3}) e precipitação de colóides de hidróxidos ferruginosos em camadas alternadas com sílica coloidal no fundo dos mares daquelas épocas.

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.

Holoplâncton: organismos que permanecem todo o seu ciclo de vida no plâncton.

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.

Indicadores Biológicos (ou Bioindicadores): espécies, grupo de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, abundância e condições são indicativos biológicos de uma determinada situação ambiental.

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.

Larva Véliger: larva planctônica que eclode com estruturas corporais como pé, concha e véu.

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.

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.

Mediolitoral: Faixa da zona entremarés coberta e descoberta diariamente pelas marés.

Mediolitoral: faixa da zona entremarés coberta e descoberta diariamente pelas marés.

Meroplâncton: organismos que permanecem no plâncton apenas na fase inicial do seu ciclo de vida.

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.

Morfotipo: características morfológicas que distinguem organismos da mesma espécie.

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.

Perda Ambiental: lesões aos recursos ou serviços ambientais, causadas pelo desastre, que geram prejuízo significativo à sociedade.

Plataforma continental: leito marinho que começa na linha de costa e desce com um declive suave até o talude continental.

Pontos de controle: foram considerados pontos de controle os solos de terras altas, adjacentes às várzeas soterradas pelo rejeito depositado, que foram coletados pelo Lactec para auxiliar no melhor entendimento sobre as características dos solos naturais da região afetada.

Região Estuarina: área de transição entre rio e mar que sofre grandes oscilações nos gradientes físico-químicos e influência direta da maré.

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.

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.

Serviços Ambientais: benefícios que as pessoas obtêm da natureza direta ou indiretamente, através dos ecossistemas, a fim de sustentar a vida no planeta.

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

Solo natural: foi considerado como sendo representativo dos solos naturais da região afetada as características dos solos de várzeas anteriores ao desastre (representadas pela linha base previamente estabelecida) e as características dos solos controle coletados após o desastre (solos de terras altas).

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.

Sublitoral: Faixa da zona entremarés descoberta apenas nas marés mais baixas de sizígia.

Supralitoral: Faixa da zona entremarés coberta apenas nas marés mais altas de sizígia.

Taxa: plural de táxon em latim.

Táxon: categorias usadas no sistema de classificação dos organismos.

Taxonomia: ramo da biologia que classifica os organismos através de sua história evolutiva.

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. Prevalecem 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.

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 n° 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 n° 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 n° 420/2009.